

**Análise do impacto ambiental na lagoa de Mundaú (AL),
através da determinação de metais pesados em siri
azul (*Callinectes danae*, Smith 1869).**

PAULA ARAUJO CATELANI

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY
RIBEIRO
CAMPOS DOS GOYTACAZES
DEZEMBRO - 2009

**Análise do impacto na lagoa de Mundaú (AL), através
da determinação de metais pesados em siri azul
(*Callinectes danae*, Smith 1869).**

PAULA ARAUJO CATELANI

**“Monografia apresentada ao Centro de
Biociências e Biotecnologia da
Universidade Estadual do Norte
Fluminense Darcy Ribeiro, como
exigência para conclusão do curso de
Ciências Biológicas com ênfase em
Ciências Ambientais.”**

Orientador: Prof. Dr. Carlos Eduardo Veiga de Carvalho

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY
RIBEIRO
CAMPOS DOS GOYTACAZES / RJ
DEZEMBRO - 2009**

**Análise do impacto ambiental na lagoa de Mundaú (AL),
através da determinação de metais pesados em siri
azul (*Callinectes danae*, Smith 1869).**

PAULA ARAUJO CATELANI

**“Monografia apresentada ao Centro de
Biociências e Biotecnologia da
Universidade Estadual do Norte
Fluminense Darcy Ribeiro, como
exigência para conclusão do curso de
Ciências Biológicas com ênfase em
Ciências Ambientais.”**

Aprovada em ____/____/____

Comissão examinadora:

Prof. Dr^a.Cristina Maria Magalhães de Souza (Dr^a em Ciências Biológicas) -
UENF

Dr. Marcelo Gomes de Almeida (Dr. em Biociências e Biotecnologia) - UENF

Prof. Dr. Edésio José Tenório de Melo (Dr. em Ciências Biológicas (Biofísica)) –
UENF

(Representante do Orientador)

**“Dedico esta monografia a
minha mãe Dalva, ao meu pai
Paulo, ao meu irmão Túlio,
minha cunhada Ana Paula e a
todos os queridos que fizeram
parte dessa jornada.”**

AGRADECIMENTOS

Foram muitas as pessoas que contribuíram de forma muito especial para que esse momento se realizasse. Gostaria de agradecer imensamente a todos aqueles que me incentivaram e me apoiaram em todos os momentos de dificuldades, em que tudo parecia impossível de acontecer.

Para a realização deste trabalho, contei com a ajuda e o apoio de muitas pessoas, que contribuíram de diferentes formas na minha vida, mas sem dúvida, cada uma foi especial e teve sua importância, à sua maneira.

Em primeiro lugar, agradeço a Deus por ter me dado força e coragem para superar as dificuldades;

Agradeço aos meus pais, Dalva e Paulo, que sempre me deram muita força, carinho, compreensão e amor. Amo muito vocês, obrigada pelos ensinamentos e exemplos de vida;

Ao meu irmão Túlio e a minha cunhada Ana Paula pela força e por estarem ao meu lado;

Aos meus familiares, que são muitos e difícil de listar, mas destacando a presença sempre marcante das tias: Cléia, Ana, Creuza, Cassia, Cleide; aos primos: Bruno, Marcela, Anna Clara, Sílvia, Cássia, Mila e aos meus padrinhos Leila e Edgar;

Aos meus queridos amigos, Gustavo, Bernardo, Nathália, Isis, Danilo, Fernanda, que mesmo de longe estão sempre presentes na minha vida fazendo com que eu tenha momentos de muita alegria, em especial a minha segunda família: Sandra (mãe dois), Lívia, mais do que minha amiga, minha irmã do coração, Danillo e João Gabriel;

As minhas amigas de república antiga: Lara, Luciana, Layra e Palloma e as amigas atuais, Ivy e Júlia que estão sempre ao meu lado aguentando minhas crises de coluna e de humor e me ajudando em tudo sempre que possível;

Ao meu orientador Carlos Eduardo Veiga de Carvalho pela força, ensinamentos e amizade;

Aos técnicos do LCA que sempre me ajudaram muito: Amanda, Geovana, Diogo;

Ao CNPQ pelo apoio financeiro;

A todos os meus queridos e inesquecíveis colegas de faculdade, que ajudaram fazer essa difícil estadia em Campos mais alegre. Citar todos é difícil, quase impossível, mas não poderia deixar de citar: Gabi, Thiago Augusto, Lucas (bambino), Gabriel, Danieli Flavia, Aline, Verônica, Andressa Tardem, Iara, Emily, Ana, Thaís, Iuri, Hudson, Lupis, Juliana, Mariana e Drieli.

Ao professor Edésio por ter aceitado ser o representante do meu orientador na banca.

ÍNDICE

Agradecimentos	II
Lista de figuras	VI
Lista de tabelas	VIII
Resumo	IX
Abstract	X
1- INTRODUÇÃO	1
1.1- Apresentação	1
1.2- Metais pesados	1
1.3- Metais Pesados nos Ecossistemas Costeiros	2
1.4- Importância do Estudo de Metais	3
1.5- Impactos ambientais	4
1.6- Bioindicador	5
1.7- Absorção de Metais Pesados pelos organismos marinhos .	6
1.8- <i>Callinectes danae</i> (Siri azul)	6
2- HIPÓTESE DE TRABALHO	8
3- JUSTIFICATIVA	8
4- OBJETIVO GERAL	9
4.1- Objetivos específicos	9
5- MATERIAL E MÉTODOS	9
5.1- Área de estudo	9
5.2- Caracterização da área de estudo	11
5.3- Amostragem	13
5.4- Análise estatística	14

6- RESULTADOS.....	14
6.1- Variáveis biológicas	14
6.2- Concentrações de Cu	16
6.3- Concentrações de Zn	22
7- DISCUSSÃO	28
8- CONCLUSÃO	33
9- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	34

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: <i>Callinectes danae</i>	8
Figura 2: Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú/Manguaba (Texeira e Sá, 1998).	10
Figura 3: Figura 3: Precipitação pluviométrica em Maceió (Fonte: Secretaria do Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos, Governo do Estado de Alagoas).....	11
Figura 4: Média e desvio padrão do peso dos organismos estudados.	11
Figura 5: Média e desvio padrão do comprimento da carapaça dos organismos estudados.	15
Figura 6: Correlação entre o peso (g) e o comprimento (cm) dos indivíduos de <i>C. danae</i>	15
Figura 7: Padrão de regressão das concentrações de Cu ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em diferentes tecidos de indivíduos fêmeas.	16
Figura 8: Concentração de Cu em diferentes tecidos de indivíduos fêmeas.....	17
Figura 9: Correlação entre a concentração de Cu ($\mu\text{g.g}^{-1}$) e o comprimento de fêmeas.	18
Figura 10: Padrão de regressão das concentrações de Cu ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em diferentes tecidos de indivíduos machos.	19
Figura 11: Concentração de Cu em diferentes tecidos de indivíduos machos..	21
Figura 12: Correlação entre concentração de Cu e comprimento de machos..	21

Figura 13: Concentrações de Cu em indivíduos machos e fêmeas.	22
Figura 14: Padrão de regressão das concentrações de Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em diferentes tecidos de indivíduos fêmeas.	22
Figura 15: Concentração de Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em diferentes tecidos de indivíduos fêmeas.	24
Figura 16: Correlação entre concentração de Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) e comprimento de fêmeas.	24
Figura 17: Padrão de regressão das concentrações de Zn em diferentes tecidos de indivíduos machos.	25
Figura 18: Concentração de Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em diferentes tecidos de indivíduos machos.	27
Figura 19: Correlação entre concentração de Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) e comprimento de machos.	28
Figura 20: Concentrações de Zn em machos e fêmeas de <i>C. danae</i>	28

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Limites de detecção para cada metal.	13
Tabela 2: Concentração média e desvio padrão de Cu $\mu\text{g.g}^{-1}$ entre indivíduos fêmeas e machos de <i>C. danae</i> da lagoa de Mundaú.	16
Tabela 3: Comprimento da carapaça (cm), concentração média e desvio padrão de Cu ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em indivíduos fêmeas de <i>C.danae</i> da lagoa de Mundaú no músculo e nas vísceras.	16
Tabela 4: Comprimento da carapaça (cm), concentração média e desvio padrão de Cu ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em indivíduos machos de <i>C.danae</i> da lagoa de Mundaú no músculo e nas vísceras.....	19
Tabela 5: Concentração média e desvio padrão de Zn $\mu\text{g.g}^{-1}$ entre indivíduos fêmeas e machos de <i>C. danae</i> da lagoa de Mundaú.	22
Tabela 6: Comprimento da carapaça (cm), concentração média e desvio padrão de Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em indivíduos fêmeas de <i>C.danae</i> da lagoa de Mundaú no músculo e nas vísceras.	22
Tabela 7: Comprimento da carapaça (cm), concentração média e desvio padrão de Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em indivíduos machos de <i>C.danae</i> da lagoa de Mundaú no músculo e nas vísceras.	25
Tabela 8: Comparação das concentrações de Cu e Zn em amostras de siri-azul (<i>C. danae</i>) com aqueles divulgados na literatura para diferentes organismos aquáticos e com os limites máximos recomendados por organizações de saúde.	32

RESUMO

A ingestão de alimentos contaminados por metais pesados é a principal via de contaminação humana, podendo provocar sérios problemas à saúde. Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi determinar a concentração de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em siri-azul (*Callinectes danae*) (Smith, 1869) da lagoa de Mundaú. Essa espécie de siri possui uma distribuição geográfica da Flórida até a Argentina, sendo muito comum em ecossistemas de manguezais. As amostras foram coletadas em fevereiro de 2008 (estação seca). Os indivíduos coletados foram então levados para o laboratório, onde foi realizada a medição de parâmetros biológicos (peso, comprimento padrão e determinação do sexo). Depois foi realizada a digestão e para a análise dos metais nas amostras de tecido muscular e vísceras foi utilizado o ICP-AES da Varian (Modelo Liberty II). A maior concentração média de Cu foi obtida nos machos ($4,10 \pm 1,41 \mu\text{g.g}^{-1}$). Já para o Zn, maior a concentração média foi observada nas fêmeas ($25,97 \pm 5,74 \mu\text{g.g}^{-1}$). Para os demais metais (Cd, Cr, Ni e Pb), os resultados foram abaixo do limite de detecção do aparelho. Pode-se observar que os valores obtidos estão abaixo do limite máximo permitido para consumo humano (Cu= $30 \mu\text{g.g}^{-1}$ e Zn= $100 \mu\text{g.g}^{-1}$ de peso úmido) tanto pelo Ministério da Saúde quanto pela WHO, logo não oferecem riscos à saúde humana decorrentes do consumo destes itens de pescado.

ABSTRACT

The ingestion of contaminated food is the main human contamination pathway that could cause seriously health injuries. Therefore, the objective of the present study is to study the heavy metal (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn) distribution in the muscular tissue and viscus of the blue crab (*Callinectes danae*) (Smith, 1869) from the Mundaú lake. These crab species presented a geographic distribution from the Flórida up to Argentina, and is a very common species in mangrove ecosystems. The samples of the present study were collected in February 2008 (dry season). After the sampling the specimens were taken to the lab where the biological parameters were measured (weight, standard length and sex). Muscular tissues and viscus were taken with the help of a stainless scissor. Aliquots of 1.5g were weighted and dissolved by strong acid mixture and the heavy metals concentrations measured with an atomic emission spectrophotometer with induced coupled plasma (ICP-AES) from Varian (Liberty II). The average Cu concentration was obtained in males ($4.10 \pm 1.41 \mu\text{g.g}^{-1}$). As for Zn, the highest concentration was observed in females ($25.97 \pm 5.74 \mu\text{g.g}^{-1}$). For the other metals (Cd, Cr, Ni and Pb), the results were below the detection limit of the device. It can be observed that the values are below the maximum allowed for human consumption (Cu = $30 \mu\text{g.kg}^{-1}$ and Zn = $100 \mu\text{g.kg}^{-1}$) established by the ANVISA and by the WHO. Therefore the consumption of these Shell fishes are not a risk for human health.

1) INTRODUÇÃO

1.1) Apresentação

Este estudo faz parte do projeto de cooperação bilateral Brasil Alemanha, dentro do Programa de Ciências do Mar intitulado: “Impacto de Poluentes da Monocultura de Cana de Açúcar em estuários e Águas Costeiras do NE-E do Brasil: “Transporte, destino e Estratégias de Gerenciamento Sustentável”, que está tendo como coordenadores gerais os professores Dr. Bastiaan Adriaan Knoppers (Geoquímica, UFF) e Dr. Wolfgang Baltzer (Universidade de Bremen) e financiamento do CNPq (Processo nº 590002/2005-8) e do BMBF.

1.2) Metais

Quase todos os elementos químicos estão envolvidos em ciclos fechados na natureza, em concentrações que não causam efeitos nocivos aos organismos, movendo-se entre os vários compartimentos ambientais em velocidades e extensões variadas (Markert, 1998). Entretanto, um dos aspectos mais graves da introdução de substâncias químicas nesses compartimentos, é a sua bioacumulação na cadeia alimentar existente nos ambientes aquáticos e terrestres.

Os metais tem tendência de formar ligações reversíveis com grande número de compostos e por não serem biodegradáveis, participando do ciclo ecobiológico global no qual a água tem papel principal (Tomazelli,2003). Deste modo, estes elementos podem gerar alterações nas interações entre os parâmetros físicos, químicos e biológicos de um determinado ecossistema, devido as suas propriedades de persistência no ecossistema, bioacumulação na cadeia trófica, causando sérios problemas toxicológicos para os organismos vivos.

Em baixas concentrações, muitos desses metais como o zinco (Zn), manganês (Mn), cobre (Cu) e o ferro (Fe), são fundamentais para que ocorra o metabolismo de plantas e animais, sendo considerados elementos essenciais (Jesus et al., 2003).

Por outro lado, os elementos não essenciais (Al, Hg, Pb, Cd, Ag, Cr, Ni e Sn), não possuem função biológica conhecida, podendo apresentar toxicidade aos organismos mesmo em baixas concentrações (Walker et al., 1996).

A toxicidade de cada metal é bastante variável e dependerá dentre outros fatores, da sua disponibilidade para incorporação biológica, sua concentração e forma química, bem como de sua essencialidade em processos metabólicos ao longo da vida do organismo (Chapman et al, 1996).

Além das formas naturais de metais nos ecossistemas, como intemperismo das rochas, erosão dos solos, vulcões e fontes termais, existem as fontes antropogênicas, como efluentes urbanos, queima de combustíveis fósseis, indústrias de beneficiamento de ferro e aço, fertilizantes e depósitos de rejeitos. (Förstner & Wittman, 1983).

1.3) Metais nos Ecossistemas Costeiros

Os metais adicionados ao sistema fluvial, por fontes naturais ou antrópicas, podem ser transportados de duas maneiras: como espécies dissolvidas na água ou associados a partículas sólidas transportadas pelo rio, sejam estas em suspensão ou arrastadas como parte da carga do leito do rio.

No ambiente aquático, os metais podem estar presentes nas formas particulada (em suspensão ou sedimento de fundo), coloidal ou dissolvida, sendo constantemente redistribuídos entre estas fases durante o transporte (Shi, et al., 1998), e dependendo de sua forma química, podem ser acumulados pelos organismos vivos.

A forma química como o metal está presente nos compartimentos ambientais é chamado especiação química, sendo esta dependente de fatores físico-químicos da água, como salinidade, pH, Eh, concentrações e características dos ligantes (complexos aniônicos).

De um modo geral, a solubilidade de muitos metais aumenta com o decréscimo do pH, havendo relação direta entre este e a solubilidade, ou seja, quanto mais ácido for o pH do meio, maior será a mobilidade destes elementos. Com isso, metais retidos nos sedimentos migram para a coluna d'água, em

decorrência da redução do pH, expressando assim a toxicidade destes elementos (Salomons & Stigliani, 1995).

O manguezal é um ambiente que sofre influência do regime de marés, constituindo uma área de transição entre os ambientes terrestre e marinho (Jesus et al., 2003; Onofre et al., 2007). É um dos ecossistemas costeiros de grande importância para a população pesqueira de regiões tropicais e subtropicais por possuir uma grande produtividade biológica e ser fonte de recursos pesqueiros (Schaeffer-Novelli, 1995).

De acordo com Onofre et al., (2007), este é um ambiente que apresenta diversas características específicas que favorecem a retenção e o acúmulo de metais. Principalmente em função da formação de depósito de argilas, silte e outros detritos que constituem excelentes superfícies para o transporte de metais, sendo a precipitação desses sedimentos favorecida pelos elevados níveis de pH e disponibilidade de sulfetos.

1.4) Importância do Estudo de Metais

Em diversos sistemas estuarinos-lagunares, nas zonas costeiras do Nordeste e Leste do Brasil, a contaminação por metais está relacionada com a atividade da indústria sucroalcooleira. A monocultura da cana-de-açúcar é uma estratégia amplamente disseminada em países tropicais tais como o Brasil. Apesar de inúmeras vantagens, a monocultura de cana-de-açúcar sofre uma exploração de longo prazo dos mesmos recursos minerais o que acarreta no empobrecimento e erosão dos solos. Devido à ausência de inimigos naturais para as ervas daninhas e pestes, este tipo de prática agrícola requer fertilização permanente e pesticidas específicos, que possuem em suas composições certas quantidades de metais que acabam assim por contaminar os ecossistemas aquáticos (Rissato et al., 2004).

A aplicação e o uso de herbicidas, pesticidas e fertilizantes durante os diferentes estágios de cultivo da cana-de-açúcar, aliados ao problema da devastação das matas ciliares, têm acarretado, impactos sobre os recursos hídricos das áreas adjacentes a essas plantações, sobretudo através do processo de lixiviação do solo de áreas cultivadas com adubos químicos e defensivos agrícolas (Esteves, 1988).

Apesar do benefício decorrente da utilização de herbicidas, pesticidas e fertilizantes para o aumento na produtividade agrícola, o problema de intoxicações por defensivos tem preocupado as autoridades, sobretudo pelo fato de que estas ocorrem pela ingestão gradual desses produtos que contaminam a água, o solo e os alimentos (Rissato et al., 2004). Estes produtos agrícolas podem sofrer processos de bioacumulação em diferentes níveis tróficos, como por ex.: acumulando-se no tecido de peixes e crustáceos ou ainda em aves e outros animais terrestres, como no leite das vacas que utilizam a água de córregos e rios contaminados e, principalmente, em organismos do topo da cadeia trófica na qual o homem está inserido (Odum, 1988).

As áreas costeiras são consideradas as principais fornecedoras de proteína de origem marinha para uma parcela significativa da população, portanto um estudo sobre as concentrações de metais nessas áreas com organismos utilizados para consumo humano é de extrema importância, visto que no caso de uma contaminação nesses ecossistemas, os mesmos poderão tornar-se a principal via de transferência destes elementos à população humana, podendo gerar, problemas de ordem sanitária e desequilíbrio ecológico, afetando ainda a produtividade e a estrutura das comunidades vegetais e animais (Penna-Franca et al., 1982).

A ingestão de alimentos contaminados por metais podem provocar diversos problemas de intoxicação humana (Machado et al., 2002). A característica bioacumulativa dos metais pode levar a uma resposta tóxica latente nos organismos afetados ou a toxicidade em organismos do topo da cadeia.

1.5) Impactos ambientais

A poluição ambiental pode ser definida como a introdução de substâncias naturais ou não em um determinado ambiente, influenciando os seres vivos direta ou indiretamente, de maneira reversível ou irreversível e alterando as características naturais dos ecossistemas atingidos (Odum, 1988; Fostner & Wittmann, 1981).

As atividades humanas vêm alterando intensamente os ciclos da natureza levando ao limite a capacidade suporte dos sistemas que permitem a existência da vida na Terra. Elementos químicos que ocorrem na natureza em quantidades extremamente pequenas estão agora aumentando sua concentração em nosso

meio. A emissão descontrolada de elementos químicos no meio ambiente pelo homem é, certamente, um dos principais fatores para o aumento localizado destes poluentes dentro do ciclo global (Raibow, 1985).

1.6) Bioindicador

O emprego da biota em pesquisas de monitoramento ambiental data da década de 60 e foi primeiramente utilizado por Folsom et al. (1993) apud Tomazelli (2003), na tentativa de quantificar a contaminação das águas da Califórnia por radionuclídeos. Ainda segundo Tomazelli (2003), no final da década de 60 e início dos anos 70, outros pesquisadores iniciaram estudos sobre a possibilidade da utilização de organismos para monitorar contaminantes conservativos em ecossistemas aquáticos. Atualmente a biota tornou-se uma importante ferramenta em programas de monitoramento ambiental, uma vez que a biodisponibilidade é medida diretamente, sem suposições, como ocorre em outros métodos analíticos.

As espécies que acumulam metais ou outras substâncias em seus tecidos e por esta razão podem ser usadas no monitoramento da biodisponibilidade destes compostos em um ambiente particular recebem o nome de biomonitores (Wagner & Boman, 2003).

De acordo com Wagner & Boman (2003), as características essenciais requeridas a uma espécie biomonitora incluem: capacidade de acumular poluentes, ser sedentária e representativa da área pesquisada, abundante, exibir tempo de vida longo, apresentar um razoável tamanho para produzir tecido suficiente para análise, ser de fácil coleta e devem apresentar alto fator de concentração para os elementos investigados.

Existem diversos organismos que podem ser usados como biomonitores, por possuírem respostas particulares aos vários poluentes, sendo então empregados para detectar qualitativa e quantitativamente a atual situação de estresse do local em questão a fim de possibilitar a avaliação do nível de poluição (Larcher, 2000).

De acordo com Jesus et al., (2003), os crustáceos, como o siri, por viverem em galerias no sedimento dos manguezais e se alimentarem de folhas de mangue e detritos orgânicos contaminados também sofrem contaminação por metais. Rainbow (1985) aponta para a capacidade de crustáceos decápodes regularem a

concentração interna de elementos essenciais, como Zn e Cu, a partir de quantidades crescentes no ambiente, empregando processos de desintoxicação fisiológica e bioquímica, como a formação de depósitos granulares e formação de proteínas ligadas aos metais (p.ex., metalotioneínas).

Contudo, tais organismos são sensíveis ao aumento de metais essenciais e não essenciais (como Cd, Pb e Hg) comportando-se assim como biomonitores (Jesus et al., 2003). Dessa forma é de suma importância o uso de siris no biomonitoramento de metais, principalmente pelo fato de serem uma fonte de alimentação de populações humanas costeiras.

1.7) Absorção de Metais pelos organismos marinhos

Os organismos vivos são responsáveis por grande parte da dinâmica dos metais traço no ambiente marinho, pois são capazes de concentrar níveis superiores àqueles usualmente encontrados na água (Bernhard & Andrae, 1984; Yamoto et al., 1985).

Todos os resíduos industriais e urbanos acabam se acumulando no substrato dos rios e estuários, sendo incorporados pelos organismos vivos, passando a fazer parte da cadeia alimentar humana. O efeito pode se agravar, durante as dragagens para fins de navegação ou canalização, quando esses resíduos ficam suspensos e mais facilmente absorvidos pelos organismos (Vasquez, 2005).

Dois vias principais de entrada dos metais nos organismos marinhos são conhecidas: a via direta, através das brânquias e a indireta, através do alimento, via trato intestinal (Vasquez, 2005).

O siri-azul, do gênero *callinectes* por ser onívoro e fazer parte da alimentação de muitas populações, também tem sido utilizado para estudos ambientais bem como para o estudo do comportamento do acúmulo de metais e outros contaminantes em seus tecidos (Jop et al. 1997; Sastre et al. 1999; Cetesb, 2001; Mule et al, 2003).

1.8) *Callinectes danae* (Siri azul)

Callinectes danae é conhecido popularmente por siri azul. Sua distribuição está restrita ao Atlântico: da Flórida até a Argentina (Mello et al., 1996). *C. danae* ocorre desde águas salobras até hipersalinas; em manguezais e estuários lamosos; também são encontrados em praias arenosas e mar aberto.

As fêmeas atingem tamanho de primeira maturação, em média, com 8,4 cm de largura da carapaça e com um ano e meio de idade.

São organismos detritívoros, promovendo assim a reciclagem dos nutrientes dentro do manguezal e colocando-os a disponibilidade de outros organismos. Os siris da família Portunidae, que inclui as espécies do gênero *Callinectes danae*, caracterizam-se por possuírem carapaça ovalada achatada dorso-ventralmente, provida por espinhos, quatro pares de patas ambulatórias (pereiópodos), sendo o último par adaptado à natação (Hickman et al., 2004).

Diagnose: Carapaça com quatro dentes frontais, o par mediano não sendo mais do que a metade do par lateral. Quelípodos com cristais granudas. Carpo com forte dente lateral seguido de forte proeminência. Gonópodo do macho indo além do ponto mediano do esternito VI e cruzando entre si perto da base.

Segundo Backup & Bond-Backup (1999), o siri azul apresenta a seguinte classificação zoológica:

Filo CRUSTACEA

Classe MALACOSTRACA Latreille, 1806

Subclasse EUMALACOSTRACA Grobben, 1892

Superordem EUCARIDA Calman, 1904

Ordem DECAPODA Latreille, 1803

Subordem PLEOCYEMATA Burkenroad 1963

Infraordem BRACHYURA Latreille, 1803

Seção BRACHYRHINCHA Borradaile, 1907

Superfamília PORTUNOIDEAE Rafinesque, 1815

Família PORTUNIDAE Rafinesque, 1815

Gênero *Callinectes* ssp.



Figura 1: *Callinectes danae*.

2) HIPÓTESE DE TRABALHO

Devido à presença de diversas indústrias, inclusive a indústria sucroalcooleira que colaboram com o aporte de rejeitos químicos para o complexo em questão espera-se encontrar níveis de metais acima do permitido para consumo humano pela legislação brasileira no tecido muscular de *Callinectes danae* (Siri azul).

3) JUSTIFICATIVA

A integridade ambiental do complexo estudado pode ser comprometida devido à possível presença de metais nos organismos em questão, oferecendo assim um potencial risco de contaminação às populações.

Portanto, um estudo da contaminação torna-se de grande importância para a região tanto do ponto de vista ambiental como da saúde pública, uma vez que estes organismos são abundantemente consumidos pelas populações humanas da região.

4) OBJETIVO GERAL

Analisar o impacto ambiental proveniente da indústria sucroalcooleira na Lagoa de Mundaú, em Alagoas, através da determinação de metais em siri azul (*C.danae*).

4.1) Objetivos específicos

1. Verificar a distribuição de metais (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn) nos tecidos musculares e nas vísceras dos siris;
2. Analisar se essas concentrações estão dentro do permitido pela legislação brasileira para consumo humano;
3. Correlacionar as variáveis biológicas da espécie com as concentrações desses metais na área de coleta;

5) MATERIAL E MÉTODOS

5.1) Área de estudo

O estudo foi realizado na Lagoa de Mundaú, que possui uma área de 23 Km², e faz parte do Complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba (CELMM/AL). Estas lagoas são interligadas por uma série de canais que convergem para uma única desembocadura (Calado & Sousa, 2002). Este Complexo lagunar possui aproximadamente 50 km² e está situado entre as coordenadas geográficas de 35°42'30" – 35°57'30" W e 9°35'00" – 9°45'00" S.

A lagoa de Mundaú situa-se no extremo leste do Estado e na parte litoral de Alagoas (Araújo & Calado) (Figura 2), onde banha cinco municípios (Maceió, Coqueiro Seco, Marechal Deodoro, Pilar e Santa Luzia do Norte), sendo seu principal fornecedor de água o Rio Mundaú.

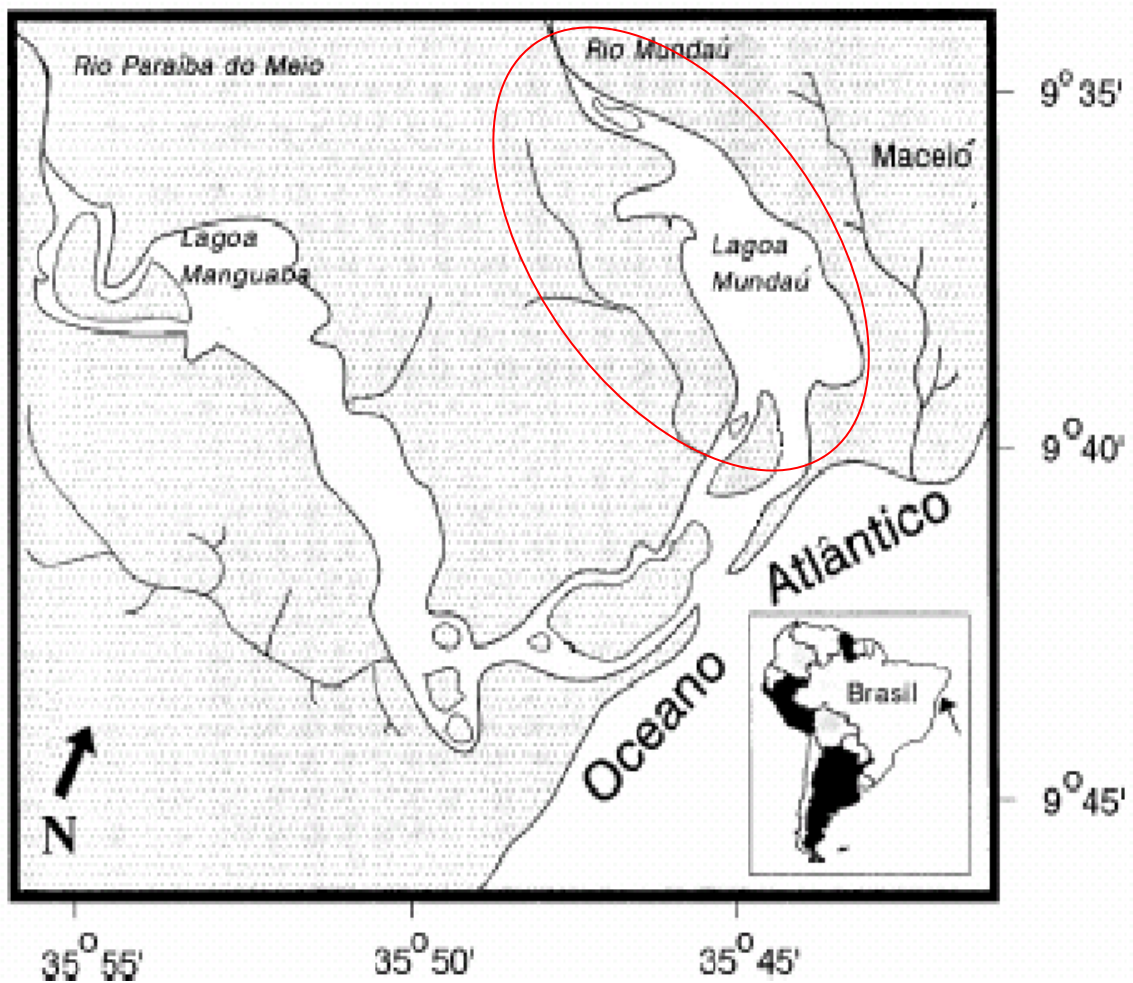


Figura 2: Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú/Manguaba (Texeira e Sá, 1998).

O clima da região é tropical (Alagoas, 1980), onde se observa duas estações bem definidas (Figura 3). A estação chuvosa se estende dos meses de março a agosto, sendo o período mais intenso de chuvas entre maio e julho. Já a estiagem ocorre entre os meses de setembro e fevereiro (Eskinazi-Leça, 1976).

Entre março e agosto as chuvas chegam a alcançar 73% do total e entre setembro e fevereiro atingem apenas 7,3% sendo esse regime pluviométrico estacional caracterizado por outono-inverno chuvoso e verão seco com raras precipitações, típico de regiões de baixa latitude (Alagoas, 1980 apud Calado & Sousa, 2003).

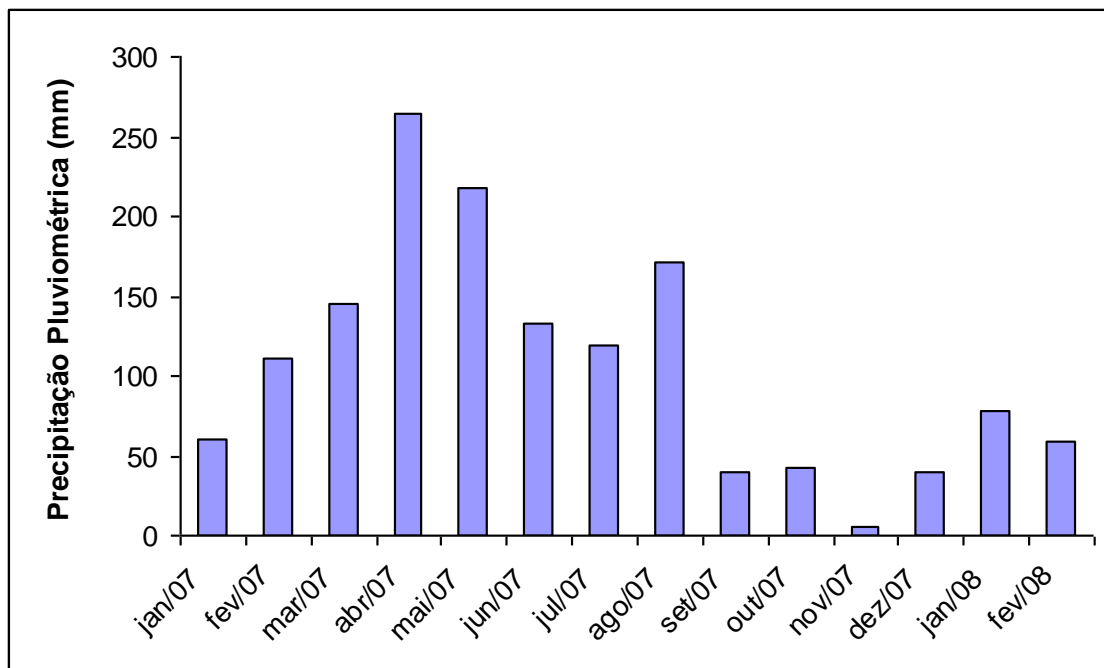


Figura 3: Precipitação pluviométrica em Maceió (Fonte: Secretaria do Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos, Governo do Estado de Alagoas).

5.2) Caracterização da área de estudo

A região do CELMM/AL é referida por Marques (1991) como um “ecocomplexo mutiestressado”, pois somam-se ao estresse natural inerente aos ecossistemas estuarinos, grupos de estresse antropogênicos. A atividade sucroalcooleira nas margens do Complexo é uma das principais responsáveis pela poluição que afeta diversas bacias hidrográficas. Nas bacias do rio Mundaú há, atualmente, seis usinas canavieiras e, no rio Paraíba há quatro unidades, sendo que algumas delas localizadas às margens de afluentes.

Outras indústrias além da sucroalcooleira encontram-se instaladas: alimentícias, químicas, de fiação e tecelagem, de papel e celulose e de fertilizantes (Marques, 1991).

A poluição originada do lançamento de efluentes industriais de usinas é mais acentuada durante o verão, quando a vazão dos rios é mais reduzida, ocorrendo um aporte de poluentes de carga orgânica e colaborando com o processo de eutrofização (Calado & Sousa, 2002). Assim, uma das evidências de estresse ambiental a qual este ecossistema está submetido é a grande mortalidade de peixes

nas lagoas, causada principalmente pela depleção nas taxas de oxigênio dissolvido (ocasionado pela eutrofização).

Nos rios há transporte de fertilizantes e agrotóxicos resultantes das atividades agrícolas. Através destes chegam também às duas lagoas toneladas de lixo, resíduos industriais e esgoto doméstico de nove municípios, inclusive Maceió (Leahy, 1994). Nesse sentido, também se constitui um dos principais fatores de poluição nessa região a favelização às margens da lagoa Mundaú e a falta de saneamento básico nos assentamentos urbanos do Complexo e das bacias hidrográficas (Marques, 1991).

Os constantes desmatamentos que vem sofrendo a vegetação de mangue localizada na região dos canais têm acentuado o depósito de sedimento tendo efeito no fluxo das águas e aumentando assim o número de loteamentos nas margens e também a pesca predatória (Leahy, 1994).

A subsistência da população ribeirinha está diretamente ligada à pesca o que contribui para quase uma total escassez de diversas espécies cuja quantidade era mais expressiva anteriormente (Silva & Silva, 1983).

5.3) Amostragem

As amostras de siri azul foram coletadas na estação seca (fevereiro de 2008). Os espécimes foram coletados diretamente do manguezal da lagoa de Mundaú. Após a coleta, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos, identificadas e armazenadas em isopor com gelo e finalmente foram encaminhadas ao laboratório de ciências ambientais da Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF), onde foram mantidas em um freezer (-18° C) até a análise.

No laboratório foram realizadas a medição dos parâmetros biológicos (peso, comprimento padrão e determinação do sexo). Posteriormente as amostras foram descongeladas e dissecadas em porções de tecido muscular da região abdominal e vísceras, que foram separadas com o auxílio de material cirúrgico de aço inox.

Foram usadas partes comestíveis do crustáceo (músculo e vísceras), visto que um dos objetos do presente estudo é a verificação dos níveis de metais aos quais as populações que se alimentam desses organismos estão expostas.

Em seguida, as amostras de músculo e vísceras foram pesadas ($\pm 1,500$ g) em triplicata com o auxílio de uma balança digital, sendo posteriormente acondicionadas em tubos de ensaio, com exceção de algumas amostras que não se obtiveram massa necessária para se fazer triplicata de 1,500g.

Para a realização da digestão ácida, foram adicionados 10mL de HNO₃ concentrado em cada tubo de ensaio contendo a amostra. Após a solubilização, as amostras foram levadas para o bloco digestor de sistema aberto em capela e aquecidas à cerca de 150°C até quase atingir a secura total das amostras. Em seguida as amostras foram ressuspendidas em HNO₃ 0,5N, sendo posteriormente filtradas em Filtro Watman nº 41, obtendo cada uma, um volume final de 20mL aferidos com HNO₃ 0,5 N, segundo metodologia descrita por Paez-Osuna *et al.*, (1995). Para verificação de possíveis contaminações, foram analisados brancos a cada grupo de dez amostras.

Após este procedimento os extratos foram estocados freezer -18° C até a determinação de metais (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn).

Para a análise química foi utilizado o Espectrofotômetro de Emissão Atômica com Plasma Induzido (ICP-AES da Varian, modelo Liberty II).

O limite de quantificação do método calculado através da metodologia descrita por Skoog e Leary (1992) de acordo com a equação, estando apresentados na Tabela 1:

$$LD = (3 \times DP \text{ branco}) / a$$

Onde: DP branco representa o desvio padrão de um número significativo de brancos e a corresponde à inclinação da curva de calibração.

Tabela 1. Limites de quantificação para cada metal.

	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn
Limites (ug.g-1)	0,1	0,7	0,7	0,8	0,3	0,3

5.4) Análise estatística

Para verificar as correlações entre as concentrações de metais e as variáveis bióticas (comprimento e peso), foi utilizado o programa Graphpad versão 5.0, com nível de significância de 5% ($p < 0,05$).

6) RESULTADOS

De acordo com os metais considerados neste estudo pode-se observar que as concentrações de Cr, Ni, Cd e Pb ficaram abaixo dos níveis de detecção do método utilizado (Tabela 1), sendo consideradas apenas as concentrações de Cu e Zn.

6.1) Variáveis Biológicas

O total de indivíduos coletados nesse estudo foi de 30 indivíduos, sendo vinte e quatro machos e seis fêmeas.

O comprimento da carapaça dos indivíduos fêmeas variou entre 8,1 e 9,6 cm. Já para os indivíduos machos, a variação foi entre 6,6 e 12,1 cm. O peso dos indivíduos variou entre 12,87 e 61,19g, para machos e entre 13,39 e 38,15g, para fêmeas.

Os maiores valores obtidos tanto para o comprimento da carapaça (cm) (Figura 4) quanto para o peso (g) (Figura 5) dos indivíduos estudados, foram encontrados nos machos.

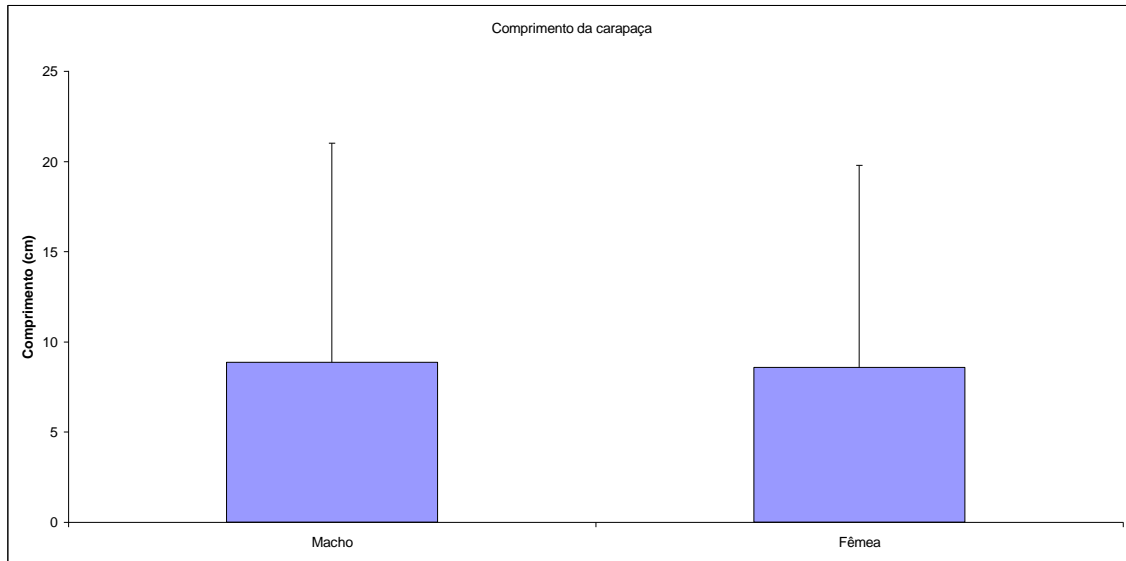


Figura 4: Média e desvio padrão do comprimento da carapaça dos organismos estudados.

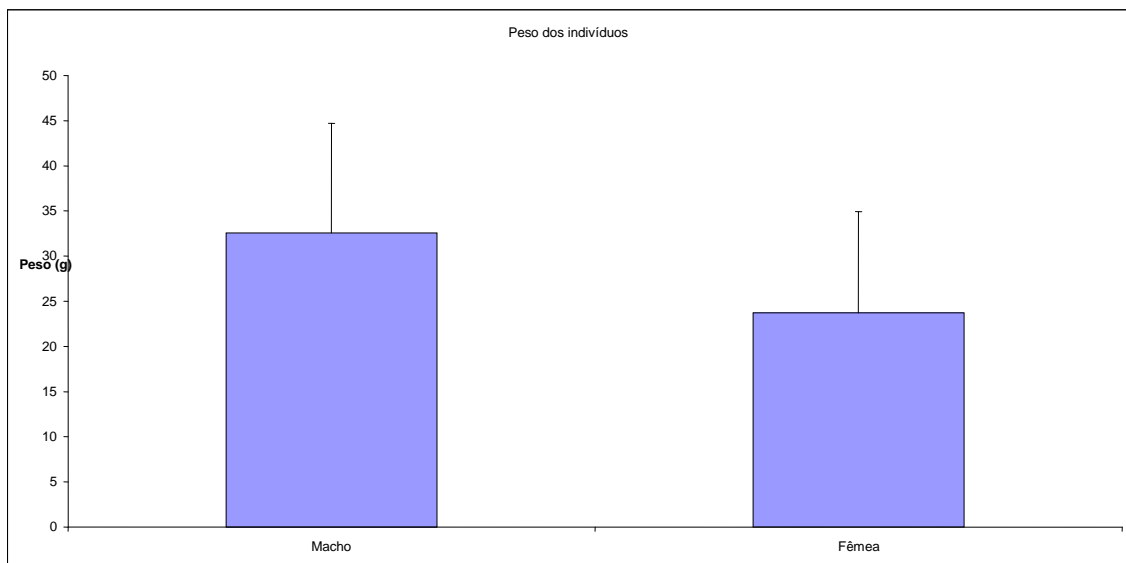


Figura 5: Média e desvio padrão do peso dos organismos estudados.

A correlação entre o comprimento (cm) e o peso (g) de todos os indivíduos de *C. danae* estudados se mostrou significativa, o que indica que quanto maior o indivíduo, maior o seu peso (Figura 6).

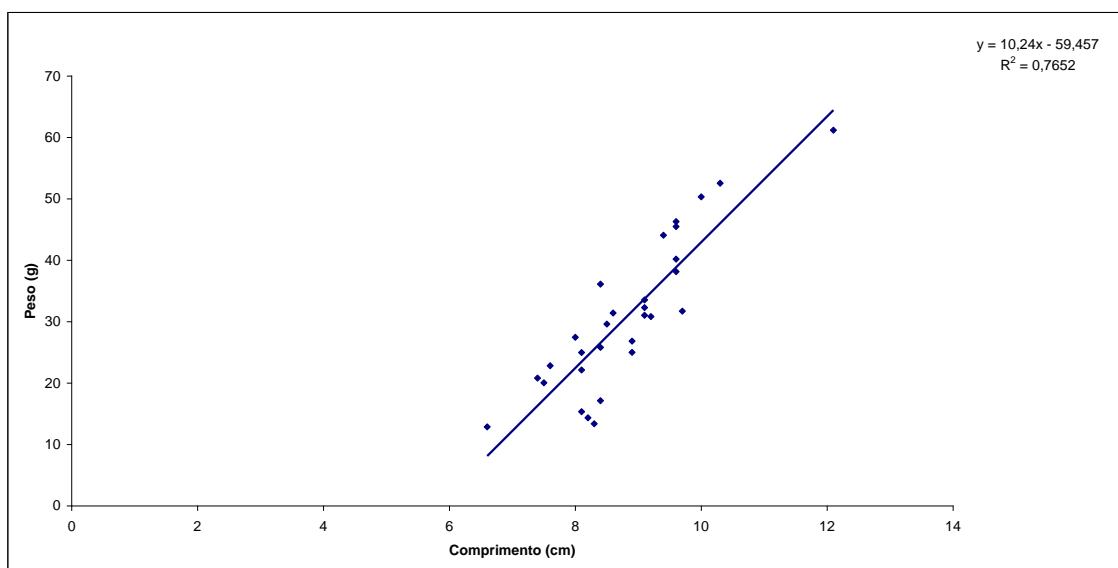


Figura 6: Correlação entre o peso (g) e o comprimento (cm) dos indivíduos de *C. danae*.

6.2) Concentrações de Cu

O cobre apresentou concentração média de $3,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ em indivíduos fêmeas, (Tabela 2), sendo a maior e a menor concentrações de Cu observadas nas vísceras 8,0 e $0,7 (\mu\text{g.g}^{-1})$, respectivamente (Tabela 3).

Tabela 2: Concentração média e desvio padrão de Cu ($\mu\text{g.g}^{-1}$) entre indivíduos fêmeas e machos de *C. danae* da lagoa de Mundaú.

	Machos (n=24)	Fêmeas (n=6)
Média	4,1	3,3
Desvio Padrão	1,4	1,0

Tabela 3: Comprimento da carapaça (cm), concentração média e desvio padrão de Cu ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em indivíduos fêmeas de *C.danae* da lagoa de Mundaú no músculo e nas vísceras.

Comprimento da carapaça (cm)	Vísceras	Músculo
8,1	0,7	2,01
8,2	1,7	1,5
8,3	-	3,8
8,4	3,6	2,9
8,9	8,0	6,7
9,6	2,8	2,4
Média	3,3	3,2
Desvio padrão	1,1	0,8

Não foi observada uma tendência de aumento das concentrações de Cu com o aumento do tamanho dos organismos (Tabela 3, Figura 7). Tendo em vista o baixo número de amostras não foi possível uma análise estatística que fosse capaz de provar o padrão observado.

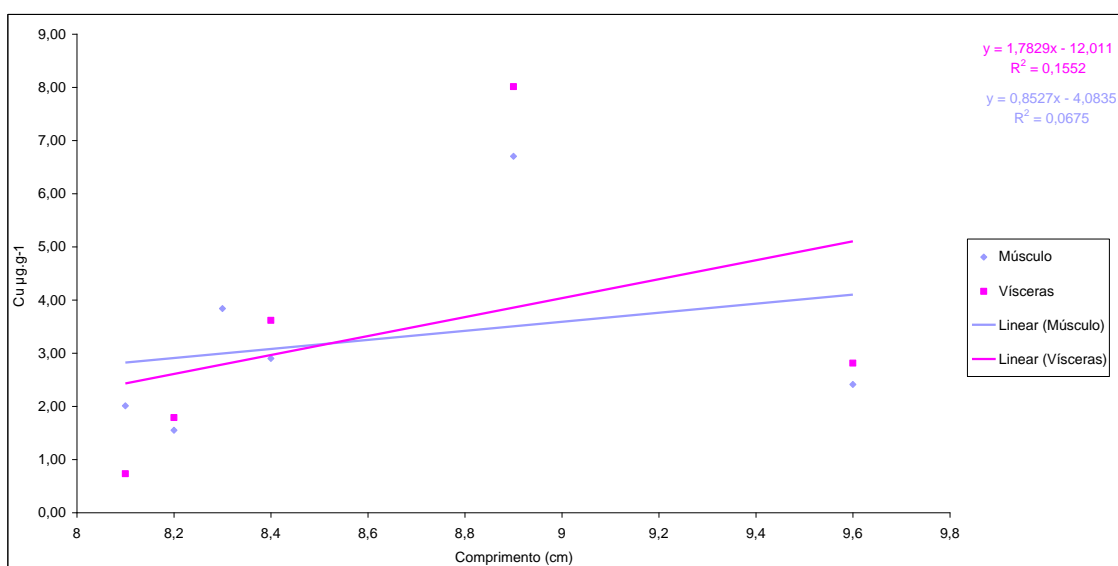


Figura 7: Padrão de regressão das concentrações de Cu ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em diferentes tecidos de indivíduos fêmeas.

Não houve diferença significativa entre a concentração de Cu dos músculos do e nas vísceras dos indivíduos fêmeas, contudo nota-se que há uma maior concentração nas vísceras (Figura 8).

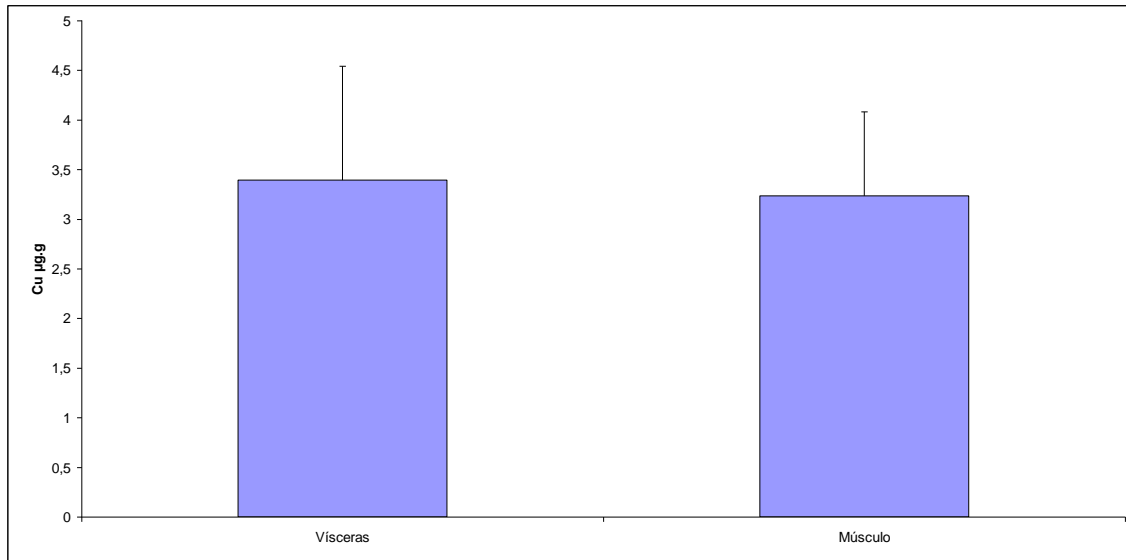


Figura 8: Concentração de Cu em diferentes tecidos de indivíduos fêmeas.

Não foi observada uma correlação significativa entre a concentração de Cu ($\mu\text{g.g}^{-1}$) e o comprimento das fêmeas (Figura 9), evidenciando que não há um padrão específico de bioacumulação desse metal nos indivíduos fêmeas de *C.danae*.

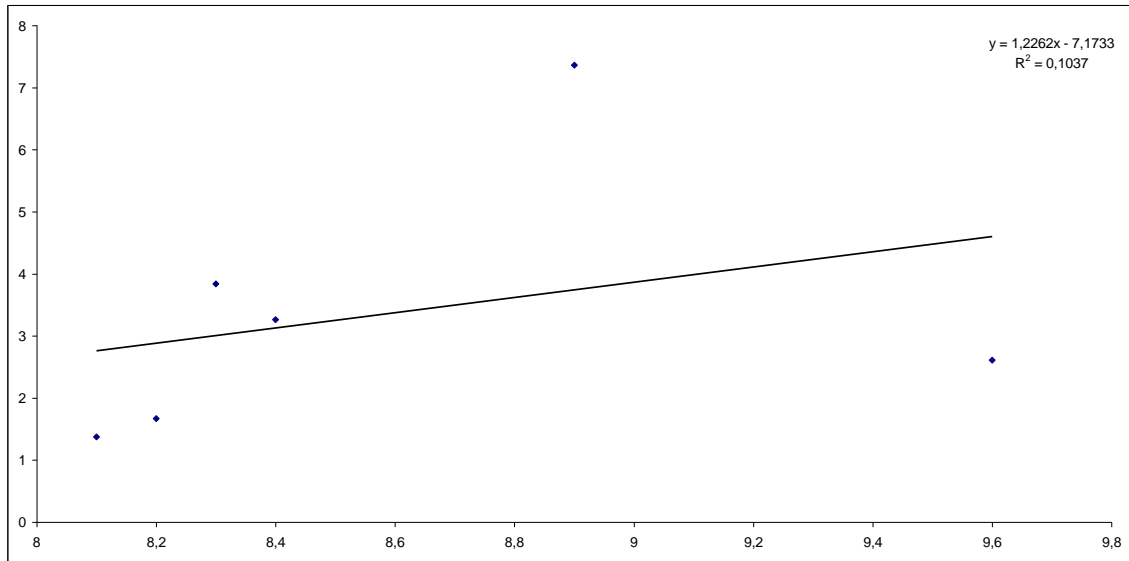


Figura 9: Correlação entre a concentração de Cu ($\mu\text{g.g}^{-1}$) e o comprimento de fêmeas.

A concentração média de Cu observada nos machos foi de $4,1 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Tabela 2). Assim como observado nas fêmeas, o maior valor ($11,3 \mu\text{g.g}^{-1}$) ocorreu nas vísceras, já o menor valor ($0,9 \mu\text{g.g}^{-1}$) ocorreu na musculatura abdominal (Tabela 4).

Tabela 4: Comprimento da carapaça (cm), concentração média e desvio padrão de Cu ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em indivíduos machos de *C.danae* da lagoa de Mundaú no músculo e nas vísceras.

Comprimento da carapaça (cm)	Vísceras	Músculo
6,6	3,0	2,5
7,4	6,2	5,9
7,5	1,1	1,3
7,6	5,3	4,1
8	6,0	3,2
8,1	-	3,5
8,1	3,7	2,3
8,4	-	0,9
8,4	6,3	2,1
8,5	5,3	5,7
8,6	4,4	2,2
8,9	3,0	1,5
9,1	2,6	2,6
9,1	3,9	3,0
9,1	4,4	3,6
9,2	3,4	1,5
9,4	5,3	2,7
9,6	10,4	5,0
9,6	1,9	2,0
9,6	4,6	2,9
9,7	11,3	5,8
10	4,4	3,1
10,3	3,8	-
12,1	7,7	6,2
Média	4,9	3,2
Desvio padrão	1,7	1,0

Na figura 10, pode-se observar que a correlação entre os parâmetros comparados, concentração de Cu e tamanho dos organismos machos, tanto nas vísceras quanto no músculo, foi pouco significativa, como demonstram os valores de R^2 para as vísceras e para músculo.

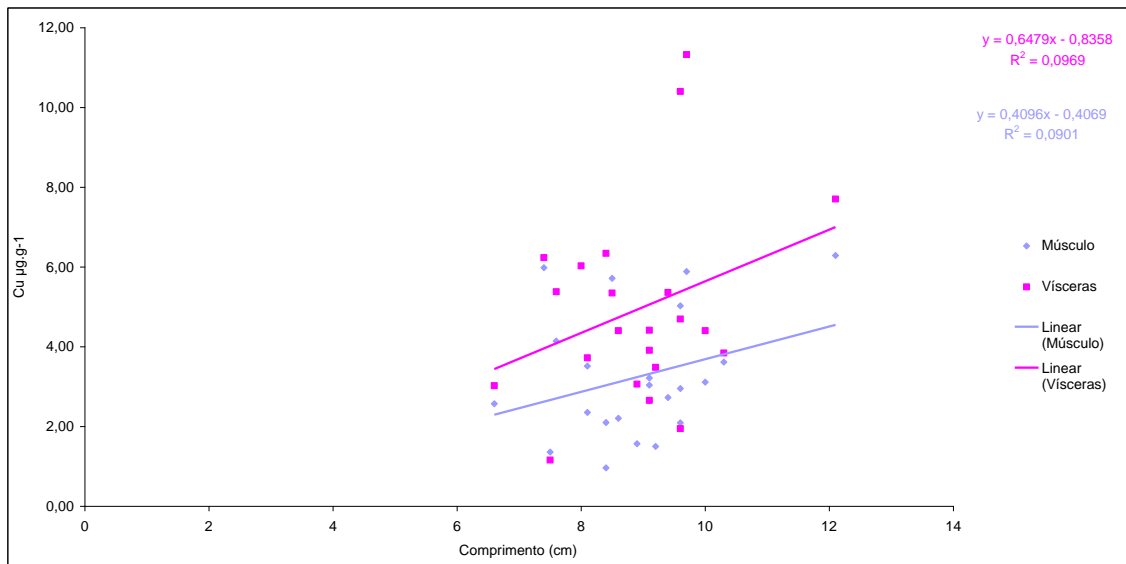


Figura 10: Padrão de regressão das concentrações de Cu ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em diferentes tecidos de indivíduos machos.

Foi observada uma concentração de Cu um pouco maior nas vísceras em relação a observada no músculo de indivíduos machos (Figura 11).

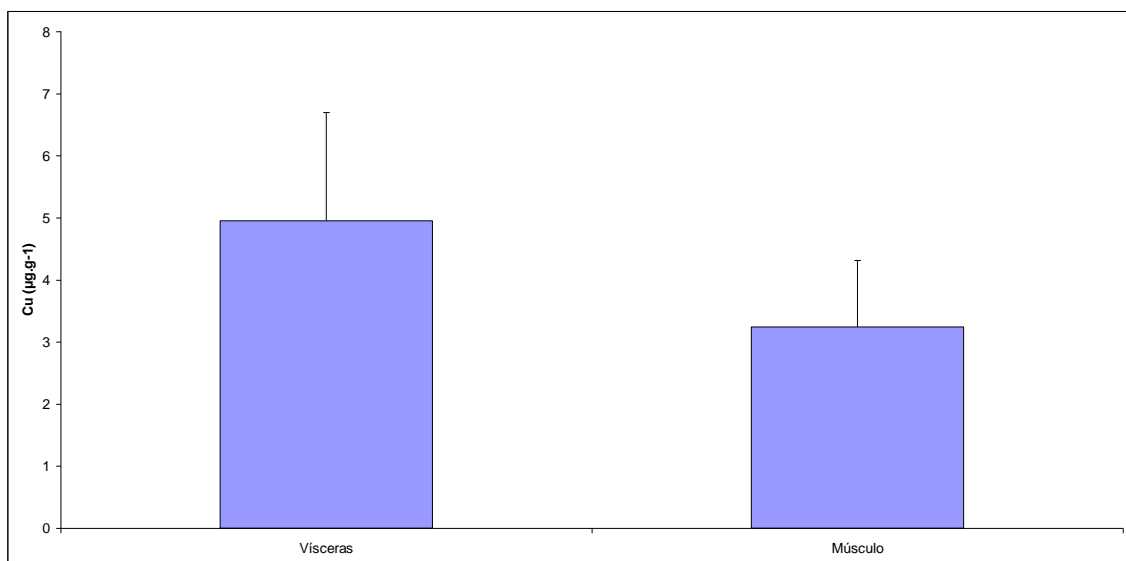


Figura 11: Concentração de Cu em diferentes tecidos de indivíduos machos.

A correlação entre a concentração de Cu e o comprimento dos machos (Figura 12) se mostrou pouco significativa, assim como nas fêmeas.

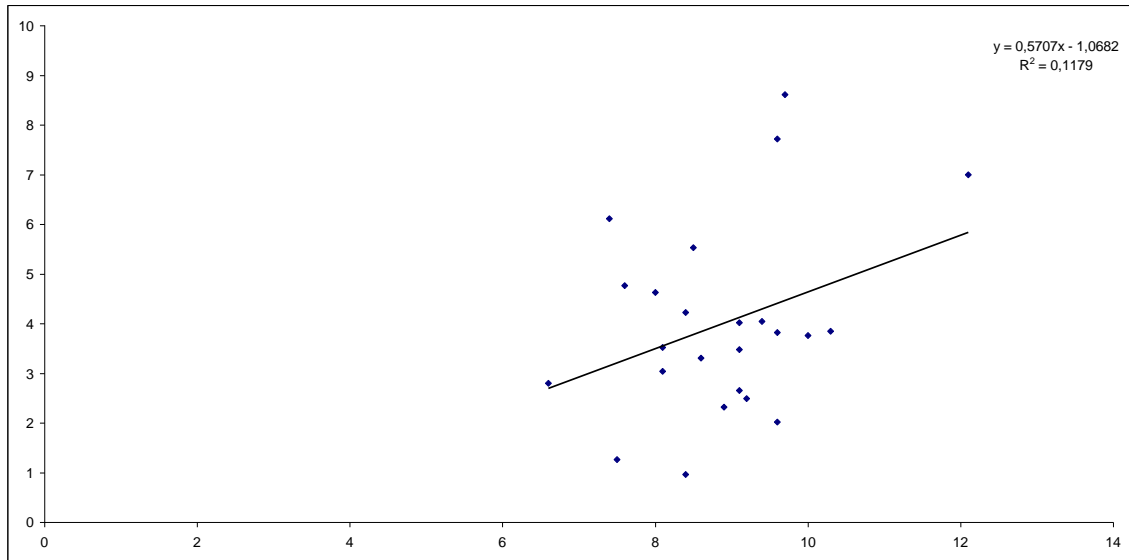


Figura 12: Correlação entre concentração de Cu e comprimento de machos.

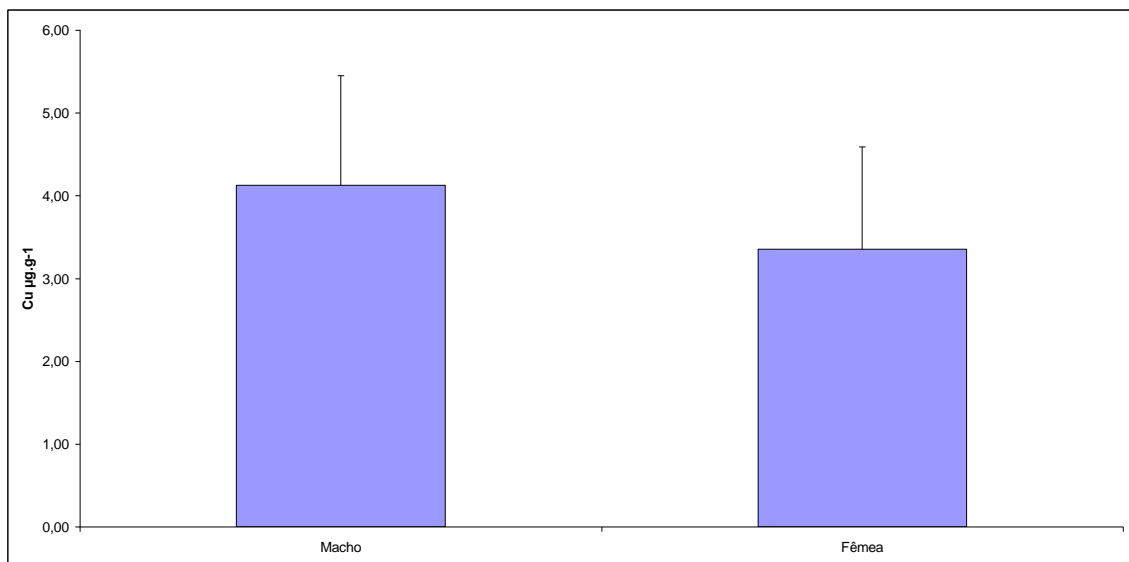


Figura 13: Concentrações de Cu em indivíduos machos e fêmeas.

6.3) Concentrações de Zn

A concentração média de zinco nas fêmeas foi de 25,9 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Tabela 5), sendo a menor e a maior concentrações observadas nas vísceras (18,2 e 49,6 $\mu\text{g.g}^{-1}$, respectivamente) (Tabela 6).

Tabela 5: Concentração média e desvio padrão de Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) entre indivíduos fêmeas e machos de *C. danae* da lagoa de Mundaú.

	Fêmeas (n=6)	Machos (n=24)
Média	25,97	24,67
Desvio padrão	5,74	3,85

Tabela 6: Comprimento da carapaça (cm), concentração média e desvio padrão de Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em indivíduos fêmeas de *C. danae* da lagoa de Mundaú no músculo e nas vísceras.

Comprimento da carapaça (cm)	Vísceras	Músculo
8,1	22,2	22,5
8,2	18,2	24,5
8,3	23,8	25,1
8,4	18,6	24,5
8,9	49,6	29,7
9,6	20,6	28,2
Média	25,5	26,3
Desvio padrão	8,6	3,3

Diferentemente do que ocorreu para as concentrações de Cu, em Zn observa-se uma tendência de aumento das concentrações de Zn com o aumento das fêmeas apenas no tecido muscular (Tabela 6; Figura 14).

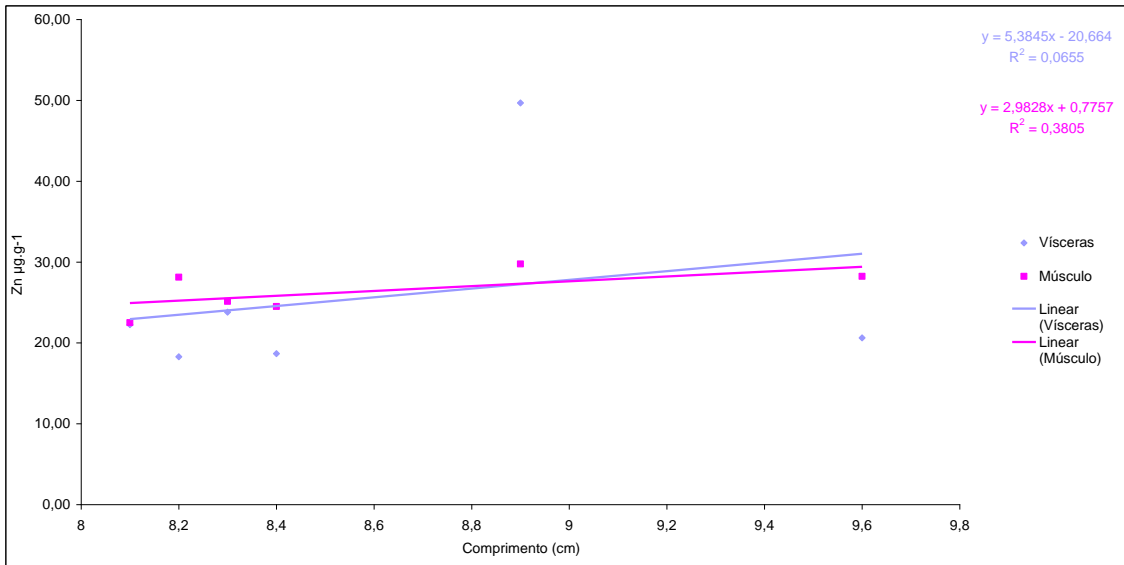


Figura 14: Padrão de regressão das concentrações de Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em diferentes tecidos de indivíduos fêmeas.

De acordo com a figura 15, não houve diferença significativa da concentração de Zn entre a musculatura abdominal e as vísceras das fêmeas, contudo nota-se que há uma maior concentração no músculo.

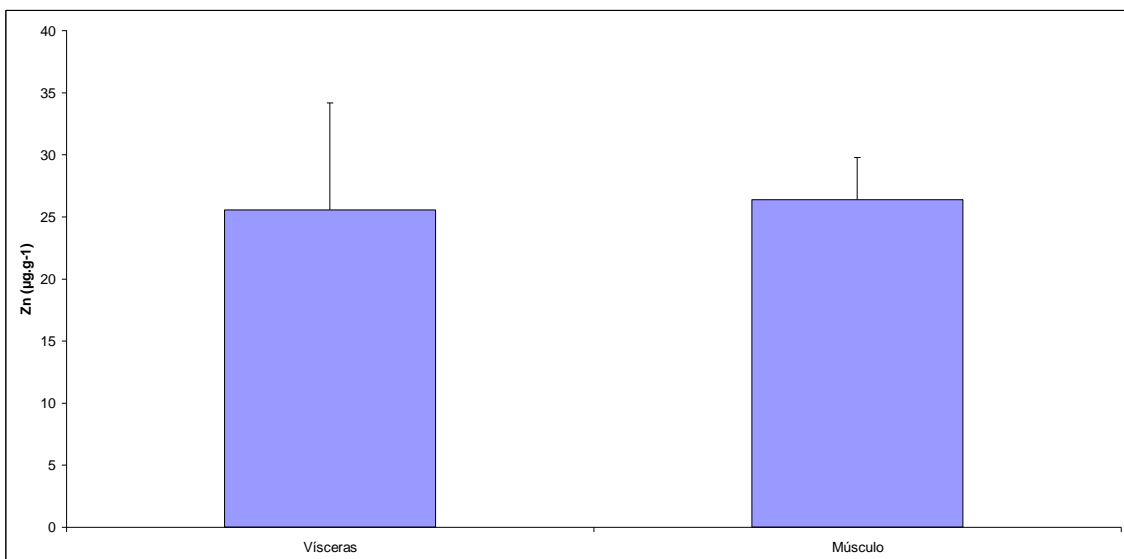


Figura 15: Concentração de Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em diferentes tecidos de indivíduos fêmeas.

Não foi observada também correlação significativa entre a concentração de Zn e o comprimento das fêmeas (Figura 16), evidenciando que também não há um padrão específico de bioacumulação do Zn, assim como do Cu, nas fêmeas dessa espécie de siri estudada.

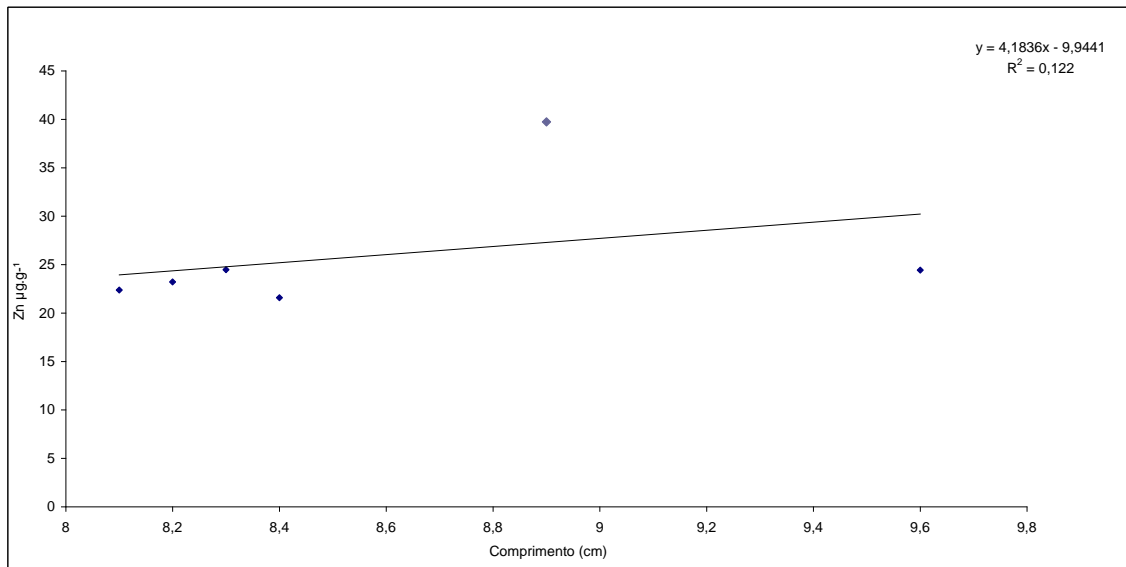


Figura 16: Correlação entre concentração de Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) e comprimento de fêmeas.

Nos machos, a concentração média observada foi de $24,6 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Tabela 5). Assim como nas fêmeas, as maiores e as menores concentrações foram observadas nas vísceras, sendo a maior concentração de $33,7 \mu\text{g.g}^{-1}$ e a menor $9,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Tabela 7).

Tabela 7: Comprimento da carapaça (cm), concentração média e desvio padrão de Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em indivíduos machos de *C.danae* da lagoa de Mundaú no músculo e nas vísceras.

Comprimento da carapaça (cm)	Vísceras	Músculo
6,6	30,9	26,0
7,4	24,3	29,3
7,5	9,3	9,3
7,6	24,7	25,9
8	27,0	-
8,1	32,1	23,0
8,1	24,2	20,5
8,4	33,7	14,8
8,4	29,2	26,7
8,5	19,6	29,6
8,6	19,3	27,4
8,9	23,9	26,9
9,1	29,9	27,3
9,1	22,9	24,5
9,1	20,5	28,4
9,2	29,1	27,9
9,4	18,5	24,0
9,6	22,7	18,7
9,6	20,8	24,5
9,6	21,5	20,2
9,7	27,0	32,2
10	22,8	30,3
10,3	20,3	25,8
12,1	15,6	32,9
Média	23,7	25,4
Desvio padrão	5,5	3,6

Assim como nas fêmeas, observa-se uma tendência de aumento das concentrações de Zn com o aumento do tamanho dos organismos apenas na musculatura, ocorrendo o contrário para as vísceras, ou seja, quanto maior o indivíduo menor a concentração de Zn nas vísceras dos indivíduos machos (Tabela 7; Figura 17).

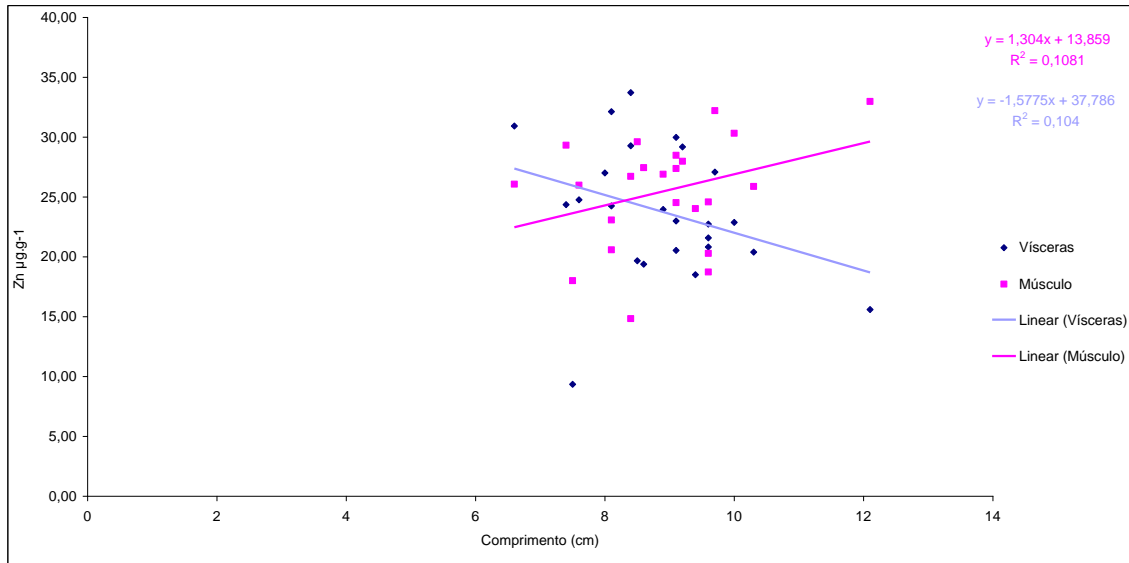


Figura 17: Padrão de regressão das concentrações de Zn em diferentes tecidos de indivíduos machos.

Assim como o obtido nas fêmeas não houve diferença significativa da concentração de Zn entre o tecido muscular e as vísceras dos machos, e assim como ocorreu com as fêmeas, nos machos a concentração de Zn foi relativamente maior no músculo (Figura 18).

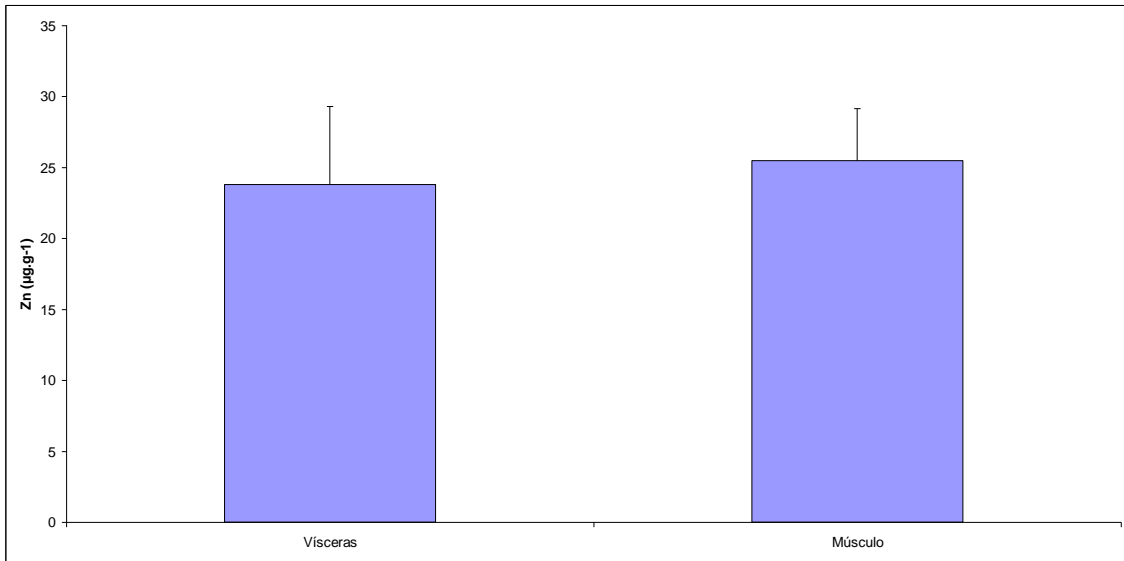


Figura 18: Concentração de Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em diferentes tecidos de indivíduos machos.

Não foi observada correlação entre a concentração de Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) e o comprimento dos machos (figura 19).

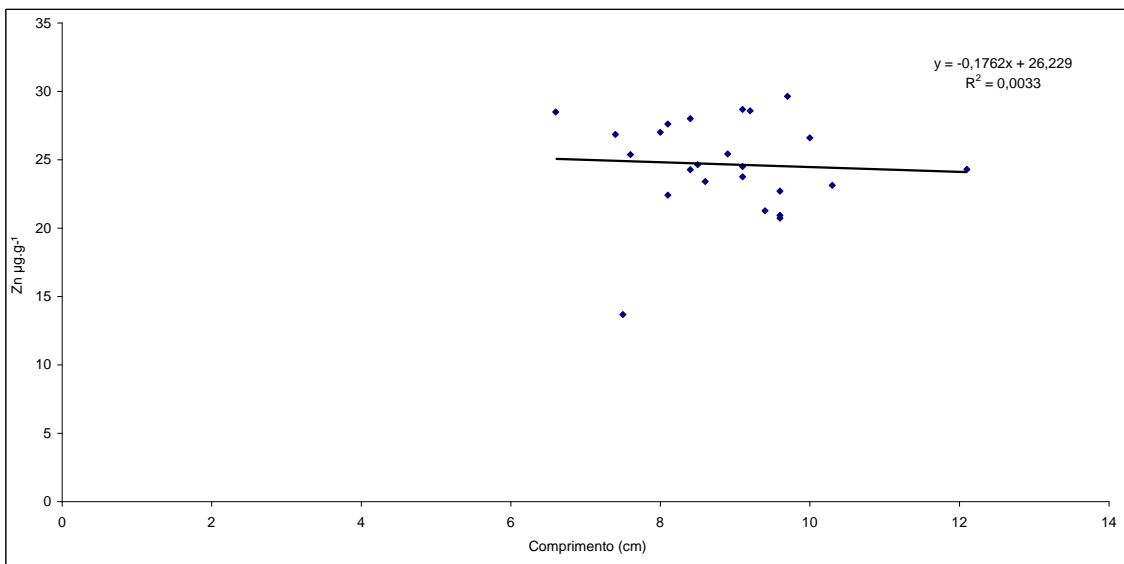


Figura 19: Correlação entre concentração de Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) e comprimento de machos.

A concentração de Zn entre machos e fêmeas não é significativamente diferente, sendo a concentração um pouco maior nas fêmeas (Figura 20).

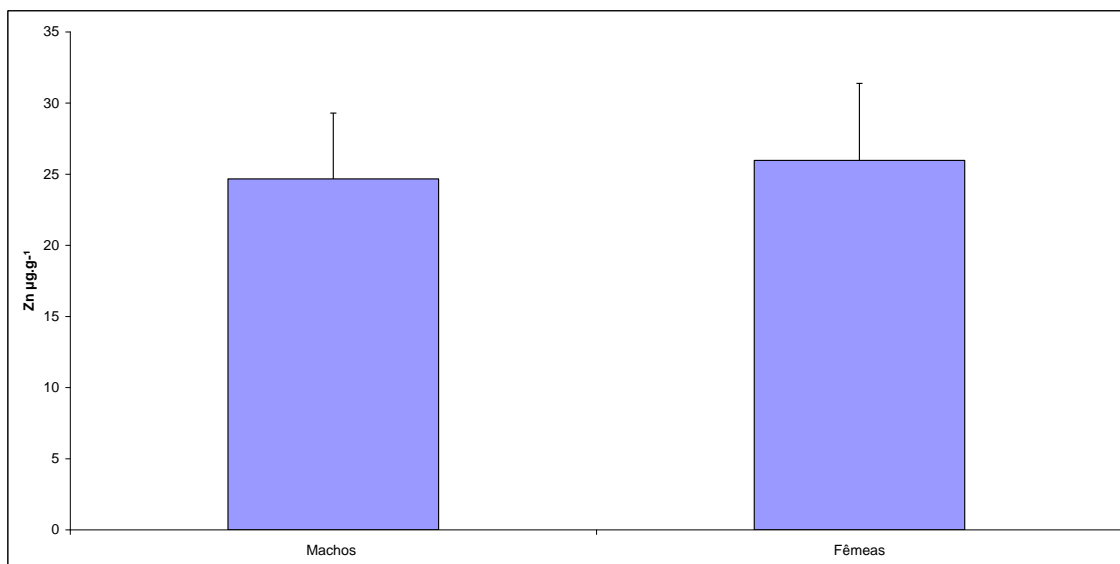


Figura 20: Concentrações de Zn em machos e fêmeas de *C. danae*.

7) DISCUSSÃO

Com relação ao tamanho e peso corporal, houve uma correlação significativa nos indivíduos estudados (Figura 6), indicando que o peso corporal aumenta de acordo com o tamanho dos indivíduos, e que existe uma homogeneidade no tamanho da população amostrada. Entretanto, houve diferenças na massa em alguns indivíduos de diferentes tamanhos, o que se deve ao processo de muda (troca de carapaça), o qual está associado ao crescimento destes animais. No entanto, segundo Hickman et al.(2004), durante a muda, o animal absorve água através do intestino, o que o auxilia a crescer, aumentando o seu volume, e não necessariamente o seu tamanho.

Neste estudo, os machos apresentaram comprimento da carapaça (cm) e o peso (g) maiores do que as fêmeas.

De acordo com Virga et al., (2007), os metais entre diversos contaminantes químicos podem ser encontrados freqüentemente em vários órgãos e tecidos do corpo animal, sendo que alguns possuem uma maior afinidade por um órgão específico. Uma vez que o objetivo deste estudo é a verificação do grau de

contaminação em siri azul, como forma de alimento, os resultados apresentados referem-se às partes comestíveis dessa espécie (musculatura abdominal e vísceras).

Para os níveis de cobre detectados, não houve uma diferença muito significativa entre os sexos, sendo que os machos apresentaram concentrações deste metal um pouco mais altas do que as fêmeas (Tabela 2, Figura 13). Existem diversos trabalhos que citam as variações na concentração de metais com relação ao sexo, em alguns animais marinhos, principalmente os bivalves (Lima, 1997; Furley, 1993; Orren et al., 1980). Em geral para os musselídeos são observadas maiores concentrações de Cu e Zn nas fêmeas, associadas ao período de desova e crescimento gonadal. Porém poucos trabalhos sobre a variabilidade sexual de crustáceos são reportados na literatura.

As maiores concentrações de zinco foram observadas nas fêmeas, diferentemente do que ocorreu em estudo realizado por Jesus et al. (2003), onde as concentrações de zinco foram maiores nos machos e estes também se apresentaram com comprimento das carapaças maiores do que as fêmeas.

Nendza et al., (1997) apud Virga et al. (2007), em estudos realizados com moluscos, indicam que a variabilidade intra-específica (entre indivíduos da mesma espécie) pode ocorrer em função da localidade, exposição aos contaminantes e resposta metabólica individual para a desintoxicação. Esses fatores podem também se apresentar em crustáceos, daí a diferença na concentração de Zn em relação aos sexos, encontradas no presente estudo e por Jesus et al., (2003).

MacFarlane et al. (2000) trabalhando com *Heloccius cordiformis* (carangueijo terrestre) observaram que as fêmeas tendem a acumular mais cobre e zinco do que os machos, quando encontrados em um mesmo local. No presente estudo, os machos apresentam maior tamanho corporal, o que deveria conferir uma maior acumulação de metais, pelo maior tempo de exposição aos mesmos, por parte destes indivíduos.

Por outro lado, apesar da alimentação de fêmeas e machos ser similar, podem ocorrer variações com a idade (jovem e adulto) ou durante a maturidade sexual das fêmeas para a produção de vitelo presente no ovo. Segundo Mantelatto & Christofolletti (2001) fêmeas ovígeras se alimentam menos que fêmeas não ovígeras, já os machos por sua vez possuem uma preferência alimentar por tecidos

macios como lulas, peixes e camarões, explicando as diferenças nas concentrações dos metais, uma vez que a alimentação está estreitamente relacionada às necessidades metabólicas dos organismos.

No presente estudo, as maiores concentrações de Zn foram encontradas nos músculos dos indivíduos analisados, já para as concentrações de Cu, os maiores níveis foram detectados nas vísceras. Em estudos realizados por Karadede-Akin & Ünlü (2006) e Junior et al., (2000), foi evidenciado que as maiores concentrações de metais foram encontradas no hepatopâncreas e em razão desse fato, este órgão pode atuar como um local de armazenamento de metais, quando estes estão presentes em altas concentrações no ambiente. Porém Jesus et al., (2003), encontrou concentrações mais elevadas nos músculos, e concluiu que isso se deve ao fato desses elementos serem essenciais e participarem da formação da hemocianina (Cu) e de diversas proteínas e enzimas (Zn) – metalotioneínas, por exemplo, logo suas distribuições pelos músculos são favorecidas.

Pode-se observar que alguns indivíduos menores apresentaram concentrações mais altas, tanto para zinco como para cobre, em fêmeas e machos. Segundo Liao et al. (2005), concentrações mais elevadas em organismos de menor tamanho podem estar associadas ao fato de organismos juvenis serem mais sensíveis às ações de poluentes do que os indivíduos adultos, podendo absorver mais contaminantes presentes na água.

Mantelatto & Christofolletti (2001) observaram que a dieta alimentar de *Callinectes* varia de acordo com o tamanho, estágio de muda, sexo e estação do ano. Esses autores ainda observaram que animais imaturos se alimentam de organismos pequenos, encontrados no fundo de sistemas aquáticos, como foraminíferos, poliquetas, briozoários, equinodermos. Dessa forma, organismos de gênero *Callinectes* estão propensos ao acúmulo de toxinas em função do seu hábito alimentar filtrador e ou detritívoro, explicando as maiores concentrações de cobre e zinco observadas em indivíduos menores no presente estudo.

Zinco e cobre são micronutrientes essenciais para crustáceos decápodos. O primeiro é usado como ativador de sistemas enzimáticos e o cobre é utilizado como parte integrante do pigmento respiratório hemocianina (Rainbow, 1997). Explicando as diferenças entre as de concentrações entre jovens e adultos em função de suas necessidades metabólicas diferentes.

As concentrações mais altas de cobre foram encontradas nas vísceras dos organismos estudados, no entanto, os maiores níveis de zinco foram detectados no músculo de machos e fêmeas.

De acordo com Jop et al (1997), no caso dos *Callinectes*, um acúmulo maior de cádmio, cobre e chumbo ocorre no hepatopâncreas e , de uma maneira geral, parece que este órgão é o que acumula os maiores níveis de metais.

Por outro lado, Harris & Santos , (2000), observaram que os níveis de Cu em *U. cordatus* foram mais altos no músculo. Indicando que diferentes espécies possuem diferentes estratégias de absorção e eliminação, bem como de regulação de substâncias tóxicas (Canli & Rodger, 1997).

No Brasil, desde 1965, através do Decreto Lei 55.871-65, publicado em 27/03/1965, estão regulamentados os limites máximos de metais permitidos por lei para alimentos utilizados para consumo humano. Esses limites foram reafirmados inúmeras vezes e atualizados, seja por tratados internacionais (p.ex., resolução Mercosul/GMC 102-94), pela FDA (1993), WHO (1987), ou por órgãos brasileiros, como a Secretaria de Vigilância Sanitária (atual ANVISA, Ministério da Saúde, portaria 685 publicada em 27/8/98), e são apresentados na Tabela 8 juntamente com os valores médios obtidos neste estudo, os valores limites recomendados pela FAO/WHO (1997 e 2000) e pelo Ministério da Saúde.

Tabela 8: Comparação das concentrações de Cu e Zn em amostras de siri-azul (*C. danae*) com aqueles divulgados na literatura para diferentes organismos aquáticos e com os limites máximos recomendados por organizações de saúde.

DESCRIÇÃO	ESPÉCIE	COBRE	ZINCO	REFERÊNCIAS
		($\mu\text{g.g}^{-1}$)	($\mu\text{g.g}^{-1}$)	
Rio Tigre (poluído)	<i>Potamon fluviatilis</i> - músculo	11	31,2	Karadede-Akin & Ünlü, 2006
	<i>Potamon fluviatilis</i> - vísceras	86,3	28,2	
	<i>Ucides cordatus</i> - músculo	4,8	62	
Vitória-ES	<i>Ucides cordatus</i> - vísceras	3,4	33	Jesus et al., 2003
	<i>Potamon fluviatilis</i> - músculo	7,1	36,1	
Resan Creek (não poluído)	<i>Potamon fluviatilis</i> - vísceras	8	38,3	Karadede-Akin & Ünlü, 2006
	<i>Callinectes danae</i> - músculo	3,2	25,6	
Mundaú-AL	<i>Callinectes danae</i> - vísceras	4,6	24,1	Este estudo
	PESCADO	30	100	
				ANVISA, 1998

A tabela 8 evidencia que os valores obtidos neste estudo, para a concentração de Cu e Zn são menores do que o de regiões poluídas, descritas no trabalho de Karadede-Akin & Ünlü, (2006) realizado com espécimes de *U. cordatus* no rio Tigre (Turquia), que recebe resíduos da fábrica Ergani Copper Plant, e no trabalho realizado por estes mesmos autores no rio Resan Creek, considerado não poluído.

Os teores encontrados para os metais tanto para cobre quanto para o zinco, nos siris da lagoa Mundaú (AL) não estão acima dos Limites Máximos Permissíveis (LMP) da concentração de metais em pescados de acordo com WHO e com a ANVISA, e são semelhantes a de outros estudos para crustáceos.

8) CONCLUSÃO

As concentrações médias de Cu do siri *Callinectes danae* da lagoa de Mundaú (AL), estão abaixo às de áreas consideradas contaminadas por metais. Para o Zn, todas as amostras apresentaram resultados abaixo das concentrações encontradas nos estudos citados na tabela 8.

Não há contaminação nesta espécie estudada em relação aos metais Cr, Cd, Ni e Pb, essas amostras apresentaram resultados abaixo do limite de detecção do aparelho.

Quando as concentrações de Cu e Zn são comparadas com os Limites Máximos Permissíveis pela WHO e pelo Ministério da Saúde, pode-se notar que os valores do presente estudo são menores, indicando então que a ingestão do organismo estudado, *Callinectes danae*, não oferece risco à saúde humana.

9) REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Portaria nº 685 de 27 de agosto de 1998. Disponível em: www.anvisa.gov.br.
- Alagoas (1980). Secretaria de planejamento. Coordenação de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. Projeto de Levantamento Ecológico Cultural da Região das Lagoas Mundaú/Manguaba. Maceió. SENPLAN/AL, V I I. 605p.
- Araujo, M. S. L. C.; Calado, T. C. S.: Bioecologia do Caranguejo-Uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus) no Complexo Estuarino Lagunar Mundaú/Manguaba (CELMM), Alagoas, Brasil. Revista de Gestão Costeira Integrada 8(2):169-181 (2008)

- Bernhard, M. & Andeae, M.O. (1984) Transport of trace metals in marine foods chains. In: Nriagu, J.O. (ed), Chaning metals cycles and human health. Dahlem Konferenze. Berlin, Springer-Verlag.
- Branco, J. O., (1993). Aspectos bioecológicos do caranguejo *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda) do manguezal do Itacorubi, Santa Catarina, Br. Arq. Biol. Tecnol. 36 (1): 133-148.
- Buckup, L.; Bond-Buckup, G. (1999) Os crustáceos do Rio Grande do Sul. Cap. 25. Infraordem Brachyura, p.446-449.
- Calado, T. C. S. & Sousa, E. C. (2002). Crustáceos do Complexo Estuarino- Lagunar Mundaú/ Manguaba Alagoas. Fapeal, Maceió. 25: Vol. 1,2.
- Calado, T. C. S. & Sousa, E. C. (2003). Crustáceos do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú/Manguaba Alagoas. Fapeal, Maceió. 25: Vol . 1,2.
- Canli, M.; Rodger, R.M., The induction of mertallothionein in tissues of the Norway Lobster *Nephrops norvegicus* following exposuroto to Cd, Cu and Zn: the relationship between metallothionein ans the metals. *Envitonmental Pollution*, v. 96, n.3, p. 343-350.1997.
- Chapman, P. M.; Allen, H. E.; Godtfredsen, K.; Z'Graggen, M. N. (1996). Evaluation of bioaccumulation factors in regulating metals. *Environmental Science & technology*, vol 30: 448-452.
- CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Secretaria do Meio Ambiente do Governo do Estado de São Paulo. Sistema Estuarino de Santos e São Vicente. Vol 1 e 2, p. 178. 2001.
- Eskinazi-Leça, E. (1976) - Taxonomia e distribuição das diatomáceas (Bacillariophyceae) na laguna Mundaú (Alagoas-Brasil). Dissertação de Mestrado, 87p.,Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE, Brasil.
- Esteves, F. A.; Fundamentos de Limnologia, Interciência: Rio deJaneiro, 1988.
- FAO/WHO – Food And Agriculture Organization/World Health Organization, (1997). Food consumption and exposure assessment of chemicals. Report of a FAO/WHO consultation, 10-14 February. Geneva, Switzerland.
- FAO/WHO – Food And Agriculture Organization/World Health Organization, (2000). Evaluation of certain food additives and contaminants for cadmium and

methylmercury. Fifty fifth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, Technical Report Series 901. Geneva, Switzerland.

FDA (1993). Guidance document for cadmium in shellfish. Center for Food Safety and Applied Nutrition. United States Food and Drug Administration. Washington, D.C. Disponível em: <http://www.cfsan.fda.gov/~frf/guid-sf.html>

Förstner, U. & Wittmann, G. T. W. Metal Pollution in the Aquatic Environment. 2ed. Berlin: Springer-Verlag.1981.

Förstner, U. E. & Wittmann, G. T. W. (1983). Metal Pollution in the Aquatic Environment. 2º Ed. Springer-Verlag, 485 pp.

Furley, T.H. (1993). Utilização do mexilhão *Perna perna* (Linné, 1758) como bioindicador dos metais cádmio, chumbo, zinco, cobre e manganês do litoral do Rio Grande do Sul (Brasil). Dissertação de Mestrado, FURG, Rio Grande-RS, 131p.

Harris, R.R; Santos, M.C.F. Heavy metal contamination and physiological variability in the Brazilian mangrove crabs *Ucides cordatus* and *Callinectes danae* (Crustacea, Decapoda). Marine Biology, v.13, p. 691-703. 2000.

Hickman Jr., C. P.; Roberts, L. S.; Larson, A. (2004) Princípios Integrados de Zoologia. 11 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.

Jesus, H.C.; Fernandes, L.F.L; Zandonade, E.; Anjos Jr., E.E.; Gonçalves, R.F.; Marques, F.C.; Reis, L.A.; Romano, C.T.; Teixeira, R.D.; Santos Sad, C.M. (2003). Avaliação da contaminação por metais em caranguejos e sedimentos de áreas de manguezal do sistema estuarino de Vitória - ES. Relatório Técnico - Projeto Facitec/PMV-ES, contrato no 4985717/2001, 40p.

Jop,K.M., Biever,R.C.,Hoberg,J.R.,Shepherd,S.P.,1997.Analysis of metals in blue crabs, *Callinectes sapidus*, from two Connecticut estuaries. B. Environ. Contam. Tox. 58, 311–317.

Junior, J. D. C.; Allodi, S.; Amado-Filho, G. M.; Farina, M. (2000). Zinc accumulation in phosphate granules of *Ucides cordatus* hepatopancreas. Zinc in phosphate granules. Brazilian Journal of Medical and Biological Research 33: 217-221.

- Karadede-Akin, H. & Ünlü, E. (2007). Heavy Metal Concentrations in Water, Sediment, Fish and Some Benthic Organisms from Tigris River, Turkey. *Environ Monit Assess* 131:323–337.
- Larcher, W. (2000). *Ecofisiologia Vegetal*. RiMa Artes e Textos. 531pp.
- Leahy, W. de M. (1994). Estuários e lagoas. In: Sales, V. (org.). *Guia do meio ambiente – Litoral de Alagoas*. 2ª ed. rev. Maceió: Secretaria de planejamento: IMA. P. 48-57.
- Liao, C. Y.; Zhou, Q. F.; Fu, J.J.; Jiang, G .B (2005). Mercury Accumulation and Distribution in Medaka after the Exposure to Sublethal Levels of Methylmercury. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 75, p. 584-591.
- Lima, E.F.A. (1997). Avaliação dos registros de Cd, Cu, Cr e Zn em mexilhões *Perna Perna* (Linné, 1758) do litoral do estado do Rio de Janeiro (Brasil). Dissertação de mestrado. PUC-RJ, 166p.
- Macfarlane, G. R.; Booth, D. J.; Brown, K. R. (2000) The semaphore crab, *Heloecius cordiformis*: bioindication potential for heavy metals in estuarine systems. *Aquatic Toxicology*, v. 50, n. 3, p. 153-166.
- Machado, I. C.; Maio, F. D.; Kira, C. S.; Carvalho, M. F. H. (2002). Estudo da ocorrência dos metais Pb, Cd, Hg, Cu e Zn na ostra de mangue *Crassostrea brasiliana* do estuário de Cananéia-SP, Brasil. *Rev. Inst. Adolfo Lutz*, 61 (1): 13-18.
- Mantelatto, F.L.M; Christofolletti, R.A. Natural feeding activity of the crab *Callinectes ornatus* (Portunidae) in Ubatuba Bay (São Paulo, Brazil): influence of season, sex, size and the molt stage. *Marine Biology*, v.138, p. 585-594. 2001.
- Markert, B. Distribution and Biogeochemistry of Inorganic Chemicals in the Environment. In: Schüürmann, G. and Markert, B. (eds.). *Ecotoxicology*. John Wiley and Sons. Inc and Spektrum Akademischer Verlag. Part 2. Chapter 6, p. 165-199. 1998.
- Marques, J. G. W. (1991). Aspectos ecológicos na etnoictiologia dos pescadores do Complexo Estuarino-lagunar Mundaú/Manguaba, Alagoas. 292 f. Tese de doutorado em Ecologia – Universidade Estadual de Campinas.

- Mello, G. A. S. (1996) Manual de Identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do Litoral Brasileiro. Plêiade/APESP – Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo. São Paulo, 604 p.
- Mule, C.; Delee, S.; Wurm, B. Atomic absorption analysis of Heavy Metals in Lake Pontchartrain Blue Crabs. Disponível em [:http://www.seluedu/Academics/ArtsSciences/connections/journals2/mule-delee/mule.htm](http://www.seluedu/Academics/ArtsSciences/connections/journals2/mule-delee/mule.htm). Acesso em Junho de 2003.
- Nakamura, I. T. (1979). Sobre a fenologia de *Ucides cordatus* (L., 1763), Crustacea-Brachyura, da baía de Paranaguá. Dissertação. Mestrado. Universidade Federal do Paraná, 71p.
- Nendza, M. et al. Potential for secondary poisoning and biomagnification in marine organisms. *Chemosphere*, v. 35, n. 9, p. 1875-1885, 1997.
- Odum, E. P.; Ecologia, Ed. Guanabara: Rio de Janeiro, 1988.
- Onofre, C. R. de E.; Celino, J.J.; Nano, R. M. W.; Queiroz, A. F. de S., (2007). Biodisponibilidade de metais traços nos sedimentos de manguezais da porção norte da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. *Rev. de Biol. E Ciênc. Da Terra* (7) 2.
- Orren, M.J.; Eagle, G.A.; Hennig, H.F-K. and Green, A. (1980). Variation in trace metal content of the mussel *Choromytilus meridionalis* (Kr.) with season and sex. *Mar. Pollut. Bull.*, 11, 253-257.
- Paez-Osuna, P.; Frias-Espericueta, M. G. & Osuna-Lopez, J. I. (1995). Trace Metal Concentrations in Relation to Season and Gonadal Maturation in the Oyster *Crassostrea iridescens* *Mar. Environ. Res.* 40pp.
- Penna-Franca, E.; Pfeiffer, W. C.; Fiszman, M.; Lacerda, L. D. (1982). Aplicabilidade da análise pelos parâmetros críticos, usualmente empregada para instalações nucleares, no controle da poluição do ambiente marinho por metais. *Ciência e Cultura*. 36 (2): 215-219 pp.
- Rainbow, P. S. (1985). Accumulation of Zn, Cu and Cd by crabs and barnacles. *Estuarine, Coastal and shelf Science*, 21, 669-686.

- Rainbow, P.S., (1995). Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 31 (4), 183–192.
- Rainbow, P. S. (1997) Ecophysiology of trace metal uptake in crustaceans. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 44, n. 2, p. 167-175.
- Rissato, S. R.; Libânio, M.; Giafferis, G. P.; Gerenutti, M.; *Quim. Nova* 2004, 27, 739.
- Roon, V.M. Availability, Toxicity and uptake of heavy metals by marine invertebrates-a review with reference to the Manukau Harbour, New Zealand. 1999. Department of Planning Working Paper Series. Auckland, New Zealand.
- Sastre, M.P.; Reyes, P.; Ramos, H.; Romero, R.; Riviera, J., Heavy metal bioaccumulation in Puerto Rican blue crabs (*Callinectes* sp.). *Bulletin of Marine Science*, v. 64, n.2, p. 209-217. 1999.
- Salomons, W.; Stigliani, W.M. Biogeochemistry of pollutants in soils and sediments. Berlin, Springer Verlag, Heidelberg, 1995.p.87-100.
- Schaeffer-Novelli, Y. (1995). Manguezal: Ecossistema entre a terra e o mar, São Paulo: Caribbean Ecological Research, 64 p. il.
- Shi, B.; Allen, H.E.; Grassi, M.T.; Huizhong, M. Modeling Cooper partitioning in surface waters. *Water Resource*, v.32,p.3756-3764, 1998.
- Silva, C. S. & Silva, C. R. S. da. (1983). Comentários sobre a pesca predatória nas regiões lagunares de Alagoas – Brasil. In: Encontro de zoologia do nordeste, 4. Maceió. Anais. Maceió: Sociedade nordestina de zoologia, p-119-131
- Skoog, D. A. & Leary, J. L. (1992). Principles of instrumental analysis. Fourth Edition. Harcourt Brace College Publishers. Forth Worth, 220pp.
- Teixeira, R. L. & Sá, H.S.: Abundância de macrocrustáceos Decápodos nas áreas rasas do complexo lagunar Mundaú/Manguaba, AL. *Rev. Brasil. Biol.*, 58(3): 393-404. 1998.
- Tomazelli, A.C., Estudo comparative das concentrações de Cd, Pb e Hg em seis bacias hidrográficas do estado de São Paulo. 2003. 124p. Tese de Doutorado, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo. Ribeirão Preto. 2003.

- Vazques, F. J. (2005) Las tesinas de Belgrano: toxicidad comparada de zinc, plombo y mercurio para zoea I de *Chasmagnatus granulata* (Brachyura). Facultad de Ciências exactas e Naturales. Carrera de Licenciatura e Ciências Biológicas, 110p.
- Virga, R. H. P.; Geraldo, L. P.; Santos, F. H. (2007). Avaliação de contaminação por metais em amostras de siris azuis. *Ciênc. Tecnol. Aliment.*, Campinas, 27(4): 779-785.
- Wagner, A.; Boman, J. Biomonitoring of trace elements in vietnamese fershwater mussels. *Spectrochimica Acta Part B. Elsevier.v.59.p.1125-1132.2003.*
- Walker, C. R.; Hopkin, S. P.; Sibly, R. M.; Peakall, D. B. (1996) *Principles of Ecotoxicology*. Taylor & Francis Ltda, 321.
- WHO (1987). Disponível em: <http://www.who.int/fsf/Chemicalcontaminants/index2.htm>. 1992.
- Yamamoto, Y.; Honda, K.; Tatsukawa, R.: Recent acceleration of cadimium and Mercury accumulations and possible accurence of renal disfunction in southern Minke whales. *Proceedings, International Conference of Heavy Metals in the Environment, Atenas, v.1, p.425-428. 1985.*