

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

Avaliação dos teores de As, Cu, Cd, Ni e Zn em ostras,
Crassostrea rhizophorae (Guilding, 1828), nas baías de
Paranaguá e Guaratuba, Paraná

BERNARDO DE FIGUEIREDO LEÃO CASTELLO
PONTAL DO PARANÁ
2010

BERNARDO DE FIGUEIREDO LEÃO CASTELLO

Avaliação dos teores de As, Cu, Cd, Ni e Cd em ostras, *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828), nas baías de Paranaguá e Guaratuba, Paraná.

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Setor de Ciências da Terra da Universidade Federal do Paraná, pelo aluno Bernardo de Figueiredo Leão Castello, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos.

Orientador: Prof^a. Dr^a. Eunice da Costa Machado

Co-Orientador: Prof^a. Dr^a. Mônica Wallner-Kersanach

PONTAL DO PARANÁ

2010

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SISTEMA DE BIBLIOTECAS
BIBLIOTECA CENTRAL – COORDENAÇÃO DE PROCESSOS TÉCNICOS

- C348a **Castello, Bernardo de Figueiredo Leão, 1985-**
Avaliação dos teores de As, Cu, Cd, Ni e Pb em ostras, *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828), nas baías de Paranaguá e Guaratuba, Paraná [manuscrito] / Bernardo de Figueiredo Leão Castello. – 2010.
vii, 56 f. : il. [algumas color.] ; 30 cm.
- Impresso.
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências da Terra, Curso de Pós-graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos da UFPR, 2010.
“Orientadora: Prof^a. Dr^a. Eunice da Costa Machado e co-orientador: Prof^a. Dr^a. Mônica Wallner-Kersanach”.
Bibliografia: f. 49-56.
1. Ostra - Criação. 2. *Crassostrea rhizophorae* - Paraná. I. Universidade Federal do Paraná. Curso de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos da UFPR. II. Machado, Eunice da Costa. III. Wallner-Kersanach, Mônica. IV. Título.

CDD: 639.41

“Avaliação dos teores de As, Cu, Cd, Ni e Zn em ostras, Crassostrea rhizophorae (Guilding, 1828), nas Baías de Paranaguá e Guaratuba, Paraná”

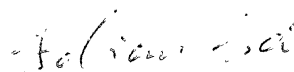
POR

Bernardo de Figueiredo Leão Castello

Dissertação nº 74 aprovada como requisito parcial do grau de Mestre no Curso de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores:



Dr^a. Eunice da Costa Machado
Orientadora e Presidente



Dr. Fabian Sá
Membro Examinador



Dr. Olaf Malm
Membro Examinador

Pontal do Paraná, 25/03/2011.

AGRADECIMENTOS

À Prof. Dra Eunice da Costa Machado, minha orientadora, pela boa orientação científica, pelas preciosas sugestões no aprimoramento desta pesquisa e pela transmissão de experiências de vida e profissional.

À Profa. Dra. Mônica Wallner-Kersanash pela co-orientação, colaboração, sugestões, por disponibilizar Laboratório de Hidroquímica da FURG, o que tomou possível esta pesquisa.

À banca, composta pelo Prof. Dr. Olaf Malm e pelo Dr. Fabian Sá

À Prof. Dra. Theresinha Absher, pelas idéias e sugestões iniciais.

À Daia e ao professor Maurício Camargo, do CEM-UFPR, pela ajuda nas análises estatísticas.

Aos “CHEMICAL BROTHERS”, Fabian, Lourenço, Marília, Thaís pela amizade, companhia no laboratório, pelas discussões, trocas de conhecimentos e também pelos momentos de descontração.

Aos técnicos, Liciane e Marco do laboratório de Biogeoquímica Marinha do CEM-UFPR.

À Elaine, Augusto (Tinho), Tailisi, Taís, Luana, Sarah e Tati pela ajuda na coleta, na preparação e na triagem das amostras de ostras.

Ao pessoal do Laboratório de Hidroquímica da FURG, os técnicos Lúcia e Wanderley, os amigos de laboratório, Liara, Célia, Luiza e Janice pela ajuda e ensinamentos na digestão e leitura das amostras, e também pelos momentos de descontração.

À UFPR-Litoral por disponibilizar o barco para coleta.

Ao Júnior e ao Abraão pela ajuda na logística das coletas e por estarem sempre a disposição e de prontidão para me levarem para a coleta não importando o tempo, nem a hora.

Aos funcionários e professores do Centro de Estudos do Mar-UFPR e do Laboratório de Hidroquímica da FURG que me ajudaram durante esse período;

Aos amigos “Sem Critério” de sempre, Xandinho, Koren, Léo, Miguel e Victão, pelo companheirismo, apoio, incentivo, amizade e pelos momentos de descontração;

Aos amigos de graduação Aline, Ana Paula, Felipe, Renato, Caio e Bráulio, que mesmos distantes, tentavam estar presentes.

Aos colegas do curso de Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos e do Curso de Oceanografia do CEM, e aos amigos que fiz durante minha estada na FURG.

Ao meu irmão Léo que mesmo estando longe sempre me apoiou e mostrou-se presente, com sua amizade e companheirismo e também pelos momentos de descontração.

Em especial, ao meu pai Ronald e à minha mãe Regina, pelo apoio financeiro, confiança, amor, incentivo e conhecimento que me deram ao longo da minha vida;

E finalmente às pessoas que indiretamente contribuíram para este trabalho e não foram mencionadas por um esquecimento momentâneo.

Obrigado a todos vocês por participarem desta minha etapa, pois direta ou indiretamente me fizeram crescer, tanto pessoal como profissionalmente.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	III
LISTA DE TABELAS.....	V
RESUMO.....	VI
ABSTRACT.....	VII
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS e HIPÓTESES	5
2.1 OBJETIVOS	5
2.2 HIPÓTESES.....	6
3 MATERIAIS E MÉTODOS	7
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	7
3.1.1 Baía de Guaratuba.....	7
3.1.2 Baía de Paranaguá.....	9
3.2 AMOSTRAGEM.....	10
3.3 PREPARO DAS AMOSTRAS	13
3.4 ELEMENTOS TRAÇO.....	13
3.4.1 Limpeza do material	17
3.4.2 Controle de Qualidade Analítica.....	17
3.5 CÁLCULO DE ÍNDICE DE CONDIÇÃO	18
3.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	19
4 RESULTADOS.....	20
4.1 ÍNDICE DE CONDIÇÃO.....	21
4.2 ELEMENTOS TRAÇO.....	24
5 DISCUSSÃO	32
5.1 VARIAÇÃO ESPACIAL DO ÍNDICE DE CONDIÇÃO NAS OSTRAS.....	32
5.2 VARIAÇÃO ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE ELEMENTOS TRAÇO NAS OSTRAS	32
5.3 VARIAÇÃO SAZONAL DO ÍNDICE DE CONDIÇÃO NAS OSTRAS.....	41
5.4 VARIAÇÃO SAZONAL DA CONCENTRAÇÃO DE ELEMENTOS TRAÇO NAS OSTRAS	41
5.5 COMPARAÇÃO COM A LEGISLAÇÃO E IMPLICAÇÕES PARA A SAÚDE HUMANA.....	43

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	48
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	49

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Imagem de satélite da Baía de Guaratuba. (Fonte: Google Earth).....	7
Figura 2 – Imagem de satélite da Baía de Paranaguá. (Fonte: Google Earth).....	9
Figura 3 – Vista aérea do município de Paranaguá. (Fonte: SÁ, 2003).....	10
Figura 4 – Mapa de localização dos pontos de coleta na Baía de Paranaguá. 1 – Ilha de papagaios; 2 – Ilha da Cotinga; 3 – Desembocadura do Rio Itiberê; 4 – Canal do Ainhaia.....	11
Figura 5 - Mapa de localização dos pontos de coleta na Baía de Guaratuba. G01 – Cultivo de ostras; G07 – Ilha das Garças; G12 – Ferry Boat Caiobá; G13 – Ilha; G16 – Ilha do Veiga.....	12
Figura 6 – Eixo para de determinação da biometria das ostras. (Fonte: adaptado de Portela, 2005).....	13
Figura 7 – Fluxograma do procedimento para preparação e análises químicas das amostras de ostras.....	15
Figura 8 – a) Ostras crescendo umas sobre as outras; b) Parte interna da concha de uma ostra, mostrando o limite da camada branca nacarada.....	19
Figura 9 – Comparação do Índice de Condição (IC), média \pm desvio padrão, entre as Baías de Guaratuba e Paranaguá, PR, por estação do ano.....	21
Figura 10 – Variação sazonal do Índice de Condição (IC), média \pm desvio padrão, nas baías de Guaratuba e Paranaguá, PR.....	22
Figura 11 – Variação espacial do Índice de Condição (IC), média \pm desvio padrão, dentro das baías de Guaratuba e Paranaguá, PR.....	23
Figura 12 – Variação sazonal do Índice de condição (IC), média \pm desvio padrão, das ostras por ponto nas baías de Guaratuba e Paranaguá, PR.....	24
Figura 13 – Comparação das concentrações médias ($\mu\text{g.g}^{-1}$ peso seco), média \pm desvio padrão, dos elementos-traço entre as baías de Guaratuba e Paranaguá, PR, por estação do ano.....	25
Figura 14 – Variação sazonal das concentrações médias de elementos-traço ($\mu\text{g.g}^{-1}$ peso seco), \pm desvio padrão, nas baías de Guaratuba e Paranaguá, PR.....	28

Figura 15 – Variação sazonal das concentrações médias de elementos-traço ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco), \pm desvio padrão, nas baías de Guaratuba e Paranaguá, PR.....	29
Figura 16 - Variação espacial da concentração média ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco), \pm desvio padrão, dos elementos-traço na Baía de Guaratuba.....	30
Figura 17 – Variação espacial da concentração média ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco), \pm desvio padrão, dos elementos-traço dentro da Baía de Paranaguá.....	31

LISTA DE TABELAS

Tabela I - Localização dos pontos de amostragem dentro das Baías de Guaratuba e Paranaguá e suas respectivas fontes de poluição mais próximas.....	12
Tabela II - Valores de recuperação do material certificado de referência (IAEA-350).....	17
Tabela III – Valores do limite de quantificação (LQ) do equipamento para análise das amostras de ostras.....	18
Tabela IV – Temperatura e salinidade dos respectivos pontos em cada época de coleta das ostras nas baías de Paranaguá (P) e Guaratuba (G).....	20
Tabela V – Concentrações médias dos elementos-traço ($\mu\text{g.g}^{-1}$ peso seco) em cada ponto dentro das baías de Guaratuba e Paranaguá, PR, e suas respectivas médias e faixa de variação (min-max). As concentrações em negrito referem-se às médias e variações entre os pontos de cada baía.....	26
Tabela VI – Concentrações de elementos traço ($\mu\text{g.g}^{-1}$ peso seco) no tecido mole de ostras em diversos ecossistemas costeiros.....	35
Tabela VII - Concentrações médias dos elementos-traço ($\mu\text{g.g}^{-1}$ peso úmido) em cada ponto dentro das baías de Guaratuba e Paranaguá, PR, e suas respectivas médias e faixa de variação (min-max). As concentrações em negrito referem-se às médias e variações entre os pontos de cada baía.....	47

RESUMO

Com o objetivo de investigar o grau de contaminação por elementos traço em ostras do gênero *Crassostrea rhizophorae*, nas baías de Paranaguá e de Guaratuba, sujeitas à diferentes níveis de impactos antrópicos, foram coletadas 340 ostras em 4 pontos de cada baía (20 ostras por ponto) na primavera, verão e inverno, sendo que na última estação foram amostradas ostras de um ponto de cultivo na Baía de Guaratuba. Aliado a determinação nas concentrações de metais foi calculado o Índice de Condição (IC) das ostras. A menor média do IC foi encontrada nas ostras do ponto G13 no verão (4,4) em Guaratuba e o maior foi encontrado nas ostras de cultivo (14,1) em Guaratuba. O IC apresentou-se, na maioria dos pontos, maior no inverno do que no verão. A ausência de diferenças significativas do IC entre os pontos e as baías, sugere que o padrão de distribuição dos elementos traço nas ostras dentro de cada baía não foi afetado pelo índice de condição delas. A concentração de Zn em ostras na Baía de Paranaguá variou de 1108,52 $\mu\text{g.g}^{-1}$ a 4761,33 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e em Guaratuba de 736,13 $\mu\text{g.g}^{-1}$ a 2627,86 $\mu\text{g.g}^{-1}$. No caso do Cu, suas concentrações variaram de 56,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ a 1074,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ em Paranaguá e de 42,9 $\mu\text{g.g}^{-1}$ a 228,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ em Guaratuba. O Ni e Cd variaram de 0,04 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e 0,13 $\mu\text{g.g}^{-1}$ a 14,21 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e 0,61 $\mu\text{g.g}^{-1}$, respectivamente, em Paranaguá. Em Guaratuba, a variação foi de 0,07 a 10,41 $\mu\text{g.g}^{-1}$ para o Ni e de 0,09 a 0,69 $\mu\text{g.g}^{-1}$ para o Cd. Já o As variou de 4,22 $\mu\text{g.g}^{-1}$ a 10,82 $\mu\text{g.g}^{-1}$ em Paranaguá e de 7,19 $\mu\text{g.g}^{-1}$ a 16,11 $\mu\text{g.g}^{-1}$ em Guaratuba. Os valores do coeficiente de spearman r foram muito baixos, demonstrando ausência de correlação entre os teores de elementos traço e o índice de condição das ostras. As ostras da Baía de Paranaguá apresentam, em geral, concentrações de Zn, As e Cu acima dos limites permitidos, enquanto que para a Baía de Guaratuba apenas os teores de Zn e As violam os níveis críticos estabelecidos pela legislação

ABSTRACT

Aiming to investigate the extent of trace elements in oysters *Crassostrea* spp. in the bays of Paranaguá and Guaratuba, subject to different levels of human impacts, were collected 340 oysters (20 per point), 4 points in each bay for 3 seasons (spring, summer and winter) and in the winter oysters were collected from a cultivation point of Guaratuba Bay. Associate with the determining of metal concentration it was calculated Condition Index (CI) of oysters. The lowest mean CI was found in oysters in the summer of point G13 (4.4) and the largest in Guaratuba found in oyster cultivation (14.1) in Guaratuba. The IC presented in the most points higher in winter than in summer. The distribution pattern of trace elements in oysters was not affected by their condition as indicated by the lack of significant differences between the IC points and bays. The concentration of zinc in oysters in the Bay of Paranagua varied from 1108.52 $\mu\text{g.g}^{-1}$ to 4761.33 $\mu\text{g.g}^{-1}$ and from 736.13 $\mu\text{g.g}^{-1}$ to 2627.86 $\mu\text{g.g}^{-1}$ in Guaratuba. In the case of Cu, their concentration ranged from 56.8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ to 1074.8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ in Paranagua and 42.9 $\mu\text{g.g}^{-1}$ to 228.7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ in Guaratuba. The Ni and Cd ranged from 0.04 to 0.13 $\mu\text{g.g}^{-1}$ 14.21 and 0.61 $\mu\text{g.g}^{-1}$, respectively in Paranagua. Guaratuba, the variation was from 0.07 to 10.41 $\mu\text{g.g}^{-1}$ for Ni and 0.09 to 0.69 $\mu\text{g.g}^{-1}$ for Cd have ranged from the 4.22 to 10.82 $\mu\text{g.g}^{-1}$ in Paranagua and Guaratuba was 7.19 $\mu\text{g.g}^{-1}$ to 16.11 $\mu\text{g.g}^{-1}$. The coefficients of Spearman r values were very low, demonstrating a lack of correlation between the concentrations of trace elements and the condition index of oysters. Oysters from the Bay of Paranaguá have, in general, concentrations of Zn, As and Cu above permissible limits, while the Bay of Guaratuba only extractable Zn and As violate the critical levels established by legislation

1 – INTRODUÇÃO

O aumento da industrialização, urbanização e da densidade demográfica das regiões costeiras do Brasil nos últimos anos têm ocasionado um potencial incremento da contaminação dos ecossistemas aquáticos por elementos traço.

Os elementos traço ocorrem naturalmente em pequenas quantidades na natureza provenientes de processos no continente de intemperismo das rochas e solos, vulcões e fontes termais nos oceanos. Porém, nos últimos anos as atividades humanas têm elevado as concentrações naturais desses elementos através da liberação de dejetos agroindustriais, despejos de esgotos urbanos sem prévio tratamento, uso de fertilizantes na agricultura, entre outros, o que acarreta em contaminação dos ecossistemas aquáticos, principalmente na região costeira (CARVALHO *et al.*, 2000).

Alguns metais são classificados como elementos traço, indispensáveis à vida animal e vegetal, pois ocorrem em concentrações muito baixas, concentrações traço, que no organismo, podem participar de processos fisiológicos, como é o caso dos elementos essenciais, por exemplo, cobre (Cu) e zinco (Zn) e que, no entanto, quando em níveis elevados, tornam-se prejudiciais. Elementos traço como o mercúrio, o cádmio, o chumbo e o arsênio são considerados não essenciais devido à sua alta toxicidade (são capazes de interferir em reações enzimáticas, através da mudança de conformação das enzimas) e por não participarem de processos metabólicos, além de apresentarem efeito cumulativo (JOIRIS *et al.*, 2000; PEREIRA *et al.*, 2002).

Mesmo em concentrações relativamente baixas na água, a exposição da biota à contaminação por elementos traço pode aumentar a incorporação destes elementos, em função da contínua exposição dos organismos, e como são persistentes eles se acumulam nos organismos, em um processo denominado de bioacumulação. A contínua transferência de elementos traço para níveis de energia maior (subindo na cadeia trófica) propicia outro processo denominado de biomagnificação, onde há aumento acumulativo de suas concentrações de acordo com o aumento o nível trófico (CARVALHO *et al.*, 2000; FERREIRA *et al.*, 2005).

A biodisponibilidade dos elementos traço pode ser influenciada por alguns fatores tais como: i) sazonalidade - o aumento das chuvas incrementa o aporte de água doce dos rios na região costeira, diminuindo a salinidade,

promovendo a liberação destes elementos ligados aos sedimentos para a coluna d'água e a sua incorporação a biota; ii) classes de tamanho - de acordo com alguns autores, o tamanho e conseqüentemente o estágio de desenvolvimento influencia a taxa de bioacumulação dos organismos, uma vez que há uma tendência de diminuição das concentrações de elementos traço com o aumento do tamanho dos organismos; iii) a temperatura da água; iv) concentração do contaminante no compartimento abiótico; v) localização do organismo na zona entre-marés; vi) diferentes taxas de absorção aos diferentes elementos pelos organismos e, vii) características físico-químicas do seu habitat (PHILLIPS, 1980; MEYER *et al.*, 1998; JOIRIS *et al.* 2000; ABBE *et al.*, 2002).

Devido à capacidade de bioconcentrar elementos traço e compostos orgânicos, certos organismos aquáticos vêm sendo utilizados nos últimos anos como biomonitores da poluição em ambientes costeiros. Alguns desses organismos são migradores, o que os torna pouco úteis no estudo da contaminação de uma determinada área. Outros, como os moluscos bivalves, vivem quase sempre fixos a um determinado substrato, sendo, portanto excelentes indicadores da situação local (RAINBOW & PHILLIPS, 1993; GONÇALVES *et al.*, 2007; FRÍAS-ESPERICUETA, *et al.* 2008).

A bioacumulação de elementos traço em moluscos bivalves é evidente, mesmo quando estes contaminantes se encontram na água em concentrações quase não detectáveis, em virtude da capacidade para concentrarem poluentes em várias ordens de grandeza acima dos níveis do ambiente na água e no sedimento. Tais dados fornecem informações mais confiáveis do grau de poluição do ambiente e da quantidade que está biodisponível (RAINBOW, 1995; FRIAS-ESPERICUETA *et al.*, 2005).

Uma vez presente no ambiente os elementos traço podem se associar ao material particulado, permanecer dissolvido na água e/ou precipitar. A forma mais comum de acumulação de contaminantes nos tecidos de invertebrados marinhos é através do contato direto das partículas em suspensão na coluna d'água com o tecido branquial, ou através da assimilação destas como alimento, como é o caso dos moluscos bivalves que se alimentam do material em suspensão. Uma vez nos organismos, o destino dos elementos traço pode ser o transporte interno para outros órgãos, que podem reduzir os efeitos

citotóxicos permitindo assim a bioacumulação sem danos letais ao organismo ou ainda, pode ocorrer a excreção do contaminante, sendo que este último ocorre em velocidades muito reduzidas e as vezes nem ocorre devido a característica persistente destes elementos (RAINBOW, 1995; WALLNER-KERSANACH *et al.* 2000).

Moluscos bivalves são amplamente usados como indicadores de poluição por elementos traço por apresentarem grande distribuição nos ecossistemas costeiros que são mais suscetíveis à poluição, são abundantes e de fácil coleta e são organismos sésseis com um baixo nível de atividade enzimática, assim atuam menos no metabolismo desses poluentes. Além disso, estes organismos despertam grande interesse econômico por serem utilizados pelo homem como fonte de alimento. Vários autores têm usado moluscos bivalves em estudo de bioacumulação e no monitoramento da contaminação ambiental (OTCHERE, 2003; WALLNER-KERSANASH, 1994; REBELO *et al.*, 2005; SILVA *et al.* 2006).

No Brasil, estudos de avaliação da contaminação de elementos traço em áreas costeiras, através da utilização de biomonitores têm se desenvolvido desde o final da década de 70. O primeiro estudo utilizando organismos biomonitores foi o de Lacerda *et al.* (1983), no qual foram analisadas as concentração destes elementos em alguns organismos biomonitores, inclusive as ostras, na Baía de Sepetiba (RJ). Desde então começaram os estudos de biomonitoramento com mexilhões, ostras, algas, cracas, em escalas regionais e nacionais (CARVALHO *et al.*, 1993; WALLNER-KERSANACH *et al.*, 2000; LACERDA & MOLISANI, 2006; SILVA *et al.*, 2006).

De acordo com Paez-Osuna *et al.* (1995) as ostras do gênero *Crassostrea* são excelentes organismos biomonitores de poluição marinha por elementos traço em costas tropicais e subtropicais e possuem elevado interesse econômico e alimentício e apresentam as características necessárias para serem utilizados como tais organismos. (PAEZ-OSUNA *et al.*, 1995; WALLNER-KERSANACH *et al.*, 1994; SILVA *et al.* 2001; OTCHERE, 2003).

São diversos os estudos que avaliam as concentrações de elementos traço em ostras no Brasil, contemplando diferentes aspectos como a avaliação das tendências temporais e/ou espaciais (CAVALCANTI *et al.*, 2003; REBELO *et al.*, 2003a; FERREIRA *et al.*, 2005; LACERDA & MOLISANI, 2006), a

comparação de diferentes biomonitorios (CARVALHO *et al.* 1993; SILVA *et al.*, 2006; ROJAS *et al.* 2007; AMADO-FILHO *et al.*, 2008), a capacidade de biomonitoramento e/ou de depuração das ostras (WALLNER-KERSANACH *et al.* 2000; SILVA *et al.*, 2001; AMARAL *et al.*, 2005), o nível de contaminação de sistemas distintos (PEREIRA *et al.*, 2002; CAVALCANTI, 2003; SILVA *et al.* 2003; AMADO-FILHO *et al.*, 2008) e a simples determinação da concentração destes elementos nas ostras de algumas áreas (MACHADO *et al.*, 2002).

Ostras são moluscos bivalves pertencentes à família Ostreidae. São encontradas desde as zonas estuarinas de baixa salinidade, como ocorre com as espécies brasileiras *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) e *Crassostrea brasiliiana* (Lamarck, 1819), até áreas altamente salinas como a ostra japonesa *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1975), que ocorre predominantemente no leste asiático. Esta última, em virtude do seu rápido crescimento e maturação sexual, vem sendo cultivada em vários países, inclusive no Brasil (CHRISTO, 2006).

A ostra de mangue *Crassostrea rhizophorae* é um organismo de clima temperado e tropical. É uma espécie estuarina nativa da América do Sul com distribuição ao longo de toda a costa brasileira principalmente nos estados da região nordeste. É um molusco eurialino osmoconformador e apresenta uma coloração variando do branco até o cinza escuro, tendo uma das conchas fixa a substratos duros, que podem ser formações rochosas submersas na maré alta, no fundo do estuário, ancoradouro, pilar de ponte ou raízes de *Rhizophora mangle* (GONÇALVES *et al.*, 2007).

As ostras do gênero *Crassostrea* possuem reprodução contínua ao longo do ano, com picos de eliminação de gametas nos períodos mais quentes. Este padrão reprodutivo é observado em ostras do litoral paranaense, as quais apresentam uma redução da eliminação dos gametas no inverno. Isso ocorre porque quando a água está mais fria, as ostras acumulam glicogênio em suas células germinativas, armazenando energia para poderem reproduzir nas épocas mais quente. Dessa forma, quando a temperatura da água volta a esquentar ocorre a desova (RAMOS & NASCIMENTO, 1980; CHRISTO & ABSHER, 2006; CHRISTO, 2006).

O Índice de Condição (IC) é um índice ecofisiológico que avalia a condição de saúde do animal, refletindo os processos de conversão de glicogênio em gametas, maturação sexual e eliminação de gametas, o estado

nutricional e de estresse dos indivíduos e também os processos de assimilação de elementos traço, sendo muito empregado em programas de monitoramento (VILANOVA & FONTELES-FILHO, 1989; MEYER *et al.*, 1998; REBELO *et al.* 2005; PORTELA, 2005).

Este trabalho contempla a realização de um levantamento das concentrações de cinco elementos traço, arsênio (As), cobre (Cu), cádmio (Cd), níquel (Ni) e zinco (Zn), em organismos que são consumidos pela população local, de dois sistemas estuarinos de grande importância ecológica e sócio-ambiental. Considerando-se a inexistência de trabalhos anteriores, este estudo possibilitará subsidiar futuros planos de manejo, conservação e monitoração ambiental, visando garantir a integridade e as condições de equilíbrio quando do aporte antrópico de elementos traço neste ecossistema.

Os elementos Zn e Cu, foram escolhidos por estarem normalmente associados à poluição industrial, agrícola e urbana, sendo potencialmente tóxicos em função de sua forma química e concentração no meio. Além de estarem, assim como o Cd no levantamento feito pelo Projeto RECOS – Instituto do Milênio (2003-2004) na Baía de Paranaguá (PR) (dados não publicados), onde foram registradas concentrações acima dos limites permitidos pela legislação brasileira, nas ostras da região. Sá (2003) observou elevadas concentrações de Ni, Cu e As em sedimentos da Baía de Paranaguá, o que justifica a inclusão de Ni e As nas análises e reafirma a necessidade de avaliação do elemento Cu no presente estudo.

A concentração desses elementos no organismo estudado pode comprometer a integridade ambiental das baías de Guaratuba e de Paranaguá, oferecendo um potencial risco de contaminação às populações locais que utilizam as ostras como uma fonte regular de proteína. Dessa forma, o estudo da contaminação desse ambiente torna-se de grande importância para a região.

2 – OBJETIVOS E HIPÓTESES

2.1 – Objetivos

O objetivo deste estudo é investigar o grau de contaminação por elementos traço em ostras do gênero *Crassostrea rhizophorae* em dois

sistemas estuarinos do litoral do Paraná, nas baías de Paranaguá e de Guaratuba, sujeitos a diferentes níveis de impactos antrópicos. Para tal, estabeleceram-se os seguintes objetivos específicos:

1) Determinar as concentrações de arsênio, cádmio, cobre, níquel e zinco nos tecidos moles das ostras, *Crassostrea rhizophorae*, nos dois sistemas investigados.

2) Analisar e correlacionar as possíveis variações das concentrações de elementos nos tecidos mole das ostras com as variações do índice de condição e com as variações sazonais

3) Relacionar possíveis diferenças na contaminação nas ostras dos dois sistemas com as atividades antrópicas específicas a que estão sujeitos.

4) Verificar se essas concentrações estão dentro do limite permitido para consumo humano pela legislação brasileira.

2.2 – Hipóteses

H_0 = Apesar da contaminação por elementos traço nas águas e no sedimento das baías de Paranaguá e Guaratuba, não há acumulação destes elementos nas ostras.

H_1 = Devido à contaminação por elementos traço nas águas e no sedimento das baías de Paranaguá e Guaratuba há acumulação destes nas ostras.

H'_0 = Apesar de sujeitas a distintos tipos de impactos antrópicos, não há diferenças na contaminação entre as duas baías estudadas.

H'_1 = Devido aos distintos tipos de impactos antrópicos a que estão sujeitas, há diferenças na contaminação entre as duas baías estudadas.

H''_0 = Não há diferenças na acumulação de elementos traço nas ostras entre as estações do ano.

H''₁ = Há diferença na acumulação de elementos traço nas ostras entre as estações do ano.

3 - MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 – Área de Estudo

3.1.1 Baía de Guaratuba

A Baía de Guaratuba (25°47'40" - 25°54'52" S e 48°30'48" - 48°44'27" W) é um estuário situado na planície costeira do litoral sul do Estado do Paraná, próxima ao município de Guaratuba (Figura 1). Localiza-se na porção meridional da planície costeira, tendo como limites as escarpas da Serra do Mar a oeste, e o Oceano Atlântico a leste. A baía está delimitada na margem sul pela cidade de Guaratuba e na margem norte pelo município de Matinhos (BRANDINI, 2008).

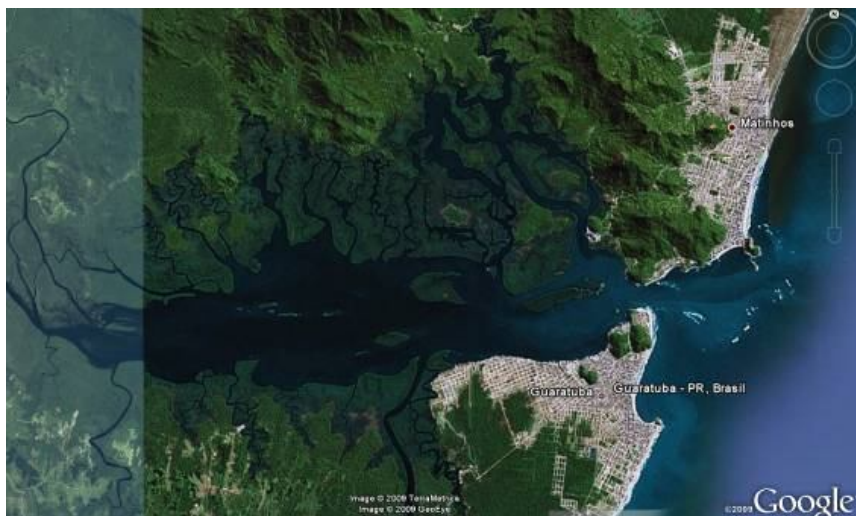


Figura 1 – Imagem de satélite da Baía de Guaratuba. (Fonte: Google Earth).

Segundo Todeschini (2004), no entorno da área de estudo ocorre agricultura intensiva além da criação de gado. A vida sócio-econômica da maior parte da população ribeirinha, desde o início dos anos 80, é baseada principalmente no cultivo de banana e arroz irrigado. Tais cultivos usam agrotóxicos (herbicidas, fungicidas e inseticidas) e corretivos do solo (carbonato de cálcio), que provavelmente contaminam o mesmo curso d'água

que é utilizado para uso doméstico dessas populações. Aliados a isso, a região não possui rede para tratamento de esgoto sanitário, o que permite lançamento do mesmo diretamente nos cursos d'água.

A região possui o Rio Cubatão e o São João, como os principais afluentes que deságuam na baía, sendo o Rio Cubatão a principal fonte fluvial de elementos traço, provenientes de despejos de esgoto domésticos, despejo de efluentes da agricultura e do uso de pesticidas metálicos nas plantações ao redor da baía (TODESCHINI, 2004).

A bacia do rio Cubatão possui duas usinas hidroelétricas, Guaricana e Chaminé na confluência dos rios Arraial e São João, formadores do rio Cubatão e há projetos para a construção de outra. Além dessas usinas, a maior parte da população residente no entorno desta bacia tem sua vida sócio-econômica baseada na produção de arroz irrigado e de banana os quais se utilizam de agrotóxicos (99% dos produtores) e corretivos do solo (carbonato de cálcio), além da criação de gado (TODESCHINI, 2004).

Ao longo de seus 28,5 Km o rio Cubatão, localizado a montante da baía, na margem norte, é representado por diversas paisagens, podendo ser dividido em três partes, a primeira, uma planície litorânea, onde se situa o Salto do Cubatão e o início do cultivo de banana, a segunda, uma planície montanhosa, e uma planície litorânea com um trecho de rio meandrante, onde se situa a maior concentração de população na Vila de Cubatão e de cultivo da banana e de arroz irrigado. O último seguimento é dominado por campos, banhados (alguns com cultivo de arroz) e finalmente por manguezais até desaguar na Baía de Guaratuba (SEMA, 2003 *in* TODESCHINI, 2004)

Localizados mais na desembocadura da baía, estações de *ferry boat* (balsa de travessia) e marinas foram construídas para ligar as cidades de Matinhos e Guaratuba o que interrompeu o relativo isolamento, e favoreceu o crescimento urbano da região, com isso a emissão de efluentes cresceu devido ao desenvolvimento urbano (PIETZCH *et al.*, 2010).

O período mais chuvoso corresponde ao verão, com pico em fevereiro, o mais seco ocorre no inverno, principalmente entre Julho e Agosto (LANA *et al.* 2001 *in* BRANDINI, 2008).

3.1.2 Baía de Paranaguá

A Baía de Paranaguá é uma das 5 baías que integram o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), o qual está situado na costa sul do Brasil, ao norte do litoral do Paraná, entre as coordenadas 25°16' e 25°34' S e 48°17' e 48°42' W, apresentando uma área total de 612 Km². Esta baía situa-se no eixo Leste-Oeste do CEP, o qual apresenta uma área total de 256 Km², estendendo-se 50 Km continente a dentro (Figura 2) (NOERNBERG, 2001).

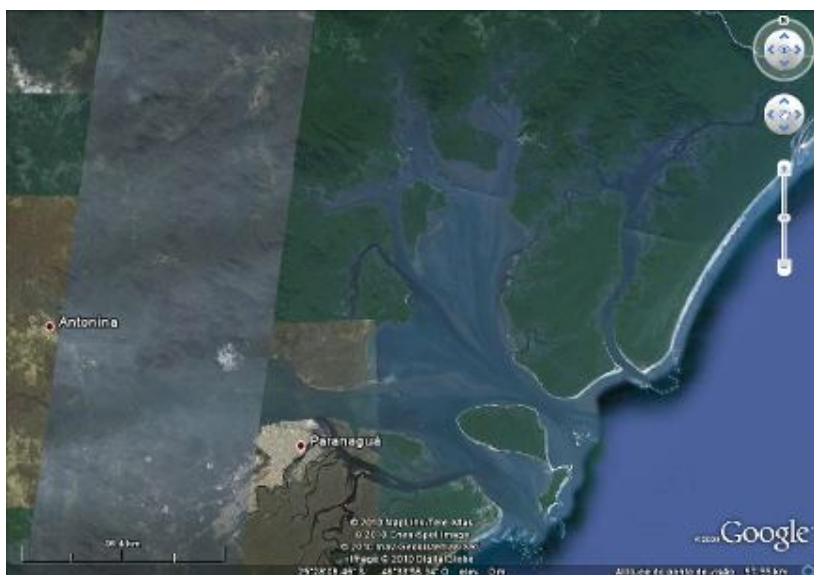


Figura 2 – Imagem de satélite da Baía de Paranaguá. (Fonte: Google Earth).

O CEP recebe uma descarga continental de aproximadamente 70% da área da bacia hidrográfica litorânea do Estado do Paraná, sendo o eixo L-O o que recebe maior influência deste aporte. A Baía de Paranaguá recebe os aportes dos rios Cachoeira, Faisqueira, Nhundiaquara e Guaraguaçu, além do Itiberê e do Canal do Anhaia, que margeiam a cidade de Paranaguá (MANTOVANELLI, 1999).

No CEP há o predomínio de atividades portuárias, industriais (fertilizantes, estocagem de produtos químicos e granéis) e pesqueiras. A cidade de Paranaguá (Figura 3) é a mais desenvolvida da região, contribuindo com o impacto gerado pelo porto, pela urbanização, ocupação irregular, e desmatamento. O Porto de Paranaguá é o principal local de carga e descarga de navios graneleiros e de líquidos a granel do sul do Brasil, recebendo uma

média de 1500 navios de grande porte por ano, e está em funcionamento há mais de 60 anos (LAUTERT, 1999). A preocupação ambiental na Baía de Paranaguá torna-se imprescindível, pois cerca de 30% do volume total das mercadorias exportadas pelo porto correspondem a materiais perigosos e caso ocorra algum acidente, dependendo da magnitude, poderá trazer danos irreversíveis ao ecossistema.

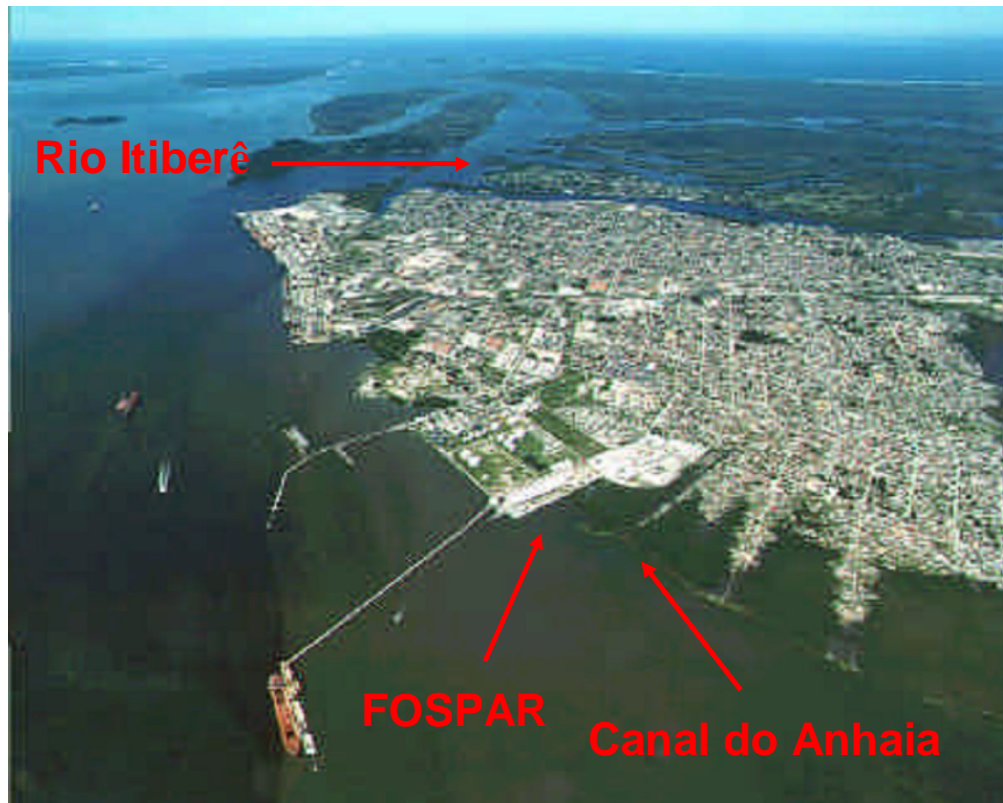


Figura 3 – Vista aérea do município de Paranaguá. (Fonte: SÁ, 2003)

O clima da região é subtropical úmido mesotérmico com verão quente e chuvoso e inverno frio e seco, sendo que no verão, a precipitação média diária é aproximadamente três vezes superior à verificada no inverno. A salinidade e a temperatura na região variam respectivamente, entre 12-29 ppm e 23°-30°C no verão e 20-34 ppm e 18°-25°C, no inverno (MANTOVANELLI, 1999; LANA *et al.*, 2001).

3.2 – Amostragem

As ostras foram coletadas manualmente de bancos naturais, ou presas em raízes de *Rhizophora mangle* ou aderidas a costões rochosos, sendo retirada destes locais com o auxílio de espátulas. As amostras foram tomadas na maré baixa de sizígia, na altura média do substrato, em quatro pontos em cada baía (Figura 4 e 5), durante 3 estações do ano distintas (verão, inverno e primavera). A fim de avaliar os níveis de As, Cd, Cu, Ni e Zn nas ostras de cultivo, que por sua vez são comercializadas na região, estas também foram coletadas para comparações com as ostras de bancos naturais e com a legislação, porém somente no inverno.

Em cada ponto foram mensuradas a temperatura (termômetro comum de Hg) e a salinidade (refratômetro ATAGO) da água adjacente.

Ao total foram coletadas 340 ostras, sendo 20 ostras por ponto, por estação (verão, fevereiro/2010 e inverno, julho/2010), com exceção do ponto do cultivo em Guaratuba (somente no inverno). Elas apresentaram um comprimento médio de 4,0 cm a largura média de 2,8 cm.

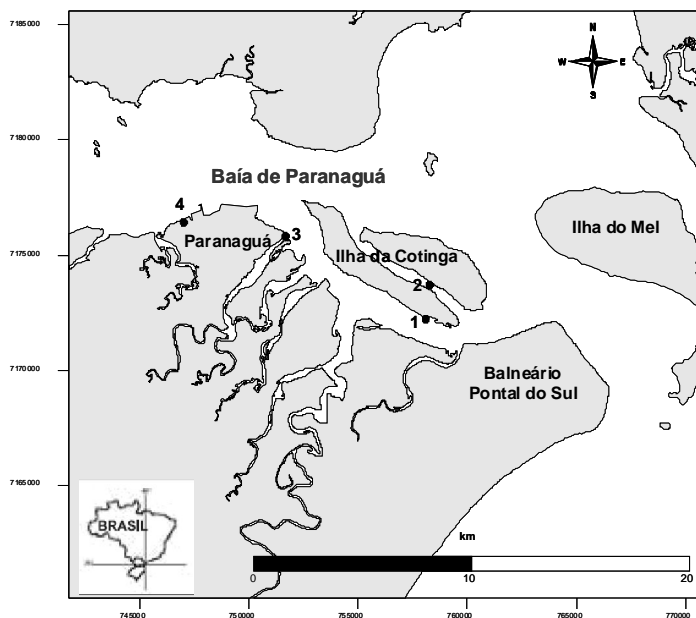


Figura 4 – Mapa de localização dos pontos de coleta na Baía de Paranaguá. 1 – Ilha de papagaios; 2 – Ilha da Cotonga; 3 – Desembocadura do Rio Itiberê; 4 – Canal do Ainhaia.

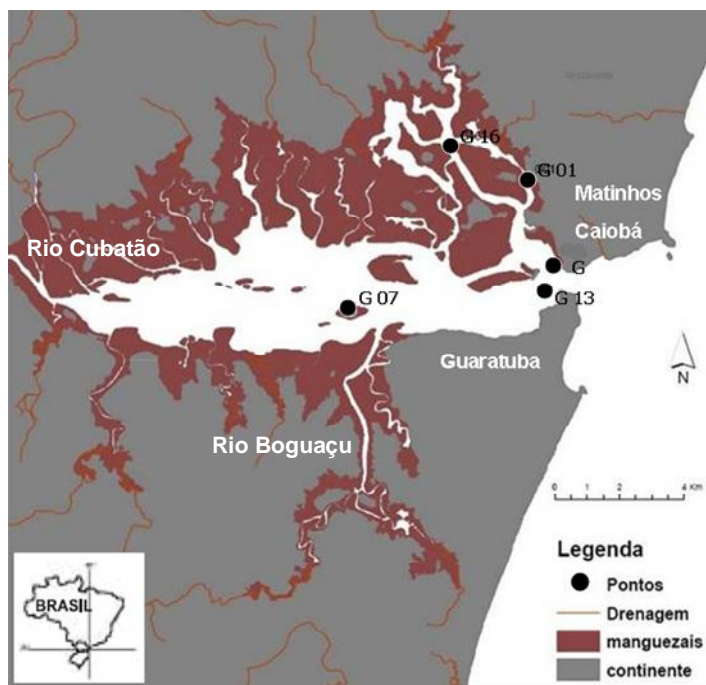


Figura 5 - Mapa de localização dos pontos de coleta na Baía de Guaratuba. G01 – Cultivo de ostras; G07 – Ilha das Garças; G12 – Ferry Boat Caiobá; G13 – Ilha dos Ratos; G16 – Ilha do Veiga.

Tabela I – Localização dos pontos de amostragem dentro das Baías de Guaratuba e Paranaguá e suas respectivas fontes de poluição mais próximas.

Ponto	Localização	Fonte de Poluição
GUARATUBA		
G01	Cultivo	Outros Cultivos
G07	**Ilha das garças	Influência do rio Bogaçu
G12	*Ferry Boat Caiobá	Esgoto das cidades de Caiobá e Matinhos
G13	*Ilha dos Ratos	Intenso fluxo de barcos e balsas e esgoto da cidade Guaratuba
G16	**Ilha do Veiga	Estação Controle
PARANAGUÁ		
P01	**Ilha dos Papagaios	Influência do rio Itiberê
P02	**Ilha da Cotinga	
P03	*Rio Itiberê	Esgoto da cidade de Paranaguá, marinas e late Clube
P04	*Canal do Anhaia	Esgoto da cidade de Paranaguá, das Indústrias e do Porto

Nota: * Amostras coletadas em costões; ** amostras coletadas em raízes de *Rhizophora mangle*.

3.3 – Preparo das amostras

O processamento, acondicionamento e transporte do material coletado, seguiram as recomendações propostas por Niencheski & Santos (2006).

Após a coleta, as amostras foram colocadas em sacos plásticos, identificadas e armazenadas em isopor com gelo até a chegada ao laboratório. No laboratório, as ostras com comprimento entre 3,0 e 5,0 cm foram selecionadas e então raspadas para retirada de todo o material estranho fixado na parte externa das conchas (por exemplo, algas, cracas e etc.), sendo posteriormente lavadas com água destilada, para então serem mensuradas afim de realizar a padronização das amostras. Para tanto, foram obtidas medidas como comprimento, largura e altura das ostras, com o auxílio de um paquímetro de precisão, de acordo com a figura 6.

De acordo com Richard & Chaloupka (2008) estudos de bioacumulação de elementos traço em ostras não necessitam incluir a demografia de estrutura de tamanho das ostras, uma vez que em seu estudo ele observou que não há esta relação. Dessa maneira foram escolhidas ostras com tamanho entre 3,0 e 5,0 cm de comprimento.

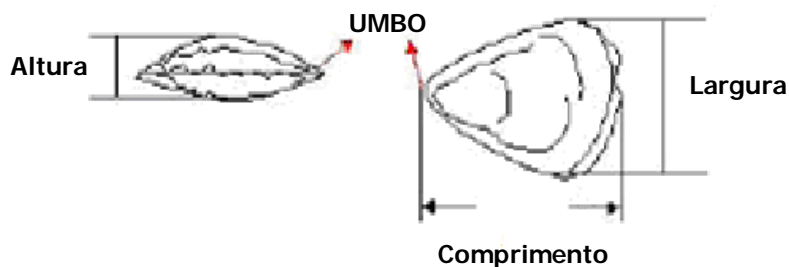


Figura 6 – Eixo para de determinação da biometria das ostras. (Fonte: adaptado de Portela, 2005)

3.4 – Elementos Traço

Foram selecionadas um total de 20 indivíduos de ostras (3,0 – 5,0 cm de comprimento) por ponto de coleta para confecção de amostras compostas. Os tecidos moles das ostras foram cuidadosamente separados da concha, através da secção do músculo adutor com o auxílio de uma faca e uma colher plástica,

lavados com água destilada, pesados separadamente em balança de precisão, para obtenção de seus pesos úmidos, e secos em estufa a uma temperatura de 60°C, até peso constante. Posteriormente as amostras compostas foram triturados com grau e pistilo de porcelana até a homogeneização.

Após a maceração das amostras, essas foram pesadas e separadas cerca de 0,5 g em duplicatas de cada ponto com o auxílio de uma balança digital (0,0001g), sendo posteriormente acondicionadas em tubos de teflon.

Os tubos foram então levados a capela para a realização da extração dos elementos traço (As, Cd, Cu, Ni e Zn). O procedimento de extração química destes elementos em amostras de ostras seguiu o seguinte protocolo descrito por Phillips (1985) com modificações. Nas alíquotas de aproximadamente 0,5g de tecido de ostra adicionou-se 4 mL de HNO₃(Conc.) (Suprapur[®]) e 1 mL de H₂SO₄(Conc.) (Merck P.A.) (4:1) e deixados descansar por 24 horas. Após as 24 horas, foi realizada a digestão em chapa aquecedora, onde as amostras permaneceram a 100°C por 3 horas. Ao término da digestão, as amostras foram filtradas e diluídas a 30 mL com água Milli-Q[®]. O procedimento completo é sumarizado na figura 7.

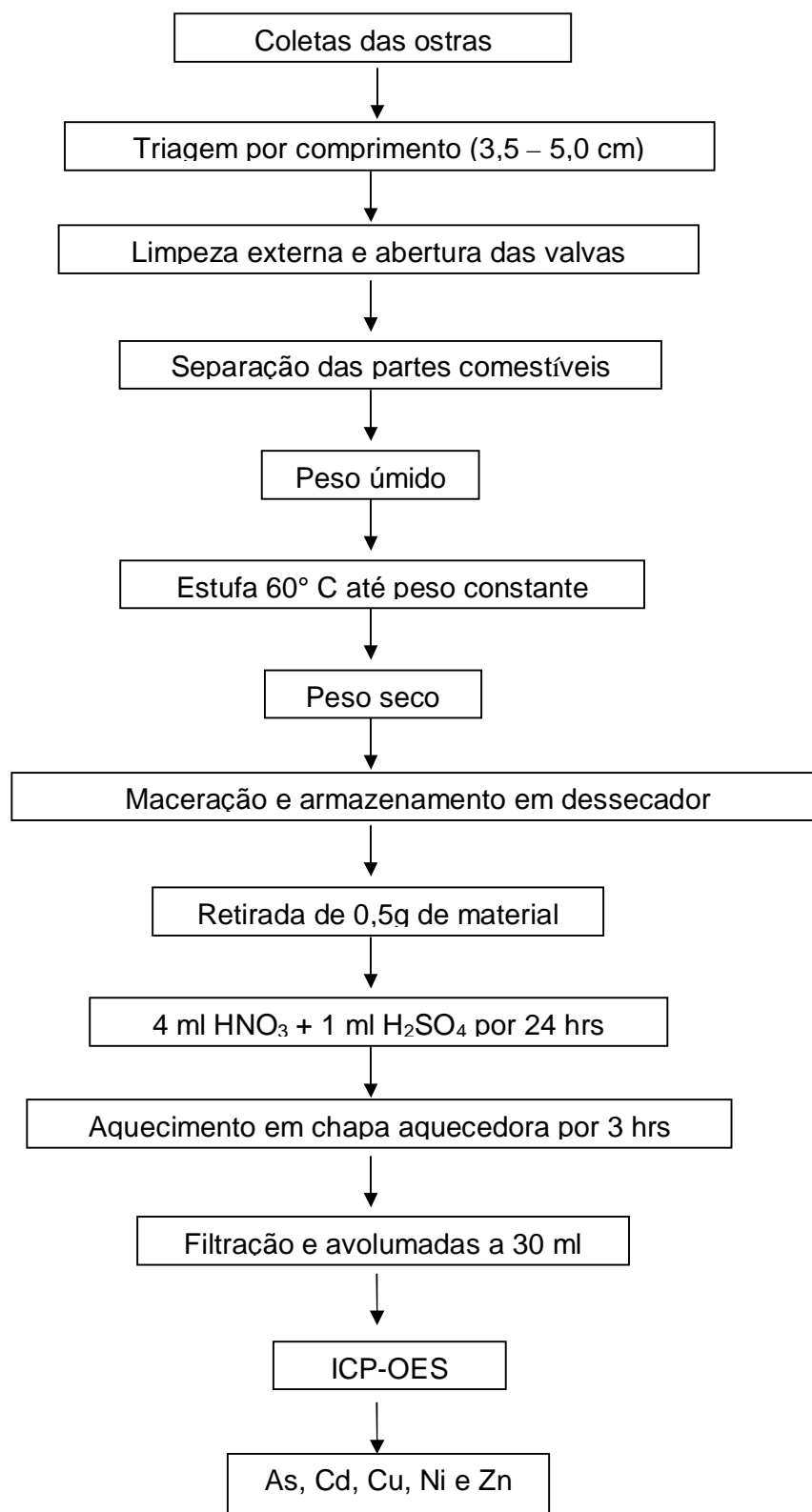


Figura 7 – Fluxograma do procedimento para preparação e análises químicas das amostras de ostras.

Os extratos foram analisados por ICP-OES da Perkin-Elmer (modelo Optima 2100 DV) no Laboratório de Hidroquímica do Instituto de Oceanografia da FURG, sob orientação da Prof. Dra. Mônica Wallner-Kersanach.

Todas as amostras foram processadas em duplicatas e a leitura no ICP de cada amostra também foi realizada em duplicata, onde o desvio médio relativo (RSD) das amostras não ultrapassou a 1%.

A concentração de elementos traço nos tecidos das ostras foi calculada de acordo com a seguinte equação:

$$C = \frac{(c - Br)/1000 \cdot Vf \cdot Fd}{dw}$$

(Equação 1)

Onde:

C = concentração do metal no tecido seco ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)

c = concentração de metal lida na amostra ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)

Br = concentração do branco ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)

Vf = volume final da amostra (ml)

Fd = fator de diluição

dw = peso seco da amostra (g)

Para comparação com outros estudos publicados, as concentrações destes elementos nas ostras foram analisadas com base no peso seco de tecido, visto que a maioria dos trabalhos expressa as concentrações dos elementos na base seca. No entanto, para comparação com a Legislação Brasileira para consumo de alimentos (Decreto 55.871/65), a qual apresenta seus limites máximos permitidos por peso úmido do organismo, foi utilizado um fator de conversão calculado com base no teor médio de umidade das ostras apresentados neste estudo, que foi de 84,45%. A média foi obtida através da secagem das ostras individualmente em estufa. Com esses resultados, calculou-se a concentração de elementos traço por peso úmido.

3.4.1 Limpeza do Material

Para garantir a isenção de contaminação e interferência nos resultados pelo material e vidraria utilizados nos procedimentos analíticos, algumas medidas quanto à limpeza foram tomadas (NIENCHESKI & SANTOS, 2006). Todo o material foi lavado e deixado imerso em detergente neutro (Extran) (2% v/v) de 12 a 24 horas. Após essa etapa o material foi enxaguado com água corrente e em seguida com água deionizada, para nova imersão, agora em ácido nítrico (10% v/v) por mais um período de 4 a 5 dias, sendo posteriormente enxaguado 4 vezes com água de alta qualidade (Milli-Q[®]), deixados secar em capela de fluxo laminar e armazenados em sacos plásticos.

3.4.2 Controle de Qualidade Analítica

Para avaliar a qualidade analítica do método foi utilizado o Material de Referência Certificado, IAEA 350 – atum da Agência Internacional de Energia Atômica. Os valores de recuperação encontrados por este trabalho estão representados na Tabela II.

Tabela II - Valores de recuperação do material certificado de referência (IAEA-350).

Metal	Certificado	Encontrado	% Recuperação
As	3,73	4,08	109,29%
Cd	0,018 - 0,050	0,17	488,75%
Cu	2,55 - 3,10	2,86	101,13%
Ni	0,32 - 1,13	0,08	11,44%
Zn	16,6 - 18,5	17,55	97,34%

Com exceção do Cd e Ni, os valores determinados dos demais elementos estão em boa concordância com os valores certificados. Como as concentrações de Cd e Ni no material de referência certificado estiveram ou muito baixas ou muito altas, concentrações de padrões de Ni e Cd foram analisadas juntamente com as amostras de ostras e indicaram boa reprodutibilidade dos resultados.

Como controle analítico do Cd e Ni foi realizada a recuperação de três concentrações conhecidas (*spike*) adicionadas nas amostras de ostras, As

análises indicaram que houve uma boa recuperação do analito com desvio menor que 5% nas amostras para ambos os elementos.

No presente estudo também foi calculado o limite de quantificação do equipamento, o qual foi feito a leitura 10 vezes o branco para cada elemento-traço e depois foi calculado o limite de quantificação (LQ) do equipamento com a fórmula:

$$\text{LQ} = \text{desvio padrão (10 leituras do branco)} \times 10$$

Para o cálculo final dos resultados foi considerado o peso seco médio das ostras e o volume final da amostra, para se obter o LQ da análise das amostras de ostras expresso em $\mu\text{g.g}^{-1}$. Os valores encontrados estão apresentados na tabela III.

Tabela III – Valores do limite de quantificação (LQ) do equipamento para análise das amostras de ostras.

	As ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Cd ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Ni ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$)
LQ	1,55	0,059	0,058	0,08

3.5 – Cálculo do Índice de Condição

Existe uma grande variedade de índices de condição que vem sendo utilizados em trabalhos com moluscos bivalves (LAWRENCE & SCOTT, 1982; VILANOVA & FONTELES-FILHO 1989; JOIRIS *et al.* 2000; REBELO *et al.* 2005, CHRISTO & ABSHER 2006; PORTELA, 2005). Tais índices usam uma relação direta do tamanho da concha com a massa corporal dos indivíduos, porém as ostras apresentam uma forte tendência a crescer umas sobre as outras (Figura 8a), sendo difícil a separação delas individualmente. Com isso, Meyer *et al.* (1998) sugeriram uma outra fórmula de calcular o índice de condição, baseada na relação da massa do tecido mole (parte comestível) versus o comprimento e largura interna da concha das ostras (comprimento da camada nacarada branca) (Figura 8b). Assim no presente estudo, optou-se por utilizar a equação proposta por Meyer *et al.* (1998):

$$IC = \frac{dw}{Li \cdot Wi/2} \cdot 100$$

(Equação 2)

Onde:

IC = Índice de Condição

dw = peso seco do tecido mole

Li = comprimento da camada nacarada branca

Wi = largura da camada nacarada branca

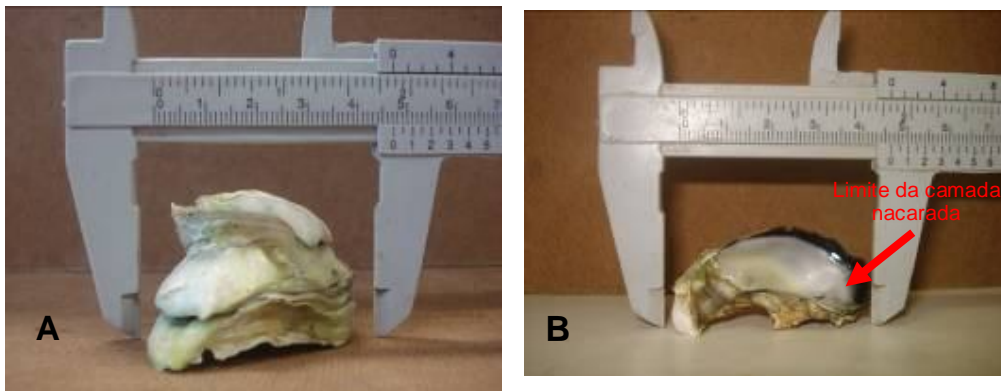


Figura 8 – a) Ostras crescendo umas sobre as outras; b) Parte interna da concha de uma ostra, mostrando o limite da camada branca nacarada.

A partir dos resultados individuais foram calculadas as médias de IC para cada ponto.

3.6 - Análises Estatísticas

Cada amostra composta de ostra foi analisada em duplicata, e o resultado final foi obtido pela média dos valores experimentais.

Para a análise estatística dos dados foi empregado o ambiente “R” (www.r-project.org). Análises de Variância (ANOVA) foram realizadas para verificar diferenças nas concentrações de elementos traço, e nos Índices de condição, nos diferentes pontos de amostragem dentro de cada baía. Para avaliar possíveis diferenças sazonais entre as concentrações de elementos nas

ostras, e entre os índices de condição, em cada ponto dentro de cada baía e entre as duas baías, foi realizado o teste t.

Seguindo o protocolo para análises univariadas descrito em Underwood (1997), todos os dados foram inicialmente testados quanto à normalidade com o Teste Shapiro-Wilk e a homocedasticidade com o Teste Bartlett. Quando estes pressupostos não foram cumpridos, os dados passaram por transformação (raiz quadrada, raiz quarta e logaritmo na base 10).

Variáveis com os preceitos tanto da normalidade como da homocedasticidade satisfeitos foram submetidas à ANOVA-paramétrica unifatorial. Se a ANOVA identificou diferença significativa ($p \leq 0,05$), foi realizado o teste de Tukey HSD (*Post-hoc*) para identificar a localização das diferenças.

Por último foi realizada uma análise de correlação com o intuito de detectar a relação entre o índice de condição das ostras estudadas e a concentração dos elementos traço avaliados acumulados no tecido mole delas.

4 – RESULTADOS

Durante o período do estudo a temperatura média da água superficial variou de 17°C no inverno a 26°C no verão, e de 20°C a 27°C nas baías de Paranaguá e Guaratuba, respectivamente. Já a salinidade apresentou uma maior variação, inclusive entre os pontos dentro de uma mesma baía (Tabela IV).

TABELA IV – Temperatura e salinidade dos respectivos pontos em cada época de coleta das ostras nas baías de Paranaguá (P) e Guaratuba (G).

PONTO	INVERNO		VERÃO	
	Temp. (°C)	Sal.	Temp. (°C)	Sal.
P01	17	28	26	23
P02	17	28	26	25
P03	16	19	26	10
P04	17	15	26	5
G01	20	21	-	-
G07	18	20	27	18
G12	20	22	27	18
G13	20	21	27	18
G16	20	23	27	13

4.1 – Índice de Condição

O índice de condição calculado no presente estudo entre as baías variou de 0,64 (P02, inverno) a 22,91 (G01, inverno). A Baía de Guaratuba apresentou a menor média do IC, quando comparada com a Baía de Paranaguá, tanto no inverno quanto no verão, sendo significativa a diferença somente para o inverno ($p < 0,05$, teste t) (Figura 9). Quando se compara sazonalmente cada baía, observa-se que em ambos os sistemas o IC foi maior durante o inverno, embora a diferença tenha sido significante apenas na Baía de Paranaguá ($p < 0,05$, teste t) (Figura 10).

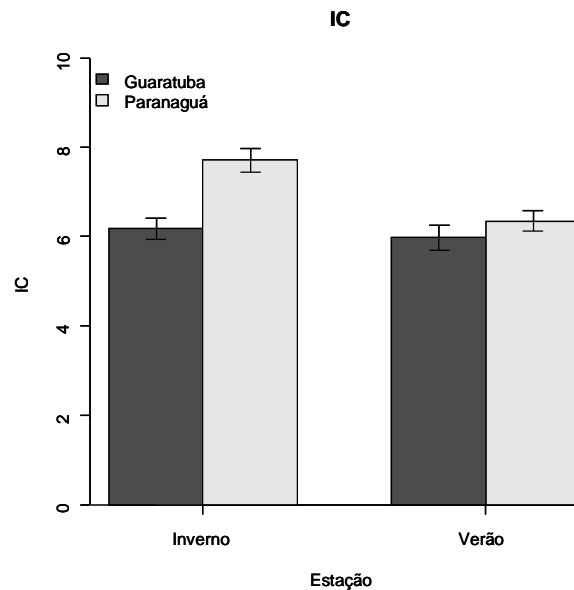


Figura 9 – Comparação do Índice de Condição (IC), média \pm desvio padrão, entre as Baías de Guaratuba e Paranaguá, PR, por estação do ano.

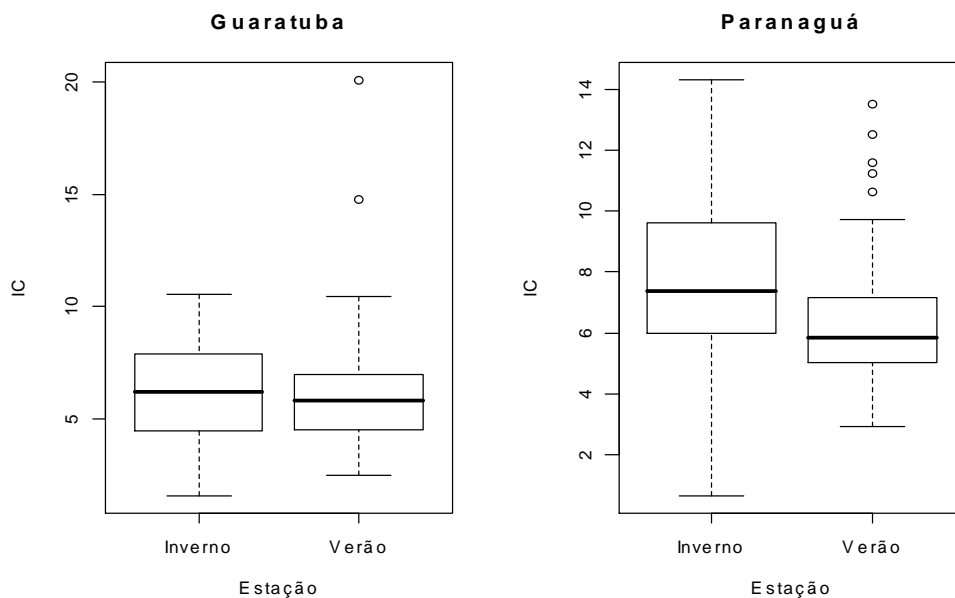


Figura 10 – Variação sazonal do Índice de Condição (IC), média \pm desvio padrão, nas baías de Guaratuba e Paranaguá, PR.

Em escala espacial foi possível verificar diferenças significantes entre os pontos dentro de cada baía. Na Baía de Guaratuba, o ponto G01 (cultivo) apresenta uma melhor qualidade das ostras diferindo significativamente dos demais pontos ($p < 0,05$, ANOVA) (Figura 11). E na Baía de Paranaguá o ponto P02 é o que apresenta ostras mais bem nutridas, diferindo significativamente dos demais ($p < 0,05$, ANOVA) (Figura 11). Analisando a figura 11, observa-se que a menor média deste índice foi encontrada nas ostras do ponto G13 no verão (4,4) da Baía de Guaratuba e o maior foi encontrado nas ostras de cultivo, ponto G01 (14,1) na Baía de Guaratuba (Figura 11).

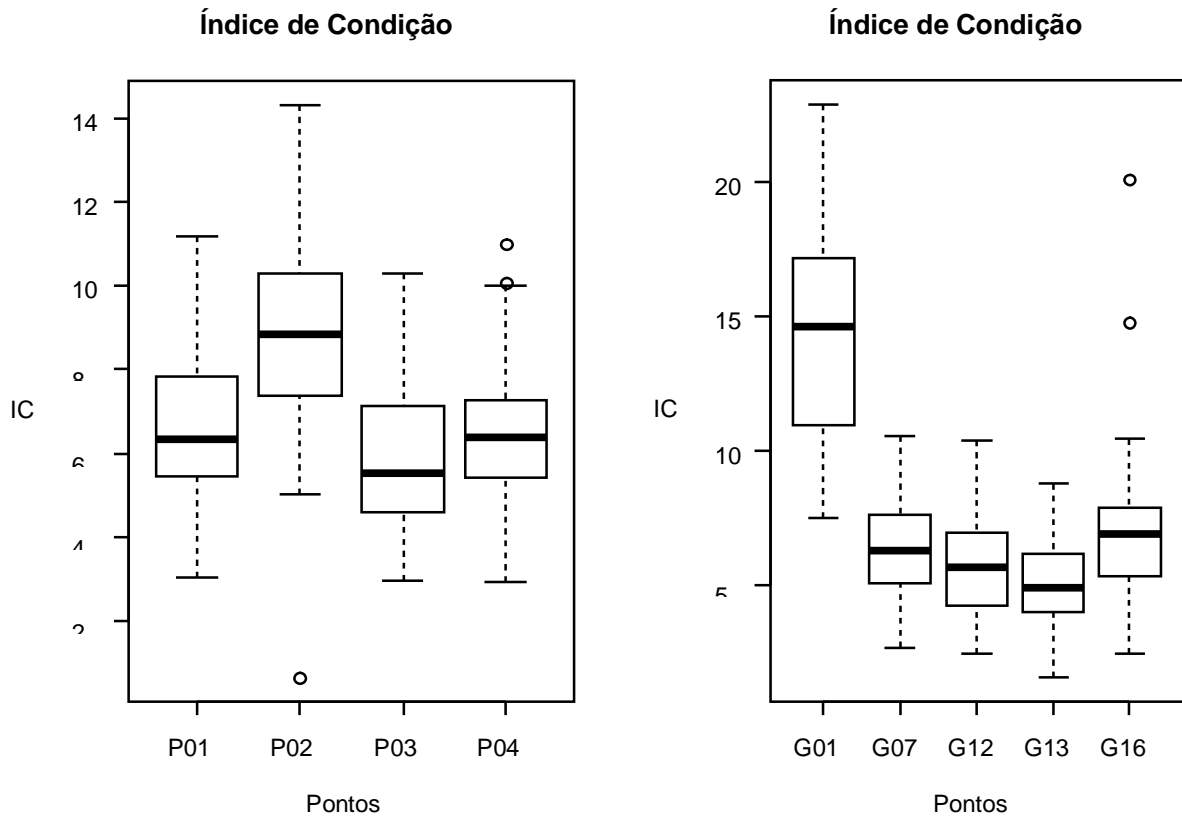


Figura 11 – Variação espacial do Índice de Condição (IC), média \pm desvio padrão, dentro das baías de Guaratuba e Paranaguá, PR.

Analisando sazonalmente o IC das ostras para cada ponto amostral das duas baías, observa-se que este índice foi, na maioria dos pontos, maior no inverno do que no verão, sendo significativo nos pontos P01, P03, P04 (Paranaguá), G07, G12 (Guaratuba) ($p < 0,05$, teste t) (Figura 12). Os únicos pontos que apresentaram uma tendência contrária foram o G13 e G16 (Guaratuba), sendo que apenas em G13 a diferença foi significativa ($p < 0,05$, teste t) (Figura 12).

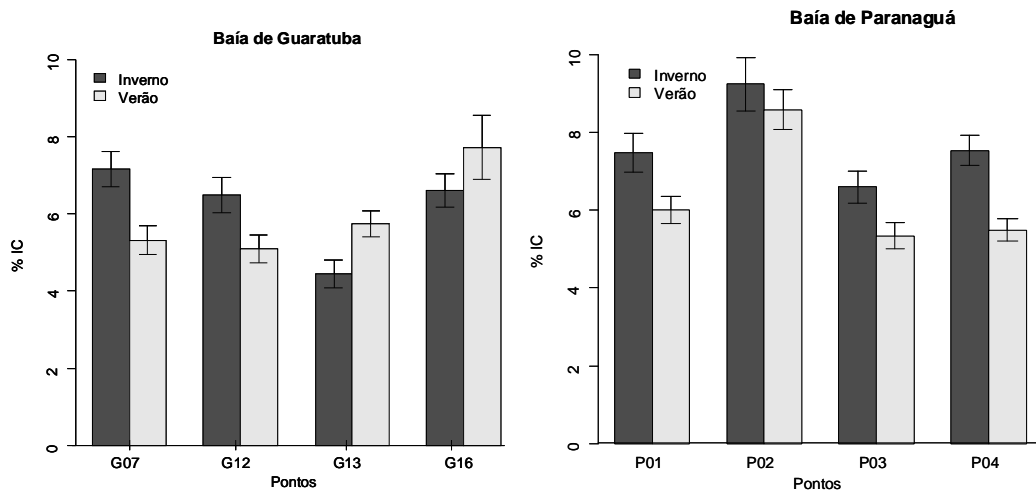


Figura 12 – Variação sazonal do Índice de condição (IC), média \pm desvio padrão, das ostras por ponto nas baías de Guaratuba e Paranaguá, PR.

4.2 – Elementos-traço

As concentrações médias dos elementos traço investigados em ostras nas baías de Guaratuba e Paranaguá são apresentadas na Figura 13 e tabela V. Com isso, nota-se que as ostras da Baía de Guaratuba apresentaram teores de arsênio (As) e cádmio (Cd) significativamente ($p < 0,05$, teste t) maiores, quando comparados com as ostras da Baía de Paranaguá, nas duas estações de coleta. Em contraste, as ostras da Baía de Paranaguá apresentaram maiores concentrações de cobre (Cu) e zinco (Zn) (significativo somente no verão) ($p < 0,05$, teste t). Já o níquel (Ni), não apresentou nenhum padrão, sendo maior durante a estação de inverno na Baía de Guaratuba e durante o verão em Paranaguá, no entanto só foi detectada diferença significativa no verão ($p < 0,05$, teste t).

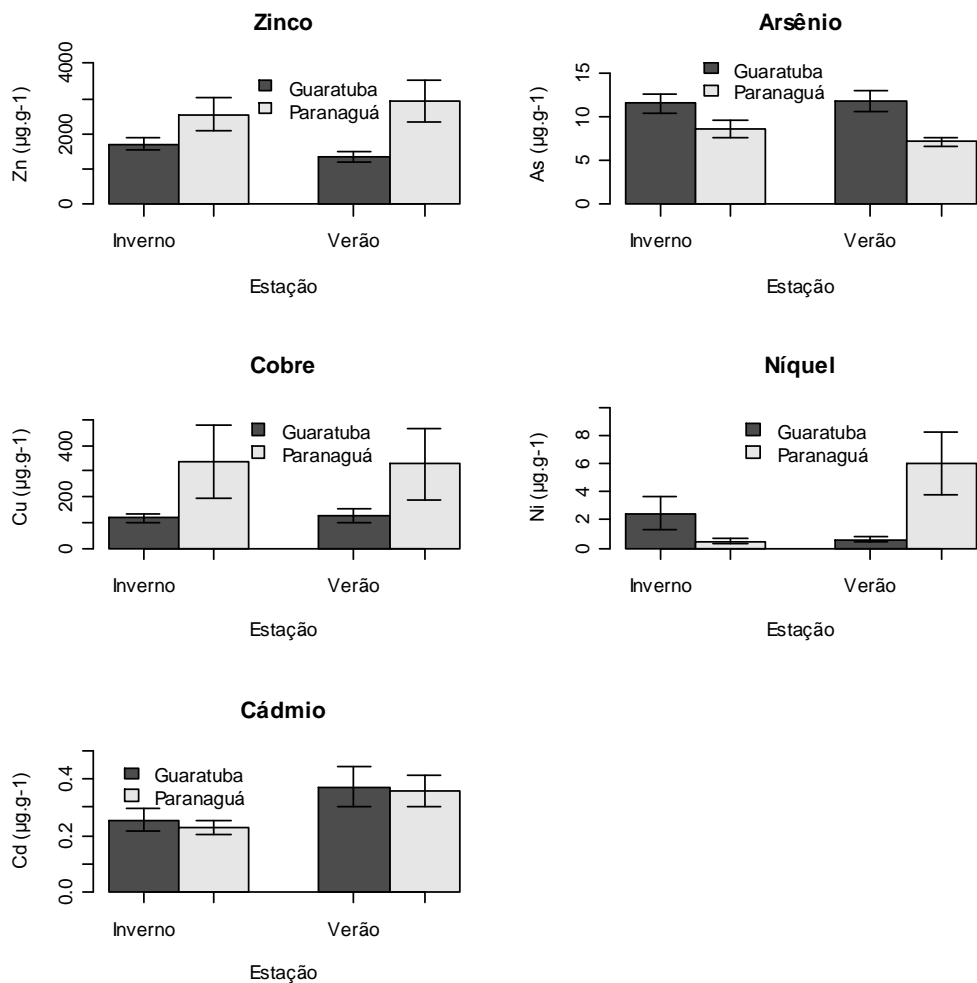


Figura 13 – Comparação das concentrações médias ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco), média \pm desvio padrão, dos elementos-traço entre as baías de Guaratuba e Paranaguá, PR, por estação do ano.

Tabela V – Concentrações médias dos elementos-traço ($\mu\text{g.g}^{-1}$ peso seco) em cada ponto dentro das baías de Guaratuba e Paranaguá, PR, e suas respectivas médias e faixa de variação (min-max). As concentrações em negrito referem-se às médias e variações entre os pontos de cada baía.

Local	As ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Cd ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Cu ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Ni ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$)
Paranaguá	7,83 (4,27 - 10,82)	0,29 (0,13 - 0,61)	331,50 (56,8 - 1074,8)	3,24 (0,04 - 14,21)	2751,03 (1108,52 - 4761,33)
Ilha dos Papagaios (P01)	9,55 (8,46 - 10,40)	0,42 (0,31 - 0,61)	108,9 (99,7 - 116,9)	6,14 (0,04 - 14,21)	1597,30 (1458,64 - 1675,03)
Ilha da Cotíngia (P02)	8,48 (6,76 - 9,70)	0,30 (0,21 - 0,49)	78,7 (56,8 - 101,3)	0,26 (0,11 - 0,46)	1183,21 (1108,52 - 1322,69)
Rio Itiberê (P03)	8,43 (6,44 - 10,82)	0,21 (0,13 - 0,36)	975,3 (889,4 - 1074,8)	5,84 (0,29 - 11,99)	4308,28 (3744,39 - 4700,62)
Canal do Ainhaia (P04)	4,88 (4,27 - 5,45)	0,25 (0,17 - 0,44)	163,1 (140,1 - 186,7)	0,70 (0,18 - 1,25)	3915,34 (3164,90 - 4761,33)
Guaratuba	11,60 (7,19 - 16,11)	0,32 (0,09 - 0,69)	121,98 (42,9 - 228,7)	1,54 (0,07 - 10,41)	1531,34 (736,13 - 2627,85)
Ilha das Garças (G07)	8,54 (7,19 - 10,01)	0,26 (0,19 - 0,43)	72,7 (60,9 - 81,7)	0,42 (0,07 - 1,26)	1372,87 (1217,10 - 1542,23)
Ferry Boat (G12)	14,84 (12,67 - 16,11)	0,46 (0,34 - 0,69)	170,8 (105,6 - 228,7)	1,23 (0,54 - 1,88)	1563,61 (1045,96 - 1978,99)
Ilha (G13)	13,67 (12,52 - 14,73)	0,41 (0,36 - 0,56)	179,3 (161,5 - 203,2)	4,11 (1,07 - 10,41)	1554,86 (1390,79 - 1768,57)
Cabaraquara (G16)	9,36 (9,15 - 11,95)	0,12 (0,09 - 0,15)	65,1 (48,3 - 80,6)	0,41 (0,13 - 0,88)	1634,03 (736,13 - 2627,85)
Cultivo (G01) - Guaratuba	6,68 (6,64 - 6,72)	0,14 (0,10 - 0,18)	46,9 (42,9 - 50,8)	0,80 (0,68 - 0,92)	978,67 (958,99 - 998,34)

Analisando a variação sazonal da concentração de metais e dentro de cada baía, não é possível observar nenhum padrão aparente, uma vez que apenas os metais Cu e Cd apresentaram o mesmo padrão em ambas as baías, com maiores concentrações no verão. No entanto, em nenhum dos dois casos a diferença foi significativa (Figura 14 e 15).

Na Baía de Guaratuba o Zn apresentou maiores teores no inverno, enquanto que em Paranaguá ocorreu o contrário. No caso do As, foram observadas concentrações ligeiramente maiores no verão para a Baía de Guaratuba, enquanto que em Paranaguá ocorreu o oposto. Já o Ni foi maior no inverno em Guaratuba e em Paranaguá o contrário, sendo neste caso, uma diferença significativa ($p < 0,05$, teste t) (Figura 14 e 15).

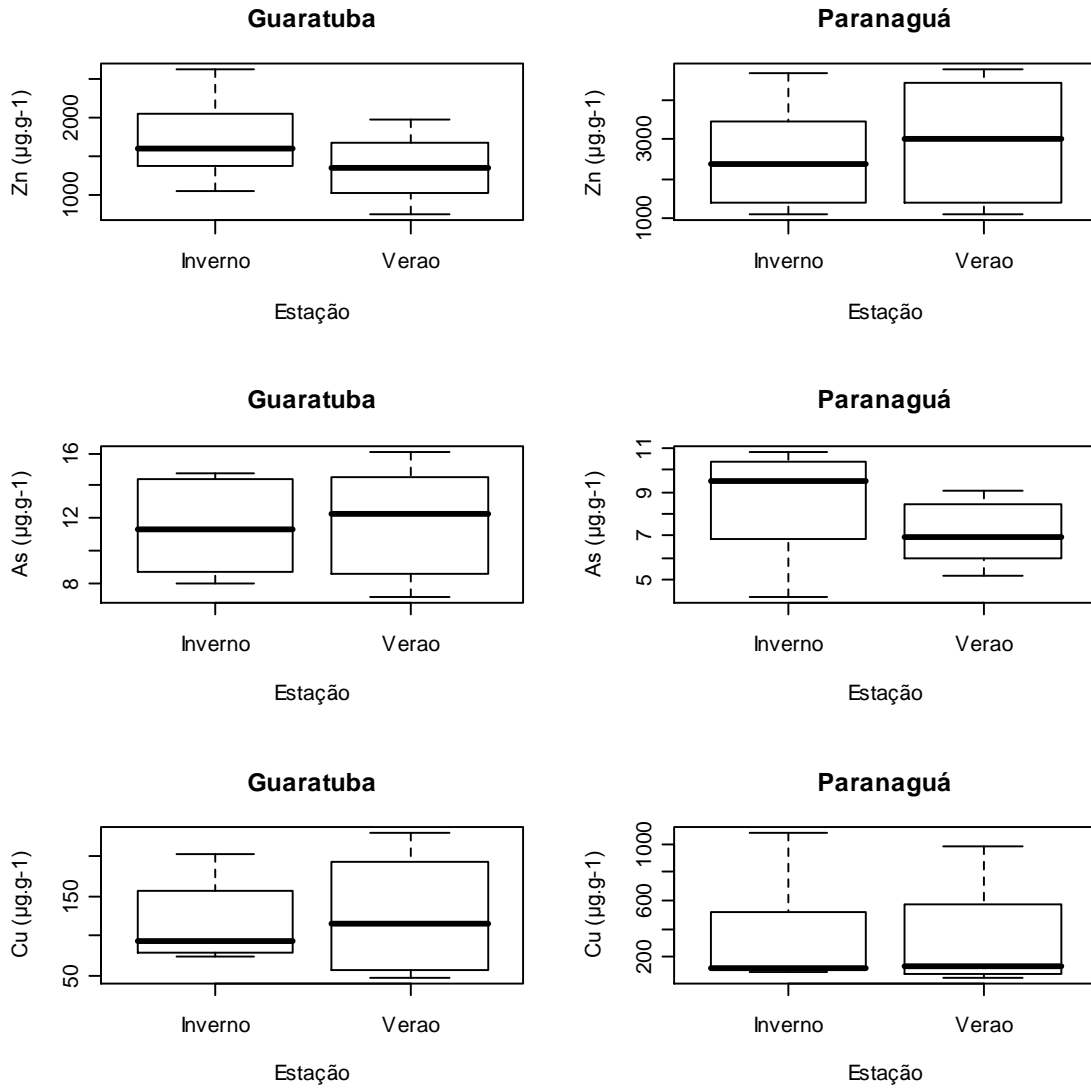


Figura 14 – Variação sazonal das concentrações médias de elementos-traço ($\mu\text{g.g}^{-1}$ peso seco), \pm desvio padrão, nas baías de Guaratuba e Paranaguá, PR.

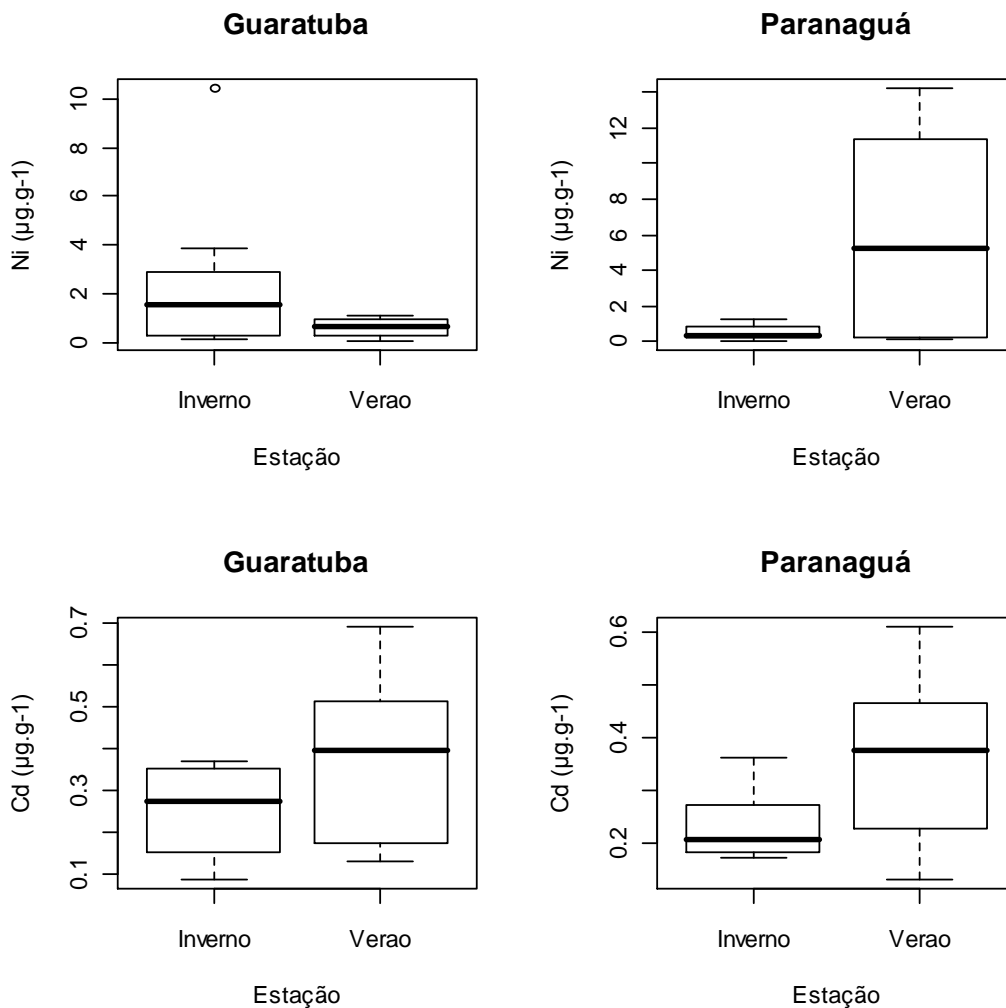


Figura 15 – Variação sazonal das concentrações médias de elementos-traço ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco), \pm desvio padrão, nas baías de Guaratuba e Paranaguá, PR.

Realizando uma análise em escala espacial é possível verificar diferenças significativas entre os pontos dentro de uma mesma baía. Na Baía de Guaratuba não foram observadas diferenças significativas para as concentrações de Zn nas ostras entre os pontos investigado. Já para o As, Cu, Cd e Ni foram encontradas diferenças significativas ($p < 0,05$, ANOVA) (Figura 16).

No caso do Cu e do As, as ostras coletadas em G01, G07 e G16 apresentam concentrações mais baixas e não ocorrem diferenças entre estes pontos. No entanto estes pontos diferem significativamente dos pontos G12 e G13 ($p < 0,05$, ANOVA), que apresentam maiores concentrações e não diferem

entre si. Já para o Cd as ostras dos pontos G12 e G13 apresentaram concentrações significativamente maiores que as dos pontos G01 e G16 ($p < 0,05$, ANOVA). No caso do Ni as concentrações registradas em G13 foram significativamente mais elevadas do que em G07 e G16 ($p < 0,05$, ANOVA) (Figura 16).

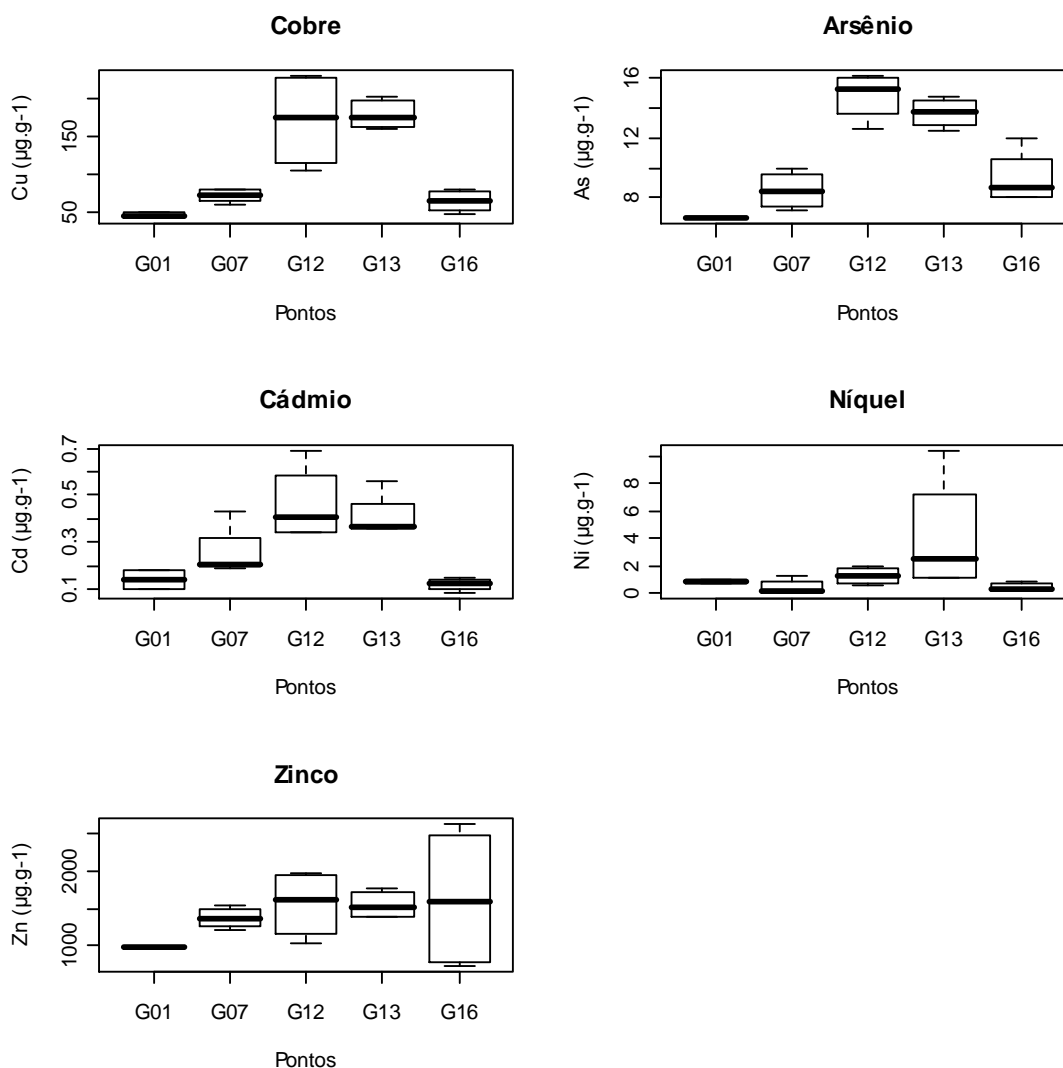


Figura 16 - Variação espacial da concentração média ($\mu\text{g.g}^{-1}$ peso seco), \pm desvio padrão, dos elementos-traço na Baía de Guaratuba.

Na Baía de Paranaguá, verificaram-se diferenças entre os pontos somente para o As, Cu e Zn. No caso do Zn e do Cu diferenças significativas entre todos os pontos foram registradas ($p < 0,05$, ANOVA). Já para o As

observa-se uma separação em 2 grupos: o P04, com concentrações mais baixas, diferindo dos pontos P01, P02 e P03 ($p < 0,05$, ANOVA), sendo que estes últimos não diferem entre si. (Figura 17).

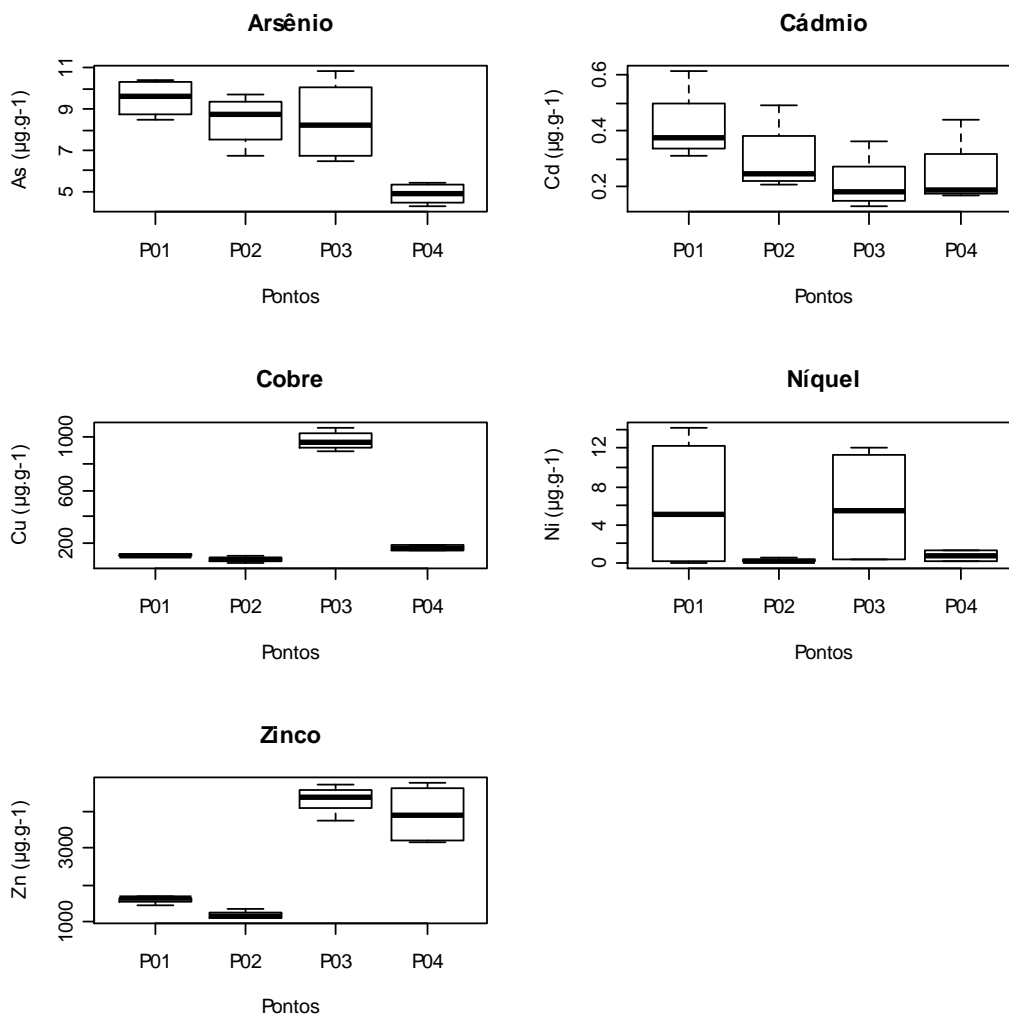


Figura 17 – Variação espacial da concentração média ($\mu\text{g.g}^{-1}$ peso seco), \pm desvio padrão, dos elementos-traço dentro da Baía de Paranaguá.

Foram realizadas análises de correlação entre a concentração de cada elemento traço e o Índice de Condição por estação do ano (inverno e verão). No entanto, os valores do coeficiente de spearman r foram muito baixos, demonstrando ausência de correlação.

5 – DISCUSSÃO

5.1 – Variação espacial do Índice de Condição nas ostras

De acordo com Meyer *et al.* (1998) mudanças ambientais repentinas podem influenciar fortemente no índice de condição das ostras e as interpretações das concentrações de elementos traço. Diferenças nos índices de condição dos organismos podem também dificultar a detecção de padrões de distribuição espacial dos elementos-traço.

Entretanto, a única diferença significativa observada para esta variável foi registrada dentro da Baía de Guaratuba, onde o ponto G01 diferiu dos demais. Isto ocorreu provavelmente devido ao fato de que as ostras amostradas desse ponto são ostras de cultivo, as quais apresentaram um tamanho médio maior e são de espécies diferentes, neste caso *Crassostrea gigas*. Na Baía de Paranaguá, a única diferença foi entre o ponto P02 e os demais, no qual este ponto apresentou maiores valores.

Dessa maneira, o padrão de distribuição dos elementos traço nas ostras não foi afetado pela condição delas.

No presente estudo o Índice de Condição apresentou valores superiores (4,4 – 14,1) aos encontrados em ostras do Canal de Santa Cruz-PE (4,6 – 8,6) (Meyer *et al.*, 1998), na Baía de Sepetiba (5,09 – 7,75) (REBELO *et al.*, 2005) e até mesmo do que o valor médio anual (11) para o sudeste brasileiro (MUNIZ *et al.*, 1986 *in* REBELO *et al.*, 2005), mostrando que as ostras do presente estudo estão em melhores condições de qualidade do que as ostras de outras regiões do Brasil. Esta observação pode ter relação com a questão climática, e a abundância e diversidade de fitoplâncton, como fonte disponível de alimentação para as ostras. Este último aspecto pode ser um fator importante, visto que as baías de Paranaguá e Guaratuba não estão sob grande influência de aportes antrópicos como as demais baías do Brasil acima citadas.

5.2 – Variação espacial da concentração de elementos traço nas ostras

Os resultados têm mostrado diferenças significantes entre as duas baías na concentração de elementos traço acumulados nas ostras *C. rhizophorae*,

com maiores concentrações de Cu e Zn na Baía de Paranaguá e de As e Cd na Baía de Guaratuba.

A razão para a diferença geográfica na concentração de metais encontrados nas ostras se deve, provavelmente, às distintas ações antrópicas que estão sujeitas ambas as baías, uma vez que a Baía de Paranaguá é uma cidade portuária, é mais industrial, urbanizada e possui algumas áreas de agricultura ao seu entorno, enquanto que a Baía de Guaratuba é circundada essencialmente por diversas áreas de plantios e apresenta um elevado incremento da população no verão, elevando consideravelmente dessa maneira a quantidade esgoto despejado *in natura* na baía.

Cu e Zn estão mais associados à contaminação por efluentes industriais, urbanos (CARVALHO *et al.*, 1993) e o Cu está ligado ainda a tintas anti-incrustantes (FRIAS-ESPERICUETA *et al.*, 2005), muito utilizada em portos e marinas. Da mesma maneira, o Cd (FRIAS-ESPERICUETA *et al.*, 2008) pode estar ligado à poluição industrial, e também pode ser associado a fertilizantes, assim como o As (Sá, 2003). Dessa maneira, é possível que a diferença nas concentrações de elementos traço entre as baías seja, provavelmente, devido ao maior volume de despejo de efluentes industriais e urbanos na Baía de Paranaguá, neste caso elevando as concentrações de Zn e Cu neste sistema. Em contrapartida, as maiores concentrações de As e Cd na Baía de Guaratuba podem ser explicadas pelo possível maior aporte de efluentes da agricultura neste sistema. Outra explicação para as maiores concentrações de As e Cd em Guaratuba reside no fato de que, segundo Mantovanelli *et al.* (2004), o tempo de renovação da água doce na Baía de Paranaguá é de 3,5 dias, enquanto que na Baía de Guaratuba, segundo Marone *et al.* (2004), é de aproximadamente 9,3 dias. Ou seja, a água doce que carrega toda a carga de contaminantes permanece por mais tempo na Baía de Guaratuba, assim estes contaminantes ficam por um maior intervalo de tempo disponíveis a biota. Para o Zn e Cu, as maiores concentrações podem ser atribuídas a maior industrialização e urbanização da cidade de Paranaguá e ainda a presença do Porto de Paranaguá.

Em comparação com outros estudos (tabela VI), as concentrações de elementos traço das ostras das duas baías se apresentam, em geral, dentro da faixa de variação reportada para outros sistemas costeiros. Os teores médios

de As na Baía de Paranaguá ($7,83 \mu\text{g.g}^{-1}$) e na Baía de Guaratuba ($11,60 \mu\text{g.g}^{-1}$), foram inferiores aos valores encontrados por Hsiung & Huang (2004) ($13,7 \mu\text{g.g}^{-1}$) na costa oeste do Taiwan. Mesmo a concentração mínima registrada para a Baía de Paranaguá ($4,27 \mu\text{g.g}^{-1}$) foi inferior ao mais baixo valor encontrado por estes autores ($8,83 \mu\text{g.g}^{-1}$). No entanto estes teores estão na mesma ordem de grandeza de concentrações reportadas por outros autores em outros países, como no estudo de McSheehy *et al.* (2001) na Itália ($5,69 \mu\text{g.g}^{-1}$). Por outro lado, os teores mais elevados de As verificados na Baía de Guaratuba ($16,11 \mu\text{g.g}^{-1}$), não foram tão altos como os máximos reportados em outros países, como França ($26,7 \mu\text{g.g}^{-1}$) (KOHLMEYER *et al.*, 2002 *in* HSIUNG & HUANG 2004). A escassez de estudos contemplando o As no Brasil impossibilita a comparação com outros sistemas costeiros brasileiros.

No caso do Cd, os valores encontrados em ambas as baías foram bem abaixo daqueles verificados em outras regiões, tanto em áreas poluídas como a Baía de Sepetiba-RJ (CARVALHO *et al.* 1993; REBELO *et al.*, 2003) como em áreas controle como Angra dos Reis-RJ (CARVALHO *et al.*, 1993).

Em contraste, as concentrações de Cu foram bem elevados comparados a áreas reconhecidamente contaminadas, como é o caso da Baía de Todos os Santos (WALLNER-KERSANACH, 1994; AMADO-FILHO *et al.* 2008) e outros sistemas costeiros (Tabela VI).

O Ni apresentou concentrações médias na Baía de Paranaguá ($3,24 \mu\text{g.g}^{-1}$) e na Baía de Guaratuba ($1,54 \mu\text{g.g}^{-1}$), similares àquelas registradas em locais não contaminados, como é o caso do Estuário de Curimataú-RN - Brasil ($2,03 \mu\text{g.g}^{-1}$) (SILVA *et al.* 2006) e o Estero de Urias lagoon - México ($0,7 - 2,9 \mu\text{g.g}^{-1}$) (FRÍAS-ESPERICUETA *et al.* 2005).

Em contraste, os teores de Zn nas ostras das baías de Paranaguá ($2751,03 \mu\text{g.g}^{-1}$) e de Guaratuba ($1531,34 \mu\text{g.g}^{-1}$) estiveram dentro da faixa de valores relatada para áreas moderadamente contaminadas, com valores bem inferiores aos de locais extremamente contaminados como a Baía de Sepetiba-RJ ($14849 \mu\text{g.g}^{-1}$) (REBELO *et al.* 2003a).

TABELA VI – Concentrações de elementos traço ($\mu\text{g.g}^{-1}$ peso seco) no tecido mole de ostras em diversos ecossistemas costeiros.

Local	Espécie	As ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Cu ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Cd ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Ni ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Referência
Baía de Paranaguá	<i>C. rhizophorae</i>	4,27 - 10,82 (7,83)	56,8 - 1074,8 (331,50)	0,13 - 0,61 (0,29)	0,04 - 14,21 (3,24)	1108,52 - 4761,33 (2751,03)	Presente estudo
Baía de Guaratuba	<i>C. rhizophorae</i>	7,19 - 16,11 (11,60)	42,9 - 228,7 (121,98)	0,09 - 0,69 (0,32)	0,07 - 10,41 (1,54)	736,13 - 2627,85 (1531,34)	Presente estudo
Baía de Sepetiba (RJ)	<i>C. brasiliiana</i>	-	24,5	8,5	18,3	9500	Carvalho <i>et al.</i> , 1993
Baía de Sepetiba (RJ)	<i>C. rhizophorae</i>	-	-	1,6 - 5,4 (2,9)	-	8058,7 - 28523,8 (14849)	Rebello <i>et al.</i> , 2003a
Angra dos Reis (RJ)	<i>C. brasiliiana</i>	-	227,4	1,7	25	3249,3	Carvalho <i>et al.</i> , 1993
Angra (RJ)	<i>C. rhizophorae</i>	-	-	2,8	-	1627	Rebello <i>et al.</i> , 2003a
Praia Barra do Furado - (Norte do RJ)	<i>Ostrea equestris</i>	-	39	0,6	0,4	1400	Ferreira <i>et al.</i> , 2003
Praia Buena - (Norte do RJ)	<i>O. equestris</i>	-	50	1	0,05	800	Ferreira <i>et al.</i> , 2004
Praia Ponta do Retiro - (Norte do RJ)	<i>O. equestris</i>	-	86	0,8	0,7	1200	Ferreira <i>et al.</i> , 2005
Baía Sambaqui (SC)	<i>C. rhizophorae</i>	-	-	0,95	-	307	Amaral <i>et al.</i> , 2005
Altata-Ensenada del Pabellón (México)	<i>C. corteziensis</i>	-	70,26 - 73,23 (71,45)	5,96 - 7,25 (6,47)	-	849,2 - 1048,5 (928,8)	Frias-Espericueta <i>et al.</i> , 2008
Estero de Urias lagoon (México)	<i>C. corteziensis</i>	-	33,8 - 110 (76,48)	1,1 - 6,0 (2,63)	0,7 - 2,9	1146 - 2531 (1884)	Frias-Espericueta <i>et al.</i> , 2005
Baía de Todos os Santos (BA)	<i>C. rhizophorae</i>	-	96 - 1443	0,97 - 49,00	-	599 - 3856	Wallner-Kersanach 1994
Baía de Aratu (BA)	<i>C. rhizophorae</i>	-	163 - 1597	3,54 - 7,52	-	1279 - 3005	Wallner-Kersanach 1994
Estuário de Potengi (RN)	<i>C. rhizophorae</i>	-	18,0 - 39,0 (27)	1,34 - 2,36 (1,85)	0,54 - 2,08 (1,44)	967 - 2028 (1516,57)	Silva <i>et al.</i> , 2005
Estuário de Curimataú (RN)	<i>C. rhizophorae</i>	-	16,9 - 23,2 (20,2)	1,50 - 2,48 (2,03)	1,24 - 1,80(1,46)	983 - 1500 (1256,75)	Silva <i>et al.</i> , 2006
Botelho (Baía de Todos os Santos - BA)	<i>C. rhizophorae</i>	-	276,1	8,29	531,8	2099	Amado-Filho <i>et al.</i> , 2008
Tapera (Baía de Todos os Santos - BA)	<i>C. rhizophorae</i>	-	526,1	2,71	1990,9	4733	Amado-Filho <i>et al.</i> , 2008
Baía de Arachon	-	26,7	-	-	-	-	Kohlmeyer <i>et al.</i> , 2002
Venice Lagoon	-	5,69	-	-	-	-	McSheehy <i>et al.</i> , 2001
Costa Oeste de Taiwan	<i>C. gigas</i>	8,83 - 19,51 (13,7)	-	-	-	-	Hsiung & Huang, 2004

A tendência no padrão de distribuição espacial em cada Baía - em Paranaguá, maiores valores de Cu e Zn nos pontos P04 e P03 e o inverso para Cd e As, e em Guaratuba, os cinco metais foram encontrados em maiores concentrações nos pontos G12 e G13 - pode estar relacionada à localização desses pontos em áreas mais próximas das fontes poluidoras.

No caso da Baía de Paranaguá, as ostras dos pontos P03 e P04 se apresentaram mais contaminadas por Cu e Zn, pelo fato de que estes pontos se encontram localizados nas desembocaduras dos Rios Itiberê e do Canal do Anhaia, respectivamente, afluentes que margeiam a cidade de Paranaguá e carreando efluentes de esgoto, industrial, doméstico e da agricultura, não tratados. Um padrão similar foi encontrado por outros autores em outros sistemas costeiros (CARVALHO *et al.* 1993, Silva *et al.* 2001, WALLNER-KERSANACH 1994, FRÍAS-ESPERICUETA *et al.* 2005 e 2008).

Carvalho *et al.* (1993) associaram os valores mais elevados de Cu encontrados em seu estudo ao despejo de esgoto doméstico em sua área controle (Angra dos Reis), a qual apresentava mais descargas de esgoto urbano, em concordância com o estudo de Silva *et al.* (2001). Em contrapartida, o autor atribui os altos teores de Zn e Cd na Baía de Sepetiba-RJ à poluição industrial, o que também foi verificado por Wallner-Kersanach (1994) na Baía de Todos os Santos-BA.

Frias-Espéricueta *et al.* (2008) associaram estes metais supracitados, bem como o Cd, à fertilizantes ou fungicidas. Este último encontra-se, entretanto, em baixas concentrações nestes pontos. De acordo com Liebezeit *et al.* (2010), há um contínuo input de DDT na Baía de Paranaguá proveniente da agricultura. Estes autores observaram elevadas concentrações de DDT no Canal do Anhaia e próximo a Ilha dos Papagaios e atribuíram tais valores ao despejo de esgoto não tratado na baía através do Canal do Anhaia e do Rio Itiberê. O elevado valor na Ilha dos Papagaios é explicado por estes autores pela proximidade da desembocadura do Rio Itiberê, o que corrobora com os resultados encontrados no presente estudo, já que também foram verificados elevados teores dos elementos traço nas ostras destes pontos, ainda que não tão altos como no próprio Rio e no Canal.

Frias-Espéricueta *et al.* (2005) associam ainda os elevados valores de Cu à lixiviação de tintas anti-incrustantes, o que também pode estar ocorrendo

na Baía de Paranaguá, uma vez que esta abriga o Porto de Paranaguá, situado bem próximo aos pontos em questão. Além da proximidade com o porto, no rio Itiberê (P03) também estão situados diversos iates clubes e marinas, que podem estar contribuindo para os elevados valores de Cu.

Outros estudos constataram que Zn, Cd e Cu apresentam fontes de poluição semelhantes (CARVALHO *et al.*, 1993; SILVA *et al.* 2001; FRIAS-ESPERICUETA, 2008). Na Baía de Paranaguá, no entanto, observou-se que o Cd apesar de possuir fontes semelhantes a do Zn e Cu, não acompanhou a variação espacial dos outros, e sim a do As, com valores mais elevados na Ilha da Cotinga (P01), local mais distante das fontes poluidoras.

Os elevados teores de Cu encontrados no Rio Itiberê corroboram os resultados de Sá (2003), que observou elevadas concentrações deste elemento, acima do limite crítico, neste ponto. No entanto, o autor verificou que a fração biodisponível foi baixa, assegurando dessa maneira que este elemento estava na forma não biodisponível, em discordância com os resultados do presente estudo em que elevados valores na biota foram observados. Anjos (2006) também observou que o Cu no CEP apresenta-se pouco disponível nestes ambientes, pois em sua fração dissolvida ele encontra-se predominantemente complexado. Kolm *et al.* (2002) *in* Sá (2003) observaram valores mais elevados de Cu em ostras após a realização de operações de dragagem, atribuídos a um aumento na concentração na coluna d'água por efeitos diretos destas atividades, as quais ressuspendem os sedimentos liberando assim o Cu até então aprisionado nos sedimento.

Dessa maneira pode ter havido algum evento de ressuspensão natural e/ou antrópica, antes e/ou durante a realização deste estudo, que fez com que ocorresse uma mudança da biodisponibilidade de Cu na região, uma vez que a circulação na baía é governada principalmente pela maré a qual ressuspende naturalmente sedimentos, principalmente em períodos de maré de sizígia. Outro fator para a discordância dos resultados do presente estudo com os de Sá (2003) e Anjos (2006) pode ser o baixo teor de matéria orgânica presente neste local, fazendo com que o Cu esteja mais biodisponível e não complexado. Sabe-se que a matéria orgânica dissolvida (MOD) constitui um dos principais agentes que governam a especiação do Cu em águas marinhas, devido a sua capacidade de formar complexos estáveis com íons

metálicos diminuindo a biodisponibilidade de tais espécies para a biota aquática e assim regulando a sua especiação.

No canal do Anhaia, as concentrações de Cu não foram tão elevadas como as do Rio Itiberê, o que corrobora com Anjos (2006) e Sá (2003). Neste caso, pode ter havido uma maior complexação do Cu devido a maior quantidade de MOD, reduzindo a biodisponibilidade deste elemento neste local.

Em contrapartida, o padrão de distribuição verificado para o Zn corrobora com os resultados encontrados por Sá (2003), que observou maiores valores nos sedimentos do Canal do Anhaia (P04) e no Rio Itiberê (P03).

Os teores mais elevados de Níquel nos pontos P01 e P03 se devem ao fato de que este elemento está associado a despejos de efluentes industriais, domésticos e a combustão de combustíveis fósseis, todos ocorrem próximo ao Rio Itiberê (P03). Estes resultados estão em concordância com aqueles reportados por Sá (2003) que verificou maiores valores da fração disponível biologicamente de Ni no Rio Itiberê, em oposição ao Cu. Sá (2003) também sugeriu que o Canal do Anhaia poderia constituir uma potencial fonte de Ni, apesar das baixas concentrações encontradas em seu estudo, o que é corroborado pelos baixos teores aqui encontrados.

Cd e As apresentaram um padrão de variação espacial bem semelhante dentro da Baía de Paranaguá, com maiores concentrações longe das fontes poluidoras. Contudo, o mais notável foi a diferença significativa entre o ponto P04 (mais baixo) e os demais para o As em divergência com os resultados de Sá (2003), que observou maiores teores de As, disponível biologicamente, nos sedimentos das cercanias da cidade de Paranaguá. No entanto, estes resultados corroboram os de Anjos (2006). De acordo com MOORE *et al.* (1988) in Sá (2003), o As pode sofrer aumento ou decréscimo de sua concentração na água intersticial dos sedimentos de acordo com o potencial redox; quando este diminui o As é liberado na água intersticial, e desta para a coluna d'água, tornando-se assim biodisponível. A matéria orgânica também controla os processos de associação ao sedimento (BISSEN & FRIMMEL, 2003 in ANJOS, 2006)

Provavelmente, o que pode estar ocorrendo é um maior aprisionamento do As nos sedimento próximos à cidade de Paranaguá do que em locais mais

afastados, devido à maior quantidade de MOD e a granulometria mais fina dos sedimentos, bem como a presença de sulfetos e conseqüente piritização do As.

Segundo Anjos (2006) o As apresentou baixa afinidade pelo material particulado em suspensão, rota de entrada nas ostras, o que acarreta na sua permanência por um tempo mais elevado na coluna de água do CEP, na fração dissolvida. O autor associou essa baixa afinidade ao material particulado em suspensão à competição do arsênio com a MOD pelos sítios de adsorção nos sólidos em suspensão.

Segundo Sá (2003), o As pode ser liberado naturalmente para o ambiente através do intemperismo de rochas ricas em As e também pode ser introduzido através da ação antrópica. Na Baía de Paranaguá, o autor atribui os elevados valores ao despejo de efluentes das indústrias de fertilizantes local, que utilizam rochas fosfatas em sua produção.

Apesar de diferir em termos dos locais de maior concentração de As em relação a Sá (2003), o presente estudo corrobora com Kolm *et al.* (2002) *in* Sá (2003) que encontraram elevadas concentrações deste elemento em fígado de *Cathorops spixii* (Ariidae), indicando a existência de biomagnificação, o que também foi sugerido no presente estudo, uma vez que observamos concentração de As superior ($7,83 \mu\text{g.g}^{-1}$) à encontrada por Kolm *et al.* (2002) *in* Sá (2003) em fígado de *Cathorops spixii* (Ariidae) ($0,52 \mu\text{g.g}^{-1}$).

O Cd apresentou uma distribuição similar a do As, no entanto, nenhuma alteração foi significativa. A disponibilidade do Cd para os organismos, assim como a do As varia conforme o potencial redox, pH entre outros, o que faz com que possua comportamento semelhante ao As.

Dessa maneira os resultados para Zn e Cu reportados neste estudo reafirmam o observado por outros autores (REBELO *et al.*, 2003; SILVA *et al.*, 2006; FRIAS-ESPERICUETA *et al.*, 2008) quanto à qualidade das ostras como excelente acumuladoras destes elementos, uma vez que apresentaram teores bem mais elevados do que nos sedimentos superficiais.

Na Baía de Guaratuba, a variação espacial ocorreu principalmente entre os pontos G12 e G13 os quais foram os mais contaminados diferindo significativamente dos demais, com exceção do Zn, para o qual não foram detectadas diferenças significativas entre os pontos. Tal diferença deve-se, provavelmente, à localização destes pontos, uma vez que eles se encontram

próximos aos centros urbanos das cidades que margeiam a Baía de Guaratuba - Caiobá, Matinhos e Guaratuba - recebendo dessa forma os efluentes provindos destes municípios.

Estes resultados não corroboram aqueles encontrados por Rodrigues (2010) e Ribeiro (2006) que observaram um gradiente decrescente da região interna em direção a desembocadura da Baía, nos sedimentos superficiais da Baía de Guaratuba. Os autores associaram as diferenças observadas à influência dos principais rios (em especial o rio Cubatão) que deságuam na baía, que ficam localizados a montante e constituem a principal fonte de contaminantes. No entanto Rodrigues (2010) observou teores elevados em locais próximos aos centros urbanos (Caiobá, Matinhos e Guaratuba), pontos semelhantes aos G12 e G13 do presente estudo, e associou tais valores aos despejos de esgoto urbano não tratado, o que corrobora com o presente estudo.

O ponto G16 foi utilizado como ponto controle, devido à menor influência deste ponto por fontes antrópicas poluidoras, e as ostras coletadas neste ponto apresentaram os menores teores de metais, acima apenas para aquelas retiradas de cultivo. Estas últimas, utilizadas apenas para comparação com a legislação, foram retiradas do cultivo bem próximo ao ponto G16, o que explica a similaridades nas concentrações de ambas.

O Zn exibiu uma distribuição homogênea em toda a área investigada na Baía de Guaratuba, sem diferenças significativas entre os pontos amostrais. Os valores encontrados nesta baía estão na ordem de locais pouco ou não contaminados, como descrito anteriormente. Estes resultados permitem inferir que esta baía não sofre um aporte antrópico significativo no que tange a este elemento, em contraste com a Baía de Paranaguá e outros sistemas costeiros (Tabela V).

Para o As e Cd, foram observados valores superiores aos encontrados na Baía de Paranaguá, a qual apresenta elevados valores de As, principalmente, parte de origem natural e parte possivelmente antrópica (Sá, 2003; Anjos, 2006), o que indica que a Baía de Guaratuba recebe aporte deste elemento. Estes elementos estão relacionados ao uso de fertilizantes, o que é verificado na região devido ao elevado número de cultivos ao redor da baía, segundo Todeschini (2004).

5.3 – Variação sazonal do Índice de Condição das ostras

De acordo com diversos estudos as ostras do gênero *Crassostrea*, em ambientes tropicais, possuem reprodução contínua ao longo do ano, com picos de eliminação de gametas nos períodos mais quentes. (RAMOS & NASCIMENTO, 1980; CHRISTO & ABSHER, 2006; CHRISTO, 2006). Embora a reprodução deste molusco não seja sazonal, a desova ainda é um fator chave causador das diferenças no Índice de Condição das ostras, conseqüentemente em sua massa corpórea, ao longo do tempo, como foi observado por Nascimento & Pereira (1980) na Baía de Todos os Santos-BA, por Rebelo *et al.* (2005) na Baía de Sepetiba-RJ e por Paez-Osuna *et al.*, (1995) no estuário de San Cristóbal-México.

A desova das ostras do gênero *Crassostrea* é um processo que consome muita energia deste organismo. Em virtude desta demanda, em períodos que antecedem a época de desova, geralmente no inverno e outono, quando as águas mais frias e devido à escassez de chuvas nesta época as águas tendem a ser mais salinas, as ostras ficam acumulando energia, fazendo suas reservas energéticas. Quando as águas tornam-se quentes e a salinidade é reduzida, ocorre a gametogênese e subseqüente desova consumindo a reserva energética que havia sido acumulada nos meses anteriores. Esse elevado consumo energético acarreta em uma redução significativa do tecido mole, uma vez que o tecido gonadal pode incluir até 60% da massa corpórea destes organismos (PAEZ-OSUNA *et al.* 1993, PAEZ-OSUNA *et al.* 1995, REBELO *et al.* 2005).

Dessa maneira é provável que tenha ocorrido o mesmo mecanismo, explicando a tendência encontrada no presente estudo de maiores valores de IC no inverno (estação seca). Estes resultados corroboram os encontrados por Ruelas-Inzunza & Paez-Osuna (2000) no sistema lagunar do Estero de Urias – México, Paez-Osuna *et al.* (1995) no estuário de San Cristóbal-México, Rebelo *et al.* (2005) na Baía de Sepetiba – RJ e Meyer *et al.* (1998) no Canal de Santa Cruz – PE.

5.4 – Variação sazonal da concentração de elementos traço nas ostras

A bioacumulação de metais não dependente única e exclusivamente das características do contaminante, ou da capacidade dos organismos de acumular elementos traço. Fatores ambientais que são alterados sazonalmente também ser importantes.

Mauri (1985) *in* Saha *et al.* (2006) assegura que a variação da concentração de elementos traço nos organismos vivos pode ser influenciado por fatores físico-químicos, direta ou indiretamente, através do estresse induzido por condições ambientais. Amiard *et al.* (1986), afirma que as variações de elementos traço na água do mar ou na comunidade fitoplanctônica podem induzir mudanças na biodisponibilidade destes elementos.

Há diversos fatores e explicações para variações sazonais das concentrações de elementos traço nas ostras, tais como:

- 1) Variação associada ao suprimento alimentar, relacionada a mudanças de produtividade.
- 2) Variação da liberação de elementos traço para ambientes aquáticos durante períodos de elevado escoamento superficial, devido a elevada precipitação (WALLNER-KERSANACH, 2000; FERREIRA *et al.*, 2004; FRÍAS-ESPERICUETA *et al.*, 2008)
- 3) Mudanças na temperatura e salinidade da água (PHILIPS, 1976 *in* SAHA *et al.*, 2006);
- 4) Alteração da fisiologia do organismo, estado nutricional, período reprodutivo e taxas de filtração (PAEZ-OSUNA *et al.*, 1995);
- 5) Mudanças biológicas ou bioquímicas da atividade de outros organismos associados com bivalves, como a atividade microbiana ou assimilação de fitoplâncton (FARRINGTON *et al.* (1983) *in* RUELAS-INZUNZA & PAEZ-OSUNA, 2000).

Alguns autores têm encontrados uma tendência de maiores concentrações de elementos traço na estação chuvosa. No entanto, apresentam explicações distintas, o que evidencia a vasta gama de fatores que podem, individualmente ou em conjunto, influenciar o acúmulo de metais em ostras (FERREIRA *et al.*, 2000; WALLNER-KERSANACH, 2000; REBELO *et al.*, 2003; AMADO-FILHO *et*

al. 2008). Há também autores que observaram tendência oposta (FERREIRA *et al.* 2000; HSIUNG & HUANG, 2004).

Apesar de ter observado um tendência sazonal, Amado-Filho *et al.* (2008) atribuíram à elevada carga destes elementos em *C. rhizophorae*, na estação chuvosa, à lançamentos antrópicos, uma vez que a Baía de Todos os Santos-BA é governada por condições tipicamente marinhas, as quais não mudam sazonalmente. Já Rebelo *et al.* (2003) em seu estudo com Zn e Cd em *C. rhizophorae* na Baía de Sepetiba, creditou a tendência observada (maiores concentrações na estação chuvosa) aos aumento da carga de material particulado em suspensão nos principais rios que descarregam na região. Este autor não observou a mesma tendência em todos os pontos, atribuindo a isso uma influência dos parâmetros hidrodinâmicos locais ou às variáveis fisiológicas.

Observando a mesma tendência, Wallner-Kersanach (1994) em seu estudo na Baía de Todos os Santos em *C. rhizophorae*, atribuiu os elevados teores de metais traço ao aumento das descargas dos rios concomitante ao aumento do transporte de material particulado e à ressuspensão de sedimentos finos do fundo através das fortes correntes. Além disso, a autora ainda atribui o incremento em alguns pontos à diminuição da salinidade, associada ao aumento da descarga de água doce. Com base em seus resultados sugere ainda que essas mudanças possam ser influenciadas pelo ciclo reprodutivo da espécie o qual é conhecido altera a massa das ostras dependendo da época.

A relação do ciclo reprodutivo e a variação do peso das ostras, a qual pode ser estimada diretamente através do peso do tecido mole, do comprimento das ostras ou ainda, através do Índice de Condição, com a sua assimilação de metais, ainda não está bem definido, uma vez que há certa discussão a respeito, já que alguns autores a detectam e outros autores não encontram correlação alguma entre estas variáveis (PAEZ-OSUNA *et al.*, 1995; RUELAS-INZUNZA & PAEZ OSUNA 2000; REBELO *et al.*, 2005).

No presente estudo a variação sazonal de cada elemento traço não exibiu nenhum padrão consistente, tendo, o mesmo elemento, comportamento sazonal distintos nas duas baías com exceção do Cu e o Cd com variação similar em ambas as baías, embora estatisticamente não significativa.

As ostras exibiram maiores concentrações de Cu e Cd na estação chuvosa (verão), corroborando com o padrão descrito para estes elementos por outros autores (REBELO *et al.*, 2003; AMADO-FILHO *et al.* 2008) e indicando que estes elementos têm o mesmo comportamento biogeoquímico em ambas as baías. Ademais, uma vez que não houve correlação com o índice de condição, esses elevados teores estão, provavelmente, relacionados às descargas dos rios e ao volume despejado das fontes poluidoras.

Os demais elementos não apresentaram a mesma variação sazonal nas duas baías. Enquanto que o Zn e o Ni tenham apresentado a mesma variação, maiores teores no inverno em Guaratuba, em Paranaguá foram observados o contrário, variação regional-espacial pode ser explicada pelas diferenças nos tipos de fontes que atuam em cada baía e às mudanças sazonais de aporte dos rios nesses sistemas.

O As apresentou, em Guaratuba, valores ligeiramente maiores no verão do que no inverno, o que está de acordo com outros estudos (REBELO *et al.*, 2003; AMADO-FILHO *et al.* 2008) que associam esses elevados valores ao maior encargo desses contaminantes provenientes do aumento das chuvas nessa época. Em Paranaguá, no entanto, a variação foi inversa, exibindo maiores valores no inverno. Esta observação corrobora os resultados reportados por Hsiung & Huang (2004), que atribuem este padrão à elevada precipitação e concomitante redução da salinidade e conseqüentemente, a assimilação de As pelas ostras.

Uma vez que não foi observada correlação significativa na concentração de elementos traço com o índice de condição das ostras, este índice não pode explicar as variações encontradas. Rebelo *et al.* (2005) verificou o mesmo para a maioria dos elementos traço, exceto o Cd contemplado com correlação significativa, ainda que baixa. Paez-Osuna *et al.*, (1995) também não observaram correlação em seu estudo com *C. iridescens* no Estuário de San Cristobal-México, com exceção para o manganês. Estes resultados não corroboram com o estudo de Riedel *et al.* (1998), que observaram uma fraca correlação negativa, no entanto altamente significativa, entre tais variáveis. Neste caso, o autor acredita que elevadas concentrações de elementos traço estão associadas com baixos valores de IC, representando dessa maneira os efeitos tóxicos dos contaminantes. Por outro lado, uma correlação positiva

poderia ser encontrada caso houvesse elevada ingestão de partículas ricas em matéria orgânica enriquecidas com elementos traço adsorvidos.

5.5 – Comparação com a Legislação e implicação para a saúde humana

Quando convertidos para peso úmido e comparados com a Legislação (Decreto N° 55.871 de 1965) que estabelece limites de concentração máxima em alimentos, os resultados encontrados para alguns metais excederam o limites mínimos estabelecidos pela lei (Tabela VII). O Zn apresentou em todos os pontos e nas duas estações do ano investigadas valores superiores ao permitido pela legislação. O As só não foi superior ao limite estabelecido em alguns pontos da Baía de Paranaguá e, em geral, no verão. Em média, as concentrações de Cu nas ostras violaram os limites estabelecidos pela legislação no inverno e no verão na Baía de Paranaguá. No entanto apenas um ponto excedeu o limite. Na Baía de Guaratuba este elemento exibiu valores médios inferiores ao permitido, embora os pontos G12 e G13 tenham apresentado valores preocupantes para o As, Cu e Zn, bem próximo à legislação, ou até ligeiramente superiores.

Os teores de Cd e Ni nas ostras estiveram bem abaixo do permitido, indicando que estes organismos não estão contaminados nos sistemas investigados.

Rodrigues (2010) não observou valores preocupantes, acima da legislação, para Cu, Cd, Pb e Zn, em sedimentos. No entanto para o Cd, em alguns pontos, ela observou valores acima do o limite capaz de exercer um provável efeito tóxico a biota. Apesar de não ter ocorrido em concentrações preocupantes nas ostras (em nenhum ponto foi encontrados valores superiores a legislação), os teores encontrados nestes organismos no presente estudo foram mais elevados do que Paranaguá (Cd).

Como as ostras e outros moluscos são fonte de alimento para a população local as ostras contaminadas em alguns pontos de ambas as baías, Paranaguá e Guaratuba, podem constituir um risco a saúde dessa população.

A legislação brasileira referente a elementos traço para o consumo de alimentos marinhos é tratada de forma muito abrangente englobando a maioria dos organismos marinhos no geral. Considerando as variações intrínsecas na composição dos organismos, os diferentes requisitos metabólicos e as

diferentes taxas de assimilação que variam de acordo com o organismo, sugere-se a reavaliação dos limites preconizados na legislação. Esse seria o caso, por exemplo, do Cu e Zn cujas concentrações podem ser naturalmente elevadas no tecido das ostras, como sugerido por Tureck *et al.*, (2006) e Wallner-Kersanach (1994). A legislação mais recente da ANVISA de 1998 já não contempla Cu e o Zn e até o Ni para produtos marinhos. A legislação internacional (CODEX), por outro lado, inclui os moluscos bivalves como um dos itens, no entanto só apresenta o limite do Cd, e não contempla os outros elementos investigados no presente estudo.

Tabela VII - Concentrações médias dos elementos-traço ($\mu\text{g.g}^{-1}$ peso úmido) em cada ponto dentro das baías de Guaratuba e Paranaguá, PR, e suas respectivas médias e faixa de variação (min-max). As concentrações em negrito referem-se às médias e variações entre os pontos de cada baía.

Local	Zn	Cu	As	Cd	Ni
Paranaguá	427,85 (172,40 - 740,49)	51,56 (8,84 - 167,31)	1,22 (0,66 - 1,68)	0,05 (0,02 - 0,9)	0,50 (0,01 - 1,86)
Ilha dos Papagaios (P01)	248,4 (226,85 - 260,50)	16,94 (15,51 - 18,19)	1,48 (1,32 - 1,62)	0,06 (0,05 - 0,09)	0,96 (0,01 - 2,21)
Ilha da Cotinha (P02)	184,0 (172,40 - 205,71)	12,23 (8,84 - 15,76)	1,32 (1,05 - 1,51)	0,05 (0,03 - 0,08)	0,04 (0,02 - 0,07)
Rio Itiberê (P03)	670,0 (582,34 - 731,05)	151,68 (138,33 - 167,31)	1,31 (1,00 - 1,68)	0,03 (0,02 - 0,06)	0,91 (0,05 - 1,86)
Canal do Ainhaia (P04)	608,9 (492,21 - 740,49)	25,36 (21,79 - 29,04)	0,76 (0,66 - 0,85)	0,04 (0,03 - 0,07)	0,11 (0,03 - 0,19)
Guaratuba	238 (114,48 - 408,69)	18,97 (7,51 - 35,57)	1,80 (1,12 - 2,51)	0,05 (0,01 - 0,11)	0,24 (0,01 - 1,62)
Ilha das Garças (G07)	213,5 (189,29 - 239,85)	11,31 (9,47 - 12,70)	1,33 (1,12 - 1,56)	0,04 (0,03 - 0,07)	0,07 (0,01 - 0,20)
Ferry Boat (G12)	243,2 (162,67 - 307,78)	26,56 (16,42 - 35,57)	2,31 (1,97 - 2,51)	0,07 (0,05 - 0,11)	0,19 (0,08 - 0,29)
Ilha (G13)	241,8 (216,30 - 275,05)	27,89 (25,11 - 31,60)	2,13 (1,95 - 2,29)	0,06 (0,06 - 0,09)	0,64 (0,17 - 1,62)
Cabaraquara (G16)	254,1 (114,48 - 408,69)	10,12 (7,51 - 12,54)	1,46 (1,42 - 1,86)	0,02 (0,01 - 0,02)	0,06 (0,02 - 0,14)
Cultivo (G01) - Guaratuba	152,2 (149,14 - 155,26)	7,29 (6,68 - 7,90)	1,04 (1,03 - 1,05)	0,02 (0,02 - 0,03)	0,12 (0,11 - 0,14)
Decreto Nº 55.871	50,00	30,00	1,00	1,00	5,00
ANVISA/98	-	-	1,00	1,00	-
CODEX	-	-	-	2,00	-

6 – CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÃO

No presente estudo constata-se que as ostras *Crassostrea rhizophorae* da Baía de Guaratuba e Paranaguá não estão contaminadas em relação aos elementos Cd e Ni. No entanto para os demais elementos, As, Cu e Zn, as ostras destas baías apresentam concentrações na ordem de grandeza de locais considerados contaminados.

Neste estudo confirma-se a excelente habilidade das ostras como acumuladoras de Cu e Zn, uma vez que apresentaram teores bem mais elevados do que em sedimentos superficiais.

As baías de Guaratuba e Paranaguá exibiram níveis de contaminação distintos, sendo a primeira mais influenciada por atividades da agricultura e a segunda pela urbanização e industrialização. Dessa maneira, se aceita a hipótese de que devido aos distintos tipos de impactos antrópicos a que estão sujeitas, há diferenças na contaminação entre as duas baías estudadas. No entanto, esta não parece ser a única explicação para as diferenças observadas, uma vez que o maior tempo de residência das águas pode favorecer as maiores concentrações de As e Cd na Baía de Guaratuba.

No presente estudo, as variações das concentrações dos elementos traço não foram influenciadas pela condição das ostras, pois não foi detectado correlação entre estas variáveis. Refuta-se, portanto, a hipótese de que há diferenças na acumulação de metais nas ostras, determinadas pelo IC, entre as estações do ano.

Constata-se ainda que as ostras dos sistemas investigados estejam acumulando Cu, Zn, Ni e Cd. Se aceita, assim, a hipótese de que há acumulação destes elementos nas ostras devido à contaminação por elementos traço nas águas e no sedimento das baías de Paranaguá e Guaratuba. No entanto, no caso do As na Baía de Paranaguá, esta hipótese pode ser refutada.. Em virtude das evidências de contaminação dos sedimentos da Baía de Paranaguá, contudo, recomenda-se que mais estudos sejam efetuados a fim de monitorar o acúmulo de As em ostras.

As ostras da Baía de Paranaguá apresentam, em geral, concentrações de Zn, As e Cu acima dos limites permitidos, enquanto que para a Baía de Guaratuba apenas os teores de Zn e As violam os níveis críticos estabelecidos

pela legislação. No entanto, faz-se necessário a reavaliação destes limites da legislação brasileira, especialmente para o Zn e Cu.

7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBE, G. R., RIEDEL, G. F., SANDERS, J. G. (2000). Factors that influence the accumulation of copper and cadmium by transplanted eastern oysters (*Crassostrea virginica*) in the Patuxent River, Maryland. **Marine Environmental Research**. 49: 377±396 p.

AMADO-FILHO, G. M., SALGADO, L. T., REBELO, M. F., REZENDE, C. E., KAREZ, C. S., PFEIFFER, W. C. (2008). Heavy metals in benthic organisms from Todos os Santos Bay, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. 68(1): 95-100p.

ANJOS, V.E. (2006) **Especiação de Cobre e Arsênio no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá**. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós Graduação em Química, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 175p.

ANVISA, PORTARIA Nº 685 de 27 de Agosto de 1998. Regulamento técnico: princípios gerais para o estabelecimento de níveis máximos de contaminantes químicos em alimentos. Diário Oficial da União, Poder Executivo, de 28 de agosto de 1998.

AMARAL, M. C. R., REBELO, M. F., TORRES, J. P. M., PFEIFFER, W. C. (2005). Bioaccumulation and depuration of Zn and Cd in mangrove oysters (*Crassostrea rhizophorae*, Guilding, 1828) transplanted to and from a contaminated tropical coastal lagoon. **Marine Environmental Research**. 59: 277-285P.

BAISCH, P. & MIRLEAN, N. (2006). **Contaminantes: metais, hidrocarbonetos e organoclorados**. Cap. 4. In: LANA, P. C.; BIANCHINI, A.; RIBEIRO, C.; NIENCHESKI, L. F.; SANTOS, C. S. G.; FILLMANN, G. (Orgs). Avaliação Ambiental de Estuários Brasileiros: aspectos metodológicos. Museu nacional. Rio de Janeiro, RJ.

BISSEN, M., FRIMMEL, F. H. (2003). Arsenic – a review: Part I. Occurrences, toxicity, speciation, mobility. **Acta Hydrochimica at Hydrobiologica**. 31: 9-18p. In ANJOS, V.E. (2006) **Especiação de Cobre e Arsênio no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá**. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós Graduação em Química, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 175p.

BRANDINI, N. (2008). **Biogeoquímica da Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil: Origem, metabolismo, balanço de massa e destino da matéria biogênica**. Tese de Doutorado em Geoquímica Ambiental, Universidade Federal Fluminense, Niterói. 243p.

BRASIL, DECRETO 55.871 de 26 de março de 1965. Dispõe sobre normas regulamentadoras do emprego de aditivos para alimentos. Diário Oficial, Brasília, DF, 9 abr. 1965, Sç. 1.

CARVALHO, C. E. V.; LACERDA, L. D., GOMES, M. P. (1993) Metais Pesados na biota bêntica da Baía de Sepetiba e Angra dos Reis, RJ. **Acta Limnologica Brasiliensia**. VI: 222-229p.

CARVALHO, C. E. V., FARIA, V. V., CAVALCANTE, M. P. O., GOMES, M. P., REZENDE, C. E. (2000). Heavy metal Distribution in Benthonic Coastal Fish From Macaé Region, R.J., Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Restoration**. 3 (2): 64-68p.

CAVALCANTI, A. D., (2003). Monitoramento da contaminação por elementos traço em ostras comercializadas em Recife, Pernambuco, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**. 19(5): 1545-1551p.

CHRISTO, S. W. (2006). **Biologia reprodutiva e ecologia de ostras do genero Crassostrea Sacco, 1897 na Baía de Guaratuba (Paraná-Brasil): um subsídio ao cultivo**. Tese de Doutorado em Ciências, área de concentração Zoologia, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 146p.

CHRISTO, S. W., ABSHER, T. M. (2006). Reproductive Period of *Crassostrea Rhizophorae* (Guilding , 1828) and *Crassostrea Brasiliana* (Lamark , 1819) (Bivalvia: Ostreidae) in Guaratuba Bay, Paraná, Brazil. **Journal of Coastal Research**. SI 39: 1215-1218p.

CODEX (1995). Codex General Standard for Contaminants and toxins in food and feed. **Codex Stan**. 193.

FARRINGTON, J. W., GOLDBERG, E. D., RISEBROUGH, R. W., MARTIN, J. H., BOWEN, V. T. (1983). U. S. "Mussel Watch" 1976-1978: an overview of the trace metal, DDE, PCB, hydrocarbon, and artificial radio-nuclide data. **Environmental Science and Technology**. 17. 490 – 496p. In RUELAS-INZUNZA, J. R., PÁEZ-OSUNA, F. (2000). Comparative bioavailability of trace metals using three filter-feeder organisms in a subtropical coastal environment (Southeast Gulf of California). **Environmental Pollution**. 107: 437 - 444p.

FERREIRA, A. G., MACHADO, A. L. S., ZALMON, I. R. (2005). Temporal and spatial variation on heavy metal concentrations in the oyster *Ostrea equestris* on the northern coast of Rio de Janeiro state, Brazil. **Braz. J. Biol.** 65(1): 67-76p.

FRIAS-ESPERICUETA M. G., OSUNA-LOPEZ J. I., FLORES-REYES S., LOPEZ-LOPEZ G., IZAGUIRRE-FIERRO G. (2005). Heavy metals in the oyster *Crassostrea corteziensis* from Urias lagoon, Mazatlan, Mexico, associated with different anthropogenic discharges. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.** 74: 996-1002p.

FRÍAS-ESPERICUETA, M. G., OSUNA-LÓPEZ, J. I., VOLTOLINA, D., LÓPEZ-LÓPEZ, G., IZAGUIRRE-FIERRO, G., MUY-RANGEL, M. D. (2008). The metal content of bivalve molluscs of a coastal lagoon of NW Mexico. **Bull Environ Contam Toxicol** . 80: 90–92p.

GONÇALVES, R. S. L., FREIRE G. S. S., DO NASCIMENTO NETO V. A. (2007). Determinação das concentrações de cádmio, cobre, cromo e zinco, na ostra *Crassostrea rhizophorae* dos estuários dos rios Cocó e Ceará. **Revista de Geologia**. 20: 57-63p.

GOOGLE EARTH, 2005 – <http://earth.google.com/>

HIGINO, P. A. S. (2007). **Avaliação de mercúrio em sururu, *Mytella charruana* (Orbigny, 1842) do complexo estuarino-lagunar Mundaú/Manguaba, Al.** Monografia de Graduação em Licenciatura em Biologia, Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes. 38p.

HSIUNG, T. M., HUANG, C. W. (2004) Accumulation of Arsenic in Pacific Oysters, *Crassostrea gigas*, Collected from Aquaculture Sites in Western Taiwan. **Journal of Food and Drug Analysis**. 12 (4): 342 - 346p.

JOIRIS C. R., HOLSBEEK L., OTCHERE F. A. (2000). Mercury in the bivalves *Crassostrea tulipa* and *Perna perna* from Ghana. **Mar Pollut Bull**. 38 (7): 618-622p.

KOLM, H. E.; MACHADO, E. C. *et al.* (2002). **Avaliação dos impactos decorrentes da construção de um píer pela FOSPAR – Fertilizantes Fosfatados do Paraná S.A.** Pontal do Paraná: UFPR-CEM-FOSPAR. 184 p. Relatório Técnico. In SÁ, F. (2000). **Distribuição e fracionamento de contaminantes nos sedimentos superficiais e atividades de dragagem no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá (PR).** Dissertação de mestrado do Programa Pós-Graduação em Geologia Ambiental do Setor de Ciências da Terra da Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 106p.

KOHLMEYER, U., KUBALLA, J., JANTZEN, E. (2002). Simultaneous separation of inorganic and organic arsenic compounds in marine biota by means of high performance liquid chromatography/inductively coupled plasma mass spectrometry. **Rapid Commun. Mass Sp.** 16: 965 - 974p. In HSIUNG, T. M., HUANG, C. W. (2004) Accumulation of Arsenic in Pacific Oysters, *Crassostrea gigas*, Collected from Aquaculture Sites in Western Taiwan. **Journal of Food and Drug Analysis**. 12 (4): 342 - 346p.

LACERDA D. L., PFEIFFER W. C., FISZMAN M. (1983) Monitoring of heavy metal pollution through the critical pathway approach: a case study in Sepetiba Bay, Brazil. **International Conference on Heavy Metals in the Environment**. Vol. 2, 1258–1261. In: LACERDA, L. D., MOLISANI, M. M. (2006). Three decades of Cd e Zn contamination in Sepetiba Bay, SE Brazil: Evidence from the mangrove oyster *Crassostrea rhizophorae*. **Marine Pollution Bulletin**. 52: 969-987p.

- LACERDA, L. D. & MOLISANI, M. M. (2006). Three decades of Cd e Zn contamination in Sepetiba Bay, SE Brazil: Evidence from the mangrove oyster *Crassostrea rhizophorae*. **Marine Pollution Bulletin**, 52: 969-987p.
- LANA, P. C., MARONE, E., LOPES, R. M., MACHADO, E. C. (2001). The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. **Ecological Studies**. 144: 131-145p.
- LAUTERT, L. F. C. (1999). **Diagnóstico sócio-natural da porção sul do município de Paranaguá – PR**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP. 121p.
- LAWRENCE, D. R., SCOTT, G. I. (1982). The determination and use of condition index of oyster. **Estuarine Research Federation**. 5(1): 23-27p.
- LIEBEZEIT, G., BREPOHL, D., RIZZI, J., GUEBERT, F., KROME, M., MACHADO, E. PIJANOWSKA, U. (2010). DDT in Biota of Paranaguá Bay, Southern Brazil: Recent Input and Rapid Degradation. **Water Air Soil Pollut.**
- LOMBARDI, A.T. (1995). Caracterização fluorimétrica da matéria orgânica de origem natural e sua complexação com íons cobre. Tese de doutorado, Departamento de Química Analítica, Universidade Estadual de Campinas, SP. 130p. *In* ANJOS, V.E. (2006) **Especiação de Cobre e Arsênio no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá**. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós Graduação em Química, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 175p
- MACHADO, W. T. V. (2000). **Acumulação de metais pesados em sedimentos de ecossistemas de manguezal de Jardim Gramacho, Baía de Guanabara**. Dissertação de mestrado do Programa de Geoquímica, Universidade Federal Fluminense, Niterói. 63p.
- MACHADO, I. C., MAIO, F. D., KIRA, S. C., CARVALHO, M. F. H. (2002). Estudo da ocorrência dos metais pesados Pb, Cd, Hg, Cu e Zn na ostra do mangue *Crassostrea basiliana* do estuário de Cananéia-SP, Brasil. **Rev. Inst. Adolfo Lutz**. 61 (1): 13 – 18p
- MANTOVANELLI, A. (1999). **Caracterização da dinâmica hídrica e do material particulado em suspensão na Baía de Paranaguá e em sua bacia de drenagem**. Dissertação de mestrado do Programa de Pós-graduação em Geologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 152p.
- MANTOVANELLI, A., MARONE, E., DA SILVA, E.T., LAUTERT, L.F., KLINGENFUSS, M.S., PRATA-JR, V.P., NOERNBERG, M.A., KNOPPERS, B.A., ÂNGULO, R.J. (2004). Combined tidal velocity and duration asymmetries as a determinant of water transport and residual flow in Paranaguá Bay estuary. **Estuar. Coast. Shelf. Sci.** 59: 523 – 537p.

MARONE, E., NOERNBERG, M.A., DOS SANTOS, I., LAUTERT, L.F.; ANDREOLI, O.R.; BUBA, H., FILL, H.D. (2004). Hydrodynamic of Guaratuba Bay – PR. **Brazil. Journal of Coastal Research**, Special Issue, 39.

MAURI, M. (1985). Les mollusques bivalves marins comme bioindicateurs pour les métaux lourds. **Symbios**. 17: 89 – 98p. In SAHA, M., SARKAR, S. K., BHATTACHARYA, B (2006). Interspecific variation in heavy metal body concentrations in biota of Sunderban mangrove wetland, northeast India. **Environment International**. 32: 203 – 207p.

MCSHEEHY, S., POHL, P., LOBINSK, R., SZPUNAR, J. (2001). Investigation of arsenic speciation in oyster test reference material by multidimensional HPLC-ICP-MS and electrospray tandem mass spectrometry (ES-MS-MS). **Analyst**. 126: 1055 – 1062p.

MEYER, U., HAGEN, W., MEDEIROS, C. (1998). Mercury in a northeastern Brazilian mangrove area, a case study: potential of the mangrove oyster *Crassostrea rhizophorae* as bioindicator for mercury. **Marine Biology**. 131: 113-121p.

MOORE, J.N. *et al.* (1988). Partitioning of arsenic and metals in reducing sulfidic sediments. **Environ. Sci. Technol.** 22. 432 – 437p. In SÁ, F. (2000). **Distribuição e fracionamento de contaminantes nos sedimentos superficiais e atividades de dragagem no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá (PR)**. Dissertação de mestrado do Programa Pós-Graduação em Geologia Ambiental do Setor de Ciências da Terra da Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 106p.

MUNIZ, E. C., JACOB, S. A., HELM, M. M., (1986). Condition index, meat yield and biochemical composition of *Crassostrea brasiliiana* and *Crassostrea gigas* grown in Cabo Frio, Brazil. **Aquaculture**. 59: 235 – 250p. In REBELO, M. F., AMARAL, M. C. R., PFEIFER, W. C. (2005). Oyster condition index in *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) from a heavy-metal polluted coastal lagoon. **Braz. J. Biol.** 65(2): 345-351p.

NIENCHESKI, L. F. (2006). **Contaminantes: metais, hidrocarbonetos e organoclorados**. Cap. 4. In: LANA, P. C., BIANCHINI, A., RIBEIRO, C., NIENCHESKI, L. F., SANTOS, C. S. G., FILLMANN, G. (Orgs). Avaliação Ambiental de Estuários Brasileiros: aspectos metodológicos. Museu nacional. Rio de Janeiro, RJ.

NIENCHESKI, L. F. & SANTOS, C. S. G. (2006). **Contaminantes: metais, hidrocarbonetos e organoclorados**. Cap. 4. In: LANA, P. C., BIANCHINI, A., RIBEIRO, C., NIENCHESKI, L. F., SANTOS, C. S. G., FILLMANN, G. (Orgs). Avaliação Ambiental de Estuários Brasileiros: aspectos metodológicos. Museu nacional. Rio de Janeiro, RJ.

NOEMBERG, M. A. (2001). **Processos morfodinâmicos no Complexo Estuarino de Paranaguá – Paraná – Brasil: um estudo a partir de dados in**

situ e LANDSAT-TM. Tese (Doutorado em Geologia) – Setor Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, PR.

OTCHERE, A. F. (2003). Mercury in the bivalves *Anadara (Senilia) senilis*, *Perna perna* and *Crassostrea tulipa* from Ghana. **The Science of the Environment**. 304: 369-375p.

PAEZ-OSUNA F., FRIAS-ESPERICUETA M. G., OSUNA-LOPEZ J. I. (1995). Trace-Metal Concentrations in Relation to Season and Gonadal Maturation in the Oyster *Crassostrea iridescens*. **Marine Environmental Research**. 40: 19-31p.

PEREIRA, O. M., HENRIQUES, M. B., ZENEBON, O., SAKUMA, A., KIRA, C. S. (2002). Determinação dos Teores de Hg, Pb, Cd, Cu e Zn em Moluscos (*Crassostrea brasiliiana*, *Perna perna* e *Mytella falcata*). **Revista Instituto Adolfo Lutz**. 61 (1): 19-25p.

PHILLIPS, D. J. H. (1980). Quantitative Aquatic Biological Indicators: Their Use to Monitor Trace Metal and Organochlorine Pollution. **Applied Science Publishers LTD**. London. 488p.

PORTELA, C. G. (2005). **Avaliação da qualidade da ostra nativa *Crassostrea brasiliiana* congelada em concha em função da composição química e análise sensorial.** Dissertação de mestrado do Programa de Pós-graduação em Aqüicultura do Centro de Aqüicultura da UNESP, Jaboticabal. 75p.

RAMOS, M. I. S., NASCIMENTO, I. A. (1980). Variações do índice Gonadal na ostra de mangue *Crassostrea Rhizophorae*, Guilding, 1828. **Ciência e Cultura**. 32 (12): 1673 – 1676p.

RAINBOW, P. S, PHILLIPS, D. J. H., (1993). Cosmopolitan biomonitors of trace metals. **Marine Pollution Bulletin**. 26 (11): 593 – 601p.

RAINBOW, P. S. (1995). Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**. 31: 183-192p.

REBELO M. F., AMARAL, M. C. R., PFEIFFER, W. C. (2003). High Zn and Cd accumulation in the oyster *Crassostrea rhizophorae*, and its relevance as a sentinel species. **Baseline / Marine Pollution Bulletin**. 46: 1341 – 1358.

REBELO, M. F., AMARAL, M. C. R., PFEIFER, W. C. (2005). Oyster condition index in *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) from a heavy-metal polluted coastal lagoon. **Braz. J. Biol.** 65(2): 345-351p.

RIBEIRO, M. A. T. S. B. (2006). **Metais pesados (Al, Fe, Mn, Cr, Ni, Ti) no sedimento superficial do estuário de Guaratuba – PR.** Monografia de Graduação em Oceanografia, Instituto de Geociências, Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 108p.

RICHARDS, R. G., CHALOUPKA, M. (2008). Does oyster size matter for modelling trace metal bioaccumulation?. **Science of the total Environment**. 389: 539 – 544P.

RIEDEL, G. F., ABBE, G. R., SANDERS, J. G. (1998). Temporal and spatial variations of trace metal concentrations in oysters from the Patuxent River, Maryland. **Estuaries**. 21: 423 – 434p.

ROJAS, M. O. A. I.; CAVALCANTE, P. R. S.; SOUZA, R. C. & DOURADO, E. C. DOS S., 2007, Teores de zinco e cobre em ostra (*Crassostrea rhizophorae*) e sururu (*Mytella falcata*) do estuário do Rio Bacanga em São Luis (MA). 1-8p. *In*: CASTRO, A. C. L., PIORSKI, N. M. (eds), **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**. Vol. 20, 91p, Universidade Federal do Maranhão, Maranhão.

RODRIGUES, S.K. (2010). **Caracterização Geoquímica e Avaliação Ecotoxicológica dos Sedimentos Superficiais da Baía de Guaratuba – Pr.** Monografia de Graduação em Oceanografia, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná. 108p.

RUELAS-INZUNZA, J. R., PÁEZ-OSUNA, F. (2000). Comparative bioavailability of trace metals using three filter-feeder organisms in a subtropical coastal environment (Southeast Gulf of California). **Environmental Pollution**. 107: 437 - 444p.

SÁ, F. (2000). **Distribuição e fracionamento de contaminantes nos sedimentos superficiais e atividades de dragagem no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá (PR)**. Dissertação de mestrado do Programa Pós-Graduação em Geologia Ambiental do Setor de Ciências da Terra da Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 106p.

SAHA, M., SARKAR, S. K., BHATTACHARYA, B (2006). Interspecific variation in heavy metal body concentrations in biota of Sunderban mangrove wetland, northeast Índia. **Environment International**. 32: 203 – 207

SANDERS, C. J. (2005). **Taxas de sedimentação, acumulação e fluxos de Mercúrio na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil**. Dissertação de Mestrado do Programa de Geoquímica da Universidade Federal Fluminense, Niterói. 65p.

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

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

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

SANTOS, D. M., BOSSINI, J. A. T., PREUSSLER, K. H., VASCONSELOS, E. C., CARVALHO-NETO F. S., CARVALHO-FILHO, M. A. S. (2006). "Avaliação de metais pesados na Baía de Paranaguá, PR, Brasil, sob influência das atividades antrópicas." **Jornal Brasileiro Soc. Ecotoxicologia**. Vol. 1, n.2: 157 – 160p.

TODESCHINI, M. L. (2004). **Dinâmica espacial e temporal das características físicas e químicas do Rio Cubatão e ordenação espacial da bacia hidrográfica**. Dissertação de Mestrado em Geologia Ambiental. Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná. 80p.

TURECK, C. R., OLIVEIRA, T. M. N., CREMER, M. J., BASSFELD, J. C (2006). Avaliação da concentração de metais pesados em tecido de ostras *Crassostrea gigas* (Mollusca, Bivalve) cultivadas na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. **Pesticidas: r.ecotoxicol. e meio ambiente**. V. 16. 53 – 62p.

UNDERWOOD, A. J. (1997). *Experiments in Ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge: Cambridge University, 504p.

VILANOVA, M. F. V., FONTELES-FILHO, A. A. (1989). Análise da biométrica e do fator de condição da ostra-do-mangue, *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) (Mollusca, Bivalvia), no estuário do Rio Cera, Cera, Brasil. **Ciência e Cultura**. 41 (11): 1117-1124p.

WALLNER-KERSANACH, M. (1994). **Assessment of trace metal pollution of Todos os Santos Bay, Brazil, on the basis of measurements of bivalves and sediments**. PhD thesis. University of Bremen, Germany. 121p.

WALLNER-KERSANACH, M., THEEDE, H., EVERSBERG, U., LOBO, S. (2000). Accumulation and Elimination of Trace Metals in a Transplantation Experiment with *Crassostrea rhizophorae*. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**. 38. 40 – 45p.