

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SAÚDE COLETIVA – UNISANTOS

NÚCLEO DE ESTUDOS EM EPIDEMIOLOGIA AMBIENTAL – FMUSP

INSTITUTO DE BIOFÍSICA CARLOS CHAGAS FILHO – UFRJ

CENTRO DE ESTUDOS DE CULTURA CONTEMPORÂNEA – CEDEC

INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES – IPEN

**Estudo Epidemiológico na População
Residente na Baixada Santista – Estuário
de Santos: Avaliação de Indicadores de
Efeito e de Exposição a Contaminantes
Ambientais**

SANTOS

AGOSTO DE 2009

EQUIPE DE TRABALHO

Coordenador:	Prof. Dr. Alfésio Luís Ferreira Braga
Vice-coordenadores:	Prof. Dr. Luiz Alberto Amador Pereira Prof. Dr. Luiz Paulo Geraldo
Análise de Matrizes:	Prof. Dr. Olaf Malm Gabriela Celebrone
Gerente de Campo:	Me. Adriana Paula Gomes
Pesquisadores:	Dra. Nilva Nunes Campina Dra. Mônica Lupião Lobarinhas Me. Ana Lúcia de Jesus Lopes Dra. Lourdes Conceição Martins
Pós-graduandos:	Me. Mariana Teixeira Guimarães Daniele Pena Carvalho Me. Michele Granato Cunha Me. Renata Jasinski Arruda Andréa dos Santos Invenção Ivy Beritelli José de Souza Tatyana Sampaio Ribeiro Vera Lúcia Ferreira de Oliveira Vivianni Palmeira Wanderey
Entrevistadores Locais:	Ailton Santos Alessandra Alves da Silva Alex Barbosa de Souza Alexandre Honório da Silva Aline Maluf Aline Marques Amanda Nunes Campina Ana Claudia de Lima Ana Lucia de Mello Ana Silveira Soares Anderson Lemos da Silva André Babá Nascimento André Luis Alves Aragão Ariadne Hostins de Aragão Bárbara Gomes da Nóbrega Bárbara Pereira de Lacerda

	Breno Silva Lopes Débora Gomes Barros Erica Santos da Silva Estela Amorim Coitim Felipe Aron Fernanda Nogueira Dantas de Souza Gabriel Nunes Campina Giovana Gomes da Nóbrega Graciele de Oliveira Gustavo dos Santos Silva Henrique Vieira Simões Horjana Prakseda Pereira da Silva Isabele Rodriguez Carvalhal Jeniffer Amorim Menezes Jéssica Ramos Moreira Josiane Carvalho da Costa Joyce Soares Ebenau Juliana Silva do Nascimento Júlio César Ribeiro dos Santos Karina de Andrade Karina Marques Castanho Leonardo Augusto de Andrade Lilyane Oliveira Santos Lucas Babá Nascimento Marcela Nogueira Dantas de Souza Maria Isabel de Oliveira Bastos Maria Isabel dos Santos Mateus Lopes Santos Nádia Naira Miranda Patrícia de Lima Ferreira Moreira Paulo Avelino da Silva Priscila de Oliveira Souza Rainold Rodrigues Tesch Raquel Ramos Casseano Regina Lavorato Renata Jasinski de Arruda
--	---

	<p>Renato de Oliveira Junior Robert André Carvalho Costa Roselaine Belchior S. Nascimento Sara Silveira Soares Sidnéia dos Santos Pires Silmária dos Santos Xavier Simeia Vieira Cabral da Silva Simone de Souza Santos Soraia Oliveira Suélen dos Santos Lima Tainá Souza Figueiredo Thaís Graciele de Bessa Bandeira Vinícius Silva Lopes William Freitas de Moraes William Mateus Yasmin de Siqueira Martinez</p>
Equipe de Apoio	<p>Enfermeira Adriana Alves Aluna Alice de Sena Alves Machado Aluna Ângela Santos Andrade Aluna Lucileide Alves Martins Aluna Daniella Gonçalves Da Silva Aluna Monique Oliveira Aluna Elaine Alves Calado Aluno Thiago Da Silva Diniz Aluna Vanessa Nascimento Fernandes Aluna Denise Dos Santos Aluna Carolina Dos Nascimento Reis Aluna Camila Felipe Alves Aluna Suelem Da Silva Moreira Ariane Valéria Paschoaloni Jaques Débora Furlan Meneghineini Oliveira Denis Roberto de Almeida Marcio</p>

RESUMO

Contexto: a região do estuário de Santos e São Vicente tem sido palco de repetidas violações das legislações referentes ao manuseio e depósito de resíduos industriais com potencial de contaminação do meio ambiente. **Objetivos:** avaliar a presença de indicadores de efeito e de exposição a contaminantes ambientais em áreas contaminadas do Estuário de Santos e na cidade de Bertioga. **Casuística e Métodos:** Diferentes abordagens foram utilizadas neste projeto: 1) Estudo com dados primários em duas etapas – a primeira foi um estudo transversal de morbidade referida, onde foram aplicados questionários para obtenção de dados demográficos e de saúde em 3910 domicílios (em 4 áreas reconhecidamente contaminadas - Pilões/ Água Fria, Cubatão Centro, São Vicente Continental, e Vicente de Carvalho; e uma área sem contaminação conhecida - Bertioga); na segunda fase foram selecionadas entre 20 e 23 famílias em cada uma das cinco áreas entre os participantes da primeira fase do estudo que não apresentassem entre os seus membros história de exposição ocupacional a produtos químicos. Os participantes foram submetidos a avaliações clínicas; exames laboratoriais (hematológicos e proto parasitológicos); investigação de marcadores de exposição a contaminantes ambientais em amostras de leite materno, cabelo e sangue; foi realizada avaliação cognitiva de crianças e adolescentes; avaliação da qualidade de vida. Foram feitas coletas de poeira domiciliar e ovos de galinhas para dosagem de metais, organoclorados e PCBs. 2) Estudo de pesquisa de metais pesados em crustáceos, plantas, água, sedimento e solo; 3) Análise de séries históricas de ocorrência de prematuridade, baixo peso, gemelaridade, taxa de fertilidade e câncer nas cidades da região do estuário – utilizando dados secundários, fornecidos por sistemas de informação, como DATASUS, SINASC, SIM, e INCA. **Resultados:** Os moradores relataram não consumir água proveniente de poços ou fontes existentes nas áreas analisadas. Peixes são mais consumidos em Bertioga (16,3%) do que nas outras áreas. Por outro lado, o consumo de crustáceos da própria comunidade foi mais reportado pelos moradores de São Vicente Continental (37,4%, com $p < 0,05$). Em famílias sem história de exposição ocupacional a produtos químicos, a prevalência de doenças de pele foi maior entre os moradores de São Vicente Continental (5,3%) e diferente das demais áreas (diferença de proporções com $p < 0,05$). Cubatão Centro apresentou prevalência de hipertensão arterial sistêmica de 25,4%, diferente das demais áreas (diferença de proporções com $p < 0,05$) e superior à prevalência estimada para a população brasileira (20%) e uma maior prevalência de doenças do sangue (anemias e leucopenias) (3,7%). As prevalências de doenças respiratórias entre os moradores de Cubatão Centro (20,7%), São Vicente Continental (19,9%) e Vicente de Carvalho estão acima da prevalência observada na população da Região Metropolitana de São Paulo (15%). Na segunda fase, a proporção de exames com leucopenia em Pilões – Água Fria (8,0%), Vicente de Carvalho (8,2%) e Bertioga (8,1%) foram semelhantes a prevalências observadas entre trabalhadores expostos a produtos químicos. Na avaliação cognitiva de crianças e adolescentes, houve uma associação entre morar em São Vicente Continental e apresentar testes abaixo da média (X^2 Pearson com $p = 0,01$). Em todas as áreas, mais de 50% das amostras de sangue apresentaram concentrações de mercúrio total acima do limite de tolerância biológica (3 $\mu\text{g}/\text{dL}$). Do mesmo modo, foram observadas concentrações de mercúrio total na poeira domiciliar acima dos padrões de qualidade do solo (50 ppb) e de prevenção (500 ppb). No leite materno foram encontrados HCB, op-DDE, pp-DDE e g-HCH em todas as amostras analisadas. **Conclusão:** Ainda podem ser detectados contaminantes ambientais em concentrações elevadas nas regiões analisadas e esses contaminantes podem ser identificados nos moradores, constituindo uma situação real de risco à saúde das pessoas. A alta prevalência de doenças respiratórias e de leucopenias reforça a relação entre exposição ambiental e efeitos adversos à saúde na região.

RELATÓRIO DE TÉCNICO FINAL “Estudo Epidemiológico na População Residente na Baixada Santista – Estuário de Santos: Avaliação de Indicadores de Efeito e de Exposição a Contaminantes Ambientais

Este é o relatório técnico final do “**Estudo Epidemiológico na População Residente na Baixada Santista – Estuário de Santos: Avaliação de Indicadores de Efeito e de Exposição a Contaminantes Ambientais**”. Entretanto, este ainda não é o fim das atividades relacionadas a ele.

Este projeto foi o escolhido para atender à demanda presente no Edital 50 da Baixada Santista. Região conhecida pela contaminação ambiental originada em ações coordenadas de destinação inadequada e indevida de resíduos tóxicos industriais, a área que compreende os municípios de Cubatão, São Vicente e Guarujá foi se transformando em depósito de lixo industrial. Na superfície ou subterrâneo. Este tipo de comportamento remonta a meados do século XX, e foi consolidado com base na leniência dos órgãos responsáveis pela sua fiscalização.

À contaminação ambiental resultante do descaso de emissores e de fiscalizadores se juntou um contingente enorme de famílias que passaram a ocupar uma área de mangue, expulsos das áreas urbanas pelas transformações sociais e urbanas resultantes do crescimento das cidades da região. Longe dos centros urbanos e ignorado pelas autoridades, esse contingente crescente de novos moradores se instala em áreas vizinhas a depósitos de lixo industrial ou, em muitos casos, em área aterrada com escória das indústrias do pólo.

Este é o relato que nós, pesquisadores envolvidos neste estudo, ouvimos repetidamente de pessoas que estão no Estuário de Santos há mais de 20 anos. Esta é a realidade de inúmeras famílias que nos receberam apesar da descrença em

uma solução para os problemas relacionados à contaminação da região e seus efeitos na saúde dos moradores.

Não há novidades no problema que se apresenta. Os fatos são conhecidos por todos, daqui e de outros lugares. Pesquisadores aqui já estiveram e muitos não voltaram. Motivo suficiente para olhares cheios de dúvidas sobre a validade de responder novas perguntas, fazer novos exames, recontar com detalhes suas histórias, abrir suas portas e suas vidas.

Há também a vontade de esquecer, como se isso pudesse limpar a área. Ignorar o problema e fazê-lo desaparecer. Afinal, faz tanto tempo, “será que ainda tem alguma coisa por aí?”.

Cada comunidade visitada tem uma história de luta, ou de fuga. As expectativas são diversas, a acolhida é distinta. Mais participativos, cobram a ausência entre as idas e vindas das diferentes etapas do projeto. Os menos interessados se esquecem e fazem dos retornos à comunidade uma nova e difícil abordagem. É preciso re-convencer.

Vencidos 40 meses de trabalho, árduo, mas prazeroso, desde o período inicial de discussão do cronograma e de construção dos instrumentos, passando pelas atividades de campo, a coleta e análise de diferentes dados e a interpretação, chegamos a este relatório que apresenta os seguintes produtos:

- Casuísticas e Métodos relativos ao estudo com dados primários, formado por uma primeira parte que avaliou prevalência de morbidade referida e a segunda que investigou indicadores de exposição a contaminantes ambientais e possíveis efeitos adversos resultantes desta exposição. Além disso, apresenta a metodologia do estudo com dados secundários para avaliar efeitos adversos na gestação e coeficientes de mortalidade por câncer;

- Resultados, discussão e comentários sobre os estudos anteriormente referidos;
- Material técnico na forma de apostila sobre os contaminantes ambientais encontrados na região estudada, seus efeitos adversos, formas de investigação clínica e terapêutica, quando possível;
- Modelo de anamnese dirigida para doenças associadas a contaminantes ambientais.

Problemas relacionados a padrões e cromatógrafos retardaram a análise de matrizes ambientais. Ainda aguardamos que 46 amostras de ovos sejam analisadas em relação ao seu conteúdo de PCBs e pesticidas organoclorados. Análises das concentrações de organoclorados em amostras de cabelo ainda não foram iniciadas. Estas estão programadas para serem iniciadas ainda neste semestre ou no início do próximo ano.

A maior parte dos resultados foi apresentada de forma preliminar a membros da comunidade, de organizações não governamentais, do ministério público e da universidade.

A próxima etapa, após a submissão do relatório ao CNPq, será retornar às comunidades para apresentar e discutir os resultados.

Em nome do grupo de pesquisadores,



Prof. Dr. Alfésio Luís Ferreira Braga

Universidade Católica de Santos

2. CASUÍSTICAS E MÉTODOS

2.1. Estudo Transversal dos Efeitos da Exposição aos Metais, Organoclorados, HPAs, PCBs e Dioxinas e Furanos Sobre a Saúde da População Residente no Estuário de Santos e São Vicente.

2.1.1. Definição das Áreas Contaminadas, das Populações Potencialmente Expostas e da Área Controle.

A definição das áreas a serem estudadas dentro do Estuário de Santos e São Vicente foi baseada em estudo prévio realizado pela CETESB no ano de 2001. A Figura 2.1 apresenta a localização das principais áreas contaminadas por atividades industriais e/ou pelo depósito irregular de resíduos provenientes das diferentes atividades produtivas existentes na região desde o início da industrialização da região, que remonta à década de 1950.

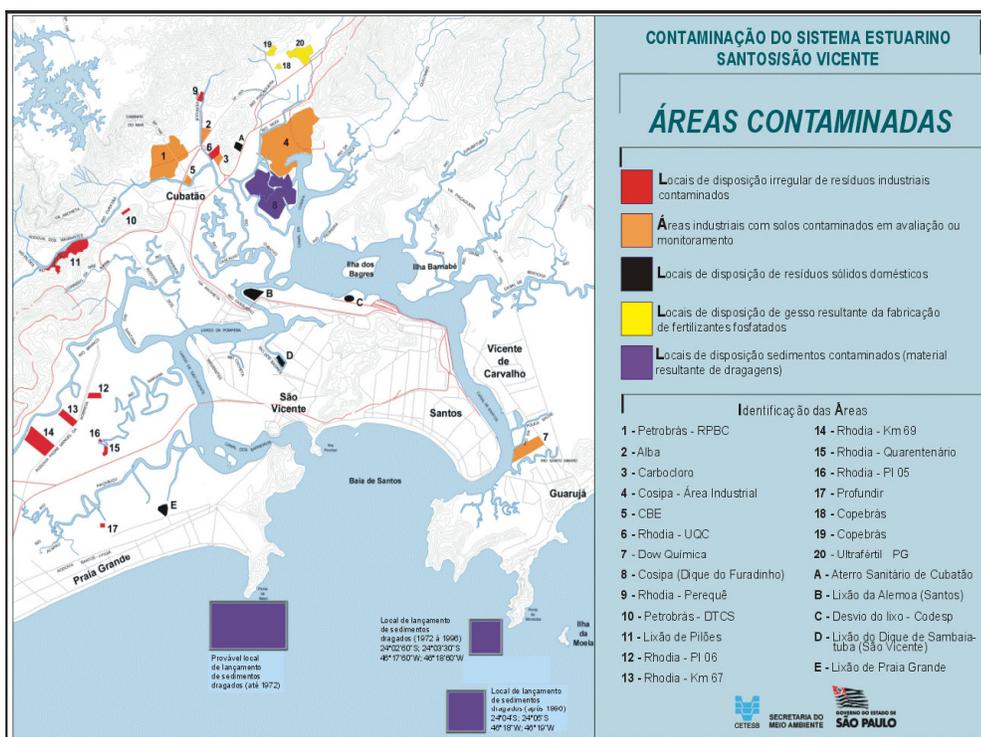


Figura 2.1. Áreas contaminadas na região do estuário de Santos e São Vicente (CETESB, 2001)

A Figura 2.2 apresenta as comunidades que foram incluídas no estudo por estarem localizadas próximas ou sobre depósitos irregulares de substâncias tóxicas originadas no pólo industrial de Cubatão e Guarujá e, portanto, potencialmente expostas aos contaminantes (área 1 a 4) e a área controle em Bertiooga (área 5).

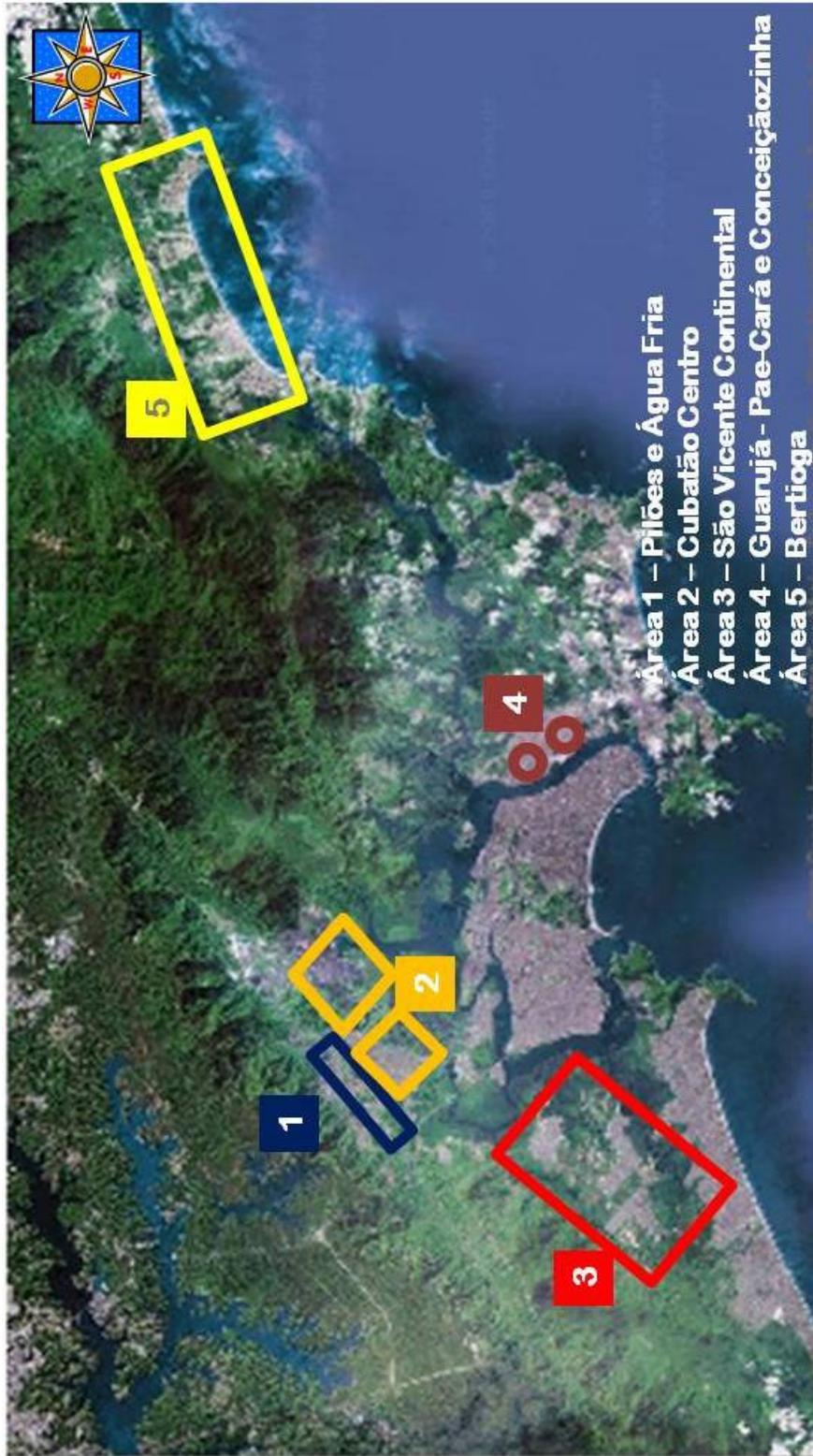


Figura 2.2. Áreas potencialmente contaminadas dentro do Estuário de Santos e São Vicente (1 a 4) e área controle (5) em Bertioga e que foram incluídas no estudo.

As delimitações das áreas e os bairros que as compõem ficaram assim definidos:

- **Área 1:** formada pelas comunidades de **Pilões e Água Fria**, situadas às margens direita e esquerda do Rio Cubatão, respectivamente, entre as rodovias Imigrantes e Anchieta, na encosta do Morro Marzagão, ao longo das vias Caminho dos Pilões, Estrada Para Itutinga e Rua Elias Zarzur. Há dois quilômetros rio acima está localizado o Lixão de Pilões (Figura 2.3);



Figura 2.3. Área 1 – formada pelas comunidades de Pilões e Água Fria, localizada em Cubatão, SP

- **Área 2:** chamada de **Cubatão Centro**, foi formada por diferentes bairros ou comunidades, não contíguos, e não definidos a priori no projeto. Após visita a diferentes localidades e moradores da região, foram incluídas as seguintes comunidades/bairros, distribuídos no sentido leste para oeste: **a) Vila Esperança**, localizada no cruzamento entre a pista Sul da Rodovia dos Imigrantes e a Rodovia Manoel da Nóbrega, é uma ocupação da área de mangue; **b) Jardim Nova República**, localizada na pista norte da interligação entre as Rodovias Anchieta e Imigrantes na Baixada Santista, formada por casas e apartamentos que receberam, entre outros moradores, os antigos habitantes da Vila Parisi, em Cubatão; **c) Costa Muniz e d) Vila Natal**, bairros localizadas em um triângulo formado entre as Rodovias Padre Manoel da Nóbrega (a noroeste) e Anchieta (a nordeste) e a área de mangue (ao sul); **e) Centro**, área delimitada a oeste pela Avenida Nove de Abril, a norte e nordeste pelo Rio Cubatão e a sul-sudeste por região de mangue. Formam esta área

os bairros *Vila Santa Tereza, Jardim Anchieta, Jardim São Francisco, Parque Fernando Jorge, Jardim Costa e Silva, Jardim das Indústrias e Conjunto Marechal Rondon*; **f) Jardim São Marcos**, comunidade localizada no Pólo Industrial de Cubatão, área cercada por indústrias de diferentes áreas de atividade; e **g) Mantiqueira**, grupo de casas localizadas na encosta de morro ao longo do Rodovia Cônego Domênico Rangoni, em frente à Companhia Siderúrgica Paulista (COSIPA), no Pólo Industrial (Figura 2.4);



Figura 2.4. Área 2 – formada pelas comunidades de Vila Esperança, Jardim São Marcos e Mantiqueira e pelos bairros Jardim Nova República, Costa Muniz, Vila Natal e Centro, em Cubatão, SP

- **Área 3:** na porção continental do município de **São Vicente**, compreendendo as áreas localizadas entre a Rodovia Padre Manoel da Nóbrega, no sentido norte-sul, e Rua Antonio Vitor Lopes e Avenida Quarentenário ao sul. Os bairros incluídos foram os seguintes: **a) Conjunto Residencial Humaitá (incorporando a Vila Nova Mariana), b) Parque Continental, c) Jardim Rio Branco, d) Quarentenário, e) Parque das Bandeiras (incorporando a Vila Ema) e f) Parque das Bandeiras Gleba II** (Figura 2.5);



Figura 2.5. Área 3 – formada pelos bairros Conjunto Residencial Humaitá, Parque Continental, Quarentenário, Jardim Rio Branco, Parque das Bandeiras e Parque das Bandeiras Gleba II, na parte continental do município de São Vicente, SP

- **Área 4:** no distrito de **Vicente de Carvalho**, no Guarujá, ao longo do canal do porto, no entorno da indústria Dow Química. Duas áreas foram incluídas no estudo: **a) Paecará**, também conhecida como Prainha, localizada na parte norte do bairro; e **b) Sítio Conceiçãozinha**, na parte sul. Ambas as áreas têm como limite à leste a Avenida Santos Dumont que corta o distrito longitudinalmente (Figura 2.6). As áreas localizadas a leste da avenida, que originalmente poderiam ser incluídas no estudo foram excluídas após reavaliação da área e constatação de que estão localizadas a uma boa distância tanto em relação à área contaminada (Figura 2.1) pela Dow Química quanto em relação aos depósitos de produtos químicos e de grãos a céu aberto ao longo do canal do porto.

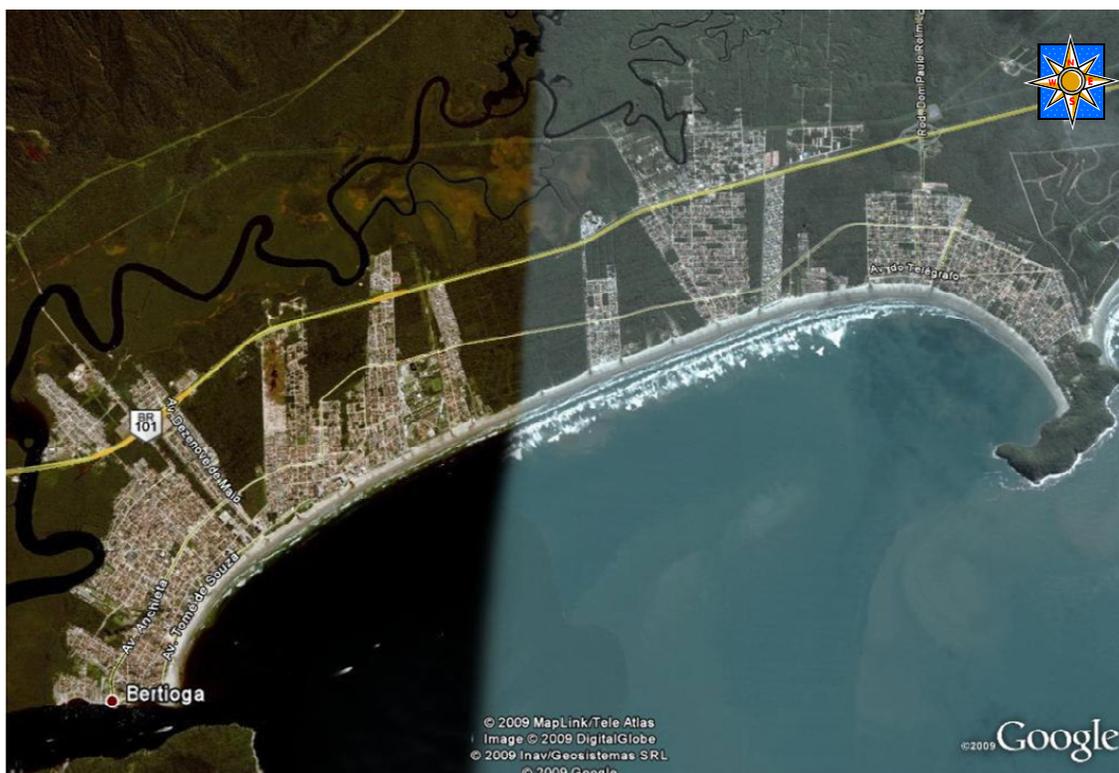


Figura 2.7. Área 5 – área do município de Bertioga onde estão localizadas as áreas incluídas no estudo

2.1.2. Primeira Fase do Estudo – Investigação de Morbidade Referida.

2.1.2.1. Desenho do Estudo

Este é um estudo transversal de base populacional.

2.1.2.2. Amostragem

O plano de amostragem foi delineado considerando o objetivo de estimar parâmetros (prevalência) de desfechos da gestação nos últimos cinco anos, doenças respiratórias e doenças cardiovasculares em populações moradoras em áreas reconhecidamente contaminadas. A pirâmide populacional e o número de domicílios existentes destes setores foram apurados através dos dados do Censo Demográfico de 2000 (IBGE, 2009).

Aplicou-se o mesmo incremento populacional considerado pelo IBGE no município entre 2000 e 2006 para se chegar ao número provável de habitantes dos setores escolhidos, no entanto, como não existem dados disponíveis sobre o incremento no número de domicílios em períodos intercensitários, optou-se por se considerar a mesma média de moradores/domicílio aferida nos setores selecionados em 2000.

O cálculo de moradores nos setores selecionados em São Vicente é de 12.198, com uma média prevista de 3,81 pessoas / domicílio; cabe ressaltar que esta média é um pouco superior àquela aferida para o conjunto do município.

Com base na prevalência de malformações congênitas, em torno de 2% no Brasil (Rezende e Carakushansky, 2005) estimando que em áreas contaminadas a prevalência seja de 4%, adotando nível de significância de 5%, poder do teste de 80% para um teste bicaudal, e assumindo uma perda de 20%, foi estimada uma amostra de 820 domicílios por área estudada. Estas estimativas foram extrapoladas para as demais áreas.

2.1.2.3. Preparação do Campo

A) Visitas às Comunidades

O contato com a comunidade foi parte importante da pesquisa, pois ao mesmo tempo em que informava a um número maior de moradores sobre o problema da contaminação na Baixada Santista e a realização da pesquisa, coletava informações, relatos e vivências de pessoas informadas sobre o problema e, por fim, justificava aos moradores o motivo da presença de “pessoas estranhas” no bairro, contribuindo para a segurança da equipe.

As histórias de ocupação dessas áreas diferem substancialmente assim como o interesse pelos problemas relacionados à contaminação ambiental. Enquanto determinadas comunidades apresentam um histórico de lutas por reivindicações que vão desde a contaminação do solo, da água e do ar até a instalação de escolas e de serviço de saúde, outras apresentam melhor infra-estrutura e menores preocupações com a qualidade do meio ambiente.

As diversas reuniões evidenciaram a descrença dos moradores em relação à conduta da administração pública caso seja constatada a contaminação e seus efeitos adversos. A receptividade das comunidades, tanto no contato com as lideranças quanto nas

visitas domiciliares, à proposta do estudo variou de modo acentuado entre as áreas e dentro das áreas.

Uma preocupação recorrente entre os moradores se refere à responsabilidade e respeito dos pesquisadores no sentido de retornarem ao bairro para apresentar os resultados da pesquisa e prestarem esclarecimentos à população. Não foram poucos os pesquisadores que freqüentaram áreas como o Parque das Bandeiras ou o Quarentenário, na porção continental do município de São Vicente. A sensação dos líderes comunitários, era a de terem sido usados para pesquisas e não terem recebido o retorno desta participação. Para a realização deste estudo, foi garantido a estes líderes que os resultados seriam devolvidos à comunidade de forma prioritária.

O contato com os cidadãos, líderes comunitários, religiosos e profissionais da educação possibilitou uma percepção mais fina do bairro, as mudanças que sofreram no decorrer dos anos. Os moradores também ajudaram informando possíveis locais para serem utilizados como base para a preparação do trabalho de campo (escolas da rede pública de ensino, creches, associações de moradores).

B) Determinação dos Setores Censitários

Foram visitados os escritórios do IBGE dos municípios de Santos, São Vicente, Guarujá e Bertioga. Após serem informados sobre os bairros em que a pesquisa seria realizada, os funcionários localizavam os respectivos setores censitários e geravam dois documentos:

- O mapa dos bairros com os limites dos setores, sem os nomes das ruas (Figura 2.8);

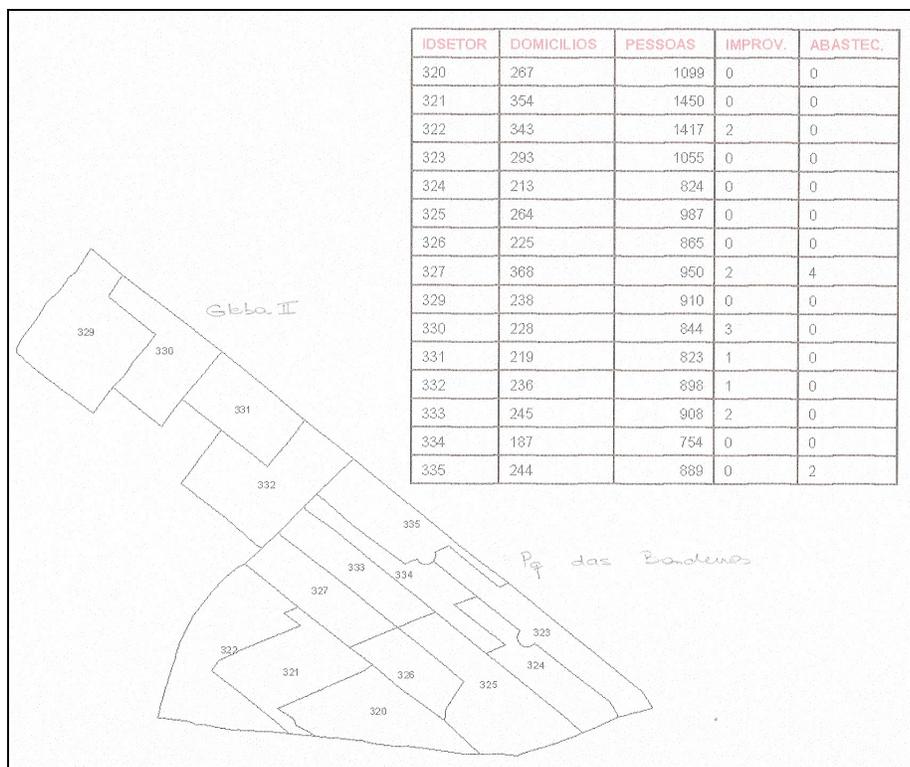


Figura 2.8. Mapa com os setores censitários dos bairros Parque das Bandeiras e Parque das Bandeiras Gleba II em São Vicente, SP.

- A descrição dos limites de cada setor (Figura 2.9) - a descrição dos limites de cada setor era muito importante porque nem sempre a divisão entre um setor e outro ficava evidente apenas pela observação do mapa. Muitas vezes era necessário confrontar três informações: o mapa do IBGE, um mapa do bairro com os nomes das ruas e a descrição dos limites dos setores censitários.

GLEBA II - SÃO VICENTE	
SETOR = 355100905000329	
Ponto Inicial e Final do setor	

ENTRONCAMENTO DO RIO BRANCO COM O PROLONGAMENTO DA DIVISA DA GLEBA 2 DO PQ DAS BANDEIRAS.	
Descrição do Perímetro	

DO PONTO INICIAL SEGUE PELO PROLONGAMENTO E DIVISA DA GLEBA 2 DO PQ DAS BANDEIRAS - R. CID DOS SANTOS - R. ANTONIO FERREIRA E SILVA - R. DAJAD SARKISSIAN - DIVISA DA GLEBA 2 DO PARQUE DAS BANDEIRAS - RIO BRANCO - ATE O PONTO INICIAL.	
SETOR = 355100905000330	
Ponto Inicial e Final do setor	

ENTRONCAMENTO DA - R ANTONIO FERREIRA E SILVA - COM - R CID DOS SANTOS .	
Descrição do Perímetro	

DO PONTO INICIAL SEGUE PELA - R CID DOS SANTOS - DIVISA DA GLEBA 2 DO PQ DAS BANDEIRAS - R ROMEU RIBAS DA ROCHA - R CARLOS MANOEL DE OLIVEIRA - R DAJAD SARKISSIAN - R ANTONIO FERREIRA E SILVA - ATÉ O PONTO INICIAL	

Figura 2.9. Descrição dos limites dos setores censitários do bairro Parque das Bandeiras Gleba II, em São Vicente, SP.

O IBGE também forneceu o número de domicílios e o número de pessoas em cada setor censitário. Essas informações foram utilizadas para o cálculo do número de entrevistas que deveriam ser realizadas em cada bairro, ou seja, o número de entrevistas era proporcional ao número de moradores do bairro. O mesmo procedimento foi repetido para todas as áreas onde o IBGE dispunha de informações suficientes.

Para a Área 1, Pilões e Água Fria, um mapa com a localização dos domicílios foi fornecida pela Companhia de Desenvolvimento Habitacional e Urbano (CDHU) que realiza estudo na área para remoção das famílias para uma área não contaminada e fora do Parque da Serra do Mar. O mapa divide a área em quadras, com delimitações pouco precisas. Isso reflete o modo de ocupação da área, com aglomerados de casas não respeitando um padrão definido de disposição espacial (Figura 2.10). Todos os domicílios foram contados e cadastrados pela CDHU para evitar a entrada de novas famílias.



Figura 2.10. Detalhe da forma característica de distribuição das casas na comunidade de Água Fria, em Cubatão, SP.

C) Contagem dos Domicílios

Domicílio foi definido como a unidade residencial com uma cozinha. Se várias casas ocupassem o mesmo terreno cada cozinha definiu um domicílio. Após definição do bairro e da área a ser pesquisada, uma ou mais equipes deslocaram-se ao local para realizar a contagem de domicílios. Esse procedimento era necessário porque as informações e os mapas disponibilizados pelo IBGE discriminavam apenas os limites e o total de moradores de cada setor censitário.

A partir da confrontação do mapa à realidade, estabelecia-se um ponto de início para a contagem das quadras e seus domicílios. Inicialmente foi definido um sentido (direção) para que as ruas transversais e longitudinais fossem percorridas pelos pesquisadores. A rua definida para o início da contagem era percorrida até o final, seguida de suas paralelas e, por fim, suas transversais. Dessa forma, no correr de um ou três dias de trabalho, dependendo do tamanho do bairro, todo o mapa era preenchido com o número de domicílios de cada quadra, de ambos os lados das ruas. Embora exaustivo, o procedimento de contagem de domicílios era imprescindível para a realização do sorteio, visto não existir outra maneira tão precisa para identificar os domicílios e localizá-los após o sorteio.

As informações coletadas durante a contagem de domicílios foram transferidas a uma planilha *Excel* (Quadro 1) para esta ser exportada ao programa “Statistical Package for Social Sciences” (*SPSS*) e ser efetivado o sorteio dos domicílios a serem entrevistados.

Quadro 1. Relação de endereços e quantidade de domicílios por quadra e setor censitário

Nº Quest.	Quadra	Setor Censitário	Endereço	Domicílio de referência	Observação
495	38	335	Av. Sgto. Artur dos Santos	1	
496	38	335	Av. Sgto. Artur dos Santos	2	
497	38	335	Av. Sgto. Artur dos Santos	3	
498	38	335	Av. Sgto. Artur dos Santos	4	
499	63	335	Av. Sgto. Artur dos Santos	1	
500	40	335	R. Luiz Gonzaga Lopes	1	
501	63	335	R. Luiz Gonzaga Lopes	1	
502	63	335	R. Luiz Gonzaga Lopes	2	
503	4	323	R. Pref. Rodolpho Mikulasch	1	
504	4	323	R. Pref. Rodolpho Mikulasch	2	
505	4	323	R. Pref. Rodolpho Mikulasch	3	
506	4	323	R. Pref. Rodolpho Mikulasch	4	

D) Sorteio de Domicílios

O programa escolhido para a realização do sorteio aleatório dos domicílios foi o *SPSS 15.0 for Windows*, usando como base o arquivo *Excel* gerado a partir da contagem de domicílios.

A partir da definição do número de 820 domicílios por área, a distribuição de domicílios por bairros ou comunidades respeitou a proporcionalidade de habitantes em cada unidade de análise.

E) Confeção de Mapas

Os mapas utilizados pelos entrevistadores foram reproduzidos a partir de um guia de ruas ou foram confeccionados após visita aos locais. As áreas tiveram suas quadras numeradas (Figura 2.11) de acordo com a contagem de domicílios, procedimento que possibilitou a localização dos endereços sorteados e o deslocamento da equipe nos bairros.

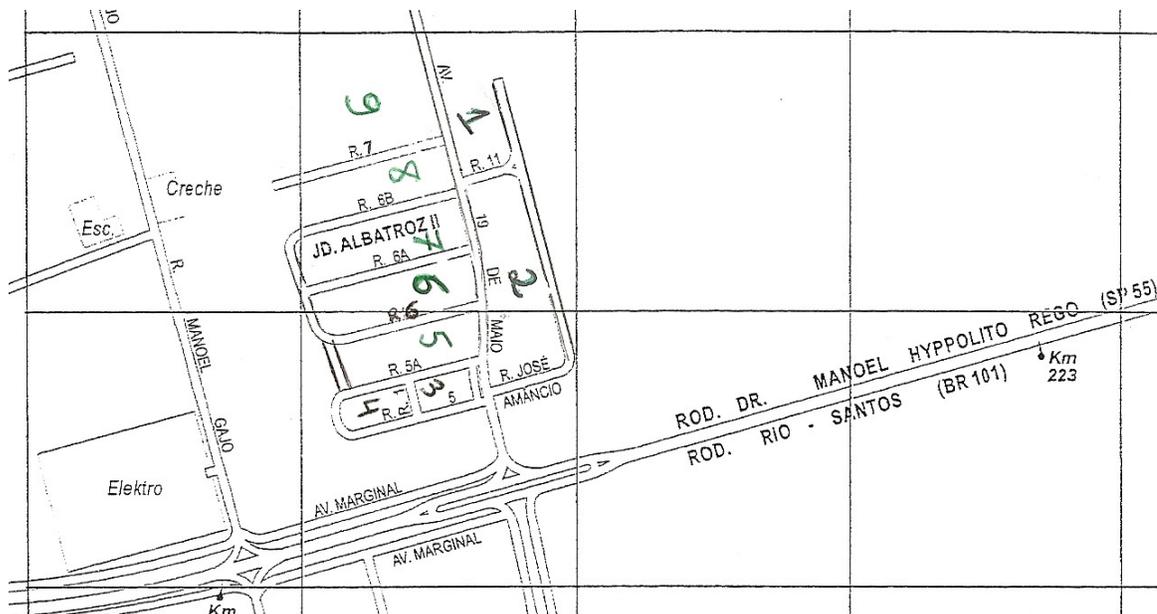


Figura 2.11. Numeração de Quadras do Jardim Albatroz II em Bertioga, SP.

O mapa com a numeração completa das quadras ficava com a organização do campo, o mapa dos entrevistadores continha apenas as quadras que deveriam ser feitas. Mesmo implicando em mais trabalho na preparação dos mapas, tendo em vista as diferentes quadras sorteadas, esse procedimento foi adotado para facilitar a visualização do que deveria ser feito, visto que existiam bairros extensos, com muitas quadras.

F) Desenvolvimento do Instrumento de Coleta

O instrumento de coleta de dados utilizado foi uma adaptação do questionário desenvolvido pelo Instituto Nacional do Câncer (INCA) para o “O Inquérito Domiciliar sobre Comportamentos de Risco e Morbidade Referida de Agravos não Transmissíveis” (INCA,

2003). Esse foi o instrumento que mostrou uma maior proximidade com o desejado pelo grupo de pesquisa para atingir os objetivos propostos na presente investigação.

Todos os tópicos incluídos no questionário foram desenvolvidos tendo como base a estrutura do questionário supracitado, tendo sempre como enfoque o domicílio como referência inicial.

O processo de construção do instrumento de coleta de dados se deu através de oficinas de trabalho que reuniram mais de 30 pesquisadores de diversas áreas da saúde das diversas universidades envolvidas, com seus participantes divididos em grupos de trabalho que analisaram o conjunto de questões de cada um dos tópicos, complementando com questões pertinentes às peculiaridades do projeto.

Os tópicos abordados foram os seguintes:

- Identificação do domicílio
 - Características do domicílio
 - Abastecimento de água
 - Coleta de lixo
 - Esgoto
 - Iluminação
- Dados dos Moradores
 - Número de moradores
 - Aspectos demográficos e sócio-econômicos
- Ingestão alimentar
- Exposição Ocupacional Atual
- Exposição Ocupacional Anterior
- Tabagismo
- Etilismo
- Qualidade de Vida
- Percepção de Saúde e Morbidade Referida
 - Distúrbios do Coração
 - Distúrbios Respiratórios
 - Derrame (AVC)
 - Doenças dos rins
 - Doenças do fígado
 - Câncer
 - Doenças do sangue
 - Depressão
 - Doenças da pele

- Pressão alta
- Deficiência Mental
- Distúrbios de aprendizagem (dificuldades na escola)
- AIDS
- Hanseníase
- Distúrbios neurológicos
- Gravidez
- Malformações Congênitas
- Outras

Em todos os itens que formulavam alguma pergunta relativa aos agravos de saúde investigados, era relacionado com o morador portador do evento mórbido. Embora a lógica da organização do questionário tenha sido a base domiciliar, foi possível avaliar a situação de saúde de cada morador.

Em relação às doenças investigadas, no caso da resposta positiva, era aberta uma chave para um maior detalhamento da doença em questão. Esses tópicos foram discutidos em cada grupo de trabalho e toda estrutura do questionário foi fechada numa reunião geral final com todos os integrantes.

Esse questionário foi testado, tendo sido escolhida uma área piloto no município de São Vicente, área continental, o Parque das Bandeiras Gleba II. Após a realização do teste foram avaliadas pelo grupo de trabalho as inconsistências e dificuldades do instrumento, corrigindo-as. Além disso, foi avaliada a exequibilidade do preenchimento em termos de tempo.

G) Capacitação dos Entrevistadores

Em razão da complexidade do questionário e do tempo de duração do trabalho de coleta de dados, o treinamento teve um caráter contínuo.

A atividade consistiu em oferecer um treinamento inicial no momento do ingresso do grupo de entrevistadores no projeto. Nesse momento os seguintes tópicos eram abordados:

- Explicação dos objetivos da pesquisa e suas fases;
- Leitura do questionário;
- Noções sobre responsabilidade e ética do entrevistador no que concerne à qualidade e confiabilidade dos dados coletados;
- Preenchimento do questionário;

- Manuseio do equipamento palm-top¹;
- Abordagem ao morador
- Termo de consentimento

Devido à dificuldade de arregimentar os entrevistadores que se enquadrassem nos critérios desejados, esse treinamento inicial foi feito em vários momentos da pesquisa para que o número necessário fosse atingido.

Durante a realização do teste do questionário, os entrevistadores também foram avaliados em campo, discutindo e analisando desde aspectos referentes à padronização de vocabulário, abordagem adequada, forma de preenchimento dos instrumentos, leitura do termo de consentimento, tempo de preenchimento. A avaliação foi feita imediatamente após a aplicação dos questionários em grupo e, em alguns casos, individualmente.

Em cada etapa uma das áreas visitadas, os entrevistadores eram acompanhados por pelo menos três responsáveis pela organização das atividades. No momento da entrega dos questionários preenchidos, era efetuada uma checagem do preenchimento e, caso necessário, realizada a correção pelos próprios entrevistadores, retornando ao domicílio se necessário. Essa forma de treinamento contínuo em campo foi escolhida como a mais adequada para que o grupo de entrevistadores adquirisse conhecimento uniforme sobre o instrumento aplicado. Após cada atividade de campo era agendada uma reunião de avaliação para discutir eventuais dificuldades observadas pelo grupo.

A estratégia de abordagem nos domicílios sorteados foi convidar a participar do estudo todos os moradores, incluindo crianças e adultos. O informante, normalmente o responsável pelo domicílio, tinha 18 anos ou mais e era capaz de dar as informações precisas e detalhadas de cada um dos moradores. Os objetivos do estudo e os procedimentos a serem realizados foram explicados detalhadamente através do texto contido no termo de consentimento livre e esclarecido (Anexo A), sendo em seguida, assinado pelo informante.

2.1.2.4. Montagem e Análise Estatística do Banco de Dados

Para a montagem do banco de dados do estudo, foi criada uma página na internet (<http://www.epiamb.pro.br>), com acesso restrito aos digitadores cadastrados, e estes foram

¹ O equipamento *palm-top* seria utilizado na coleta de dados, entretanto, em função de problemas técnicos optou-se por utilizar questionário de papel.

capacitados para se familiarizar com as particularidades do sistema. Preliminarmente, todos os questionários foram checados para minimizar possíveis erros no momento da digitação. A máscara da página de digitação era a mesma do questionário impresso, evitando o aparecimento de dúvidas quanto aos campos no momento da transferência das informações ao sistema que alimentaria o banco. Ao final da digitação de cada questionário, o mesmo era salvo e as informações automaticamente agrupadas em um banco preliminar. Ao serem encerradas todas as digitações foi gerado o banco de dados utilizado nas análises.

Para as análises dos dados foi utilizado o Statistical Package for the Social Sciences (SPSS 15.0 versão Windows) e adotado um nível de significância igual a 0,05 para todos os testes.

Foi feita uma análise descritiva de todos os participantes e das condições de moradia. As variáveis qualitativas estão apresentadas em seus valores absolutos e relativos. As variáveis quantitativas estão apresentadas em seus valores absolutos e relativos, ou em seus valores de tendência central e de dispersão.

Foram excluídos das análises os questionários que continham erros de marcação, em branco, e quando o entrevistado não sabia informar.

Para avaliar associação entre as variáveis qualitativas foi utilizado o teste de qui-quadrado e/ou teste exato de Fisher. Para se comparar duas proporções foi utilizado o teste de comparação entre duas proporções (Spiegel, 1981).

Para as variáveis quantitativas, a homogeneidade das variâncias e a aderência à curva normal foram verificadas pelos testes de Levene e Kolmogorov-Smirnov, respectivamente. Quando as variáveis apresentaram esses dois princípios satisfatórios, para testar diferenças entre grupos foram utilizados os teste t de Student ou a análise de variância (Callegari-Jacques, 2003). Quando não foi detectada distribuição normal dos dados foram utilizados testes não paramétricos.

2.1.3. Segunda Fase do Estudo – Avaliação Clínica, Determinação da Exposição Individual e Perfis de Contaminação das Áreas.

2.1.3.1. Avaliação dos Moradores

2.1.3.1.1. Desenho do Estudo

Este é um estudo transversal.

2.1.3.1.2. Seleção dos Participantes

Entre as famílias que participaram da primeira fase deste estudo foram selecionadas 25 famílias em cada uma das cinco áreas para participação na segunda fase do estudo. Foram definidos dois critérios de inclusão:

- Não apresentar entre os seus membros pessoas que tenham sido expostas a produtos químicos nas suas atividades ocupacionais no passado ou no momento da aplicação do questionário de morbilidade referida. A presença de uma pessoa exposta excluía a família da possibilidade de participar da segunda fase do estudo;
- Apresentar, entre os seus membros, casos de doenças hematológicas, de fígado, tumores, distúrbios de aprendizagem ou de comportamento.

Foram excluídas da seleção as famílias onde os portadores de hepatopatias apresentavam história de alcoolismo atual ou pregressa.

2.1.3.1.3. Preparação do Campo

A) Visitas às Comunidades

A segunda fase do estudo consistiu na realização de diferentes abordagens aos membros das famílias participantes. Foram coletadas amostras de sangue, leite materno, fezes e cabelo. Além disso, em algumas casas, foram coletadas amostras de poeira domiciliar. Os participantes foram submetidos a uma avaliação clínica que incluiu a obtenção de peso e altura, investigações de história clínica e de uso de medicamentos. Foram aplicados também dois questionários, para avaliação da qualidade de vida e avaliação cognitiva de crianças e adolescentes. Cada uma destas abordagens será descrita em

detalhes na sequência do texto. Dada a complexidade e simultaneidade das ações, uma logística mais elaborada foi necessária para a execução da segunda fase do estudo. Portanto, essa fase foi precedida pela retomada do contato com as pessoas que contribuíram na primeira fase do projeto (moradores, lideranças dos bairros, funcionários de escolas).

Além destes atores sociais, especificamente no município de São Vicente, a Secretaria Municipal de Saúde foi contatada e autorizou a utilização de suas instalações nos bairros de Humaitá e Parque das Bandeiras.

As famílias selecionadas foram contatadas e informadas sobre a realização da segunda fase. O intervalo entre as duas fases do estudo, de aproximadamente um ano, e a proposta de realização de coleta de materiais biológicos na segunda etapa suscitou diferentes sentimentos nos membros das famílias escolhidas. De qualquer modo, para todas elas foi necessário relembrar os objetivos e a importância do estudo para as comunidades.

O plano de contato com as famílias previa que em apenas um dia, três ou cinco equipes, dependendo do bairro, seriam necessárias para contatar as 25 famílias selecionadas. A realidade se demonstrou mais difícil, por várias razões: algumas famílias não estavam em casa no momento da visita, outras haviam mudado de endereço, algumas se recusavam a participar e outros apesar de concordarem em participar não poderiam por atividades de trabalho no dia e horário da realização das avaliações.

Em todos os bairros o contato teve que ser feito mais de uma vez, retardando o início dessa fase. Vale ressaltar que mesmo confirmando presença, não raras vezes, moradores deixaram de comparecer nos dias de realização dos exames. Todos os problemas levantados contribuíram para que não fosse possível atingir o número desejado de 25 famílias em cada uma das áreas, mesmo esgotando-se todos os casos elencados como opções de substituição.

A partir do momento que os moradores aceitavam participar da pesquisa, eram anotados os seus nomes completos, data de nascimento e nome das respectivas mães. Tais informações eram colocadas nas etiquetas das requisições de exames, nos tubos de sangue, nos exames de fezes, de cabelo etc.

Coletores de fezes foram entregues aos potenciais participantes junto com instruções para a coleta do material no domicílio e instruções para o jejum necessário para coleta das amostras de sangue.

B) Dinâmica das Atividades

A dinâmica da segunda fase foi estabelecida em função da coleta de sangue para a realização de hemograma e exames de bioquímica do sangue, pois, além da necessidade das pessoas estarem em jejum, o sangue tinha que ser entregue no laboratório responsável pelas análises de sangue e fezes até as 14 horas do dia da coleta. Isso exigia agilidade e organização da equipe no atendimento à população. As atividades começavam às oito horas da manhã e terminavam até as 12 horas.

Os membros da equipe foram divididos de modo que fossem cumpridas as seguintes funções: deslocamento dos moradores em virtude da distância entre os bairros e o local de realização dos exames, recepção, realização do exame clínico, recebimento de amostras de fezes, coleta de sangue e de cabelo, entrega de lanche às pessoas submetidas ao exame e aplicação dos questionários de qualidade de vida e de avaliação cognitiva.

2.1.3.1.4. Atividades do Campo

A) Exame Clínico

Após serem admitidas pela recepção, as pessoas eram encaminhadas para a realização de uma avaliação clínica que consistia dos seguintes procedimentos:

- Investigação sobre a história clínica e uso de medicamentos;
- Avaliação antropométrica de todos os participantes seguindo padronização preconizada pela Organização Mundial da Saúde (Acuña & Cruz, 2004; De Onis *et al.*, 2007; WHO, 2006). Para a obtenção do peso foi utilizada balança da marca Filizola com divisões de 100 gramas e carga máxima de 150 kg. As crianças que não conseguiam permanecer em pé sem apoio foram pesadas no colo da mãe ou no de um acompanhante. As pessoas foram orientadas a subir na balança descalças, com o mínimo de roupa possível sem que estas estivessem despidas. Para a obtenção da altura foi utilizada fita métrica fixada à parede com esquadro móvel para fixação da cabeça, com altura máxima de dois metros. Para crianças que não conseguiam permanecer em pé sem apoio foi utilizado antropômetro de madeira com esquadro móvel, divisão em centímetros e limite de um metro para utilização em maca.

B) Coletas de Materiais Biológicos

➤ *Sangue*

A equipe responsável pela coleta de sangue estava assim formada:

- Quatro enfermeiras, sendo uma delas professoras universitária e outra responsável pelo treinamento em serviço de técnicos de enfermagem na cidade do Guarujá;
- Doze alunos de técnica de enfermagem;
- Um médico pediatra, com experiência na coleta de sangue de crianças e recém-nascidos.

As amostras de sangue venoso foram obtidas após 12 horas de jejum com agulhas ou scalples 21G do sistema Vacutainer® para tubos com anticoagulante (5 ml) e tubos sem anticoagulante (dois tubos com 5 ml cada) em cada um dos participantes.

Os tubos eram identificados e um pedido de exame era preenchido para cada participante com solicitação de:

- Hemograma completo;
- Ferro sérico;
- Ferritina;
- Aspartato aminotransferase (AST);
- Alanina aminotransferase (ALT);
- Gama glutamiltransferase (GGT).

Um tubo seco e um tubo com anticoagulante de cada participante eram encaminhados para o Laboratório Central do Hospital das Clínicas da Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo (LC-HCFMUSP), no bairro de Cerqueira César, na cidade de São Paulo. O projeto foi aprovado pelo Comitê Científico do LC-HC/FMUSP onde foi protocolado sob número 563.

Um tubo seco, com 5 ml de sangue, de cada um dos participantes, foi encaminhado ao Instituto de Pesquisas Científicas (IPECI-UNISANTOS), armazenado em geladeira, para análise da concentração de chumbo e mercúrio.

➤ **Fezes**

Os participantes que conseguiam recolher uma amostra de fezes as traziam para o local onde se realizavam as atividades da segunda fase. O coletor e as instruções foram passadas aos participantes durante a visita convite realizada previamente.

As amostras eram identificadas e o pedido de exame era preenchido para encaminhamento ao LC-HC/FMUSP, junto com o sangue, ainda no mesmo dia do recebimento da amostra.

➤ **Leite Materno**

Foram coletadas amostras de leite materno das nutrises que participaram da segunda fase. Estas foram identificadas na visita domiciliar realizada para a preparação das atividades de campo. No dia da coleta, sob supervisão de enfermeira treinada e após assepsia adequada, as amostras foram coletadas e colocadas sob refrigeração. Após o término da atividade de campo estas amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Poluição Atmosférica Experimental da FMUSP para serem acondicionadas em congelador a uma temperatura em torno de -70°C. Após todas as coletas terem sido realizadas, estas amostras foram acondicionadas em geladeira de transporte com gelo seco e encaminhadas ao Laboratório de Radioisótopos do Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, na Universidade Federal do Rio de Janeiro (LR-IBCCF-UFRJ).

➤ **Cabelo**

Para as pessoas que apresentavam cabelo crescido, sem tintura ou utilização de outros produtos para alisamento ou hidratação e que estavam secos, foi colhida uma amostra de cabelo cortada rente ao couro cabeludo na região occipital do crânio. Cada amostra foi amarrada com barbante de algodão e armazenada em saco de plástico vedado. Estas amostras foram catalogadas e encaminhadas ao LR-IBCCF-UFRJ.

C) Aplicação do Questionário de Qualidade de Vida

Para a avaliação de qualidade de vida dos adolescentes com 13 anos ou mais, adultos e idosos foi utilizado o questionário de qualidade de vida da Organização Mundial de Saúde na sua forma abreviada chamado Whoqol-Bref, que é um instrumento validado e amplamente utilizado para se avaliar qualidade de vida (WHOQOL Group, 1998).

O Whoqol-Bref é composto por 26 questões. Destas, duas são questões gerais de qualidade de vida e as demais 24 representam cada uma das 24 facetas do questionário original, onde são avaliadas através de quatro questões. Na versão abreviada do questionário as facetas estão divididas em quatro domínios: físico, psicológico, relações sociais e meio ambiente. Das oito facetas do domínio meio ambiente uma se refere especificamente ao ambiente físico, relacionado à poluição, ruído, trânsito e clima. Os dados que deram origem à versão abreviada foram extraídos do teste de campo de 20 centros em 18 países diferentes (WHOQOL GROUP, 1998; Fleck *et.al.*, 2000).

Os 4 domínios e as 24 facetas estão assim distribuídos:

- **Domínio1- Físico**
 - Dor e desconforto
 - Energia e fadiga
 - Sono e repouso
 - Mobilidade
 - Atividade e vida cotidiana
 - Dependência de medicação ou de tratamentos
 - Capacidade de trabalho

- **Domínio 2- Psicológico**
 - Sentimentos positivos
 - Pensar, aprender, memória e concentração
 - Auto-estima
 - Imagem corporal e aparência
 - Sentimentos negativos
 - Espiritualidade\ religião\ crenças pessoais

- **Domínio 3- Relações Sociais**
 - Relações pessoais
 - Suporte (apoio) social
 - Atividade sexual

- **Domínio 4- Meio Ambiente**
 - Segurança física e proteção
 - Ambiente no lar
 - Recursos financeiros

- Cuidados de saúde e sociais: disponibilidade e qualidade
- Oportunidades de adquirir novas informações e habilidades
- Participação e oportunidades de recreação\ lazer
- Ambiente físico: (poluição\ruído\trânsito\clima)
- Transporte

Para as crianças e adolescentes foi utilizado um instrumento chamado *Autoquestionnaire Qualité de Vie Enfant Imagé* (AUQUEI), também validado para o português. Segundo Assumpção *et al.* (2000), o questionário AUQUEI é baseado no ponto de vista da satisfação da criança, representada a partir de 4 figuras representando diferentes emoções e que são associadas a diversos domínios da vida, através de 26 questões que exploram relações familiares, sociais, atividades, saúde, funções corporais e separação.

Trata-se de uma auto-avaliação que utiliza o suporte de imagens, que a própria criança responde. Pede-se então, à criança, que assinale, sem tempo definido, a resposta que mais corresponde ao seu sentimento frente ao domínio proposto. Inicialmente, porém, solicita-se que ela apresente uma experiência própria de vida para cada uma das opções de resposta. Isso permite que a criança compreenda a utilização da escala de faces.

Este questionário nos fornece uma nota final que é a soma das 26 questões. Cada questão recebe notas que variam de 0 a 3. Ao final somam-se os pontos e a criança com boa qualidade de vida é aquela que obtém nota maior ou igual a 48 pontos. Para as crianças que obtém nota inferior a 48 pontos assume-se uma qualidade de vida prejudicada (Assumpção *et al.*, 2000).

Para a análise destes dados foram adotados os seguintes procedimentos:

- As variáveis qualitativas referentes à origem dos participantes (áreas), sua distribuição por gênero e faixas etárias foram apresentadas em termos de seus valores absolutos e relativos;
- A análise do WHOQOL-breve levou em conta as médias e desvios padrão dos diferentes domínios nas cinco áreas analisadas. Para os domínios que apresentaram distribuição normal das suas medidas e homogeneidade das variâncias (relações sociais e meio ambiente) foi adotado o teste de análise de variância (ANOVA). Para identificar as diferenças estatisticamente significativas entre as áreas foi aplicado o teste de comparações múltiplas de Tukey. Nos domínios onde não foram observadas

a distribuição normal das medidas e a homogeneidade das variâncias (físico e psicológico) foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis;

- Para a análise dos resultados do AUQUEI foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis. Análise adicional foi feita categorizando os resultados do teste em valores abaixo do valor de corte (48 pontos) e normal (48 ou maior). Neste caso foi utilizado o teste do qui-quadrado de Pearson para avaliar associação entre área de moradia e grupo de resultado;

Para todos os testes foi adotado valor de significância estatística de 5% ($p < 0,05$).

D) Avaliação Cognitiva de Crianças e Adolescentes

A proposta original de trabalhar com jogos para a avaliação cognitiva de crianças e adolescentes teve que ser abandonada, pois o programa apresentou problemas de desenvolvimento que inviabilizavam uma análise automática dos resultados.

Deste modo, o teste escolhido para a avaliação cognitiva de crianças e adolescentes foi o Teste de Raven, que foi criado em 1938, reavaliado e validado em países da Europa, Ásia e Américas. Segundo Campos (2003), “o teste se caracteriza por ser um instrumento clássico para avaliação de aspectos importantes do potencial intelectual, e tem servido como paradigma para muitos outros testes”. Esse teste tem como característica a confiabilidade e a possibilidade de ser aplicado em um tempo determinado e coletivamente, sem prejudicar os indivíduos e os resultados.

Em cada área, crianças (de 5 a 11 anos) e adolescentes (de 12 a 17 anos) foram reunidas em uma sala, definida para este fim, em grupos com no máximo cinco participantes, e cada um recebeu um livro brochura e um gabarito para anotar as respostas de acordo com sua faixa etária.

Para as crianças, de 5 a 11 anos, o livro possui 36 matrizes coloridas, com dificuldades progressivamente distribuídas em 03 módulos de 12 matrizes. Para os adolescentes, de 12 a 17 anos, o livro possui 60 matrizes monocromáticas, com dificuldades progressivamente distribuídas em 05 módulos de 12 matrizes. O objetivo foi identificar nas figuras o elemento que estava de acordo com a lógica expressa nas figuras.

No cabeçalho da ficha de resposta, ou gabarito, foram registrados os dados pessoais como nome completo, escolaridade, data de nascimento, cidade e, no caso dos adolescentes, se trabalha ou não e se fez alguma formação profissional.

Cada participante recebeu as instruções de manuseio e junto com o aplicador fazia os 02 modelos previstos no testes. A seguir, iniciava-se o teste com um tempo pré-determinado de 20 minutos para a execução do teste, podendo ser prorrogado até 25 minutos. Os participantes não foram informados do tempo disponível para a realização do teste e foram orientados a encerrá-lo quando solicitado.

Durante a realização do teste, os participantes foram acompanhados por psicólogas que observaram e registraram suas impressões sobre como as crianças e adolescentes se relacionavam com cada problema que se apresentava nas matrizes e quanto demonstravam de atenção, dedicação e reflexão.

Os resultados foram analisados como variável contínua, através do escore obtido para cada um dos participantes e como variável categórica, de acordo com a classificação relativa a cada escore.

2.1.3.1.5. Análise da Concentração de Metais, Pesticidas Organoclorados e PCBs em Amostras Biológicas

➤ Sangue (IPECI-UNISANTOS)

O equipamento utilizado foi um espectrofotômetro de absorção atômica marca Perkin Elmer modelo A Analyst 100. Foram realizadas análises em duplicata para cada amostra.

A) Chumbo (Pb)

Após digestão da amostra (2,5 ml de sangue) com ácido nítrico e peróxido de hidrogênio, a solução resultante foi transferida para um balão volumétrico de 50 ml, onde foram adicionadas gotas de indicador vermelho de metila e a solução foi neutralizada com hidróxido de amônio (1:1).

Adicionou-se 1 mL de solução de ácido cítrico 10% e 2ml de solução de pirrolidina ditiocarbamato de amônio (APDC) a 2%. Avolumou-se com água e então foi adicionado 2 mL de metil isobutil cetona (MIKB) para a extração do chumbo.

O chumbo foi analisado no espectrofotômetro de absorção atômica com chama, em solvente orgânico (MIBK), tomando-se as soluções padrão de chumbo preparadas da mesma forma que a extração da amostra.

B) Mercúrio (Hg) Total

Após digestão da amostra (2,5 ml de sangue) com ácido nítrico a temperatura controlada, a solução resultante foi transferida para um balão volumétrico de 25 ml.

Adicionou-se 3 gotas de solução de permanganato de potássio a 5% e avolumou-se com solução de ácido nítrico a 2%.

O mercúrio foi analisado por espectrofotometria de absorção atômica em vapor frio, por redução com borohidreto de sódio a 0,5%. O equipamento gerador de hidreto acoplado ao Espectrofotômetro de Absorção Atômica, para a análise de mercúrio, foi da marca Perkin Elmer modelo MS 10.

➤ **Cabelo (IR-IBCCF-UFRJ)**

A) Mercúrio (Hg) Total

As análises de mercúrio foram realizadas no espectrofotômetro FIMS 400 *Mercury Analysis System*. A calibração do aparelho foi feita com amostra certificada de 1000 ppm, diluída para 1000 ppb e que recebeu a adição de 0,2 mL de dicromat de potássio ($K_2Cr_2O_7$) a 5% e 1 mL de ácido nítrico (HNO_3) PA a 5%. A seguir, foram preparadas diluições de 5, 10, 20, 30 e 40 ppb de mercúrio.

A técnica com redução com borohidreto de sódio exige pré-tratamento da amostra, o que previne eventuais contaminações (Azevedo, 2003). Foi utilizada a digestão ácida como pré-tratamento de rotina.

As amostras foram lavadas com EDTA a 0,01% Tritriplex Merck por 2 horas. A seguir as amostras foram lavadas com água destilada. Após secagem, foram feitas amostras em triplicata com peso de 0,05 g em cada amostra.

Foram adicionados 5 mL de solução sulfonídrica ($HNO_3:H_2SO_4$) a cada amostra por 15 minutos a 60°C. Na etapa seguinte, foram adicionados 5 mL de permanganato de potássio ($KMnO_4$) a 5%, por 10 minutos a 60°C. Após esta etapa as amostras foram retiradas do banho-maria e ficaram em repouso até o dia seguinte.

Na etapa seguinte, as amostras foram neutralizadas com 1 mL de cloridrato de hidroxilamina PA a 12% e agitadas vigorosamente. As amostras foram transferidas para tubos de plástico e o volume foi ajustado para 14 mL com água deionizada.

As análises de mercúrio no cabelo foram precedidas pela análise de uma amostra certificada a 95% em triplicata. Esta amostra é obtida através da *International Atomic Energy Agency* (IAEA) – USA.

➤ **Leite Materno (IR-IBCCF-UFRJ)**

As amostras de leite materno foram coletadas em 10 nutrises durante a realização da segunda fase do estudo e a identificação do local de residência destas mulheres estão identificadas nas figuras 2.12, 2.13, 2.14, 2.15, 2.16, 2.17 e 2.18.



Figura 2.12 Local de residência da nutriz (azul) no bairro Água Fria, Cubatão, SP.



Figura 2.13 Local de residência da nutriz (azul) no bairro Parque das Bandeiras, São Vicente, SP.



Figura 2.14 Local de residência da nutriz (azul) no bairro Jardim Rio Branco, São Vicente, SP.



Figura 2.15 Local de residência da nutriz (azul) no bairro Jardim Costa e Silva, Cubatão, SP.



Figura 2.16 Local de residência da nutriz (azul) no bairro Vila Natal, Cubatão, SP.

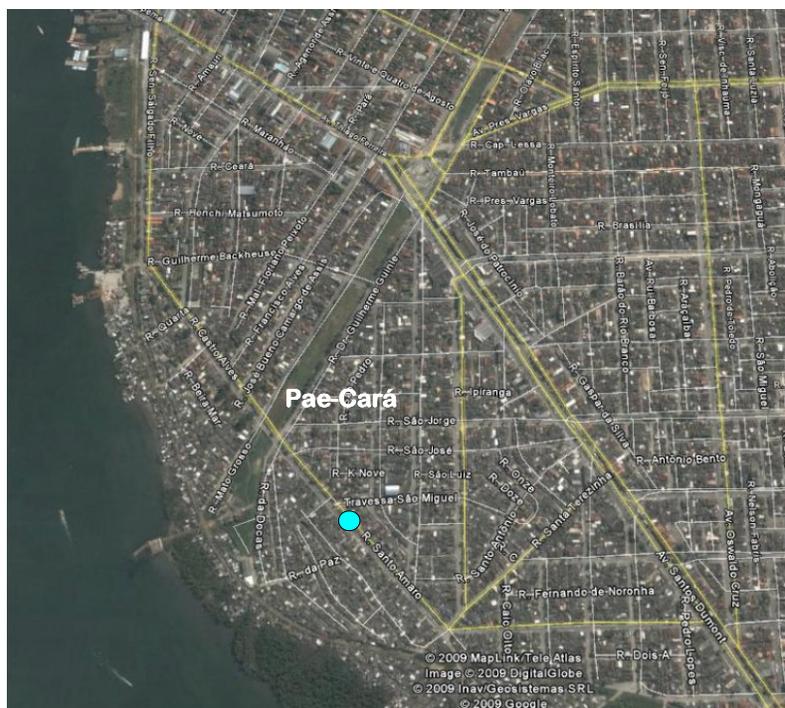


Figura 2.17 Local de residência da nutriz (azul) no bairro Pae-Cará, Guarujá, SP.

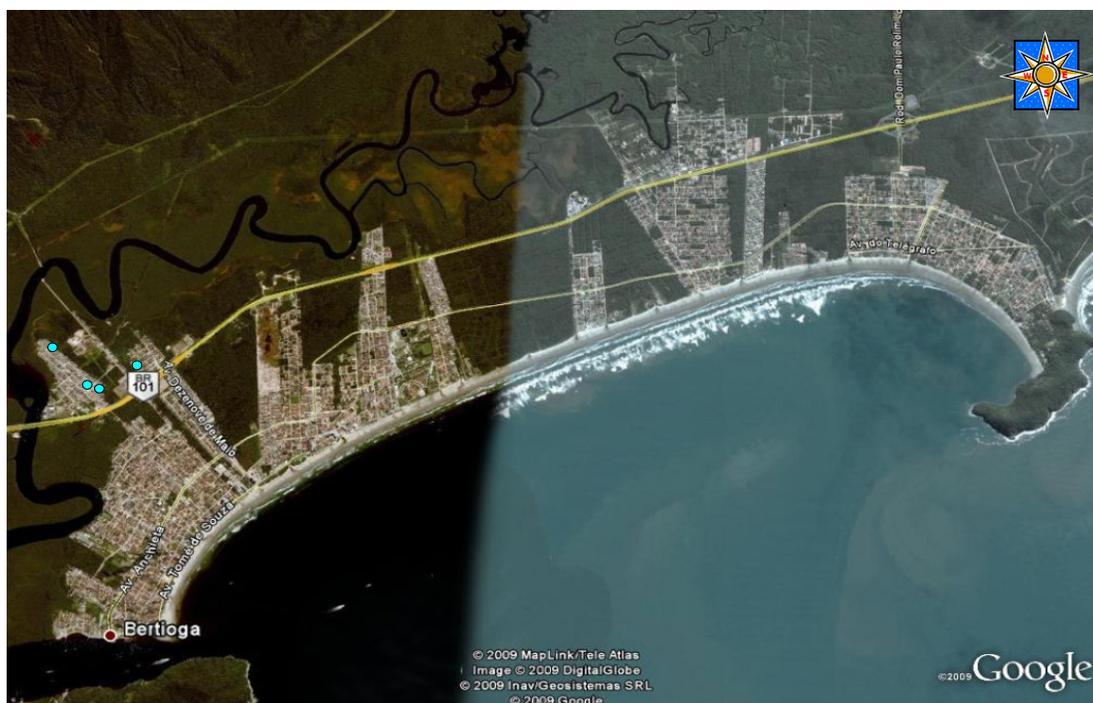


Figura 2.18 Local de residência das nutrizes (azul) nos bairros Jardim Vicente de Carvalho II e Condomínio Social, Bertioiga, SP.

As amostras foram aquecidas em banho-maria a 37°C até completa homogeneização. Uma alíquota de 1ml de amostra foi adicionada a 5mL de uma solução contendo etil-acetato:acetona:metanol (1:2:2) e submetida ao vortex para homogeneização, seguido de 20 minutos em banho ultrasônico. Em seguida, foram transferidas para tubos plásticos lavando com metanol. Foi centrifugado por 15 minutos a 2000rpm. O sobrenadante, que é a fase orgânica, foi adicionado à 10mL de água mili-Q e passado por um cartucho de fase sólida para extração C-18 pré-condicionado (Deixado em n-hexano (2:1), etil-acetato (2:1) e metanol (2:1). Em seguida foi lavado duas vezes em solução de acetronila e água (3:1) e deixado em vácuo para secagem total.

Os compostos organoclorados foram eluídos em 1mL de n-hexano, que foram submetidos anteriormente à fase de clean up utilizando-se Fluorisil em cartucho pré-condicionado (25mL metileno, 10mL etil-acetato, 10mL éter e 10mL hexano) e 10mL de solução 15% éter-acetona.

Após eluição dos extratos, o cartucho de Fluorisil foi lavado com 10mL de n-hexano e 5mL de solução 15% éter-acetona. As amostras foram transferidas em vials e o padrão interno foi adicionado. A amostra foi reduzida a 1mL, em fluxo de nitrogênio e armazenada em geladeira a 4°C até a sua análise em cromatógrafo a gás. (Azeredo *et al.*, 2008).

Tabela 2.1: Padrões de compostos organoclorados utilizados na análise do leite materno.

Padrões	Compostos Organoclorados	
AE-00010	2,4,4'-Triclorobifenil	Dieldrin
	2,2',5,5'-Tetraclorobifenil	α -Endosulfan
	2,2',4,5,5'-Pentaclorobifenil	β -Endosulfan
	2,2',3,4,4',5'-Hexaclorobifenil	Endrin
	2,2',4,4',5,5'-Hexaclorobifenil	α -HCH
	2,2',3,4,4',5,5'-Heptaclorobifenil	β -HCH
	Aldrin	γ -HCH
	cis-Clordano	δ -HCH
	trans-Clordano	Heptacloro
	oxy-Clordano	cis-Heptacloro Epoxi
	o,p'-DDD	trans-Heptacloro Epoxi
	p,p'-DDD	Hexaclorobenzeno
	o,p'-DDE	Isodrin
	p,p'-DDE	Metoxicloro
	o,p'-DDT	Mirex
	p,p'-DDT	
C-WNN	(8) 2,4'-Diclorobifenil	(128) 2,2',3,3',4,4'-Hexaclorobifenil
	(18) 2,2',5-Triclorobifenil	(138) 2,2',3,4,4',5'-Hexaclorobifenil
	(28) 2,4,4'-Triclorobifenil	(153) 2,2',4,4',5,5'-Hexaclorobifenil
	(44) 2,2',3,5'-Tetraclorobifenil	(156) 2,3,3',4,4',5'-Hexaclorobifenil
	(52) 2,2',5,5'-Tetraclorobifenil	(157) 2,3,3',4,4',5'-Hexaclorobifenil
	(66) 2,3',4,4'-Tetraclorobifenil	(167) 2,3',4,4',5,5'-Hexaclorobifenil
	(77) 3,3',4,4'-Tetraclorobifenil	(169) 3,3',4,4',5,5'-Hexaclorobifenil
	(81) 3,4,4',5-Tetraclorobifenil	(170) 2,2',3,3',4,4',5-Heptaclorobifenil
	(101) 2,2',4,5,5'-Pentaclorobifenil	(180) 2,2',3,4,4',5,5'-Heptaclorobifenil
	(105) 2,3,3',4,4'-Pentaclorobifenil	(187) 2,2',3,4',5,5',6-Heptaclorobifenil
	(114) 2,3,4,4',5-Pentaclorobifenil	(189) 2,3,3',4,4',5,5'-Heptaclorobifenil
	(118) 2,3',4,4',5-Pentaclorobifenil	(195) 2,2',3,3',4,4',5,6-Octaclorobifenil
	(123) 2',3,4,4',5-Pentaclorobifenil	(206) 2,2',3,3',4,4',5,5',6-Nonaclorobifenil
	(126) 3,3',4,4',5-Pentaclorobifenil	(209) Decaclorobifenil
C-WCFS	(31) 2,4',5-Triclorobifenil	(141) 2,2',3,4,5,5'-Hexaclorobifenil
	(33) 2',3,4-Triclorobifenil	(149) 2,2',3,4',5',6-Hexaclorobifenil
	(49) 2,2',4,5'-Tetraclorobifenil	(151) 2,2',3,5,5',6-Hexaclorobifenil
	(56) 2,3,3',4'-Tetraclorobifenil	(156) 2,3,3',4,4',5-Hexaclorobifenil
	(60) 2,3,4,4'-Tetraclorobifenil	(158) 2,3,3',4,4',6-Hexaclorobifenil
	(70) 2,3',4',5-Tetraclorobifenil	(174) 2,2',3,3',4,5,6'-Heptaclorobifenil
	(87) 2,2',3,4,5'-Pentaclorobifenil	(177) 2,2',3,3',4',5,6-Heptaclorobifenil
	(95) 2,2',3,5',6-Pentaclorobifenil	(194) 2,2',3,3',4,4',5,5'-Octaclorobifenil
	(97) 2,2',3',4,5-Pentaclorobifenil	(201) 2,2',3,3',4,5,5',6'-Octaclorobifenil
	(99) 2,2',4,4',5-Pentaclorobifenil	(203) 2,2',3,4,4',5,5',6-Octaclorobifenil
	(110) 2,3,3',4',6-Pentaclorobifenil	(183) 2,2',3,4,4',5',6-Heptaclorobifenil
	(132) 2,2',3,3',4,6'-Hexaclorobifenil	(74) 2,4,4',5-Tetraclorobifenil

2.1.3.2. Avaliação das Matrizes Ambientais

Dentro das comunidades avaliadas foram definidos pontos de coleta de poeira domiciliar e ovos de galinhas para análise de metais, pesticidas organoclorados e PCBs.



Figura 2.19 Pontos de coleta de amostras de poeira (vermelho) e ovos (amarelo) no bairro Água Fria, Cubatão, SP.

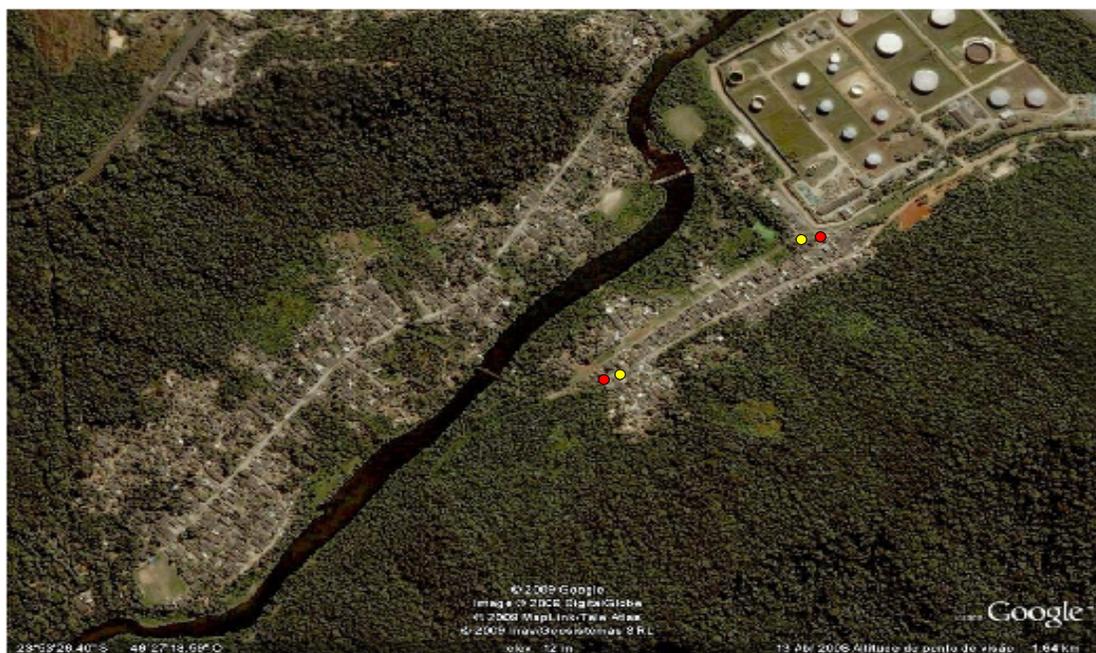


Figura 2.20 Pontos de coleta de amostras de poeira (vermelho) e ovos (amarelo) no bairro de Pilões, Cubatão, SP.



Figura 2.21 Pontos de coleta de amostras de poeira (vermelho) e ovos (amarelo) no bairro Parque das Bandeiras, São Vicente, SP.



Figura 2.22 Pontos de coleta de amostras de poeira (vermelho) e ovos (amarelo) nos bairros Rio Branco e Quarentenário, São Vicente, SP.



Figura 2.23 Pontos de coleta de amostras de poeira (vermelho) e ovos (amarelo) nos bairros Humaitá e Parque Continental, São Vicente, SP.



Figura 2.24 Pontos de coleta de amostras de poeira (vermelho) e ovos (amarelo) nos bairros Vila Natal e Costa Muniz, Cubatão, SP.



Figura 2.25 Pontos de coleta de amostras de poeira (vermelho) no bairro Jardim Nova República, Cubatão, SP.



Figura 2.26 Pontos de coleta de amostras de poeira (vermelho) e ovos (amarelo) no bairro Costa e Silva (Centro), Cubatão, SP.



Figura 2.27 Pontos de coleta de amostras de poeira (vermelho) e ovos (amarelo) no bairro Pae-Cará, Guarujá, SP.

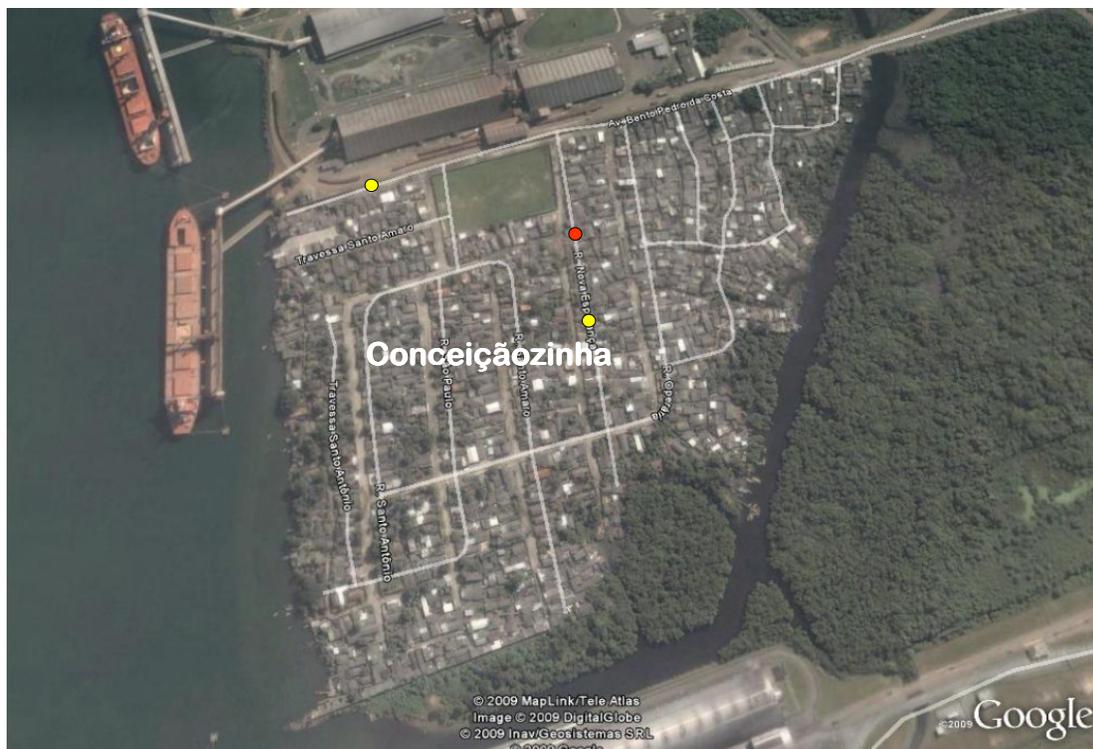


Figura 2.28 Pontos de coleta de amostras de poeira (vermelho) e ovos (amarelo) no bairro Conceiçãozinha, Guarujá, SP.

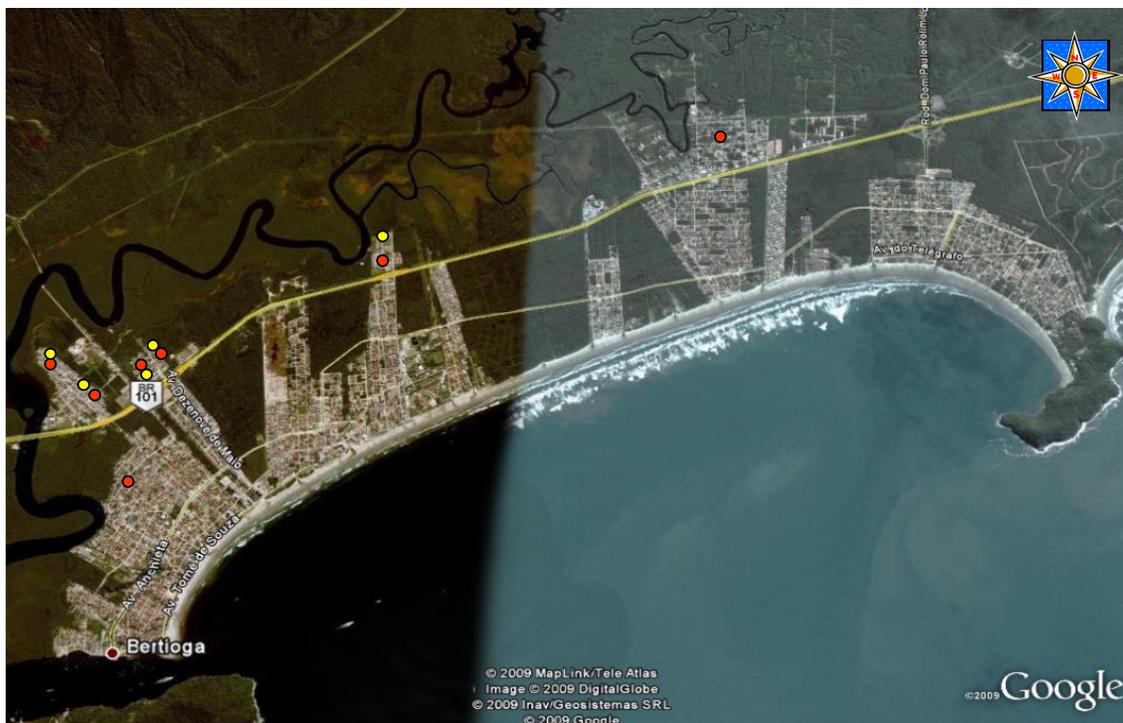


Figura 2.29 Pontos de coleta de amostras de poeira (vermelho) e ovos (amarelo) em bairros de Bertioga, SP.

2.1.3.2.1. Avaliação da Concentração de Metais em Poeira Domiciliar (*IR-ÍBCCF-UFRJ*)

Foram coletadas amostras de poeira domiciliar nas cinco áreas estudadas.

A) Mercúrio (Hg) Total

O equipamento utilizado na análise da poeira foi o mesmo utilizado para o cabelo. Para o processo de digestão ácida da poeira foram feitas amostras em triplicata com 1g da poeira e adicionados 2 mL de água destilada em cada tubo. Incorporou-se às amostras 5 mL de água-régia (3 HCl:1HNO₃) e estas foram colocadas em banho-maria por 5 minutos a 60°C. Após resfriamento, foram adicionados 5 mL de água destilada e 10 mL de KmNO₄ a 5% e as amostras retornaram ao banho-maria a 60°C por 15 minutos. Após este período as amostras permaneceram em repouso até o dia seguinte.

A etapa seguinte foi a neutralização das amostras com cloridrato hidroxilamina PA a 12% e a agitação vigorosa das mesmas. As amostras foram filtradas em papel Whatman e transferidas para tubos de plástico com volume ajustado para 10 mL com água deionizada.

As análises de mercúrio na poeira foram precedidas pela análise de uma amostra certificada 95% em triplicata. Esta amostra foi obtida através da International Atomic Energy Agency (IAEA) – USA.

B) Chumbo (Pb), Cádmio (Cd), Níquel (Ni), Cromo (Cr) e Arsênio (Ar)

As análises destes metais foram conduzidas pelo espectômetro de absorção atômica Varian AA 1475.

Para estimar o conteúdo total dos metais pesados na poeira, empregou-se a metodologia aplicada em estudos com sedimentos. Neste procedimento, utilizou-se uma massa de amostra de 1g aproximadamente, em triplicata, e uma combinação de ácidos fortes PA. (5 mL de HNO₃ para 4 mL de HF) em sistema fechado (“bombas” de teflon), à uma temperatura de 120°C, por 12hs (Fizman *et al.*, 1984).

Depois de transcorrido esse período, as amostras foram transferidas para cadinhos de teflon em banho de areia a quente, rinsando as paredes das “bombas” de teflon com 5 mL de HNO₃ PA a 65%. Abaixo do ponto de fervura, levaram-se as amostras a total evaporação. O momento de maior temperatura é o de maior eficiência da digestão do ácido, porém, não se deve ultrapassar o ponto de total evaporação, pois pode haver perda de elementos por volatilização.

Adicionou-se, então, 5 mL de HCL PA a 37%, levando-se a amostra mais uma vez a ponto de secura e, finalmente, solubilizando o extrato com HCl a 0,1 M. As amostras foram transferidas para tubos de plástico com volume ajustado para 20 mL com água deionizada. As amostras foram armazenadas em frascos de plástico em geladeira até o momento da análise no espectrofotômetro.

2.1.3.2.2 Avaliação da Concentração de Pesticidas Organoclorados e PCBs em Ovos de Galinhas

2.1.3.2.2.1 Preparação das Amostras

A metodologia utilizada para a preparação das amostras foi baseada em Cipro (2007) com algumas adaptações feitas ao longo do processo para corrigir dificuldades.

Os reagentes e substâncias químicas utilizadas foram:

- Extran neutro
- Acetona P.A.R.

- N-hexano P.A.R.
- Sulfato de sódio P.A.R.
- Diclorometano P.A.R.
- Isooctano P.A.R.
- Florisil de 60 a 100 mesh (silicato de magnésio)

As amostras foram preparadas e analisadas utilizando apenas material de vidro ou metal para evitar uma possível contaminação por compostos químicos liberados por materiais plásticos. Todo material utilizado na preparação e análise das amostras foi lavado com detergente de uso doméstico e permaneceu em banho de imersão, preparado com água destilada e Extran neutro a 5%, por 12 horas. Após o banho o material foi enxaguado com água destilada e deionizada, e seco a temperatura ambiente. Para garantir a remoção de qualquer resíduo de água todo material foi enxaguado 3 vezes com acetona. Em seguida, para retirar os resíduos de acetona o material foi enxaguado 3 vezes com n-hexano.

O ovo foi descongelado em copo de vidro à temperatura ambiente. Dado o seu alto teor de lipídios, somente a gema foi analisada. A gema foi homogeneizada com um bastão de vidro para garantir que uma proporção igual de seus componentes e poluentes fossem utilizadas.

Para extração foi utilizado um grama da gema e 12 g de sulfato de sódio, descontaminado e ativado em forno mufla a 450°C por 12 horas. A essa mistura foi adicionado 40 mL de n-hexano:diclorometano (1:1), e tudo foi misturado com Ultra Turrax IKA T18 Basic na velocidade 3 por 3 minutos. O sobrenadante foi vertido em um balão. Esse processo foi repetido mais duas vezes, sendo os sobrenadantes coletados no mesmo balão.

Após a extração, a amostra foi reduzida a 1 mL em um evaporador rotatório. Para evitar que toda a amostra fosse evaporada foi acrescentado 1 mL de iso-octano. Esse extrato foi retirado do balão e colocado em tubo graduado. O balão foi enxaguado 3 vezes com 2 mL de n-hexano. O extrato foi igualado a 8 mL e uma alíquota de 1 mL foi retirada para a quantificação de lipídeos da gema.

Para retirar a gordura, a amostra foi purificada em coluna cromatográfica de vidro aberta contendo 8 g de Florisil e 2 g de sulfato de sódio anidro, previamente descontaminados e ativados em mufla a 450° C por 12 horas. Esta coluna foi eluída com 75 mL de n-hexano:diclorometano (1:1).

Após a purificação, 1 mL de iso-octano foi acrescentado para evitar que toda a amostra fosse evaporada no evaporador rotatório, onde as amostras foram reduzidas a 1 mL. Cada amostra foi então fracionada em cartuchos prontos contendo 0,5 g de Florisil. Os

cartuchos foram previamente ativados com 5 mL de n-hexano. A primeira fração (F1) foi eluída com 11,5 mL de n-hexano. A segunda fração (F2) foi eluída com 15 mL de uma solução de n-hexano:diclorometano (1:1). O fracionamento da amostra separa os compostos organoclorados em duas soluções distintas que quando são injetadas no cromatógrafo produzem cromatogramas menos congestionados, sem a sobreposição de picos, que dificultam a identificação e quantificação das substâncias.

As amostras foram então reduzidas a 0,5 mL com corrente de nitrogênio e transferida para um vial. O tubo graduado foi enxaguado uma única vez com 1 mL de n-hexano. As amostras foram reduzidas dentro do vial a 0,5 mL, adicionadas de 0,5 mL de OCN (padrão interno) e injetadas em cromatógrafo a gás.

Para cada grupo de três amostras foi feito um branco analítico. Para o branco foram utilizados os mesmos materiais e solventes utilizados na preparação das demais amostras.

2.1.3.2.2 Cálculo do Teor de Lipídeos

Para obter o teor de lipídeos 1 mL da amostra, contendo os solventes e a gordura extraída, foi colocado dentro de um pequeno frasco de vidro previamente pesado. Este frasco foi então colocado dentro de um dessecador para a evaporação dos solventes. Após a total evaporação o frasco foi novamente pesado. O teor de lipídeos então foi calculado para toda a gema (Azevedo e Silva, 2004).

2.1.3.2.3 Condições Cromatográficas

Todas as análises foram realizadas em um cromatógrafo a gás com detector de captura de elétrons (CG-DCE) da marca Shimadzu, modelo CG 2010, com fonte radioativa de ^{63}Ni . Foi utilizada uma coluna capilar Elite-5 da Perkin Elmer com 60 m de comprimento; 0,25 mm de diâmetro interno e 0,25 μm de espessura de filme.

As injeções de 1 μL foram feitas com o injetor operando sem divisão de fluxo (splitless) por 60 segundos, com a temperatura a 270°C. O gás de arraste utilizado foi hidrogênio ultra puro (99,999%), com o fluxo da purga do septo de 2 mL/min e a vazão do divisor de fluxo (split) de 10 mL/min. A temperatura do detector foi de 310°C e o gás auxiliar (make-up) utilizado foi nitrogênio ultra puro (99,999%) com o fluxo de 45 mL/min. A programação da rampa utilizada foi: início a 80°C, onde permaneceu por 1 minuto. Em seguida, a temperatura aumentou 5°C/min até 205°C, onde se manteve por 15 minutos. Após este período, a temperatura novamente começou a subir até 290°C, a uma taxa de 25°C/min e foi mantida por 10 minutos. O tempo total da programação foi de 75 minutos.

2.1.3.2.2.4 Padrões

Para criar a curva de calibração do CG-DCE foram utilizados os padrões AE-00010; C-WNN e C-WCFS, todos produzidos pela AccuStandard Inc. relacionados na tabela 2.2

Tabela 2.2: Padrões de compostos organoclorados utilizados na análise dos ovos de galinhas.

Padrões	Compostos Organoclorados	
AE-00010	2,4,4'-Triclorobifenil	Dieldrin
	2,2',5,5'-Tetraclorobifenil	α -Endosulfan
	2,2',4,5,5'-Pentaclorobifenil	β -Endosulfan
	2,2',3,4,4',5'-Hexaclorobifenil	Endrin
	2,2',4,4',5,5'-Hexaclorobifenil	α -HCH
	2,2',3,4,4',5,5'-Heptaclorobifenil	β -HCH
	Aldrin	γ -HCH
	cis-Clordano	δ -HCH
	trans-Clordano	Heptacloro
	oxy-Clordano	cis-Heptacloro Epoxi
	o,p'-DDD	trans-Heptacloro Epoxi
	p,p'-DDD	Hexaclorobenzeno
	o,p'-DDE	Isodrin
	p,p'-DDE	Metoxicloro
	o,p'-DDT	Mirex
	p,p'-DDT	
	C-WNN	(8) 2,4'-Diclorobifenil
(18) 2,2',5-Triclorobifenil		(138) 2,2',3,4,4',5'-Hexaclorobifenil
(28) 2,4,4'-Triclorobifenil		(153) 2,2',4,4',5,5'-Hexaclorobifenil
(44) 2,2',3,5'-Tetraclorobifenil		(156) 2,3,3',4,4',5'-Hexaclorobifenil
(52) 2,2',5,5'-Tetraclorobifenil		(157) 2,3,3',4,4',5'-Hexaclorobifenil
(66) 2,3',4,4'-Tetraclorobifenil		(167) 2,3',4,4',5,5'-Hexaclorobifenil
(77) 3,3',4,4'-Tetraclorobifenil		(169) 3,3',4,4',5,5'-Hexaclorobifenil
(81) 3,4,4',5-Tetraclorobifenil		(170) 2,2',3,3',4,4',5-Heptaclorobifenil
(101) 2,2',4,5,5'-Pentaclorobifenil		(180) 2,2',3,4,4',5,5'-Heptaclorobifenil
(105) 2,3,3',4,4'-Pentaclorobifenil		(187) 2,2',3,4',5,5',6-Heptaclorobifenil
(114) 2,3,4,4',5-Pentaclorobifenil		(189) 2,3,3',4,4',5,5'-Heptaclorobifenil
(118) 2,3',4,4',5-Pentaclorobifenil		(195) 2,2',3,3',4,4',5,6-Octaclorobifenil
(123) 2',3,4,4',5-Pentaclorobifenil		(206) 2,2',3,3',4,4',5,5',6-Nonaclorobifenil
(126) 3,3',4,4',5-Pentaclorobifenil	(209) Decaclorobifenil	
C-WCFS	(31) 2,4',5-Triclorobifenil	(141) 2,2',3,4,5,5'-Hexaclorobifenil
	(33) 2',3,4-Triclorobifenil	(149) 2,2',3,4',5',6-Hexaclorobifenil
	(49) 2,2',4,5'-Tetraclorobifenil	(151) 2,2',3,5,5',6-Hexaclorobifenil
	(56) 2,3,3',4'-Tetraclorobifenil	(156) 2,3,3',4,4',5-Hexaclorobifenil
	(60) 2,3,4,4'-Tetraclorobifenil	(158) 2,3,3',4,4',6-Hexaclorobifenil
	(70) 2,3',4',5-Tetraclorobifenil	(174) 2,2',3,3',4,4',5,6-Heptaclorobifenil
	(87) 2,2',3,4,5'-Pentaclorobifenil	(177) 2,2',3,3',4',5,6-Heptaclorobifenil
	(95) 2,2',3,5',6-Pentaclorobifenil	(194) 2,2',3,3',4,4',5,5'-Octaclorobifenil
	(97) 2,2',3',4,5-Pentaclorobifenil	(201) 2,2',3,3',4,4',5,5',6-Octaclorobifenil
	(99) 2,2',4,4',5-Pentaclorobifenil	(203) 2,2',3,4,4',5,5',6-Octaclorobifenil
	(110) 2,3,3',4',6-Pentaclorobifenil	(183) 2,2',3,4,4',5',6-Heptaclorobifenil
	(132) 2,2',3,3',4,6'-Hexaclorobifenil	(74) 2,4,4',5-Tetraclorobifenil

2.1.3.2.3 **Medidas dos teores de Urânio (U) em amostras de sedimentos e solos da região estuarina de Santos e São Vicente,SP**

Para determinação da concentração de urânio nas amostras de sedimentos e solos foi empregada a técnica de registro de traços de fissão nuclear (SSNTD), em um plástico policarbonato comercialmente conhecido como PCLIGHT (1mm de espessura) produzido pela indústria Policarbonatos do Brasil S/A.

O interesse na utilização da técnica SSNTD tem aumentado muito nos últimos anos, em virtude das seguintes características apresentadas por estes detectores: estabilidade dos traços (ou furos) de fissão produzidos no filme plástico sob condições ambientais extremas (temperatura e umidade); alta sensibilidade na detecção de urânio (partes por bilhão - ppb); facilidades de manuseio; simplicidade das técnicas de contagem dos traços; e baixo custo operacional (Yamazaki & Geraldo, 2003).

O método utilizado neste trabalho é conhecido como método a seco (dry method). Ele permite a determinação de teores de urânio na região de ppb (10^{-6} gU/L), desde que se tenha disponível um reator nuclear de pesquisa com fluxo de nêutrons térmicos apropriado (da ordem de 10^{13} n/cm².s).

Todos os locais de amostragem localizaram-se na região estuarina de Santos e São Vicente, conforme pode ser visto na Figura 2.30. As amostras foram coletadas com auxílio de uma draga ou colher de aço inox, a uma profundidade entre 0 e 10 cm, no período de 2007 a 2008. Estas amostras foram armazenadas em frascos plásticos previamente lavados com uma solução de HNO₃ (2%) para eliminar possíveis contaminações e encaminhadas ao laboratório do IPECI-UNISANTOS para serem processadas.

detergente de Cyastat atua como um neutralizador eletrostático possibilitando assim a obtenção de depósitos mais uniformemente distribuídos. Cada depósito foi revestido por uma película extremamente fina (em torno de $20 \mu\text{g}/\text{cm}^2$) de colódio para proteção da amostra contra a umidade e possíveis contaminantes (Yamazaki & Geraldo, 2003). O procedimento utilizado para a confecção da película de colódio foi o seguinte: Em uma cuba plástica de fundo preto (30cm x 25cm x 5cm), adicionou-se 1 litro de água deionizada e com o auxílio de uma pipeta acrescentou-se 1mL da solução colódio (acetato de isoamila P.A. mais colódio elástico, na proporção de 1:1). Após a formação da película sobre a superfície da água, foram depositados sobre a mesma, anéis de alumínio (diâmetro interno de 1,6cm e externo de 2,7cm) devidamente espaçados. A película fixou-se nos anéis e utilizando-se uma haste com resistor elétrico (60W), foi feita a separação de cada conjunto anel-película do restante de material polimerizado. Os anéis com as respectivas películas foram retirados da cuba e colocados para secagem em uma estufa à temperatura de 50°C . Para a transferência da película de colódio sobre o depósito da amostra, posicionou-se o anel de alumínio sobre o detector plástico, dentro de uma placa de Petri cuja tampa continha um papel filtro umedecido com acetona P.A. O vapor da acetona desprende a película do anel, fixando-a na superfície do detector. Para cada amostra, foram preparados 5 depósitos para análise.

De forma similar ao preparo das amostras em estudo foi confeccionada uma amostra padrão de solo com teor de urânio conhecido, para monitoração do fluxo de nêutrons durante as irradiações.

Todos os filmes contendo os depósitos das amostras de sedimentos, dos solos e da amostra padrão foram empilhados e alojados dentro de frascos de alumínio cilíndricos (22 mm por 70 mm altura), usualmente empregados para irradiações junto ao núcleo do reator nuclear IEA-R1 do IPEN-CNEN/SP (Yamazaki & Geraldo, 2003). Na montagem do conjunto de filmes dentro deste frasco colocou-se um dos conjuntos (5 depósitos) referente ao padrão de urânio na parte superior e o outro (5 depósitos) na parte inferior, de forma a permitir um melhor monitoramento da variação do fluxo de nêutrons durante a irradiação das amostras.

O frasco de alumínio (conhecido como coelho), após ser selado por meio da soldagem de uma tampa na extremidade aberta, foi posicionado na prateleira 3, posição EIRA – 24B, para irradiação no reator, local onde o fluxo de nêutrons térmicos é da ordem de $1,2 \times 10^{13} \text{ n}/\text{cm}^2 \cdot \text{s}$.

Durante a irradiação ocorre predominantemente à reação de fissão térmica do isótopo ^{235}U (0,72% de porcentagem isotópica) e cada um destes eventos fica registrado no

filme detector na forma de traço ou furo produzido por um dos fragmentos de fissão. O outro fragmento de fissão é emitido em direção oposta e, portanto, não fica registrado no filme detector.

Após as irradiações, as lâminas do detector plástico PCLIGHT passaram por um processo de revelação química, utilizando-se uma solução NaOH (6N) à 60°C, por um período de 60 minutos, para ampliação dos traços ou furos, de forma a possibilitar a visualização dos mesmos em um microscópio óptico comum. Estas condições de revelação química, determinadas experimentalmente, foram aquelas em que os detectores plásticos apresentaram as melhores características para visualização dos traços de fissão. Logo após o término da revelação química, as lâminas foram imersas em uma solução de ácido nítrico 2%, para neutralizar a ação da base (NaOH) e em seguida fez-se a lavagem das mesmas com água deionizada.

Para a contagem dos traços ou furos nos detectores plásticos, foi utilizado um sistema que consiste de um microscópio óptico comum acoplado a uma câmara de vídeo e um microcomputador do tipo PC. Foram realizadas as contagens de no mínimo 4 filmes para cada amostra e o resultado final foi calculado por meio da média dos valores obtidos.

Tabela 2.3 Valores obtidos para a precisão (reprodutibilidade) e exatidão do método utilizado neste trabalho

Amostras	Resultado Experimental (ppm)	Valor Certificado (ppm)	Precisão	Exatidão
IAEA-SOIL 375	2,14 ± 0,38	1,86 ± 0,19	18%	15%
IAEA-SEDIMENT 314	49 ± 11	56,8 ± 3,9	22%	14%

2.1.3.2.4 Medidas dos níveis de Radônio (^{222}Rn) em águas e em diferentes tipos de ambientes internos na região da Baixada Santista, SP

O procedimento de coleta das águas consistiu em utilizar um frasco de vidro âmbar (1L), previamente lavado com solução de HNO_3 (2%), adaptado com uma tampa de rolha de borracha na qual foi fixada uma corda de aproximadamente 100 cm de comprimento. Esta corda permitiu que se fizesse a retirada das águas 50 cm abaixo da superfície, garantindo assim uma melhor homogeneidade para as amostras. No caso das fontes de águas naturais e águas de torneiras, as amostras foram coletadas diretamente das saídas dos respectivos

canos de escoamento. Os recipientes de vidro foram sempre completamente preenchidos com as amostras de água e imediatamente vedados após a coleta com tampa rosqueada e fita adesiva. No laboratório, descartou-se parte (em torno de 100 mL) do volume de cada amostra de água por meio de sucção e o frasco, com uma nova tampa perfurada (diâmetro em torno de 3 cm), foi imediatamente acoplado ao dispositivo de detecção, conforme é ilustrado na figura 2.31.

A técnica de medida consistiu em expor pedaços (2 cm x 3 cm) de filmes plásticos de policarbonato do tipo Makrofol E - (200µm de espessura) dentro de um dispositivo apropriado, às partículas alfas, provenientes do decaimento radioativo do radônio emanado da amostra de água. As partículas alfa ao incidirem sobre o filme detector provocam danos permanentes e ficam registradas na forma de traços ou furos. Considerando a meia vida de 3,82 dias para o ^{222}Rn , empregou-se neste trabalho um intervalo de tempo de exposição em torno de 30 dias uma vez que neste período, o percentual de decaimento para todos os núcleos de ^{222}Rn contidos na amostra é maior que 99,5%. Conforme pode ser visto na figura 2.31, a geometria adotada foi a de dois copos acoplados, sendo um deles o dispositivo de detecção, recipiente plástico de polietileno, volume aproximado de 300mL, com o filme Makrofol E fixado em sua base interna e o outro, um frasco de vidro tipo âmbar, volume em torno de 1 L, contendo a amostra de água em estudo. O dispositivo de detecção é conhecido como geometria de copo fechado (cup method) Nikolaev & Ilić (1999) e foi empregado em todas as medidas deste trabalho.

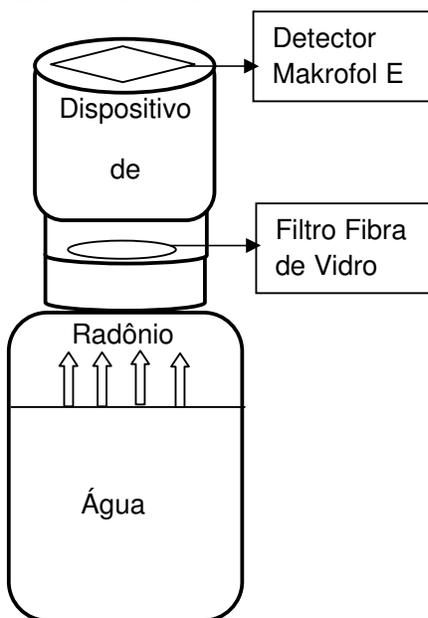


Figura 2.31 Esquema do arranjo experimental utilizado para monitoração passiva e integrada de radônio em amostras de águas

No recipiente da amostra de água foi deixado um espaço vazio, com volume conhecido em torno de 100 mL, para facilitar a concentração e difusão do gás radônio. A tampa do dispositivo de detecção contém um furo circular (diâmetro aproximado de 3 cm) recoberto, pela parte interna, por um filtro fibra de vidro (Ahlstrom-grade 121). A função deste filtro é minimizar a evaporação da água com conseqüente deposição sobre o filme plástico e evitar que uma possível ocorrência de torônio (^{220}Rn) na amostra de água alcance este detector. O torônio é produzido na cadeia de decaimento do tório e por ter uma meia vida relativamente curta ($T_{1/2} = 55,6$ s), praticamente todos os núcleos decaem durante o processo de difusão pelo filtro. Para manter a estanqueidade do sistema, foi utilizada uma massa plástica de vedação na junção entre os dois recipientes.

Para a monitoração passiva e integrada do gás radioativo radônio nos ambientes internos, foi empregado também a técnica do registro de traços de partículas alfa em folhas plásticas de Makrofol E (200 μm de espessura) na geometria de copo fechado (cup method). Em resumo, um pedaço deste plástico, com área aproximada de 9 cm^2 , foi fixado no fundo de um frasco de polietileno ($292,3 \pm 0,7$ mL), contendo em sua tampa uma perfuração coberta por filtro de papel (Whatman cat. n^o. 1001042) para captação do gás radônio a ser monitorado, conforme é esquematizado na figura 2.32. O ^{222}Rn , dentro deste dispositivo de detecção, decai por emissão de partícula alfa, com uma meia vida em torno de $T_{1/2} = 3,82$ dias e esta partícula, ao incidir sobre a folha de Makrofol E, fica registrada na forma de um traço ou furo. Vários destes dispositivos detectores foram expostos ao radônio, dentro dos locais estudados, por um período de tempo em torno de 90 dias, geralmente, em épocas diferentes do ano. Neste estudo foram avaliados 10 túneis da Rodovia dos Imigrantes, 2 túneis reservatórios da SABESP nos municípios de Santos e São Vicente, 1 galpão de armazenamento de fertilizantes da Fertimix em Santos, 1 Shopping Center (Praia Mar) em Santos, 3 lojas do município de Santos que comercializam produtos de cerâmica, e várias residências dos municípios de Guarujá, Santos, São Vicente, Praia Grande, Itanhaém e Peruíbe, localizadas à uma distância maior que 200m da praia. Os dispositivos detectores foram posicionados, com o auxílio de presilhas, em tubulações elétricas ou sobre móveis existentes nos locais, a uma altura superior a 2 m e sempre com a abertura de entrada para o gás oposta à parede ou outros obstáculos que eventualmente pudessem interferir na difusão do radônio para o interior do volume de detecção.

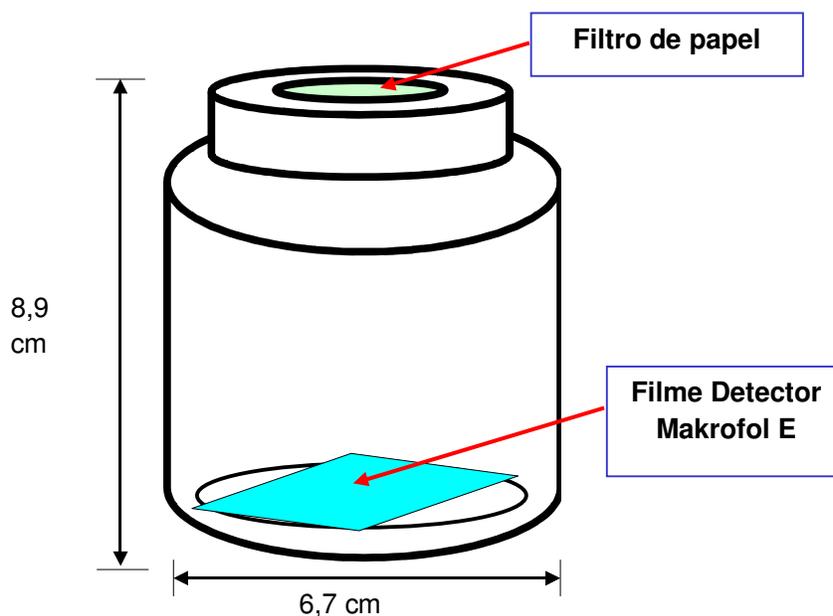


Figura 2.32 Esquema do dispositivo utilizado para a detecção do gás radioativo radônio em diferentes tipos de ambientes internos da Baixada Santista.

As folhas plásticas irradiadas com as partículas alfa provenientes do decaimento radioativo do radônio e seus descendentes, foram reveladas em uma solução química apropriada PEW, 15% hidróxido de potássio, 45% água e 40% álcool etílico (porcentagens em peso), à 70°C por 120 minutos, para ampliação dos traços ocasionados por aquelas partículas, permitindo assim, a visualização dos mesmos em um microscópio óptico comum Marques *et al.* (2006). A determinação do número de traços, por unidade de área da folha de Makrofol E, possibilita o cálculo da concentração de radônio na água ou no ambiente em estudo, após o conhecimento da função resposta ou eficiência do dispositivo de detecção.

A contagem dos traços nos filmes plásticos foi realizada em um aumento total de 620x, empregando um microscópio óptico comum acoplado a um sistema constituído por uma câmara de vídeo e um microcomputador do tipo PC. A função resposta ou eficiência do dispositivo de detecção foi determinada utilizando-se uma câmara de radônio calibrada Pylon modelo RN-150-3, pertencente à Divisão de Meio Ambiente do IPEN-CNEN/SP. Para a determinação da eficiência empregou-se um exemplar do dispositivo detector estanque para gases, ou seja, sem o papel filtro, vedado na interface tampa-frasco com cola araldite e adaptado com um conector especial (de apenas um caminho de percurso) para acoplamento na câmara de radônio Pylon. Esta câmara contém em sua base, uma fonte de

PROJETO ESTUÁRIO CNPq 2005/40266351 **UNISANTOS • CEDEC • IBCCF/ UFRJ • NEEA – FMUSP • IPEN**

^{226}Ra ($T_{1/2} = 1600$ anos e $A = 3,03 \times 10^3$ Bq) e todo o gás radônio produzido por esta fonte fica armazenado no mesmo compartimento. Um sistema apropriado de válvulas permite, de forma controlada, a liberação de uma quantidade de gás ^{222}Rn em equilíbrio correspondente a uma atividade de $2,48 (\pm 4\%)$ Bq ao dispositivo detector, em cada processo de calibração. O dispositivo detector foi então retirado da câmara e o decaimento do radônio armazenado em seu interior foi monitorado pelo filme plástico Makrofol E, por um período de tempo em torno de uma semana. Relacionando a densidade de traços obtida na folha plástica Makrofol E com a diferença entre os números de núcleos de radônio existentes no início e no final do monitoramento, pôde-se determinar a função resposta ou eficiência do dispositivo de detecção. Neste trabalho, foram realizadas 4 exposições do dispositivo detector na câmara de calibração e o valor final obtido pela média dos resultados foi de $(0,158 \pm 0,007)$ traços. $\text{cm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ por $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$.

2.1.3.2.5. Determinação dos teores de metais pesados em espécies de plantas típicas dos mangues da região estuarina de Santos e São Vicente, SP.

As espécies vegetais, empregadas neste trabalho como bioindicador de poluição por metais pesados nos mangues do Rio Cubatão, foram: *Avicennia schauriana*, conhecida como mangue preto ou siriúba, *Laguncularia racemosa*, também chamada de mangue branco ou tinteira e *Rhizophora mangle*, popularmente denominada de mangue vermelho (Schaeffer-Novelli, 1995).

Algumas amostragens de folhas de cada espécie foram realizadas durante o ano de 2004, sempre nos períodos de estiagem e maré baixa. Para a espécie *Avicennia schauriana* foram coletadas 119 amostras, para *Laguncularia racemosa* 89 amostras e para *Rhizophora mangle* 98 amostras, em quatro diferentes locais ainda não urbanizados, às margens do Rio Cubatão, próximo ao estuário de Santos, conforme é ilustrado na figura 2.33. Para cada amostragem, foram realizadas de 3 a 6 análises repetidas por espécie de planta e o valor final do teor de metal pesado foi obtido pela média dos resultados.

As amostras coletadas foram armazenadas em sacos plásticos previamente lavados com solução a 2% em volume de ácido nítrico. No laboratório, elas foram enxaguadas com água destilada para remover o pó de partículas depositadas. Este procedimento permite avaliar o caminho de entrada dos metais pesados, principalmente, pelas raízes dos vegetais, ou seja, daqueles provenientes do solo.

A metodologia adotada para a confecção das amostras é similar àquela empregada por Sawidis *et al.* (2001). Em resumo, as amostras de folhas passaram inicialmente por um processo de secagem em estufa a 120°C, por aproximadamente 12 horas ou até a obtenção de um peso constante. Em seguida, foram trituradas em um dispositivo Gral de porcelana e passadas em uma peneira com orifícios em torno de 0,5 mm. Para o preparo das soluções, uma alíquota em torno de 1 g desse material seco em pó foi pesada utilizando uma balança analítica digital, Quimis modelo Scientech S.A 210. Para a digestão ácida dessa alíquota de material seco foi adicionado um volume em torno de 10 mL de HNO₃ concentrado. Inicialmente manteve-se o conjunto à temperatura ambiente por aproximadamente 24 horas (overnight), para se realizar a pré-digestão ácida. O conjunto foi então transferido para um sistema digestor (Kjeldahl) equipado com um condensador de refluxo e mantido à 80°C por um período de tempo aproximado de 1 hora. A seguir aumentou-se a temperatura lentamente até atingir 125°C onde permaneceu por mais duas horas. Por fim, retirou-se o condensador permitindo que o ácido fosse evaporado até quase a secagem total. Após o resfriamento, o resíduo líquido restante foi filtrado (Whatman cat. n°. 1001042) e diluído com uma solução de HNO₃ a 2%, em um balão volumétrico, até atingir a marca de 25 mL.

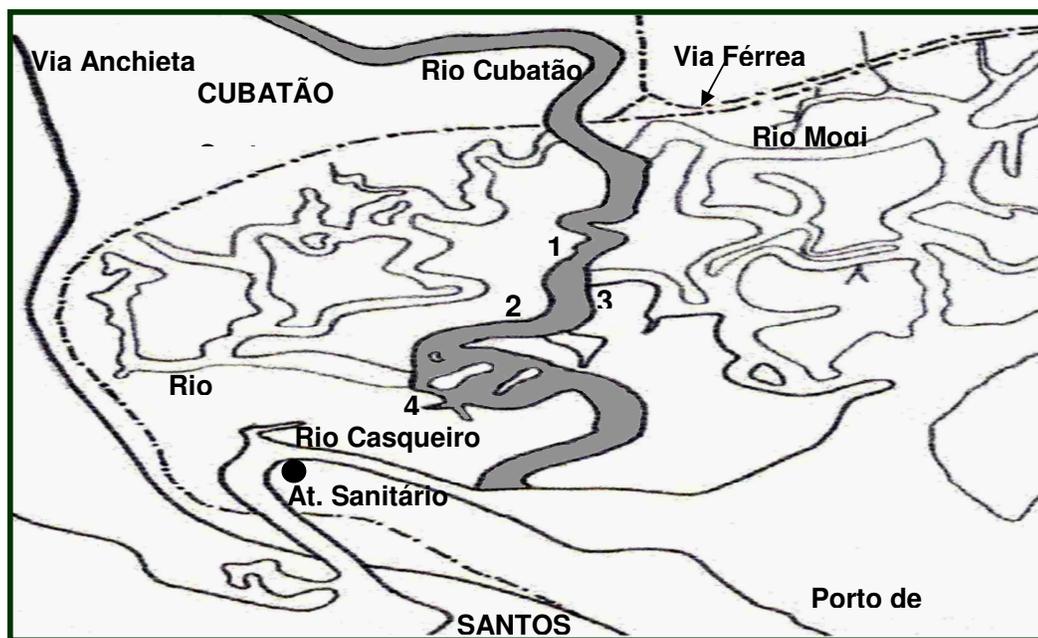


Figura 2.33 Locais (1,2,3,4) utilizados neste trabalho para as coletas de amostras de folhas de plantas nos mangues do Rio Cubatão.

As concentrações de Cd, Cr, Cu, Pb e Zn nas amostras de folhas, foram determinadas utilizando um Espectrômetro de Absorção Atômica por Chama, Perkin Elmer, modelo Analyst 100. A calibração do equipamento, em cada troca de lâmpada, foi realizada utilizando padrões confeccionados a partir de soluções estoques (1000 ppm \pm 0,4%) produzidas pela Tec-Lab.

2.1.3.2.6 Medidas de concentrações de metais pesados em amostras de siris-azuis (*Callinectes sapidus*) da região do estuário de Santos, SP.

O Rio Cubatão foi escolhido como área de amostragem, pois se constitui em um dos mais importantes corpos receptores de efluentes industriais do município e das águas contaminadas do Sistema Alto Tietê (Região Metropolitana de São Paulo), via canal de fuga da Usina Hidrelétrica Henry Borden.

Os siris foram coletados trimestralmente durante dois anos, no período de 2002 a 2003, ao longo do Rio Cubatão por pescadores da região, utilizando armadilhas de captura do tipo puçá. Foram capturados em torno de 150 indivíduos em 40 pontos distanciados de aproximadamente 200 m, dentro de um trecho em torno de 8 Km ao longo do rio, após o Pólo Industrial de Cubatão e na direção do estuário de Santos. Uma vez que os siris migram conforme a maré e a salinidade, as amostragens foram realizadas em vários locais, sem preocupação com a localização exata. Os animais capturados foram acondicionados em caixa de isopor para o transporte até o laboratório do IPECI-UNISANTOS onde foram armazenados em sacos plásticos, dentro de um freezer a uma temperatura de -20°C, para posterior tratamento e análise.

Toda a vidraria utilizada neste trabalho permaneceu previamente em imersão por 24 horas em HNO₃ a 2%. O objetivo desta lavagem era extrair as impurezas metálicas que eventualmente estivessem adsorvidas na parede dos recipientes e que poderiam interferir na análise das amostras.

Os siris amostrados após o descongelamento à temperatura ambiente foram identificados até o nível de espécie utilizando para tanto uma chave de identificação específica (Mello, 1996). Em seguida, retirou-se a carapaça do siri e as partes moles do animal foram pesadas para obtenção do peso fresco (úmido) total. Homogeneizou-se a amostra em uma placa de Petri e procedeu-se a sua secagem em uma estufa a 150°C por um período mínimo de uma hora ou até a obtenção de um peso constante. Este

procedimento permitiu determinar a razão entre o peso úmido e o peso seco para todas as amostras.

A metodologia utilizada neste trabalho para o preparo das amostras é similar a aquela recomendada por Sawidis *et al.* (2001). Em resumo, massas em torno de 0,5 g a 2,0 g de material seco (de acordo com o tamanho do siri) foram pesadas em uma balança digital marca QUIMIS (0,0001 g). A amostra foi colocada em um bequer de 50 mL, acrescido de 5 mL de ácido nítrico concentrado por grama de material utilizado e o conjunto, tapado com filme de PVC, permaneceu a temperatura ambiente por um período mínimo de 24 horas. Após este período, a amostra foi transferida para um bloco digestor (Digesdahl da Jundilab) equipado com um condensador de refluxo, iniciando-se o processo a 50°C, e lentamente aumentando a temperatura até se atingir a marca de 125°C, permanecendo neste patamar até quase a secagem total. Em seguida, o resíduo líquido restante foi filtrado em papel filtro (WHATTMAN cat. nº 1001042), transferido a um balão volumétrico de 25 mL e o volume completado com solução de ácido nítrico 2%.

Após a dissolução ácida a quente, as amostras foram analisadas quanto ao teor de metais pesados em estudo utilizando um Espectrofotômetro de Absorção Atômica por Chama (FAAS) marca Pekin Elmer modelo A Analyst 100. As amostras padrão utilizadas na calibração do espectrofotômetro foram produzidas a partir de soluções estoques fornecidas pela Tec-Lab com concentrações da ordem de 1000 ($\pm 0,3\%$) ppm.

A leitura das amostras individuais de siris no espectrômetro foi feita, sempre que possível, em triplicata e o resultado para cada animal, foi obtido pela média das análises. A incerteza total para os resultados nestes casos foi determinada pela soma em quadratura, levando-se em consideração as seguintes fontes parciais de erro: Desvio padrão da média (4,5 – 20%), o erro de pesagem (0,04%), diluição volumétrica (1,0%) e calibração do espectrômetro (0,3%). Quando não foi possível o preparo de duas ou mais amostras para um mesmo indivíduo a incerteza total para as medidas foi obtida considerando-se o erro de reprodutibilidade do método de 10,9% além das outras fontes parciais listadas anteriormente.

2.1.3.2.7 Investigação dos teores de Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Mercúrio (Hg) e Arsênio (Ar) em amostras de solos, águas e sedimentos da região estuarina de Santos e São Vicente, SP.

Os pontos de amostragem podem ser identificados na Figura 2.33 ao longo dos principais rios da região e próximos às áreas estabelecidas como contaminadas pela Cetesb em 2001.

As coletas foram realizadas no período de 2006 a 2008, em diferentes meses do ano e sempre que possível em épocas de estiagem. Não foi realizado neste trabalho um estudo da distribuição temporal dos contaminantes em estudo.

As amostras de sedimentos e solos foram coletadas superficialmente, a uma profundidade máxima em torno de 10 cm, utilizando uma colher de aço-inox ou draga. Para a coleta das amostras de águas foi empregado um recipiente de alumínio (volume aproximado de 10L) preso a uma corda. Imediatamente após a coleta, as amostras foram armazenadas em potes plásticos, previamente lavados com uma solução de ácido nítrico 2%, para eliminar possíveis contaminantes metálicos. Todas as amostras foram conservadas no laboratório do IPECI-UNISANTOS, em baixas temperaturas (aproximadamente – 4°C), até o momento da análise.

No caso das amostras de água, um volume em torno de 150 mL foi retirado de cada amostra e evaporado, de forma lenta e contínua em um bloco digestor, a uma temperatura em torno de 80°C. Ao atingir um volume da ordem de 100 mL, foram acrescentados 5 mL de HNO₃ P.A. e a digestão ácida se processou até se obter um volume de amostra em torno de 10 mL. Em seguida este resíduo líquido foi filtrado (filtro de papel - Vetec) e transferido a um balão volumétrico onde foi feita a diluição até a marca de 25 mL utilizando água desionizada e destilada. Houve, portanto, uma concentração por evaporação de 6 vezes para todas as amostras de água.

As amostras de solos e sedimentos, aproximadamente 500 g cada uma, passaram inicialmente por um processo de secagem em estufa a uma temperatura em torno de 70°C. Posteriormente as amostras foram homogeneizadas e quartejadas manualmente. Retirou-se uma alíquota em torno de 100 g de cada amostra, submetendo-a a uma moagem e peneiramento, para separação da fração silte-argila (grãos menores que 63 µm). O processo de triagem em peneira de malha de 63 µm garante a separação dos grãos de silicatos. De acordo com a literatura (Luiz Silva *et al.*, 2002), a fração de grãos menores que 63 µm tende a concentrar mais os metais pesados.

Para as análises dos teores de Pb, Cd e As a metodologia utilizada no preparo das soluções, foi similar a recomendada por Aksoy & Öztürk (1997). Em resumo, uma alíquota de aproximadamente 0,5 g de amostra seca, foi pesada em uma balança digital marca QUIMIS Scient tech mod ISA (0,0001 g). Em um frasco de vidro apropriado esta alíquota foi digerida em 10 mL água régia ($1\text{HNO}_3:3\text{HCl}$) a quente utilizando um bloco digestor equipado com um condensador de refluxo. O processo iniciou-se a 50°C e lentamente aumentou-se a temperatura até aproximadamente 115°C , permanecendo nestas condições por um período de tempo em torno de 6 horas. Em seguida, afastou-se o condensador permitindo a evaporação do ácido até quase a secagem completa (aproximadamente 1 mL). A amostra foi então retirada do digestor, o resíduo líquido resultante filtrado em papel filtro (Whatman cat. nº1001042) e transferido a um balão volumétrico de 25 mL onde foi realizada a diluição até a marca, utilizando-se água deionizada-destilada. Para a análise de Hg a metodologia adotada foi igual, porém, a temperatura de digestão acida escolhida foi menor, em torno de 90°C , conforme empregado por outros autores (Marques *et al.*, 2006; Hortellani *et al.*, 2005).

A determinação da concentração de Pb, Cd, Hg e As nas amostras de solos, águas e sedimentos foi feita utilizando-se um espectrômetro de absorção atômica por chama Perkin Elmer, modelo AAnalyst 100, ilustrado na Figura 2.34. No caso do Hg e As, empregou-se o gerador de hidretos metálicos MHS-10 em conjunto com o espectrômetro. As análises foram realizadas a frio para o Hg e por chama no caso do As.



Figura 2.34 Espectrômetro de Absorção Atômica por Chama modelo A Analyst 100 da Perkin Elmer utilizado neste trabalho.

As amostras de solos, águas e sedimentos foram analisadas em triplicata e o resultado final foi obtido pela média dos valores experimentais.

2.2. Análise de Séries Históricas de Ocorrência de Prematuridade, Baixo Peso ao Nascer, Gemelaridade, Câncer e Taxa de Fertilidade nas Cidades Localizadas na Região do Estuário de Santos e São Vicente.

Nessa etapa da investigação, foram levantados os dados de mortalidade junto ao Sistema de Informação sobre Mortalidade (SIM) e Informações sobre Nascidos Vivos (SINASC) no período de 2003 a 2007, nos municípios de Bertioga, Cubatão, Guarujá e São Vicente. Os dados secundários apresentados neste relatório foram obtidos junto a Fundação Seade. Dados referentes ao Sistema de Informação de Mortalidade pelas seguintes causas tendo como base a Classificação Internacional de Doenças (CID-10) (OMS, 1998):

- Câncer de Mama
- Câncer de Intestino
- Câncer de Bexiga
- Câncer de Pulmão
- Câncer de Ovário
- Câncer de Fígado e vias biliares
- Leucemias

Os dados de interesse no SINASC foram basicamente os mesmos investigados na primeira fase da pesquisa, referentes ao tópico gestação:

- Número de gestantes por comunidade
- Proporção de baixo peso ao nascer por comunidade
- Prematuridade
- Gemelaridade
- Pré-natal

Os eventos foram separados por município de residência, conforme código fornecido pelo IBGE, e, quando possível, separados por bairros de residência.

2.2.1 População

Para cada uma das áreas estudadas foram obtidas, junto ao IBGE, as informações sobre a população existente. As áreas de interesse eram cada um dos bairros elencados na primeira fase da investigação.

Foi escolhido o censo de 2000 (IBGE, 2009) como base para o levantamento da população, já que as estimativas disponíveis pelo IBGE para 2007 não contemplavam todos os municípios incluídos no presente projeto.

Para alguns municípios os dados populacionais foram levantados através dos bairros no Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA, 2009). Nos municípios onde não havia essa informação, foi identificado o conjunto de setores censitários de cada bairro incluído no projeto e calculada a sua população por bairro.

2.2.2 Coeficientes de Mortalidade

Para cada uma das áreas foram calculados os coeficientes brutos de mortalidade para os despechos já relatados, por cem mil habitantes. Esses coeficientes não foram ajustados, já que não foi possível levantar os estratos da população por faixa etária.

2.2.3 Eventos ligados à Geração

Para cada um dos eventos investigados foram calculadas as medidas de tendência central e dispersão, construídas taxas, comparando as diversas áreas através de testes de proporção.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Estudo Transversal dos Efeitos da Exposição aos Metais, Organoclorados, HPAs, PCBs e Dioxinas e Furanos Sobre a Saúde da População Residente no Estuário de Santos e São Vicente.

3.1.1. Primeira Fase – Morbidade Referida

3.1.1.1 Demografia

A Figura 3.1 apresenta o número e a porcentagem de famílias entrevistadas em cada uma das cinco áreas analisadas.

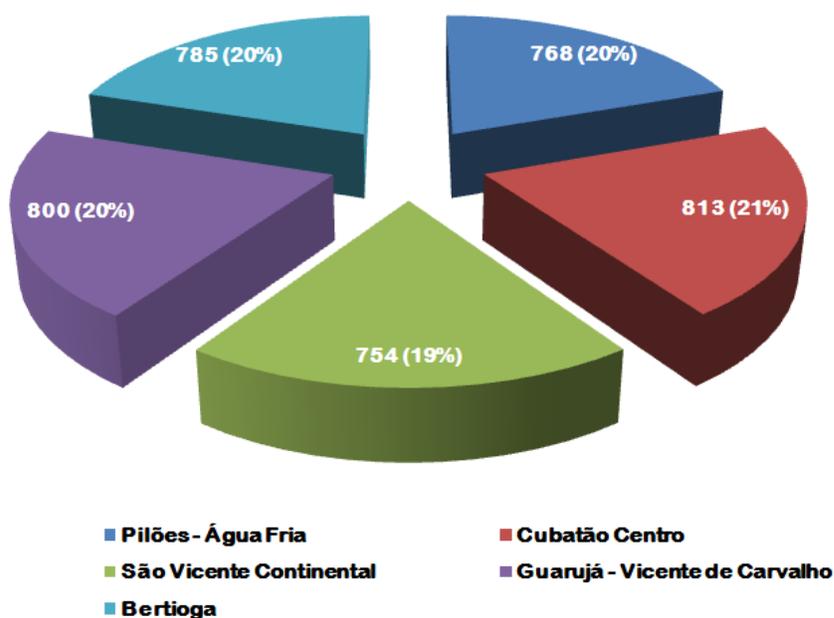


Figura 3.1. Valores absolutos e relativos de famílias das cinco áreas que participaram da primeira fase do estudo.

Não foi possível atingir o número máximo planejado para cada uma das áreas. Entretanto, essas perdas estão aquém do limite calculado de 20%, havendo uma distribuição homogênea entre as áreas.

A Tabela 3.1 apresenta a distribuição de domicílios por bairros dentro das áreas analisadas.

Tabela 3.1. Valores absolutos e relativos de famílias participantes da primeira fase de acordo com a área e o bairro de moradia.

Áreas	Bairros	N¹	%
Área 1	Água Fria	528	68,8
	Pilões	240	31,2
		Total 768	100,0
Área 2	Centro	301	37,0
	Costa Muniz	31	3,8
	Jd. Nova República	193	23,8
	Mantiqueira	10	1,2
	Jd. São Marcos ²	9	1,1
	Vila Esperança	29	3,6
	Vila Natal	240	29,5
		Total 813	100,0
Área 3	Pq. da Bandeiras		
	Gleba II	42	5,6
	Humaitá	289	38,3
	Pq. das Bandeiras	195	25,9
	Quarentenário	92	12,2
Jd. Rio Branco	136	18,0	
		Total 754	100,0
Área 4	Paecará	626	78,0
	Sítio Conceiçãozinha	174	22,0
		Total 800	100,0
Área 5	Jd. Albatroz II	70	8,9
	Chácara Vista Linda	106	13,5
	Condomínio Social	67	8,5
	Jd. Ana Paula	116	14,8
	Jd. Indaiá - 2ª Gleba	60	7,7
	Jd. Rio da Praia	29	3,7
	Jd. Vicente de Carvalho I	74	9,4
	Jd. Vicente de Carvalho II	263	33,5
			Total 785

¹ Número de famílias; ² Um ano após a entrevista com os moradores as famílias do Jardim São Marcos foram transferidas para o Jardim Nova República

O número de domicílios foi distribuído de acordo com a contribuição proporcional de cada bairro para a população da respectiva área.

Na amostra que participou deste estudo, o número médio de pessoas por família foi de 3,7 em Pilões – Água Fria, 3,8 em Cubatão Centro e Vicente de Carvalho, 3,9 em São Vicente Continental e 4,0 em Bertioga.

A Tabela 3.2 apresenta a análise descritiva da idade dos habitantes em cada uma das áreas.

Tabela 3.2. Análise descritiva da idade dos moradores em cada uma das cinco áreas analisadas.

Áreas	Idade (anos ¹)			
	<i>Média</i>	<i>DP²</i>	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>
Pilões – Água Fria	24,3	17,0	0	96
Cubatão Centro	31,0	19,6	0	97
São Vicente Continental	29,7	19,4	0	90
Guarujá – Vicente de Carvalho	29,3	19,9	0	103
Bertioga	25,8	17,60	0	91

¹ Idade em meses = 0 anos; ² desvio padrão da média.

As populações de Cubatão Centro, São Vicente Continental e Vicente de Carvalho apresentaram médias de idade superiores às observadas para as populações de Pilões – Água Fria e Bertioga.

3.1.1.2. Moradia e Infra-Estrutura

A Tabela 3.3 apresenta a definição de cada entrevistado para o tipo de material de construção utilizado no domicílio da família

Tabela 3.3. Valores absolutos e relativos de famílias participantes da primeira fase de acordo com a área e o bairro de moradia.

Como você define seu domicílio?	Áreas - Número (%)					
	Pilões - Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá	Bertioga	Total
Alvenaria	534 (69,5)	753 (92,6)	722 (95,8)	632 (79,0)	703 (89,6)	3344 (85,3)
Palafita	3 (0,4)	0 (0,0)	8 (1,1)	16 (2,0)	2 (0,3)	29 (0,7)
Madeira	219 (28,5)	49 (6,0)	11 (1,5)	145 (18,1)	62 (7,9)	486 (12,4)
Outros	9 (1,2)	4 (0,5)	5 (0,7)	4 (0,5)	6 (0,8)	28 (0,7)
NS/NR ¹	3 (0,4)	7 (0,9)	8 (1,1)	3 (0,4)	12 (1,5)	33 (0,8)
Total	768 (100,0)	813 (100,0)	754 (100,0)	800 (100,0)	785 (100,0)	3920 (100,0)

¹ Não sabe ou não respondeu.

Em todas as áreas houve predomínio dos domicílios feitos de alvenaria. O segundo tipo de material mais freqüente foi a madeira, utilizada principalmente nas áreas 1 e 4. Houve associação estatisticamente significativa entre morar na área 2 e residir em domicílios de alvenaria (Qui-quadrado de Pearson = 376,99; $p = 0,000$).

Pilões e Água Fria estão localizados dentro do Parque Estadual da Serra do Mar, no vale do rio Cubatão, uma região com alto teor de umidade. As casas de madeira em Vicente de Carvalho estão localizadas próximas ao canal do porto, área com ventos intensos e umidade alta. As casas visitadas nestes dois locais e construídas de madeira não apresentam estrutura aparente que garanta aos moradores proteção adequada em relação aos fatores meteorológicos, incluindo as precipitações.

Os entrevistados foram perguntados sobre o tempo de moradia na região em que habitava durante a realização do estudo. Assumiu-se este parâmetro como um indicativo do tempo de moradia de cada família. Para todas as áreas localizadas dentro do Estuário de Santos e São Vicente, mais de 50% dos entrevistados revelaram residir na região por mais de 10 anos. Na região definida como Cubatão Centro (Área 2) e em Vicente de Carvalho, no Guarujá, mais de 70% dos entrevistados referiram tempo de moradia nas áreas superior a 20 anos. Dentre as cinco áreas, Bertioga foi a que apresentou menor tempo de moradia dos entrevistados. Entretanto, 49,7% deles referiram morar na região há mais de 10 anos (Tabela 3.4).

TABELA 3.4. Valores absolutos e relativos do tempo de moradia dos entrevistados nas áreas em que residiam no momento em que foi realizada a primeira fase da pesquisa.

Há quantos anos você reside na região?	Áreas - Número (%)					
	Pilões - Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá	Bertioga	Total
1 - 5	96 (12,4)	61 (7,6)	95 (12,6)	60 (7,5)	178 (22,6)	490 (12,5)
6 - 10	128 (16,7)	43 (5,5)	92 (12,2)	52 (6,5)	207 (26,4)	522 (13,3)
11 - 15	130 (16,9)	50 (6,2)	147 (19,5)	54 (6,8)	175 (22,3)	556 (14,2)
16 - 20	107 (13,9)	77 (9,5)	132 (17,5)	49 (6,1)	83 (10,6)	448 (11,4)
Mais de 20	304 (39,6)	578 (71,1)	286 (37,9)	579 (72,4)	132 (16,8)	1879 (47,9)
NS/NR ¹	3 (0,4)	4 (0,5)	2 (0,3)	6 (0,8)	10 (1,3)	25 (0,6)
Total	768 (100,0)	813 (100,0)	754 (100,0)	800 (100,0)	785 (100,0)	3920 (100,0)

Houve associação estatisticamente significativa entre morar nas áreas de Cubatão Centro e Vicente de Carvalho há mais de 20 anos (Qui-quadrado de Pearson = 846,36; $p = 0.000$).

O mesmo comportamento foi observado em relação ao tempo de moradia na residência que os entrevistados habitavam no momento da pesquisa. Os moradores de Cubatão Centro e de Vicente de Carvalho, no Guarujá foram os que relataram tempo de moradia mais longo. Houve associação estatisticamente significativa entre morar em Vicente de Carvalho na mesma casa por mais de 20 anos (Qui-quadrado de Pearson = 552,98; $p = 0.000$).

Um aspecto importante em relação à presença de possível rota de exposição é o revestimento das ruas nas áreas contaminadas. A Tabela 3.5 apresenta a distribuição do tipo de revestimento das ruas nas cinco áreas analisadas.

TABELA 3.5. Valores absolutos e relativos do tipo de revestimento das ruas no momento em que a primeira fase da pesquisa foi realizada.

Qual é o revestimento da sua rua?	Áreas – Número (%)					
	Pilões - Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá	Bertioga	Total
Asfalto	112 (14,6)	123 (15,1)	410 (54,4)	361 (45,1)	9 (1,1)	1015 (25,9)
Bloquete de concreto	31 (4,0)	299 (36,8)	29 (3,8)	37 (4,6)	4 (0,5)	400 (10,2)
Entulho	37 (4,8)	8 (1,0)	41 (5,4)	39 (4,9)	19 (2,4)	144 (3,7)
Areia	138 (18,0)	15 (1,8)	197 (26,1)	148 (18,5)	613 (78,1)	1111 (28,3)
Barro batido	370 (48,2)	50 (6,2)	47 (6,2)	156 (19,5)	126 (16,1)	749 (19,1)
Paralelepípedo	2 (0,3)	289 (35,5)	17 (2,3)	16 (2,0)	7 (0,9)	331 (8,4)
Palafita	1 (0,1)	6 (0,7)	2 (0,3)	21 (2,6)	0 (0,0)	30 (0,8)
NS/NR	77 (10,0)	23 (2,8)	11 (1,5)	22 (2,8)	7 (0,9)	140 (3,6)
Total	768 (100,0)	813 (100,0)	754 (100,0)	800 (100,0)	785 (100,0)	3920 (100,0)

As áreas 1 e 5 são aquelas com menor proporção de calçamento das suas ruas. Areia e barro batido foram mencionados como calçamentos das ruas por mais de 60% dos moradores de Pilões e Água Fria e por mais de 90% dos moradores de Bertioga. As demais áreas analisadas apresentaram um maior percentual de pavimentação das ruas, com diferentes tipos de materiais.

Mais de 80% das residências entrevistadas em Cubatão Centro estão localizadas em ruas pavimentadas com bloquetes de concreto, paralelepípedo ou asfalto. Em São Vicente Continental, área com evidências consolidadas de contaminação do solo, 38,5% das residências estavam localizadas em ruas sem pavimentação. Em Vicente de Carvalho, o percentual de casas localizadas em ruas sem pavimentação ultrapassou os 40%. Houve associação estatisticamente significativa entre morar em Bertioga em rua revestida de areia (Qui-quadrado de Pearson = 3846,03; $p = 0.000$).

As áreas analisadas apresentam uma característica comum em relação ao tipo de material utilizado nos telhados das residências. Em todas elas predomina o uso de telhas de

amianto. Na Área 1 este tipo de material está presente em 4/5 das casas e na Área 4 em 3/5 dos domicílios (Tabela 3.6).

TABELA 3.6. Valores absolutos e relativos do tipo de telhado encontrado nas residências dos participantes da primeira fase do estudo.

Qual é o tipo de telhado da sua casa	Áreas – Número (%)					Total
	Pilões - Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá	Bertioga	
Telha de Barro	4 (0,5)	142 (17,5)	44 (5,8)	43 (5,4)	120 (15,3)	353 (9,0)
Telha de Amianto	637 (82,9)	398 (49,0)	488 (64,7)	611 (76,4)	463 (59,0)	2597 (66,3)
Telha de Zinco	24 (3,1)	5 (0,6)	12 (1,6)	10 (1,3)	20 (2,5)	71 (1,8)
Outros	66 (8,6)	42 (5,2)	45 (6,0)	23 (2,9)	34 (4,3)	210 (5,4)
Não existe	37 (4,8)	226 (27,8)	165 (21,9)	113 (14,1)	148 (18,8)	689 (17,6)
Total	768 (100,0)	813 (100,0)	754 (100,0)	800 (100,0)	785 (100,0)	3920 (100,0)

As casas onde não existe telhado apresentam a cobertura feita por lage de concreto. Houve uma associação estatisticamente significativa entre morar na área de pilões e Água Fria e residir em uma casa com telha de amianto (Qui-quadrado de Pearson = 450,77; $p = 0.000$).

Moradores de 2/3 dos domicílios de todas as cinco áreas estão potencialmente expostos ao amianto. Este problema se torna mais grave quando se constata que mais de 80% das casas da Área 1 com telhado de amianto não apresentam forro. Em Vicente de Carvalho e em Bertioga a maioria das casas com telhado de amianto também não apresentam forro (Figura 3.2).

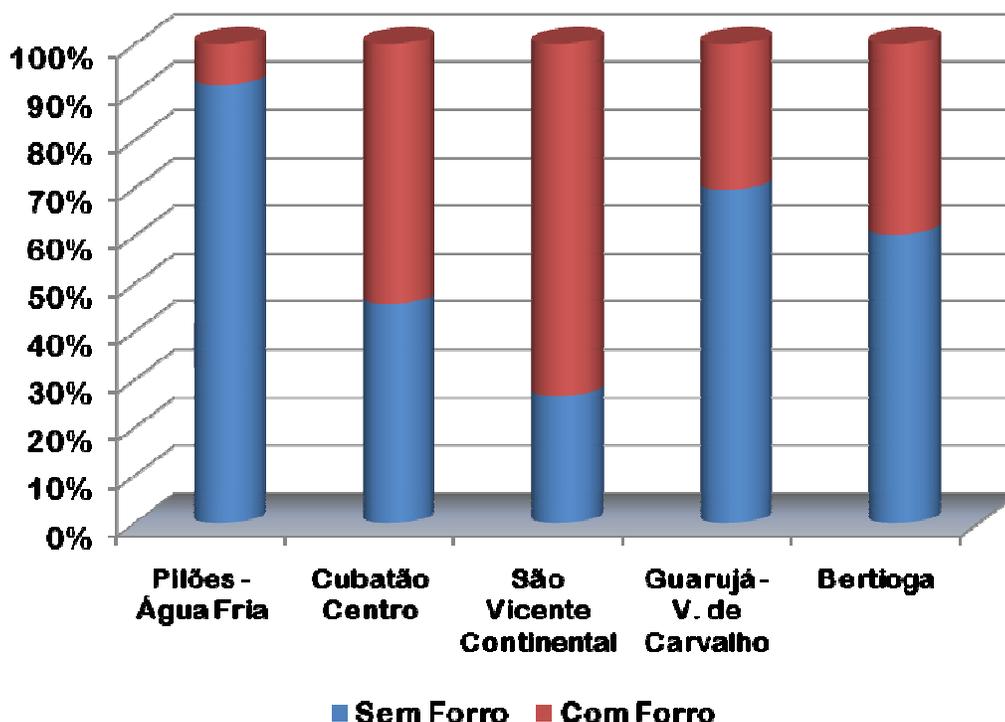


Figura 3.2. Porcentagem de casas com telhado de amianto que apresentam ou não forro nas cinco áreas avaliadas.

Por outro lado, em São Vicente Continental e em Cubatão Centro que foram observados os menores percentuais de casas com telhado de amianto e sem forro.

Outro item importante para avaliar potencial exposição a substâncias tóxicas na residência é o tipo de caixa d'água utilizada. Os equipamentos fabricados com amianto foram os mais freqüentes em quatro das cinco áreas: Cubatão Centro, São Vicente Continental, Vicente de Carvalho – Guarujá e Bertioga (Figura 3.3). Nestas áreas, a utilização de equipamentos de plástico ficou em segundo lugar.

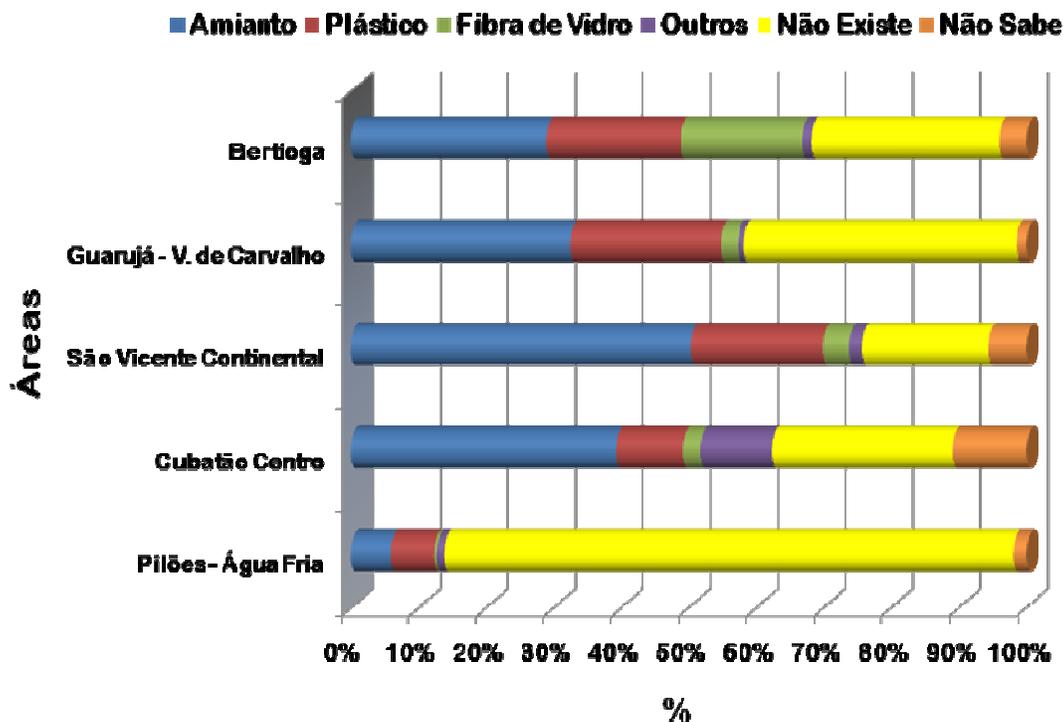


Figura 3.3. Distribuição percentagem do tipo de caixa d'água utilizada nas residências das cinco áreas.

Merece destaque o grande percentual de domicílios que não apresentavam este equipamento. Em Pilões – Água Fria este percentual foi superior a 80%. Em Vicente de Carvalho, 2/5 das casas também não contavam com caixas d'água. Houve associação estatisticamente significativa entre morar em Pilões – Água Fria e não ter caixa d'água no domicílio (Qui-quadrado de Pearson = 1473,63; $p = 0.000$).

A cobertura da rede de água da SABESP atingiu mais de 96% dos domicílios em Cubatão Centro, 99,5% em São Vicente Continental, 98,5% em Vicente de Carvalho e 96% em Bertiooga. Em Pilões, a cobertura foi de 86%. Os bairros de Paecará e Sítio Conceiçãozinha foram as áreas onde mais foi relatada interrupção de fornecimento de água em todas as estações do ano. Entre as estações do ano, foi durante o verão que se registraram os maiores percentuais de interrupção em todas as áreas. Este é um problema característico do litoral paulista que se repete a décadas. A Figura 3.4 apresenta a porcentagem de domicílios em cada área que referiram interrupção do fornecimento de água durante o verão.

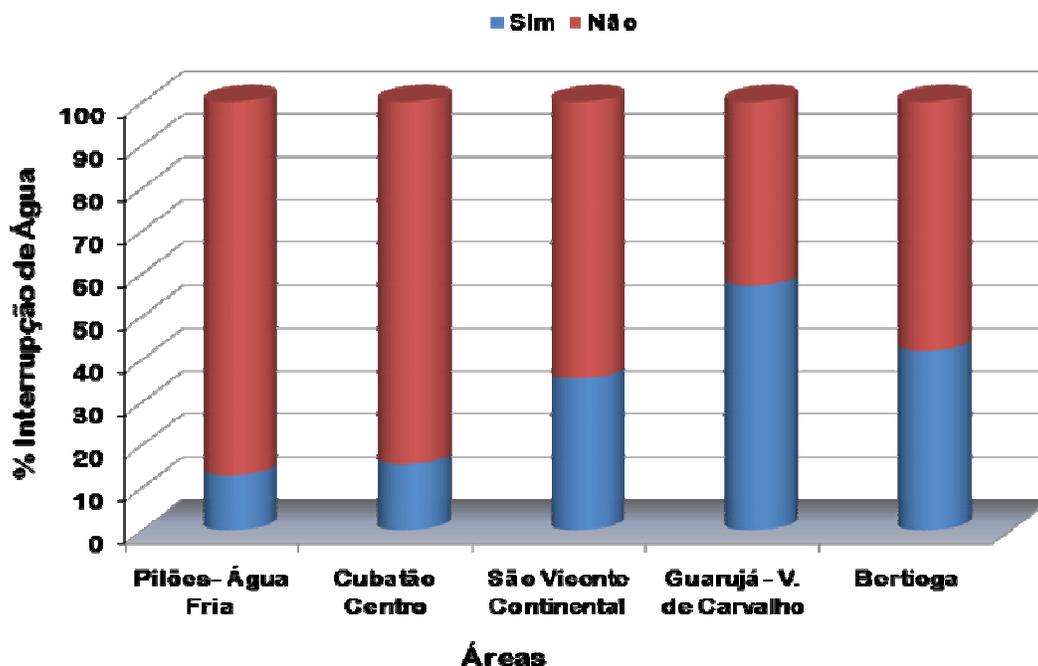


Figura 3.4. Distribuição percentagem dos domicílios que referiram interrupção no fornecimento de água (sim) pela SABESP durante o verão de acordo com a área de estudo.

A destinação do esgoto domiciliar nas áreas estudadas foi investigada e foram definidas duas categorias. Foram classificadas como **Destinação Adequada** aquelas onde o destino final era a rede de esgotos e os resíduos saíam direto para a rede, chamado de encanado, ou saíam da fossa localizada na residência para a rede sem passar pelo solo ou ficarem expostos a céu aberto. Foram classificadas como **Destinação Inadequada** todas as outras hipóteses de destino do esgoto como a deposição no solo ou a céu aberto. A Tabela 3.7 apresenta a distribuição do destino do esgoto em cada área.

TABELA 3.7. Valores absolutos e relativos do tipo de telhado encontrado nas residências dos participantes da primeira fase do estudo.

Destinação do esgoto	Áreas – Número (%)					Total
	Pilões - Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá	Bertioga	
Adequada	525 (68,3)	738 (90,8)	611 (83,1)	689 (86,2)	309 (39,4)	2872 (77,3)
Inadequada	243 (31,7)	75 (9,2)	143 (16,9)	111 (13,8)	476 (60,6)	1048 (22,7)
Total	768 (100,0)	813 (100,0)	754 (100,0)	800 (100,0)	785 (100,0)	3920 (100,0)

Bertioga foi a área com maior proporção de domicílios com destinação inadequada do esgoto. Houve uma associação estatisticamente significativa entre morar em Cubatão Centro e ter destinação de esgoto adequada no domicílio (Qui-quadrado de Pearson = 1834,73; $p = 0.000$).

Quando a análise foi estratificada por bairros, Jardim São Marcos (66,6%), em Cubatão Centro, Jardim Albatroz II (64,2%), Jardim Ana Paula (63,0%), Jardim Vicente de carvalho II (62,3%) e Jardim Rio da Praia (62,0%), todos em Bertioga, foram os bairros que apresentaram as maiores proporções de domicílios com destinação inadequada do esgoto doméstico. Vila Natal (1,6%) e Jardim Nova República (2,0%), em Cubatão Centro, e Parque das Bandeiras Gleba II (2,4%) e Parque das Bandeiras (2,6%) foram os bairros com menor percentual de domicílios com destinação inadequada do esgoto.

Em mais de 90% dos domicílios de todas as áreas há a coleta regular de lixo domiciliar em todas as áreas analisadas com frequência igual ou superior a duas vezes por semana.

3.1.1.3. Renda e Emprego

A Figura 3.5 apresenta a distribuição percentual de pessoas que foram consideradas desempregadas pela pessoa da família que respondeu ao questionário nas cinco áreas.

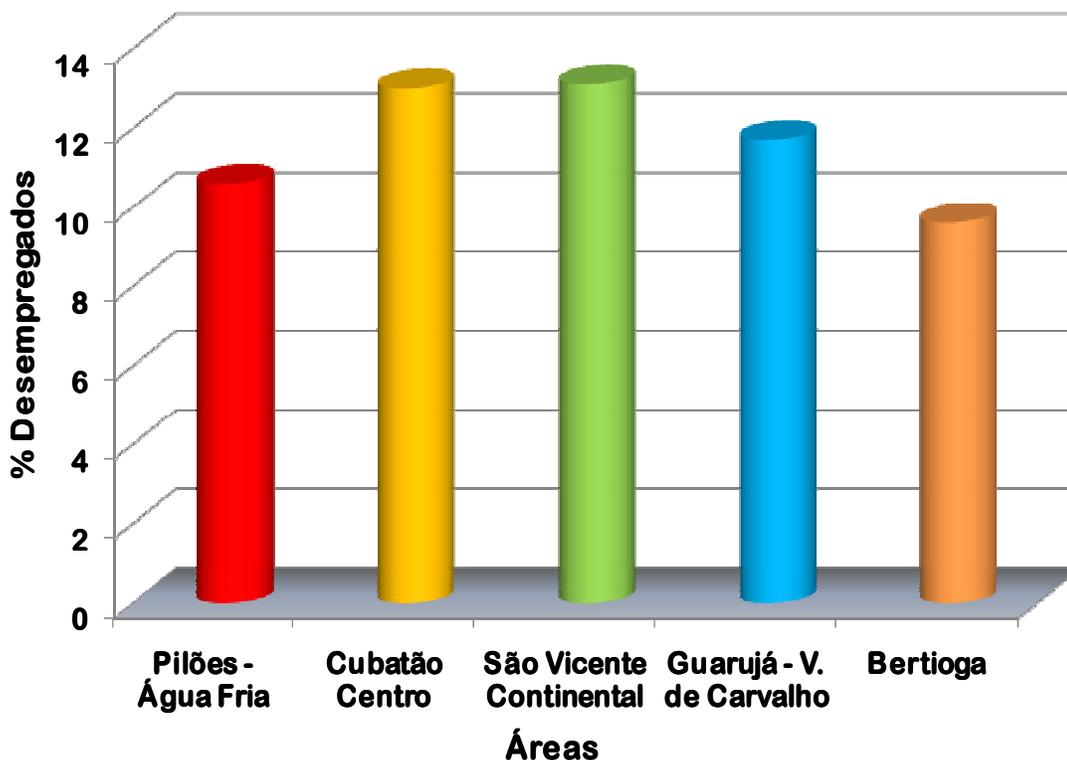


Figura 3.5. Porcentagem de pessoas desempregadas em cada uma das cinco áreas do estudo.

As maiores porcentagens de pessoas desempregadas foram observadas em Cubatão Centro e São Vicente Continental e estas foram estatisticamente diferentes (teste de comparação entre duas proporções) das observadas em Bertioga ($p = 0,000$) e em Pilões – Água Fria ($p = 0,004$). A proporção de desempregados em Bertioga também foi menor do que a observada em Vicente de Carvalho ($p = 0,000$).

A Tabela 3.8 apresenta a distribuição da renda familiar estimada em números de salários mínimos vigentes na época da pesquisa nas cinco áreas. Em todas as cinco áreas, a faixa de renda mais freqüente foi a de 1 a 3 salários mínimos. Entretanto, em pilões – Água Fria ela ultrapassou 60% das famílias.

TABELA 3.8. Valores absolutos e relativos de renda familiar em número de salários mínimos no momento em que a primeira fase da pesquisa foi realizada.

Renda Familiar (salário mínimo ¹)	Áreas – Número (%)					Total
	Pilões - Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá	Bertioga	
Até 1	140 (18,2)	71 (8,7)	83 (11,0)	99 (12,4)	98 (12,4)	491 (12,6)
1 a 3	484 (63,0)	367 (45,1)	333 (44,2)	457 (57,1)	412 (52,5)	2053 (52,4)
3 a 5	73 (9,5)	195 (24,0)	158 (21,0)	132 (16,5)	136 (17,3)	694 (17,7)
5 a 10	12 (1,6)	114 (14,0)	103 (13,7)	44 (5,5)	68 (8,7)	341 (8,7)
10 a 20	2 (0,3)	13 (1,6)	8 (1,1)	6 (0,8)	16 (2,0)	45 (1,1)
Mais de 20	0 (0,0)	1 (0,1)	0 (0,0)	2 (0,3)	3 (0,4)	6 (0,2)
Não informado	57 (7,4)	52 (6,4)	69 (9,2)	60 (7,5)	62 (6,6)	290 (7,4)
Total	768 (100,0)	813 (100,0)	754 (100,0)	800 (100,0)	785 (100,0)	3920 (100,0)

¹ R\$ 380,00

Houve associação estatisticamente significativa entre morar na Área 1 e ter como renda mensal entre 1 a 3 salários mínimos.

3.1.1.4. Exposição Ocupacional a Substâncias Químicas

Este estudo tem por objetivo principal avaliar exposição ambiental a substâncias tóxicas presentes na região do Estuário de Santos e São Vicente. Para controlar para os efeitos adversos causados pela exposição ocupacional a substâncias semelhantes àquelas encontradas nas áreas contaminadas identificamos os moradores com história atual ou pregressa de contatos com produtos químicos. As substâncias investigadas foram: combustíveis, pesticidas, inseticidas, fertilizantes, adubos químicos, tintas, thinner, querosene e poeiras industriais.

A Figura 3.6 apresenta o percentual de moradores, por área, com história atual ou pregressa de contato ocupacional com produtos químicos.

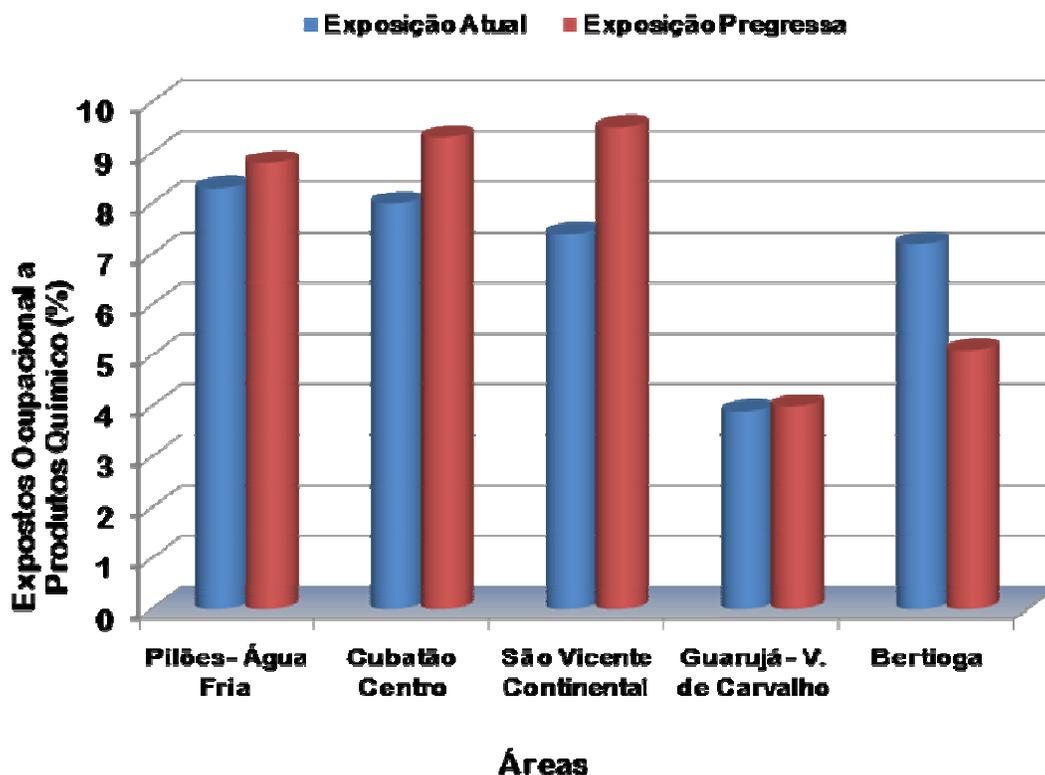


Figura 3.6. Porcentagem de moradores com história atual e progressiva de contato ocupacional com produtos químicos.

Observa-se uma redução no percentual de pessoas com exposição atual em relação à exposição progressiva em Pilões – Água Fria, Cubatão Centro e São Vicente Continental. Tendência inversa foi observada em Bertioga, enquanto que em Vicente de Carvalho não houve alteração percentual. Os grupos não são excludentes, pois as pessoas podem ter sido incluídas tanto na exposição atual quanto na progressiva.

As análises de morbidade referida levaram em conta tanto as exposições atuais quanto as progressivas nas estimativas.

3.1.5. Consumo de Água e Alimentos

3.1.5.1. Água

Os resultados apresentados nas Tabelas 3.9 e 3.10 mostram que o consumo de água tratada oferecido pela rede pública predomina em todas as áreas investigadas, sendo que houve uma associação estatisticamente significativa (Teste χ^2 $p < 0,05$) entre residir na

área do Guarujá e o consumo de água da rede pública de abastecimento. Em algumas das áreas contaminadas existem domicílios que utilizam a água de fontes sem tratamento, embora tenham percentuais pequenos em relação à utilização de fontes com tratamento. A área de Pilões/Água Fria apresentou um percentual em torno de 8% nessa condição.

Tabela 3.9. Origem da água utilizada nos domicílios (para beber) segundo as áreas analisadas.

	Área N (%)					Total
	Pilões Água Fria	Centro Cubatão	São Vicente	Guarujá	Bertioga	
SABESP	596 (78,7)	599 (74,0)	630 (83,9)	700 (88,2)	636 (81,6)	3161 (81,3)
Comprada	77 (10,2)	187 (23,1)	119 (15,8)	91 (11,5)	122 (15,7)	596 (15,3)
Poço	1 (0,1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	2 (0,3)	3 (0,1)
Nascente	59 (7,8)	12 (1,5)	0 (0)	0 (0)	1 (0,1)	72 (1,9)
Bica	1 (0,1)	4 (0,5)	2 (0,3)	1 (0,1)	2 (0,3)	10 (0,3)
Córrego/riacho	1 (0,1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1 (0)
Rio/cachoeira	1 (0,1)	4 (0,5)	0 (0)	0 (0)	3 (0,4)	8 (0,2)
Outros	21 (2,8)	3 (0,4)	0 (0)	2 (0,3)	13 (1,7)	39 (1)
Total	757 (100)	809 (100)	751 (100)	794 (100)	779 (100)	3890 (100)

Tabela 3.10. Origem da água utilizada nos domicílios (para alimentos) segundo as áreas analisadas

	Área N (%)					Total
	Pilões Água Fria	Centro Cubatão	São Vicente	Guarujá	Bertioga	
SABESP	654 (86,6)	775 (96,5)	739 (98)	783 (98,4)	752 (96,4)	3703 (95,2)
Comprada	8 (1,0)	10 (1,2)	10 (1,3)	8 (1,0)	11 (1,4)	47 (1,2)
Caminhão pipa	0 (0,0)	1 (0,1)	0 (0,0)	1 (0,1)	1 (0,1)	3 (0,1)
Poço	1 (0,1)	0 (0,0)	2 (0,3)	0 (0,0)	2 (0,3)	5 (0,1)
Nascente	65 (8,6)	11 (1,4)	3 (0,4)	1 (0,1)	2 (0,3)	82 (2,1)
Bica	1 (0,1)	0 (0,0)	0 (0,0)	1 (0,1)	1 (0,1)	3 (0,1)
Córrego/riacho	1 (0,1)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	1 (0,0)
Rio/cachoeira	3 (0,4)	4 (0,5)	0 (0,0)	0 (0,0)	3 (0,4)	10 (0,3)
Outros	22 (2,9)	2 (0,2)	0 (0,0)	2 (0,3)	8 (1,0)	34 (0,9)
Total	755 (100)	803 (100)	754 (100)	796 (100)	780(100)	3888 (100)

O tempo de utilização da água nos domicílios (Tabelas 3.11 e 3.12) mostra que, no passado, não existia um consumo de água tratada na maioria dos domicílios, fato ocorrido em todas as áreas. A oferta de água tratada há mais de oito anos se mostrou significativamente associado com morar em São Vicente (Teste χ^2 $p < 0,05$). As áreas localizadas em São Vicente tiveram uma urbanização iniciada na década de setenta do século passado, anterior as outras áreas. No entanto, mesmo nessas áreas, mais de 30% da população esteve exposta aos contaminantes através do consumo de água num passado recente.

Tabela 3.11. Tempo de utilização da água nos domicílios (para beber) segundo as áreas analisadas.

	Área N (%)					Total
	Pilões Água Fria	Centro Cubatão	São Vicente	Guarujá	Bertioga	
Até 2 anos	128 (17,1)	141 (17,6)	75 (10,0)	126 (15,9)	152 (20,1)	622 (16,2)
Entre 2-4 anos	101 (13,5)	68 (8,5)	66 (8,8)	85 (10,8)	130 (17,2)	450 (11,7)
Entre 4-6 anos	98 (13,1)	94 (11,8)	60 (8,0)	64 (8,1)	99 (13,1)	415 (10,8)
Entre 6-8 anos	73 (9,8)	27 (3,4)	49 (6,5)	23 (2,9)	66 (8,7)	238 (6,2)
Mais de 8 anos	348 (46,5)	469 (58,7)	499 (66,6)	492 (62,3)	311 (41,0)	2119 (55,1)
Total	748 (100)	799 (100)	749 (100)	790 (100)	758 (100)	3844 (100)

Tabela 3.12. Tempo de utilização da água nos domicílios (para alimentos) segundo as áreas analisadas.

	Área N (%)					Total
	Pilões Água Fria	Centro Cubatão	São Vicente	Guarujá	Bertioga	
Até 2 anos	115 (15,3)	125 (15,7)	72 (9,6)	111 (14,0)	149 (19,6)	572 (14,9)
Entre 2-4 anos	95 (12,6)	59 (7,4)	52 (6,9)	68 (8,6)	111 (14,6)	385 (10,0)
Entre 4-6 anos	102 (13,6)	72 (9,1)	42 (5,6)	56 (7,1)	93 (12,3)	365 (9,5)
Entre 6-8 anos	78 (10,4)	23 (2,9)	45 (6,0)	22 (2,8)	71 (9,4)	239 (6,2)
Mais de 8 anos	361 (48,1)	516 (64,9)	539 (71,9)	536 (67,6)	335 (44,1)	2287 (59)
Total	751 (100)	795 (100)	750 (100)	793 (100)	759 (100)	3848 (100)

Muitos dos moradores relataram tratar a água para consumo (beber), mesmo sendo essa água vinda da rede pública e, água tratada. O hábito de tratar a água antes do consumo

mostrou uma associação significativa com a área de Cubatão – Centro (Tabela 3.13 e 3.14) pelo teste χ^2 ($p < 0,05$).

Tabela 3.13. Tratamento da água antes do consumo nos domicílios (para beber) segundo as áreas analisadas.

	Área N (%)					Total
	Pilões	Centro	São	Guarujá	Bertioga	
	Água Fria	Cubatão	Vicente			
Com tratamento	278 (36,2)	445 (54,7)	419 (55,6)	393 (49,1)	348 (44,3)	1883 (48,0)
Sem tratamento	490 (63,8)	368 (45,3)	335 (44,4)	407 (50,9)	437 (55,7)	2037 (52,0)
Total	768 (100)	813 (100)	754 (100)	800 (100)	785 (100)	3920 (100)

Tabela 3.14. Tratamento da água antes do consumo nos domicílios (para alimentos) segundo as áreas analisadas.

	Área N (%)					Total
	Pilões	Centro	São	Guarujá	Bertioga	
	Água Fria	Cubatão	Vicente			
Com tratamento	79 (10,5)	116 (14,6)	122 (16,3)	97 (12,2)	126 (16,6)	540 (14,0)
Sem tratamento	672 (89,5)	679 (85,4)	628 (83,7)	696 (87,8)	633 (83,4)	3308 (86,0)
Total	751 (100)	795 (100)	750 (100)	793 (100)	759 (100)	3848 (100)

Os percentuais de interrupção de abastecimento de água nas áreas foram entre 25 a 68% (Tabela 3.15), evidenciando um potencial risco de contaminação do abastecimento em áreas cujo solo esteja contaminado. A interrupção do abastecimento esteve associada estatisticamente com residir no Guarujá (teste χ^2 $p < 0,05$).

Tabela 3.15. Interrupção no fornecimento de água segundo as áreas analisadas.

	Área N (%)					Total
	Pilões	Centro	São	Guarujá	Bertioga	
	Água Fria	Cubatão	Vicente			
Com interrupção	188 (25,1)	243 (303,6)	335 (44,7)	539 (68,1)	356 (47,2)	1661 (43,3)
Sem interrupção	562 (74,9)	550 (69,4)	414 (55,3)	253 (31,9)	398 (52,8)	2177 (56,7)
Total	750 (100)	793 (100)	749 (100)	792 (100)	754 (100)	3838 (100)

3.1.5.2. Alimentos

Os resultados apresentados nas Tabelas 3.16 a 3.22 mostram o baixíssimo consumo de verduras, legumes, frutas, leite, ovos, frango, porcos e carne bovina produzidos em cada uma das áreas estudadas. O município do Guarujá mostrou uma associação com o menor consumo de ovos e o município de Cubatão – centro, com menor consumo de carne de porco teste χ^2 $p < 0,05$). Os resultados do estudo mostram o consumo predominante por alimentos provenientes de outras regiões.

Tabela 3.16. Agregado horta (verduras e legumes) segundo as áreas analisadas.

Verduras e Legumes	Área N (%)					Total
	Pilões	Centro	São	Guarujá	Bertioga	
	Água Fria	Cubatão	Vicente			
Sim	9 (1,2)	7 (0,9)	7 (0,9)	12 (1,6)	3 (0,4)	37 (1,0)
Não	750 (98,8)	792 (99,1)	734 (98,4)	791 (99,6)	772 (99,2)	3839 (99,0)
Total	(100)	799 (100)	746 (100)	794 (100)	778 (100)	3876 (100)

Tabela 3.17. Agregado horta (frutas) segundo as áreas analisadas.

Frutas	Área N (%)					Total
	Pilões	Centro	São	Guarujá	Bertioga	
	Água Fria	Cubatão	Vicente			
Sim	5 (0,7)	2 (0,3)	6 (0,8)	2 (0,3)	6 (0,8)	21 (0,5)
Não	749 (99,3)	795 (99,7)	735 (99,2)	794 (99,7)	769 (99,2)	3842 (99,5)
Total	754 (100)	797 (100)	741 (100)	796 (100)	775 (100)	3863 (100)

Tabela 3.18. Agregado leite segundo as áreas analisadas.

Leite	Área N (%)					Total
	Pilões	Centro	São	Guarujá	Bertioga	
	Água Fria	Cubatão	Vicente			
Sim	1 (0,1)	3 (0,4)	1 (0,1)	2 (0,3)	2 (0,3)	9 (0,2)
Não	713 (99,9)	776 (99,6)	732 (99,9)	779 (99,7)	753 (99,7)	3753 (99,8)
Total	714 (100)	779 (100)	733 (100)	781 (100)	755 (100)	3762 (100)

Tabela 3.19. Agregado ovo segundo as áreas analisadas.

Ovo	Área N (%)					Total
	Pilões	Centro	São	Guarujá	Bertioga	
	Água Fria	Cubatão	Vicente			
Sim	13 (2,2)	22 (3,1)	13 (1,8)	13 (1,8)	21 (2,8)	74 (2,1)
Não	571 (97,8)	695 (96,9)	694 (98,2)	766 (99,4)	735 (97,2)	3461 (97,9)
Total	584 (100)	717 (100)	707 (100)	771 (100)	756 (100)	3535 (100)

Tabela 3.20. Agregado criação de frango segundo as áreas analisadas.

Frango	Área N (%)					Total
	Pilões	Centro	São	Guarujá	Bertioga	
	Água Fria	Cubatão	Vicente			
Sim	6 (0,8)	8 (1,0)	5 (0,7)	2 (0,3)	8 (1,0)	29 (0,8)
Não	738 (99,2)	780 (99,0)	730 (99,3)	785 (99,7)	763 (99,0)	3796 (99,2)
Total	744 (100)	788 (100)	735 (100)	787 (100)	771 (100)	3825 (100)

Tabela 3.21. Agregado criação de porco segundo as áreas analisadas.

Porco	Área N (%)					Total
	Pilões	Centro	São	Guarujá	Bertioga	
	Água Fria	Cubatão	Vicente			
Sim	3 (0,8)	1 (0,2)	8 (2,2)	4 (0,8)	1 (0,3)	17 (0,8)
Não	382 (99,2)	419 (99,8)	355 (97,8)	477 (99,2)	395 (99,7)	2028 (99,2)
Total	385 (100)	420 (100)	363 (100)	481 (100)	396 (100)	2045 (100)

Tabela 3.22. Agregado criação de carne vermelha segundo as áreas analisadas.

Carne vermelha	Área N (%)					Total
	Pilões	Centro	São	Guarujá	Bertioga	
	Água Fria	Cubatão	Vicente			
Sim	2 (0,3)	0 (0,0)	1 (0,1)	0 (0,0)	0 (0,0)	3 (0,1)
Não	752 (99,7)	793 (100)	736 (99,9)	788 (100)	771 (100)	3840 (99,9)
Total	754 (100)	793 (100)	737 (100)	788 (100)	771 (100)	3843 (100)

Embora pequeno, o consumo local de peixes e frutos do mar das áreas (Tabela 3.23 e Tabela 3.24) é mais expressivo do que os outros alimentos pesquisados. Bertioga foi o município que apresentou o maior consumo local de peixes (16,3%). Em relação aos moluscos e crustáceos, São Vicente apresentou 37,4% de consumo local. Esse resultado mostra que nas comunidades expostas aos contaminantes presentes existe uma rota de contaminação presente e completa.

Morar em Cubatão apresentou uma associação estatisticamente significativa com um menor consumo de peixes e o Guarujá com o menor consumo de moluscos e crustáceos (teste χ^2 $p < 0,05$).

Tabela 3.23. Agregado peixe pescado na comunidade segundo as áreas analisadas.

Peixe	Área N (%)					Total
	Pilões	Centro	São	Guarujá	Bertioga	
	Água Fria	Cubatão	Vicente			
Sim	19 (3,2)	13 (2,9)	34 (5,6)	26 (3,6)	103 (16,3)	201 (6,3)
Não	567 (96,8)	635 (97,1)	578 (94,4)	691 (96,4)	527 (83,7)	2998 (93,7)
Total	586 (100)	654 (100)	612 (100)	717 (100)	630 (100)	3199 (100)

Tabela 3.24. Agregado moluscos e crustáceos pescados na comunidade segundo as áreas analisadas.

Moluscos e crustáceos	Área N (%)					Total
	Pilões	Centro	São	Guarujá	Bertioga	
	Água Fria	Cubatão	Vicente			
Sim	19 (19,8)	22 (16,1)	55 (37,4)	37 (14,5)	40 (25,6)	173 (21,9)
Não	77 (80,2)	115 (83,9)	92 (62,6)	218 (85,5)	116 (74,4)	618 (78,1)
Total	96 (100)	137 (100)	147 (100)	255 (100)	156 (100)	791 (100)

3.1.1.6. Prevalência de Morbidade Referida

3.1.1.6.1. Câncer

Foram investigados, em cada área, câncer de pulmão, mama, aparelho reprodutor feminino e masculino, tireóide, leucemias, gastrointestinal, bexiga, fígado, vias biliares e pâncreas, tumores da infância e rins. Exceto leucemias, não houve associação significativa entre cada desfecho anteriormente citado e as áreas estudadas.

3.1.1.6.1.1. Leucemias

Quando avaliadas na sua totalidade, incluindo a exposição ocupacional a produtos químicos (Tabela 3.25), não houve associação significativa entre as áreas estudadas e o desfecho de interesse.

Tabela 3.25. Frequência dos casos relatados de leucemia segundo as áreas estudadas.

	Área N (%)					Total
	Pilões Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	0 (0,0)	1 (5,3)	1 (5,6)	0 (0,0)	3 (25,0)	5 (6,9)
Não	9 (100)	18 (94,7)	17 (94,4)	14 (100)	9 (75,0)	67 (93,1)
Total	9 (100)	19 (100)	18 (100,0)	14 (100)	12 (100)	72(100)

No entanto, quando foram retirados do banco de dados os indivíduos com exposição ocupacional relatada, observou-se um associação entre morar em Cubatão e não ter leucemia ($p < 0,05$) (Tabela 3.26).

Tabela 3.26. Frequência dos casos relatados de leucemia segundo as áreas estudadas (sem exposição ocupacional relatada).

	Área N (%)					Total
	Pilões Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	2 (40,0)	2 (7,1)
Não	3 (100,0)	8 (100,0)	6 (100,0)	6 (100,0)	3 (60,0)	26 (92,9)
Total	3 (100,0)	8 (100,0)	6 (100,0)	6 (100,0)	5 (100,0)	28 (100,0)

3.1.1.6.2. Doenças da pele

Houve uma associação significativa entre não ter doenças de pele e residir no município do Guarujá pelo teste do χ^2 (Tabela 3.27). Quando retirado o grupo que referiu qualquer exposição ocupacional, a associação permaneceu significativa (Tabela 3.28), sendo que a prevalência de doenças de pele em São Vicente foi estatisticamente maior que em Pilões ($p < 0,05$), Guarujá ($p < 0,05$), Bertioga ($p < 0,05$) e Cubatão centro ($p = 0,00$), evidenciado pelo teste de proporções.

Tabela 3.27. Prevalência dos casos relatados de doenças de pele segundo as áreas estudadas.

Doenças de pele	Áreas N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá-VC	Bertioga	
Sim	100 (3,9)	96 (3,4)	132 (5,2)	94 (3,4)	117 (4,1)	539 (4,0)
Não	2469 (96,1)	2705 (96,6)	2419 (94,8)	2660 (96,6)	2744 (95,9)	12997 (96,7)
Total	2569 (100,0)	2801 (100,0)	2551 (100,0)	2754 (100,0)	2861 (100,0)	13536 (100,0)

Tabela 3.28. Prevalência dos casos relatados de doenças de pele segundo as áreas estudadas (sem exposição ocupacional relatada).

Doenças de pele	Áreas N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	29 (2,8)	32 (2,5)	56 (5,3)	52 (3,2)	42 (3,0)	211 (3,3)
Não	999 (97,2)	1224 (97,5)	997 (94,7)	1558 (96,8)	1379 (97,0)	6157 (96,7)
Total	1028 (100,0)	1256 (100,0)	1053 (100,0)	1610 (100,0)	1421 (100,0)	6368 (100,0)

3.1.1.6.3. Hipertensão Arterial

Quando avaliada a associação com hipertensão arterial sem excluir a exposição ocupacional e tabagismo, houve uma associação significativa entre morar em Bertioga e não ter hipertensão arterial. Ao retirar-se a exposição ocupacional e tabagismo, houve uma associação significativa entre não ter hipertensão arterial e residir em Guarujá pelo teste do χ^2 . A prevalência de hipertensão arterial em Cubatão centro foi estatisticamente maior do que em Pilões ($p=0,00$), Guarujá ($p=0,00$) e Bertioga ($p=0,00$), evidenciado pelo teste de proporções. A prevalência de hipertensão arterial em São Vicente foi estatisticamente maior que Bertioga ($p=0,03$), Pilões ($p=0,01$) e Guarujá ($p=0,04$).

Tabela 3.29. Prevalência dos casos relatados de hipertensão arterial segundo as áreas estudadas.

	Áreas N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Pressão alta						
Sim	305 (14,6)	481 (24,2)	445 (23,9)	413 (20,3)	319 (14,1)	1963 (19,2)
Não	1783 (85,4)	1505 (75,8)	1416 (76,1)	1626 (79,7)	1943 (85,9)	8273 (80,8)
Total	2088 (100,0)	1986 (100,0)	1861 (100,0)	2039 (100,0)	2262 (100,0)	10236 (100,0)

Tabela 3.30. Prevalência dos casos relatados de hipertensão arterial segundo as áreas estudadas (sem exposição ocupacional relatada e tabagismo).

	Áreas N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Pressão alta						
Sim	38 (10,7)	81 (25,4)	53 (18,6)	73 (13,0)	51 (12,3)	296 (15,3)
Não	317 (89,3)	238 (74,6)	232 (81,4)	489 (87,0)	364 (87,7)	1640 (84,7)
Total	355 (100,0)	319 (100,0)	285 (100,0)	562 (100,0)	415 (100,0)	1936 (100,0)

A prevalência de hipertensão observada em Cubatão Centro está acima da prevalência estimada para a população brasileira que é de 20% (Passos et al., 2006).

3.1.1.6.4. Doenças do sangue

Na avaliação da amostra total houve uma associação entre residir em Guarujá/Vicente de Carvalho e não ter doenças do sangue (Tabela 3.31).

Tabela 3.31. Prevalência dos casos relatados de doenças do sangue segundo as áreas estudadas.

Doenças do sangue	Áreas N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	76 (2,9)	131 (4,9)	88 (3,2)	70 (2,5)	59 (2,0)	424 (3,1)
Não	2554 (96,9)	2570 (96,3)	2632 (98,3)	2726 (97,5)	2914 (98,0)	13396 (96,9)
Total	2630 (100,0)	2701 (100,0)	2720 (100,0)	2796 (100,0)	2973 (100,0)	13820 (100,0)

No entanto, ao retirar do banco de dados as famílias que relataram exposição ocupacional, houve uma associação significativa entre não ter doenças do sangue e residir no município de Bertioga pelo teste do χ^2 (Tabela 3.32). A prevalência de doenças do sangue em Cubatão Centro foi estatisticamente maior que em Bertioga ($p=0,03$), Guarujá ($p=0,01$) e São Vicente ($p=0,00$), evidenciado pelo teste de proporções. A prevalência de doenças do sangue em Pilões foi estatisticamente maior que Bertioga ($p=0,05$) e São Vicente ($p=0,05$).

Tabela 3.32. Prevalência dos casos relatados de doenças do sangue segundo as áreas estudadas (sem exposição ocupacional relatada).

Doenças do sangue	Áreas N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	32 (3,1)	45 (3,7)	19 (1,7)	35 (2,1)	27 (1,8)	158 (2,4)
Não	1005 (96,9)	1176 (96,3)	1118 (98,3)	1600 (97,9)	1434 (98,2)	6333 (97,6)
Total	1037 (100,0)	1221 (100,0)	1137 (100,0)	1635 (100,0)	1461 (100,0)	6491 (100,0)

3.1.1.6.5. Doenças respiratórias

A Tabela 3.33 mostra que quando avaliado esse grupo de doenças em toda a amostra estudada, houve uma associação entre morar em Bertioga e não ter doença respiratória ($p < 0,05$).

Tabela 3.33. Prevalência dos casos relatados de doenças respiratórias segundo as áreas estudadas.

	Área N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sím	363 (17,0)	437 (19,4)	407 (17,7)	461 (20,3)	316 (12,9)	1984 (17,4)
Não	1775 (83,0)	1814 (80,6)	1893 (82,3)	1806 (79,7)	2142 (87,1)	9430 (82,6)
Total	2138 (100)	2251 (100)	2300 (100)	2267 (100)	2458 (100)	11414 (100)

Quando retirados da amostra as famílias que mencionaram exposição ocupacional, houve uma associação significativa entre não ter doenças respiratórias e residir no município do Guarujá pelo teste do χ^2 . A prevalência do total de doenças respiratórias em Cubatão Centro foi estatisticamente maior que em Bertioga ($p=0,03$) e Pilões ($p=0,04$), evidenciado pelo teste de proporções. As prevalências de doenças respiratórias em São Vicente e Guarujá foram estatisticamente maiores que em Bertioga ($p=0,00$ e $p=0,05$ respectivamente) (Tabelas 3.34).

Tabela 3.34. Prevalência dos casos relatados de doenças respiratórias segundo as áreas estudadas (sem exposição ocupacional relatada).

Doenças Respiratórias	Áreas N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	52 (14,7)	79 (20,7)	66 (19,9)	117 (19,5)	57 (12,8)	37153 (17,6)
Não	299 (85,2)	302 (79,3)	266 (80,1)	482 (80,5)	389 (87,2)	1738 (82,4)
Total	351 (100,0)	381 (100,0)	332 (100,0)	599 (100,0)	446 (100,0)	2109 (100,0)

Na região metropolitana de São Paulo, a prevalência de doenças respiratórias na população geral está em torno de 15% segundo a Sociedade Paulista de Pneumologia e Tisiologia (SPPT, 2009). Os valores observados em Cubatão Centro, São Vicente Continental e Vicente de Carvalho estão acima do relatado por esta sociedade.

3.1.1.6.5.1. Repetição de infecções de vias superiores

Houve uma associação significativa entre ter infecções de vias aéreas superiores e residir no município de Vicente de Carvalho/Guarujá, pelo teste do χ^2 (Tabela 3.35).

Tabela 3.35. Prevalência dos casos relatados de infecções de vias aéreas superiores segundo as áreas estudadas.

	Área N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	173 (56,2)	295 (78,0)	191 (59,7)	214 (56,8)	134 (51,0)	1007 (61,2)
Não	135 (43,8)	83 (22,0)	129 (40,3)	163 (43,2)	129 (49,0)	639 (38,8)
Total	308 (100)	378 (100)	320 (100)	377 (100)	263 (100)	1646 (100)

Quando retiradas famílias com relato de exposição ocupacional, a prevalência de infecções de vias aéreas superiores em Cubatão centro foi estatisticamente maior que em Bertioga ($p=0,01$), São Vicente ($p=0,05$), Guarujá ($p=0,00$) e Pilões ($p=0,01$), evidenciado pelo teste de proporções (Tabela 3.36).

Tabela 3.36. Prevalência dos casos relatados de infecções de vias aéreas superiores segundo as áreas estudadas (sem exposição ocupacional relatada).

IVAS repetição	Áreas N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	29 (60,4)	62 (83,8)	37 (67,3)	63 (62,4)	28 (56,0)	219 (66,8)
Não	19 (39,6)	12 (16,2)	18 (32,7)	38 (37,6)	22 (44,0)	109 (33,2)
Total	48 (100,0)	74 (100,0)	55 (100,0)	101 (100,0)	50 (100,0)	328 (100,0)

3.1.1.6.5.2. Tosse com catarro

A Tabela 3.37 mostra a distribuição de relatos de tosse com catarro segundo a área estudada. Houve associação em morar em Cubatão centro e não ter esse sintoma.

Tabela 3.37. Prevalência dos casos relatados de tosse com catarro segundo as áreas estudadas.

	Área N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	65 (19,5)	52 (13,0)	90 (26,6)	101 (26,0)	69 (27,3)	377 (22,0)
Não	268 (80,5)	349 (87,0)	248 (73,4)	287 (74,0)	184 (72,7)	1336 (78,0)
Total	333 (100)	401 (100)	338 (100)	388 (100)	253 (100)	1713 (100)

No entanto, ao avaliar-se essa distribuição por área, retirando os relatos de exposição ocupacional, houve uma associação significativa entre não ter tosse com catarro e residir no município do Guarujá, pelo teste do χ^2 . A prevalência de tosse com catarro em São Vicente foi estatisticamente maior que em Cubatão centro ($p=0,00$). Cubatão Centro mostrou uma prevalência maior Pilões ($p=0,02$) e Guarujá ($p=0,00$), evidenciado pelo teste de proporções (Tabela 3.38).

Tabela 3.38. Prevalência dos casos relatados de tosse com catarro segundo as áreas estudadas ((sem exposição ocupacional relatada).

Tosse c/ catarro	Áreas N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	10 (20,0)	4 (5,3)	15 (25,9)	24 (22,9)	6 (12,5)	59 (17,5)
Não	40 (80,0)	72 (94,7)	43 (74,1)	81 (77,1)	42 (87,5)	278 (82,5)
Total	50 (100,0)	76 (100,0)	58 (100,0)	105 (100,0)	48 (100,0)	337 (100,0)

3.1.1.6.5.3. Cansaço nas atividades diárias

Houve uma associação significativa entre não ter cansaço nas atividades diárias e residir no município do Guarujá, pelo teste do χ^2 . Ao avaliar-se o total da amostra, houve uma associação entre morar em Cubatão centro e não ter esse sintoma (Tabela 3.39).

Tabela 3.39. Prevalência dos casos relatados de cansaço nas atividades diárias segundo as áreas estudadas.

	Área N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	80 (25,2)	78 (19,9)	96 (29,9)	81 (22,3)	84 (34,9)	419 (25,6)
Não	238 (74,8)	313 (80,1)	225 (70,1)	282 (77,7)	157 (65,1)	1215 (74,4)
Total	318 (100)	391 (100)	321 (100)	363 (100)	241 (100)	1634 (100)

Ao selecionar a amostra sem a exposição ocupacional relatada, a prevalência de cansaço nas atividades diárias em Cubatão centro foi estatisticamente maior que em Pilões ($p=0,01$). Pilões - Água Fria mostrou uma prevalência maior que Guarujá ($p=0,02$), evidenciado pelo teste de proporções (Tabela 3.40).

Tabela 3.40. Prevalência dos casos relatados de cansaço nas atividades diárias segundo as áreas estudadas (sem exposição ocupacional relatada).

Cansaço atividades diárias	Áreas N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá-VC	Bertioga	
Sim	2 (3,8)	15 (21,1)	7 (12,3)	19 (19,4)	4 (8,2)	47 (14,4)
Não	50 (96,2)	56 (78,9)	50 (87,7)	79 (80,6)	45 (91,8)	280 (85,6)
Total	52 (100,0)	71 (100,0)	57 (100,0)	98 (100,0)	49 (100,0)	327 (100,0)

3.1.1.6.5.4. Conjuntivite

Na amostra total houve uma associação significativa em não ter conjuntivite e morar em Cubatão centro (Tabela 3.41).

Tabela 3.41. Prevalência dos casos relatados de conjuntivite segundo as áreas estudadas.

	Área N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá-VC	Bertioga	
Sim	26 (7,7)	43 (10,7)	57 (16,5)	51 (12,8)	23 (9,0)	200 (11,5)
Não	312 (92,3)	358 (89,3)	288 (83,5)	348 (87,2)	232 (91,0)	1538 (88,5)
Total	338 (100)	401 (100)	345 (100)	399 (100)	255 (100)	1738 (100)

Ao retirar as famílias que relataram exposição ocupacional, houve uma associação significativa entre não ter conjuntivite e residir no município do Guarujá, pelo teste do χ^2 . A prevalência de conjuntivite em São Vicente foi estatisticamente maior que em Bertioga ($p=0,01$), Cubatão centro (0,04) e Guarujá (0,05), evidenciado pelo teste de proporções (Tabela 3.42).

Tabela 3.42. Prevalência dos casos relatados de conjuntivite segundo as áreas estudadas.

Conjuntivite	Áreas N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	4 (7,7)	6 (8,0)	11 (22,4)	10 (9,3)	1 (2,0)	32 (9,6)
Não	48 (92,3)	69 (92,0)	38 (77,6)	98 (90,7)	50 (98,0)	303 (90,4)
Total	52 (100,0)	75 (100,0)	49 (100,0)	108 (100,0)	51 (100,0)	335 (100,0)

3.1.1.6.5.5. Espirro ou coceira no nariz

Ao avaliar-se a amostra total, não houve associação significativa com nenhuma das áreas (Tabela 3.43). No entanto, ao retirar-se as famílias que relataram exposição ocupacional, houve uma associação significativa entre ter espirro ou coceira no nariz e residir no município do Guarujá, pelo teste do χ^2 . A prevalência de espirro ou coceira no nariz em Guarujá foi estatisticamente maior que em Bertioga ($p=0,00$) e Cubatão centro (0,00). São Vicente teve uma prevalência estatisticamente maior que Bertioga (0,00) e Cubatão centro ($p=0,02$), sendo que Pilões mostrou uma prevalência estatisticamente maior que Bertioga ($p=0,03$), evidenciado pelo teste de proporções (Tabela 3.44).

Tabela 3.43. Prevalência dos casos relatados de espirros ou coceira no nariz segundo as áreas estudadas.

	Área N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	131 (42,1)	165 (45,7)	162 (53,1)	192 (52,9)	100 (42,9)	750 (47,7)
Não	180 (57,9)	196 (54,3)	143 (46,9)	171 (47,1)	133 (57,1)	823 (52,3)
Total	311 (100)	361 (100)	305 (100)	363 (100)	233 (100)	1573 (100)

Tabela 3.44. Prevalência dos casos relatados de espirros ou coceira no nariz segundo as áreas estudadas (sem exposição ocupacional relatada).

Espirros/ Coceira no nariz	Áreas N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	23 (46,9)	23 (33,3)	25 (56,8)	56 (57,1)	12 (24,0)	139 (44,8)
Não	26 (53,1)	46 (66,7)	19 (43,2)	42 (42,9)	38 (76,0)	171 (55,2)
Total	49 (100,0)	69 (100,0)	44 (100,0)	98 (100,0)	50 (100,0)	310 0 0,0)

3.1.1.6.5.6. Entupimento nasal ou coriza

Na avaliação da amostra total, houve uma associação significativa. Entre morar em Cubatão e não ter entupimento nasal ou coriza (Tabela 3.45). Porém, houve uma associação significativa entre entupimento nasal ou coriza e não residir no município do Guarujá, pelo teste do χ^2 . A prevalência de entupimento nasal ou coriza em Guarujá foi estatisticamente maior que em Pilões ($p=0,02$), Cubatão centro (0,01) e Bertioga (0,00). São Vicente teve uma prevalência estatisticamente maior que Bertioga (0,00), evidenciado pelo teste de proporções (Tabela 3.46).

Tabela 3.45. Prevalência dos casos relatados de entupimento nasal ou coriza segundo as áreas estudadas.

	Área N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	132 (41,4)	149 (40,2)	163 (50,9)	204 (55,7)	97 (39,8)	745 (46,0)
Não	187 (58,6)	222 (59,8)	157 (49,1)	162 (44,3)	147 (60,2)	875 (54,0)
Total	319 (100)	371 (100)	320 (100)	366 (100)	244 (100)	1620 (100)

Tabela 3.46. Prevalência dos casos relatados de entupimento nasal ou coriza segundo as áreas estudadas (sem exposição ocupacional relatada).

Entupimento ou coriza	Áreas N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	19 (38,8)	28 (39,4)	29 (55,8)	60 (59,4)	12 (24,0)	148 (45,8)
Não	30 (61,2)	43 (60,6)	23 (44,2)	41 (40,6)	38 (76,0)	175 (54,2)
Total	49 (100,0)	71 (100,0)	52 (100,0)	101 (100,0)	50 (100,0)	323 0 0,0)

3.1.1.6.5.7. Falta de ar (dispnéia)

Na avaliação da amostra total, houve uma associação significativa entre morar em Cubatão Centro e não ter falta de ar (Tabela 3.47).

Tabela 3.47. Prevalência dos casos relatados de falta de ar (dispnéia) segundo as áreas estudadas.

	Área N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá-VC	Bertioga	
Sim	111 (35,2)	91 (23,8)	114 (36,3)	116 (32,4)	101 (41,1)	533 (33,0)
Não	204 (64,8)	292 (76,2)	200 (63,7)	242 (67,6)	145 (58,9)	1083 (67,0)
Total	315 (100)	383 (100)	314 (100)	358 (100)	246 (100)	1616 (100)

Quando foram excluídos os participantes com exposição ocupacional observou-se uma associação entre morar em Vicente de Carvalho e ter dispnéia ($p < 0,01$) (Tabela 3.48).

Tabela 3.48. Prevalência dos casos relatados de falta de ar (dispnéia) segundo as áreas estudadas (sem exposição ocupacional relatada).

Dispnéia	Área N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá-VC	Bertioga	
Sim	7 (14,3)	8 (11,3)	13 (27,7)	116 (25,0)	11 (21,6)	64 (20,1)
Não	42 (85,7)	63 (88,7)	34 (72,3)	75 (75)	40 (78,4)	254 (79,9)
Total	49 (100)	71 (100)	47 (100)	100 (100)	51 (100)	318 (100)

3.1.1.6.5.8. Asma

Em relação à asma, houve uma associação significativa entre morar em Vicente de Carvalho, Guarujá, e não ter asma (χ^2 Pearson = 27,45; $p = 0,000$) (Tabela 3.49). Quando são retirados os relatos de exposição ocupacional, não há associação (Tabela 3.50).

Tabela 3.49. Prevalência dos casos relatados de asma segundo as áreas estudadas.

	Área N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	33 (10,0)	45 (11,1)	62 (17,7)	24 (5,9)	29 (10,9)	193 (11,0)
Não	297 (90,0)	360 (88,9)	288 (82,3)	384 (94,1)	238 (89,1)	1567 (89,0)
Total	330 (100)	405 (100)	350 (100)	408 (100)	267 (100)	1760 (100)

Tabela 3.50. Prevalência dos casos relatados de asma segundo as áreas estudadas (sem exposição ocupacional relatada).

	Área N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	7 (14,9)	6 (8,0)	5 (9,3)	4 (3,5)	4 (8,7)	26 (7,8)
Não	40 (85,1)	69 (92)	49 (90,7)	109 (96,5)	42 (91,3)	309 (92,2)
Total	47 (100)	75 (100)	54 (100)	408 (100)	267 (100)	335 (100,0)

Em relação à prevalência de asma, os resultados do presente estudo estão de acordo com os valores encontrados no Brasil segundo as sociedades de especialistas (Nogueira et al., 2007).

3.1.1.6.6. Alterações Cognitivas

Não houve associação entre os despechos relacionados aos distúrbios cognitivos e as áreas investigadas. Houve somente uma associação significativa entre não fazer lição de casa e residir no município do Guarujá pelo teste do χ^2 .

Tabela 3.51. Prevalência dos casos relatados sobre aprendizado (fazer lição de casa) segundo as áreas estudadas.

Fazer a lição de casa	Áreas N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá-VC	Bertioga	
Sim	8 (66,7)	9 (81,8)	8 (100,0)	11 (39,3)	17 (85,0)	53 (67,1)
Não	4 (33,3)	2 (18,2)	0 (0,0)	17 (60,7)	3 (15,0)	26 (32,9)
Total	12 (100,0)	11 (100,0)	8 (100,0)	28 (100,0)	20 (100,0)	79 100,0)

3.1.1.6.7. Doenças do Fígado

A Tabela 3.52 mostra o número de casos relatados de doenças do fígado. Não foi encontrada nenhuma associação do despecho com as áreas.

Tabela 3.52. Prevalência dos casos relatados do fígado segundo as áreas estudadas.

	Áreas N (%)					Total
	Pilões - Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá-VC	Bertioga	
Sim	48 (1,8)	53 (1,8)	48 (1,7)	32(1,1)	43 (1,4)	224 (1,6)
Não	2631 (98,2)	2856 (98,2)	2734 (98,3)	2876 (98,9)	2969 (98,6)	14066 (98,4)
Total	2679 (100,0)	2909 (100,0)	2782 (100,0)	2908 (100,0)	3012 (100,0)	14290 (100,0)

Quando foram retiradas da amostra as famílias que relataram exposição ocupacional e etilismo, também não foi encontrada associação significativa (Tabela 3.53).

Tabela 3.53. Prevalência dos casos relatados do fígado segundo as áreas estudadas (sem exposição ocupacional e etilismo relatado).

	Áreas N (%)					Total
	Pilões - Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	8 (1,8)	9 (1,3)	11 (2,7)	7 (0,8)	9 (1,3)	44 (1,4)
Não	428 (98,2)	679 (98,7)	401 (97,3)	880 (99,2)	670 (98,7)	3058 (98,6)
Total	436 (100,0)	688 (100,0)	412 (100,0)	887 (100,0)	679 (100,0)	3102 (100,0)

3.1.1.6.7.1. Hepatite

A Tabela 3.54 mostra o número de casos relatados de hepatite. Foi encontrada uma associação significativa entre hepatite e morar em Pilões – Água Fria.

Tabela 3.54. Prevalência dos casos relatados de hepatite segundo as áreas estudadas

	Áreas N (%)					Total
	Pilões - Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	34 (77,3)	31 (62,0)	25 (58,1)	10 (32,3)	18 (46,2)	118 (57,0)
Não	10 (22,7)	19 (38,0)	18 (41,9)	21 (67,7)	21 (53,8)	89 (43,0)
Total	44 (100,0)	50 (100,0)	43 (100,0)	31 (100,0)	39 (100,0)	207 (100,0)

Quando retirada da amostra as famílias que relataram exposição ocupacional e etilismo, não foi encontrada associação significativa em nenhuma das áreas (Tabela 3.55).

Tabela 3.55. Prevalência dos casos relatados de hepatite segundo as áreas estudadas (sem exposição ocupacional e etilismo relatado)

	Áreas N (%)					Total
	Pilões - Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	6 (75,0)	5 (55,6)	5 (50,0)	1 (14,3)	3 (42,9)	20 (48,8)
Não	2 (25,0)	4 (44,4)	5 (50,0)	6 (85,7)	4 (57,1)	21 (51,2)
Total	8 (100,0)	9 (100,0)	10 (100,0)	7 (100,0)	7 (100,0)	41 (100,0)

3.1.1.6.8. Doenças do Coração

A tabela 3.56 mostra o número de doenças do coração, relatados no total da amostra. Foi encontrada uma associação significativa entre morar em Bertioga e não ter doenças do coração.

Tabela 3.56. Prevalência dos casos relatados de doenças do coração segundo as áreas estudadas

	Áreas N (%)					Total
	Pilões - Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	103 (4,0)	162 (6,1)	134 (5,2)	117 (4,3)	89 (3,1)	605 (4,5)
Não	2458 (96,0)	2475 (93,9)	2426 (94,8)	2575 (95,7)	2770 (96,9)	12704 (95,5)
Total	2561 (100,0)	2637 (100,0)	2560 (100,0)	2692 (100,0)	2859 (100,0)	13309 (100,0)

Quando retirados os relatos de tabagismo e exposição ocupacional não houve associação significativa (Tabela 3.57).

Tabela 3.57. Prevalência dos casos relatados de doenças do coração segundo as áreas estudadas (sem exposição ocupacional e tabagismo relatado)

	Áreas N (%)					Total
	Pilões - Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	12	20	14	20	15	81
	(2,8)	(4,4)	(3,8)	(2,9)	(2,9)	(3,3)
Não	412	434	356	681	494	2377
	(97,2)	(95,6)	(96,2)	(97,1)	(97,1)	(96,7)
Total	424	454	370	701	509	2458
	(100,0)	(100,0)	(100,0)	(100,0)	(100,0)	(100,0)

3.1.1.6.8.1. Infarto do Miocárdio

A tabela 3.58 mostra o número de ataques do coração/infarto, relatados no total da amostra. Foi encontrada uma associação significativa entre morar em Cubatão centro e não ter infarto.

Tabela 3.58. Prevalência dos casos relatados de infarto segundo as áreas estudadas

	Áreas N (%)					Total
	Pilões - Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	16	20	26	13	22	97
	(16,8)	(14,1)	(20,6)	(13,5)	(28,2)	(18,1)
Não	79	122	100	83	56	440
	(83,2)	(85,9)	(79,4)	(86,5)	(71,8)	(81,9)
Total	95	142	126	96	78	537
	(100,0)	(100,0)	(100,0)	(100,0)	(100,0)	(100,0)

Quando retirados os relatos de tabagismo e exposição ocupacional não houve associação significativa (Tabela 3.59).

Tabela 3.59. Prevalência dos casos relatados de infarto segundo as áreas estudadas (sem exposição ocupacional e tabagismo relatado)

	Áreas N (%)					
	Pilões - Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	Total
Sim	12	20	14	20	15	81
	(2,8)	(4,4)	(3,8)	(2,9)	(2,9)	(3,3)
Não	412	434	356	681	494	2377
	(97,2)	(95,6)	(96,2)	(97,1)	(97,1)	(96,7)
Total	424	454	370	701	509	2458
	(100,0)	(100,0)	(100,0)	(100,0)	(100,0)	(100,0)

3.1.1.6.9. Depressão

A tabela 3.60 mostra o número de casos de depressão, relatados no total da amostra. Foi encontrada uma associação significativa entre morar em Bertioga e não ter depressão.

Tabela 3.60. Prevalência dos casos relatados de depressão segundo as áreas estudadas

	Áreas N (%)					
	Pilões - Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	Total
Sim	113	161	175	154	126	729
	(4,6)	(6,1)	(7,1)	(5,9)	(4,6)	(5,6)
Não	2363	2483	2303	2465	2630	12244
	(95,4)	(93,9)	(92,9)	(94,1)	(95,4)	(94,4)
Total	2476	2644	2478	2619	2756	12973
	(100,0)	(100,0)	(100,0)	(100,0)	(100,0)	(100,0)

Quando retirados os relatos de tabagismo e exposição ocupacional não houve associação significativa (Tabela 3.61).

Tabela 3.61. Prevalência dos casos relatados de depressão segundo as áreas estudadas (sem exposição ocupacional e tabagismo relatado)

	Áreas N (%)					Total
	Pilões - Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá- VC	Bertioga	
Sim	16	35	21	51	38	161
	(3,7)	(5,7)	(5,6)	(6,6)	(6,4)	(5,8)
Não	413	577	353	725	557	2625
	(96,3)	(94,3)	(94,4)	(93,4)	(93,6)	(94,2)
Total	429	612	374	776	595	2786
	(100,0)	(100,0)	(100,0)	(100,0)	(100,0)	(100,0)

3.1.2. Segunda Fase

Participaram da segunda fase 20 famílias (54 pessoas) em Pilões – Água Fria, 20 famílias (55 pessoas) em Cubatão Centro, 19 famílias (73 pessoas) em São Vicente Continental, 23 famílias (74 pessoas) em Vicente de Carvalho e 21 famílias (54 pessoas) em Bertioga. Para cada área foram selecionadas entre 40 e 50 famílias que atendiam os critérios de inclusão. Entretanto, como para esta fase a participação envolvia procedimentos desconfortáveis, o deslocamento até o local onde se desenvolviam as atividades, e a necessidade de acordar cedo no final de semana (sábado ou domingo), não foi possível preencher o número de famílias estipulado anteriormente. Além disso, em muitas famílias a adesão foi parcial.

3.1.2.1. Avaliação Clínica e Laboratorial

A Figura 3.7 mostra a distribuição dos participantes do estudo de acordo com o índice de massa corpórea, classificado em três categorias, a saber, baixo, adequado e sobrepeso/obeso, de acordo com a idade (Noel et al., 2007; Skelton, 2007).

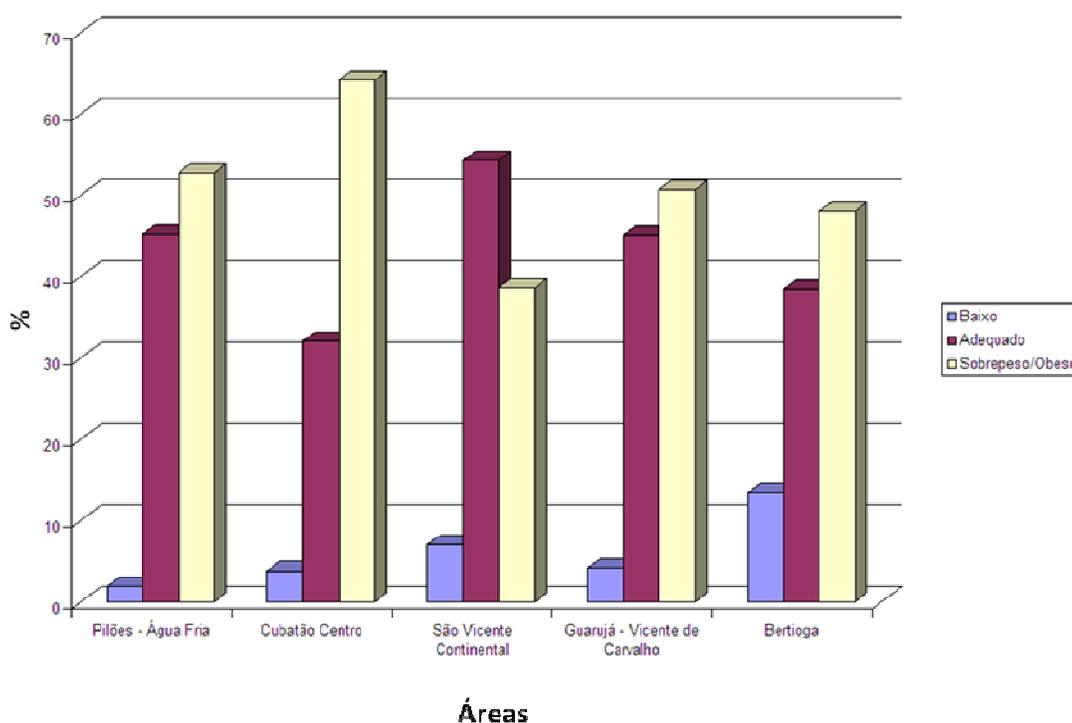


Figura 3.7. Porcentagem de moradores classificados de acordo com o índice de massa corpórea nas cinco áreas analisadas.

Observa-se em quatro áreas predomínio da porcentagem de pessoas com sobrepeso ou obesas. Essa característica foi mais acentuada em Cubatão Centro. Apenas em São Vicente Continental houve um predomínio de pessoas com IMC adequado em relação às demais categorias. No teste de qui-quadrado não houve associação entre área de moradia e categoria de IMC. Entretanto, no teste de comparação entre duas proporções, o percentual de pessoas com sobrepeso ou obesas que moram em Cubatão Centro é estatisticamente diferente do percentual observado em São Vicente Continental ($z = 2,63$; $p = 0,009$).

Na análise das doenças mais prevalentes na amostra analisada encontramos a hipertensão arterial sistêmica e o diabetes melitus. A Figura 3.8 apresenta a distribuição proporcional dos casos de hipertensão e diabetes por área estudada.

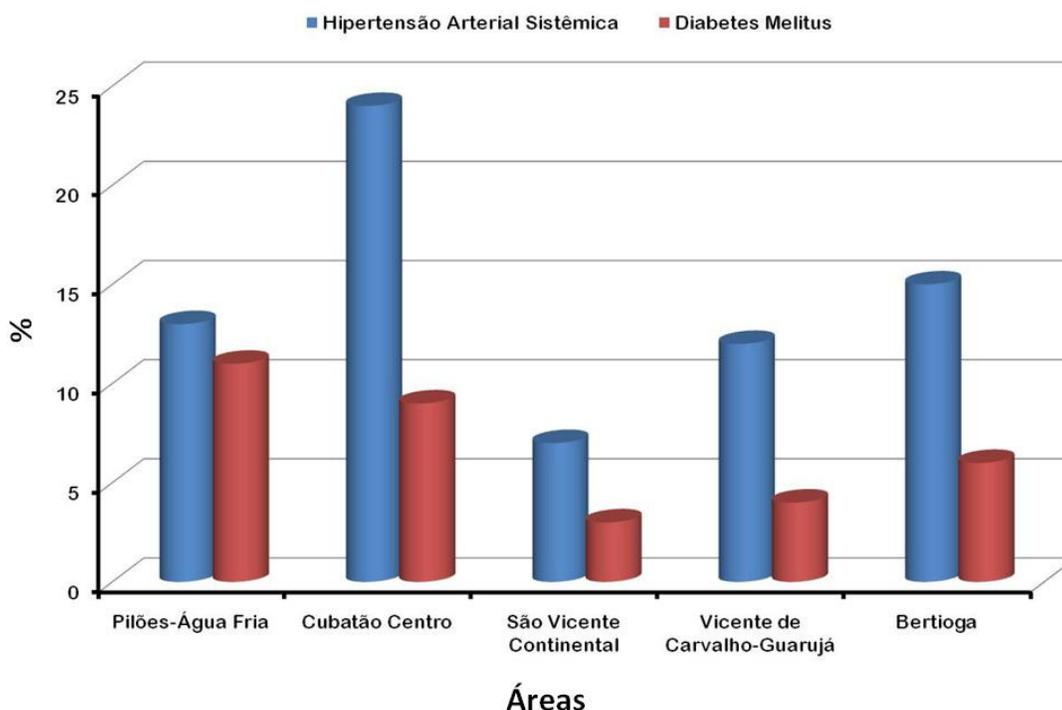


Figura 3.8. Porcentagem de moradores com hipertensão arterial sistêmica ou diabetes melitus entre os participantes da segunda fase em cada uma das cinco áreas analisadas.

Houve uma maior proporção de casos com hipertensão arterial sistêmica em Cubatão Centro e que foi estatisticamente diferente do observado em São Vicente Continental (comparação entre duas proporções com $z = 2,5$; $p = 0,01$). Não houve diferença entre as demais áreas.

A relação entre a obesidade e a hipertensão arterial é bem conhecida (Gus et al., 1998). Portanto, os resultados observados mostrando maior prevalência de obesidade entre os moradores de Cubatão Centro e a maior prevalência de casos de hipertensão arterial parecem bastante coerentes.

Não houve diferença na proporção de casos com diabetes entre as áreas analisadas. Entretanto, a sua distribuição segue, de forma similar, o padrão observado para a obesidade. Isso não surpreende dada a forte associação entre estas duas doenças (Mokdad et al., 2003).

Como a faixa etária também pode estar associada à presença destas doenças, foi testada a diferença entre as idades dos moradores das cinco áreas. Não houve diferença estatística entre elas mostrando que em relação à idade dos participantes da segunda fase as áreas são homogêneas (análise de variância com $p = 0,91$).

A presença de parasitas intestinais, avaliada pelo exame protoparasitológico mostrou relação inversa com a presença de sistema de saneamento básico. Nas áreas com melhor cobertura sanitária foram encontrados mais exames com resultados negativos, como pode ser observado na Tabela 3.62.

Tabela 3.62. Resultados de exames protoparasitológicos nas áreas estudadas.

PPF	Áreas N (%)					Total
	Pilões – Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Guarujá – V. de Carvalho	Bertioga	
Negativo	18 (47,4)	13 (81,3)	31 (73,8)	12 (46,2)	18 (45,0)	92 (56,8)
Positivo	20 (52,6)	3 (18,8)	11 (26,2)	14 (53,8)	22 (55,0)	70 (43,2)
Total	38 (100,0)	16 (100,0)	42 (100,0)	26 (100,0)	40 (100,0)	162 (100,0)

Houve uma associação entre morar em São Vicente Continental e apresentar exames negativos (qui-quadrado de Pearson = 13,70, com $p = 0,008$).

A Figura 3.9 apresenta a distribuição dos valores de hemoglobina normal ou abaixo do normal, segundo os padrões do Laboratório Central do Hospital das Clínicas da Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo, controlando-se para a idade e o sexo do participante.

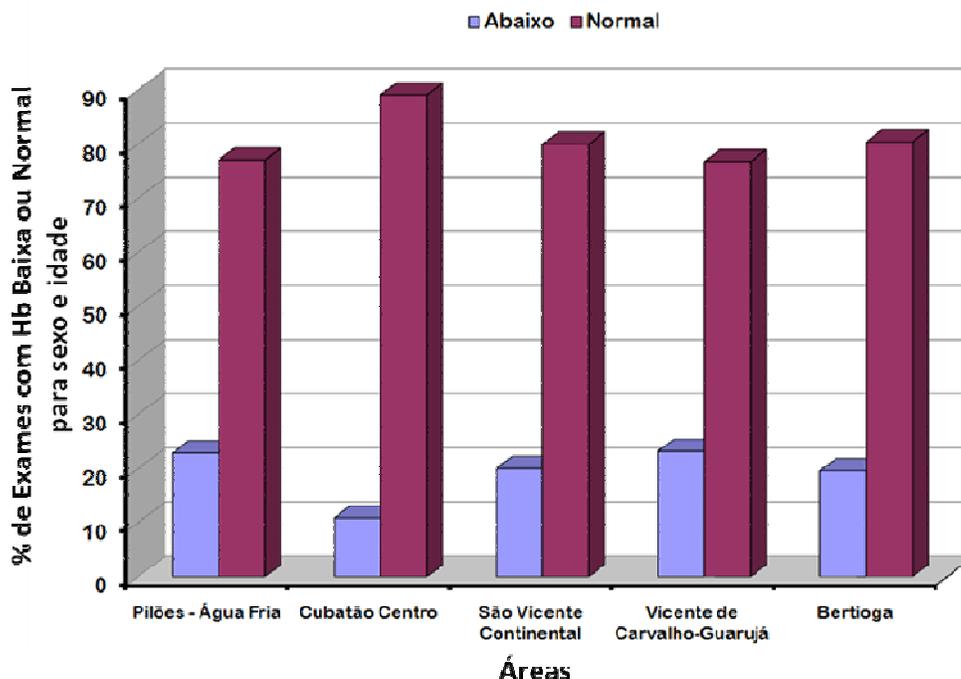


Figura 3.9. Porcentagem de exames com valores de hemoglobina (Hb) normais ou abaixo do normal, controlando-se para sexo e idade, para os participantes da segunda fase do estudo.

Quando todos os participantes são incluídos observa-se uma maior prevalência de casos de anemia em Vicente de Carvalho e Pilões-Água Fria, porém se associação entre estas duas variáveis (qui-quadrado de Pearson = 3,1; $p = 0,54$).

Quando analisamos apenas os exames com hemoglobina abaixo do normal para a idade e o sexo observamos que estes resultados são muito mais frequentes entre crianças e adolescentes até 15 anos do que entre aqueles com idade superior a esta faixa etária (Figura 3.10).

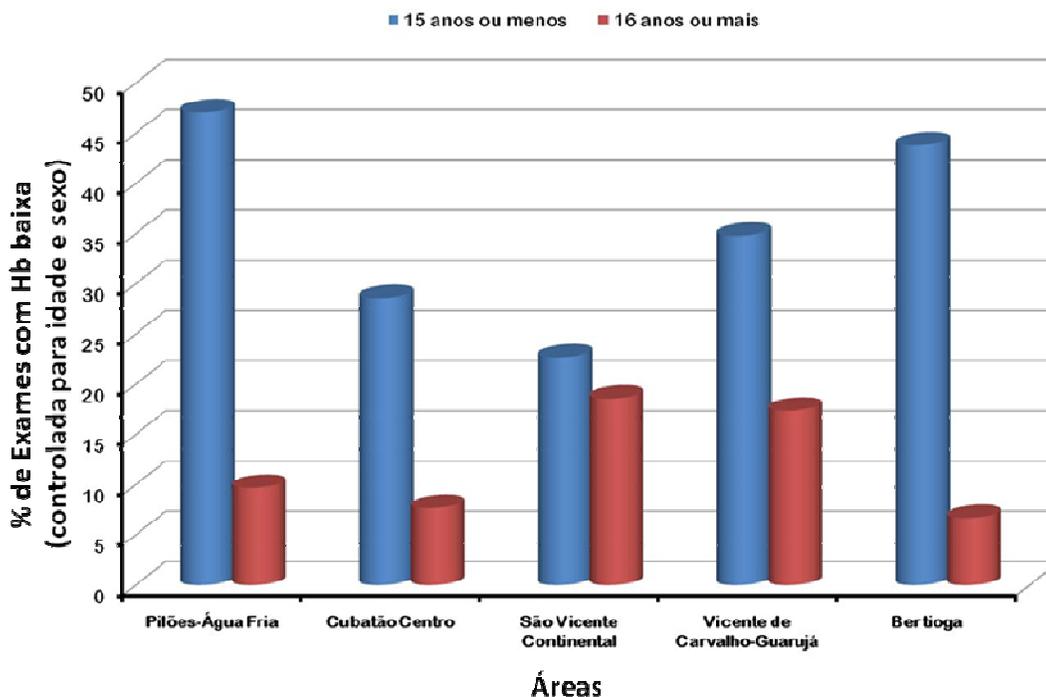


Figura 3.10. Porcentagem de exames com valores de hemoglobina (Hb) abaixo do normal, controlando-se para sexo e idade, para os participantes da segunda fase do estudo com 15 anos ou menos e aqueles com 16 anos ou mais.

Os valores encontrados para Pilões-Água Fria e Bertioga são semelhantes aos observados por Silva e colaboradores (2001) que encontraram prevalência de anemia de 47,8% em crianças de Porto Alegre. Entretanto, a faixa etária utilizada no presente estudo é uma pouco mais ampla do que aquela utilizada no estudo do Rio Grande do Sul dada a escassa quantidade de crianças menores de cinco anos incluídas na segunda fase do estudo. Deste modo, comparações com outros estudos merecem ressalvas.

As análises de ferro sérico e ferritina mostraram valores normais, para os dois parâmetros, em mais de 80% das amostras coletadas, em todas as regiões e para os grupos etários com 15 anos ou menos e 16 anos ou mais.

A Figura 3.11 apresenta a distribuição percentual dos exames que apresentaram glóbulos brancos abaixo do normal (leucopenia), controlando-se para sexo e idade.

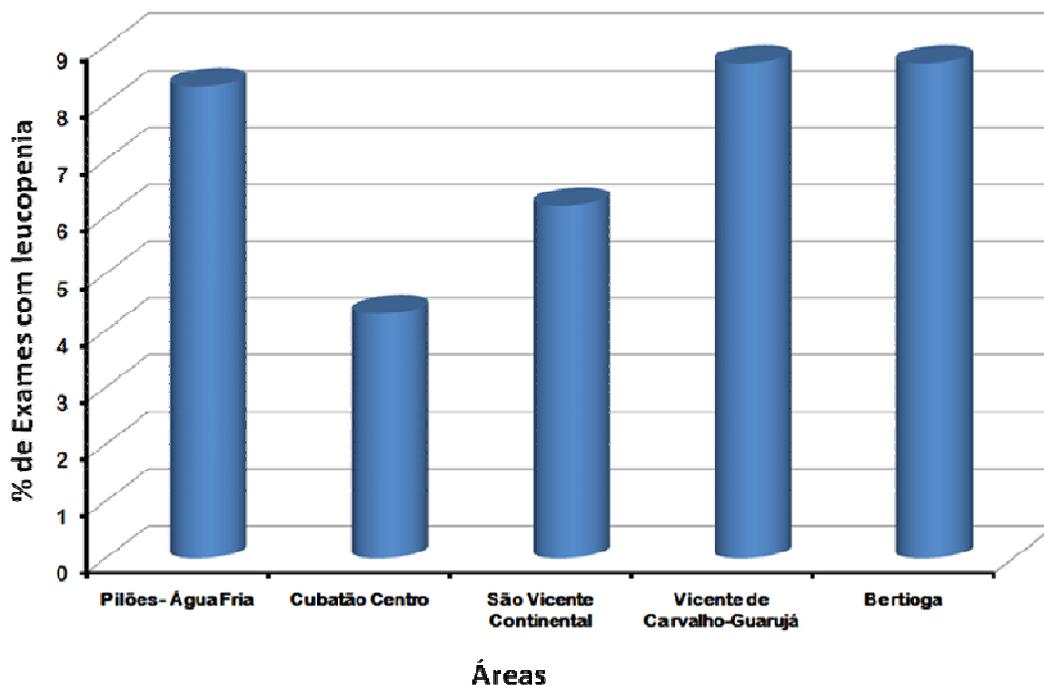


Figura 3.11. Porcentagem de exames com valores de glóbulos brancos abaixo do normal, controlando-se para sexo e idade, para os participantes da segunda fase do estudo.

Cubatão Centro foi o local com menor percentual de exames alterados, enquanto que Pilões-Água Fria, Vicente de Carvalho e Bertioga apresentaram os valores mais altos. Não houve associação entre leucopenia e área de moradia pelo teste do qui-quadrado (1,12; $p = 0,89$) e não houve diferenças entre proporções.

A literatura não mostra estudos avaliando exposição ambiental e leucopenia. A maioria dos estudos analisa valores de glóbulos brancos em áreas de atividade industrial, comparando expostos à linha de produção e outros profissionais menos expostos. Garland e colaboradores (2003), em estudo para avaliar a prevalência de leucopenia entre trabalhadores do Centro de Armas da marinha dos Estados Unidos, encontraram valores em torno de 8% para diferentes linhas de produção. Estes valores são semelhantes aos observados nas áreas 1, 4 e 5, com participantes sem história de qualquer exposição ocupacional a produtos químicos.

As Figuras 3.12 a 3.14 apresentam os resultados das análises de enzima hepáticas entre os participantes da segunda fase do estudo.

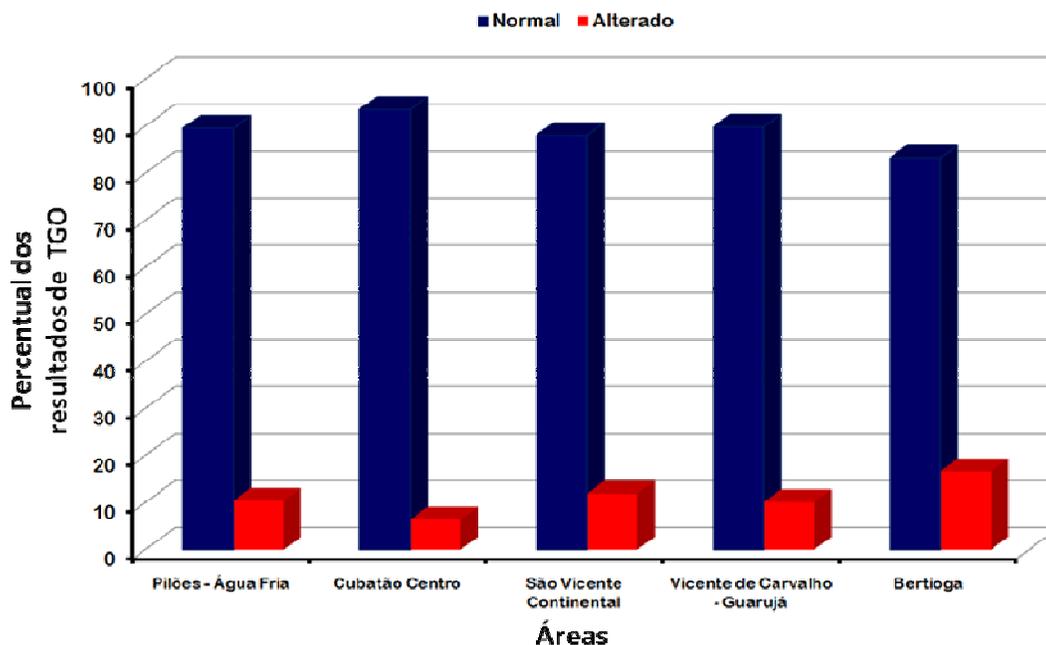


Figura 3.12. Porcentagem de exames de aminotransferase glutâmico-oxalacética (TGO) com valores normais ou alterados (elevados) de acordo com os padrões do Laboratório Central-HCFMUSP.

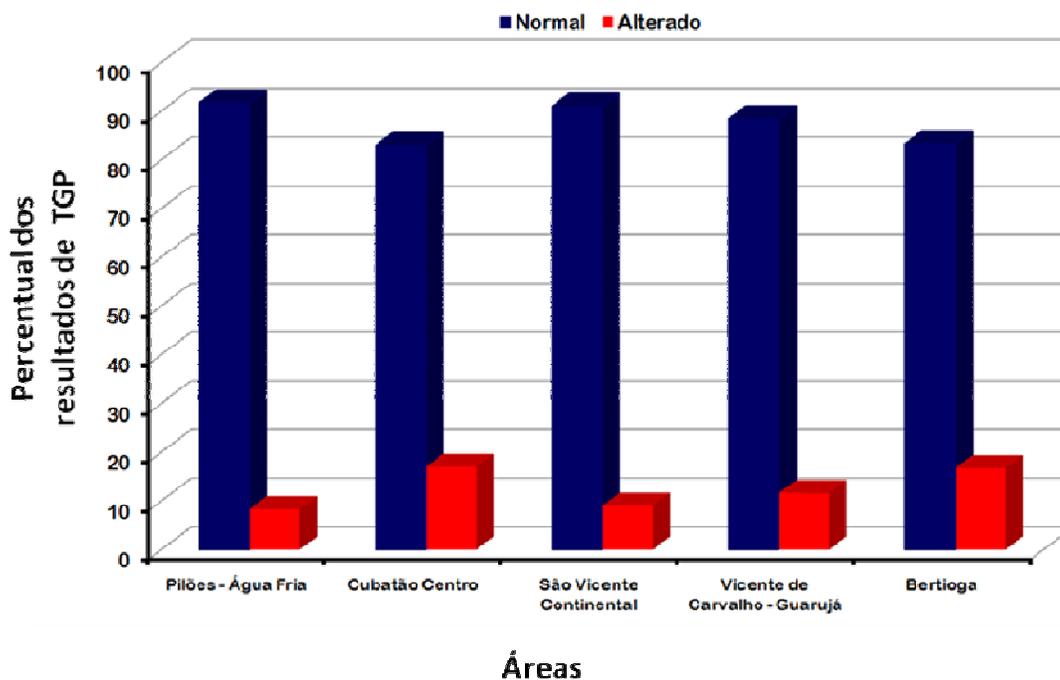


Figura 3.13. Porcentagem de exames de aminotransferase glutâmico-pirúvica (TGP) com valores normais ou alterados (elevados) de acordo com os padrões do Laboratório Central-HCFMUSP.

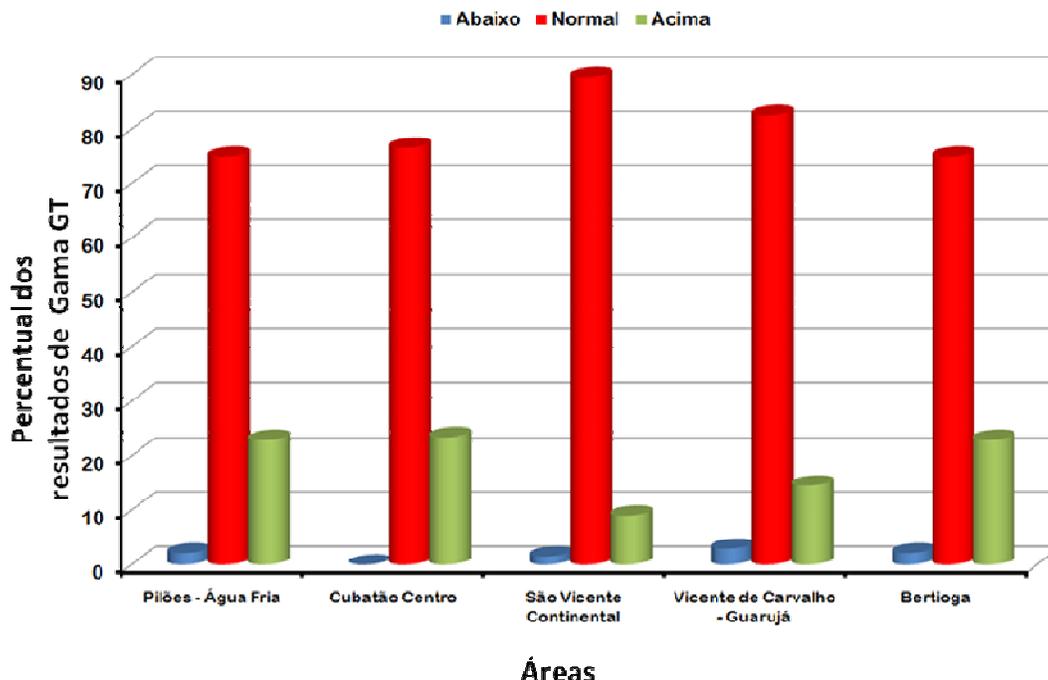


Figura 3.14. Porcentagem de exames de gama-glutamiltransferase (GGT) com valores baixos, normais ou alterados (elevados) de acordo com os padrões do Laboratório Central - HCFMUSP.

Não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre as áreas para as três enzimas hepáticas analisadas. É importante salientar que foram excluídos os usuários de álcool dos participantes da segunda fase.

Barberino e colaboradores (2005) avaliaram a prevalência de alterações de enzimas hepáticas em trabalhadores de uma refinaria de petróleo e em uma população de referência considerada não exposta. Nesta população a prevalência de alterações enzimáticas foi de 3,8%. Nos presente estudo, as prevalências de alterações de TGO, TGP e GGT em uma amostra da população não exposta da Baixada Santista estão acima do observado no estudo de Barberino.

Esta investigação será completada com a investigação sorológica para hepatites virais que será realizada no segundo semestre de 2009.

3.1.2.2. Avaliação Cognitiva – Teste de Raven

Foram realizadas avaliações cognitivas em 108 crianças e adolescentes. A Tabela 3.63 apresenta a distribuição percentual dos resultados do teste de acordo com a área de moradia do participante.

Tabela 3.63. Associação entre local de moradia e resultados do teste de Raven.

Teste Raven Nível de Inteligência	Áreas – Número (%)					Total
	Pilões - Água Fria	Cubatão Centro	São Vicente	Vicente de Carvalho Bertioga		
Sem classificação	0 (0,0)	0 (0,0)	2 (5,9)	1 (4,0)	0 (0,0)	3 (2,8)
Muito abaixo da média	7 (38,9)	3 (23,1)	3 (8,8)	12 (48,0)	0 (0,0)	25 (23,1)
Abaixo da média	5 (27,8)	5 (38,5)	18 (52,9)	6 (24,0)	4 (22,2)	38 (35,2)
Mediana	5 (27,8)	3 (23,1)	5 (14,7)	6 (24,0)	8 (44,4)	27 (25,0)
Acima da média	0 (0,0)	0 (0,0)	3 (8,8)	0 (0,0)	0 (0,0)	3 (2,8)
Muito acima da média	1 (5,6)	2 (15,4)	3 (8,8)	0 (0,0)	6 (33,3)	12 (11,1)
Total	18 (100,0)	13 (100,0)	34 (100,0)	25 (100,0)	18 (100,0)	108 (100,0)

Houve associação estatisticamente significativa entre morar em São Vicente Continental e ter nível de inteligência abaixo da média (qui-quadrado de Pearson = 45,99; $p = 0,01$). Quando os resultados são agrupados em três categorias, abaixo da média (incluindo as três categorias mais baixas), mediana e acima da média (as duas categorias mais altas), não há associação estatisticamente significativa e os piores resultados são observados em Vicente de Carvalho (76%), São Vicente Continental (67,6%), Pilões – Água

Fria (66,7%) e Cubatão Centro (61,6%). Por outro lado, Bertioga apresenta 1/3 dos exames com escores muito acima da média.

3.1.2.3. Investigação de Qualidade de Vida

3.1.2.3.1. Adolescentes, Adultos e Idosos.

3.1.2.3.1.1. Análise Descritiva dos Participantes

Participaram do estudo 235 entrevistados entre adolescentes, adultos e idosos das cinco áreas analisadas. A Figura 3.15 mostra a distribuição percentual de participantes por área de estudo.

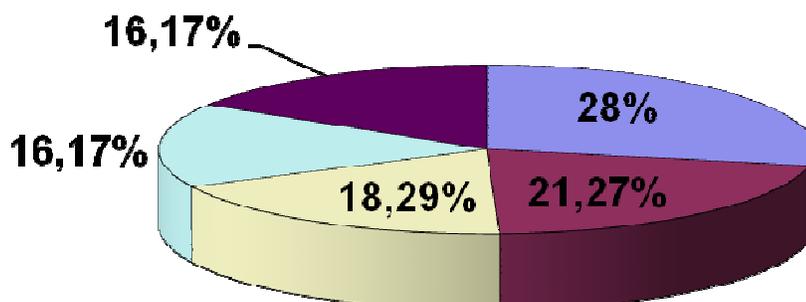
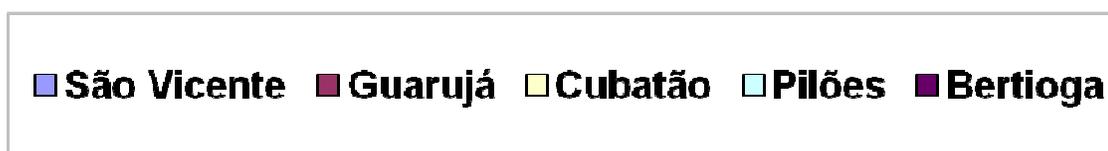


Figura 3.15. Distribuição percentual dos adolescentes, adultos e idosos participantes do estudo de análise de qualidade de vida de acordo com a área moradia.

Das cinco áreas investigadas, houve uma maior participação dos moradores de São Vicente, seguida de Guarujá. Cubatão teve uma participação menor em comparação às áreas citadas anteriormente. Pilões e Água Fria e Bertioga apresentaram o mesmo percentual de participantes.

A Figura 3.16 apresenta a distribuição proporcional por gênero para os participantes do estudo.

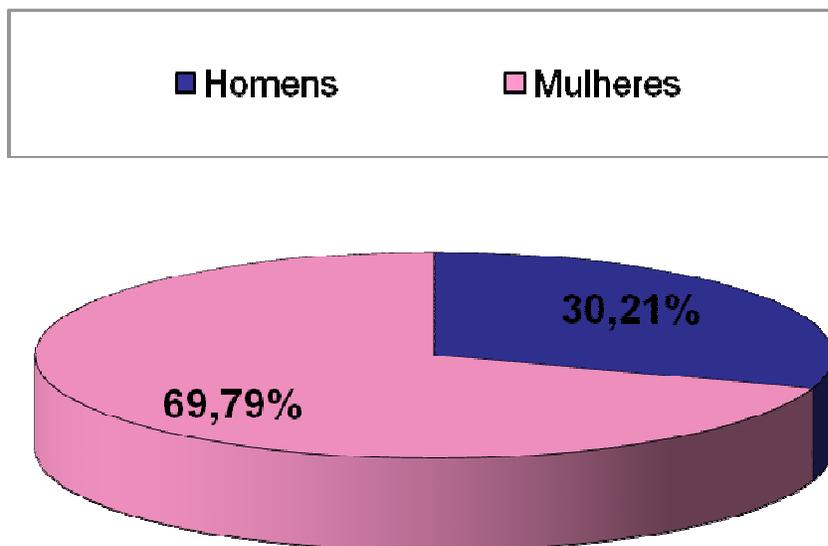


Figura 3.16. Distribuição percentual dos participantes entre homens e mulheres da análise de qualidade de vida.

Houve uma maior participação das mulheres com 2/3 dos participantes da pesquisa em relação aos homens.

A Tabela 3.64 apresenta a distribuição dos participantes do estudo por faixas etárias de acordo com a classificação adotada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

Tabela 3.64. Análise descritiva quanto à faixa etária dos moradores nas cinco áreas.

Idade	Nº	%
13-19	35	14,89
20-30	26	11,06
31-40	27	11,49
41-50	64	27,23
51-60	40	17,02
61-70	19	8,09
71-80	4	1,70
Não informado	20	8,51
Total	235	100,00

Houve uma participação maior de adultos e idosos entre 41 e 60 anos e uma participação de adolescentes que superou outras faixas etárias.

3.1.2.3.1.2. Análise Descritiva da Qualidade de Vida dos Adolescentes, Adultos e Idosos nas cinco áreas investigadas.

A Tabela 3.65 apresenta a análise descritiva dos valores do domínio Físico do WHOQOL-breve para adolescentes, adultos e idosos nas cinco áreas investigadas. Este domínio avalia as questões referentes à dor e desconforto, dependência de medicação e tratamento, energia e fadiga, mobilidade, sono e repouso, atividades do cotidiano.

Tabela 3.65. Análise descritiva para o domínio Físico do WHOQOL-breve nas áreas estudadas.

Área	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
Bertioga	63,82	17,81	25,00	96,43
São Vicente Continental	61,26	17,54	25,00	92,86
Vicente de Carvalho	62,06	20,26	3,57	89,29
Cubatão Centro	69,53	19,71	14,29	100,00
Pilões - Água Fria	64,47	21,84	0,00	100,00

Não houve diferença estatisticamente significativa para os valores do domínio Físico entre as cinco áreas analisadas (teste de Kruskal-Wallis com $p = 0,17$). Porém os piores resultados foram encontrados nas áreas de São Vicente e Guarujá.

Estudos realizados por Vasconcelos e Costa-Val (2008) e Kluthcovsky (2005), em cidades brasileiras com agentes comunitários, e por Pereira e colaboradores (2006), com idosos, apresentaram escores, para este domínio, superiores aos encontrados nas áreas avaliadas no estuário.

A Tabela 3.66 apresenta a análise descritiva para o domínio Psicológico do WHOQOL-Breve para adolescentes, adultos e idosos nas cinco áreas analisadas.

Tabela 3.66. Análise descritiva para o domínio Psicológico do WHOQOL-breve nas áreas estudadas.

Área	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
Bertioga	62,11	19,23	16,67	85,00
São Vicente Continental	63,90	17,63	12,50	95,83
Vicente de Carvalho	64,75	14,71	20,83	91,67
Cubatão Centro	66,46	16,35	25,00	95,83
Pilões - Água Fria	65,79	17,92	12,50	95,83

Este domínio avalia as questões referentes aos sentimentos positivos, aprender, concentração, aparência pessoal, imagem corporal, auto-estima e sentimentos negativos. Não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre as áreas analisadas (teste de Kruskal-Wallis com $p = 0,90$). Porém, pode ser observado que as maiores médias foram encontradas nas áreas de Cubatão Centro e Pilões e Água Fria, áreas estas consideradas contaminadas.

Estudo de Vasconcelos e Costa-Val (2008) encontrou para o domínio Psicológico resultados melhores, com escore médio de 76,0. Kluthcovsky (2005) observou para o mesmo domínio, um escore médio de 74,0, indicando boa qualidade de vida em sua pesquisa de agentes comunitários de saúde. Ambos os resultados foram superiores as valores encontrados no presente estudo. Isso evidência um fator comum entre as áreas analisadas que leva a resultados inferiores aos encontrados em outras regiões.

A Tabela 3.67 apresenta a análise descritiva para o domínio Relações Sociais do WHOQOL-Breve para adolescentes, adultos e idosos nas cinco áreas analisadas que avalia as questões relacionadas à atividade sexual, apoio social e relações sociais com amigos e parentes.

Tabela 3.67. Análise descritiva para o domínio Relações Sociais do WHOQOL-breve nas áreas estudadas.

Área	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
Bertioga	64,41	23,29	0,00	100,00
São Vicente Continental	64,58	22,84	0,00	100,00
Vicente de Carvalho	63,95	23,35	0,00	100,00
Cubatão Centro	72,08	19,57	0,00	100,00
Pilões - Água Fria	76,80	19,56	25,00	100,00

Com relação ao domínio Relações Sociais pode-se observar uma diferença estatisticamente significativa entre as áreas investigadas (ANOVA com $p = 0,008$). As maiores médias foram encontradas na área de Pilões e Água Fria e Cubatão Centro. Pilões e Água Fria foi diferente de Bertioga (teste HSD Tukey com $p < 0,01$), do Guarujá (HSD Tukey com $p < 0,04$) e São Vicente (HSD Tukey com $p < 0,05$). Cubatão Centro, por sua vez, foi diferente de São Vicente (HSD Tukey com $p < 0,05$).

Kluthcovsky (2005) encontrou resultados próximos ao da presente pesquisa para o referido domínio, com escore de 75,8. Resultado semelhante foi mostrado por Vasconcelos e Costa-Val (2008), que encontraram escore médio de 77,0 para este domínio.

Para este fator, deve-se levar em conta a experiência de vida de cada indivíduo, uma vez que o significado da experiência, ou caráter pessoal relacionado a valores, necessidades, cultura e perspectiva de bem-estar deve ser analisado, sendo que, quanto maior o nível de cultura, maior será a exigência de um indivíduo com suas relações sociais (Forattini, 1991; Dantas et. al., 2003).

Pode-se notar que Bertioga, São Vicente e Guarujá apresentaram resultados inferiores aos observados em outros estudos.

A Tabela 3.68, apresenta a análise descritiva para o domínio Meio Ambiente, do WHOQOL-Breve, para adolescentes, adultos e idosos nas cinco áreas investigadas que corresponde as questões relacionadas a segurança física e proteção, ambiente físico

(poluição/ruídos/trânsito/clima), recreação e lazer, ambiente do lar, transporte, cuidados de saúde.

Tabela 3.68. Análise descritiva para o domínio Meio Ambiente do WHOQOL-breve nas áreas estudadas.

Área	Média	Desvio Padrão	Mínima	Máxima
Bertioga	45,26	19,09	6,25	78,13
São Vicente Continental	44,81	15,33	9,38	87,50
Vicente de Carvalho	44,66	15,82	15,63	84,38
Cubatão Centro	55,56	15,99	12,50	87,50
Pilões - Água Fria	53,78	17,58	15,63	93,75

Observou-se uma diferença estatisticamente significativa entre as áreas (ANOVA com $p < 0,01$). Pilões e Água Fria e Cubatão Centro foram semelhantes entre si e estatisticamente diferentes das outras três áreas (HSD Tukey com $p < 0,05$).

Kran e Ferreira (2006) relatam que ao avaliarem a qualidade de vida dos moradores de Palmas, TO, apesar de a cidade apresentar um planejamento técnico para seu desenvolvimento urbano, notaram a existência de habitações precárias com falta de infraestrutura local, que dificulta o acesso a saneamento básico e tem como consequência o prejuízo da qualidade de vida daquela população.

Segundo Queiroz, Sá e Assis (2004), a relação do ambiente com a qualidade de vida é inquestionável, sendo que a degradação ambiental pode acarretar agravos irreparáveis à saúde de uma comunidade.

Bernardes (2008), em seu estudo com agentes comunitários, obteve para o domínio meio ambiente o menor escore médio (55,85) em relação aos demais. O mesmo foi observado por Vasconcelos e Costa-Val (2008), sua pesquisa de qualidade de vida de agentes comunitários, onde o menor escore obtido foi para o domínio meio ambiente (59,5). O estudo de Kluthcovsky (2005), outra pesquisa de qualidade de vida de agentes

comunitários, também encontrou para o domínio Meio Ambiente o menor escore médio (54,1) em comparação aos demais domínios.

Para este domínio, os baixos escores observados são semelhantes aos resultados de outros estudos. Entretanto, os valores dos escores observados em Bertioga, São Vicente e Vicente de Carvalho estão abaixo daqueles registrados por outros autores, evidenciando uma maior insatisfação por parte dos moradores dessas áreas. Por outro lado, em algumas áreas, nota-se uma mistura de condições sócio-econômicas desfavoráveis e ausência ou pouco de senso crítico em relação à contaminação ambiental em algumas dessas áreas. Este último fator pode justificar os escores mais elevados observados neste estudo (Pilões – Água Fria e Cubatão Centro).

3.1.2.3.2. Crianças

3.1.2.3.2.1. Análise descritiva das crianças nas cinco áreas investigadas.

Neste estudo, participaram 48 crianças, entre 7 e 12 anos, das cinco áreas investigadas. A Figura 3.17 mostra a distribuição percentual de participantes por área de estudo.

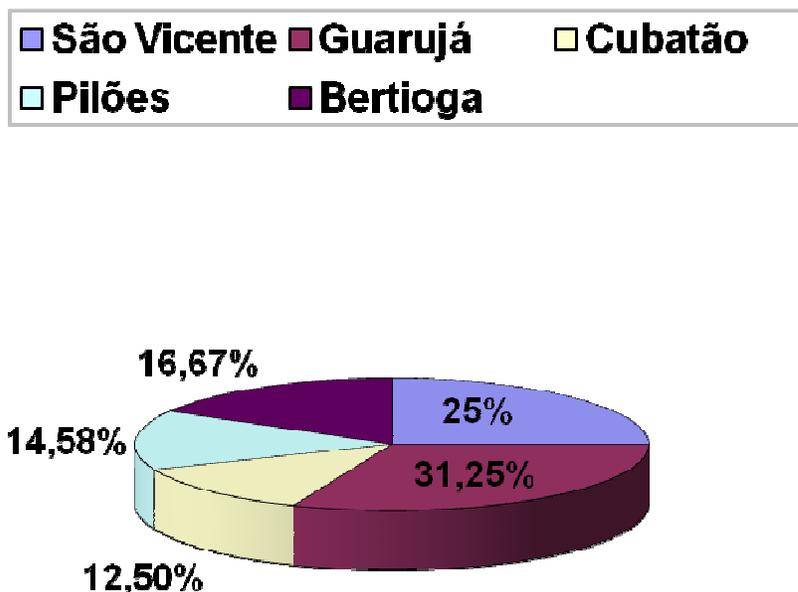


Figura 3.17. Análise da distribuição percentual das crianças de acordo com a área de estudo.

Houve uma maior participação de crianças na área de Guarujá seguida por São Vicente. Observa-se na Figura acima que Bertioga obteve uma participação menor em comparação às áreas citados anteriormente. Os menores percentuais foram encontrados nas áreas de Pilões e Água Fria e Cubatão.

A Figura 3.18 apresenta a distribuição proporcional por sexo para os participantes do estudo.

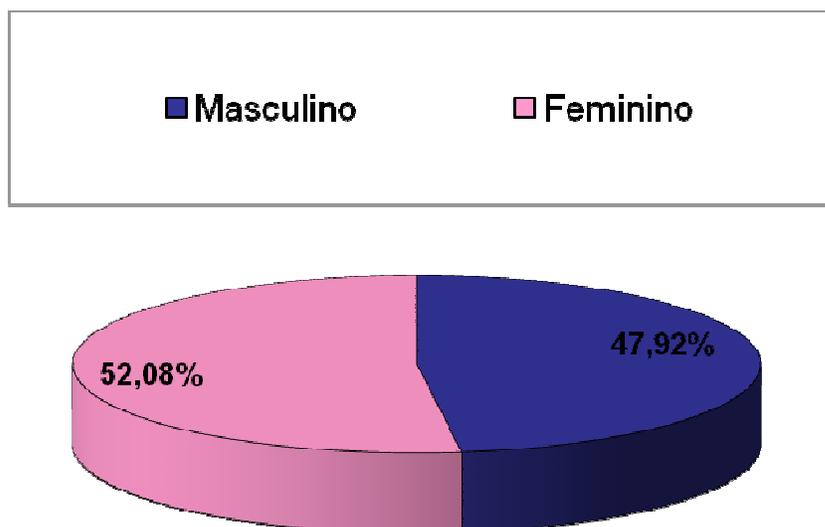


Figura 3.18. Análise da distribuição percentual de meninos e meninas participantes.

Houve uma maior participação das crianças do sexo feminino, em comparação ao masculino.

3.1.2.3.2.2. Análise da Qualidade de Vida das Crianças nas Cinco Áreas Estudadas.

A Tabela 3.69 apresenta a análise de qualidade de vida das crianças nas cinco áreas analisadas. O teste AUQUEI inclui questões relacionadas com relações familiares, sociais, atividades de lazer, saúde, funções corporais e separação.

Tabela 3.69. Análise descritiva para qualidade de vida das crianças nas cinco áreas estudadas utilizando o teste AUQUEI.

Área	N	Média	Desvio Padrão	Mínima	Máxima	Mediana
Bertioga	8	53,8	7,1	46,0	64,0	51,5
São Vicente Continental	12	53,3	8,3	32,0	61,0	55,0
Vicente de Carvalho	15	55,9	9,5	44,0	77,0	52,0
Cubatão Centro	6	58,2	7,9	48,0	72,0	58,0
Pilões - Água Fria	7	57,0	5,5	50,0	67,0	56,0

Não houve diferença estatisticamente significativa de qualidade de vida das crianças analisadas nas cinco áreas (Kruskal-Wallis com $p = 0,829$). Observou-se que as piores médias encontradas foram nas áreas de São Vicente e Guarujá.

A Tabela 3.70 apresenta a distribuição dos resultados do teste AUQUEI de acordo com a pontuação de referência (48 pontos) para as crianças das cinco áreas analisadas.

Tabela 3.70. Análise descritiva para o AUQUEI com pontuação abaixo e normal das crianças nas cinco áreas estudadas.

		Pilões – Água Fria	Bertioga	Cubatão Centro	Vicente de Carvalho	São Vicente Continental	Total
Abaixo	N		1,00		3,00	2,00	6,00
	%		12,50		20,00	16,67	12,50
Normal	N	7,00	7,00	6,00	12,00	10,00	42,00
	%	100,00	87,50	100,00	80,00	83,33	87,50
Total	N	7,00	8,00	6,00	15,00	12,00	48,00
	%	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

Apenas seis crianças (12,5%) apresentaram teste com valor abaixo do ponto de corte. Não houve associação estatisticamente significativa entre área de moradia e grupo de resultado (teste de qui-quadrado com $p = 0,59$).

O instrumento utilizado, o teste AUQUEI, é o teste padrão utilizado para analisar a satisfação da criança em relação a sua qualidade de vida e avaliar fatores relacionados à autonomia, lazer, funções e família.

Assumpção et al. (2000) avaliou a qualidade de vida de 353 crianças com a faixa etária entre 4 e 12 anos, obtendo um ponto de corte de 48. No presente estudo, os escores obtidos nas cinco áreas ficaram acima de 50 pontos, demonstrando uma boa qualidade de vida. O pequeno número de participantes representa uma limitação do estudo que deverá ser corrigida em futuros estudos que serão desenvolvidos nesta área.

A investigação da qualidade de vida de crianças e adolescentes é relativamente recente. Para Prebianchi (2003), mesmo com o avanço conceitual de qualidade de vida, seria necessário desenvolver um conhecimento mais aprofundado sobre o tema, podendo, assim, reconhecer o grau de necessidades de cada criança.

Nos dias atuais, muitos fatores são associados à qualidade de vida das crianças, entretanto, novas pesquisas serão importantes para aprofundar o conceito e o desenvolvimento de instrumentos para mensurar a qualidade de vida neste grupo etário e, principalmente, em áreas contaminadas.

3.1.2.4. Metais Tóxicos em Matrizes Biológicas

3.1.2.4.1. Níveis Séricos de Pb

Foram analisadas 186 amostras de sangue para dosagem das concentrações séricas de chumbo. A Tabela 3.71 apresenta a análise descritiva do nível sérico de Pb de acordo com a área de residência para todos os participantes.

Tabela 3.71. Análise descritiva das concentrações de chumbo no sangue de moradores das áreas investigadas

Pb ($\mu\text{g/dL}$)	Áreas (Número de Amostras)				
	Pilões - Água Fria (34)	Cubatão Centro (32)	São Vicente Continental (44)	Guarujá – V. de Carvalho (48)	Bertioga (28)
Valor Mínimo	1,32	3,32	0,65	1,32	0,65
Média	6,14	8,99	6,79	9,00	6,75
Valor Máximo	11,99	22,65	21,99	29,99	13,32
Desvio Padrão	2,63	4,64	4,36	6,36	2,44

Os valores do Pb apresentaram distribuição normal nas cinco áreas analisadas (Teste de Kolmogorov-Smirnov com $p > 0,05$). Observa-se que a média ficou abaixo dos 10 $\mu\text{g/dl}$ em todas as áreas. Houve diferença estatisticamente significativa entre as áreas (ANOVA com $p = 0,017$). Os valores para Pb sérico no Guarujá foram diferentes de Pilões – Água Fria (HSD Tuckey com $p = 0,047$).

A análise foi então estratificada para duas faixas etárias: até 15 anos de idade e maiores de 15 anos. A Figura 3.19 apresenta a análise descritiva das medidas de chumbo no sangue de acordo com a área e o grupo etário dos participantes.

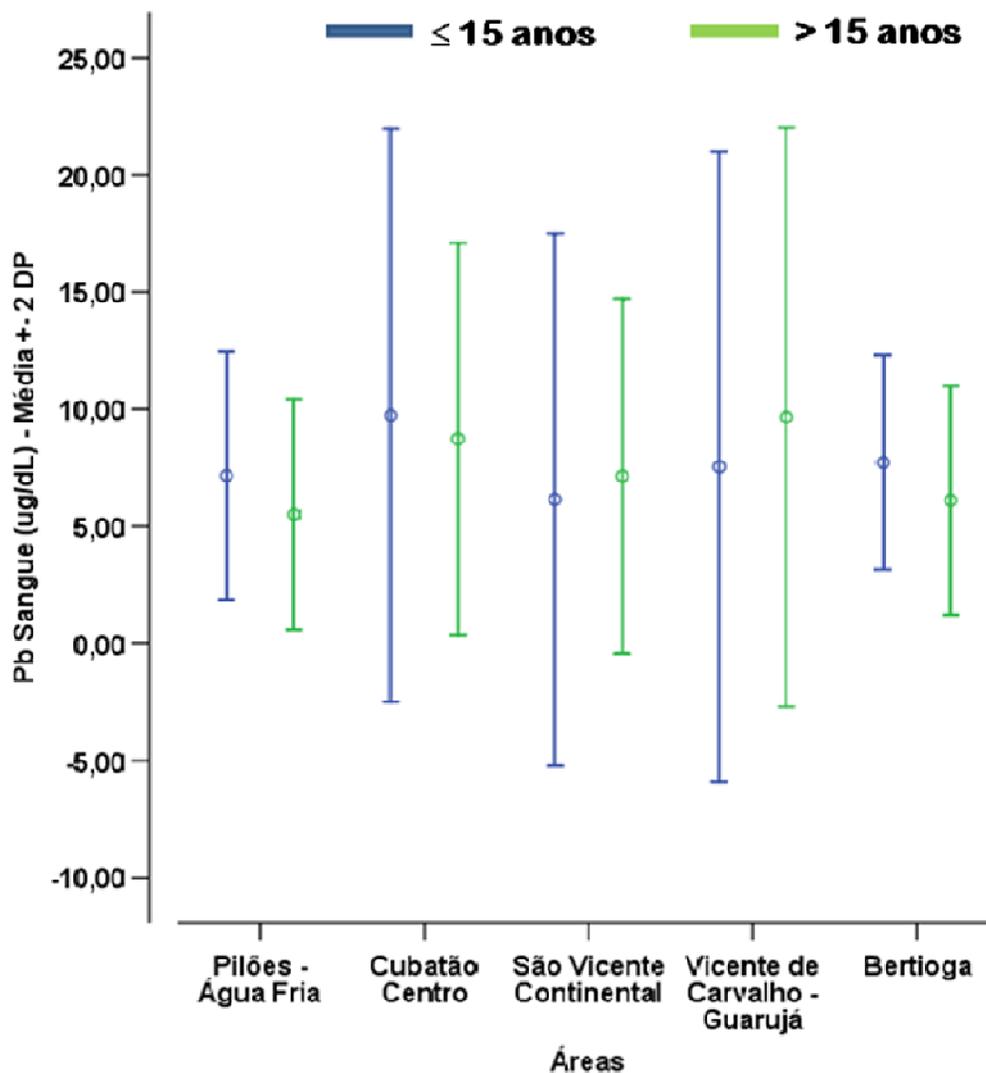


Figura 3.19. Análise descritiva das concentrações séricas de Pb de acordo com a faixa etária e área de residência do participante.

Não houve diferença estatisticamente significativa entre os níveis de chumbo no sangue no dois grupos etários analisados em função da área. (Kruskal-Wallis com $p = 0,66$). Observa-se que mesmo após a estratificação por faixas etárias as médias permaneceram abaixo do limite tolerável para crianças e adolescentes até quinze anos que é de $10 \mu\text{g/dL}$ (CDC, 1997).

3.1.2.4.2. Níveis Séricos de Hg

Foram analisadas 239 amostras de sangue para dosagem das concentrações séricas de mercúrio total. A Tabela 3.71 apresenta a análise descritiva do nível sérico de Hg de acordo com a área de residência para todos os participantes.

A Tabela 3.72 apresenta a análise descritiva das concentrações séricas de mercúrio por área.

Tabela 3.72. Análise descritiva das concentrações de mercúrio no sangue de moradores das áreas investigadas

Hg ($\mu\text{g}/\text{dl}$)	Áreas (Número de Amostras)				
	Pilões - Água Fria (43)	Cubatão Centro (44)	São Vicente Continental (53)	Guarujá – V. de Carvalho (60)	Bertioga (39)
Valor Mínimo	0,20	0,60	0,30	0,85	0,50
Média	5,49	4,88	4,59	5,09	5,31
Valor Máximo	21,10	14,70	15,80	21,20	22,20
Desvio Padrão	4,96	3,85	3,52	4,17	5,16

Não houve diferença estatisticamente significativa entre as concentrações séricas de mercúrio registradas nas cinco áreas do estudo (Kruskal-Wallis com $p = 0,53$). Segundo o Programa Internacional em Segurança Química (IPCS em inglês), valores de Hg no sangue até $0,8 \mu\text{g}/\text{dL}$ são considerados normais; valores entre $0,81$ e $3,0 \mu\text{g}/\text{dL}$ estão dentro do limite de tolerância biológica e valores acima deste limite estão fora do limite de tolerância (Santos et al., 2007)

A Figura 3.20 mostra a distribuição proporcional dos valores de Hg no sangue de cada área de acordo com três categorias: normal, dentro do limite de tolerância e acima do limite (intolerante).

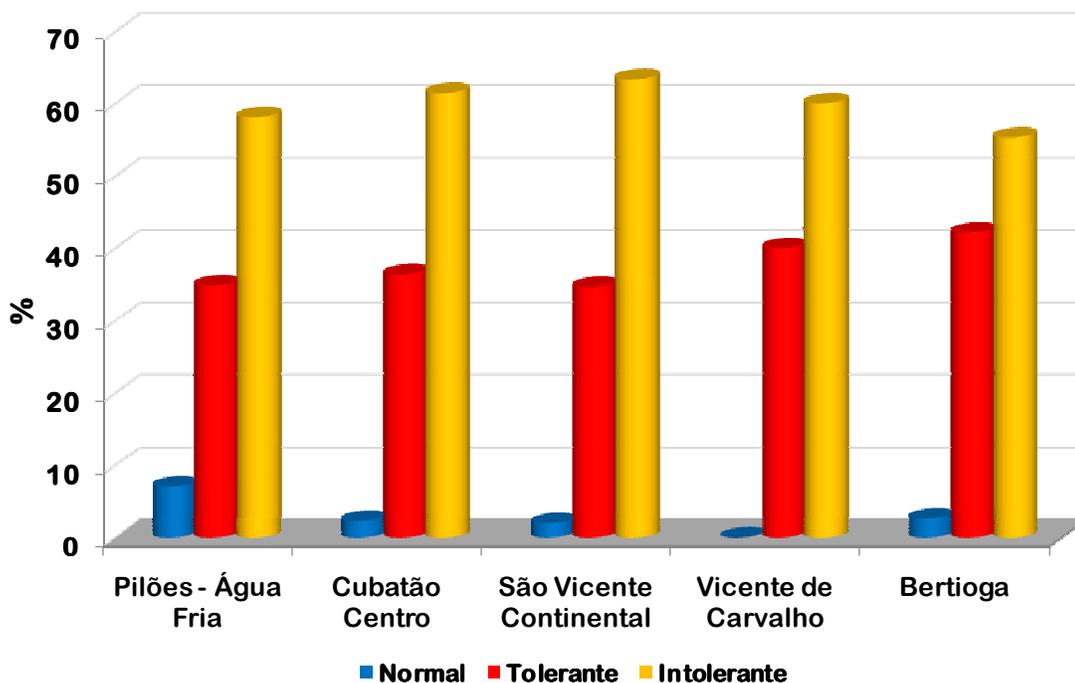


Figura 3.20. Distribuição percentual dos exames de Hg no sangue nas cinco áreas de acordo com limites de tolerância (IPCS).

Nas cinco áreas analisadas mais de 50% das amostras apresentaram níveis séricos de Hg total acima do limite de tolerância. A análise mercúrio sérico, principalmente, evidencia a inadequação da utilização de Bertioga como controle para este estudo. Além disso, ações de identificação e controle de fonte de contaminação devem ser implementadas em todas as áreas analisadas.

3.1.2.4.3. Hg no Cabelo

Foram coletadas 120 amostras de cabelo, principalmente entre mulheres e meninas. Apesar de terem sido avisadas em relação aos cuidados para a coleta do material, muitas pessoas apareceram nos dias da coleta com cabelos úmidos, dificultando a coleta e conservação da amostra de cabelo.

A Tabela 3.73 apresenta a análise descritiva das concentrações de mercúrio total no cabelo dos moradores das cinco áreas avaliadas.

Tabela 3.73. Análise descritiva das concentrações de mercúrio no cabelo de moradores das áreas investigadas

Hg (ppb)	Áreas (Número de Amostras)				
	Pilões - Água Fria (11)	Cubatão Centro (13)	São Vicente Continental (39)	Guarujá – V. de Carvalho (30)	Bertioga (27)
Valor Mínimo	132,41	52,06	77,07	84,42	133,16
Média	581,14	283,70	425,48	311,42	507,51
Valor Máximo	2797,56	651,05	3056,32	703,13	1544,25
Desvio Padrão	784,40	175,69	528,05	177,06	316,98

Todos os valores registrados de Hg no cabelo estiveram dentro do limite de tolerância segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS, 1987). Não houve diferença estatisticamente significativa na concentração de Hg no cabelo entre as áreas (Kuskal-Wallis com $p = 0,053$). Entretanto, observam-se valores mais elevados em Pilões – Água Fria, Bertioga e São Vicente Continental.

Este resultado é coerente com a informação fornecida pelos moradores durante a primeira fase do estudo negando, na sua maioria, o consumo de peixes da localidade.

3.1.2.5. Metais em Poeira Domiciliar

A Figura 3.21 apresenta o número de amostras coletadas por área de estudo. Pretendeu-se uma distribuição proporcional de amostras de acordo com a área física de cada localidade.

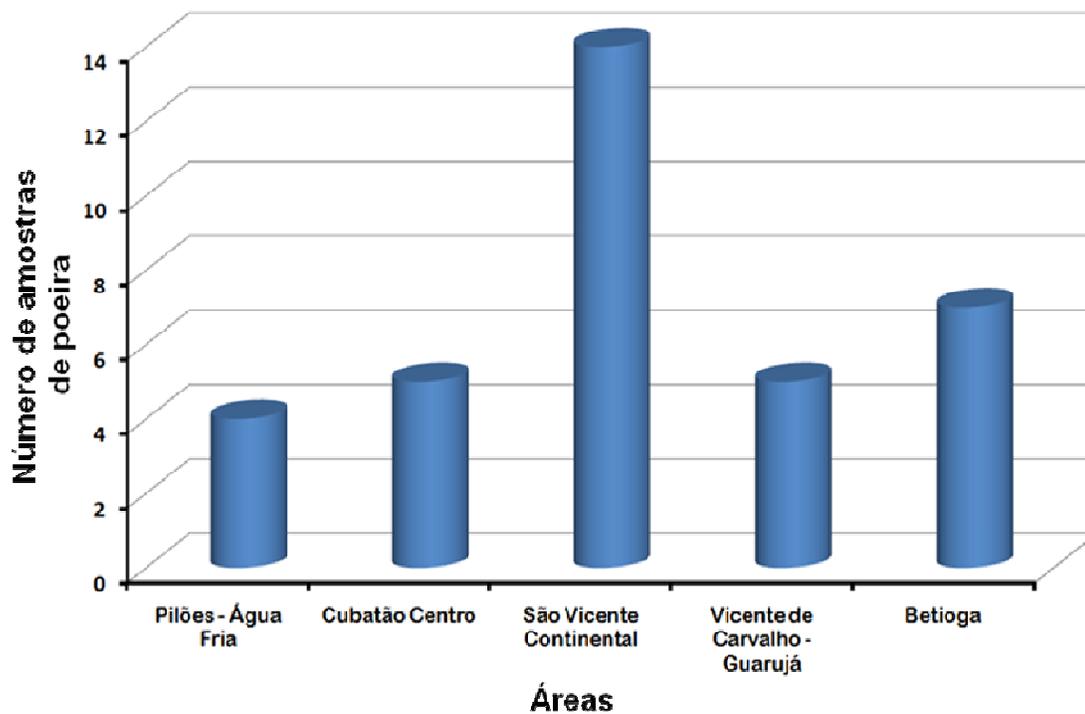


Figura 3.21. Número de amostras de poeira domiciliar analisadas para cada uma das áreas incluídas no estudo.

3.1.2.5.1. Chumbo (Pb)

A Figura 3.22 apresenta a análise descritiva das concentrações de Pb encontradas nas amostras de poeira nas cinco áreas.

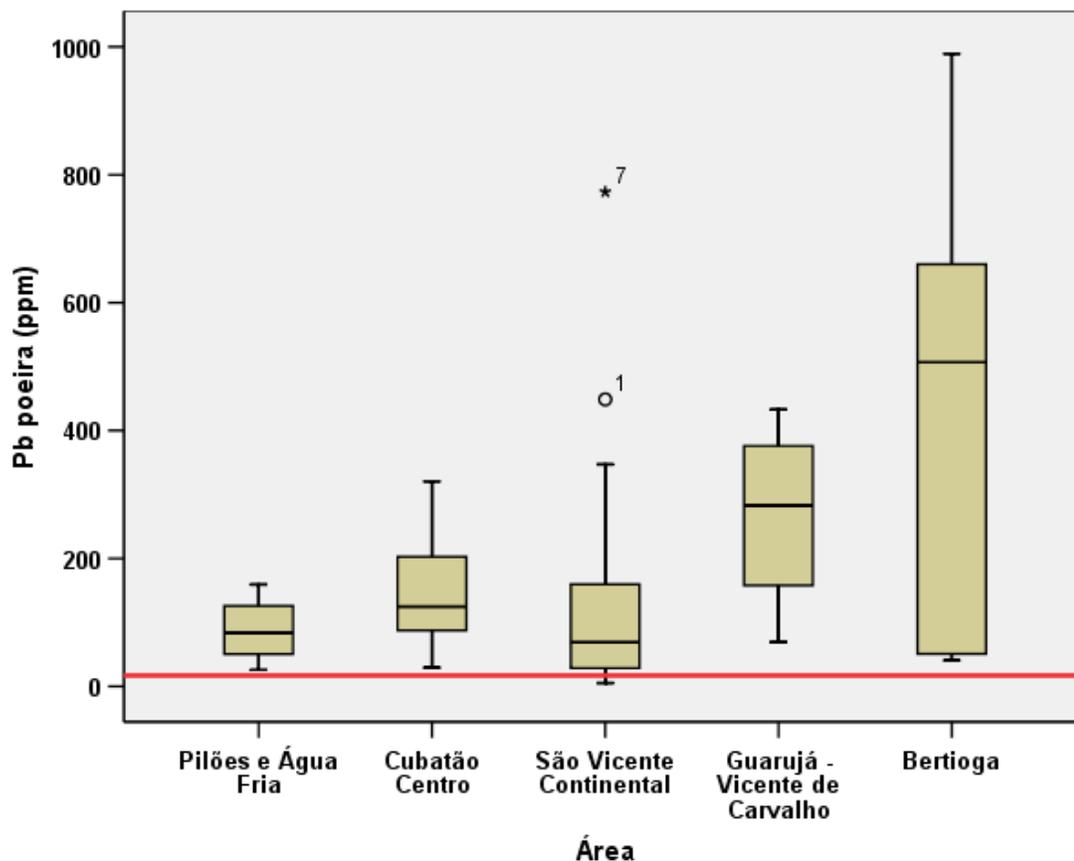


Figura 3.22. Análise descritiva das concentrações de chumbo nas amostras de poeira domiciliar de acordo com a área e nível de referência de qualidade do solo (CETESB, 2005).

Observa-se que em todas as áreas as amostras ultrapassam o padrão de qualidade do solo, de 17 ppm (CETESB, 2005), e em Cubatão Centro, Vicente de Carvalho e Bertioga as medianas ultrapassam os valores de prevenção, de 72 ppm.

Quando a análise foi feita por amostras (Figura 3.23) observa-se que os padrões de qualidade (linha vermelha) e de prevenção foram ultrapassados na maioria das amostras analisadas.

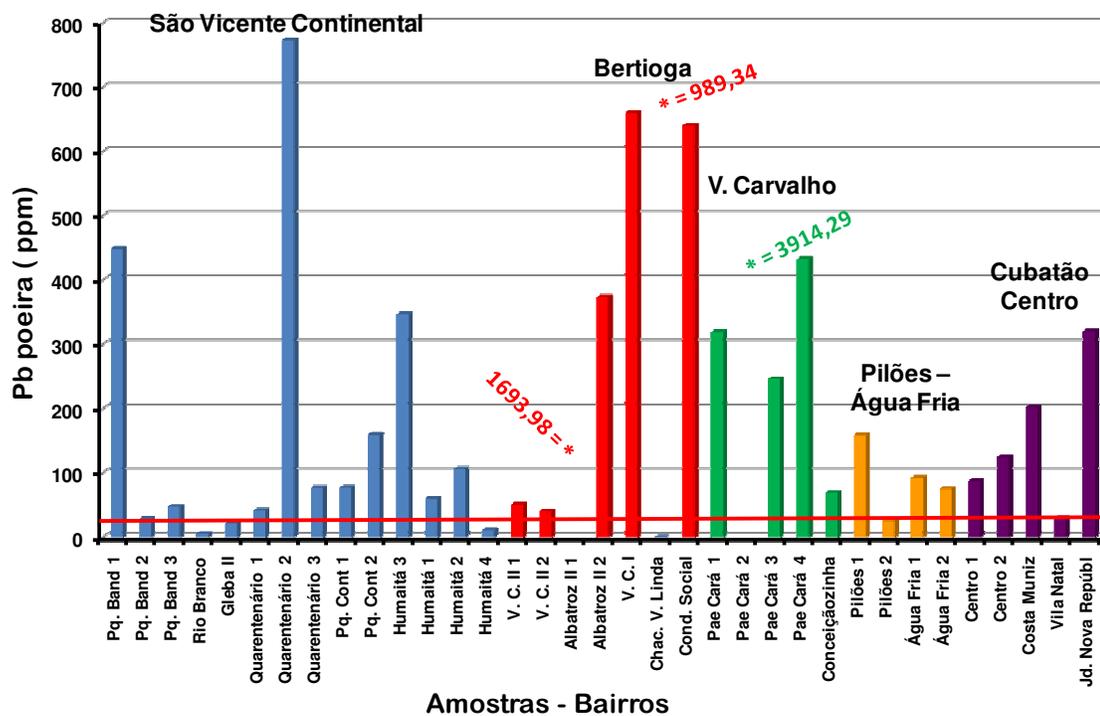


Figura 3.23. Análise descritiva das concentrações de chumbo nas amostras de poeira domiciliar de acordo com o bairro e nível de referência de qualidade do solo (CETESB, 2005).

O nível de intervenção residencial, de 300 ppm de chumbo, só não foi observado em amostras de Pilões – Água Fria. Novamente observa-se pelo resultado que Bertioga não pode ser adotada como área controle para contaminação ambiental por metais.

3.1.2.5.2. Cádmio (Cd)

A Figura 3.24 apresenta a análise descritiva das concentrações de Cd encontradas nas amostras de poeira domiciliar nas cinco áreas.

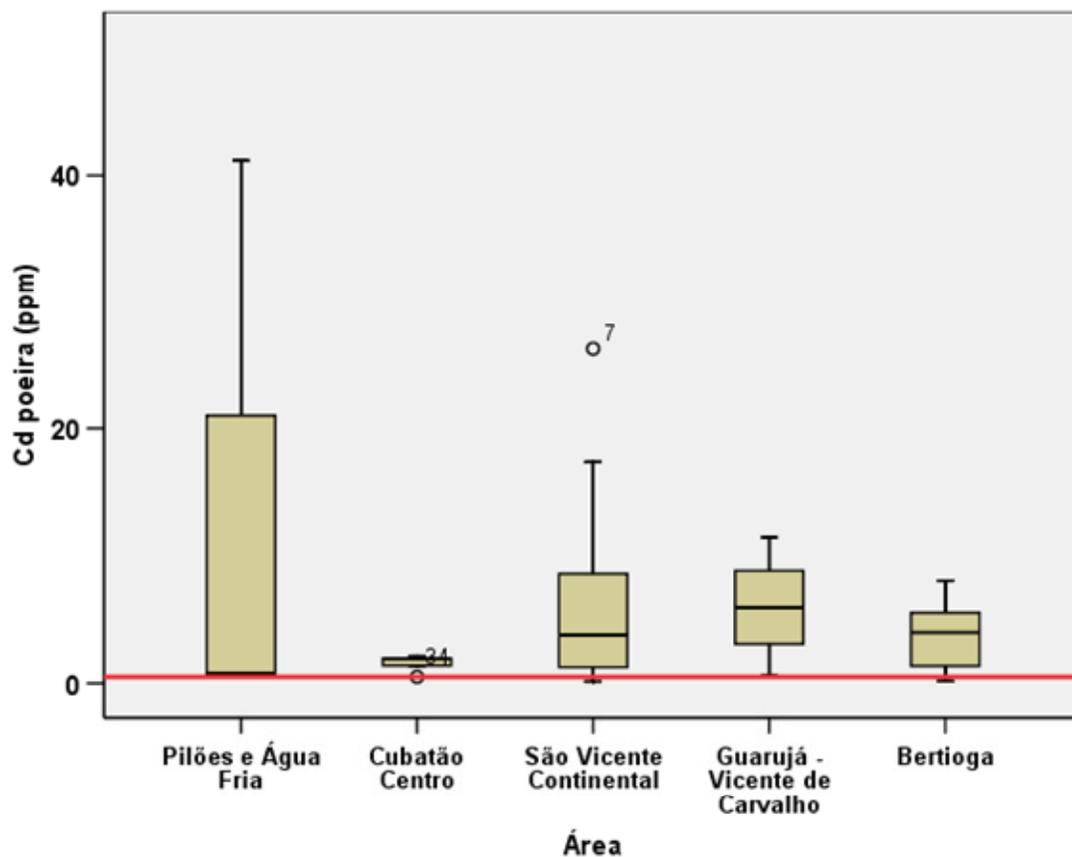


Figura 3.24. Análise descritiva das concentrações de cádmio nas amostras de poeira domiciliar de acordo com a área e nível de referência de qualidade do solo (CETESB, 2005).

Observa-se que em todas as áreas as amostras ultrapassam o padrão de qualidade do solo, de 0,5 ppm (CETESB, 2005), o de prevenção, de 1,3 ppm, e o de intervenção domiciliar, de 8 ppm.

Quando a análise foi feita por amostras (Figura 3.25) observa-se que apenas nas amostras de Cubatão Centro não houve ultrapassagens do padrão de intervenção domiciliar para o cádmio. .

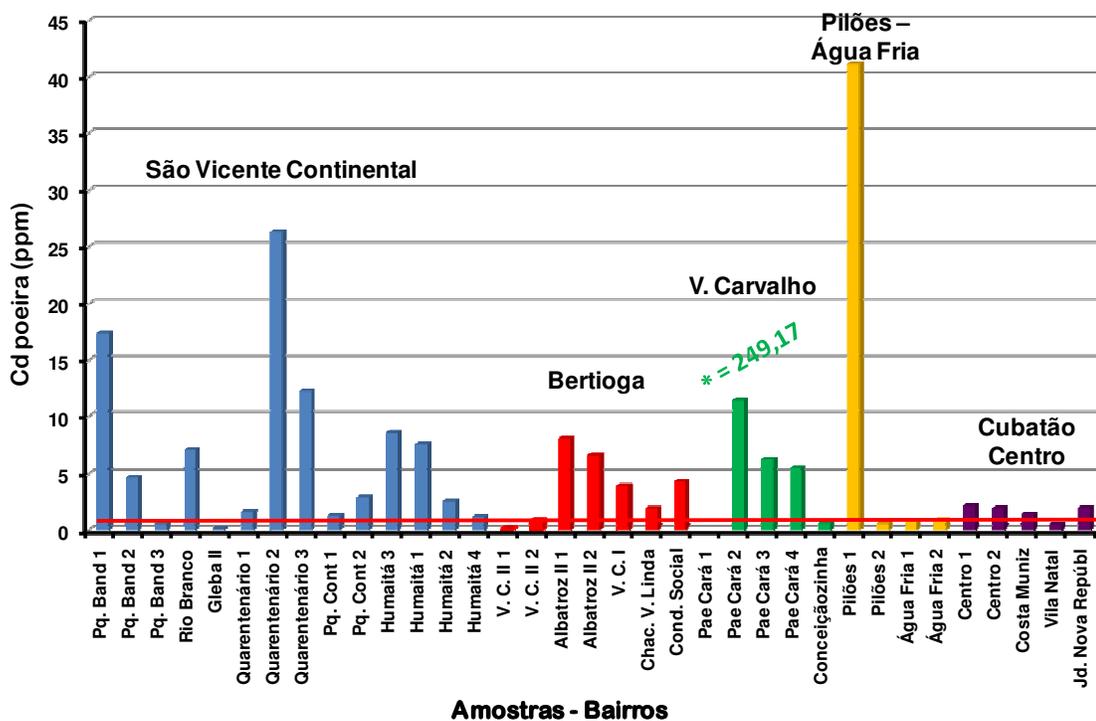


Figura 3.25. Análise descritiva das concentrações de cádmio nas amostras de poeira domiciliar de acordo com o bairro e nível de referência de qualidade do solo (CETESB, 2005).

Apenas em uma amostra de Pilões observou-se valores acima dos padrões estabelecidos pela CETESB. Essa amostra de poeira foi coletada na região da comunidade mais próxima à entrada do bairro (extremidade norte).

3.1.2.5.3. Mercúrio Total (Hg)

A Figura 3.26 apresenta a análise descritiva das concentrações de Hg encontradas nas amostras de poeira domiciliar nas cinco áreas.

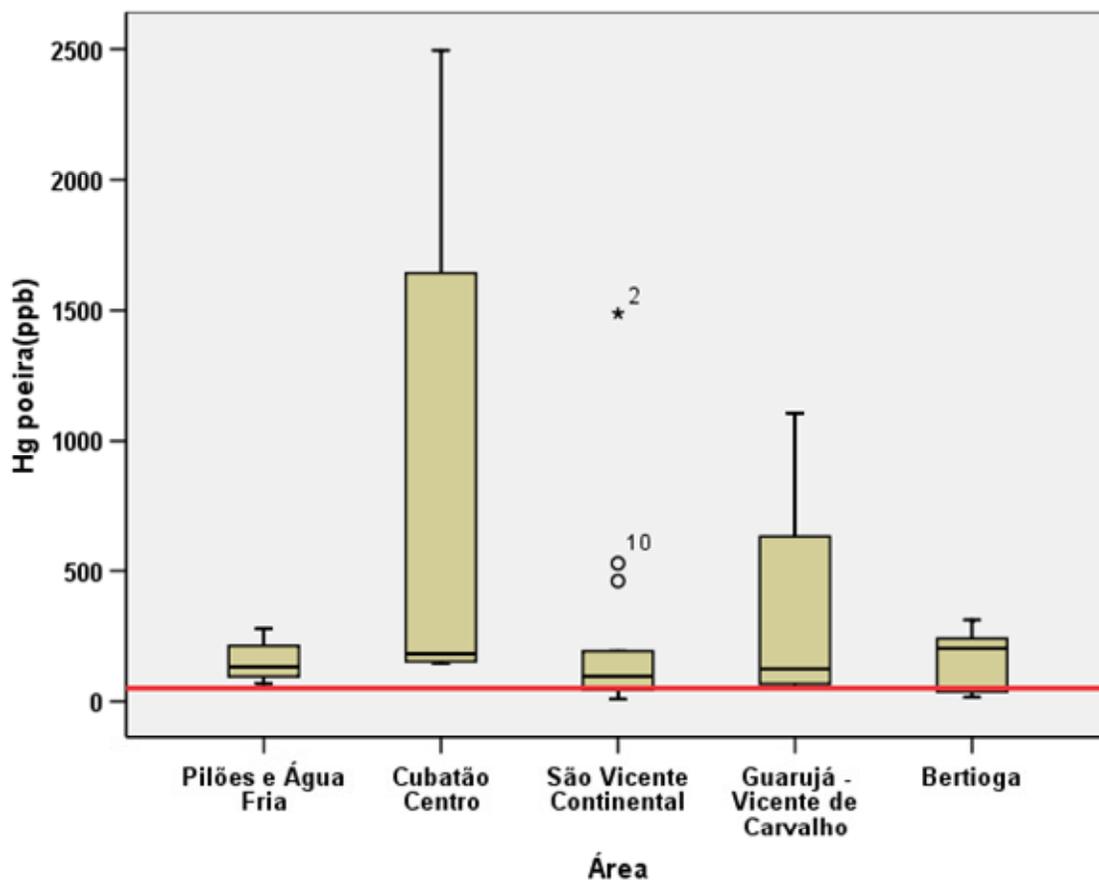


Figura 3.26. Análise descritiva das concentrações de mercúrio nas amostras de poeira domiciliar de acordo com a área e nível de referência de qualidade do solo (CETESB, 2005).

Observa-se que em quase todas as áreas as amostras ultrapassam o padrão de qualidade do solo, de 0,05 ppm, ou 50 ppb (CETESB, 2005). Em Cubatão Centro e Vicente de Carvalho o padrão de prevenção, de 0,5 ppm ou 500 ppb, também foi ultrapassado.

A Figura 3.27 apresenta os valores de mercúrio encontrados em cada uma das amostras de poeira coletadas nos bairros incluídos nos estudos.

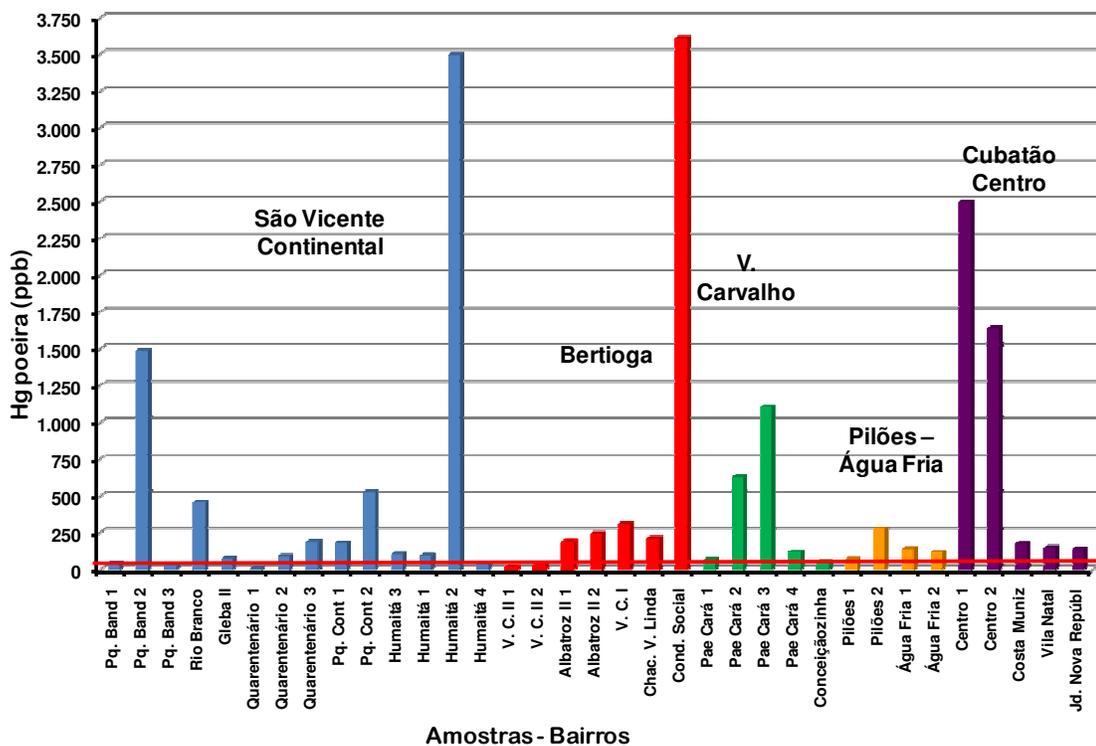


Figura 3.27. Análise descritiva das concentrações de mercúrio nas amostras de poeira domiciliar de acordo com o bairro e nível de referência de qualidade do solo (CETESB, 2005).

Observa-se uma variação grande nas concentrações de mercúrio total nas amostras de poeira dentro de cada área e também entre as áreas. Os maiores valores foram observados no Humaitá e no Condomínio Social.

3.1.2.6. Compostos Organoclorados em Matrizes Biológicas

Foram dosados compostos organoclorados, pesticidas e PCBs, em amostras de leite materno e em ovos de galinha. As amostras foram analisadas em dois cromatógrafos: um na Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) e outro na Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ).

3.1.2.6.1. Leite Materno

Entre os participantes da segunda fase do estudo foram identificadas 10 nutrizes. A Figura 3.28 apresenta as concentrações totais de PCBs encontradas em cada uma destas amostras.

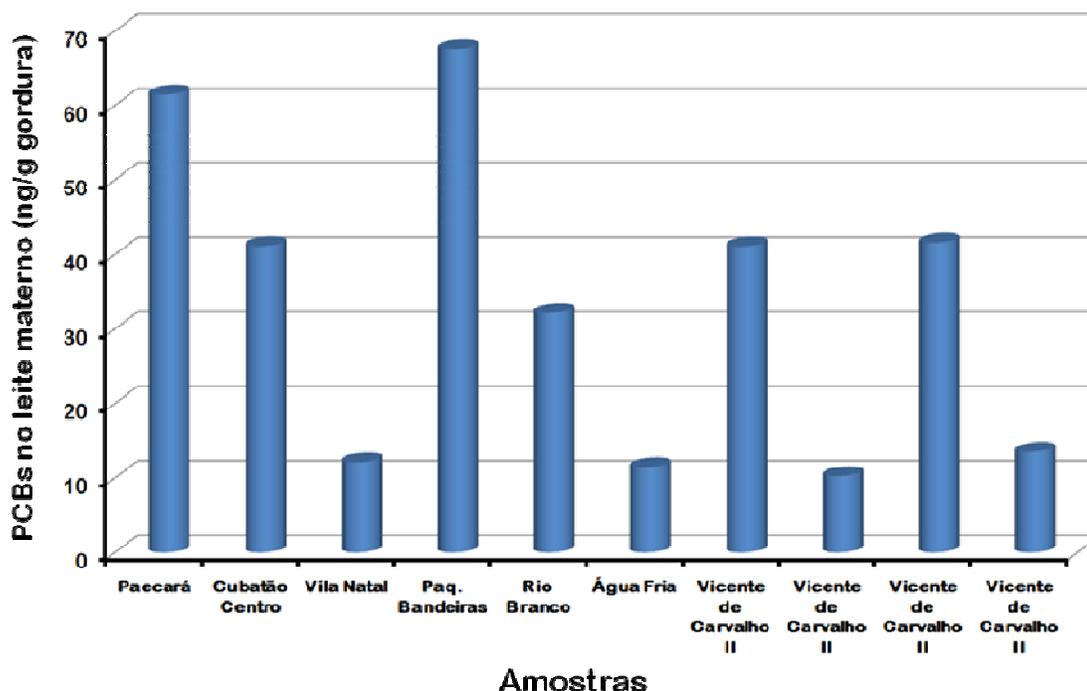


Figura 3.28. Soma de PCBs nas amostras de leite materno.

As somas das concentrações de PCBs estiveram, em geral, dentro da faixa aceitável para estes compostos no leite materno (20 a 60 ng/g de gordura) (WHO, 2003). As amostras de Paecará, em Vicente de Carvalho, e a do Parque das Bandeiras ultrapassaram o limite aceitável.

Independente da concentração da amostra, a presença de PCBs no leite caracteriza um quadro de exposição materna que será estendida ao feto e depois a lactente, levando a um acúmulo de PCBs no lactente. As crianças amamentadas deveriam ser acompanhadas ao longo do período de crescimento e desenvolvimento para monitoramento dos potenciais efeitos adversos dos PCBs sobre os sistemas endócrino e neurológico (WHO, 2003).

A Figura 3.29 apresenta a concentração específica dos PCBs nas amostras de leite materno.

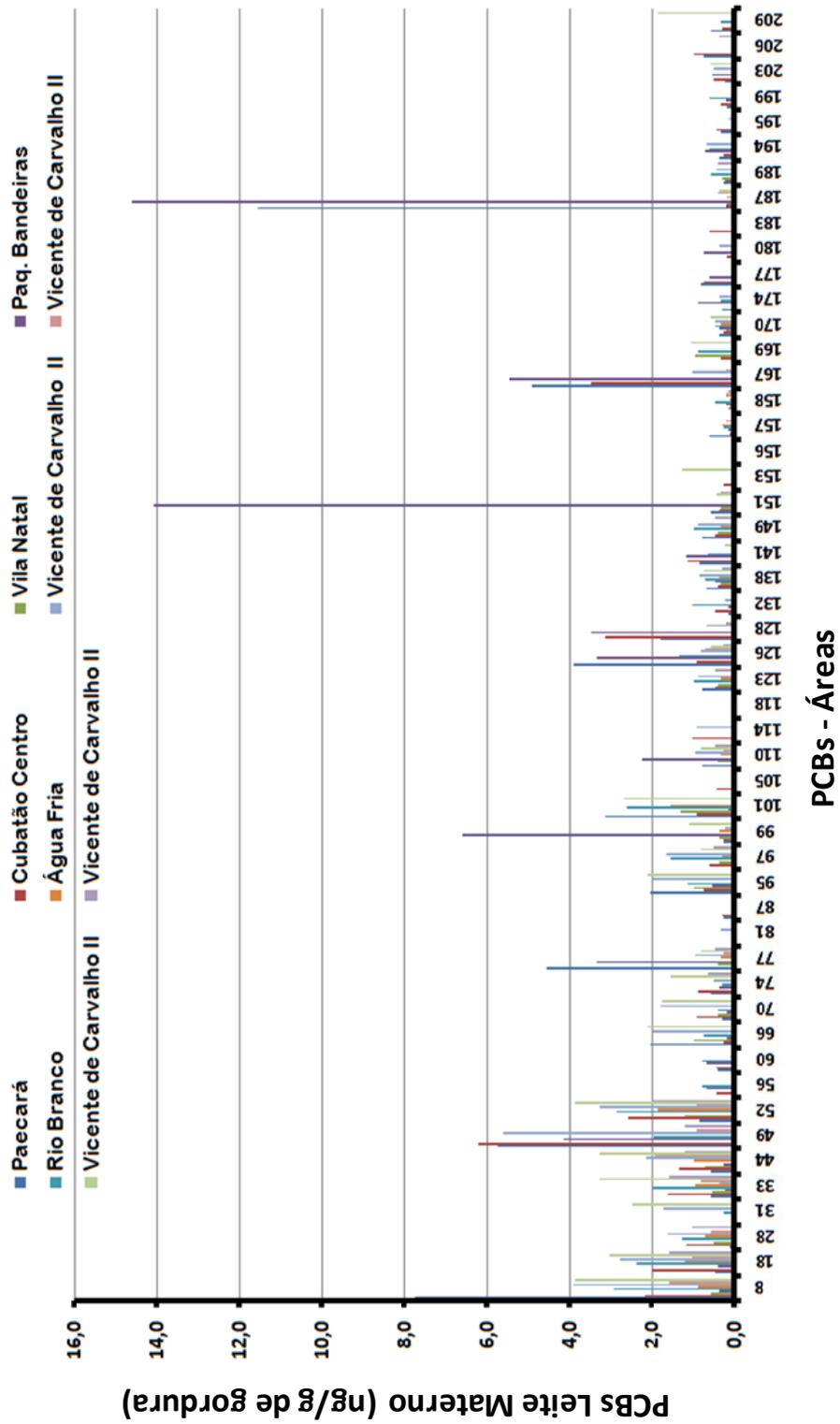


Figura 3.29. Concentrações de PCBs em cada uma das amostras de leite

Os congêneres 151 e 187 apresentaram os maiores valores na amostra de leite materno do Parque das Bandeiras.

A Figura 3.30 apresenta as concentrações dos pesticidas organoclorados medidos nas amostras de leite materno.

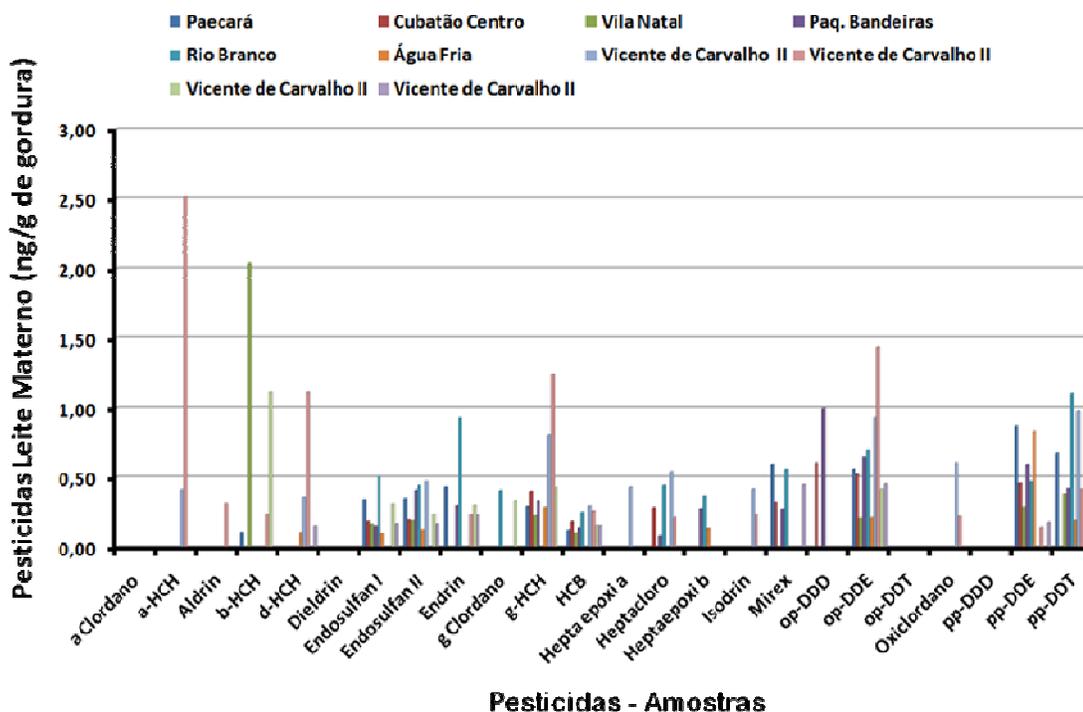


Figura 3.30. Concentrações de pesticidas organoclorados nas amostras de leite materno.

Nota-se a presença de Endossulfan II, g-HCH, HCB, op-DDE, pp-DDE e pp-DDT em praticamente todas as amostras de leite analisadas. Não existe um limite de tolerância consensual para estas substâncias no leite materno. Estudos epidemiológicos têm mostrado que a presença destes compostos no leite materno, isoladamente em na presença de outros compostos clorados, pode estar associada a alterações do desenvolvimento cognitivo, dos sistemas imunológico e reprodutivo, e com a ocorrência de tumores (ATSDR, 2004).

O Hexaclorobenzeno (HCB) foi identificado em todas as amostras de leite materno. Silva e colaboradores (2001), em estudo avaliando concentração sérica de HCB em moradores da região do Estuário de Santos, encontraram níveis plasmáticos mais elevados

entre moradores do Quarentenário, região de São Vicente Continental. No presente estudo não houve a participação de nutrizes do Quarentenário. Pode-se observar uma homogeneidade dos níveis de HCB entre as amostras.

A constatação de PCBs e pesticidas organoclorados nas amostras de leite materno é um indicativo da presença destas substâncias no ambiente, uma vez que os participantes não apresentam história atual ou pregressa de exposição ocupacional.

3.1.2.6.1. Ovos de Galinha

Das 56 amostras de ovos coletadas nas cinco áreas, apenas 9 foram analisadas até o presente momento. Problemas com os padrões atrasaram o início das análises e, em seguida, problemas com o cromatógrafo utilizado retardaram a execução das análises. A solução do problema está sendo encaminhada.

Dentre as nove amostras analisadas estão duas de Pilões – Água Fria, três de Cubatão Centro e quatro de São Vicente Continental. A Figura 3.31 apresenta o total de PCBs medidos em cada uma das amostras.

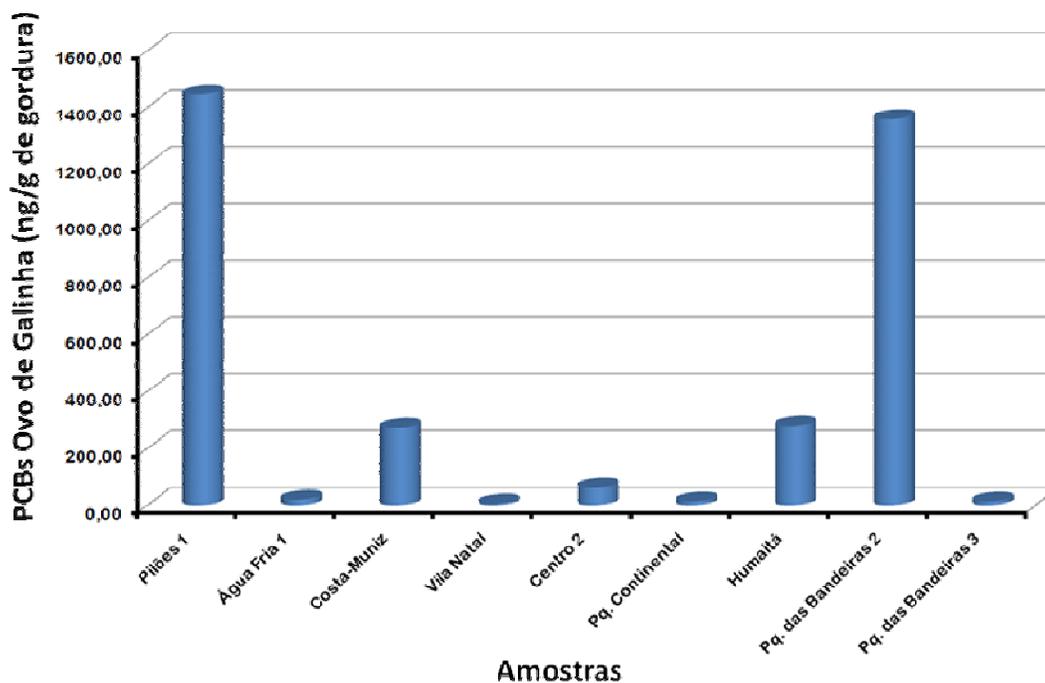


Figura 3.31. Soma de PCBs nas amostras de ovos de galinha.

As amostras Pilões 1 e Parque das Bandeiras 3 foram as que apresentaram os maiores valores. Observa-se uma grande heterogeneidade de resultados, com diferenças entre amostras de uma mesma área e entre áreas diferentes. Não há um padrão estabelecido para PCBs em ovos no Brasil. Adota-se o limite de tolerância de até 3000 ng/g. Nas amostras analisadas os valores estavam dentro do limite adotado.

Em relação aos pesticidas, a Figura 3.32 apresenta as concentrações destes compostos organoclorados por amostra

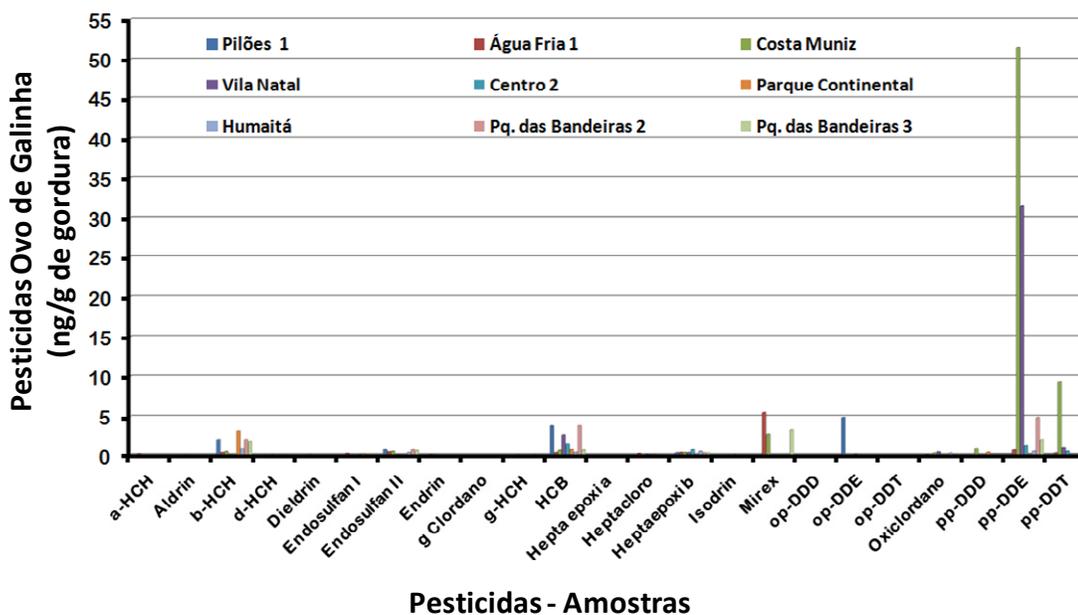


Figura 3.32. Concentrações de pesticidas organoclorados nas amostras de ovos de galinha.

As maiores concentrações observadas foram para *pp*-DDE em duas amostras de Cubatão Centro (Costa Muniz e Vila Natal). Em Costa Muniz, apenas o valor do DDE foi superior ao padrão adotado para a soma de congêneres do DDT (EU, 2009). Costa Muniz também apresentou os maiores valores para *pp*-DDT, isoladamente.

3.1.2.7. Medidas de concentrações de metais pesados em amostras de siris-azuis (*Callinectes* sp) da região estuarina de Santos, SP.

Os limites de detecção do Espectrômetro de Absorção Atômica foram determinados seguindo o procedimento recomendado pelo fabricante e os valores obtidos foram: Cd – 0,0148 ppm; Pb – 0,240 ppm; Zn – 0,010 ppm; Cr – 0,0348 ppm e Cu – 0,046 ppm. Neste trabalho, foram analisados 144 siris do gênero *Callinectes* sp, incluindo as seguintes espécies: *C. danae* (91 ou 63%), *C. sp* (33 ou 23%), *C. bocourti* (15 ou 10,4%) e *C. ornatus* (5 ou 3,4%).

Os metais pesados e outros contaminantes químicos, usualmente, podem ser encontrados em vários órgãos e tecidos do corpo do animal. Entretanto, alguns metais têm uma afinidade maior por um órgão específico e, portanto, dependendo da aplicação, devem ser analisados em função de seu objetivo. Uma vez que o propósito principal deste trabalho era verificar o grau de contaminação no animal como forma de alimento, em consequência da poluição ambiental da região, os resultados experimentais aqui apresentados referem-se a todos os órgãos do animal (músculo, brânquias e hepatopâncreas) sem distinção.

Os valores obtidos para os teores médios de Chumbo, Cádmiu, Cromo, Cobre e Zinco para as amostras de siri-azul, estão listados na Tabela 3.74, juntamente com as respectivas medianas e os intervalos de variação dessas concentrações. Para o chumbo, cerca de 42% das amostras apresentaram resultados abaixo do limite de detecção do aparelho. Desta forma, em todas as discussões relativas a este metal, foi adotado como valor representativo a mediana dos resultados.

Tabela 3.74. Média, Mediana e Intervalo de concentrações de metais pesados, em ppm de peso seco, obtidos neste trabalho para as amostras de siri-azul do gênero *Callinectes* SP

	Cd	Cr	Pb	Cu	Zn
Média $\pm 1\sigma$	0,77 \pm 0,52	3,3 \pm 1,7	-x-	72 \pm 50	72 \pm 46
Mediana	0,578 \pm 0,063	2,91 \pm 0,32	5,74 \pm 0,63	58,0 \pm 6,3	62,5 \pm 6,8
Max	2,47 \pm 0,27	7,0 \pm 1,0	12,7 \pm 1,4	216 \pm 23	166 \pm 18
Min	0,121 \pm 0,013	0,411 \pm 0,044	< 0,3	11,1 \pm 1,2	12,0 \pm 1,3

Na Tabela 3.75 os intervalos de concentrações (em ppm de peso seco) de metais pesados obtidos neste trabalho para as amostras de siris-azuis são comparados com os resultados divulgados na literatura para animais similares. Embora exista uma certa variação com relação aos níveis de metais pesados entre os diferentes organismos aquáticos listados na Tabela 3.75, pode-se observar que, de uma maneira geral, os resultados deste trabalho estão em razoável acordo com a maioria dos dados divulgados pelos outros autores. Entretanto, algumas discrepâncias podem ser evidenciadas. No caso do marisco *Mytilus galloprovincialis* da costa Marroquina (Moustaid *et al*, 2005), os valores obtidos para o Cr e Cd, são extremamente altos. Moustaid *et al* (2005), estudando esses moluscos em duas regiões da costa Marroquina, uma considerada como poluída e outra como não poluída, observaram que para os metais analisados cromo e cádmio, os valores variaram muito entre as duas regiões e mesmo para o tipo de metal bioacumulado. A elevada concentração de Cd e Cr obtida pelos autores é justificada como sendo ocasionada pelos dejetos químicos descarregados diretamente no Oceano Atlântico. Entretanto, para o chumbo, essa variação não foi relevante. Catsik & Florou (2006), analisando essa mesma espécie de molusco (*Mytilus galloprovincialis*) em outra localidade, obtiveram valores bem inferiores para o cromo. Estes resultados sugerem, de acordo com Nendza *et al* (1997), que a variabilidade intraespecífica (entre indivíduos da mesma espécie) pode ocorrer em função da localidade, exposição aos contaminantes e resposta metabólica individual para a detoxificação. Ribeiro *et al* (2005), estudando enguias marinhas, também observaram essas diferenças intraespecíficas e justificam o baixo nível encontrado nos músculos, em função das diferenças de habitat, fatores fisiológicos, conteúdo de lipídeos, origem geográfica e comportamento alimentar, além da maneira de como esses animais eliminam e estocam determinados contaminantes.

No caso do cobre, o valor máximo obtido neste trabalho excedeu em cerca de 3 vezes o encontrado tanto para a ostra (*Crassostrea iridescens*) quanto para o camarão sete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*). Normalmente esses animais concentram níveis mais altos de contaminantes em função de seus hábitos alimentares (filtrador e consumidor de detritos de fundo). Valores altos de teores de cobre também foram divulgados para alguns tipos de zooplâncton. De acordo com WHO (1998), crustáceos e moluscos possuem hemocianina, pigmento que contém cobre como seu principal carregador de oxigênio e, portanto, concentrações mais elevadas de cobre podem ser resultantes, em parte, da capacidade desse metal de se ligar à hemocianina, presente em grandes quantidades nesses animais.

Tabela 3.75. Comparação dos intervalos obtidos para os teores de Cd, Cr, Pb, Cu e Zn em amostras de *Callinectes* sp com aqueles divulgados na literatura para diferentes organismos aquáticos (ps = peso seco, pu = peso úmido, na = não analisado) (continua)

Animal Analisado (em ps ou pu)	Cd (ppm)	Cr (ppm)	Pb (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)	Ref.
<i>M.cephalus</i> , (peixes)-ps	na	1,3 – 5,7	na	2,3–17,8	na	Yang <i>et al</i> , 2005
<i>C. iridescens</i> (ostra)-ps	na	1,0 – 4,6	na	2,4–78,0	na	Lambrechts <i>et al</i> , 1993
<i>M.galloprovincialis</i> (marisco) -ps	na	0,2 – 3,5	na	1,7–6,3	20,8 – 115,0	Florou & Kriditis, 1992
<i>M.galloprovincialis</i> (marisco)-ps	11,7 – 99,1	6,9 – 18,7	0,25–0,75	na	na	Karahan & Bayulken, 2000
<i>X. kroyeri</i> (camarão)-ps	Na	1,4 – 5,3	na	31,2 – 73,0	Na	Merdanoğlu & Altinsoy, 2006
Zooplâncton (plâncton)-ps	0,2–3,9	Na	1,6 – 12,8	5,9 – 26,4	37,6 – 180,5	Kurnaz <i>et al</i> , 2007
Zooplâncton (plâncton)-ps	4,0–10,0	Na	12 – 55	15 – 90	70 – 580	Lozano <i>et al</i> , 2002
<i>Astyanax</i> sp (lambari)-ps	Na	Na	0,6 – 3,0	Na	Na	Singh <i>et al</i> , 2008
<i>Pinctata radiata</i> (ostra)-ps	Na	Na	5,86 – 13,61	Na	Na	IEA, 1998
<i>Callinectes</i> sp (siri-azul)-ps	0,1-2,3	0,4 – 7,0	< 0,3 – 12,6	11,1– 216,5	12,0 – 166,3	Este trabalho
<i>Callinectes</i> sp (siri-azul)-pu	0,02 - 0,50	0,08 - 1,42	< 0,06–2,60	2,3 – 44,1	2,5–34,0	Este trabalho
<i>Callinectes</i> sp (siri-azul)-pu	< 0,01-0,07	0,05–0,60	< 0,05 – 0,80	1,6 – 39,6	4,5 – 63,5	Carvalho <i>et al</i> , 2007
<i>Pennaeus smithii</i> (camarão)-pu	0,01 – 0,6	Na	0,2 – 18	Na	6,5 – 288	Miah <i>et al</i> , 1998

Tabela 3.75. Comparação dos intervalos obtidos para os teores de Cd, Cr, Pb, Cu e Zn em amostras de *Callinectes sp* com aqueles divulgados na literatura para diferentes organismos aquáticos (ps = peso seco, pu = peso úmido, na = não analisado) (final)

Animal Analisado (em ps ou pu)	Cd (ppm)	Cr (ppm)	Pb (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)	Ref.
<i>Pennaeus smithii</i> (camarão)-pu	0,1	Na	1,8	Na	20	UNSCEAR, 2000
<i>Callinectes danae</i> (siri-azul)-pu	< 0,1	Na	< 0,1	Na	27,6	UNSCEAR, 2000
<i>Callinectes danae</i> (siri-azul)-pu	0,2 – 0,5	Na	0,8 – 3,9	Na	24 – 96	Miah <i>et al</i> , 1998
<i>Pennaeus smithii</i> (camarão)-pu	<0,1 – 2,2	Na	Na	Na	10 – 32	Tsabaris <i>et al</i> , 2007
<i>Callinectes danae</i> (siri-azul)-pu	< 0,1 – 0,2	Na	Na	Na	26 – 64	Tsabaris <i>et al</i> , 2007

Uma vez que alguns autores divulgaram os seus resultados em peso úmido e que os limites sugeridos pelas agências de saúde são usualmente expressos desta forma, os valores obtidos neste trabalho foram determinados também na forma úmida. A média das razões entre todos os pesos determinados experimentalmente para as amostras no estado fresco (úmido) com os respectivos pesos no estado seco foi de $4,9 \pm 1,7$.

Os intervalos (em ppm de peso úmido) obtidos para os teores de cádmio, cromo, cobre, chumbo e zinco, são comparados, na parte inferior da Tabela 3.75, com os valores divulgados na literatura para siris-azuis e camarões.. Tanto os siris como os camarões são crustáceos decápodos e possuem comportamento alimentar similar, ou seja, ambos são detritívoros e consumidores de fundo. Como se pode observar na Tabela 3.75, exceto para o caso do cromo, onde o limite máximo obtido neste trabalho está acima daquele encontrado pela CETESB (2001), há também neste caso, um razoável acordo entre os resultados deste trabalho com aqueles divulgados pelos outros autores.

No Brasil, o limite máximo permitido por lei para alimentos está regulamentado desde 1965 por meio do Decreto Lei 55.871-65. Esses limites foram atualizados e alguns mantidos pelo Mercosul (Resoluções GMC 102-94, 103/94 e 35/96) e pelo Ministério da Saúde (Portaria 685-980 de 27/08/1998), e são apresentados na Tabela 3.76, juntamente com os valores médios obtidos neste trabalho, os valores limites recomendados pela FAO/WHO (1997; 2000) e com os intervalos de concentrações considerados como normais pela EPA (1996; 1996).

De acordo com a Tabela 3.76, pode-se observar que, exceto para o cromo, os valores médios obtidos para todos os outros metais analisados neste trabalho estão, em geral, abaixo dos limites máximos recomendados pelas Agências de Saúde e, portanto, ao nível de consumo, os siris da região do manguezal do Rio Cubatão não estão contaminados.

Tabela 3.76. Valores médios (em ppm de peso úmido) obtidos neste trabalho, comparados com os limites máximos recomendados por organizações de saúde

Metal	FAO/WHO (1997; 2000)	Brasil (Portaria nº. 685/98)	EPA (1996; 1996)	Este trabalho (ppm)
Cádmio	1,0	1,0	> 2,0	0,16 ± 0,13
Cromo	12	0,1	0,1 – 0,9	0,68 ± 0,43
Chumbo	2,0	2,0	0,1 – 0,8	*1,17 ± 0,13
Cobre	30,0	30,0	1,0 – 20,0	15 ± 12
Zinco	50,0	50,0	10,0 – 30,0	15 ± 11

*mediana dos resultados

Apesar de ter sido obtido neste estudo um teor médio para o cromo total acima do limite estabelecido para qualquer tipo de alimento pela legislação brasileira, observa-se que o valor está dentro do intervalo considerado normal pela EPA (1996; 1996) para animais do tipo crustáceos ou moluscos e muito abaixo do limite máximo recomendado pela FAO/WHO (1997; 2000).

No caso do chumbo, a mediana excedeu aos valores considerados normais pela EPA (1996; 1996) para moluscos e crustáceos, mas mesmo assim, está abaixo dos limites estabelecidos pelas legislações nacional e internacional.

Como os valores obtidos neste trabalho estão na maioria abaixo dos limites máximos permitidos por lei, não deveria haver uma preocupação com relação à saúde da população na região estudada, levando-se em consideração os siris analisados. Entretanto, seria importante comentar os procedimentos adotados pelas agências de saúde no que se refere ao estabelecimento de valores limites, bem como, determinar a contribuição do consumo de

carne de siri na ingestão diária de metais pesados pela população, tomando como base os resultados deste trabalho.

Exposição e contaminação humana por metais pesados podem ser provenientes de várias vias: através do ar, água, solo e alimentos. Muitos dos metais pesados têm propriedades acumulativas Tressou *et al* (2004) e são particularmente preocupantes para as crianças, devido à capacidade de ingerir quantidades relativamente mais altas de metais do que os adultos, em termos de consumo por peso do corpo humano. A exposição total é a soma de todas essas vias de contaminação e é muito complexa de ser estabelecida em virtude das dificuldades de conhecimento de vários fatores tais como: o tempo em que o organismo foi exposto a um determinado contaminante; o grau de contaminação existente no alimento ingerido; a resposta metabólica do indivíduo; o grau de excreção de um contaminante específico pelo corpo humano; a ocorrência do contaminante na forma combinada ou individual. Desse modo, o que se faz normalmente é estimar um nível médio de contaminação e verificar se o mesmo está excedendo o valor limite de segurança (Tressou *et al*, 2004).

Os limites máximos estabelecidos pelas agências de saúde são ainda focos de discussão, pois dependem de vários fatores externos que vão desde o modo de captura do animal a ser analisado até o tipo de equipamento que é utilizado para a leitura, passando pelos processos de estocagem, pesagem e preparo das amostras em análise. Além disso, os organismos vivos incorporam, regulam, bioacumulam, detoxificam e excretam esses metais de maneiras diferentes, de acordo com vários fatores intrínsecos ao organismo em questão (indivíduo, tamanho, sexo, ciclo de vida, dieta, concentração do metal, etc.) e locais (temperatura, salinidade, sazonalidade, etc.) (Cain *et al*, 2004) (Rainbow, 2002). Para os humanos, essa incorporação pode variar de acordo com o tipo étnico, idade, sexo, local de residência (área urbana ou rural, poluída ou não), número de fontes de contaminação ao qual a população está exposta (ar, água, alimento, solo, utensílio, cigarro, etc.), quantidade de contaminantes que é ingerido de cada fonte, etc (USFDA, 2005).

Levando em consideração todos estes fatos e os resultados de estudos nesta área em diversos laboratórios, algumas agências de saúde têm proposto limites máximos provisórios de ingestão diária destes metais para a população, como uma forma de orientação aos órgãos de vigilância sanitária. Os valores provisórios de ingestão diária tolerável PTDI (Provisional Tolerable Daily Intake), sugeridos pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 2003) para os metais analisados são apresentados na Tabela 3.77. Estes valores foram determinados considerando uma massa média para o corpo humano de 60 Kg.

Tabela 3.77. Contribuição do consumo de carne de siri pela população, em relação ao valor provisório de ingestão diária tolerável (PTDI), sugerido pela Organização Mundial de Saúde, para uma pessoa adulta de 60 Kg

Metal	PTDI WHO[38]	Ingestão média/100 g (peso úmido) de carne de siri
Cd	60 µg/dia	16 µg/dia (27%)
Cr	1000 µg/dia	68 µg/dia (6,8%)
Cu	3000 µg/dia	1500 µg/dia (50%)
Pb	210 µg/dia	117 µg/dia (56%)
Zn	60000 µg/dia	1500 µg/dia (2,5%)

Utilizando-se os resultados deste trabalho listados na Tabela 3.75, determinou-se a ingestão média de metal pela população, por 100 g (peso úmido) de carne de siri, e os valores obtidos são mostrados na última coluna da Tabela 3.77. Como pode ser observado, para os metais Cd, Cu e Pb, a contribuição ao PTDI em virtude do consumo da carne de siri é significativa, ou seja, 27%, 50% e 56%, respectivamente. Entretanto, como foi discutido anteriormente, seria importante ressaltar que o nível de ingestão deve depender dos hábitos da população/indivíduo que irá consumi-los. Por exemplo, se o indivíduo é fumante, o nível de cádmio que ele já possui no sangue é maior do que um não fumante e, portanto, o seu limite de ingestão deveria ser menor. Muitos outros fatores podem influenciar esse limite como a qualidade do ar, da água, do solo, etc., e, portanto os níveis estipulados de ingestão diária estão sendo discutidos pontualmente.

Diante destas dificuldades, um novo conceito sobre a bioacumulação está sendo desenvolvido baseando-se na biocinética ou modelo de bioacumulação cinética (Wang, 2001). Este modelo supõe que o processo de bioacumulação é o resultado do balanço de três mecanismos: taxa de entrada pela dieta, taxa de entrada por formas diversas e taxa de perdas pelo organismo (Luoma & Rainbow2005). Com isso, novos valores de limites máximos permitidos deverão ser estabelecidos de acordo com a localidade ou região de interesse.

**3.1.2.8. Determinação dos teores de metais pesados em espécies
de plantas típicas dos mangues da região estuarina de
Santos e São Vicente - SP**

Os limites de detecção da técnica, determinados experimentalmente, foram: 0,015 ppm, 0,038 ppm, 0,046 ppm, 0,24 ppm e 0,083 ppm respectivamente para o Cd, Cr, Cu, Pb e Zn. Nas Tabelas 3.78 a 3.82 estão listados os valores médios, mínimos e máximos dos metais Cd, Cr, Cu, Pb e Zn, encontrados em cada local de amostragem para as três espécies de plantas: *Avicennia shauriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle*.

Tabela 3.78. Intervalo e valor médio(\pm DP, $k = 1$) dos resultados (ppm em peso seco) obtidos para o teor de cádmio em amostras de folhas das plantas coletadas nas quatro áreas de amostragem nos mangues do Rio Cubatão

PLANTA	Área 1	Área 2	Área 3	Área 4
<i>Avicennia</i>	0,239 \pm 0,029 a	0,309 \pm 0,043 a	0,287 \pm 0,029 a	0,50 \pm 0,15 a
<i>Shauriana</i>	0,513 \pm 0,097	0,580 \pm 0,064	0,909 \pm 0,098	1,01 \pm 0,12
Valor Médio de Cd	0,392 \pm 0,096	0,418 \pm 0,087	0,51 \pm 0,18	0,73 \pm 0,21
<i>Laguncularia</i>	0,191 \pm 0,019 a	0,254 \pm 0,33	0,254 \pm 0,042 a	0,469 \pm 0,048 a
<i>Racemosa</i>	0,54 \pm 0,13	0,444 \pm 0,092	0,759 \pm 0,078	0,610 \pm 0,084
Valor Médio de Cd	0,38 \pm 0,14	0,352 \pm 0,084	0,42 \pm 0,18	0,532 \pm 0,059
<i>Rizophora</i>	0,349 \pm 0,034 a	0,330 \pm 0,038 a	0,361 \pm 0,020 a	0,383 \pm 0,043 a
<i>Mangle</i>	0,59 \pm 0,14	0,570 \pm 0,081	0,540 \pm 0,092	0,562 \pm 0,062
Valor Médio de Cd	0,468 \pm 0,075	0,45 \pm 0,12	0,429 \pm 0,077	0,507 \pm 0,057

Tabela 3.79. Intervalo e valor médio (\pm DP, $k = 1$) dos resultados obtidos (ppm em peso seco) para o teor de cromo em amostras de folhas das plantas coletadas nas quatro áreas de amostragem nos mangues do Rio Cubatão.

PLANTA	Área 1	Área 2	Área 3	Área 4
<i>Avicennia</i>	4,60 \pm 0,29 a	4,05 \pm 0,29 a	5,45 \pm 0,54 a	X
<i>Shauriana</i>	6,70 \pm 0,67	4,05 \pm 0,29	7,91 \pm 0,79	
Valor Médio de Cr	5,6 \pm 1,5	4,05 \pm 0,29	6,6 \pm 1,1	X
<i>Laguncularia</i>	3,45 \pm 0,34 a	2,21 \pm 0,22 a	2,647 \pm 0,071 a	X
<i>Racemosa</i>	3,74 \pm 0,25	2,35 \pm 0,25	4,95 \pm 0,44	
Valor Médio de Cr	3,59 \pm 0,21	2,28 \pm 0,11	3,7 \pm 1,1	X
<i>Rizophora</i>	2,24 \pm 0,22 a	2,05 \pm 0,21 a	2,57 \pm 0,26 a	X
<i>Mangle</i>	8,2 \pm 1,4	2,57 \pm 0,25	5,02 \pm 0,36	
Valor Médio de Cr	4,7 \pm 3,1	2,31 \pm 0,36	3,5 \pm 1,1	X

Tabela 3.80. Intervalo e valor médio (\pm DP, $k = 1$) dos resultados obtidos (ppm em peso seco) para o teor de cobre em amostras de folhas das plantas coletadas nas quatro áreas de amostragem nos mangues do Rio Cubatão.

PLANTA	Área 1	Área 2	Área 3	Área 4
<i>Avicennia</i>	2,37 \pm 0,24 a	3,90 \pm 0,40 a	1,64 \pm 0,10 a	1,68 \pm 0,17 a
<i>Shauriana</i>	6,18 \pm 0,62	5,0 \pm 0,57	4,29 \pm 0,42	3,61 \pm 0,32
Valor Médio de Cu	3,9 \pm 1,2	4,45 \pm 0,78	2,8 \pm 1,0	2,52 \pm 0,85
<i>Laguncularia</i>	1,83 \pm 0,14 a	1,97 \pm 0,14 a	1,32 \pm 0,13 a	1,95 \pm 0,10 a
<i>Racemosa</i>	3,32 \pm 0,33	2,61 \pm 0,24	3,40 \pm 0,32	3,71 \pm 0,37
Valor Médio de Cu	2,78 \pm 0,66	2,32 \pm 0,39	2,14 \pm 0,89	2,87 \pm 0,81
<i>Rizophora</i>	1,44 \pm 0,14 a	1,21 \pm 0,14 a	1,59 \pm 0,16 a	1,18 \pm 0,12 a
<i>Mangle</i>	3,81 \pm 0,17	2,84 \pm 0,30	2,22 \pm 0,24	4,05 \pm 0,40
Valor Médio de Cu	2,14 \pm 0,72	1,72 \pm 0,74	1,97 \pm 0,33	2,41 \pm 1,1

Tabela 3.81. Intervalo dos resultados obtidos (ppm em peso seco) para o teor de chumbo em amostras de folhas das plantas coletadas nas quatro áreas de amostragem nos mangues do Rio Cubatão

PLANTA	Área 1	Área 2	Área 3	Área 4
<i>Avicennia</i>	< 5,88 a	< 3,83 a	3,54 ± 0,52 a	< 4,78 a
<i>Shauriana</i>	9,1 ± 1,7	7,29 ± 0,70	7,1 ± 1,0	7,24 ± 0,73
<i>Laguncularia</i>	< 3,76	< 3,88	< 3,06 a	X
<i>Racemosa</i>			8,7 ± 1,8	
<i>Rizophora</i>	< 5,36 a	< 4,75 a	< 2,91 a	< 5,87 a
<i>Mangle</i>	6,09 ± 0,52	6,50 ± 0,55	3,25 ± 0,52	6,0 ± 0,7

Tabela 3.82 Intervalo e valor médio (± DP, k = 1) dos resultados obtidos (ppm em peso seco) para o teor de zinco em amostras de folhas das plantas coletadas nas quatro áreas de amostragem nos mangues do Rio Cubatão

PLANTA	Área 1	Área 2	Área 3	Área 4
<i>Avicennia</i>	11,4 ± 1,2 a	10,2 ± 1,0 a	14,6 ± 1,2 a	25,8 ± 2,3 a
<i>Shauriana</i>	50,8 ± 5,5	19,8 ± 2,0	56,4 ± 5,6	36,2 ± 3,2
Valor Médio de Zn	30 ± 12	15,0 ± 6,8	33 ± 17	30,5 ± 5,3
<i>Laguncularia</i>	14,7 ± 1,2 a	16,5 ± 1,6 a	12,6 ± 1,2 a	15,7 ± 1,5 a
<i>Sacemosa</i>	32,6 ± 3,1	35,2 ± 1,7	26,5 ± 2,3	24,5 ± 2,1
Valor Médio de Zn	20,8 ± 5,6	23,5 ± 8,6	18,9 ± 4,7	20,2 ± 3,9
<i>Rhizophora</i>	4,57 ± 0,45 a	6,78 ± 0,63 a	6,70 ± 0,22 a	7,63 ± 0,19 a
<i>Mangle</i>	14,8 ± 1,5	30,8 ± 3,1	23,5 ± 2,1	13,7 ± 1,2
Valor Médio de Zn	9,6 ± 4,0	14 ± 11	12,1 ± 7,0	10,8 ± 2,5

Os erros considerados para os valores das concentrações nessas Tabelas correspondem apenas ao desvio padrão (DP, k = 1) dos resultados das análises repetidas para cada amostragem. As outras fontes de erros, diluição volumétrica (1%), pesagem das amostras (0,04%) e calibração do espectrômetro (0,4%) foram consideradas como desprezíveis, comparadas com a flutuação estatística das medidas. As incertezas listadas para os valores médios representam também o desvio padrão (DP, k = 1) dos valores encontrados em cada ponto de amostragem, para cada uma das plantas estudadas. Comparações entre resultados foram efetuadas por meio de análises estatísticas utilizando o programa de computador SPSS-11.0.

De acordo com os resultados das análises de variâncias (GLM univariate), os valores médios obtidos nas 4 áreas de amostragens, para as três plantas, apresentaram diferenças estatísticas ($p < 0,1$) apenas para o caso do cádmio. Nas plantas da área 4 foram encontradas uma concentração média de cádmio significativamente maior ($p < 0,1$) que nas áreas 1 ou 2 e isto pode ser explicado, provavelmente, pela sua maior proximidade ao aterro sanitário (vide figura 1). Para os demais casos, não houve diferenças significativas entre os resultados encontrados nas amostras extraídas destes 4 pontos de coleta. Desta forma, e com o intuito de se fazer uma avaliação geral por espécie de planta da poluição na região, as informações experimentais obtidas nos 4 locais de amostragem foram englobadas.

Na Tabela 3.83 são apresentados os intervalos e valores médios determinados para as concentrações de Cd, Cu, Cr, Pb e Zn nas amostras de folhas das 3 espécies de plantas, correspondentes as 4 áreas de amostragem. As incertezas apresentadas, para os valores médios, representam os intervalos de confiança obtidos com 90% de probabilidade ($\alpha = 0,9$). Apesar do teste estatístico “t de Student” não emparelhado ($p < 0,05$) aplicado aos valores médios listados na Tabela 3.83, indicar uma concentração significativamente maior apenas para o cobre e zinco na espécie *Avicennia*, em relação à espécie *Rizophora*, observa-se que há uma tendência de maior bioacumulação pela primeira espécie, para todos os metais pesados estudados. Devido a este fato, a espécie *Avicennia* seria a mais recomendada como bioindicador de poluição ambiental por metais pesados na região dos mangues da bacia do Rio Cubatão. Entretanto, de uma maneira geral, o comportamento das 3 espécies de plantas foram muito similares tanto no teor como na ordem em que bioacumulam os metais estudados: $Zn > Pb > Cr > Cu > Cd$, considerando para o caso do chumbo, os valores máximos obtidos.

Tabela 3.83. Intervalo de variação e valor médio (\pm intervalo de confiança, $\alpha = 0,90$) dos valores encontrados neste trabalho, para os teores de metais pesados (ppm em peso seco) em folhas de plantas dos mangues da bacia do Rio Cubatão.

PLANTA	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
<i>Avicennia shauriana</i>	(0,239 \pm 0,029) a	(4,05 \pm 0,29) a	(1,64 \pm 0,10) (6,18 \pm 0,62)	(3,54 \pm 0,52) a	(10,2 \pm 0,10) a
Valor Médio	(1,01 \pm 0,12) 0,52 \pm 0,18	(7,91 \pm 0,79) 5,4 \pm 2,2	3,4 \pm 1,1	(9,1 \pm 1,7) -x-	(56,4 \pm 5,6) 27,1 \pm 9,6
<i>Laguncularia racemosa</i>	(0,191 \pm 0,019) a	(2,21 \pm 0,22) a (4,95 \pm 0,44)	(1,32 \pm 0,13) a	< 3,06 a (8,7 \pm 1,8)	(12,6 \pm 1,2) a
Valor Médio	(0,759 \pm 0,078) 0,421 \pm 0,093	3,2 \pm 1,3	(3,71 \pm 0,37) 2,53 \pm 0,41	-x-	(35,2 \pm 1,7) 20,8 \pm 2,3
<i>Rhizophora mangle</i>	(0,330 \pm 0,038) a	(2,05 \pm 0,21) (8,2 \pm 1,4)	(1,18 \pm 0,12) (4,05 \pm 0,40)	< 2,91 a (6,50 \pm 0,55)	(4,57 \pm 0,45) (30,8 \pm 3,1)
Valor Médio	(0,59 \pm 0,14) 0,463 \pm 0,039	3,5 \pm 2,0	2,06 \pm 0,34	-x-	11,6 \pm 2,2

Na Tabela 3.84, os intervalos englobando os resultados para as três plantas são comparados com os valores divulgados na literatura para amostras de outros vegetais provenientes de locais em condições ambientais similares ao deste trabalho. Os valores relativamente altos reportados por Lăcătusu *et al* (1996) para os teores de metais pesados (Cd, Cu, Pb e Zn) em hortaliças diversas podem ser explicados, segundo os autores, pela presença de indústrias de fundição não ferrosos existentes próximas aos locais de cultivo. Samecka-Cymerman & Kempers (1999), utilizando uma técnica diferente (ICPES Spectroflame SIMSEQ) daquela utilizada pelos outros autores, analisaram amostras de alguns arbustos coletadas no Jardim Botânico Universitário da cidade de Wrocław, na Polônia. Os resultados encontrados foram razoavelmente altos e as causas prováveis atribuídas pelos autores foram a temperatura, umidade e a estrutura do solo da região. Levando em consideração as diferenças de poluição ambiental entre os locais de amostragem, observa-se que existe uma razoável concordância entre os valores deste trabalho com aqueles obtidos pelos outros autores.

Nas duas últimas linhas da Tabela 3.84, estão listados os teores de metais pesados considerados como sendo excessivos ou tóxicos (Kabata-Pendias, 1984 e Aksoy & Öztürk, 1997) e aqueles considerados normais (Kabata-Pendias, 1984) para vegetais em geral. Comparando com os valores obtidos neste trabalho, verifica-se que há indicação de contaminação por cádmio e cromo nas plantas dos mangues do Rio Cubatão, possivelmente, como uma consequência de poluição ambiental na região.

Tabela 3.84. Comparações dos intervalos de concentrações de metais pesados (ppm em peso seco) obtidas neste trabalho, para plantas típicas dos mangues do Rio Cubatão, com resultados divulgados na literatura para outros vegetais

Vegetais (Referências)	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Técnica Utilizada
Hortaliças (Lăcătusu <i>et al</i>, 1996)	1,0-8,5	X	3,0-13,8	2,0-118,0	29,0-844,0	FAAS
Hortaliças (Bahemuka & Mudofu, 1999)	0,1-0,6	X	2,5 - 16,0	1,9-6,6	14,8-49,3	FAAS
Arbustos (Samecka-Cymerman & Kempers, 1999)	0,51-5,55	0,42-3,12	1,10-9,35	3,8-23,9	191-360	ICPES – Spectro-flame
Cap. Bursa past., <i>Poa annua</i> L. – Árvores (Aksoy <i>et al</i>, 1999)	0,27-1,07	X	9-26	6-57	50-200	FAAS
<i>N.olean.</i> L.- Árvore (Aksoy & Östürk, 1997)	0,02-0,72	X	3,0-6,0	2,65-28,0	8,0-21,0	FAAS
Árvores Diversas (Sawidis <i>et al</i>, 2001)	0,86-1,38	X	1,5-4,9	X	14,2-77,7	ETAAS
<i>Aviccenia</i>, <i>Laguncularia</i>, <i>Rhizophora.</i> - Árvores (Este Trabalho)	0,19-1,01	2,05-8,2	1,18-6,18	<2,91-9,1	4,57-56,4	FAAS
Em excesso ou tóxico (Kabata-Pendias, 1984) (Aksoy <i>et al</i>, 1999)	0,03-3,8	5-30	20-100	30-300	100-400	X
Suficiente ou normal (Kabata-Pendias, 1984)	0,05-0,2	0,1-0,5	5-30	5-10	27-150	X

3.1.2.9. Investigação dos teores de Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Mercúrio (Hg) e Arsênio (Ar) em amostras de solos, águas e sedimentos da região estuarina de Santos e São Vicente – SP

A validação da metodologia para a determinação dos teores de Cd e Pb em solos e sedimentos foi feita utilizando uma amostra certificada de solo da Agência Internacional de Energia Atômica IAEA/SOIL - 7. Os resultados obtidos para a exatidão da metodologia, expressos em termos de erro relativo, foram: 1,5% para o Cd e 3,5% para o Pb. Para o Hg foi utilizada a amostra certificada IAEA/ESTUARINE SEDIMENT - 405 e o valor determinado para exatidão, expresso em termos de erro relativo, foi de 8,5%.

A validação da metodologia para as medidas das concentrações de Cd, Pb, As e Hg em águas foi feita pela técnica de adição padrão e os resultados da recuperação das massas adicionadas variaram entre 5 e 16%.

Nas Tabelas 3.85 a 3.88 são apresentados os resultados dos teores médios obtidos neste trabalho em amostras de solos, sedimentos e águas para Cd, Pb, Hg e As respectivamente. Nas duas últimas linhas destas Tabelas são apresentados os valores limites máximos recomendados pelas agências de saúde. No caso das águas estão apresentados os limites máximos estabelecidos pelo Ministério da Saúde (MS- Portaria 1469) (MS, 2000) e pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005). Para solos e sedimentos foram adotados os valores TEC e PEC recomendados por MacDonald *et al* (2000). O valor TEC (Threshold Effect Concentration) é a concentração de metal abaixo do qual não são esperados efeitos nocivos aos organismos vivos existentes no ecossistema, enquanto o valor PEC (Probable Effect Concentration) estabelece o teor de metal acima do qual os efeitos nocivos são esperados ocorrer com frequência nestes organismos.

Tabela 3.85. Valores médios dos teores de cádmio total em solos, sedimentos e águas da região estuarina de Santos e São Vicente

LOCAL	SOLOS (ppm)	SEDIMENTOS (ppm)	ÁGUAS (µg/l)
Rio Diana	1,55 ± 0,14	1,35 ± 0,20	21,7 ± 1,5
Rio Jurubatuba	<0,74	1,18 ± 0,19	129,1 ± 5,9
Rio Quilombo	1,56 ± 0,35	< 0,74	57 ± 12
Rio da Onça	1,47 ± 0,25	< 0,74	45,4 ± 1,1
Rio Mogi	0,94 ± 0,15	0,95 ± 0,13	6,70 ± 0,32
Rio Branco	1,208 ± 0,010	1,04 ± 0,20	17,5 ± 1,3
Rio Cubatão	0,742 ± 0,086	0,864 ± 0,017	12,76 ± 0,73
Rio Piaçabuçu	0,976 ± 0,088	< 0,74	16,4 ± 1,8
Rio Laranjeiras	< 0,74	< 0,74	19,70 ± 0,60
Rio Casqueiro	1,18 ± 0,11	1,21 ± 0,21	10,95 ± 0,93
Rio Santo Amaro	0,90 ± 0,14	1,35 ± 0,31	24,7 ± 3,3
Pq. Bandeiras(SV)	1,30 ± 0,29		
Gleba 1 (SV)	1,30 ± 0,40		
Gleba 2 (SV)	1,34 ± 0,34		
Gleba 4 (SV)	1,11 ± 0,22		
Tancredo SV	0,976 ± 0,088		
J.Indaiá-Bertioga	0,833 ± 0,072		
J.V.Carv.-Bertioga	1,75 ± 0,32		
J.V.L.Bertioga	<0,74		
S.Marcos-Cubatão	2,27 ± 0,46		
V.Carvalho-Gja.	1,07 ± 0,23		
R.Zarzur-Cubatão	0,742 ± 0,086		
Limite Máximo		0,99(TEC) ¹	1,0(CONAMA) ²
Limite Máximo		4,98(PEC) ¹	5,0 (MS) ³

¹MacDonald *et al*, 2000

²Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, 2005

³Ministério da Saúde – MS, 2000

De acordo com a Tabela 3.85 observa-se que nenhuma das amostras de solos e sedimentos analisadas neste trabalho ultrapassou o limite PEC para o Cd. Entretanto em várias destas amostras foram encontrados valores acima do limite TEC indicando, portanto, que pode ocorrer algum tipo de efeito adverso aos organismos vivos destes locais. No caso

das amostras de águas, todas apresentaram concentrações acima dos limites estabelecidos pelo MS e CONAMA indicando assim, uma contaminação por Cd nas águas da região em estudo.

Tabela 3.86. Valores médios dos teores de chumbo total em solos, sedimentos e águas da região estuarina de Santos e São Vicente.

LOCAL	SOLOS (ppm)	SEDIMENTO (ppm)	ÁGUAS (µg/l)
Rio Diana	81,8 ± 3,3	44,4 ± 7,0	173 ± 20
Rio Jurubatuba	20,3 ± 1,1	18,9 ± 1,4	86,2 ± 5,7
Rio Quilombo	107,2 ± 9,4	< 12	< 12
Rio da Onça	76,9 ± 5,8	< 12	< 12
Rio Mogi	24,24 ± 0,13	41,0 ± 3,3	63 ± 10
Rio Branco	60,3 ± 6,6	41,87 ± 0,49	98,3 ± 4,8
Rio Cubatão	29,2 ± 3,6	< 12	124,6 ± 6,9
Rio Piaçabuçu	61,6 ± 3,8	24,9 ± 1,2	126,2 ± 9,7
Rio Laranjeiras	36 ± 7	21,3 ± 3,4	151 ± 10
Rio Casqueiro	281 ± 15	91,2 ± 2,4	< 12
Rio Santo Amaro	73,9 ± 2,5	115,6 ± 4,6	207 ± 16
Pq. Bandeiras(SV)	87,3 ± 3,9		
Gleba 1 (SV)	60,0 ± 3,0		
Gleba 2 (SV)	31,7 ± 2,5		
Gleba 4 (SV)	42,7 ± 4,1		
Tancredo (SV)	61,6 ± 3,8		
J.Indaiá-Bertioga	17,9 ± 2,1		
J.V.Carv.-Bertioga	26,9 ± 3,8		
J.V.L.-Bertioga	25,7 ± 2,6		
S.Marcos-Cubatão	29,2 ± 3,6		
V.Carvalho-Gja.	37,4 ± 1,5		
Limite Máximo		35,8 (TEC) ¹	10,0(CONAMA) ²
Limite Máximo		128 (PEC) ¹	10,0 (MS) ³

¹MacDonald *et al*, 2000

²Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, 2005

³Ministério da Saúde – MS, 2000

Na Tabela 3.86 verifica-se que, com exceção do Rio Casqueiro, todas as demais amostras de solos e sedimentos apresentaram teores de Pb abaixo do limite PEC, mas,

para a grande maioria os valores encontrados estão acima do limite TEC. Desta forma, pode-se esperar também que ocorra algum efeito nocivo aos organismos da região. Quanto às amostras de águas, a maioria apresentou concentrações acima dos limites oficiais e, portanto, está havendo uma contaminação por chumbo nas águas da região estuarina de Santos e São Vicente.

Tabela 3.87. Valores médios dos teores de mercúrio total em solos, sedimentos e águas da região do estuário de Santos e São Vicente.

LOCAL	SOLOS (ppm)	SEDIMENTO (ppm)	ÁGUAS (µg/l)
Rio Diana	0,0500 ± 0,0066	0,92 ± 0,15	0,93 ± 0,32
Rio Jurubatuba	0,0499 ± 0,0066	3,02 ± 0,53	0,0333 ± 0,0083
Rio Quilombo	0,100 ± 0,013	0,416 ± 0,029	0,050 ± 0,013
Rio da Onça	0,100 ± 0,013	0,450 ± 0,086	1,28 ± 0,34
Rio Mogi	0,218 ± 0,019	3,33 ± 0,26	0,333 ± 0,083
Rio Branco	0,090 ± 0,011	0,183 ± 0,029	0,050 ± 0,013
Rio Cubatão	0,132 ± 0,011	0,82 ± 0,11	0,250 ± 0,067
Rio Piaçabuçu	0,191 ± 0,023	0,356 ± 0,076	0,050 ± 0,017
Rio Casqueiro	0,100 ± 0,013	0,550 ± 0,071	0,037 ± 0,010
Rio Laranjeiras	0,0499 ± 0,0066	0,0500 ± 0,0066	0,68 ± 0,15
Rio Sto Amaro	0,093 ± 0,015	0,415 ± 0,060	ND
Gleba 1 (SV)	0,090 ± 0,011		
Gleba 2 (SV)	0,154 ± 0,016		
Gleba 4 (SV)	0,389 ± 0,008		
V.Carvalho(Gja)	0,136 ± 0,023		
Limite Máximo		0,18 (TEC) ¹	0,2(CONAMA) ²
Limite Máximo		1,06 (PEC) ¹	1,0 (MS) ³

¹MacDonald *et al*, 2000

²Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, 2005

³Ministério da Saúde – MS, 2000.

ND – Não Detectado

De acordo com a Tabela 3.87, apenas os sedimentos dos Rios Jurubatuba e Mogi apresentaram teores de Hg acima do limite PEC. Para a maioria das amostras de solos foram obtidos valores abaixo do limite TEC, enquanto o oposto ocorre com as amostras de sedimentos. Portanto, é de se esperar algum efeito adverso aos organismos vivos apenas

nos sedimentos dos rios da região. Quanto às amostras de águas, apenas para o Rio Mogi foi encontrado uma concentração acima do limite estabelecido pelo MS. Com exceção deste caso, pode-se concluir que não está ocorrendo uma contaminação por Hg nas águas da região em estudo.

Tabela 3.88. Valores médios dos teores de arsênio total em solos, sedimentos e águas da região do estuário de Santos e São Vicente

LOCAL	SOLOS (ppm)	SEDIMENTO (ppm)	ÁGUAS (µg/l)
Rio Diana	ND	2,54 ± 0,62	1,26 ± 0,13
Rio Jurubatuba	2,09 ± 0,21	3,63 ± 0,70	0,970 ± 0,097
Rio Quilombo	3,1 ± 1,1	ND	0,162 ± 0,051
Rio da Onça	ND	ND	0,402 ± 0,004
Rio Mogi	3,89 ± 0,39	6,48 ± 1,7	0,867 ± 0,087
Rio Branco	2,54 ± 0,33	5,82 ± 0,80	0,58 ± 0,10
Rio Cubatão	6,45 ± 1,40	ND	0,538 ± 0,039
Rio Piaçabuçu	1,22 ± 0,30	5,63 ± 0,95	0,402 ± 0,082
Rio Laranjeiras	ND	3,1 ± 1,4	0,356 ± 0,071
Rio Casqueiro	1,17 ± 0,35	4,31 ± 1,32	0,637 ± 0,083
Rio Santo Amaro	5,19 ± 0,35	8,52 ± 1,2	1,33 ± 0,13
Gleba 1 (SV)	3,25 ± 0,33		
Gleba 2 (SV)	4,54 ± 0,45		
Gleba 4 (SV)	2,19 ± 0,24		0,69 ± 0,12
Tancredo SV	1,22 ± 0,30		
J.Indaiá-Bertioga			0,288 ± 0,029
Pq.Bandeiras	2,98 ± 0,82		
J.V.L.Bertioga	3,3 ± 1,3		
S.Marcos-Cubatão	4,68 ± 0,52		
V.Carvalho-Gja.	1,25 ± 0,30		
REZarzur-Cubatão	3,38 ± 0,35		
S.Marcos-Cubatão	4,73 ± 0,27		
Limite Máximo		9,79 (TEC) ¹	10,0(CONAMA) ²
Limite Máximo		33 (PEC) ¹	10,0 (MS) ³

¹MacDonald *et al*, 2000

²Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, 2005

³Ministério da Saúde – MS, 2000.

ND – Não Detectado

O melhor cenário para a região do estuário de Santos e São Vicente refere-se ao teor de As. Observa-se pela Tabela 3.88 que em nenhuma das amostras de solos, sedimento e águas estudadas neste trabalho os limites recomendados foram ultrapassados e, portanto, de acordo com estes resultados, não está havendo contaminação por As na região.

Conforme pode ser observado nas Tabelas 3.89 a 3.91, os intervalos encontrados neste trabalho para os teores de metais pesados em amostras de solos, sedimentos e águas da região estuarina de São e São Vicente estão, dentro das incertezas experimentais, em razoável acordo com os valores divulgados por outros autores para amostras similares.

Tabela 3.89. Comparação dos intervalos de teores de metais pesados obtidos neste trabalho para solos com resultados divulgados na literatura para amostras similares

Referência	Local	Cd(ppm)	Pb(ppm)	Hg(ppm)	As(ppm)
Este trabalho	Brasil/ Santos	<0,74 – 2,27	17,9 - 281	0,05 – 0,389	ND – 6,45
Oliveira et al, 2007	Brasil/ Santos				0,05 – 5,65
Grosbois et al, 2006	França	0,50 – 1,90	45 - 125	0,14 – 0,67	
Ljung et al, 2006	Suécia	0,174– 0,249	17,3 – 31,6	0,098-0,162	3,27 – 3,90
Rodríguez et al, 2006	Europa				0,015 - 6,3

Tabela 3.90. Comparação dos intervalos de teores de metais pesados obtidos neste trabalho para sedimentos com resultados divulgados na literatura para amostras similares

Referência	Local	Cd(ppm)	Pb(ppm)	Hg(ppm)	As(ppm)
Este Trabalho	Brasil / Santos	<0,74 – 1,35	<12 – 115,6	0,05 – 3,33	ND – 8,52
Luiz-Silva, 2006	Brasil/ Santos	ND – 1,6	9 - 127	0,1 – 6,77	<5 - 15
Hotellani et al, 2005	Brasil/ Santos			0,04 – 1,19	
Vieira et al, 1996	Brasil/ Belém			<0,008–3,40	
Rieumont et al, 2005	Cuba	1,0 – 4,3	39,3 – 189,0		
Duquesne et al, 2006	Grã- Bretanha	0,03 – 1,44	5,92 – 93,7		

Tabela 3.91. Comparação dos intervalos de teores de metais pesados obtidos neste trabalho para águas com resultados divulgados na literatura para amostras similares

Referência	Local	Cd($\mu\text{g/L}$)	Pb($\mu\text{g/L}$)	Hg($\mu\text{g/L}$)	As($\mu\text{g/L}$)
Este Trabalho	Brasil/Santos	10,95– 129,1	<12 – 151	ND – 1,28	0,288-1,33
Vieira <i>et al</i>, 1996	Brasil/Belém			<0,08 – 1,14	
Xu <i>et al</i>, 2006	China/Shanghai				ND – 6,00

3.1.2.10. Medidas dos teores de Urânio (U) em amostras de sedimentos e solos da região estuarina de Santos e São Vicente – SP.

Para determinar a precisão e exatidão do método empregado neste trabalho, foram utilizadas duas amostras certificadas, sendo uma de sedimento e outra de solo, ambas produzidas pela Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA). Estas amostras foram preparadas na mesma forma que as de solos e de sedimentos em estudo.

Os valores médios encontrados neste trabalho para os teores de urânio nos sedimentos e solos amostrados na região dos estuários de Santos e São Vicente – SP estão apresentados na Tabela 3.92 e 3.93 respectivamente. Vários autores têm determinado os teores de urânio em amostras ambientais utilizando a técnica de espectroscopia gama e, usualmente, divulgam os seus resultados em Bq/kg para o isótopo ^{238}U . Para fins de comparação, na última coluna das Tabelas 12 e 13 são apresentados os valores médios das atividades equivalentes para o isótopo ^{238}U . Estes valores foram calculados utilizando como fator de conversão 1,0 ppm = 12,35 Bk/Kg para o ^{238}U , adotando-se a seguinte composição isotópica (%) e respectivas meias vidas ($T_{1/2}$) para o urânio natural: ^{238}U (99,27%, $T_{1/2}$ = $4,468 \times 10^9$ anos); ^{235}U (0,72%, $T_{1/2}$ = $7,038 \times 10^8$ anos) e ^{234}U (0,0055%, $2,450 \times 10^5$ anos) (IAEA, 1987). As incertezas consideradas para os valores dos teores de urânio nestas Tabelas correspondem apenas ao desvio padrão (DP) da média dos resultados das contagens dos 5 depósitos para cada amostra.

Tabela 3.92. Teor médio de urânio (\pm DP) e atividade média equivalente de ^{238}U nas amostras de sedimento estudadas neste trabalho.

Local de amostragem de sedimento	Teor médio de Urânio - ppm	Atividade média equivalente de ^{238}U - Bq/kg
Rio da Onça	18,3 \pm 1,2	226 \pm 15
Rio Branco	8,5 \pm 1,0	105 \pm 12
Rio Quilombo	8,0 \pm 1,0	99 \pm 12
Rio Mogi	7,04 \pm 0,82	87 \pm 10
Rio Diana	6,42 \pm 0,64	79,3 \pm 7,9
Rio Laranjeiras	5,63 \pm 0,96	69 \pm 12
Rio Cubatão	4,63 \pm 0,68	57,2 \pm 8,4
Rio Perequê	4,61 \pm 0,46	56,9 \pm 5,7
Rio Jurubatuba	3,80 \pm 0,72	46,9 \pm 8,9
Rio Casqueiro	3,61 \pm 0,72	44,6 \pm 8,9
Rio Piaçabuçu	3,30 \pm 0,50	40,7 \pm 6,2
Rio Santo Amaro	3,12 \pm 0,55	38,5 \pm 6,8
Valor Médio Total	6,4 \pm 4,2	79 \pm 51

De acordo com as Tabelas 3.92 e 3.93 observa-se que, em média, os solos e sedimentos da região estuarina de Santos e São Vicente, apresentam teores de urânio aproximadamente iguais dentro das incertezas experimentais. Entretanto, para a maioria dos locais estudados neste trabalho os resultados obtidos estão acima do valor médio mundial recomendado pela United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR, 2000) que é de 35 Bq./kg. para o ^{238}U .

Tabela 3.93. Teor médio de urânio (\pm DP) e atividades médias equivalentes (U e ^{238}U) nas amostras de solos estudadas neste trabalho (valor médio mundial recomendado pela United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR, 2000) que é de 35 Bq./kg.para o ^{238}U)

Local de amostragem de solo	Teor médio de Urânio – ppm	Atividade Média Equivalente de ^{238}U – Bq/Kg
Tancredo	11,5 \pm 1,1	142 \pm 14
Rio Quilombo	10,89 \pm 0,83	134 \pm 10
Rio Diana	10,24 \pm 0,94	126 \pm 12
Rio da Onça	9,76 \pm 0,73	120,5 \pm 9,0
Jardim S. Marcos	8,8 \pm 2,3	109 \pm 28
Rio Sto. Amaro	8,3 \pm 1,5	102 \pm 18
Rio Jurubatuba	7,1 \pm 1,5	88 \pm 18
Rio Mogi	6,40 \pm 0,68	79,0 \pm 8,4
Rio Cubatão – E ₁₃	6,13 \pm 0,85	75,7 \pm 9,9
Praça J.M. Corrêa	5,9 \pm 1,5	73 \pm 18
Rio Casqueiro	4,79 \pm 0,71	59,2 \pm 8,8
Gleba 4	4,12 \pm 0,91	51 \pm 11
Jardim Vista Linda	4,07 \pm 0,57	50,3 \pm 7,0
R. Cubatão–ETA	3,97 \pm 0,42	49,0 \pm 5,2
Rio Laranjeiras	3,68 \pm 0,57	45,4 \pm 7,0
Bairro Samaritá	3,21 \pm 0,63	39,6 \pm 7,8
Valor Médio Total	6,8 \pm 2,8	84 \pm 34

Os intervalos dos resultados experimentais dos teores de urânio para as amostras de sedimentos e solos da região estuarina de Santos e São Vicente-SP são apresentados na Tabela 3.94 e 3.95, juntamente com resultados divulgados na literatura para amostras similares e com a média mundial para o teor de urânio em solos. Como pode ser observado,

os valores obtidos neste trabalho para sedimentos e solos estão em razoável acordo com os intervalos divulgados na literatura para rios e solos considerados poluídos ou de alta radioatividade natural e muito acima daqueles previstos como sendo não poluídos ou com índices de radioatividade normal. Comparando com o valor médio mundial em solos, os resultados deste trabalho são consideravelmente superiores (mais que duas vezes em média), evidenciando um possível acúmulo de urânio na região estuarina de Santos e São Vicente-SP, que pode ter sido provocado por processos geoquímicos naturais e/ou pelo complexo industrial de Cubatão (SP).

Tabela 3.94. Comparação entre o intervalo de atividades médias equivalentes de ^{238}U obtidos neste trabalho para sedimentos da região estuarina de Santos e São Vicente com resultados divulgados na literatura para amostras similares

País - região	Local de amostragem	Resultados ^{238}U (Bq/Kg)	Referência
Brasil-Santos (SP)	Áreas de Mangue	38,5 – 226	Este Trabalho
Grécia-Ilha Milos	Origem Vulcânica	29 – 110	Florou <i>et al</i> , 1992
Iugoslávia-Canal Bega	Canal Poluído	Média: 71	Bikit <i>et al</i> , 2005
Portugal-Área Central	Rios Contaminados	129 - 952	Carvalho <i>et al</i> , 2007
Malásia-Selangor	Efluentes de Estanho	61,2 – 472,3	Bahari <i>et al</i> , 2007
Itália-Padua	Águas Térmicas SPA	42 - 70	Doretti <i>et al</i> , 1992
Espanha-Extremadura	Rio Contaminado	77 - 6401	Lozano <i>et al</i> , 2002
Kuwait-Baía	Área Marítima	21,4 – 24,0	Al-Zamel <i>et al</i> , 2005
Quênia-Bombasa	Área Marítima	11,9 – 22,8	Hashim <i>et al</i> , 2004
Algeria-Algiers Baía	Área Marítima	10,8 – 25,0	Benamar <i>et al</i> , 1997
Turquia - Rize	Origem Vulcânica	16 – 113	Kurnaz <i>et al</i> , 2007
Albania-Butrint	Área de Lagoa	8 - 27	Tsabaris <i>et al</i> , 2007
França-Vários Rios	Rios não Poluídos	9 - 62	Lambrechts <i>et al</i> , 1992
Média Mundial	Solos	35	UNSCEAR, 2000

Tabela 3.95. Comparação entre o intervalo de atividades médias equivalentes de ^{238}U obtidos neste trabalho para solos da região estuarina de Santos e São Vicente com resultados divulgados na literatura para amostras similares

País - local	Local de amostragem	Resultados ^{238}U(Bq/kg)	Referências
Brasil-Santos (SP)	Áreas de Mangue	39,6 – 142	Este Trabalho
Grécia-Ilha Milos	Origem Vulcânica	21 – 187	Florou <i>et al</i> , 1992
Índia-Haryana	Origem Vulcânica	37,2 - 165,6	Singh <i>et al</i> , 2008
China-Xiazhuang	Próximo Minas U	40,2 – 442	Yang <i>et al</i> , 2005
Madagascar-Antsirabe	Área Contaminada	22 – 765	Rabesiranana <i>et al</i> , 2008
Turquia-Kestanbol	Área de Granito	82,32 – 166,99	Merdanoglu <i>et al</i> , 2006
Malásia-Palong	Alta Radioatividade	58,8 – 484,8	Ramil <i>et al</i> , 2005
Índia-Botswana	Próximo a Rodovia	6,1 – 97,4	Murty <i>et al</i> , 2008
Índia-Kangra	Áreas de Distritos	9,26 – 25,4	Sharma <i>et al</i> , 2003
Nigéria-Ibadan	Próximo a Rodovia	10,2 – 40,7	Jibiri <i>et al</i> , 2005
Turquia-Istanbul	Próximo a Cidade	2,63 – 58,98	Karahan <i>et al</i> , 2000
Egito-Sudeste	Áreas de Minérios	5,00 – 23,68	Sroor <i>et al</i> , 2001
Turquia-Rize	Origem Vulcânica	11 – 188	Kurnaz <i>et al</i> , 2007
Bangladesh-Dhaka	Próximo a Cidade	13 - 43	Miah <i>et al</i> , 1998
Média Mundial	Solos	35	UNSCEAR, 2000

A taxa de dose gama externa terrestre no ar, à um metro do solo, pode ser determinada em qualquer região, a partir de medidas das concentrações dos radionuclídeos relevantes ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K . De acordo com a UNSCEAR (2000), a equação para conversão de atividade específica (Bq/kg) em taxa de dose absorvida (nGy/h), sem levar em conta a contribuição da radiação cósmica, é dada por: $D = 0,462 A_{238} + 0,604 A_{232} + 0,0417 A_{40}$, onde A_{238} , A_{232} e A_{40} são os teores (Bq/kg) obtidos para ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K respectivamente. Considerando os valores médios em solos recomendados pela UNSCEAR (2000) para estes

radionuclídeos como sendo 35, 30 e 400 Bq/kg respectivamente, a taxa de dose média mundial seria de aproximadamente 51 nGy/h. A contribuição relativa para esta taxa de dose seria de 32% para ^{238}U , 35% para ^{232}Th e 33% para K (Canoba *et al*, 2001). A correspondente dose efetiva equivalente anual pode ser determinada utilizando um fator de ocupação externa para a população de 0,2 (20%), um coeficiente de conversão de 0,7 (Sv/Gy), 8760 h/a e o resultado obtido é de aproximadamente 0,063 mSv/a.

Utilizando apenas o valor médio de 84 Bq/kg obtido neste trabalho para ^{238}U em solos, a taxa de dose é de aproximadamente 39 nGy/h e a dose efetiva equivalente correspondente 0,048 mSv/a, ou seja 76% da média terrestre mundial total.

É importante esclarecer que, de acordo com a International Commission on Radiological Protection (ICPR, 1990), qualquer exposição acima da radiação natural normal deve ser mantida tão baixa quanto razoavelmente possível e sempre abaixo do limite de dose máxima para o público de uma forma geral que é de 1mSv/a.

3.1.2.11. Medidas dos níveis de Radônio (^{222}Rn) em águas e em diferentes tipos de ambientes internos na região da Baixada Santista –SP.

Para cada tipo de fonte de água foram realizadas 3 análises de amostras independentes e o resultado final foi obtido pela média dos valores encontrados. Na Tabela 3.96 são apresentados os valores determinados para as concentrações de radônio nos diferentes tipos de águas estudadas da região da Baixada Santista. As incertezas totais para todos os dados experimentais foram obtidas pela soma em quadratura levando em consideração as seguintes fontes de erros parciais: erro estatístico nas contagens dos traços (1,9% á 38%), erros sistemáticos provenientes do desconto da radiação de fundo (7,4%), calibração do detector (4,7%) e reprodutibilidade de leitura dos traços (1,2%). Foi adotado neste trabalho como unidade para concentração de radônio em águas 1Bq/L conforme é recomendado pelo sistema de unidade internacional SI.

Tabela 3.96. Concentrações de radônio obtidas para diferentes tipos de águas naturais na região da Baixada Santista (limite máximo de contaminação (MCL) por radônio proposto pela agência USEPA* para águas de consumo público é de 11,11 Bq/L)

Tipo de água	Localização (código)	Concentração de Radônio(Bq/L)
Rio Cubatão	Cubatão (R1)	0,43 ± 0,04
Rio Cubatão	Cubatão (R2)	0,56 ± 0,06
Rio Jurubatuba	Santos (R3)	2,40 ± 0,19
Rio Quilombo	Santos (R4)	1,48 ± 0,21
Fonte – Centro	Guarujá (F1)	0,95 ± 0,08
Fonte – Enseada	Guarujá (F2)	1,84 ± 0,15
Fonte – Iporanga	Guarujá (F3)	1,93 ± 0,17
Fonte – Itororó	Santos (F4)	1,92 ± 0,16
Fonte – Piaçaguera	Santos (F5)	2,66 ± 0,23
Fonte – São Jorge	São Vicente (F6)	36,0 ± 9,5
Fonte - Biquinha Anchieta	São Vicente (F7)	32,2 ± 7,4
Fonte – Nova Cintra	São Vicente (F8)	13,2 ± 1,3
Fonte - Marapé	Santos (F9)	8,1 ± 1,0
Fonte - Caneleira	São Vicente (F10)	19,5 ± 1,7
Fonte Jabaquara	Santos (F11)	18,7 ± 1,7
Mar (Ponta da Praia)	Santos (M1)	0,30 ± 0,02
Mar (Praia Pernambuco)	Guarujá (M2)	0,40 ± 0,03
Mar (Praia Perequê)	Guarujá (M3)	0,54 ± 0,04
Torneira	Guarujá (T1)	0,39 ± 0,05
Torneira	Santos (T2)	0,40 ± 0,03
Torneira	São Vicente (T3)	0,47 ± 0,04
Abastecimento	Santos/S.Vicente(RA P)	2,35 ± 0,20

- **United States Environmental Protection Agency**

Como pode ser visto na Tabela 3.97, os resultados obtidos neste trabalho estão em razoável acordo com os valores divulgados na literatura por outros autores para a concentração de ^{222}Rn em águas similares.

Tabela 3.97. Comparação dos intervalos de concentração de radônio encontrado em diferentes tipos de águas naturais

Tipos de amostras de água	Concentração de Radônio (Bq/L)	Referências	País
Fontes Naturais	0,89 à 35,44	Alabdula'aly, 1999	Arábia Saudita
Fontes Naturais	24 à 40	Hopke <i>et al</i> , 2000	Estados Unidos
Fontes Naturais	3,3 à 10,7	Al-Bataina <i>et al</i> , 1997	Jordânia
Fontes Naturais	0,1 à 576	Horyáth <i>et al</i> , 2000	Venezuela
Fontes Naturais	25,47 à 784,11	Lima & Bonotto, 1996	Brasil
Fontes Naturais	0,95 à 36,00	Este trabalho	Brasil
Mar	0 à 1,34	Longo, 1967	Brasil
Mar	0,95 à 2,67	Ghose <i>et al</i> , 2000	Bangladesh
Mar	0,30 à 0,54	Este trabalho	Brasil
Abastecimento	0,15 à 5,71	Alabdula'aly, 1999	Arábia Saudita
Abastecimento	2,35	Este trabalho	Brasil
Torneira	2,5 à 4,7	Al-bataina <i>et al</i> , 1997	Jordânia
Torneira	0 à 2	Horyáth <i>et al</i> , 2000	Venezuela
Torneira	0,39 à 0,47	Este trabalho	Brasil
Rios	0,080 à 1,171	Al-Masri & Blackburn, 1999	Inglaterra
Rios	0,43 à 2,40	Este trabalho	Brasil

Como era de se esperar, as amostras de água de fontes naturais (F1 a F11), apresentaram os maiores níveis de concentração de radônio, por se tratarem de águas subterrâneas. O limite máximo de contaminação (MCL) por radônio proposto pela agência USEPA (United States Environmental Protection Agency) para águas de consumo público é de 11,11 Bq/L (USEPA, 1999). Desta forma, com exceção das fontes naturais todas as demais amostras de água analisadas neste trabalho, estão com teores de radônio abaixo

deste MCL. O reservatório de abastecimento de água de Santos/São Vicente foi construído dentro de uma caverna na forma de túnel no maciço de São Vicente, complexo rochoso que divide os dois municípios, justificando assim o valor relativamente alto para o teor de radônio encontrado nestas águas. Este resultado é corroborado pelos altos níveis de concentração de radônio obtidos nas águas da fonte São Jorge (F6) localizada no mesmo complexo rochoso, Morro do Voturoá, próxima ao reservatório de abastecimento.

No caso das fontes F6 e F7, os valores encontrados foram os mais altos, dando indicação de uma presença apreciável deste gás nos Morros do Voturoá e dos Barbosas, locais onde estão situadas respectivamente as fontes de águas. Contudo, como foi apontado por Alabdula'aly (1999), mesmo nestes níveis, é de se esperar que em virtude do processo de engarrafamento, transporte e manuseio destas águas os teores de radônio fiquem abaixo do limite proposto pela USEPA, no momento do seu consumo. Isto foi comprovado experimentalmente por meio da simulação de coleta e transporte de águas da fonte São Jorge(F6). Utilizando um frasco de vidro de cinco litros, foi feita a coleta dessa água e o seu transporte até o laboratório. Em seguida, foram realizadas medidas do teor de radônio, em amostras de 1 litro retiradas desse recipiente, em intervalos de tempo em torno de uma hora. Observou-se que houve uma diminuição acentuada de um fator 4 na concentração final de radônio já na primeira amostragem.

Com exceção das lojas e residências onde se empregou apenas um dispositivo detector, nos outros locais escolhidos, foram realizadas várias medidas em pontos diferentes, visando à identificação de possíveis anomalias de ocorrência do radônio e a se obter um valor mais representativo para a distribuição do teor deste gás radioativo naqueles ambientes. Na Tabela 3.98, são apresentados os valores médios dos resultados obtidos para as concentrações de radônio em residências da Baixada Santista e na Tabela 3.99, para os outros locais estudados neste trabalho. Foi adotado neste trabalho como unidade para concentração de radônio no ar 1Bq.m^{-3} conforme é recomendado pelo sistema de unidade internacional SI. Como pode ser observado na Tabela 3.98 existem várias residências onde as concentrações médias de radônio ultrapassaram o limite máximo recomendado pelo ICRP (1999).

Tabela 3.98. Valores das medidas de concentrações de radônio em residências da região estuarina de Santos e São Vicente (Limite Máximo Recomendado pelo ICRP – Comissão Internacional de Proteção Radiológica é de 200 Bq.m⁻³)

Local de amostragem	Concentração Rn (Bq.m⁻³)
Nova São Vicente – SV (casa 1)	422 ± 38
Nova São Vicente – SV (casa 2)	277 ± 25
Monte Serrat SV-SANTOS	163 ± 18
Morro S.Bento SV – SANTOS	118 ± 14
Morro Jabaquara SV – SANTOS	112 ± 11
Morro Nova Cintra SV – SANTOS	610 ± 55
Morro Nova Cintra SV – SANTOS	68 ± 7
Morro Voturuá SV – SANTOS	145 ± 14
Morro Voturuá SV – SANTOS	307 ± 63
Quarentenário – SV	171 ± 16
Jd. Rio Branco – SV	1185 ± 105
Vila São Jorge – SV	143 ± 13
Bolsão 8 – Cubatão (casa 1)	62,2 ± 6,0
Bolsão 8 – Cubatão (casa 2)	166 ± 16
Bolsão 8 – Cubatão (casa 3)	395 ± 36
Bolsão 8 – Cubatão (casa 4)	383 ± 35
Vila Natal – Cubatão	268 ± 24
Vicente de Carvalho – Gjá (casa 1)	66,2 ± 6,4
Vicente de Carvalho – Gjá (casa 2)	58,3 ± 5,7
Vicente de Carvalho – Gjá (casa 3)	83,1 ± 7,9
Vicente de Carvalho – Gjá (casa 4)	466 ± 42
Centro – Bertioga	48,8 ± 4,7
UNISANTOS - (Instalações do IPARQ)	23,7 ± 2,4

Tabela 3.99. Valores médios das concentrações de radônio determinadas neste trabalho para diferentes tipos de ambientes fechados da Baixada Santista (Limite Máximo Recomendado pelo ICRP-Comissão Internacional de Proteção Radiológica é de 500 Bq.m⁻³).

Local de Estudo	Concentração de Radônio(Bq/m ³)
Rodovia dos Imigrantes*	
Túnel (extensão)	
T 01 (250m)	197 ± 60
T 04 (300m)	236 ± 28
T 05 (400m)	263 ± 15
T 06 (150m)	105 ± 09
T 07 (300m)	107 ± 21
T 09 (450m)	156 ± 37
T 10-11 (1200m)	182 ± 70
T 12 (350m)	156 ± 32
T 13 (500m)	206 ± 50
T 14 (150m)	122 ± 25
Túnel Reservatório Sabesp-Santos	120 ± 17
Túnel Reservatório Sabesp - São Vicente	122 ± 12
Galpão de fertilizantes Fertimix - Santos	63 ± 8
Shopping Center Praia Mar - Santos	98 ± 11
Lojas de cerâmica e gesso - Santos	63 ± 44

* Interligação São Paulo-Santos (municípios de Cubatão e São Vicente)

De acordo com a Comissão Internacional de Proteção Radiológica ICRP (1999), no que se refere à avaliação dos níveis de radônio ambiental, dois tipos de ambientes devem ser distinguidos: os residenciais e os locais de trabalho. No caso residencial, considera-se um tempo de ocupação ou permanência para a população em torno de 7000horas/ano e o nível recomendado para intervenção seria entre 200Bq/m³ e 600Bq/m³ para a concentração média anual de radônio ou, em termos de dose anual efetiva de radiação, entre 3mSv/ano e 10mSv/ano. Para os locais de trabalho, admite-se um tempo de ocupação aproximado de 2000horas/ano e o nível recomendado para intervenção neste caso seria entre 500Bq/m³ e

1500Bq/m³ que corresponderia, também, à um intervalo de dose anual efetiva entre 3mSv/ano e 10mSv/ano respectivamente. É importante ressaltar que caso uma intervenção seja necessária para um determinado ambiente, a ação a ser executada neste local tem que produzir uma redução acentuada na concentração de radônio e não apenas o suficiente para atingir um nível de exposição abaixo do limite inferior do intervalo recomendado. Portanto, com exceção das residências, para todos os outros locais estudados neste trabalho pode-se admitir um tempo de ocupação para a população em torno de 2000 horas/ano. Desta forma, as concentrações médias de radônio determinadas para estes ambientes fechados na região da Baixada Santista estão abaixo do limite inferior do intervalo recomendado pela ICRP (1999). Entretanto, no caso das residências, em vários casos os limites foram ultrapassados, representando assim algum risco radiológico para os moradores desses locais.

Como pode ser visto na Tabela 3.100, os presentes resultados estão em razoável acordo com os valores divulgados na literatura por outros autores, para ambientes internos similares aos estudados neste trabalho, com exceção das residências. Neste caso o intervalo obtido neste trabalho está razoavelmente acima daqueles divulgados por outros autores.

Tabela 3.100. Comparação dos valores de concentrações de radônio divulgados na literatura com os obtidos neste trabalho

Local de Estudo	País	Níveis de Radônio (Bq/m ³)	Referências
Caverna de Nerja	Espanha	48 á 168	Dueñas <i>et al</i> , 1999
Metro-Caracas	Venezuela	Valor Médio 30	Liendo <i>et al</i> , 1997
Metro-Helsinki	Finlândia	50 a 460	Annanmaki & Oskasen, 1992
Túneis	Brasil	105 a 263	Este Trabalho
Residências	Vários Países	14 a 81	Shrivastava <i>et al</i> , 1996
Residências	América Latina	14,3 a 135	Canoba <i>et al</i> , 2001
Residências	Croácia	22,7 a 185,6	Planinic <i>et al</i> , 1999
Residências	Brasil	<5 a 200	Magalhães <i>et al</i> , 2003
Residências	Brasil	23,7 a 1185	Este Trabalho

3.2. Análise de Séries Históricas de Ocorrência de Prematuridade, Baixo Peso, Gemelaridade, Câncer e Taxa de Fertilidade nas Cidades Localizadas na Região do Estuário de Santos - São Vicente.

3.2.1. Sistema de Informação sobre Nascidos Vivos

Em torno de 50% das mães residentes nos municípios investigados tinham 1 filho ou mais na vigência do parto (Tabela 3.101). Em relação aos filhos tidos que nasceram mortos mais de 75% das mães não apresentaram esse tipo de ocorrência em todas as áreas estudadas (Tabela 3.102).

Tabela 3.101. Distribuição da paridade materna segundo o município de residência da mãe.

	Municípios			
	São Vicente	Guarujá	Cubatão	Bertioga
Mínimo	0	0	0	0
Máximo	12	12	13	10
Percentil 25	0	1	0	0
Percentil 50	1	1	1	1
Percentil 75	2	2	2	2

Tabela 3.102. Distribuição de filhos tidos nascidos mortos segundo o município de residência da mãe.

	Municípios			
	São Vicente	Guarujá	Cubatão	Bertioga
Mediana	0	0	0	0
Mínimo	0	0	0	0
Máximo	10	10	10	10
Percentil 25	0	0	0	0
Percentil 50	0	0	0	0
Percentil 75	0	0	0	0

A Tabela 3.103 mostra o percentual de partos prematuros segundo o município de residência, variando entre 6 e 7% , sendo que não houve diferença estatística dos percentuais encontrados entre os municípios pelo teste de comparação entre proporções.

Tabela 3.103. Nascimentos prematuros segundo o município de residência da mãe.

Nascimento	Municípios					
	São Vicente	Guarujá	Cubatão	Bertioga	Total	
Prematuro*	1752	1543	741	249	4285	
	7,2	6,7	7,6	6,2	7,0	
Termo	N	22467	21642	9022	3767	56898
	(%)	92,8	93,3	92,4	93,8	93,0
Total		24219	23185	9763	4016	61183
		100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

* Nascimento em até 36 semanas gestacionais.

A variação de ocorrência de partos múltiplos entre as áreas estudadas foi de 1,5 a 2,3%, não havendo diferenças estatisticamente significantes entre as áreas pelo teste de comparação entre duas proporções (tabela 3.104).

Tabela 3.104. Nascimento gemelar (múltiplo) segundo o município de residência da mãe.

Gravidez	Municípios					
	São Vicente	Guarujá	Cubatão	Bertioga	Total	
Única		25118	23988	9929	4180	63215
		97,7	98,0	98,5	98,4	98,0
Múltipla	N	589	489	152	70	1300
	(%)	2,3	2,0	1,5	1,6	2,0
Total		25707	24477	10081	4250	64515
		100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

A Tabela 3.105 mostra a proporção de nascimentos de acordo com o sexo do recém-nascido.

Tabela 3.105. Distribuição dos nascimentos por sexo, segundo o município de residência da mãe.

Sexo	Municípios				Total
	São Vicente	Guarujá	Cubatão	Bertioga	
Feminino	12426 (48,3)	12009 (49,0)	4870 (48,3)	2084 (48,8)	31389 (48,6)
Masculino	N 13304 (%) (51,7)	12513 (51,0)	5223 (51,7)	2185 (51,2)	33225 (51,4)
Total	25730 (100,0)	24522 (100,0)	10093 (100,0)	4269 (100,0)	64614 (100,0)

$p > 0,05$

Em relação à proporção sexual masculina encontrada, não houve diferença estatisticamente significativa entre as áreas estudadas (Tabela 3.105).

A Tabela 3.106 apresenta a distribuição de todos os recém-nascidos em relação ao peso de nascimento, estratificado em peso normal ou baixo peso.

Tabela 3.106. Peso de nascimento segundo município de residência da mãe.

Peso de nascimento	Municípios				Total
	São Vicente	Guarujá	Cubatão	Bertioga	
Baixo Peso	2183 (9,1)	2135 (9,2)	825 (8,3)	301 (7,1)	5444 (8,9)
Peso normal	N 21867 (%) (90,9)	21043 (90,8)	9078 (91,7)	3931 (92,9)	55919 (91,1)
Total	24050 (100,0)	23178 (100,0)	9903 (100,0)	4232 (100,0)	61363 (100,0)

Não houve associação entre local de nascimento e peso de nascimento (qui-quadrado com $p > 0,05$) e nem foram observadas diferenças entre as proporções de baixo peso entre as áreas ($p > 0,05$).

A Tabela 3.107 apresenta a distribuição dos nascimentos de crianças a termo de acordo com o peso de nascimento.

Tabela 3.107. Peso de nascimento entre os nascidos termos segundo o município de residência da mãe.

Peso de nascimento	Municípios				
	São Vicente	Guarujá	Cubatão	Bertioga	Total
Baixo Peso	1104 (5,0)	1145 (5,3)	373 (4,2)	137 (3,6)	2759 (4,9)
Peso normal	N 21135 (%) (95,0)	20374 (94,7)	8576 (95,8)	3622 (96,4)	53707 (95,1)
Total	22239 (100,0)	21519 (100,0)	8949 (100,0)	3759 (100,0)	56466 (100,0)

Não houve associação entre local de nascimento e peso de nascimento (qui-quadrado com $p > 0,05$) e nem foram observadas diferenças entre as proporções de baixo peso entre as áreas ($p > 0,05$).

Em relação às malformações congênitas (Tabela 3.108) houve diferenças estatísticas entre Bertioga e Guarujá e São Vicente e Guarujá pelo teste de comparação entre duas proporções ($p < 0,05$). Esse percentual encontrado no Guarujá mais especificamente, em Vicente de Carvalho é também superior ao encontrado na literatura (Geremias et al, 2009).

Tabela 3.108. Malformação congênita e/ou anomalia cromossômica genética segundo o município de residência da mãe.

Malformação congênita / Anomalia cromossômica	Municípios				Total	
	São Vicente	Guarujá	Cubatão	Bertioga		
Sim	191 (0,8)	90 (1,3)	98 (1,0)	29 (0,8)	408 (0,9)	
Não	N (%)	24610 (99,2)	6828 (98,7)	9716 (99,0)	3831 (99,2)	44985 (99,1)
Total		24801 (100,0)	6918 (100,0)	9814 (100,0)	3860 (100,0)	45393 (100,0)

3.2.2. Sistema de Informação sobre Mortalidade

Os coeficientes de mortalidade padronizados para câncer de bexiga mostram que o município de Vicente de Carvalho/Guarujá apresenta coeficientes maiores que os demais para o sexo masculino. Bertioga apresentou um coeficiente maior em 2007, sem apresentar, no entanto registros nos anos anteriores, mostrando uma inconsistência nos dados. Em relação ao sexo feminino, o mesmo ocorreu, com a alternância de registros em alguns anos, com a ausência em 2004 e 2006. (Figura 3.33).

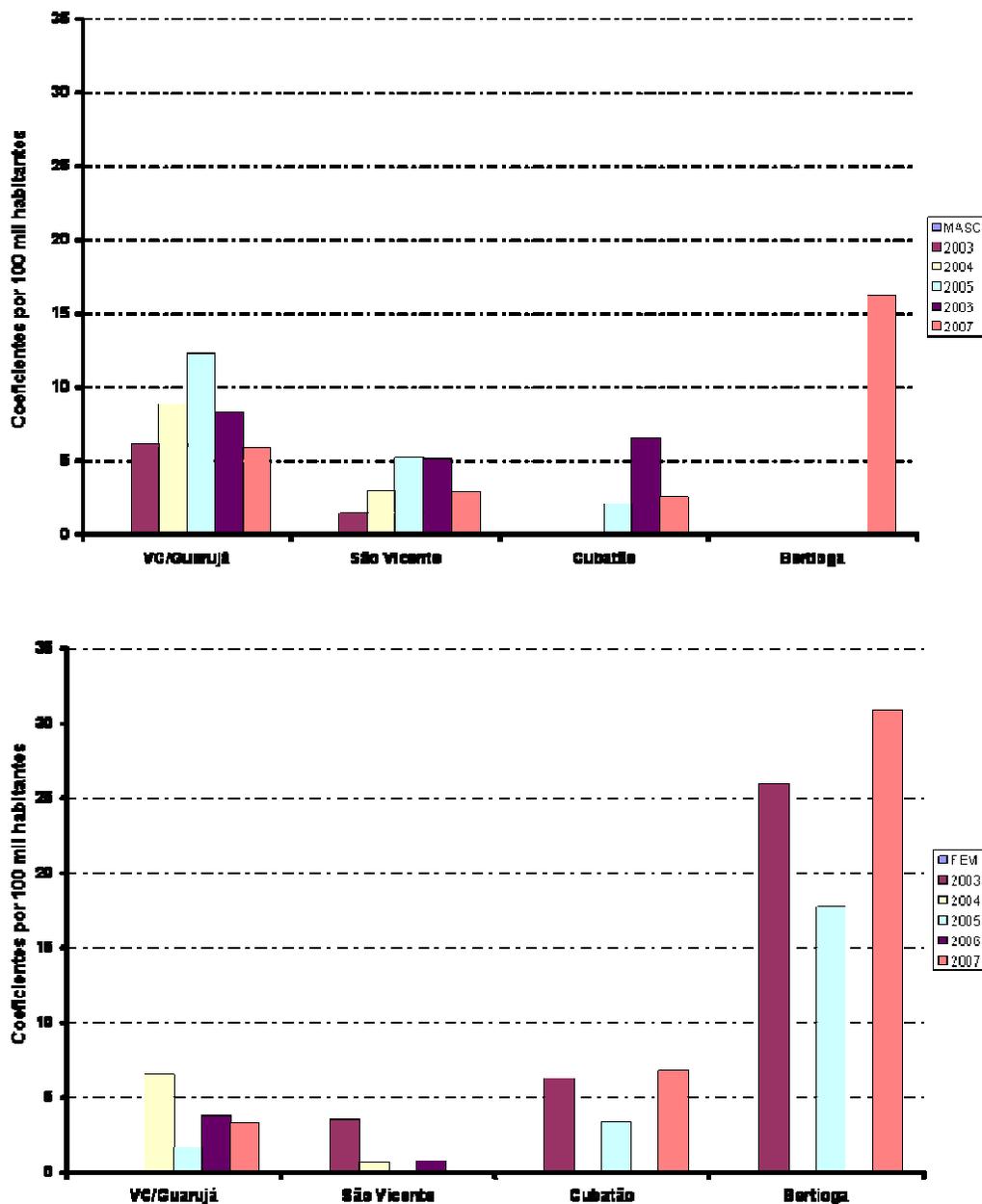


Figura 3.33. Coeficientes de Mortalidade padronizados (100 mil habitantes) por Câncer de Bexiga segundo as áreas estudadas nos municípios estudados

Em relação ao câncer de pulmão (Figura 3.34), os municípios de São Vicente e Bertioga apresentaram os maiores coeficientes.

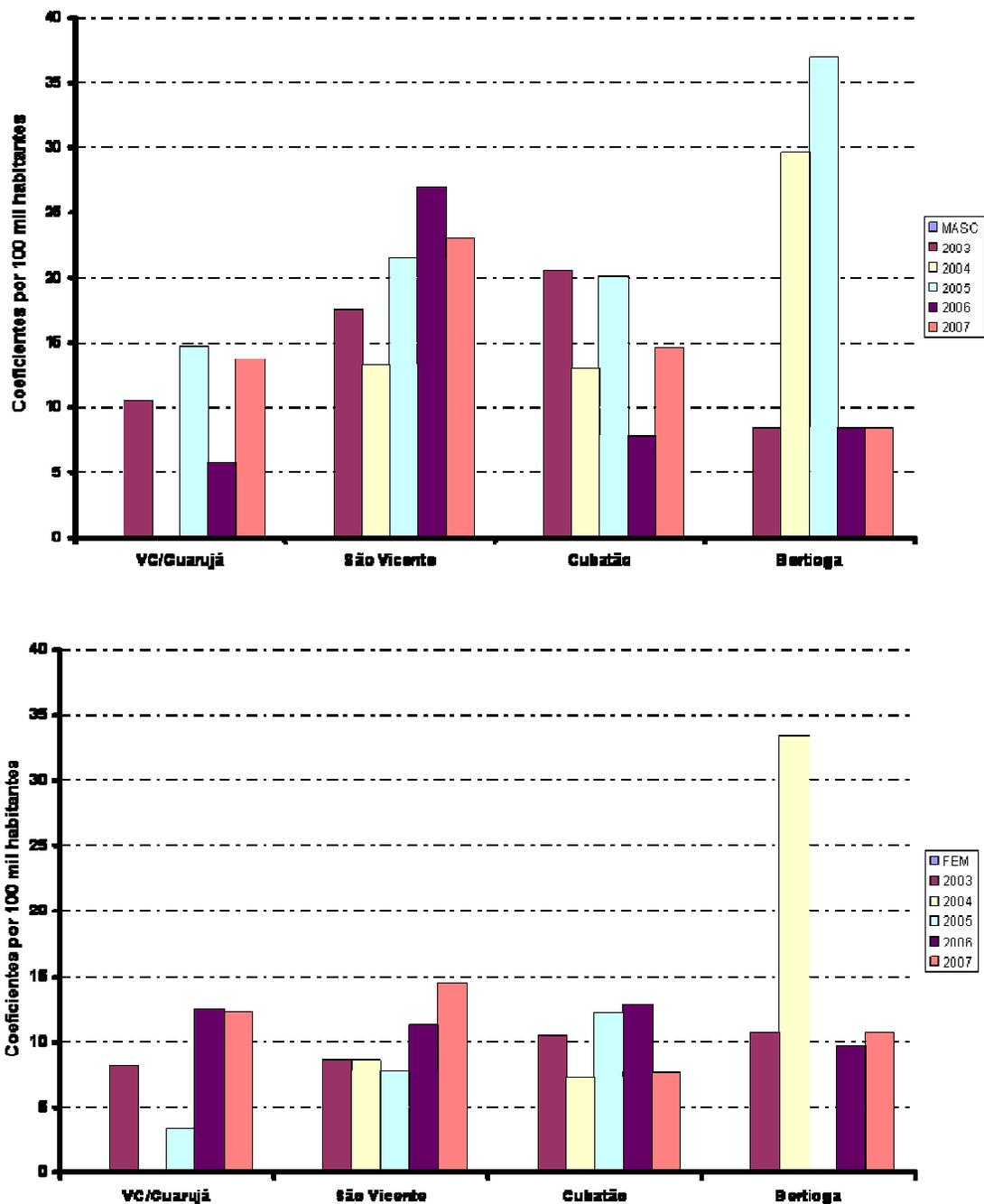


Figura 3.34. Coeficiente de Mortalidade (100 mil habitantes) por Câncer de Pulmão segundo os municípios estudados

A Figura 3.35 mostra os coeficientes não ajustados para câncer de mama, pode-se observar que Bertioga e Guarujá e Cubatão apresentaram os maiores coeficientes durante o período de estudo.

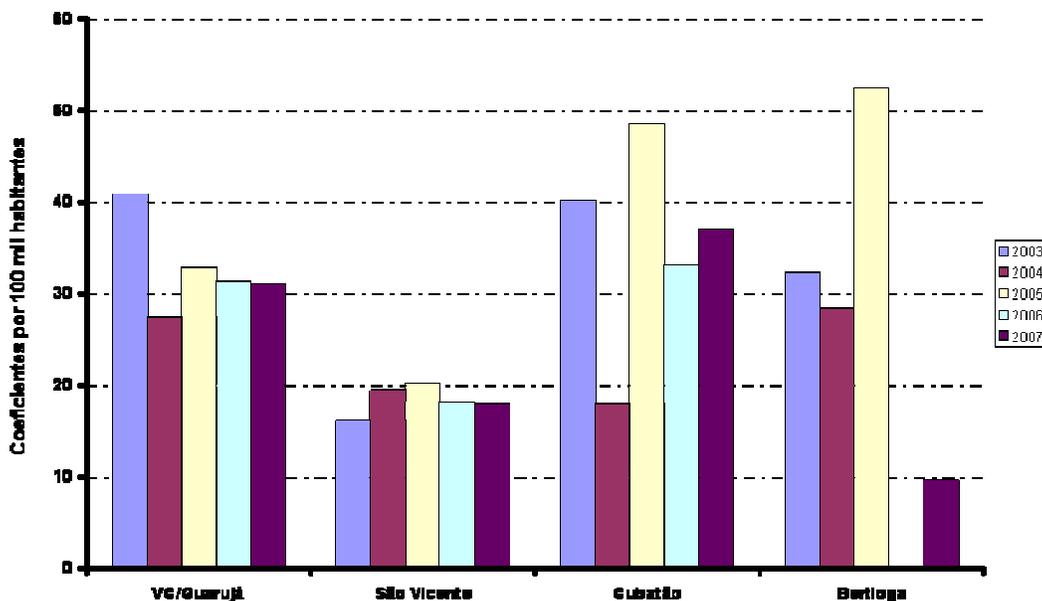
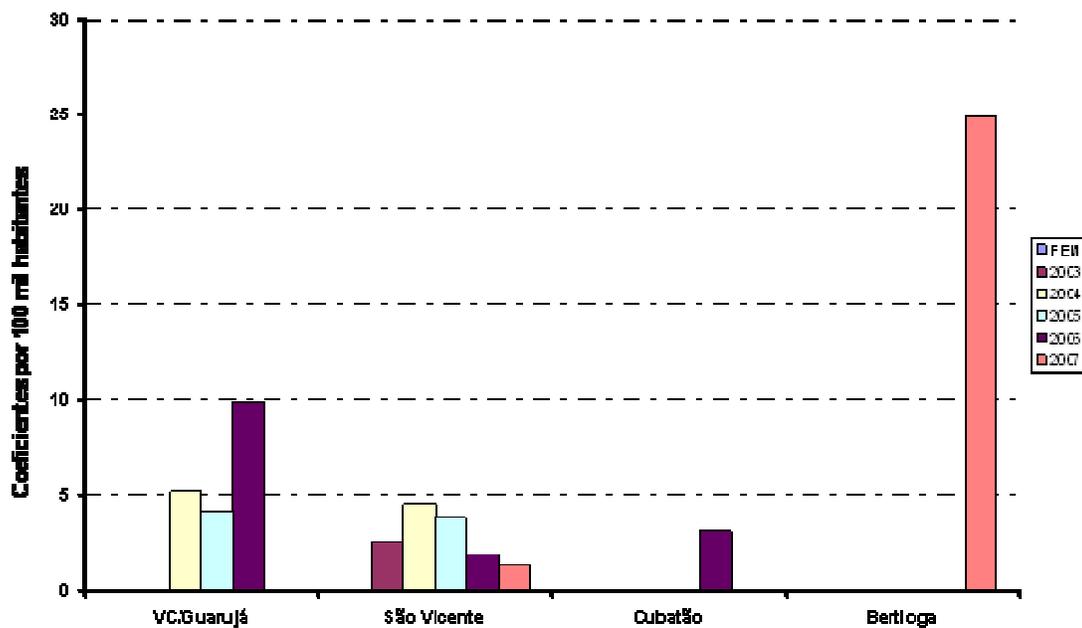
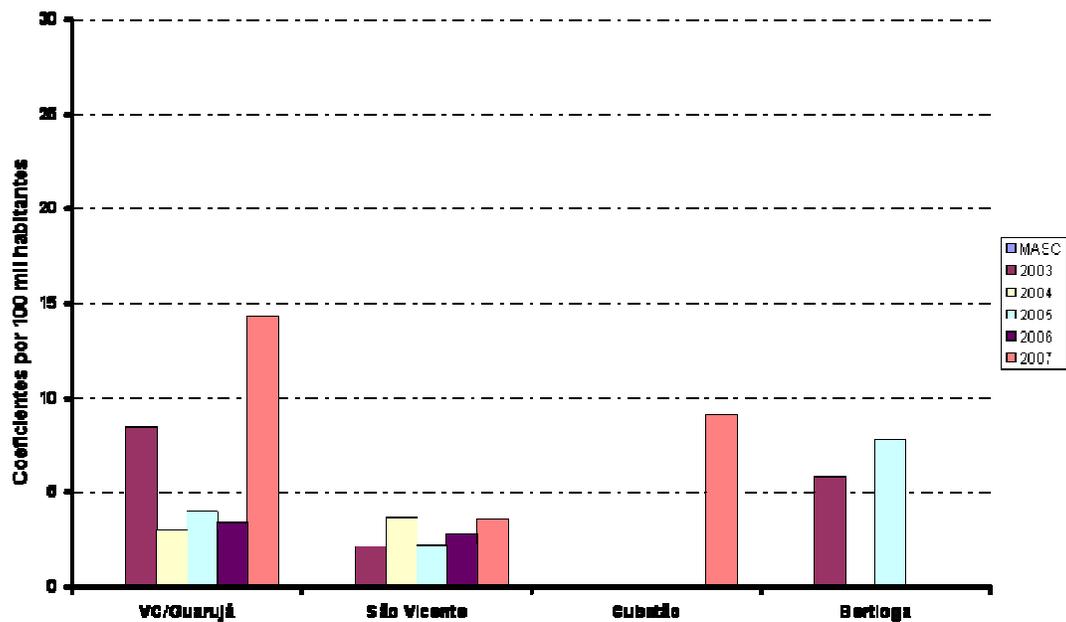


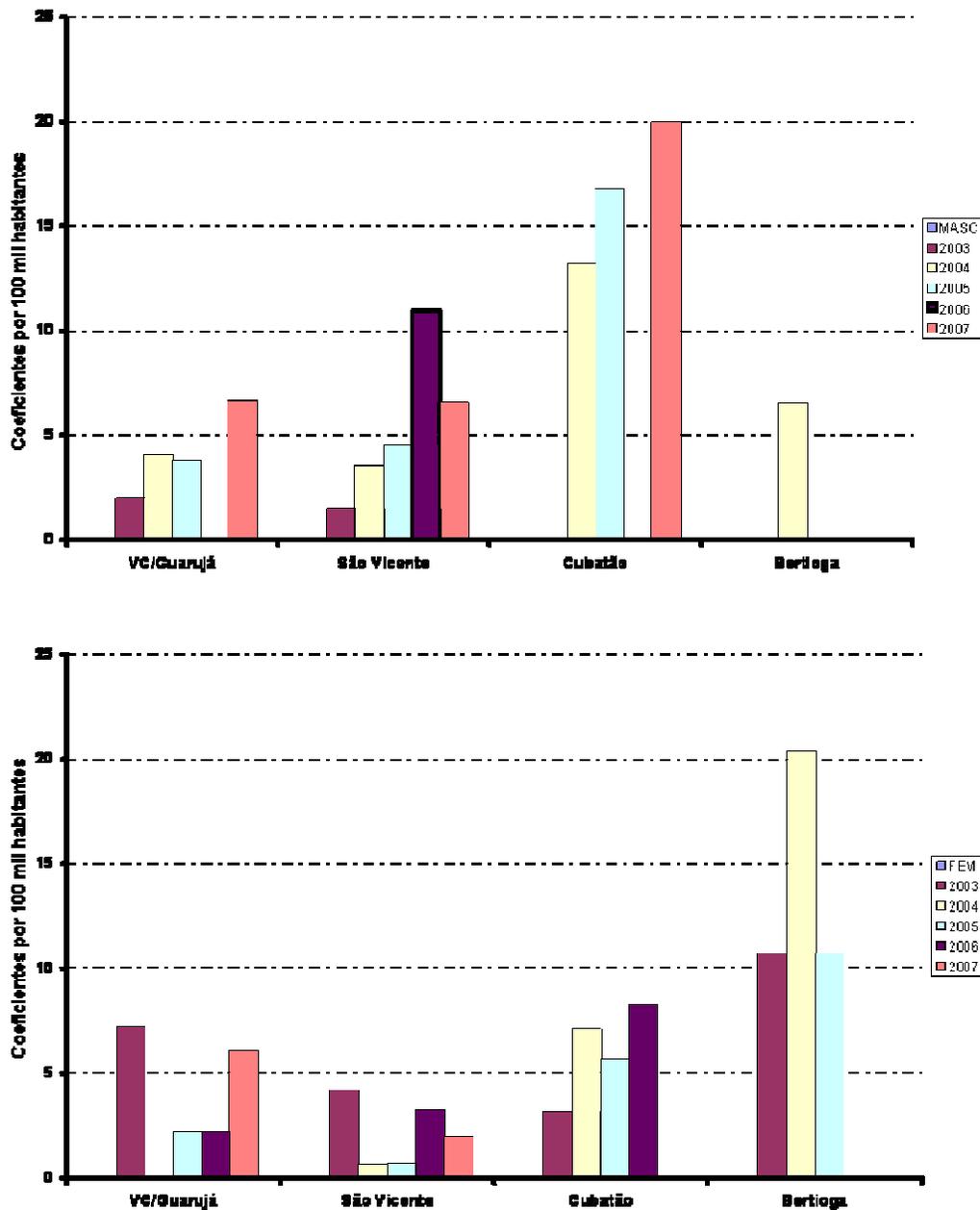
Figura 3.35. Coeficiente de Mortalidade padronizado (100 mil habitantes) por Câncer de Mama segundo os municípios estudados

A Figura 3.36 mostra que os coeficientes de mortalidade para leucemias aumentaram no município de Cubatão e Bertioga ao longo dos anos, embora não tenha havido nenhum registro em Bertioga no ano de 2007.



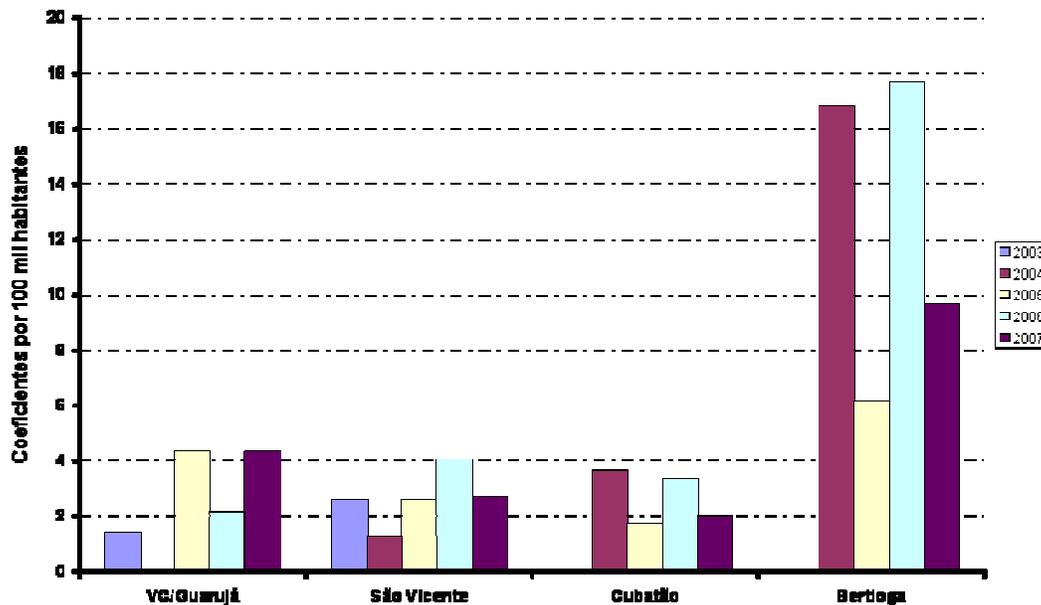
Figuras 3.36. Coeficiente de Mortalidade padronizado (100 mil habitantes) por Leucemias segundo os municípios estudados

A Figura 3.37. mostra que existe uma variação dos coeficientes ao longo dos anos estudados em todos os municípios para câncer de fígado.



Figuras 3.37. Coeficiente de Mortalidade padronizado (100 mil habitantes) por câncer de Fígado segundo os municípios estudados

A Figura 3.38 apresenta o coeficiente de mortalidade padronizado para câncer de ovário.



Figuras 3.38. Coeficiente de Mortalidade padronizado (100 mil habitantes) por câncer de Ovário segundo os municípios estudados

Em Bertioga foram observados os maiores coeficientes de mortalidade por câncer de ovário, sendo quase três vezes superior aos coeficientes observados nos outros municípios.

4. COMENTÁRIOS GERAIS

4.1. Morbidade Referida

- A exposição ocupacional dos moradores da região se mostrou um fator determinante para a ocorrência de doenças relacionadas a diferentes sistemas.
- Quando o fator ocupacional foi excluído, foram observadas associações entre os locais de moradia e doenças como leucemia, doenças respiratórias, conjuntivite, doenças de pele, doenças do sangue e hipertensão arterial.
- Hipertensão e doenças respiratórias apresentaram prevalências superiores às observadas no Brasil e na Grande São Paulo.

4.2. Rotas de Exposição

- É importante ressaltar que esse projeto foi baseado em estudo anterior realizado pela CETESB (2001) que determinou as áreas contaminadas. Foram avaliados cerca de 120 parâmetros envolvendo metais pesados e arsênio, pesticidas organoclorados, organoclorados aromáticos, organofosforados, herbicidas e outros pesticidas, compostos fenólicos, hidrocarbonetos poliaromáticos (PAHs), solventes aromáticos e halogenados, bifenilas policloradas (PCBs), dioxinas e furanos.
- No presente estudo, os moradores relataram pouco ou nenhum consumo de produtos produzidos na região, incluindo peixes;
- Os resultados da presente pesquisa mostram que ainda hoje são detectados na região contaminantes ambientais, como compostos organoclorados e metais tóxicos, presentes na poeira e em ovos de galinhas criadas na região. Isso reforça a presença de contaminantes no solo das áreas. Com isso, o contato direto, a inalação e a deglutição podem ser as vias de acesso destes compostos aos moradores;
- Esses compostos também podem ser encontrados no leite materno, no cabelo e no sangue dos habitantes da região que não apresentam históricos de contato ocupacional;

- Alguns compostos foram encontrados em níveis bem acima dos toleráveis, como é o caso do mercúrio total no sangue e de pesticidas organoclorados em leite materno;
- Além da exposição aguda há a possibilidade de exposição prolongada a estes elementos e compostos tóxicos, aumentando o risco de efeitos adversos sobre a saúde de crianças, adolescente, adultos e idosos;
- A constatação da presença destas substâncias no ambiente e nos moradores da região caracteriza uma situação de rota de exposição atual que merece intervenção e acompanhamento;
- Além disso, os níveis de radiação por urânio e radônio encontrados em residências localizadas em áreas anteriormente ocupadas por mangue, evidenciam a presença de resíduos contaminados por material radioativo não encontrados nas referidas localidades. Esses elementos podem contribuir para a ocorrência de eventos adversos como câncer de pulmão e do sistema digestório;

4.3. Coeficientes de Mortalidade

- Há uma irregularidade de dados sobre mortalidade para a cidade de Bertioga. Mesmo assim, chama a atenção os elevados coeficientes encontrados na cidade para algumas doenças;
- Por outro lado, Cubatão e Vicente de Carvalho, no Guarujá, apresentaram coeficientes de mortalidade por câncer de mama bem acima dos observados nas demais localidades analisadas e no Estado de São Paulo. Esse resultado reforça os achados de estudo anteriormente realizado na região Metropolitana da Baixada Santista que mostrava, para algumas cidades da região, coeficientes de mortalidade por câncer de mama superiores aos reportados para a cidade e o estado de São Paulo e para o Brasil;
- Em relação aos coeficientes de mortalidade por leucemia, todos os coeficientes padronizados para as cidades envolvidas no estudo foram superiores ao encontrado para o Estado de São Paulo.
- Esses dois resultados, leucemias e câncer de mama, indicam uma característica da região que propicia a ocorrência de tumores com frequência elevada.

4.4. Análises Complementares

- Ainda são aguardados exames nas amostras de ovos. Apenas com a totalidade dos resultados poderemos ter um perfil definitivo da contaminação das áreas por organoclorados;
- Análises adicionais de organoclorados em cabelo serão realizadas sob a orientação do pesquisador Karl-Werner Schramm através de uma parceria estabelecida com o Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca – IBCCF/UFRJ e através do programa de cooperação internacional da CAPES. Estas análises seguirão o método utilizado pelo Laboratório de Biociências da Universidade de München (Technische Universität München – TUM) e German Research Center for Environmental Health, München – Germany. Os resultados serão apresentados oportunamente

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acuña, K.; Cruz, T. Avaliação do estado nutricional de adultos e idosos e situação nutricional da população brasileira. **Arquivos Brasileiros de Endocrinologia & Metabologia**, v.48(3), p.345-61, 2004.

Aksoy, A. & Öztürk, M.A. *Nerium oleander L.* as a biomonitor of lead and other heavy metals pollution in Mediterranean environments. **Elsevier**, v.205, p.145-50, 1997.

Aksoy, A.; Hale, W.H.; Dixon, J.M. *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medic. as a biomonitor of heavy metals. **The Sci.Total Environ**, v. 226, p.177-86, 1999.

Alabdula'aly, A.I. Occurrence of radon in the central region groundwater of Saudi Arabia. **Jornal of Environmental Radioactivity**, v.44, p.85-95, 1999.

Al-Bataina, B.A. *et al.* Radon measurements in different types of natural waters in Jordan. **Rad. Measurements**, v.28(1-6), p.591-4, 1997.

Al-Masri, M.S. & Blackburn, R. Radon-222 and related activities in surface waters of the English Lake District. **Applied Radiation and Isotopes**, v.50, p.1137-43, 1999.

Al-Zamel, A.Z.; Bou-Rabee, F.; Olszewski, M.; Bem, H. Natural radionuclides and ¹³⁷Cs activity concentration in the bottom sediment cores from Kuwait Bay. **J. Radioanal. Nucl. Chem**, v.266, p.269-76, 2005.

Annamaki, M. & Oksanen, E. Radon in the helsinki metro. **Radiation Protection Dosimetry**, v.45(14), p.179-82, 1992.

Assumpção, F.B.; Kuczynski, E.; Sprovieri, M.H.; Aranha, E.M. Quality of life evaluation scale (AUQEI--Autoquestionnaire Qualité de Vie Enfant Imagé). Validity and reliability of a quality of life scale for children 4 to 12 years-old. **Arquivos de Neuro-Psiquiatria**, v.58(1), p.119-27, 2000.

ATSDR – Agency for toxic Substances and Disease Registry. [online] **Interaction profile for persistent chemicals found in breast milk (Chlorinated Dibenzo-p-Dioxins, Hexachlorobenzene, p,p'-DDE, Methylmercury, and Polychlorinated Biphenyls)**. Acessado em 03/04/09. Disponível em:<<http://www.atsdr.cdc.gov/interactionprofiles/IP-breastmilk/ip03.pdf>>.

Azeredo, A.; Torres, J.P.M.; Fonseca, M.F.; Britto, J.L.; Bastos, W.R., Silva, C.E.A; Cavalcanti, G.; Meire, R.O.; Sarcinelli, N.E.; Markowitz, S.; Malm, O.; DDT and its metabolites in breast milk from the Madeira River basin in the Amazon, Brazil; **Chemosphere**. v.73, p.S246-51, 2008.

Azevedo, F.A. **Toxicologia do Mercúrio**. São Carlos: Editora Rima, 2003. 292p.

Azevedo e Silva, C.E. **Diclorodifeniltricloroetano (DDT) e Bifenilas Policloradas (PCB) em duas espécies pelágicas da costa do Brasil: *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) e *Xiphias gladius* (Linnaeus, 1758)**. [Dissertação de Mestrado], Rio de Janeiro: Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2004.

Bahari, I.; Mohsen, N.; Abdullah, P. Radioactivity and radiological risk associated with effluent sediment containing technologically enhanced naturally occurring radioactive materials in amang (tin tailings) processing industry. **J. Environ. Radioactivity**, v.95, p.161-70, 2007.

Bahemuka, T.E. & Mubofu, E.B. Heavy metals in edible green vegetables grown along the sites of the Sinza and Msimbazi rivers in Dar es Salaam, Tanzania. **Food Chem**, v.66, p.63-6, 1999.

Barberino, J.L.; Carvalho, F.M.; Silvany-Neto, A.M.; Cotrim, H.P.; Góes, R.C.; Rosa, H.; Gidi, J.F.; Valladares, C.M.; Guedes, F. Alterações hepáticas em trabalhadores de uma refinaria de petróleo e em uma população de referência no estado da Bahia, Brasil. **Rev. Panam Salud Publica**, v.17(1), p.30-7, 2005.

Benamar, M.A.; Zerrouki, A.; Idiri, Z.; Tobbeche, S. Natural and artificial radioactivity levels in sediments in Algiers Bay. **App. Radiat. Isot**, p.1161-1164, 1997.

Bikit, I.; Varga, E.; Čonkić, L.J.; *et al.* Radioactivity of the Bega sediment – case study of a contaminated canal. **Appl. Radiat. Isot**, v.63, p.261-6, 2005.

BRASIL, **Portaria nº. 685/98**. [online] Aprova o Regulamento Técnico: "Princípios Gerais para o Estabelecimento de Níveis Máximos de Contaminantes Químicos e Alimentos" e seu Anexo: "Limites máximos de tolerância para contaminantes inorgânicos" complementa e faz algumas modificações no Decreto Lei nº 55.871, de 26 de março de 1965. [citado 18/03/2003]. Disponível em: <<http://e-legis.bvs.br/leisref/public/showAct.php?id=90>>.

Cain, D.J.; Luoma, S.N.; Wallace, W.G. Linking metal bioaccumulation of aquatic insects to their distribution patterns in a mining-impacted river. **Environ. Toxicol. Chem.**, v.23(6), p.1463-73, 2004.

Calleri-Jacques, S.M. **Bioestatística: Princípios e Aplicações**. Porto Alegre: Ed. ARTMED, 2003.

Campos, F. **Tradução do Manual do Teste de Raven**. Campinas: editora Vetor, 2003.

Canoba, A. *et al.* Indoor radon measurements and methodologies in latin American countries. **Radiation Measurements**, v.34, p.483-6, 2001.

Carvalho, F.P.; Oliveira, J.M.; Lopes, I.; Batista, A. Radionuclides from past uranium mining in rivers of Portugal. **J. Environ. Radioactivity**, v.98, p.298-314, 2007.

Catsiki, V.A.; Florou, H. Study on the behavior of the heavy metals Cu, Cr, Ni, Zn, Fe, Mn and ¹³⁷Cs in a estuarine ecosystem using *Mytilus galloprovincialis* as a bioindicator species: the case of Thermaikos gulf, Greece. **J. Environ. Radioactivity**, v.86, p.31-44, 2006.

CDC, Centers for Disease Control and Prevention. **Update: blood lead levels**. MMWR, v.46(7), p.141–6. Disponível em: <<http://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/00048339.htm>>, 1997.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Secretaria do Meio Ambiente do Governo do Estado de São Paulo. **Sistema Estuarino de Santos e São Vicente**. (Relatório Técnico), v.1 e 2. São Paulo, SP. 2001. 178p.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo**. Decisão de Diretoria No 195-2005. São Paulo, SP. 2005.

Cipro, C.V.Z. **Ocorrência de compostos organoclorados em *Euphausia superba* e em ovos gorados de pingüins do gênero *Pygoscelis***. [Dissertação de Mestrado], São Paulo: Instituto de Oceanografia da Universidade de São Paulo, 2007.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente, **Resolução CONAMA 357/2005**.

De Onis, M.; Onyango, A.W.; Borghi, E.; Siyam, A.; Nishida, C.; Siekmann, J. Development of a WHO growth reference for school-aged children and adolescents. **Bulletin of the World Health Organization**. v.85(9), p.660-7, 2007.

Doretti, L.; Ferrara, D.; Barison, G.; Gerbasi, R.; Battiston, G. Natural radionuclides in the muds and waters used in thermal therapy in Abano terme, Italy. **Radiat. Prot. Dosim.**, v.45, p.175-8, 1992.

Dueñas, C.; Fernández, M.C.; Cañete, S.; Carretero, J.; Liger, E. ²²²Rn concentrations, natural flow rate and the radiation exposure levels in the Nerja Cave. **Atmospheric Environment**, v.33, p.501-10, 1999.

Duquesne, S. *et al.* Evidence for declining levels of heavy-metals in the severn estuary and Bristol Channel, U.K., and their spatial distribution in sediments. **Environmental Pollution**, v.143, p.187-96, 2006.

EPA – Environmental Protection Agency. **Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. Vol. I. Fish Sampling and Analysis**. EPA 823-R-93-002, U.S. Washington, D.C., 1993 In: HEINEN, J.M. Water Quality Criteria, Uptake, Bioaccumulation, and Public Health Considerations for Chemicals of Possible Concern in West Virginia Mine Waters Used for Culture of Rainbow Trout. 1995.: E. M. Wade, M. R. Jenkins (Eds), 1996.

EPA – Environmental Protection Agency. **Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. Vol. II. Risk Assessment and Fish Consumption Limits**. EPA 823-B-94-004, U.S. Washington, D.C., 1994. In: HEINEN, J. M. Water Quality Criteria, Uptake, Bioaccumulation, and Public Health Considerations for Chemicals of Possible Concern in West Virginia Mine Waters Used for Culture of Rainbow Trout. 1995. E. M. Wade, M. R. Jenkins (Eds), 1996.

EU – European Union. **Pesticides database**. Regulation No 396/2005. Directorate General for Health and Consumers. Acessado em 07/08/2009. Disponível em:<http://ec.europa.eu/sanco_pesticides/public/index.cfm>.

FAO/WHO - Food and Agriculture Organization/World Health Organization. **Evaluation of certain food additives and contaminants for cadmium and methylmercury**. Fifty fifth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, Technical Report Series 901. Geneva, Switzerland. 2000.

Fizzman, M.; Pfeiffer, W.C.; Lacerda, L.D. Comparison of methods used for extraction and geochemical distribution of heavy metals in bottom sediments from Sepetiba Bay, RJ. **Science and Technology Letters**. v.5, p.567-75, 1984.

Fleck, M.P.; Louzada, S.; Xavier, M.; Chachamovich, E.; Vieira, G.; Santos, L.; Pinzon, V. Aplicação da versão em português do instrumento abreviado de avaliação da qualidade de vida "WHOQOL-bref". **Revista de Saúde Pública**. v.34(2), p.178-83, 2000.

Florou, H. & Kriditis, P. Gamma radiation measurements and dose rate in the coastal areas of a volcanic island, aegean sea, Greece. **Radiat. Prot. Dosim.**, v.45, p.277-9, 1992.

Forattini, O.P. Qualidade de vida e meio urbano: a cidade de São Paulo, Brasil. **Rev Saúde Pública**, v.25(2), p.75-86, 1991.

Garland, F.C.; White, M.R.; Seal, G.M.; Luiken, G.A. **Final report of the epidemiology of white cells counts at the Naval Weapons Center China lake, Califórnia 1982 – 83. Naval Medical research and Development Command, Bethesda, Maryland**. Acessado em 20/03/2009. Disponível em: <<http://www.dtic.mil/cgi-bin/GetTRDoc?AD=ADA186604&Location=U2&doc=GetTRDoc.pdf>>.

Geremais, A.L.; Almeida, M.F.; Flores, L.P.O. Avaliação das declarações de nascido vivo como fonte de informação sobre defeitos congênitos. **Rev Bras Epidemiol**, v.12(1), p.60-8, 2009.

Ghose, S.; Alam, M.N.; Islam, M.N. Concentrations of ^{222}Rn , ^{226}Ra and ^{228}Ra in surface sea water of the Bay of Bengal. **Journal of Environmental Radioactivity**, v.47, p.291-300, 2000.

Grosbois, C. *et al.* The spatial and temporal trends of Cd, Cu, Hg, Pb and Zn in Seine River floodplain deposits (1994-2000). **Science of Total Environment**, v.356, p.22-37, 2006.

Gus, M.; Moreira, L.B.; Pimentel, M.; Gleisener, A.L.M.; Moraes, R.S.; Fuchs, F.D. Associação entre diferentes indicadores de obesidade e prevalência de hipertensão arterial. **Arq. Bras. Cardiol.**, v.70(2), p.111-4, 1998.

Hashim, N.O.; Rathore, I.V.S.; Kinyua, A.M.; Mustapha, A.O. Natural and artificial radioactivity levels in sediments along the Kenyan coast. **Rad. Phys. Chem.**, v.71, p.805-6, 2004.

Hopke, P.K. *et al.* Health risks due to radon in drinking water. **Environmental Science and Technology**, v.34(6), p.921-926, 2000.

Hortellani, M.A. *et al.* Evaluation of Mercury Contamination in Sediments from Santos – São Vicente Estuarine System, São Paulo State, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v.16(6A), p.1140-9, 2005.

Horváth, A. *et al.* Radon concentrations in hot spring waters in northern Venezuela. **J. Environmental Radioactivity**, v.47, p.127-33, 2000.

IAEA – International Atomic Energy Agency. **Handbook on Nuclear Activation Data**. Vienna: Technical Reports Series 273, 1987.

IBGE. **Censo 2000**. [online] Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/censo/default.php>>. Acesso em: Março de 2009.

ICRP – International Commission on Radiological Protection. **Radiation Protection: Recommendations of the International Commission on Radiological Protection**. New York. ICRP Publication 60, 1990.

INCA – Instituto Nacional de Câncer. **Inquérito Domiciliar sobre Comportamentos de Risco e Morbidade Referida de Doenças e Agravos não Transmissíveis. Brasil, 15 capitais e Distrito Federal 2002-2003**. [online] Disponível em: <<http://www.inca.gov.br/inquerito>>, 2003.

Jibiri, N.N. & Bankole, O.S. Soil radioactivity and radiation absorbed dose rates at roadsides in high-traffic density areas in Ibadan metropolis, southwestern Nigeria. **Radiat. Prot. Dosim.**, v.118, p.453-8, 2005.

Kabata-Pendias, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC Press Inc.; 1984.

Karahan, G. & Bayulken, A. Assessment of gamma dose rates around Istanbul (Turkey). **J. Environ. Radioactivity**, v.47, p.213-21, 2000.

Kluthcovsky, A.C.G. **Qualidade de vida dos agentes comunitários de saúde de um município do interior do Paraná**. 2005. 199 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública)-Universidade Estadual do Centro-Oeste, Paraná, 2005.

Kran, F.; Ferreira, F.P.M. Qualidade de vida na cidade de Palmas- TO: uma análise através de indicadores habitacionais e ambientais urbanos. **Ambiente Soc.**, v.9(2), p.124-41, 2006.

Kurnaz, A.; Küçükömeroğlu, B.; Keser, R.; *et al.* Determination of radioactivity levels and hazards of soil and sediment samples in Firtina Valley (Rize, Turkey). **Appl. Radiat. Isot.**, v.65, p.1281-9, 2007.

Lăcătușu, R.; Răuță, C.; Cârstea, S.; Ghelase, I. Soil-plant-man relationships in heavy metal polluted areas in Romania. **Appl. Geochem.**, v.11, p.105-7, 1996.

Lambrechts, A.; Foulquier, L.; Garnier-Laplace, J. Natural radioactivity in the aquatic components of the main french rivers. **Radiat. Prot. Dosim.**, v.45, p.253-6, 1992.

Liendo, J.; Sajó-Bohus, L.; Pálfalvi, J.; Greaves, E.D.; Gómez, N. Radon monitoring for health studies in the Caracas subway using SSNTDS. **Radiation Measurements**, v.28 (1-6), p.729-32, 1997.

Lima, J.L.N. & Bonotto, D.M. Etapas analíticas para mensuração de radônio-222 e uso na avaliação da radioatividade das águas de Águas da Prata(SP). **Geochim. Brasil**, v.10(2), p.283-95, 1996.

Ljung, L.; Selinus, O.; Otabbong, E. Metals in soils of children's urban environments in the small northern european city of Uppsala. **Science of the Total Environment**, v.366, p.749-59, 2006.

Longo, O.W. Águas radioativas no Estado de São Paulo. **Revista do Instituto Geográfico e Geológico**, v.19, p.27-48, 1967.

Lozano, J.C.; Rodríguez, P.B.; Tomé, F.V. Distribution of long-lived radionuclides of the 238U series in the sediments of a small river in a uranium mineralized region of Spain. **J. Environ. Radioactivity**, v.63, p.153-71, 2002.

Luiz-Silva, W.; Matos, R.H.R.; Kristosch, G.C. Geoquímica e índice de geoacumulação de Mercúrio em sedimentos de superfície do estuário de Santos-Cubatão (SP). **Química Nova**, v.25(5), p.753-6, 2002.

Luiz-Silva, W.; Matos, R.H.R.; Kristosch, G.C.; Machado, W. Variabilidade espacial e sazonal da concentração de elementos-traço em sedimentos do sistema estuarino de Santos-Cubatão (SP). **Quim. Nova**, v.29(2), p.256-263, 2006.

Luoma, S.M.; Rainbow, P.S. Why is Metal Bioaccumulation so Variable? Biodynamics as a Unifying Concept. **Environ. Sci. Technol.**, v.39(7), p.1921-31, 2005.

Macdonald, D.D.; Ingersoll, C.G.; Berger, T.A. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystem. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, v.39, p.20, 2000.

Magalhães, M.H.; Amaral, E.C.S.; Sachett, I.; Rochedo, E.R.R. Radon-222 in Brazil: an outline of indoor and outdoor measurements. **Journal of Environmental Radioactivity**, v.67, p.131-43, 2003.

Marques, A.L.; Geraldo, L.P.; Santos, W. Níveis de radioatividade natural decorrente do radônio no complexo rochoso da serra de São Vicente, SP. **Radiologia Brasileira**, v.39, p.215-8, 2006.

Mello, G.A.S. **Manual de Identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do Litoral Brasileiro**. São Paulo: Editora Plêiade/FAPESP – Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo; 1996, 604p.

Merdanoğlu, B. & Altinsoy, N. Radioactivity concentrations and dose assessment for soil samples from Kestanbol, granite area. **Radiat. Prot. Dosim.**, v.121, p.399-405, 2006.

Miah, F.K.; Roy, S.; Touhiduzzaman, M.; Alam, B. Distribution of radionuclides in soil samples in and around Dhaka city. **App. Radiat. Isot.**, v.49, p.133-7, 1998.

Mokdad, A.H.; Ford, E.S.; Bowman, B.A.; Dietz, W.H.; Vinicor, F.; Bales, V.S.; Marks, J.S. Prevalence of obesity, diabetes, and obesity-related health risk factors, 2001. **JAMA**, v.289, p.76-9, 2003.

Moustaid, K.; Nasser, B.; Baudrimont, I.; Anane, R.; Idrissi, M.E.L; Bouzidi, A.; Creppy, E.E. Comparative evaluation of the toxicity induced by mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from two sites of the Moroccan Atlantic coast in mice. **Comptes Rendus Biologies**, v.328(3), p.281-9, 2005.

MS – Ministério da Saúde, **Portaria 1469 de 29.12.2000, DOU 38-E, 22.02.2001.**

Murty, V.R.K. & Karunakara, N. Natural radioactivity in the soil samples of Botswana. **Rad. Meas.**, v.43, p.1541-5, 2008.

Nendza, M.; Herbst, T.; Kussatz, C.; Gies, A. Potential for secondary poisoning and biomagnification in marine organisms. **Chemosphere**, v.35, p.1875-85, 1997.

Nikolaev, V. & Ilić, R. Etched track radiometers in radon measurements: a review. **Radiation Measurements**. v.30, p.1-13, 1999.

Noel, M.B.; Thompson, M.; Wadland, W.C.; Holtrop, J.S. **Nutrition and Family Medicine**. IN: Rakel R (ed.). **Rakel: Textbook of Family Medicine**. 7. ed. Philadelphia, Pa: Saunders Elsevier; 2007, capítulo 48.

Nogueira, K.T.; Lopes, C.S.; Faerstein, E. Auto-relato de diagnóstico médico de asma e transtornos mentais comuns entre funcionários de uma universidade no rio de janeiro, Brasil: Estudo Pró-Saúde. **Cad. Saúde Pública**, v.23(7), p.1633-9, 2007.

Oliveira, M.L.J. *et al.* Mercúrio total em solos de manguezais da Baixada Santista e Ilha do Cardoso, Estado de São Paulo. **Quim. Nova**, v.30(3), p.519-24, 2007.

OMS – Organização Mundial da Saúde. **Classificação Estatística Internacional de Doenças (CID) e Problemas Relacionados à Saúde**. 10. rev. São Paulo: Centro Colaborador da OMS para Classificação de Doenças em Português. 1998.

OMS – Organización Mundial de la Salud. **Mercurio – Serie Vigilancia 7**. Metepec, México, 1987. 82p.

Passos, V.M.A.; Assis, T.D.; Barreto, S.M. Hipertensão arterial no Brasil: estimativa de prevalência a partir de estudos de base populacional. **Epidemiol e Serviços de Saúde**, v.15(1), p.35-45, 2006.

Pereira, R.J. *et al.* Contribuição dos domínios físico, social, psicológico e ambiental para a qualidade de vida global de idosos. **Rev. Psiquiatr Rio Grande do Sul**, v.28(1), p.27-38, 2006.

Planinic, J.; Faj, Z.; Radolic, V.; Smit, G.; Faj, D. Indoor radon dose assessment for Osijek. **Journal of Environmental Radioactivity**, v.44, p.97-106, 1999.

Prebianchi, H.B. Medidas de qualidade de vida para crianças: aspectos conceituais e metodológicos. **Psicol. Teor. Prat.**, v.5(1), p.57-69, 2003.

Queiroz, C.M.B; Sá, E.N.C; Assis, M.M.A. Qualidade de vida e políticas públicas no município de Feira de Santana. **Ciênc Saúde Coletiva**, v.9(2), p.411-21, 2004.

Rabesiranana, N.; Rasolonirina, M.; Terina, F.; Solonjara, A.F.; Andriambololona, R. Top soil radioactivity assessment in a high natural radiation background área: the case of Vinaninkarena, Antsirabe – Madagascar. **App. Radiat. Isot.**, v.66, p.1619-22, 2008.

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

Ramli, A.T.; Wahab, A.; Hussein, M.A.; Wood, A.K. Environmental 238U and 232Th concentration measurements in a area of high level natural background radiation at Palong, Johor, Malaysia. **J. Environ. Radioactivity**, v.80, p.287-304, 2005.

Ribeiro, R.F.; Vollaie, Y.; Sanches-Chardi, A.; Roche, H. Bioaccumulation and the effects of organochlorine pesticides PAH and heavy metals in the Eel (*Anguilla anguilla*) at the Camargue Nature Reserve, France. **Aquatic Toxicol.**, v. 74, p.53- 69, 2005.

Rieumont, S.O. *et.al.* Assessment of heavy metal levels in Almendares River sediments Havana City, Cuba. **Water Research**, v.39, 2005. 3945p.

Rodrigues, S. *et al.* Mereumery in urban soils: a comparison of local spatial variability in six european cities. **Science of the Total Environment**, v.368, p.926-36, 2006.

Samecka-Cymerman, A.; Kempers, A.J. Bioindication of heavy metals in the town Wroclaw (Poland) with evergreen plants. **Atm. Environ.**, v.33: 419-430, 1999.

Santos, E.O.; Jesus, I.M.; Câmara, V.M.; Brabo, E.S.; Jesus, M.I.; Fayal, K.F.; Asmus, C.R.F. Correlation between blood mercury levels in mothers and newborns in Itaituba, Pará State, Brazil. **Cad. Saúde Pública**, v.23(S4):622-9, 2007.

Sawidis, T.; Chettri, M.K; Papaioannou, A.; Zachariadis, G.; Stratis, J. A study of metal distribution from lignite fuels using trees as biological monitors. **Ecotoxicol. Environ. Safety**, v.48, p.27-35, 2001.

Schaeffer-Novelli, Y. **Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar**. São Paulo: Caribbean Ecological Research; 1995. 64p.

Sharma, D.K.; Kumar, A.; Kumar, M.; Singh, S. Study of uranium, radium and radon exhalation rate in soil samples from some areas of Kangra district, Himachal Pradesh, India using solid-state nuclear track detectors. **Rad. Meas.**, v.36, p.363-6, 2003.

SIDRA – **Sistema IBGE de Recuperação Automática** [online] Disponível em <<http://www.sidra.ibge.gov.br>> Acesso em: Março de 2009.

Silva, A.S.; Barreto, H.H.C.; Inomata, O.N.K.; Lemes, V.R.R. Evolution of human exposure to Hexachlorobenzene at Samaritá, São Vicente, São Paulo, Brazil. **Pesticidas: R Ecotoxicol Meio Ambiente**, v.11, p.53-64, 2001.

Silva, L.S.M.; Giugliani, E.R.J.; Aerts, D.R.G.C. Prevalência e determinantes de anemia em crianças de Porto Alegre, RS, Brasil. **Rev. Saúde Pública**, v.35(1), p.66-73, 2001.

Singh, H.; Singh, J.; Singh, S.; Bajwa, B.S. Radon exhalation rate and uranium estimation study of some soil and rock samples from Tusham ring complex, India using SSNTD technique. **Rad. Meas.**, v.43, p.S459-S462, 2008.

Skelton, J. **Overweight and Obesity**. In: Kliegman RM, Jenson HP, Stanton BF, eds. **Kliegman: Nelson Textbook of Pediatrics**. 18. ed. Philadelphia, Pa: Saunders Elsevier; 2007. capítulo 44.

Spiegel, S. **Estatística não paramétrica**. São Paulo: Editora McGraw-Hill do Brasil; 1981.

SPPT – Sociedade Paulista de Pneumologia e Tisiologia. **Prevalência de Doenças Respiratórias na Grande São Paulo**. Acessado em: 20/08/2009. Disponível em: <<http://www.sppt.org.br/p97?>>/

Srivastava, A. *et al.* Measurement of potential alpha energy exposure (PAEE) of radon and its progenies in dwellings in the north-eastern region of India. **Radiation Measurements**, v.26(2), p.291-5, 1996.

Sroor, A.; El-Bahi, S.M.; Ahmed, F.; Abdel-Haleem, A.S. Natural radioactivity and radon exhalation rate of soil in southern Egypt. **Appl. Radiat. Isot.**, v.55, p.873-9, 2001.

Tressou, J.; Crépet, A.; Bertail, P; Feinberg, M.H.; Leblanc, J.Ch. Probabilistic exposure assessment to food chemicals base don extreme value theory. Application to heavy metals from fish and sea products. **Food and Chem. Toxicol.**, v.42, p.1349-58, 2004.

Tsabaris, C.; Eleftherion, G.; Kapsimalis, V.; *et al.* Radioactivity levels of recent sediments in the Butrint Lagoon and the adjacent coast of Albania. **App. Radiat. Isot.**, v.65, p.445-53, 2007.

UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. **Report to the general assembly**. New York. Annex B: exposures from natural radiation sources, 2000.

USFDA - United States Food And Drug Administration. [on line] **Guidance Document for Lead in Shelfish**. Center for Food Safety and Applied Nutrition. Citado 21/07/2005. Disponível em: <<http://www.cfsan.fda.gov/~frf/guid-Pb.html>>.

Vasconcelos, N.P.C. & Costa-Val, R. Avaliação de qualidade de vida dos agentes comunitários de saúde de Lagoa Santa-MG. **Revista APS**, v.11(1), p.17-28, 2008.

Vieira, J.L.F. & Passarelli, M.M. Determinação de mercúrio total em amostras de água, sedimento e sólidos em suspensão de corpos aquáticos por espectrofotometria de absorção atômica com gerador de vapor a frio. **Rev. Saúde Pública**, v.30(3), p.256-60, 1996.

Wang, W.X. Comparison of metal uptake and absorption efficiency in marine bivalves. **Environ. Toxicol. Chem.**, v.20(6), p.1367-73, 2001.

WHO – World Health Organization. [online] **Health criteria and other supporting information, v.2, p.2 – Chemical and physical aspects**. Geneva, Switzerland.1996 citado 14/05/2003. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/2edvol2p2a.pdf>.

WHO – World Health Organization. **Copper**. International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria 200. Geneva, Switzerland.1998.

WHO – World Health Organization. **Polychlorinated byphenyls: Human health aspects**. Safety Series. WHO Library, Geneva. 2003.

WHO – World Health Organization – Multicentre Growth Reference Study Group. WHO Child Growth Standards based on length/height, weight and age. **Acta Paediatrica Supplement**. v.450, p.76-85, 2006.

WHOQOL Group. Development of the World Health Organization WHOQOL-BREF quality of life assessment. **Psychological Medicine**. v.28(3), p.551-8,1998.

Xu, P.; Huang, S.; Wang, Z.; Lagos, G. Daily intakes of copper, zinc and arsenic in drinking water by population of Shanghai, China. **Science of the Total Environment**, v.362, p.50-5, 2006.

Yamazaki, I. & Geraldo, L.P. Uranium content in phosphate fertilizers commercially produced in Brazil. **Applied Radiation and Isotopes**. v.59, p.133-6, 2003.

Yang, Y.; Wu, X.; Jiang, Z.; *et al.* Radioactivity concentrations in soils of the Xiazhuang granite area, China. **App. Radiat. Isot.**, v.63, p.255-9, 2005.

Zago, A.; Pereira, L.A.A.; Braga, A.L.F.; Bousquat, A. Mortalidade por câncer de mama em mulheres na Baixada Santista, 1980 a 1999. **Rev. Saúde Pública**, v.39(4), p.641-5, 2005.

Anexo A – Termo de Consentimento Livre e Esclarecido – Primeira Fase

CARTA PARA OBTENÇÃO DO CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO

Caro(a) Senhor(a)

A **Universidade Católica de Santos**, através do grupo de pesquisa em Meio Ambiente e Saúde, do programa de pós-graduação em Saúde Coletiva, e em colaboração com o **Laboratório de Poluição Atmosférica Experimental da Faculdade de Medicina da USP, Programa de Pediatria Ambiental da Faculdade de Medicina da UNISA, Laboratório de Biofísica da UFRJ e CEDEC**, está desenvolvendo um estudo intitulado **“Estudo Epidemiológico Na População Residente Na Baixada Santista - Estuário de Santos: Avaliação de Indicadores de Efeito e de Exposição A Contaminantes Ambientais”** que tem por objetivo avaliar os impactos da contaminação por produtos químicos (metais pesados, organoclorados, PCBs e dioxinas e furanos) na gestação e no conceito, no desenvolvimento cognitivo (ganho de conhecimento) das crianças e adolescentes, nos sistemas reprodutivo e respiratório e no desenvolvimento de tumores nos moradores da região do Estuário de Santos e São Vicente.

Essa região tem sido alvo de contaminações de água, solo e ar ao longo dos últimos 50 anos. Apesar de todos estes contaminantes estarem presentes na região do estuário ainda não há estudos conclusivos sobre os seus efeitos sobre os moradores da região.

Em uma primeira fase **aplicaremos questionários para obtenção de dados demográficos e de saúde.**

A sua **participação** nesta pesquisa, bem como a de seus dependentes menores de idade é **voluntária. Não haverá remuneração financeira** para os participantes e também **não haverá custo para os participantes.** Todos os procedimentos necessários para a realização do estudo serão pagos com recursos específicos para este fim. **Serão fornecidos a todos os participantes as informações de saúde coletadas durante a pesquisa.**

Se, durante qualquer etapa do desenvolvimento do estudo **houver alguma dúvida** sobre procedimentos realizados ou informações coletadas pelos participantes do estudo, **os pesquisadores responsáveis poderão ser contatados.**

Também **é garantida a liberdade da retirada do consentimento de participação a qualquer momento**, com a sua retirada e a de seus dependentes menores de idade do estudo. As informações referentes a você e aos seus, serão excluídas e destruídas, deixando de serem analisadas.

Todas as informações obtidas serão analisadas em conjunto e **não será divulgada a identidade de nenhum dos participantes.** Os coordenadores do projeto ficarão responsáveis por

contatar os participantes e seus dependentes, diretamente, caso algum resultado da pesquisa seja de interesse imediato para o participante e requeira ação imediata.

Pesquisadores Responsáveis (poderão ser contatados a qualquer momento)

Alfésio Luís Ferreira Braga (RG 8371855)

Universidade Católica de Santos - Rua Carvalho de Mendonça, 144, sala 401, Vila Mathias, CEP 11070-100, Santos, SP. Tel/Fax: (13) 3226-0505

Hospital Estadual do Grajaú / Faculdade de Medicina da Universidade de Santo Amaro – Av. Francisco Octávio Pacca, 180, Grajaú, São Paulo, SP.

Luiz Alberto Amador Pereira (RG)

Universidade Católica de Santos - Rua Carvalho de Mendonça, 144, sala 401, Vila Mathias, CEP 11070-100, Santos, SP. Tel/Fax: (13) 3226-0505

Termo de Consentimento Livre e Esclarecido

Acredito ter sido suficiente informado à respeito do “**Estudo Epidemiológico Na População Residente Na Baixada Santista - Estuário de Santos: Avaliação de Indicadores de Efeito e de Exposição A Contaminantes Ambientais**”. Ficaram claros para mim quais são os propósitos do estudo, os procedimentos a serem realizados, as garantias de confidencialidade e de esclarecimentos permanentes.

Ficou claro também que a minha participação é isenta de despesas e de remuneração; que tenho garantia do acesso aos resultados e de esclarecer minhas dúvidas a qualquer tempo.

Concordo voluntariamente em participar deste estudo e poderei retirar o meu consentimento a qualquer momento, antes ou durante o mesmo, sem penalidade ou prejuízo.

Nome: _____

Endereço: _____

RG: _____

Fone: (____) _____

Data ____/____/____

Assinatura do informante

Assinatura do(a) pesquisador(a)

Anexo B – Termo de Consentimento Livre e Esclarecido – Segunda Fase

CARTA PARA OBTENÇÃO DO CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO

Caro(a) Senhor(a),

A **Universidade Católica de Santos**, através do grupo de pesquisa em Meio Ambiente e Saúde, do programa de pós-graduação em Saúde Coletiva, e em colaboração com o **Laboratório de Poluição Atmosférica Experimental da Faculdade de Medicina da USP**, **Programa de Pediatria Ambiental da Faculdade de Medicina da UNISA**, **Laboratório de biofísica da UFRJ e CEDEC**, está desenvolvendo um estudo intitulado “**Estudo Epidemiológico na População Residente na Baixada Santista – Estuário de Santos: Avaliação de Indicadores de Efeito e de Exposição a Contaminantes Ambientais**” que tem por objetivo *avaliar os impactos da contaminação da água, do solo, do ar e dos alimentos por produtos químicos (metais pesados, organoclorados, PCBs e dioxinas e furanos) na gravidez e nos fetos e crianças gerados na região, no desenvolvimento de suas habilidades para aprender a ler, escrever, acompanhar as aulas na escola, fazer cálculos matemáticos e as lições de casa, nos sistemas reprodutivo, digestório e respiratório, e no desenvolvimento de tumores nos moradores da região do Estuário de Santos e São Vicente.*

Essa região tem sido alvo de contaminações da água, solo e ar ao longo dos últimos 50 anos. Apesar de todos estes contaminantes estarem presentes na região do estuário, ainda não há estudos conclusivos sobre os efeitos nos moradores da região.

Para que possamos identificar a presença de substâncias químicas nos moradores da região e possíveis efeitos prejudiciais serão adotados os seguintes procedimentos:

- *Aplicação de questionários e exame clínico para obtenção de dados demográficos e de saúde;*
- *Aplicação de questionários e jogos para avaliação da capacidade de aprender, de desenvolvimento da leitura e da escrita, do acompanhamento das aulas na escola, da realização de cálculos matemáticos e de fazer a lição de casa;*
- *Aplicação de questionários de qualidade de vida para adultos, adolescentes e crianças;*
- *Coleta de material biológico (sangue, cabelo, urina, fezes e leite materno) para dosagem dos poluentes mais frequentes na região (metais, organoclorados e dioxinas e furanos) em 250 domicílios (em quatro áreas*

contaminadas e uma área não contaminada). Estes procedimentos serão realizados por pessoal técnico treinado para tal finalidade. Os procedimentos são os seguintes:

1. A coleta de sangue (aproximadamente 5 ml) será feita com agulha, após limpeza do local com álcool a 70%, e sua execução pode causar pequeno desconforto doloroso, principalmente nas crianças, e a formação de um pequeno hematoma de rápida resolução;

2. Amostras de cabelo (fios com 5cm de comprimento) serão cortados com tesoura e não são esperados desconforto ou dor para a realização deste procedimento;

3. Serão fornecidos frascos específicos para coleta de fezes e urina pelo próprio doador.

4. Amostras de leite materno serão colhidas, em recipientes de vidro preparados especificamente para este fim. As mães que estiverem amamentando farão a retirada do próprio leite sob orientação.

- Serão coletadas amostras de poeira do interior das residências e das áreas ao redor, do solo onde está localizada a casa, da água e dos alimentos consumidos pelos moradores (produzidos ou não na região de moradia das famílias).*

A sua participação nesta pesquisa, bem como a de seus dependentes menores de idade é voluntária. Não haverá remuneração financeira para os participantes e também não haverá custo para os participantes. Todos os procedimentos necessários para a realização do estudo serão pagos com recursos específicos para este fim. Serão fornecidos a todos os participantes as informações de saúde coletadas durante a pesquisa.

Se, durante qualquer etapa do desenvolvimento do estudo **houver alguma dúvida** sobre procedimentos realizados ou informações coletadas pelos participantes do estudo, **os pesquisadores responsáveis poderão ser contatados.**

Também **é garantida a liberdade da retirada do consentimento de participação a qualquer momento**, com a sua retirada e a de seus dependentes menores de idade do estudo, as informações referentes a você e aos seus, serão excluídas e destruídas, deixando de serem analisadas.

Todas as informações obtidas serão analisadas em conjunto e **não será divulgada a identidade de nenhum dos participantes**. Os coordenadores do projeto ficarão responsáveis por contatar os participantes e seus dependentes, diretamente, caso algum resultado da pesquisa seja de interesse imediato para o participante e requeira ação imediata.

Pesquisadores responsáveis (poderão ser contatados a qualquer momento)

Alfésio Luís Ferreira Braga (RG 8371855)

Universidade Católica de Santos – Rua Carvalho de Mendonça, 144, sala 401, Vila Mathias, CEP 11070-100, Santos, SP. Tel/Fax: (13) 3226-0505

Hospital Estadual do Grajaú / Faculdade de Medicina da Universidade de Santo Amaro – Av. Francisco Octávio Pacca, 180.

Luiz Alberto Amador Pereira (RG 8915006)

Universidade Católica de Santos - Rua Carvalho de Mendonça, 144, sala 401, Vila Mathias, CEP 11070-100, Santos, SP. Tel/Fax: (13) 3226-0505

Termo de Consentimento e Livre Esclarecido

Acredito ter sido suficiente informado a respeito do estudo “**Estudo Epidemiológico na População Residente na Baixada Santista Estuário de Santos: Avaliação de Indicadores de Efeito e de Exposição a Contaminantes Ambientais**”. Ficaram claros para mim quais são os propósitos do estudo, os procedimentos a serem realizados, as garantias de confidencialidade e de esclarecimentos permanentes.

Ficou claro, também, que a minha participação é isenta de despesas e que tenho garantia do acesso aos resultados e de esclarecer minhas dúvidas a qualquer tempo.

Concordo voluntariamente em participar deste estudo e poderei retirar o meu consentimento a qualquer momento, antes ou durante o mesmo, sem penalidade ou prejuízo ou perda de qualquer benefício que eu possa ter adquirido. Autorizo, também, a participação dos menores de idade sob minha guarda.

_____ Data ____/____/____

Assinatura do Informante

Nome: _____

Endereço: _____

RG: _____

Fone: () _____

Morador 1: _____ RG: _____ Ass.: _____

Morador 2: _____ RG: _____ Ass.: _____

Morador 3: _____ RG: _____ Ass.: _____

Morador 4: _____ RG: _____ Ass.: _____

Morador 5: _____ RG: _____ Ass.: _____

Morador 6: _____ RG: _____ Ass.: _____

Morador 7: _____ RG: _____ Ass.: _____

Morador 8: _____ RG: _____ Ass.: _____

Morador 9: _____ RG: _____ Ass.: _____

Morador 10: _____ RG: _____ Ass.: _____

Morador 11: _____ RG: _____ Ass.: _____

Morador 12: _____ RG: _____ Ass.: _____

_____ Data ____/____/____

Assinatura do(a) pesquisador(a)

_____ Data ____/____/____

Assinatura da testemunha

Anexo C – Manual para os Profissionais da Saúde

PROJETO ESTUÁRIO – CNPq 2005/40266351

**EFEITOS ADVERSOS DOS CONTAMINANTES AMBIENTAIS
ENCONTRADOS NO ESTUÁRIO DE SANTOS**

MANUAL PARA OS PROFISSIONAIS DE SAÚDE

SANTOS

2009

EFEITOS ADVERSOS DOS CONTAMINANTES AMBIENTAIS ENCONTRADOS NO ESTUÁRIO DE SANTOS - MANUAL PARA OS PROFISSIONAIS DE SAÚDE

CONTAMINANTES AMBIENTAIS

1. METAIS PESADOS

Metais pesados são elementos encontrados na crosta terrestre e que têm densidade, pelo menos, cinco vezes maior que a água. Na tabela periódica estão localizados entre o cobre e o chumbo. Não podem ser degradados ou destruídos. Em pequenas quantidades, alguns desses metais são essenciais para uma vida saudável. Alguns deles, como o ferro, o cobre, o manganês e o zinco são encontrados usualmente em frutas e vegetais, carnes e produtos farmacêuticos polivitamínicos (International Occupational Safety and Health Information Centre, 1999). Os metais pesados são largamente utilizados na fabricação de pesticidas, baterias, ligas metálicas, tintas para tecidos, e aço, entre outros produtos. Muitos deles são de uso doméstico ou industrial e podem ser extremamente úteis quando devidamente utilizados.

Quando deixam de ser metabolizados adequadamente pelo organismo e, portanto, se acumulam nos tecidos moles, esses elementos se tornam tóxicos. A contaminação pode ocorrer através de alimentos, água, ar e pela absorção através da pele quando ocorre o contato com os metais presentes em produtos agrícolas e industriais, em produtos farmacêuticos, ou quando depositados em locais inadequados (Ferner, 2001).

Alguns desastres ambientais envolvendo contaminação por metais pesados ficaram famosos:

➤ A partir de 1932 e de forma mais intensa após 1947 na baía de Minamata, no Japão, foi liberado esgoto contendo alta concentração de mercúrio. Houve contaminação de espécies marinhas. Em 1952, começaram a parecer os primeiros casos do que foi chamada a Síndrome de Minamata. Foram os primeiros casos de intoxicação por mercúrio na população da baía, causada pelo consumo de peixe

contaminado por mercúrio e que culminou com mais de 500 mortes (Smith & Smith, 1973). De fato mais de 12 mil pessoas foram contaminadas e desde então o Japão implantou medidas mais restritivas com relação à legislação ambiental.

➤ Em 1986, a água usada para conter um incêndio na indústria Sandoz carregou mais de 30 toneladas de fungicida contendo mercúrio para dentro do rio Reno. Houve um excesso de mortes de peixes ao longo de uma faixa de 100 quilômetros (Frank, 2005).

➤ Em 1998, o estouro de uma represa pertencente a uma mina levou à contaminação das águas do Rio Guadiamar, na reserva natural de Coto de Donana, na Espanha, com lama contendo enxofre, chumbo, cobre, zinco e cádmio. Especialistas afirmam que os estragos provocados no maior santuário de aves da Europa, além do impacto na agricultura e na pesca, serão permanentes (Solá *et al.*, 2004).

Dentre os diversos metais pesados presentes no meio ambiente, quatro deles se mostram mais associados com efeitos adversos para a saúde humana: cádmio, arsênico, chumbo e mercúrio.

1.1. CÁDMIO

1.1.1. Fonte, Exposição e Fisiopatologia

Presente na crosta terrestre, o cádmio está usualmente associado ao zinco e a outros elementos como oxigênio, cloro ou enxofre. Em geral, ele é um subproduto da extração do zinco, do chumbo e do cobre. Na natureza está presente, em quantidades variadas, no solo e nas rochas (inclusive no carvão mineral). O cádmio é muito utilizado na produção de baterias, tintas, ligas metálicas, plásticos, pesticidas e adubos industriais. Estes dois produtos, principalmente, são os responsáveis pela volta do metal ao solo (ATSDR, 2008).

A contaminação ambiental pelo cádmio pode ocorrer em todos os compartimentos. O ar pode ser contaminado por atividades de mineração a céu aberto, emissões industriais, queima de carvão e resíduos domésticos. As partículas

de metal podem percorrer grandes distâncias antes de se depositarem no solo, o que amplia a área de contaminação pelo metal (ATSDR, 2008). Além da contaminação secundária a partir de emissões aéreas, o cádmio contamina solo e água pela deposição direta do metal nestes compartimentos provenientes de depósitos de resíduos industriais, principalmente, e/ou domésticos, em menor intensidade.

O ser humano aumenta sua ingestão de cádmio através de alimentos ricos neste metal. Entre eles destacam-se o fígado e o rim, cogumelos, mariscos, mexilhões, chocolate em pó e algas marinhas secas (Salgado, 1996a).

A inalação, tanto de ar atmosférico contaminado, quanto das emissões produzidas pelo tabagismo, aumenta, significativamente, a exposição ao cádmio. A inalação e o transporte do metal através dos alvéolos para a corrente sanguínea leva o metal para o resto do corpo aumentando as suas concentrações no organismo. Outros fatores de risco para exposição a altas concentrações desse metal é morar ou trabalhar próximo a depósitos de materiais perigosos ou fábricas que façam a refinação do metal (International Occupational Safety and Health Information Centre, 1999).

Uma vez absorvido, o cádmio é levado para o fígado onde se acopla a proteínas para ser transportado até os rins. Neste órgão ocorre acúmulo do material com conseqüente alteração do mecanismo de filtração. Ocorre, então, perda substancial de proteínas e açúcares através da urina, além de dano renal (Salgado, 1996b).

1.1.2. Quadro Clínico

As alterações clínicas relacionadas à ingestão do cádmio dependem, inicialmente, da via de contaminação. Agudamente, a inalação do cádmio pode trazer danos severos ao pulmão em decorrência da instalação de um processo inflamatório agudo resultando em pneumonite química. A ingestão excessiva do metal provoca o aparecimento de náuseas, vômitos e dor abdominal. Cronicamente, a exposição ao metal está associada ao aumento de casos de doença pulmonar

obstrutiva crônica e câncer de pulmão. No rim, como órgão alvo final, ocorre o aparecimento de insuficiência renal crônica por lesão tubular. Nas fases mais avançadas da exposição crônica e em consequência das alterações renais a hipertensão arterial pode estar presente.

Entre outros efeitos adversos à saúde atribuídos ao cádmio estão (Ferner, 2001): a) distúrbio gastrintestinais (diarréia, dor no estômago e vômitos severos); b) fratura óssea; c) alterações reprodutivas e até mesmo infertilidade; d) dano ao sistema nervoso central; e) dano ao sistema imunológico; f) distúrbios psicológicos; e g) alteração de DNA com desenvolvimento de câncer (próstata).

A eliminação completa do metal acumulado nos rins é extremamente demorada.

1.1.3. Diagnóstico

A intoxicação por cádmio deve ser pensada nos casos de trabalhadores e ex-trabalhadores em indústrias de laminação e outras atividades relacionadas ao uso do metal e nos moradores de áreas potencialmente contaminadas. Laboratorialmente, o metal pode ser detectado no sangue e urina, nos casos das intoxicações agudas, e depositado nos ossos, nos casos de intoxicação crônica.

1.1.4. Tratamento

Não há tratamento medicamentoso eficaz para os casos de intoxicação por este metal.

1.2. ARSÊNICO

1.2.1. Fonte, Exposição e Fisiopatologia

O arsênico é um elemento extremamente tóxico. Ele está presente no solo e a exposição do ser humano pode ocorrer através de alimentos, água e ar. O contato

com a pele, através do solo e da água contaminados, também pode levar à intoxicação (ATSDR, 2007a). Em geral, os níveis de arsênico nos alimentos são muito baixos. Entretanto, os seus níveis em peixes e frutos do mar podem ser elevados, pois esses animais absorvem arsênico da água em que vivem (Salgado, 1996b). A exposição a este elemento é geralmente maior entre aqueles que trabalham com o produto, pessoas que tomam grandes quantidades de vinho, aqueles que moram em casas de madeira industrializada e os que habitam áreas onde tenha sido feita a utilização de pesticidas contendo arsênico (ATSDR, 2007a). A forma orgânica do metal é menos tóxica do que a forma inorgânica e está presente em maior quantidade em frutos do mar.

1.2.2. Quadro Clínico

A ingestão pode levar a manifestações de diversos níveis de gravidade, dependendo da quantidade ingerida e da velocidade com que este processo ocorre. Agudamente, diferentes órgãos e sistemas são afetados. No trato digestivo são encontrados náuseas, vômitos, disfagia, dor abdominal, diarreia. Hálito metálico e com odor de alho também são relatados. Icterícia e hepatomegalia, com alterações enzimáticas, refletem o acometimento hepático. Pode ocorrer decréscimo da produção de leucócitos e eritrócitos e o aparecimento de leucemias. A hematúria e a insuficiência tubular renal também costumam estar presentes. Alterações neuromusculares encontradas compreendem a rabdomiólise e a neuropatia periférica progressiva. Subagudamente, linhas brancas transversais podem aparecer nas unhas (linhas de Aldrich-Mess). Cronicamente, as alterações dermatológicas são mais freqüentes. Entre elas se destacam a hiperpigmentação conhecida como melanose do arsênico, hiperkeratoses em palmas de mão e plantas dos pés e alopecia. Exposições prolongadas, entre 5 e 30 anos, estão associadas com o aparecimento de cânceres de pele, em geral múltiplos, no tronco e extremidades superiores; cânceres de pulmão e de fígado (Roberts, 1999; Salgado, 1996a).

A ONU concluiu, em seu último estudo sobre a exposição ao metal, que casos de câncer de pulmão, rim, bexiga e pele têm sido associados com a ingestão crônica de arsênico através de água contaminada em uma concentração ao redor de 100 µg/l (WHO, 2001).

1.2.3. Diagnóstico

Além das manifestações clínicas características como alterações de coloração de pele e unhas, a dosagem do metal pode ser realizada no sangue, no cabelo, na urina e nas unhas, preferencialmente, através da espectrofotometria de absorção atômica.

1.2.4. Tratamento

A administração de dimercaprol, nas primeiras 24 horas após a exposição pode ser benéfica ao paciente. Administrada após este prazo não apresenta efeitos satisfatórios. Transfusões sanguíneas, diálise e, no caso de crianças, a aplicação de 2,3 ácido dimercaptossuccínico (DMSA) podem ser benéficas quando realizadas no início do quadro agudo (Ford, 2002).

1.3. CHUMBO

1.3.1. Fonte, Exposição e Fisiopatologia

O chumbo é um metal resistente e maleável e que tem sido amplamente usado ao longo dos séculos, desde 5000 anos antes de Cristo, em produtos de metal, cabos e canos, mas também em tintas e pesticidas. Foi empregado na gasolina, como detonante, até a década de 1970, quando o seu uso foi proibido (Salgado, 1996a; Ferner, 2001). Essa medida fez com que, nas últimas quatro décadas, após excessiva eliminação desse metal para o meio ambiente durante todo o século XX, houvesse uma redução acentuada de suas emissões.

O chumbo é um dos metais que mais trazem danos à saúde. Ele pode ser ingerido através de alimentos (65% dos casos) ou de água (20%) contaminados. No restante dos casos (15%) a contaminação se faz através do ar (Marcus, 2001). Frutas, vegetais, carnes, grãos, frutos do mar, refrigerantes e vinho apresentam concentrações consideráveis de chumbo (Salgado, 1996b). O tabagismo é outra forma de se expor a este metal. Na área ocupacional, exposições ao chumbo

ocorrem em indústrias minas, siderúrgicas e fábricas de bateria. Em menor intensidade, a exposição também ocorre na indústria de vidrarias.

Quando inalado, até 50% do chumbo inorgânico pode ser absorvido pelos pulmões. Após ingestão oral, um adulto pode absorver entre 10 e 15% do chumbo, enquanto que as crianças absorvem por volta de 50% de todo o metal presente no trato gastrointestinal. Essa característica torna as crianças mais susceptíveis que os adultos aos efeitos adversos desse metal.

Uma vez atingindo o sangue, este metal se liga ao eritrócito e sua eliminação se faz de forma lenta pelos rins (meia vida sanguínea em torno de um mês). O chumbo se deposita no esqueleto e, a partir deste compartimento, será liberado de forma lenta, com meia vida de 20 a 30 anos (WHO, 1995). Nas crianças, diferentemente dos adultos, o chumbo inorgânico ultrapassa a barreira hematoencefálica, predispondo este grupo etário a danos neurológicos severos.

O chumbo orgânico, por outro lado, penetra facilmente o organismo e as membranas celulares, inclusive em adultos, levando a quadros de encefalopatia aguda inclusive entre adultos agudamente expostos (Järup, 2003).

1.3.2. Quadro Clínico

Os sintomas mais freqüentes da intoxicação por chumbo compreendem dor de cabeça, irritabilidade, dor abdominal e sintomas variados relacionados ao sistema nervoso. Agitação e insônia caracterizam o quadro de encefalopatia induzida pelo chumbo. Em crianças podem ser observados distúrbios de concentração, aprendizagem e comportamentais (Järup, 2003). Nos casos mais graves podem ocorrer psicose, confusão e redução da consciência. Exposições prolongadas podem acarretar quadros disfuncionais do sistema nervoso que comprometem a capacidade de compreensão, a memória e a vigília. Alterações de sensibilidade periférica podem ser encontradas em pessoas com níveis séricos de chumbo abaixo de 3 $\mu\text{mol/l}$. Enquanto a presença de anemia resultante da interrupção da biossíntese da hemoglobina costuma ser a manifestação mais freqüente nos casos de menor gravidade, a presença de uma linha azulada formada pelo sulfeto de

chumbo na borda gengival indica casos mais graves com comprometimento neurológico (ATSDR, 2007b; Roberts, 1999).

Estudos realizados nas décadas de 80 e 90 do século passado mostraram que as alterações cognitivas resultantes da intoxicação pelo chumbo podem ocorrer com exposições prolongadas a baixas concentrações do metal, em torno de 10 µg/dl (WHO, 1995). Recentemente, este limiar foi reduzido para valores mais baixos em decorrência dos achados de Lidsky e Schneider (2003).

Outras alterações associadas à exposição aguda e crônica ao chumbo compreendem lesão de túbulo renal proximal, aborto e interrupção da gestação e declínio da fertilidade no homem por dano espermático (ATSDR, 2007b; Roberts, 1999).

Deve ser salientado que o chumbo pode ultrapassar a placenta e se depositar no feto, causando lesão importante ao sistema nervoso e ao cérebro (West *et al.*, 1994; Roberts, 1999).

1.3.3. Diagnóstico

História de exposição ao metal nos ambiente doméstico e no trabalho, associada às manifestações clínicas características, podem indicar a intoxicação pelo chumbo. Além disso, a dosagem do metal pode ser realizada no sangue, cabelo e urina, para avaliar casos agudos, e nos ossos, através da fluorescência de RX, para avaliar exposição crônica.

1.3.4. Tratamento

Os esquemas de quelação para adultos e crianças intoxicados pelo chumbo são semelhantes (Committee on Environmental Health of the American Academy of Pediatrics, 2005; Sullivan & Krieger, 2001):

➤ Nos casos em que os níveis séricos de chumbo estão abaixo de 45 µg/dl, a terapêutica medicamentosa é opcional e baseada na avaliação clínica do paciente.

➤ Acima deste valor, a quelação do metal é compulsória e urgente. Os medicamentos utilizados se ligam ao metal fazendo com que sua excreção pelo rim seja facilitada. Nas crianças, a administração de 2,3 ácido dimercaptossuccínico (DMSA), nas doses de 10 mg/kg, por via oral, a cada oito horas, por cinco dias e, a seguir, de 12 em 12 horas por duas semanas se mostrar efetiva para reduzir os níveis séricos do chumbo. Controles dos níveis séricos do metal devem ser realizados entre sete e vinte e um dias após o início do tratamento. Esta droga não é utilizada em adultos. Nesse caso, a administração do EDTA (edetato dissódico de cálcio) na dose 1.000 mg/m², por vias intramuscular (associada à procaína) ou intravenosa administrada em infusão venosa contínua, por três a cinco dias se mostra efetiva para reduzir os níveis corporais de chumbo nos casos de intoxicação leve a moderada.

➤ Nos casos sintomáticos e onde o nível sérico do metal é superior a 69 µg/dl utiliza-se o EDTA nas seguintes doses: a) em crianças, 50 mg/kg/dia ou 1.500 mg/m², por vias intramuscular (associada à procaína) ou intravenosa administrada em infusão venosa contínua, por três a cinco dias, associado ao dimercaprol, na doses de 3 mg/kg/dose ou 300-450 mg/m², fracionada a cada 4 horas, administrado na forma intramuscular, por três a cinco dias; b) os adultos devem receber duas doses diárias de 1,0 g de EDTA, por via endovenosa ou intramuscular, por três a cinco dias, associadas ao dimercaprol, na dose de 2,5 mg/kg/dose, fracionada e administrado na forma intramuscular. Doses adicionais de 1,0 g de EDTA por semana podem ser necessárias para manter os níveis séricos de chumbo dentro de limites aceitáveis.

O tratamento é mais efetivo na ausência de comprometimento do Sistema Nervoso Central. O comprometimento neurológico pode ser seqüela irreparável.

1.4. MERCÚRIO

1.4.1. Fonte, Exposição e Fisiopatologia

O mercúrio pode ser encontrado na natureza na forma de sais de mercúrio (mercúrio metálico) associado ao cloro, ao enxofre e ao oxigênio, ou como

compostos de mercúrio orgânico (associado ao carbono). A forma mais comum do mercúrio orgânico é o metilmercúrio, produzido por microorganismos no solo e na água (ATSDR, 1999).

As emissões industriais vêm, principalmente, das termoelétricas que queimam carvão, dos incineradores de lixo, da mineração e das fundições.

O mercúrio está presente em vários outros produtos utilizados no dia-a-dia ou encontrados nos ambientes freqüentados pelas pessoas. O mercúrio metálico é utilizado na produção de cosméticos (como conservante), equipamentos elétricos, baterias elétricas, soda cáustica, termômetros, barômetros, amalgama dentária, lâmpadas fluorescentes, espelhos, desinfetantes, medicamentos anti-sardas e para a psoríase, fungicidas, germicidas, geléias anticoncepcionais, supositórios hemorroidários, inseticidas, tintas (tecidos, madeira, paredes, tatuagem, escrita, pinturas), seda artificial, óxido amarelo de mercúrio, mercúrio amoniacal, produção de compostos de mercúrio, solução para taxidermia e soluções antimifo. É ainda utilizado para trabalhos com metais (galvanização, bronzes), calibração de vidros e de cristais, conservação de sementes de batata, esterilização de instrumentos cirúrgicos, fotogravuras, fotografia industrial e litografia. . Quando exposto ao ar este metal se vaporiza levando à sua inalação. O grupo ocupacional mais exposto a este metal são aqueles que trabalham em consultórios odontológicos (ATSDR, 1999).

O mercúrio não está presente naturalmente nos alimentos. Por outro lado, o mercúrio orgânico é muito estável nos alimentos, se acumulando na cadeia alimentar. Uma vez liberado no meio ambiente, o metal na sua forma inorgânica pode ser transformado em metilmercúrio que pode contaminar a água e se acumular em peixes e crustáceos e, até mesmo, em produtos derivados de criações animais. Além disso, o uso de agrotóxicos pode levá-lo a ser ingerido através de vegetais e de carne de suínos, caprinos e bovinos (Salgado, 1996b). Portanto, a ingestão de alimentos, e em especial peixes contaminados, mais a exposição aos vapores liberados pela amalgama dentária, que se acentuam com o processo de mascar goma, por exemplo, costumam ser as formas mais freqüentes de exposição na população geral.

1.4.2. Quadro Clínico

A exposição aguda ao mercúrio inorgânico pode levar a dano pulmonar, náuseas, vômitos, diarreia, aumento da pressão arterial ou na frequência cardíaca, vermelhidão na pele e irritação ocular. Exposição crônica leva ao aparecimento de tremores, mudanças de personalidade, fadiga, ansiedade, distúrbios do sono, alterações de visão e audição, e problemas de memória (ATSDR, 1999; Järup, 2003). Os sintomas são reversíveis após cessação da exposição, pois o mercúrio inorgânico não leva a lesões neurológicas permanentes.

As principais manifestações clínicas relacionadas à intoxicação por mercúrio orgânico se devem a danos no sistema nervoso e ocorrem aproximadamente um mês após a exposição ao metal (Weiss *et al.*, 2002). A partir de manifestações iniciais como parestesias e dormências nas mãos e pés surgem quadros mais complexos com dificuldade de coordenação motora, restrição concêntrica do campo visual e alterações auditivas. A morte pode ocorrer após exposição a grandes doses entre duas e quatro semanas após o aparecimento dos sintomas (Järup, 2003).

Outras alterações associadas à intoxicação pelo mercúrio incluem alterações renais e digestivas (Salgado, 1996a; ATSDR, 1999), alteração de DNA como dano cromossômico (trisomia do cromossomo 21), reações alérgicas produzindo hiperemia na pele, cansaço e cefaléia; e alterações no sistema reprodutivo, com dano espermático, malformações e interrupções da gestação (Lupton *et al.*, 1985; Saxe *et al.*, 1999; Goyer, 1996).

1.4.3. Diagnóstico

História clínica detalhada sobre hábitos alimentares, local de moradia e de trabalho podem sugerir exposição ao metal. Medidas da concentração de mercúrio na urina indicam exposição recente ao mercúrio inorgânico, enquanto que medidas do mercúrio no sangue indicam exposição recente a mercúrio orgânico. Medidas no cabelo podem indicar exposição crônica ao metilmercúrio.

1.4.4. Tratamento

Prevenir a exposição é a melhor atitude a ser adotada, evitando os casos de intoxicação por este metal. O tratamento para a intoxicação pelo mercúrio depende da forma do metal e do tempo de exposição (Hu, 1998):

➤ A inalação de mercúrio metálico deve ser tratada com corticoterapia intravenosa (hidrocortisona ou metilprednisolona) para minimizar as lesões decorrentes da inflamação pulmonar.

➤ Nos casos de ingestão de sais de mercúrio, o primeiro procedimento a ser adotado é a indução de vômito e a lavagem gástrica. A administração oral de polímeros (resinas) diminui a absorção do metal, pois estes elementos retêm o metal no trato digestório. Três agentes quelantes têm sido utilizados nos casos de intoxicação por mercúrio: o dimercaprol, o DMSA e a penicilinase. Mais recentemente, a utilização do 2,3-dimercaptopropano-1-sulfanato (DMPS) tem sido preconizada no lugar do dimercaprol e do DMSA pela sua maior efetividade e menor número de efeitos colaterais. Sua associação à penicilinase no tratamento de longo prazo (manutenção) também tem se mostrado mais efetiva do que as das outras duas substâncias.

➤ Para intoxicações agudas por mercúrio inorgânico a associação dimercaprol-penicilinase se mostra bastante efetiva.

➤ A administração de penicilinase tem sido a melhor opção para os casos de intoxicação crônica por mercúrio inorgânico.

➤ Nos casos de intoxicação pelo metilmercúrio não deverá ser utilizado o dimercaprol, pois este quelante pode elevar as concentrações de mercúrio no cérebro. A terapêutica poderá ser demorada e não existe garantia da remoção completa do metal do sistema nervoso.

2. POLUENTES ORGÂNICOS PERSISTENTES

Os poluentes orgânicos persistentes (POPs) são substâncias químicas altamente tóxicas, produzidas primariamente para serem aplicadas na indústria, na agricultura, na forma de pesticidas, ou como subprodutos da produção de PVC, plástico utilizado em brinquedos, utensílios domésticos, tubos e conexões, embalagens de alimentos etc; na produção de papel, através do processo de branqueamento com cloro; da incineração de lixo doméstico, industrial e hospitalar; e de todos os processos industriais que empregam cloro e derivados do petróleo.

Os POPs se acumulam nos microorganismos, plantas, animais e, obviamente, no homem, não sendo eliminados pelos organismos com o tempo. Eles são resistentes à degradação química, biológica e fotolítica, afetando os ecossistemas e, em especial, a saúde humana mesmo em pequenas concentrações. Quando estes compostos são liberados na natureza podem atingir e contaminar áreas muito distantes do local de contaminação inicial, levados pela água e pelo ar. Esse ciclo pode acarretar a contaminação de ecossistemas marinhos.

Nos seres humanos, estes compostos são capazes de mimetizar ou bloquear hormônios sexuais, afetam enzimas que controlam as reações bioquímicas no organismo, interferem com os neurotransmissores e com células do sistema imunológico. Na gestação, pode provocar a morte do feto, abortamento espontâneo, baixo peso ao nascer e retardo de crescimento intra-uterino. Essas substâncias podem, ainda, produzir alterações de comportamento e rebaixamento de inteligência. Vários POPs estão associados ao surgimento de câncer no fígado, no trato digestivo, no pâncreas, no pulmão e na mama, principalmente.

Dada a sua grande toxicidade para os seres vivos e os riscos graves para o meio ambiente, o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP), em uma conferência na cidade de Estocolmo, na Suécia, propôs a proibição de produção e uso de 12 substâncias orgânicas persistentes: aldrin, dieldrin, endrin, clordano, 1, 2, 3, 4, 5, 6 hexaclorociclohexano (BHC), mirex, diclorodifeniltricloreto (DDT), dioxinas, furanos, bifenilas policloradas (PCBs), heptacloro e toxafeno.

2.1. PESTICIDAS ORGANOCLORADOS

2.1.1. Fonte, Exposição e Fisiopatologia

A ampla utilização de pesticidas na agricultura foi a maior responsável pela exposição dos seres humanos a estes elementos tóxicos. Entretanto, o depósito clandestino ou não dessas substâncias próximo a áreas contaminadas tem sido outra forma de aumentar a exposição das populações humanas. Na região do estuário de Santos e São Vicente, a população está exposta e essas substâncias porque houve, nas últimas décadas, o seu depósito de forma irregular em diversas áreas da região (CETESB, 2001). Além disso, a ocupação da região fez com que essas áreas fossem cercadas por grande aglomerados urbanos. O contato direto e a contaminação do solo e da água, além dos peixes e crustáceos, são as principais formas de exposição e afetam, principalmente, as crianças e as mulheres em idade reprodutiva. A transmissão da substância através do leite materno aumenta o número de pessoas que podem estar expostas a estes contaminantes (Health Canada and The Environmental Health and Toxicology Unit Public Health Branch, 1995).

Dentre os pesticidas organoclorados mais tóxicos encontram-se o aldrin, o dieldrin, o endrin, o clordano, o BHC, o mirex, o DDT, o heptacloro, o BHC e toxafeno. Apesar de estar proibido em diversos países ainda ocorrem casos de contaminação por pesticidas organoclorados em diversos países, incluindo Canadá e Estados Unidos.

2.1.2. Quadro Clínico

Alguns efeitos adversos da intoxicação por organoclorados estão bem definidos, assim como os grupos mais susceptíveis. Os lactentes e as crianças podem absorver os pesticidas através da pele e se intoxicarem (Hallberg, 1989). Na intoxicação aguda os sintomas e sinais clínicos são dor de cabeça (cefaléia), tonturas, náuseas e vômitos, excitabilidade, desorientação, contrações e dores musculares, tremores, convulsões, parestesias em língua, lábios, face e mãos, alterações dos reflexos, depressão respiratória, lesões hepática e renais (CDC,

1989). Ainda são relatados casos de alteração afetiva, insônia e câimbras (McConnell *et al.*, 1987).

Cronicamente, a exposição a estas substâncias trás riscos mutagênicos, teratogênicos e oncogênicos, com maior incidência de tumores cerebrais, testiculares, leucemias e efeitos crônicos muito graves e que precisam ser evitados. Dentre estes efeitos está a possibilidade de ocorrência de câncer. Estudo feito por Hoar *et al.* (1986) mostrou que o risco para linfoma não-Hodgkins é seis vezes maior entre os fazendeiros cronicamente expostos aos pesticidas. São relatadas, também, as alterações no desenvolvimento do trato reprodutivo e na fertilidade masculina e no sistema imunológico.

2.1.3. Diagnóstico

A história de contato direto com os inseticidas, a sintomatologia, o exame físico e a dosagem dos poluentes e seus metabólitos no sangue, na urina, nas fezes, no tecido adiposo e no leite materno definem a ocorrência da exposição e, conseqüentemente, da intoxicação.

2.1.4. Tratamento

Esvaziamento gástrico e limpeza da pele devem ser implementados quando pertinentes. Além disso, a administração de resinas para trocas de íons (colestiramina) leva à redução da absorção intestinal do pesticida, aumentando sua excreção fecal.

A administração de drogas anticonvulsivantes (diazepínicos) por via endovenosa ajuda a controlar os quadros convulsivos.

Dada a sua característica acumulativa no organismo, é importante que seja quebrada a rota de contaminação, identificando-se a fonte e orientando medidas para evitar o contato com as substâncias.

2.2. BIFENILAS POLICLORADAS (PCBs)

2.2.1. Fonte, Exposição e Fisiopatologia

Os PCBs são uma mistura de até 209 compostos clorados sintéticos. Tem sido utilizados como lubrificantes e para refrigeração de equipamentos elétricos como, por exemplo, transformadores e capacitores. Vazamentos de PCBs para o ar, o solo ou a água podem ocorrer durante sua produção, uso e/ou descarte. Também podem ocorrer vazamentos a partir de produtos que contenham PCBs ou a partir da queima desses produtos. Uma vez no ambiente, lá permanecerão por décadas, contaminando o solo, a água subterrânea e de superfície, e os animais e peixes, onde ocorre bio-acumulação dos produtos (ATSDR, 2000).

As principais formas de exposição a estes compostos são: a) utilização de aparelhos elétricos e lâmpadas fluorescentes antigas; b) ingestão através dos alimentos, como peixe, carne e leite; c) ingestão de água contaminada; d) inalação de ar contaminado, geralmente nas proximidades de depósitos de lixo; e) no ambiente de trabalho.

2.2.2. Quadro Clínico

Agudamente, a exposição aos PCBs em grandes concentrações pode acarretar o aparecimento de acne e exantema (ATSDR, 2000). O comprometimento do sistema cardiovascular se manifesta pelo aumento da pressão arterial (Kreiss *et al.*, 1981). O acometimento hepático pode ser percebido pela presença de hipercolesterolemia, hipertrigliceridemia e hiperbilirrubinemia (Stehr-Green *et al.*, 1986).

Cronicamente, mulheres com ingestão de PCBs através de alimentos (peixes, por exemplo) podem apresentar filhos prematuros, com baixo peso ao nascer, com menor perímetro cefálico e que apresentaram dificuldades cognitivas e alteração dos reflexos (Lucier *et al.*, 1987; Gladen & Rogan, 1991; Lindström *et al.* 1995). Como os PCBs interferem com o metabolismo tireoidiano, tanto das mães expostas quanto dos conceptos (Koopman-Esseboom *et al.*, 1994) existe a possibilidade de que as

alterações cognitivas e comportamentais sejam resultado do desbalanço hormonal tireoidiano (Hauser, 1998).

Baixa na efetividade do sistema imunológico, representada por infecções de repetição sem outras causas aparentes também está relacionada à ingestão de alimentos ou leite materno contaminados por PCBs (Dewailly *et al.*, 1993; Svensson *et al.*, 1994; Tryphonas, 1995; Guo *et al.*, 1995; Weisglass-Kuperus *et al.* 1995).

Além disso, existem evidências não consolidadas de que a exposição aos PCBs pode estar associada com uma maior incidência de cânceres de fígado e vias biliares (Brown, 1987; Gustavsson *et al.*, 1986), melanoma (Nicholson & Landrigan, 1994), linfoma não-Hodgkin (Hardell *et al.*, 1996; Rothman *et al.*, 1997), câncer de mama (Wolff *et al.*, 1993; Moysich *et al.*, 1998), e leucemia em crianças (Scheele *et al.*, 1992).

2.2.3. Diagnóstico

A anamnese detalhada, investigando as características ambientais e/ou ocupacionais é fundamental para a identificação de situações e hábitos de risco que caracterizem a presença de rotas de contaminação. Além disso, é possível dosar os níveis de PCBs no sangue, no tecido adiposo e no leite materno.

2.2.4. Tratamento

Redução da exposição pelo trato digestório (esvaziamento gástrico ou lavagem) e limpeza da pele são medidas importantes e devem ser adotadas se pertinentes. Tratamento para os quadros de cloracne devem ser providenciados precocemente.

2.3. DIOXINAS E FURANOS

2.3.1. Fonte, Exposição e Fisiopatologia

Dioxinas e Furanos são o nome de um grupo de substâncias tóxicas com estrutura química similar e que geralmente são subprodutos de processos industriais para produção de outros produtos químicos, de pesticidas, no branqueamento do papel e também da queima de resíduos industriais.

As dioxinas e furanos podem entrar no organismo através da respiração de ar contaminado e da ingestão de água e alimentos contaminados. Geralmente, 90% das dioxinas e furanos presentes no corpo humano advêm da ingestão de alimentos contaminados. Os que contêm as maiores concentrações dessas substâncias são as carnes de vaca e porco, os enlatados e os peixes. Isso porque uma vez no organismo, estas substâncias se acumulam no tecido gorduroso.

Os incineradores, as indústrias de cobre, cimento ou termoelétricas a carvão são algumas das maiores fontes de emissão de dioxinas e furanos para o ar. Entretanto, a contaminação pelo ar é pouco expressiva em relação à ingestão de alimentos contaminados.

2.3.2. Quadro Clínico

A dioxinas e os furanos agem na estrutura celular levando a alterações funcionais. Agudamente foram observados casos de cloracne em indivíduos expostos a altas concentrações dessas substâncias. Além disso, a exposição a estes compostos pode acarretar (Grassman *et al.*, 1998):

- Toxicidade a determinados órgãos como o fígado, baço, timo e pele;
- Perda de peso;
- Alteração no metabolismo das gorduras e da glicose;
- Diabetes;

- Interferência na modulação hormonal de esteróides, de hormônio da tireóide, melatonina e insulina;
- Interferência no metabolismo da vitamina A;
- Supressão das imunidades humoral e celular com maior susceptibilidade a infecções;
- Defeitos congênitos, morte fetal e alteração cognitiva;
- Atrofia testicular, redução no tamanho dos órgãos genitais, diminuição da contagem de espermatozoides, respostas hormonais e comportamentais feminilizadas;
- Diminuição da fertilidade, disfunção ovariana, incapacidade de manter a gravidez e endometriose;
- Infertilidade.

A exposição a essas substâncias também está relacionada a um maior risco de cânceres. Em 1997, a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC em inglês) anunciou que a 2,3,7,8-TCDD, a dioxina mais potente, passava a ser considerada um carcinogênico humano conhecido (Classe 1). Em 2002, Warner *et al.* mostraram que a exposição à dioxina está associada com o aumento da incidência de câncer de mama.

2.3.3. Diagnóstico

Anamnese com investigação das características ambientais e ocupacionais, quadro clínico e dosagem dos componentes tóxicos no sangue, tecido adiposo e no leite materno.

2.3.4. Tratamento

Medidas para redução da exposição devem ser adotadas o mais precoce possível, dependendo da via de contaminação. Tratamento específicos para os

quadros clínicos decorrentes da exposição aguda (cloracne) e crônica devem ser avaliados individualmente.

2.4. PESTICIDAS ORGANOFOSFORADOS E CARBAMATOS

2.4.1. Fonte, Exposição e Fisiopatologia

Os inseticidas carbamatos e organofosforados passaram a ser amplamente utilizados na agricultura na década de 1930 na Alemanha e foram utilizados como arma química durante a Segunda Guerra Mundial devido a seus efeitos adversos sobre o sistema nervoso dos indivíduos expostos. Estes são chamados "*gases dos nervos*", e os mais conhecidos são os gases de guerra *sarin*, *soman* e *tabun* (Sullivan & Blose, 1992). Após a guerra, estes compostos foram transformados em substâncias menos tóxicas. Os organofosforados são compostos que se degradam mais rapidamente no meio ambiente e, por isso, são menos persistentes e mais seguros do que os compostos organoclorados (Sullivan & Blose, 1992).

Entre os compostos organofosforados disponíveis no mercado destacam-se Clorpirifós, Coumafós, Diazinon, Diclorvos (DDVP), Fenitrotion, Fenthion, Supona (Clorfenvinfos), Triclorfon (Metrifonato), Malation, Metamidofos e Monocrotofos. Entre os carbamatos são encontrados Carbaril, Propoxur, Trisdimetilditiocarbamato, Aldicarb e Carbofuran.

Fora do ambiente ocupacional, que envolve aqueles que trabalham na produção das substâncias, na sua comercialização e na sua aplicação na agricultura e na jardinagem, as exposições ambientais têm se tornado cada vez mais freqüentes. A inalação, a ingestão e contato através da pele são as formas de contaminação possíveis. Nas residências isso pode ocorrer através do manuseio de raticidas ("chumbinho") ou praguicidas, na ingestão de água e alimentos contaminados ou na ingestão acidental dos produtos (crianças). Temos outras formas de contaminação, como: quando trabalhadores levam para as suas residências, intencionalmente ou não, produtos utilizados na sua atividade profissional; nas localidades próximas a áreas agrícolas; quando ocorre aplicação de produtos por pulverização com aviões; em parques públicos; em depósitos de

resíduos químicos; na tentativa de suicídio e na doação de órgão de indivíduos contaminados (Jaga & Dharmani, 2003).

Os compostos organofosforados ligam-se à enzima acetilcolinesterase impedindo-a de hidrolisar o neurotransmissor acetilcolina. Os carbamatos produzem efeito semelhante, mas formam um complexo menos estável com a acetilcolinesterase, permitindo a recuperação da enzima mais rapidamente. A função da acetilcolinesterase é inativar a acetilcolina, responsável pela transmissão do impulso nervoso no SNC, nas fibras pré-ganglionares, simpáticas e parassimpáticas, e na placa mioneural (Jaga & Dharmani, 2003). A inativação da acetilcolinesterase permite que haja uma maior quantidade de acetilcolina para estimular os receptores muscarínicos e nicotínicos.

2.4.2. Quadro Clínico

Agudamente, a estimulação dos receptores muscarínicos leva ao aparecimento de alterações pulmonares como constrição e hipersecreção brônquicas, edema pulmonar e cianose, e de alterações digestivas como inapetência, náuseas, vômitos, dores abdominais, diarreia com incontinência fecal e tenesmo. A incontinência urinária também é observada, assim como bradicardia, sudorese excessiva, salivação, lacrimejamento, miose e visão turva (Jaga & Dharmani, 2003).

As alterações neuromusculares, como as contrações, câimbras, astenia, diminuição dos reflexos e paralisia, acompanhadas de aumento da pressão arterial, taquicardia, palidez cutânea e midríase fazem parte das manifestações nicotínicas da síndrome colinérgica (He, 2000).

Existe, ainda, um comprometimento do sistema nervoso central com manifestações de gravidade diversa, desde labilidade emocional até convulsão e coma com depressão do centro respiratório. Um a quatro dias após a intoxicação pode ocorrer paralisia muscular que, nos casos mais graves pode levar à parada respiratória. A recuperação pode levar até duas a três semanas. Entre duas e quatro

semanas após a exposição podem ainda ocorrer manifestações neuromusculares (He, 2000).

2.4.3. Diagnóstico

História e quadro clínico são importantes para pensar em possível intoxicação por organofosforados e carbamatos. Entre os principais exames laboratoriais que podem auxiliar no diagnóstico encontram-se:

- Dosagem dos níveis de colinesterase no plasma e na hemácia através do método colorimétrico de Ellman e da cromatografia a gás de Crammer. Reduções da atividade abaixo de 75% dos valores basais já estão associados a manifestações clínicas (Jaga & Dharmani, 2003);
- A dosagem de creatino-fosfo-quinase (CPK) e a eletromiografia podem ajudar a identificar danos neuromusculares;
- Para melhor avaliar o quadro clínico do paciente intoxicado podem ser solicitados hemograma, ionograma, gasometria arterial, uréia, creatinina, eletrocardiograma e radiografia de tórax, entre outros.

2.4.4. Tratamento

Nos casos de ingestão de compostos organofosforados a lavagem gástrica e o uso de carvão ativado são medidas importantes para reduzir a quantidade de substâncias tóxicas. Nos casos em que a contaminação ocorreu através da pele, a limpeza de toda a superfície com água e sabão em abundância é medida prioritária para reduzir a exposição.

A terapêutica com atropina por via endovenosa, em bolus repetidos a cada dez minutos, na dose de 1 a 2 mg (ou 0,05 mg/kg em crianças), deve ser instituída para que ocorra diminuição dos efeitos muscarínicos como a hipersecreção, a miose e a perfusão periférica diminuída. Esta abordagem terapêutica deve ser mantida até que desapareçam as secreções do trato respiratório. Outras vias de acesso, como a

intramuscular, a subcutânea, a endotraqueal ou a intraóssea devem ser tentadas na ausência de acesso venoso (Sullivan & Blose, 1992; He, 2000).

Nos casos mais graves está indicada a utilização de um ativador de acetilcolinesterase após o uso da atropina. A pralidoxina, nas doses de 1 a 2 g nos adultos e 25 a 50 mg/kg em crianças, administradas por via endovenosa a cada 4 ou 6 horas até melhora do quadro clínico. A pralidoxina não está indicada para os casos de intoxicação por carbamatos. O bicarbonato de sódio pode ser utilizado como alternativa à pralidoxina (Sullivan & Blose, 1992; He, 2000).

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry. [online] **Toxicological Profile for Arsenic**. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Disponível em:<<http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts2.html>>; 2007a.

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry. [online] **Toxicological Profile for Cadmium**. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Disponível em:<<http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts5.html>>; 2008.

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry. [online] **Toxicological Profile for Lead**. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Disponível em:<<http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts13.html>>; 2007b.

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry. [online] **Toxicological Profile for Mercury**. GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Disponível em:<<http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts46.html>>; 1999.

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry. [online] **Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyls (PCBs)**. GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Disponível em:<<http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts17.html>>; 2000.

Brown, D.P. Mortality of workers exposed to polychlorinated biphenyls--an update. **Archives of Environmental Health**, v.42(6), p.333-9, 1987.

CDC – Centers for Disease Control. Seizures temporally associated with the use of DEET insect repellent – New York and Connecticut. **Morbidity and Mortality Weekly Report**, v.38(39), p.678-80, 1989.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Governo do Estado de São Paulo. **Sistema Estuarino de Santos e São Vicente**. (Relatório Técnico). São Paulo, 2001. 141p.

Committee on Environmental Health of the American Academy of Pediatrics. Lead exposure in children: prevention, detection, and management. **Pediatrics**, v.116(4), p.1036-46, 2005.

Dewailly, E.; Ayotte, P.; Bruneau, S.; Laliberté, C.; Muir, D.C.; Norstrom, R.J. Inuit exposure to organochlorines through the aquatic food chain in arctic québec. **Environmental Health Perspectives**, v.101(7), p.618-20, 1993.

Ferner, D.J. Toxicity, heavy metals. **eMed. J.**, v.2(5), p.1, 2001.

Ford, M.D. Arsenic In: Goldfrank, L, Flomenbaum, N, Lewin, N, Howland, MA, Hoffman, P, Nelson (eds.). **Goldfrank's Toxicological Emergencies**. New York: Mcgraw-Hill, p.1183, 2002.

Frank, G. [online] **1986: Catástrofe ecológica no Reno**. Deutsche Welle. Disponível em:<<http://www.dw-tv.de/dw/article/0,1564,666757,00.html>>; 2005.

Gladen, B.C. & Rogan, W.J. Effects of perinatal polychlorinated biphenyls and dichlorodiphenyl dichloroethene on later development. **The Journal of Pediatrics**, v. 119(1 pt.1), p. 58-63, 1991.

Goyer, R.A. Toxic effects of metals: mercury. IN: Klaassen C.D.; Amdur M.O.; Doull J. (eds). **Casarett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons**. New York: McGraw-Hill, 5. ed. p.417-42, 1996.

Grassman, J.A.; Masten, S.A.; Walker, N.J.; Lucier, G.W. Dioxins and Furans: Epidemiologic Assessment of Cancer Risks and Other Human Health Effects. **Environmental Health Perspectives**, v.106(S2), p.623-4, 1998.

Guo, Y.L.; Lambert, G.H.; Hsu, C.C. Growth abnormalities in the population exposed in utero and early postnatally to polychlorinated biphenyls and dibenzofurans. **Environmental Health Perspectives**, v.103(S6), p.117-22, 1995.

Gustavsson, P.; Hoisted, C.; Rapae, C. Short-term mortality and cancer incidence in capacitor manufacturing workers exposed to polychlorinated biphenyls (PCBs). **American Journal of Industrial Medicine**, v.10, p.341-4, 1986.

Hallberg, G.R. Pesticide Pollution of Groundwater in the Humid U.S. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.26, p.299-368, 1989.

Hardell, L.; van Bavel, B.; Lindström, G.; Fredrikson, M.; Hagberg, H.; Liljegren, G. Higher concentrations of specific polychlorinated biphenyl congeners in adipose tissue from non-Hodgkin's lymphoma patients compared with controls without a malignant disease. **International Journal of Oncology**, v.9, p.603-8, 1996.

Hauser, P. Resistance to thyroid hormone: implications for neurodevelopmental research. **Toxicology and Industrial Health**, v.14, p.85-101, 1998.

He, F. Neurotoxic effects of insecticides - current and future research review. **Neurotoxicology**, v.21, p.839-45, 2000.

Health Canada and The Environmental Health and Toxicology Unit Public Health Branch. **Health and the Environment: A Handbook for Health Professionals**. The Great Lakes Health Effects Program – Health Protection Branch. Ont. MOH. 1995.

Hoar, S.K.; Blair, A.; Holmes, F.F.; Boysen, C.D.; Robel, R.J.; Hoover, R.; Fraumeni Jr., J.F. Agricultural Herbicide use and risk of lymphoma and soft tissue sarcoma. **JAMA**, v.256, p.1141-47, 1986.

Hu, H. Heavy metal poisoning. IN: Fauci, A.S.; Braunwald, E.; Isselbacher, K.J.; Wilson, J.D.; Martin, J.B.; Kasper, D.L.; Hauser, S.L.; Longo, D.L. (eds). **Harrison's principles of Internal medicine**. New York: McGraw-Hill, 14. ed., p. 2564-2569, 1998.

International Occupational Safety and Health Information Centre. Metals. IN: **Basics of Chemical Safety**, Geneva: International Labour Organization, Capítulo 7, 1999.

Jaga, K. & Dharmani, C. Sources of exposure to and public health implications of organophosphate pesticides. **Pan American Journal of Public Health**, v.14(3), p.171-85, 2003.

Järup, L. Hazards of heavy metal contamination. **British Medical Bulletin**, v.68, p.167-82, 2003.

Koopman-Esseboom, C.; Morse, D.C.; Weisglas-Kuperus, N.; Lutkeschipholt, I.J.; Van der Paauw, C.G.; Tuinstra, L.G.; Brouwer, A.; Sauer, P.J. Effects of dioxins and polychlorinated biphenyls on thyroid hormone status of pregnant women and their infants. **Pediatric Research**, v.36(4), p.468-73, 1994.

Kreiss, K.; Zack, M.M.; Kimbrough, R.D.; Needham, L.L.; Smrek, A.L.; Jones, B.T. Association of blood pressure and polychlorinated biphenyl levels. **JAMA**, v.245, p.2505-9, 1981.

Lidsky, T.I. & Schneider, J.S. Lead neurotoxicity in children: basic mechanisms and clinical correlates. **Brain**, v.126(1), p.5-19, 2003.

Lindström, G.; Hooper, K.; Petreas, M.; Stephens, R.; Gilman, A. Workshop on Perinatal Exposure to Dioxin-Like Compounds. I. Summary. **Environmental Health Perspectives**, v.103(S2), p.135-8, 1995.

Lucier, G.W.; Nelson, K.G.; Everson, R.B.; Wong, T.K.; Philpot, R.M.; Tiernan, T.; Taylor, M.; Sunahara, G.I. Placental markers of human exposure to polychlorinated biphenyls and polychlorinated dibenzofurans. **Environmental Health Perspectives**, v.76, p.79-87, 1987.

Lupton, G.P.; Kao, G.F.; Johnson, F.B.; Graham, J.H.; Helwig, E.B. Cutaneous mercury granuloma. A clinicopathologic study and review of the literature. **Journal of the American Academy of Dermatology**, v.12(2, pt.1), p.296-303, 1985.

Marcus, S. Toxicity, lead. **eMed. J.**, v. 2(6), p.7, 2001.

McConnell, R.; Fidler, A.T.; Chrislip, D. Health Hazard Evaluation Report HETA-83-085-1757. Everglades National Park, Everglades, Florida. Government Reports Announcements & Index, v.17, 1987. IN: Committee on Pesticides in the Diets of Infants and Children. **Pesticides in the Diets of Infants and Children**. 1993. Disponível em: <<http://www.nap.edu/catalog/2126.html>>.

Moysich, K.B.; Ambrosone, C.B.; Vena, J.E.; Shields, P.G.; Mendola, P.; Kostyniak, P.; Greizerstein, H.; Graham, S.; Marshall, J.R.; Schisterman, E.F.; Freudenheim, J.L. Environmental organochlorine exposure and postmenopausal breast cancer risk. **Cancer Epidemiology, Biomarkers & Prevention**, v.7(3), p.181-8, 1998.

Nicholson, W.J. & Landrigan, P.J. Human health effects of polychlorinated biphenyls. IN: Schechter, A. (ed.). **Dioxins and Health**. New York: Plenum, p.487-524, 1994.

Roberts, J.R. Metal toxicity in children. IN: **Training Manual on Pediatric Environmental Health: Putting It into Practice**. Emeryville, CA: Children's Environmental, 1999.

Rothman, N.; Cantor, K.P.; Blair, A.; Bush, D.; Brock, J.W.; Helzlsouer, K.; Zahm, S.H.; Needham, L.L.; Pearson, G.R.; Hoover, R.N.; Comstock, G.W.; Strickland, P.T. A nested case-control study of non-Hodgkin lymphoma and serum organochlorine residues. **Lancet**, v.350(9073), p.240-4, 1997.

Salgado, P.E.T. Metais em alimentos. IN: Oga, S.; Camargo, M.M.A.; Batistuzzo, J.A.O. **Fundamentos de toxicologia**. São Paulo: Atheneu, 3. ed., capítulo 5.2, p.443-60, 1996a.

Salgado P.E.T. Toxicologia dos metais. IN: Oga, S.; Camargo, M.M.A.; Batistuzzo, J.A.O. **Fundamentos de toxicologia**. São Paulo: Atheneu, 3. ed., capítulo 3.2, p.154-72, 1996b.

Saxe, S.R.; Wekstein, M.W.; Kryscio, R.J.; Henry, R.G.; Cornett, C.R.; Snowdon, D.A.; Grant, F.T.; Schmitt, F.A.; Donegan, S.J.; Wekstein, D.R.; Ehmann, W.D.; Markesbery, W.R. Alzheimer's disease, dental amalgam and mercury. **Journal of the American Dental Association**, v.130(2), p.191-9, 1999.

Scheele, J.; Teufel, M.; Niessen, K.H. Chlorinated hydrocarbons in the bone marrow of children: studies on their association with leukaemia. **European Journal of Pediatrics**, v.151, p.802-5, 1992.

Smith, W.E. & Smith, A.M. **Minamata**. New York: Holt, Rinehart and Winston, 1973.

Solá, C.; Burgos, M.; Plazuelo, A.; Toja, J.; Plans, M.; Prat, N. Heavy metal bioaccumulation and macroinvertebrate community changes in a Mediterranean stream affected by acid mine drainage and an accidental spill (Guadiamar River, SW Spain). **The Science of Total Environment**, v.333, p.109-26, 2004.

Stehr-Green, P.A.; Welty, E.; Steele, G.; Steinberg, K. Evaluation of potential health effects associated with serum polychlorinated biphenyl levels. **Environmental Health Perspectives**, v.70, p.255-9, 1986.

Sullivan, J.B. & Blose, J. Organophosphate and carbamate insecticides. IN: Sullivan, J.B.; Krieger, G.R. (eds). **Hazardous materials toxicology: clinical principles of environmental health**. Baltimore, Maryland: Williams and Wilkins, 1992.

Sullivan, J.B. & Krieger, G.R. **Clinical Environmental Health and Toxic Exposure**, Philadelphia, Lippincott: Williams & Wilkins, 2. ed., 2001.

Svensson, B.G.; Hallberg, T.; Nilsson, A.; Schütz, A.; Hagmar, L. Parameters of immunological competence in subjects with high consumption of fish contaminated with persistent organochlorine compounds. **International Archives of Occupational and Environmental Health**, v.65(6), p.351-8, 1994.

Tryphonas, H. Immunotoxicity of PCBs (aroclor) in relation to Great Lakes. **Environmental Health Perspectives**, v.103(S9), p.35-46, 1995.

Warner, M.; Eskenazi, B.; Mocarelli, P.; Gerthoux, P.M.; Samuels, S.; Needham, L.; Patterson, D.; Brambilla, P. Serum dioxin concentrations and breast cancer risk in the Seveso Women's Health Study. **Environmental Health Perspectives**, v.110(7), p.625-8, 2002.

Weis, B.; Clarkson, T.W.; Simon, W. Silent latency periods in methylmercury poisoning and in neurodegenerative disease. **Environmental Health Perspectives**, v.110 (5), p.851-54, 2002.

Weisglas-Kuperus, N.; Sas, T.C.; Koopman-Esseboom, C.; van der Zwan, C.W.; De Ridder, M.A.; Beishuizen, A.; Hooijkaas, H.; Sauer, P.J. Immunologic effects of background prenatal and postnatal exposure to dioxins and polychlorinated biphenyls in Dutch infants. **Pediatric Research**, v.38(3), p.404-10, 1995.

West, W.L.; Knight, E.M.; Edwards, C.H.; Manning, M.; Spurlock, B.; James, H.; Johnson, A.A.; Oyemade, U.J.; Cole, O.J.; Westney, O.E.; et al. Maternal low level lead and pregnancy outcomes. **The Journal of Nutrition**, v.124(S6), p.981-6, 1994.

WHO – World Health Organization. [online] **Arsenic and arsenic compounds (Environmental Health Criteria, vol. 224)**. Geneva: WHO, 2001. Disponível em:<<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc224.htm>>.

WHO – World Health Organization. [online] **Inorganic Lead (Environmental Health Criteria, vol. 165)**. Geneva: WHO, 1995. Disponível em:<<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc165.htm>>.

Wolff, M.S.; Toniolo, P.G.; Lee, E.W., Rivera, M.; Dubin, M. Blood levels of organochlorine residues and risk of breast cancer. **Journal of the National Cancer Institute**, v.85, p.648-52, 1993.

Anexo D - Ficha de Avaliação de Risco Ambiental e Morbidade Referida

PROJETO ESTUÁRIO – CNPq 2005/40266351

**FICHA DE AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL E
MORBIDADE REFERIDA.**

SANTOS

2009

FICHA DE AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL E MORBIDADE REFERIDA.

Data: ___/___/___

Área:

- 1) Pilões – Cubatão
- 2) Centro de Cubatão
- 3) São Vicente
- 4) Vicente de Carvalho (Guarujá)

End. do domicílio: _____ **Nº** _____

Compl.: _____ **CEP:** _____ - _____ **Setor censitário:** _____

Telefone: (____) _____ **Bairro:** _____

IDENTIFICAÇÃO DO DOMICÍLIO

1. Há quantos anos você reside nesse domicílio?

1|_| menos de 1 2|_| 1-3 3|_| 3-5 4|_| 5-10 5|_| 10-15 6|_| 15-20
 7|_| mais de 20 99|_| NS/NR

2. Há quantos anos você reside na região?

1|_| menos de 1 2|_| 1-3 3|_| 3-5 4|_| 5-10 5|_| 10-15 6|_| 15-20
 7|_| mais de 20 99|_| NS/NR

3. Qual a origem da água utilizada em seu domicílio para beber?

1|_| Sabesp 2|_| comprada 3|_| caminhão pipa 4|_| poço 5|_| nascente
 6|_| rio 7|_| serra 8|_| outros 99|_| NS/NR

4. Há quanto tempo a origem é essa?

1|_| até 2 anos 2|_| entre 2 e 4 anos 3|_| entre 4 e 6 anos 4|_| entre 6 e 8 anos
5|_| mais de 8 anos 99|_| NS/NR

5. Antes do consumo ela passa por algum tratamento?

1|_| clorada 2|_| filtrada 3|_| fervida 4|_| outro tratamento
5|_| não existe tratamento 99|_| NS/NR

6. Qual a origem da água utilizada em seu domicílio para o preparo de alimentos?

1|_| Sabesp 2|_| comprada 3|_| caminhão pipa 4|_| poço 5|_| nascente
6|_| rio 7|_| serra 8|_| outros 99|_| NS/NR

7. Antes da utilização ela passa por algum tratamento?

1|_| clorada 2|_| filtrada 3|_| fervida 4|_| outro tratamento
5|_| não existe tratamento 99|_| NS/NR

8. Como é o esgoto de sua residência?

1|_| fossa + rede de esgoto 2|_| fossa + solo 3|_| fossa + céu aberto
4|_| céu aberto 5|_| encanado 6|_| outros 99|_| NS/NR

9. Qual o destino do lixo gerado em seu domicílio?

1|_| coleta 2|_| terreno baldio 3|_| queimado 4|_| córrego
5|_| caçamba 6|_| outro 99|_| NS/NR

10. A coleta de lixo acontece

1|_| todos os dias 2|_| 2 a 3x semana 3|_| 1x semana 4|_| Não acontece
99|_| NS/NR

11. O fogão é:

1|_| gás 2|_| lenha 3|_| carvão 4|_| querosene 5|_| não tem fogão

6|_| outros 99|_| NS/NR

DADOS DOS MORADORES**12. Quantas pessoas moram na casa:** |_|_|_|**13. Nome do morador 1 (INFORMANTE):** _____

Nº	Morador	Relação com o Chefe	Sexo	Idade	Estado Civil	Escolaridade
1						
2						
3						
4						
5						
6						
7						
8						
9						

MÓDULO – INGESTÃO ALIMENTAR.**1. De onde vêm as verduras, legumes e frutas consumidos na residência? (Múltipla)**

1|__| horta própria 2|__| horta da comunidade 3|__| quitanda/mercado/sacolão
4|__| hiper e supermercado 5|__| feira livre 6|__| outro 99|__| NS/NR

2. De onde vêm o leite e derivados consumidos na residência? (Múltipla)

1|__| criação própria 2|__| criação da comunidade 3|__| quitanda/mercado/padaria
4|__| hiper e supermercado 5|__| feira livre 6|__| outro 99|__| NS/NR

3. De onde vem o ovo, carne de frango ou galinha consumido na residência? (Múltipla)

1|__| criação própria 2|__| criação da comunidade 3|__| quitanda/mercado/avícola
4|__| hiper e supermercado 5|__| feira livre 6|__| outro 99|__| NS/NR

4. De onde vem a carne vermelha consumida na residência? (Múltipla)

1|__| criação própria 2|__| criação da comunidade 3|__| mercado/avícola
4|__| hiper e supermercado 5|__| feira livre 6|__| outro 99|__| NS/NR

5. De onde vem o peixe consumido na residência? (Múltipla)

1|__| pescado na comunidade 2|__| pescado em outra região 3|__| peixaria/mercado
4|__| hiper e supermercado 5|__| feira livre 6|__| outro 99|__| NS/NR

6. De onde vem os moluscos consumidos na residência? (Múltipla)

1|__| pescado na comunidade 2|__| pescado em outra região 3|__| peixaria/mercado
4|__| hiper e supermercado 5|__| feira livre 6|__| outro 99|__| NS/NR

MÓDULO – EXPOSIÇÃO OCUPACIONAL ATUAL.

1. Quais pessoas que moram nessa residência trabalham nos setores descritos e por quantos anos? (No campo correspondente ao indivíduo, indicado pelo informante, marque os anos trabalhados)

Indústria	Comércio	Prestação de Serviços	Lar	Outras
1 _ 1	1 _ 1	1 _ 1	1 _ 1	1 _ 1
2 _ 2	2 _ 2	2 _ 2	2 _ 2	2 _ 2
3 _ 3	3 _ 3	3 _ 3	3 _ 3	3 _ 3
4 _ 4	4 _ 4	4 _ 4	4 _ 4	4 _ 4
5 _ 5	5 _ 5	5 _ 5	5 _ 5	5 _ 5
6 _ 6	6 _ 6	6 _ 6	6 _ 6	6 _ 6
7 _ 7	7 _ 7	7 _ 7	7 _ 7	7 _ 7
8 _ 8	8 _ 8	8 _ 8	8 _ 8	8 _ 8
9 _ 9	9 _ 9	9 _ 9	9 _ 9	9 _ 9
10 _ 10	10 _ 10	10 _ 10	10 _ 10	10 _ 10
11 _ 11	11 _ 11	11 _ 11	11 _ 11	11 _ 11
12 _ 12	12 _ 12	12 _ 12	12 _ 12	12 _ 12
99 _ NS/NR	99 _ NS/NR	99 _ NS/NR	99 _ NS/NR	99 _ NS/NR

2. Quais pessoas que moram em sua casa têm contato com produtos químicos no trabalho?

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
 10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 13|_| nenhuma (pule para próximo módulo)

99|_| NS/NR

MÓDULO – EXPOSIÇÃO OCUPACIONAL ANTERIOR.

1. Quais pessoas que moram nessa residência trabalharam nos setores descritos e por quantos anos? (No campo correspondente ao indivíduo, indicado pelo informante, marque os anos trabalhados)

Indústria	Comércio	Prestação de Serviços	Lar	Outras
1 _ 1	1 _ 1	1 _ 1	1 _ 1	1 _ 1
2 _ 2	2 _ 2	2 _ 2	2 _ 2	2 _ 2
3 _ 3	3 _ 3	3 _ 3	3 _ 3	3 _ 3
4 _ 4	4 _ 4	4 _ 4	4 _ 4	4 _ 4
5 _ 5	5 _ 5	5 _ 5	5 _ 5	5 _ 5
6 _ 6	6 _ 6	6 _ 6	6 _ 6	6 _ 6
7 _ 7	7 _ 7	7 _ 7	7 _ 7	7 _ 7
8 _ 8	8 _ 8	8 _ 8	8 _ 8	8 _ 8
9 _ 9	9 _ 9	9 _ 9	9 _ 9	9 _ 9
10 _ 10	10 _ 10	10 _ 10	10 _ 10	10 _ 10
11 _ 11	11 _ 11	11 _ 11	11 _ 11	11 _ 11
12 _ 12	12 _ 12	12 _ 12	12 _ 12	12 _ 12
99 _ NS/NR	99 _ NS/NR	99 _ NS/NR	99 _ NS/NR	99 _ NS/NR

2. Quais pessoas que moram em sua casa tiveram contato com produtos químicos no trabalho?

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
 10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 13|_| nenhuma (pule para próximo módulo)

99|_| NS/NR

MÓDULO – TABAGISMO.**1. Quais pessoas que moram em sua casa fumam?**

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
 10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 13|_| nenhuma (pule p/ questão 4) 99|_| NS/NR

2. Há quantos anos essas pessoas fumam?

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
 10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 99|_| NS/NR

3. Quantos cigarros elas fumam por dia?

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
 10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 99|_| NS/NR

4. Quais pessoas que moram em sua casa já pararam de fumar?

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
 10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 13|_| nenhuma (pule p/ próx. módulo)
 99|_| NS/NR

MÓDULO – ALCOOLISMO.**1. Quais pessoas que moram em sua casa consomem alguma bebida alcoólica como cerveja, vinho, cachaça, uísque, licores, etc?**

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
 10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 13|_| nenhuma (pule p/ questão 5) 99|_| NS/NR

2. Há quantos anos essas pessoas consomem alguma bebida alcoólica?

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
 10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 99|_| NS/NR

3. O consumo de bebida alcoólica é feito quantas vezes por semana?

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
 10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 99|_| NS/NR

4. Quantas doses essas pessoas bebem por dia?

(1 dose de bebida alcoólica = 1 lata de cerveja ou 1 taça de vinho ou 1 drinque ou 1 cocktail ou 1 dose de cachaça ou uísque. Considerar a média do consumo diário)

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
 10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 99|_| NS/NR

5. Alguém na sua casa parou de beber?

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
 10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 13|_| nenhuma (pule p/ próx. módulo)
 99|_| NS/NR

6. Quantos anos essas pessoas beberam?

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
 10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 99|_| NS/NR

7. O consumo de bebida alcoólica era feito quantas vezes por semana?

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
 10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 99|_| NS/NR

8. Há quantos anos essas pessoas deixaram de beber?

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
 10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 99|_| NS/NR

9. Quantas doses essas pessoas bebiam por dia?

(1 dose de bebida alcoólica = 1 lata de cerveja ou 1 taça de vinho ou 1 drinque ou 1 cocktail ou 1 dose de cachaça ou uísque. Considerar a média do consumo diário)

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
 10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 99|_| NS/NR

MÓDULO – PERCEPÇÃO DE SAÚDE E MORBIDADE REFERIDA**1. Na sua opinião, quantas pessoas que moram em sua casa têm uma saúde:**

1|__| Excelente 2|__| Muito boa 3|__| Boa 4|__| Regular 5|__| Ruim

99|__| NS/NR

ALGUM MÉDICO JÁ LHE DISSE QUE O(A) SR(A) OU AS PESSOAS QUE MORAM NA SUA CASA TÊM OU TIVERAM ALGUMAS DAS SEGUINTE DOENÇAS? (**Marcando SIM em qualquer das seguintes questões, seu módulo correspondente será aberto**)

2. Doenças do coração 1|__| Sim (**preencha *Doenças do Coração***) 2|__| Não3. Doenças Respiratórias 1|__| Sim (**preencha *Doenças Respiratórias***) 2|__| Não4. Derrame (AVC) 1|__| Sim (**preencha *Derrame***) 2|__| Não5. Doenças dos rins 1|__| Sim (**preencha *Doenças dos Rins***) 2|__| Não6. Doenças do fígado 1|__| Sim (**preencha *Doenças do Fígado***) 2|__| Não7. Câncer 1|__| Sim (**preencha *Câncer***) 2|__| Não8. Doenças do sangue 1|__| Sim (**preencha *Doenças do Sangue***) 2|__| Não9. Depressão 1|__| Sim (**preencha *Transtornos Depressivos***) 2|__| Não10. Doenças da pele 1|__| Sim (**preencha *Doenças da Pele***) 2|__| Não11. Pressão alta 1|__| Sim (**preencha *Pressão Alta***) 2|__| Não

12. Deficiência Mental 1|_| Sim (**preencha Deficiência Mental**) 2|_| Não

13. Distúrbios neurológicos 1|_| Sim (**preencha Distúrbios Neurológicos**) 2|_| Não

14. Distúrbios de aprendizagem (dificuldades na escola) 1|_| Sim (**preencha Distúrbios da aprendizagem**) 2|_| Não

15. Outras |_|

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 13|_| nenhuma 99|_| NS/NR

MÓDULO – GRAVIDEZ.

1. Quais mulheres que moram em sua casa ficaram grávidas nos últimos cinco anos?

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 13|_| nenhuma (pule p/ próx. módulo)

99|_| NS/NR

2. Essas mulheres tiveram quantos filhos gêmeos?

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 13|_| nenhum 99|_| NS/NR

3. Quais mulheres sofreram aborto?

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 13|_| nenhuma (pule p/ questão 8) 99|_| NS/NR

4. Quantos abortos essas mulheres sofreram?

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 13|_| nenhum 99|_| NS/NR

5. Essas mulheres tiveram quantos bebês prematuros (antes do tempo – 37 semanas)?

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 13|_| nenhum 99|_| NS/NR

6. Essas mulheres tiveram quantos bebês com peso abaixo de 2500 g?

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 13|_| nenhum 99|_| NS/NR

7. Quantos bebês (dessas mulheres) nasceram mortos?

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 13|_| nenhum 99|_| NS/NR

11. Essas mulheres tiveram quantos bebês com malformação? (preencha *MALFORMAÇÃO* caso sejam assinaladas alternativas de 1 a 12)

1|_| 1 2|_| 2 3|_| 3 4|_| 4 5|_| 5 6|_| 6 7|_| 7 8|_| 8 9|_| 9
10|_| 10 11|_| 11 12|_| 12 13|_| nenhum (encerre o quest.)

99|_| NS/NR

Anexo E – Aprovação do Comitê de Ética em Pesquisa do Hospital do Grajaú - UNISA



MINISTÉRIO DA SAÚDE
 Conselho Nacional de Saúde
 Comissão Nacional de Ética em Pesquisa - CONEP



Hospital Geral do Grajaú-UNISA
 Comitê de Ética em Pesquisa
 Aprovação pelo CONEP em 20/11/2003
 Registro número 1115

DATA DE ENTRADA: 12/12/2005
 Nº DO PROTOCOLO NO CEP: **042/05**
 (ESTE Nº DEVERÁ CITAR NAS CORRESPONDÊNCIAS REFERENTES A ESTE PROJETO)

Pesquisador Responsável: Prof. Dr. Alfésio Luis Ferreira Braga

TÍTULO DO PROTOCOLO: “ ESTUDO EPIDEMIOLÓGICO NA POPULAÇÃO RESIDENTE NA BAIXADA SANTISTA – ESTUÁRIO DE SANTOS: AVALIAÇÃO DE INDICADORES DE EFEITO E DE EXPOSIÇÃO A CONTAMINANTES AMBIENTAIS”.

O Comitê de Ética em Pesquisa avaliou o Protocolo de Estudo - datado de 12/12/05 - , declarando que as informações enviadas atendem aos aspectos fundamentais das resoluções CNS 196/96 e 292/99, sobre as Diretrizes e Normas. Diante do exposto, o Comitê de Ética em Pesquisa , após análise do projeto expõe as seguintes considerações:

- O objetivo deste estudo é de avaliar o impacto da contaminação ambiental por metais, por organoclorados e PCBs, de dioxinas e furanos na gestação e no desenvolvimento cognitivo das crianças e adolescentes, no sistema reprodutivo e respiratório e na oncogênese, na população da Baixada Santista – Estuário de Santos.

Solicitamos que enviem relatórios periódicos no decorrer da pesquisa, informando através de relatório final dos resultados obtidos.

Situação: **Aprovado**

São Paulo, 14 de dezembro de 2005.

Dr. Carlos Gun
 Presidente do CEP do HGG - UNISA

Anexo F – Aprovação da Comissão de Ética para Análise de Projetos de Pesquisa – CAPPesq da Diretoria Clínica do Hospital das Clínicas e da Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo - FMUSP



APROVAÇÃO

A Comissão de Ética para Análise de Projetos de Pesquisa - CAPPesq da Diretoria Clínica do Hospital das Clínicas e da Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo, em sessão de 22/08/2007, **APROVOU** o Protocolo de Pesquisa nº **0350/07**, intitulado: **"ESTUDO EPIDEMIOLÓGICO NA POPULAÇÃO RESIDENTE NA BAIXADA SANTISTA - ESTUÁRIO DE SANTOS: AVALIAÇÃO DE INDICADORES DE EFEITO E DE EXPOSIÇÃO À CONTAMINANTES AMBIENTAIS COM ENFOQUE EM DOENÇAS HEPÁTICAS"** apresentado pelo Departamento de **PATOLOGIA**, inclusive o Termo de Consentimento Livre e Esclarecido.

Cabe ao pesquisador elaborar e apresentar à CAPPesq, os relatórios parciais e final sobre a pesquisa (Resolução do Conselho Nacional de Saúde nº 196, de 10/10/1996, inciso IX.2, letra "c").

Pesquisador (a) Responsável: **Prof. Dr. Alféio Luís Ferreira Braga**

Pesquisador (a) Executante: **Daniele Fernandes Pena Carvalho**

CAPPesq, 27 de Agosto de 2007

Prof. Dr. Eduardo Massad
**Presidente da Comissão
 de Ética para Análise de
 Projetos de Pesquisa**

Comissão de Ética para Análise de Projetos de Pesquisa do HCFMUSP e da FMUSP Diretoria Clínica do Hospital das Clínicas da Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo Rua Ovídio Pires de Campos, 255, 5º andar - CEP 05403 010 - São Paulo - SP Fone: 011 3069 6442 Fax: 011 3069 6492 e-mail: cappesq@hcnet.usp.br / secretariacappesq2@hcnet.usp.br -sol