

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO – UFPE
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS – CTG
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS

Ricardo Ferreira da Silva

**Geoquímica Ambiental no Estudo da Qualidade da
Água e Solo no Município de Belo Jardim - PE**

Dissertação de Mestrado

2012

RICARDO FERREIRA DA SILVA

Geógrafo, Universidade Federal de Pernambuco, 2009

**Geoquímica Ambiental no Estudo da Qualidade da
Água e Solo no Município de Belo Jardim - PE**

Dissertação de Mestrado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal de Pernambuco.

Orientação:

Prof. Dr. Edmilson Santos de Lima – Orientador

Prof. Dr. Enjôlras de A. Medeiros Lima – Co-orientador

Recife - PE

Fevereiro / 2012

Catálogo na fonte

Bibliotecário Marcos Aurélio Soares da Silva, CRB-4 / 1175

S586g Silva, Ricardo Ferreira da.

Geoquímica ambiental no estudo da qualidade da água e solo no município de Belo Jardim - PE / Ricardo Ferreira da Silva. - Recife: O Autor, 2012.

xvii, 85 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientador: Prof^o Dr^o. Edmilson Santos de Lima.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Geociências, 2012.

Inclui Referências.

1.Geoquímica Ambiental. 2.Contaminação de Chumbo. 3.Ecotoxicidade. 4.Impactos Ambientais – Baterias Automobilística. 5.Contaminação do Solo – Belo Jardim-Pernambuco-Brasil. I. Lima, Edmilson Santos (orientador). II. Título.

UFPE

551 CDD (22. ed.)

BCTG/2012 - 121

**Geoquímica Ambiental no Estudo da Qualidade da Água e Solo no Município
Belo Jardim - PE**

RICARDO FERREIRA DA SILVA

Aprovado:

Prof. Dr. Edmilson Santos de Lima

29/02/2012

Prof. Dr. Enjôlras de Albuquerque Medeiros Lima

29/02/2012

Prof. Dr. João Aduino de Souza Neto

29/02/2012

Prof. Dr. Virgínio Henrique de Miranda Lopes Neumann

29/02/2012

**“Na natureza não há
prêmios nem punições,
há apenas conseqüências.”**

Robert G Ingersoll

À DEUS, pois por maior
que seja o meu sonho, o sonho de
DEUS é maior.

Ofereço

Aos meus pais, que com
amor e carinho me educaram,
transmitindo as suas virtudes em
mim.

À minha esposa, pois
roubaste o meu coração com
apenas um olhar.

Dedico

Agradecimentos

À Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Programa de Pós – Graduação em Geociências e ao Departamento de Geologia pela a oportunidade de cursar o mestrado e de usufruir de seus laboratórios e dependências.

A FACEPE pela bolsa de estudos vigente durante todo o mestrado.

Ao Professor Doutor Edmilson Santos de Lima pela orientação e atenção dada em todos os momentos necessários para a elaboração do projeto, etapas de campo e preparação do manuscrito do mestrado.

De forma toda especial ao Dr. Enjôlras de A. Medeiros Lima, pela co-orientação do mestrado e pela orientação dada na escola da vida, o qual é um verdadeiro professor, onde seus ensinamentos e conselhos serão levados por toda a minha vida e também deixados para a posteridade.

À Banca examinadora pela atenção, críticas construtivas, observações e tempo gasto com a correção da presente dissertação de mestrado.

A Professora Dra. Maria Fernanda Pimentel, pela gentileza e instruções dadas para a elaboração da análise estatística.

Agradeço a todos que fazem parte do LACE e de forma especial à professora Dr^a. Lilia Pereira de Souza Santos e a MSc Deloar Duda de Oliveira, uma vez que me ensinaram e acompanharam todas as etapas dos testes ecotoxicológicos.

A todos os colegas da Pós – Graduação de Geociências pela solidariedade demonstrada em vibrar com as minhas vitórias e torcendo para realização dos meus sonhos, preferindo não nominá-los para evitar injustos e eventuais esquecimentos.

A Dra. Marta Rego Barros Fernandes de Lima que com muita simplicidade e carinho muito contribuiu com as discussões geoquímicas ao longo da pesquisa realizada.

Aos Professores Doutores Fernando Mota Filho e Eugênia Pereira pelos conselhos e apoio dado nos momentos indispensáveis para o prosseguimento da pesquisa e redação do manuscrito.

Aos meus irmãos, Rogério, Ronaldo e Robson Ferreira pelo apoio incondicional dado em todas as etapas do trabalho. Aos meus sobrinhos, Rodrigo e Rafaela pelos momentos de lazer que juntos passamos, que muito contribuiu para desopilar a mente e dar forças para prosseguir neste caminho.

Um agradecimento especialíssimo é devido aos queridos Sr. Querino Ferreira e a Sr^a Aldenice Maria por terem sido pais exemplares ao permanecer o tempo todo torcendo pelo meu sucesso profissional e pessoal. De igual forma agradeço à minha

amada esposa Daniela Ferreira por ser não apenas uma companheira para toda a vida, mas uma verdadeira amiga.

Ao Grande Arquiteto do Universo, pois os sonhos vêm do Homem mais o executar provém do grande mestre celestial, DEUS.

RESUMO

Há décadas o município de Belo Jardim (Pernambuco) tem sofrido impactos ambientais causados pela produção e reprocessamento de carcaças de baterias automobilísticas e chumbinho para caça. Atualmente efluentes e escórias da fundição de chumbo de algumas fabriquetas são lançados no ecossistema após tratamentos ineficazes. O trabalho em pauta objetiva avaliar os impactos causados na água e no solo pela metalurgia do chumbo e metais associados nas ligas metálicas utilizadas. Para tanto, foram escolhidos oito pontos de amostragem, a jusante e a montante de duas fabriquetas de placas de bateria e chumbinho. Nestes pontos foram coletadas amostras de água e solo na estação seca e úmida. As amostras de solo foram de dois tipos: superficiais e perfis testemunhados. Os perfis possuíam 20cm de comprimento e foram seccionados sequencialmente a cada 5cm, que juntamente com as amostras superficiais, foram submetidas à análise química (Espectrometria de Emissão Atômica), onde foram analisados 37 elementos químicos, dos quais destaca-se o Pb, As, Ag, Sb e Sn, por estarem presentes na liga metálica que produz as placa para baterias automobilística. Também foi realizada a quantificação da matéria orgânica, análise granulométrica e ensaio ecotoxicológico. Os resultados obtidos foram avaliados e processados à luz da análise estatística uni- e multivariada. As amostras de água foram analisadas quimicamente (Espectrometria de Emissão Atômica) para determinação da concentração de chumbo. Tanto no solo quanto na água, o Pb foi o metal que apresentou maiores concentrações, variando de 276 a 124,5 mg.kg⁻¹ no solo e de 0,02 a 34,77 mg/L na água. Ag, As, Sb e Sn apresentaram menores teores que o Pb, fato já esperado uma vez que são elementos traço na liga metálica utilizada. Os pontos que apresentaram maiores concentrações de contaminantes situam-se juntos as duas fabriquetas de beneficiamento de Pb, tendo por conseguinte, apresentado um elevado nível de ecotoxicidade, conforme determinado através de bioensaios com copépodos. O cenário geoquímico em que o município de Belo Jardim está inserido necessita de monitoramento ambiental durante pelo menos 2 anos, considerando a elevada toxicidade intrínseca dos metais utilizados na metalurgia do chumbo.

PALAVRAS – CHAVE: Contaminação de chumbo, Solo e Água, Bateria automobilística, ecotoxicidade, Belo Jardim.

ABSTRACT

For decades the city of Belo Jardim (Pernambuco) has received environmental impacts caused by production and reprocessing of automobile battery casings and for hunting pellets. Nowadays effluents and lead smelter slags of some small business are released to ecosystems after ineffective treatment. The present work aims to evaluate environmental impacts to the soil and to the water caused by lead and its associated metals (Ag, As, Sb and Sn) in alloys used in the production of automotive batteries and hunting pellets. To achieve the main objective, eight sampling sites were selected and soil and water samples were collected in the dry and wet season. Soil samples were of two types: surface and profile core samples. Profile core samples were sectioned at 5cm intervals and together with surface samples were subjected to chemical analysis (atomic emission spectrometry) and 37 chemical elements were analyzed, including Pb, As, Ag, Sb and Sn. Particle size, organic matter analysis and ecotoxicological essay were also performed. The results were treated using uni and multivariate statistical methods. Water samples were analyzed only for lead by atomic emission spectroscopy. Among the chemical elements analyzed in the soil lead was the one with highest concentration, ranging from 276 to 124,500 mg.kg⁻¹. In the water Pb concentration ranged from 0.0151 to 34.77mg.L⁻¹. Ag, As, Sb and Sn showed lower concentrations as they are trace constituents in the original alloy used for the production of lead-acid batteries. The points that showed the highest contaminants concentration are located closer to two small lead smelting plants, as expected they also showed the highest ecotoxicity levels, as determined by copepodes bioessays. The geochemical scenario in which the municipality of Belo Jardim is inserted needs an environmental monitoring during at least two years due to the high intrinsic toxicity of the metal used in the lead metallurgy.

KEY WORDS: Lead contamination, Soil and water, Automotive battery, ecotoxicity, Belo Jardim.

SUMÁRIO

Agradecimentos	VI
RESUMO	VIII
ABSTRACT	IX
LISTA DE TABELAS	XIII
LISTA DE FIGURAS	XIV
LISTA DE ABREVIACOES E SIGLAS	XVI
CAPÍTULO I: INTRODUÇÃO	1
1.1 BREVE HISTÓRICO DO USO DO CHUMBO	3
1.2 CONSIDERAÇÕES INICIAIS	4
1.3 CHUMBO E A SAÚDE HUMANA	5
1.4 ECOTOXICOLOGIA	8
1.5 COPÉPODOS	10
CAPÍTULO II: DESCRIÇÃO DO PROJETO E ÁREA DE ESTUDO	11
2.1 HIPÓTESE	12
2.2 OBJETIVOS	12
2.2.1 Objetivos Gerais	12
2.2.2 Objetivos Específicos	13
2.3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDOS	13
2.3.1 LOCALIZAÇÃO FÍSICA	13
2.3.2 ASPECTOS GEOLÓGICOS DA REGIÃO	15
2.3.2.1 Geologia da Região	15
2.3.2.2 Geologia da Área	15
2.3.3 FISIOGRAFIA	16
CAPÍTULO III: MATERIAIS E MÉTODOS	18
3.1 PONTOS DE COLETA DE AMOSTRAS	19
3.2 COLETA DE AMOSTRAS	20

3.2.1 Coleta de Amostras de Água	21
3.2.2 Coleta de Amostras de Solo	22
3.2.3 Coleta de Perfis	23
3.5 ANÁLISES GEOQUÍMICAS	25
3.3.1 Análise Geoquímica das Amostras de Água	25
3.3.2 Análise Geoquímica das Amostras de Sedimento e Perfil	25
3.3 ANÁLISE GRANULOMÉTRICA	26
3.4 DETERMINAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA	26
3.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA	27
3.6.1 Análise de Componentes Principais - ACP	27
3.6.2 Análise de Variância - ANOVA	28
3.7 ECOTOXICIDADE	28
3.7.1 Coleta dos Copépodo Harpacticóide <i>Tisbe Biminiensis</i>	28
3.7.2 Cultivo do Copépodo	29
3.7.3 Montagem do Experimento de Ecotoxicidade	29
CAPÍTULO IV: RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
4.1 SOLO	32
4.1.1 Chumbo	35
4.1.1.1 Primeira Coleta – Estação Seca (12/2009)	35
4.1.1.2 Segunda Coleta – Estação Úmida (07/2009)	36
4.1.2 Antimônio, Arsênio, Cadmio, Cobre, Estanho e Prata	41
4.1.3 Análise de Componentes Principais - ACP	44
4.2 PERFIS	44
4.2.1 Perfil - P1 (Material do Poço de Estocagem)	52
4.2.2 Perfil - P2 (Solo)	56
4.3 ÁGUA	60
4.4 ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICO COM USO DE COPÉPODES	64
CAPÍTULO V: CONCLUSÃO	74

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1	Produção primária global e lançamento de Pb, Cr, Ni, Zn no ar, água e solo nas décadas de 1970 e 1980	2
Tabela 1.2	Concentrações de chumbo em amostras de água, peixes e sedimentos coletados em Belo Jardim – PE.	3
Tabela 1.3	Efeito da concentração de Pb – S em crianças e adultos	7
Tabela 3.1	Descrição e localização dos pontos amostrados	20
Tabela 4.1	Dados referentes a metais pesados, granulometria e MO em solos do município de Belo Jardim coletados em estação seca e úmida	32
Tabela 4.2	Valores brutos dos elementos-traço encontrados em solos	34
Tabela 4.3	Parâmetros de qualidade do CONAMA para solos relativos aos metais utilizados nas principais ligas metálicas	42
Tabela 4.4	Parâmetros de qualidade do solo estabelecidos pelo CETESB	48
Tabela 4.5	Teores dos metais, dados granulométricos e MO nos perfis	50
Tabela 4.6	Elementos-traço e demais metais analisados nos perfis P1 e P2	51
Tabela 4.7	Teores de chumbo detectados em amostras de água do município de Belo Jardim	62
Tabela 4.8	Descrição dos locais de coleta para ensaios de ecotoxicidade	65
Tabela 4.9	Caracterização química das amostras de água, solo e sedimento	66

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1	Mapa de localização do município de Belo Jardim	14
Figura 2.2	Mapa Geológico município de Belo Jardim – PE	16
Figura 3.1	Localização dos pontos de coleta	19
Figura 3.2	Coleta de água no riacho Taboquinhas, ponto BJ-06	21
Figura 3.3	Coleta de solo realizada próxima aos focos emissores, junto da lagoa	22
Figura 3.4	Perfil P1 (BJ-02) coleta no poço de deposição de rejeitos de fundição de chumbo	23
Figura 3.5	Perfil P2 (BJ-03) coletado no ponto onde passa um efluente industrial	24
Figura 3.6	Seccionamento a cada 5 cm dos perfis coletados	24
Figura 3.7	Preparação das amostras de solo	25
Figura 4.1	Teores de chumbo em amostras de solo – estação seca, com indicação dos limiares do CONAMA (2009): LSI=Limiar Solo Industrial; LSR=Limiar Solo Residencial; LSA=Limiar Solo Agrícola	35
Figura 4.2	Teores de chumbo em amostras de solo – estação úmida, com indicação dos limiares do CONAMA (2009)	36
Figura 4.3	Lagoa receptora de efluentes fabris - Ponto BJ-02	37
Figura 4.4	Vista panorâmica do ponto de amostragem BJ-02, exibindo escória industrial	38
Figura 4.5	Depósito de escória resultante da fundição de Pb e metais associados	39
Figura 4.6	Pastagem bovina ao lado de escória metalúrgica, no ponto BJ-02	40
Figura 4.7	Concentrações dos metais utilizados em ligas metálicas na produção de baterias automobilísticas	41
Figura 4.8	Concentrações de Ag, As, Cd, Cu, Sb e Sn em amostras de solo coletadas na estação úmida em áreas do município de Belo Jardim	43

Figura 4.9	Grupos de amostras (<i>scores</i>) balizadas por máxima variância	45
Figura 4.10	Grupos de elementos químicos (<i>Loadings</i>) agrupados por máxima variância	46
Figura 4.11	Distribuição dos elementos químicos e da MO no P1	52
Figura 4.12	Distribuição das partículas finas (Silte + Argila) e Chumbo em relação a profundidade no perfil P1	53
Figura 4.13	Intervalos amostrados (<i>scores</i>) balizados por máxima variância	54
Figura 4.14	Grupos de elementos químicos aglutinados por variância segundo o PC1	55
Figura 4.15	Distribuição dos teores de Pb, Sb e Sn com relação a profundidade no perfil P2	56
Figura 4.16	Distribuição de silte + argila, grossos e MO no P2	57
Figura 4.17	Grupos de amostras balizadas por máxima variância segundo o PC1	58
Figura 4.18	Grupos de elementos químicos separados por máxima variância segundo o PC1	59
Figura 4.19	Reservatório de água, ponto BJ-02	63
Figura 4.20	Percentual de sobrevivência dos copépodos	66
Figura 4.21	Análise sistêmica da ecotoxicidade, a partir da percentagem de sobrevivência e máxima variância	67
Figura 4.22	Ponto BJ-06, riacho Taboquinhas, mostrando solo rico em MO (com presença de lançamento de esgoto doméstico)	69
Figura 4.23	Percentual de fecundidade dos copépodos	71
Figura 4.24	Análise sistêmica da ecotoxicidade, a partir da Percentagem de Fecundidade e máxima variância	71

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

a.C	Antes de Cristo
ACP	Análise dos Componentes Principais
Ag	Prata
Al	Alumínio
ALDM	Abaixo do Limite de Detecção Método
ANOVA	Análise de Variância
As	Arsênio
As'	Clima semi – árido atenuado
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
Cm	Centímetro
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
As'	Clima tropical úmido com chuvas de outono – inverno
CTG	Centro de Tecnologia e Geociências
DBO	Demanda Bioquímica de oxigênio
G	Grama
HCl	Ácido Clorídrico
HNO ₃	Ácido nítrico
ICP–AES	Espectrometria de Emissão Atômica
ISSO	International Organization for Standardization
Km	Quilômetro
km ²	Quilômetro quadrado
LACE	Laboratório de Cultivo e Ecotoxicologia
LI	Limite de Intervenção (CETESB)
LISA	Limite para Solos Agrícolas (CETESB)
LISI	Limite para Solos Industriais (CETESB)
LISR	Limite para Solos Residenciais (CETESB)
LP	Lineamento Pernambuco
LP	Limite de Prevenção (CETESB)

LPA	Laboratório de Preparação de Amostras
LRQ	Limites para Referência de Qualidade (CETESB)
LSA	Limite para Solo Agrícola (CONAMA)
LSI	Limite para Solo Industrial (CONAMA)
LSR	Limite para Solo Residencial (CONAMA)
ml	Mililitro
mm	Milímetro
MO	Matéria Orgânica
MS	Ministério da Saúde
Pb-S	Chumbo Sanguíneo
PC	Componente Principal
PVC	Cloreto de Polivinila
SA	Solo Agrícola
SI	Solo Industrial
SR	Solo Residencial
µg/L	Micrograma por Litro

CAPITULO I: INTRODUÇÃO

O processo de industrialização iniciado no Século XVIII na Inglaterra e posteriormente expandido para toda Europa e o mundo, favoreceu o aumento do consumo e a produção de resíduos sólidos e líquidos contribuindo para a degradação ambiental.

Algumas pequenas ou micro indústrias localizadas em países em desenvolvimento empregam técnicas rudimentares para o tratamento de seus resíduos industriais, e posteriormente lançam seus efluentes na rede de drenagem. O descarte inadequado destes resíduos contribui diretamente para a degradação ambiental.

Merecem destaque as indústrias que descartam efluentes contendo metais pesados, pois estes são persistentes no meio ambiente e alguns extremamente nocivos à saúde animal e humana. Este descarte não é um problema regional, mas mundial, uma vez que estudos indicam que em determinados momentos da História, grandes concentrações destes elementos foram lançados nos ecossistemas sem que houvesse qualquer tipo de tratamento (Tabela 1.1).

Tabela 1.1: Produção primária global e lançamento de Pb, Cr, Ni, Zn no ar, água e solo nas décadas de 1970 e 1980.

Metal	Produção*		Lançamento para o ar*		Lançamento para o solo*	Lançamento para a água*
	1970s	1980s	1970s	1980s	1980s	1980s
Pb	3.400	3.100	449	332	796	138
Cr	6.000	11.250	24	30	896	142
Ni	630	760	47	56	325	113
Zn	5.500	5.200	314	132	1.372	226

*A unidade de medida está em milhar de tonelada métrica. Fonte: Nriagu (1980); Nriagu e Pacyna (1988).

Há décadas o município de Belo Jardim (Pernambuco) vem sendo afetado por despejos de efluentes das pequenas indústrias de fundição de chumbo e de uma grande indústria de acumuladores elétricos que lançam seus rejeitos na rede de drenagem local,

sem qualquer tratamento. Estudo realizado por Mota-Filho (2006) mostra que a principal indústria de acumuladores a partir da década de 2000 melhorou o processo industrial trata seus efluentes minimizando o risco ambiental.

Por se tratar de um metal pesado, e que não faz parte do metabolismo dos seres vivos, o chumbo possui alta toxicidade intrínseca e traz efeitos nocivos à saúde ambiental e ao Homem (Araujo *et al.*, 1999).

Estudos anteriores registram a presença de altas concentrações de chumbo tanto nas amostras de água como nas amostras de sedimento e da biota local (Paiva 2005; Mota-Filho, 2006; GREENPEACE & ASPAN, 1997). A Tabela 1.2 apresenta alguns dos resultados encontrados por Paiva (2005).

Tabela 1.2: Concentrações de chumbo em amostras de água, peixes e sedimentos coletados em Belo Jardim – PE.

ÁGUA 2005*		PEIXE 2005**		SEDIMENTOS 2005**	
<i>Concentração Média</i>	<i>Particulado</i>	<i>Músculos</i>	<i>Vísceras</i>	<i>Pb Total</i>	<i>Pb Lixiviável</i>
18	50.86	0,51	4.06	53,17	40,25

*Concentração de Pb na água - µg/L **Concentração de Pb em peixes e sedimento - mg/kg Fonte: Paiva, 2005

1.1 BREVE HISTÓRICO DO USO DO CHUMBO

O chumbo é um metal de fácil extração, além de ser relativamente abundante e possuir baixo ponto de fusão (327,4 °C), fato este que facilitou a sua extração e utilização pelas antigas sociedades.

No museu Britânico está depositada a peça mais antiga de chumbo, que data de 3.800 a.C., acreditando-se que os egípcios e chineses foram os primeiros povos a utilizarem este metal. No entanto, sabe-se que outras civilizações também o usaram, a exemplo os Fenícios e Romanos.

Segundo Laws (1993), no Período da Revolução Industrial houve um acréscimo da extração e produção deste metal. Este aumento foi ainda maior no final da década de 1970 quando os países em desenvolvimento utilizaram este metal na gasolina, com a

função de anti-detonador (Paiva, 2005). A concentração máxima dos compostos orgânicos do chumbo, por exemplo, o chumbo tetraetila, que é utilizado como antidetonante na gasolina, segue uma legislação específica e delimitadora em alguns países e em muitos outros esta aplicação foi banida (ATSDR, 1993). No Brasil a Lei 2389/99 proibiu o uso de chumbo tetraetila na gasolina, no entanto, esse composto, já não vinha sendo utilizado desde 1993, pois compromete o funcionamento dos motores dos veículos quando associado a porcentagem de álcool obrigatória, estabelecida pela Lei nº 7823/93 (Neder & Cotta, 1999). A proibição do uso de Pb na gasolina foi um marco na queda mundial da produção deste metal (Silva, 2003; European Environment Agency, 1996).

Atualmente este metal é ainda bastante utilizado nos acumuladores elétricos a exemplo da bateria automobilística, pilhas diversas e outros artefatos elétricos. Segundo Matte *et al.*, (1989) a produção de baterias de chumbo-ácidas utiliza tecnologias bastante simples podendo até ser utilizado em pequena escala, tornando-se atraente para a produção em países em desenvolvimento.

1.2 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Segundo o Instituto Brasileiro de Geoestatística – IBGE (2011) o município de Belo Jardim possui sua economia pautada no setor agrícola, industrial e de serviços, no entanto, o setor agrícola domina a economia seguida pelo setor industrial. Neste último, merece destaque a presença de duas grandes empresas: uma de gênero alimentício (atomatados, suco de frutas, doces e molhos) e outra de baterias automotivas. Segundo Adilson-Filho (2002) a montadora de baterias inserida nesta localidade se tornou, na década de 1990, líder no comércio nacional e internacional do setor. Segundo dados disponibilizados por esta empresa, ela possui no município de Belo Jardim quatro instalações fabris com 1.618 funcionários. Além destas duas indústrias de grande porte, o município conta com pequenas unidades fabris, ou seja, fabriquetas de chumbinho e de placas de chumbo, onde o primeiro material é empregado na caça e o segundo na montagem/ou revitalização de baterias automotivas.

De acordo com estudos realizados, em 1997, pelas ONGs GREENPEACE & ASPAN a grande montadora de baterias foi a responsável pelo maior lançamento de chumbo no ecossistema local até meados de década de 1990. Já estudos realizados por

Mota-Filho (2006) e Paiva (2005) mostram que também são responsáveis pelo lançamento de chumbo no meio ambiente as fabriquetas de chumbinho e de plaquetas de chumbo. Naturalmente, tanto a montadora de baterias como as fabriquetas despejaram seus efluentes na rede de drenagem local.

Para tentar melhor entender a situação atual de contaminação nas cercanias da cidade e do município de Belo Jardim, bem como a dinâmica do chumbo e dos metais pesados a estes correlacionados, durante o período seco e chuvoso do ano de 2009, foram coletadas amostras de água e solo, em oito pontos específicos do município de Belo Jardim.

1.3 CHUMBO E A SAÚDE HUMANA

Araujo *et al.*, (1999) registram que a produção de baterias chumbo-ácido representa um dos segmentos industriais de maior consumo de chumbo, estando os trabalhadores expostos a riscos elevados de contaminação. A presença de chumbo nos ecossistemas é um problema de saúde pública uma vez que este traz sérios danos à saúde humana, sobretudo nas atividades neurais. O ser humano pode ser exposto a este metal através da ingestão direta de carne e vegetais contaminados, da água e do ar poluído (Mota-Filho, 2006; Paiva, 2005; Pascalicchio, 2000). Em alguns casos a contaminação se dá no próprio ambiente de trabalho. Segundo Diniz (2002) as montadoras de baterias são ambientes muito insalubres, pois há riscos de contaminação em todos os setores, através do contato com poeira contaminada, escórias, detritos e particulados. Este material não fica confinado apenas ao ambiente fabril, mas também é disperso na circunvizinhança.

Enquanto nos países desenvolvidos o risco ocupacional pelo chumbo tem sido muito estudado e bem controlado, pouco se conhece sobre a extensão da exposição e contaminação nos países em desenvolvimento (Araújo, 1999; Staudinger & Roth, 1998).

O chumbo metálico compromete vários sistemas fisiológicos. Clinicamente os mais sensíveis são o sistema nervoso central, o hematopoiético, o renal, o gastrointestinal, o cardiovascular, o musculoesquelético e o reprodutor. Sintomas clínicos em adultos podem se manifestar a partir de concentrações de chumbo Sanguíneo – Pb-S de 25µg/dl (Brasil, 2006). De uma forma geral, o leque de sintomas e

a severidade dos mesmos aumentam como crescimento da concentração Pb - S (Tabela 1.3), (Alessio, 1981; Landrigan, 1994; Occupational Health Branch, 2001). Os estudos nos países em desenvolvimento revelam um alto percentual de trabalhadores neste tipo de indústria com níveis de Pb-S acima de 60µg/dl, como 28% na Jamaica, 38% na Coreia e 23% dos trabalhadores do Sudão com níveis acima de 80µg/dl. Em contrapartida, nos Estados Unidos, apenas 6% apresentam Pb-S acima de 60µg/dl (Matte *et al.*,1989).

O chumbo em crianças pode causar efeitos clínicos que podem atingir o sistema nervoso, assim como nos adultos, podendo causar a neuropatia periférica e a nefropatia crônica (Moreira & Moreira, 2004). A intoxicação por chumbo pode causar também efeitos no sistema gastrointestinal e reprodutivo (Goyer, 1991).

Entre 1985 e 1987 o município de Bauru – SP identificou seiscentos casos de saturnismo (intoxicação por chumbo) entre trabalhadores de uma fábrica de baterias (Cordeiro 1988). Já o município de Belo Horizonte – MG, 52% dos trabalhadores de fábricas e reformadores de baterias apresentaram intoxicação por chumbo (Rocha & Horta, 1987).

Tabela 1.3: Efeito da concentração de Pb – S em crianças e adultos

Crianças	Pb - S*	Adultos
	150	
Morte		
	100	Encefalopatia
Encefalopatia Nefropatia Anemia Fraca Cólica		Anemia Redução da longevidade
	50	Diminuição da síntese da hemoglobina
Diminuição da síntese de Hemoglobina	40	Neuropatia periférica Infertilidade em homens Nefropatia Cólica abdominal
Diminuição do metabolismo da vitamina D		
	30	Aumento da pressão sistólica Diminuição da acuidade auditiva
Diminuição da velocidade de condução nervosa		Aumento protoporfirina eritrocitária (homens)
	20	
Aumento da protoporfirina eritrocitária Comprometimento do desenvolvimento Diminuição do consciente de inteligência Diminuição da audição Diminuição do crescimento		Aumento da protoporfirina eritrocitária (mulheres)
	10	Hipertensão arterial (?)
Transferência placentária		

*Concentração de Pb - S - µg/dL. Adaptado de Staudinger & Roth, 1998.

1.4 ECOTOXICOLOGIA

A Sociedade Americana de Química demonstrou que há cerca de 10 milhões de substâncias químicas mencionadas na literatura científica, estimando que cerca de 70 mil são de uso cotidiano e que de um mil a duas mil novas substâncias são adicionadas a essa lista anualmente (Castro, 2008). Muitas destas substâncias são nocivas ao ecossistema e até mesmo ao Homem, podendo levar a extinção e/ou ao óbito de várias espécies. Desta forma, os testes ecotoxicológicos dos efeitos dessas substâncias em organismos são essenciais para a manutenção da biodiversidade e do próprio ser humano (Souza, 2002).

A Ecotoxicologia é uma área do conhecimento que está situada entre a ecologia e a toxicologia (Chapman, 1995; Baird *et al.*, 1996). O objetivo da ecotoxicologia é entender os efeitos biológicos das diversas substâncias químicas. Poucos estudos foram realizados tomando como base o efeito das diversas substâncias químicas existentes e a ecotoxicologia, em função do grau de dificuldade enfrentado, uma vez que apenas duas mil substâncias têm seus efeitos tóxicos conhecidos, o que torna mais difícil a tomada e decisão e o manejo ambiental em caso de acidentes (Mozeto&Zagato, 2006).

O uso potencial de copépodos como organismo modelo em ecotoxicologia tem sido reconhecido há algum tempo. Em alguns países, vêm sendo utilizados regularmente copépodos marinhos em bioensaios de toxicidade (Edmar, 2002).

Os copépodos do gênero *Tisbe* (Copepoda: Harpacticoida) são recomendados para avaliação do risco ambiental, por diversos fatores, entre estes se destacam: Sensibilidade a contaminantes; Ampla distribuição geográfica; Elevada importância ecológica; Curto ciclo de vida; Animais com estágios de vida variados podem ser obtidos de cultivos a qualquer época do ano; São indivíduos de fácil cultivo em laboratório; Requerem pouco espaço; Equipamentos de simples manuseio para os testes (Williams, 1992; Williams & Jones, 1994; Kusk&Wollenberger, 2007).

É importante a utilização de marcadores biológicos de toxicidade, uma vez que é possível avaliar como os seres vivos respondem ao efeito de determinada substância e a partir deste fato ser possível indicar medidas mitigadoras para o restabelecimento da saúde ambiental. Assim, a análise ecotoxicológica dos efeitos de compostos químicos em seres vivos é fundamental para a manutenção da biodiversidade (Souza, 2002).

A maior parte dos contaminantes químicos é lançada nos rios onde parte destes é transportada por longas distâncias podendo chegar ao estuário e manguezais associados, ou até mesmo ao mar. Naturalmente, parte dos poluentes fica retida nos sedimentos de toda área na qual o contaminante percorreu, devido à afinidade que os elementos químicos possuem com as partículas mais finas (silte e argila) e/ou com a matéria orgânica contida no sedimento, que os retém por adsorção. Desta maneira, os organismos que habitam o sedimento podem ser afetados pela presença dos contaminantes (Abessa *et al.*, 2006; Cesar *et al.*, 2004; Melo & Abessa, 2002; Ingersoll, 1995).

As conseqüências da exposição direta aos contaminantes presentes no sedimento podem ser variáveis, e vão desde letalidade aguda até efeitos crônicos, letais e subletais causados pela bioacumulação das substâncias tóxicas (Abessa *et al.*, 2006).

No Brasil não estão bem definidas as metodologias a serem adotadas na utilização de indivíduos bentônicos na avaliação toxicológica, mas é possível comparar utilizar padrões e recorrer a metodologias internacionalmente conhecidas como é o caso do ISO (*International Organization for Standardization*), OECD (*Organization for Economic Co-operation and Development*) e EPA (*Environmental Protection Agency – USA*) (Sisino *et al.*, 2004).

De acordo com Castor (2006) a utilização de organismos do plâncton para a avaliação da toxicidade do sedimento, seja através da água intersticial ou elutriado, deve ocorrer com cautela, pois estas espécies podem apresentar uma maior sensibilidade às condições características dos ambientes sedimentares, como por exemplo, a amônia, substância que apresenta alta toxicidade aos embriões de ouriço-do-mar. Por isto, é de fundamental importância a ampliação dos estudos nesta área para que seja possível ter protocolos padronizados para avaliação ecotoxicológica utilizando sedimento integral.

Dias e Bonecker (2008) ao estudarem alguns fatores que controlam a ocorrência de várias espécies de copépodes notou que a variação térmica foi a mais determinante para a sobrevivência. Estes animais ocorrem em todos os ambientes onde exista água. Isto faz com que sejam encontrados no fundo ou associados à vegetação de lagos, represas e lagoas ou em micro habitats aquáticos, tais como musgos úmidos, reservatórios de bromélias, água intersticial do sedimento ou acumulada em buracos de troncos de árvores, dentre outros. Se tais fatores ambientais forem rigorosamente controlados em laboratório é possível cultivar estes indivíduos.

Os copépodos marinhos são bons indicadores e monitores da insalubridade ambiental, uma vez que estes são sensíveis as variações da qualidade ambiental, principalmente se o ambiente estiver sofrendo interferência de contaminantes químicos, como é o caso de Belo Jardim que sofre a influência de metais pesados, sobretudo o chumbo e outros metais relacionados à fabricação de baterias automobilísticas.

1.5 COPÉPODOS

A classe Copépoda constitui a maior e mais diversificada classe de crustáceos, sendo considerado o grupo mais abundante de organismos multicelulares no ambiente aquático com mais de 8.500 espécies descritas, sendo dominantes no plâncton marinho e em menor extensão, do plâncton de água doce (Ferreira, 2003).

Mais de cinquenta por cento das espécies de copépodos fazem parte da ordem Harpacticoida (Rupert & Barnes, 1996). Os indivíduos pertencentes a esta ordem são principalmente bentônicos de vida livre, normalmente vermiformes (Brusca & Brusca, 1990).

Os copépodes de forma geral apresentam duas fases distintas de desenvolvimento, náuplio e copepodito, antes de atingirem o estágio adulto (Benetton & Malta, 1999). A fase naupliar nos copepodos de vida livre, são de seis estágios, já a fase copepodito é formada por cinco estágios e a diferenciação sexual tem início a partir do terceiro estágio (Varella, 1985).

A água do mar é caracterizada por sua salinidade, relacionando a este a quantidade de cloro e condutividade (Parsonset, al., 1984). A salinidade da água oceânica apresenta variação mínima de salinidade que se situa em torno de 35‰ (Kinne, 1964). Segundo Ferreira (2003) *Tisbe biminiensis* é uma espécie de copépodo estenoalino, ou seja, não suporta grandes variações de salinidade e a faixa ideal de salinidade para o desenvolvimento desta espécie é de 34 a 27‰. Por outro lado, se a salinidade estiver em 27‰ *T. biminiensis* já começa a ter uma diminuição de sua procriação e mortalidade dos indivíduos mais frágeis, afetando assim o parâmetro fecundidade e sobrevivência, respectivamente.

**CAPITULO II:
DESCRIÇÃO DO PROJETO E ÁREA DE
ESTUDO**

2.1 HIPÓTESE

A dinâmica humana (industrialização, agricultura, urbanização, entre outros) associada aos processos naturais fazem diariamente assinaturas geoquímicas que tipificam os compartimentos geoquímicos. Em ambientes naturais em que a ação antrópica é registrada com grande intensidade há a tendência de se encontrar características próprias de ambientes impactados, que se situam além dos padrões geoquímicos de normalidade.

Tanto a grande montadora de baterias como as fabriquetas lançam seus efluentes no ecossistema local, entretanto, é provável que esta montadora de grande porte realize atualmente o tratamento de seus rejeitos plumbíferos, uma vez que a mesma tem a certificação ISO 14.001. Por outro lado, é sugestivo que tais fabriquetas que utilizam processos fabris rudimentares realizem tratamento limitado ou nenhum tratamento antes do descarte dos seus efluentes nos ecossistemas locais. Naturalmente, não se pode descartar a possibilidade de que a indústria de acumuladores tenha no passado contribuído com a contaminação ambiental da região, e que tais contaminantes estejam presentemente acumulados historicamente nos diversos compartimentos geoquímicos da área, constituindo um passivo ambiental.

Através do levantamento geoquímico ambiental do chumbo e elementos químicos associados na liga metálica espera-se identificar possíveis focos de contaminação identificando passivos ambientais no município de Belo Jardim e colocando ao lume o que tais contaminantes representam em termos de toxicidade para a biota local.

2.2 OBJETIVOS

2.2.1 Objetivos Gerais

- Determinar a concentração de chumbo em amostras de solo e água coletadas em pontos específicos do município de Belo Jardim – PE. Comparar os resultados encontrados com valores de *background* e limiares de toxicidade, utilizando

padrões nacionais, que estabeleçam valores de normalidade geoquímica e de toxicidade para água e solos.

- Aferir a ecotoxicidade dos pontos de coleta de solo, para poder estabelecer a influência da contaminação ambiental sobre marcadores biológicos específicos.

2.2.2 Objetivos Específicos

- Qualificar e quantificar nas amostras de solo e água coletadas, os elementos químicos associados ao chumbo na liga industrial que podem causar impactos ambientais no município de Belo Jardim.
- Averiguar a possibilidade de influência dos efluentes das indústrias de beneficiamento de chumbo sobre seres vivos, a partir de ensaios ecotoxicológicos em copépodos.
- Assinalar a possível influência da sazonalidade (estação seca/chuvosa), nas amostras de água e sedimento que foram coletadas.
- Relacionar a possível afinidade existente entre os elementos químicos estudados e o percentual de matéria orgânica e frações granulométricas.

2.3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDOS

2.3.1 Localização Física

O município de Belo Jardim situa-se a uma distância de 190 km a oeste da capital pernambucana e possui uma área de 648 km² com uma população de 70.963 habitantes (IBGE, 2009). Está localizado no Agreste, Microrregião do Vale do Ipojuca e Região do Desenvolvimento do Agreste Central (Figura 2.1).

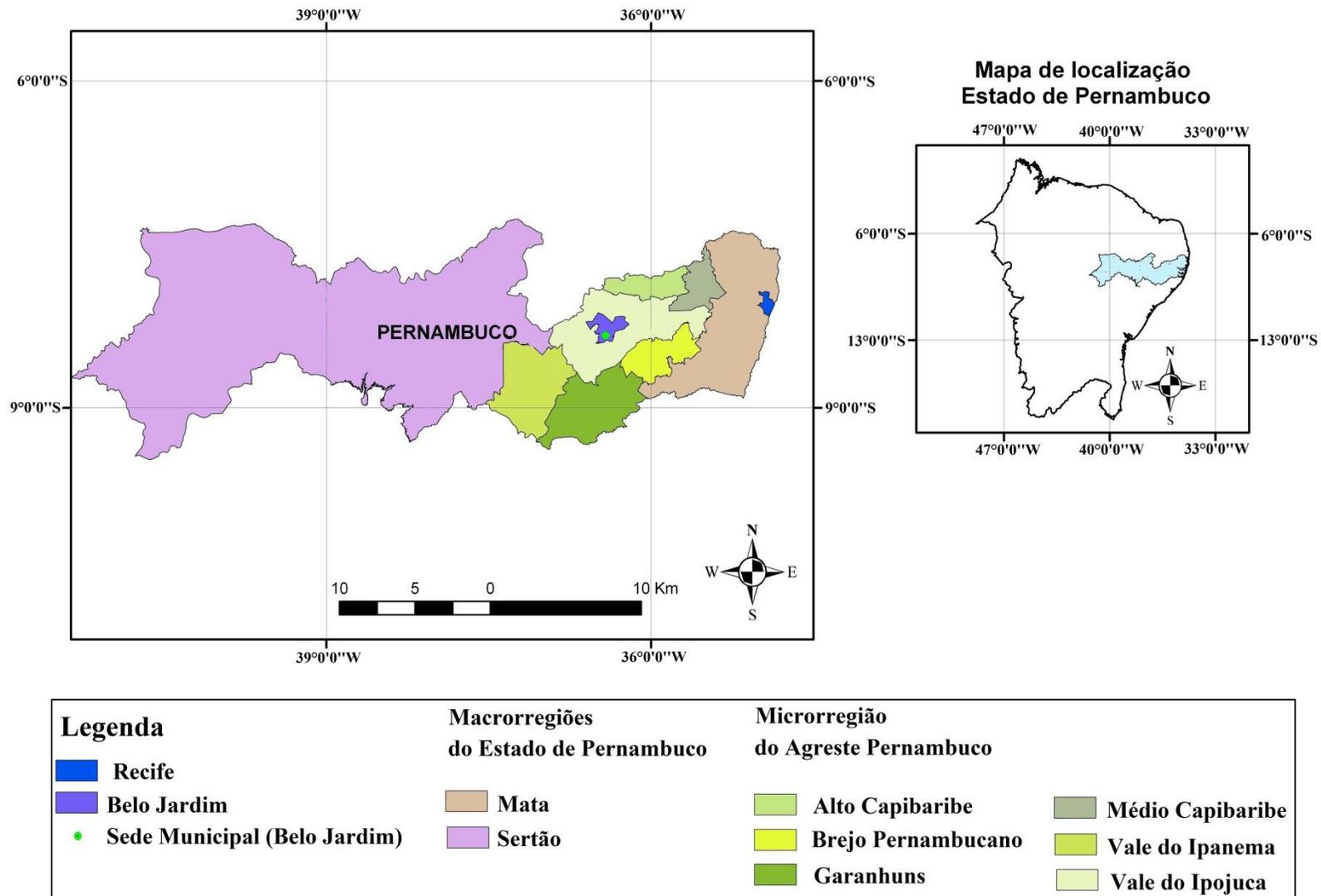


FIGURA 2.1: Mapa de localização do município de Belo Jardim - PE.

2.3.2 Aspectos Geológicos da Região

2.3.2.1 Geologia da Região

O estado de Pernambuco está localizado na Zona Transversal e Zona Externa da província da Borborema, no qual se insere em um contexto de Colagem de terrenos tectonoestratigráficos e tectônica acrescionária. A província da Borborema está localizada na plataforma sul-americana. Seu arcabouço geológico do Precambriano do Nordeste, ou mais especificamente da Província Borborema, engloba faixas supracrustais de idade proterozóica e domínios gnáissico-migmatíticos-paleoproterozóicos ou arqueanos, cortados por um volumoso séquito de granitóides de intensa deformação neoproterozóica, ambos relacionados ao Ciclo Brasileiro (Jardim de Sá, 1994; Brito Neves *et al.*, 2000; Brito Neves *et al.*, 2003).

Esta região sofreu vários ciclos vulcânicos e tectônicos e estes dois fatos fizeram com que a província da Borborema ficasse dividida nas seguintes sub-províncias; setentrional, externa ou meridional e zona transversal. O Domínio Transversal está localizado acima do Lineamento Pernambuco (LP) correspondendo, segundo a direção leste – oeste, aos terrenos Rio Capibaribe, Alto Moxotó e Alto Pajeú, a Faixa Piancó – Alto Brígida e, o Terreno Granjeiro/Ouricuri. Esses terrenos têm direção NE - SW por estarem delimitados pelas zonas de cisalhamento transcorrente que integram o sistema de zonas de cisalhamento intermediárias definidas pelos lineamentos Pernambuco e Patos (Gomes, 2001).

2.3.2.2 Geologia da área

O município de Belo Jardim está localizado no domínio das rochas cristalinas, no Terreno Alto Capibaribe (Gomes, 2001). Sendo constituído pelos litotipos dos complexos Cabrobó e Belém de São Francisco e da Suíte Intrusiva Leucocrática Peraluminosa, Peraluminosa Xingó e Calcialcalina de Médio a Alto Potássio Itaporanga (CPRM, 2005) (Figura 2.2).

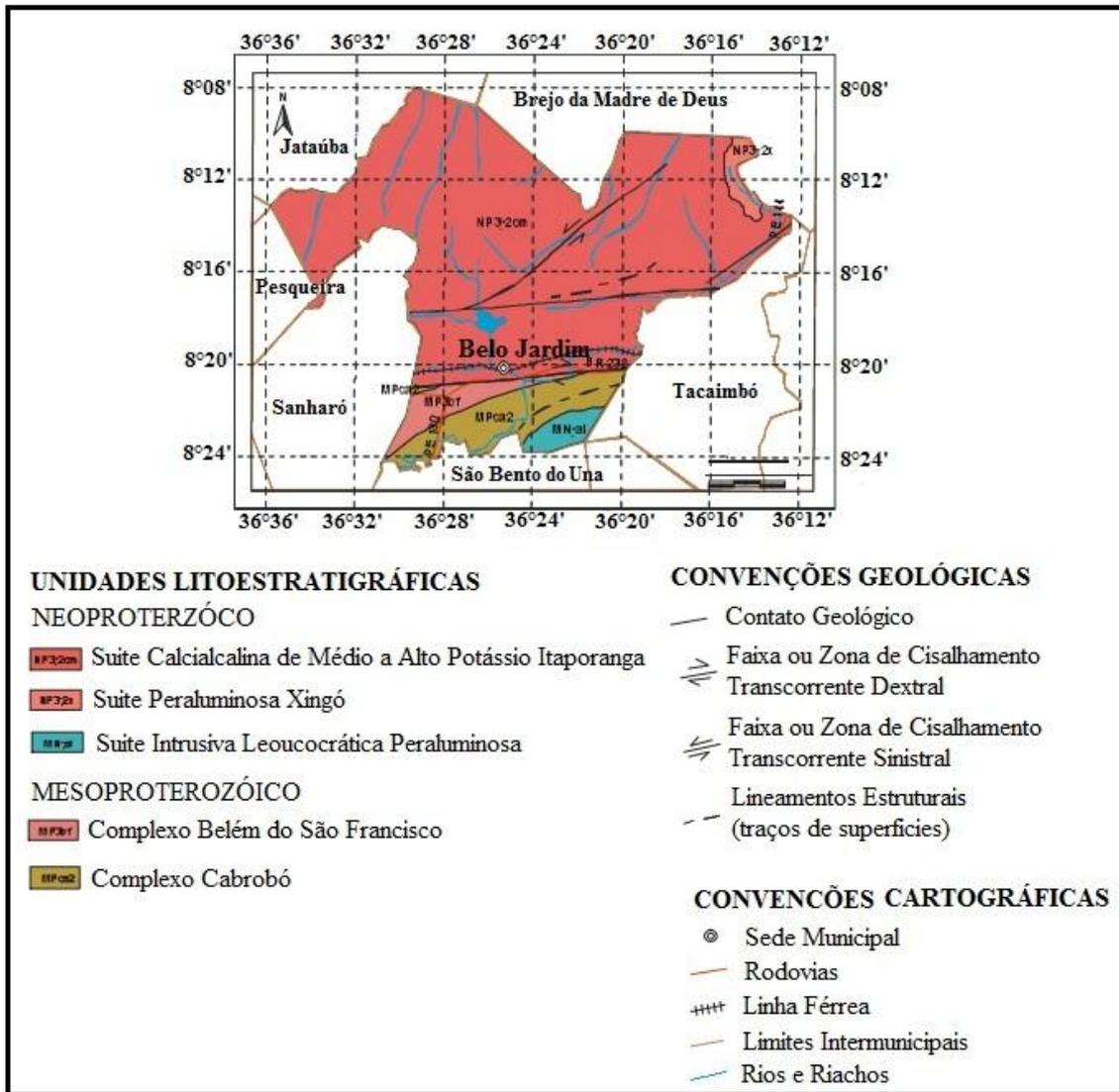


Figura 2.2: Mapa Geológico município de Belo Jardim – PE. CPRM (2005) - Modificado.

2.3.3 Fisiografia

O relevo da área apresenta duas estruturas distintas: uma formada por pediplanos e outra caracterizada por um relevo bastante movimentado formando um conjunto de serras. A presença de falhas transcorrentes relacionadas ao Lineamento Pernambuco e a presença de batólitos graníticos no território belo-jardinense foram fundamentais na configuração e gênese deste tipo de relevo (Melo, 2002).

O município é cortado por dois sistemas de drenagens: a bacia do rio Capibaribe e a bacia do rio Ipojuca. A drenagem associada com o relevo e clima possibilita a formação das

seguintes classes de solos: Alissolos, Cambissolos, Gleissolos e Luvisolos (Mota-Filho, 2006).

Segundo a classificação de Köppen, é possível notar a predominância de três áreas climáticas, que estão associadas ao relevo. A primeira região está localizada nas áreas com cota acima de 900 metros, possuindo clima do tipo As', ou seja, clima tropical úmido com chuvas de outono – inverno. A segunda região do município está situada nas cotas altimétricas entre 700 a 800 metros, pertencendo ao clima As', representando a porção semi – árida atenuada do município em foco. A terceira e última zona climática é a que está situada no domínio do clima BShs', é um clima seco e quente ou megatérmico, com curta estação chuvosa, no outono-inverno. A temperatura varia entre 22°C e 28°C. As cotas altimétricas destas áreas estão abaixo dos 700 metros.

CAPÍTULO III:
MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 PONTOS DE COLETA DE AMOSTRAS

Foram escolhidos oito pontos de coleta de amostras de água e solos, dos quais três são pontos próximos a focos de emissão de efluentes e cinco são pontos a montante e a jusante dos focos de emissão de poluentes (Figura 3.1).

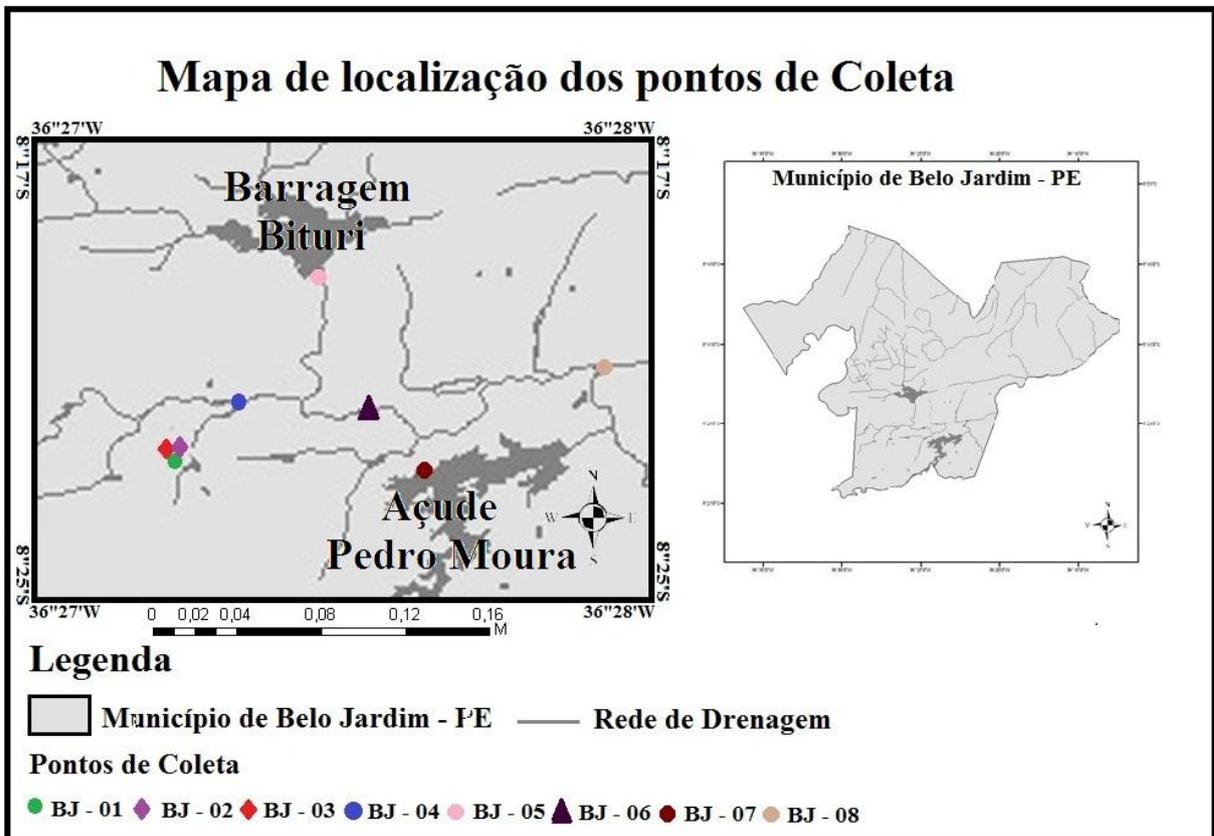


Figura 3.1: Localização dos pontos de coleta.

As amostras de água e solo foram coletadas próximas a lagoas e charco que recebem influência dos efluentes dos prováveis pontos emissores de contaminação. Em dois pontos, foram coletados perfis com até 20cm profundidade, sendo um em tanque que acondiciona rejeitos sólidos de uma fundição desativada, e o outro em solo contaminado pelos efluentes de uma fabriqueta em atividade. A Tabela 3.1 apresenta as coordenadas, descrição dos locais de amostragem e material amostrado.

Tabela 3.1: Descrição e localização dos pontos amostrados.

Ponto	Coordenadas UTM (Datum Córrego Alegre)		Descrição do local de coleta	Material amostrado	
				1ª Coleta (estação seca - 12/2009)	2ª Coleta (estação úmida – 07/2009)
BJ - 01	0780608	9076486	Lagoa (a jusante dos pontos emissores)	Água e solo	Água e solo
BJ - 02	0780658	9076790	Fabriqueta de chumbinho e de placas de chumbo (desativada)	Água, solo e perfil sedimentar	Água e solo
BJ - 03	0780465	9076806	Fabriqueta de chumbinho e de placas de chumbo	Água, solo e perfil sedimentar	Água e solo
BJ - 04	781670	9077360	Charco a montante das fabriquetas	Água	Água e solo
BJ - 05	783680	9080446	Barragem Bituri	Água	Água
BJ - 06	784857	9077364	Centro da cidade, em riacho próximo a fábrica de baterias	Água	Água
BJ - 07	0785961	9075906	Açude Pedro Moura	Água	Água
BJ - 08	0789966	9078172	Confluência entre os rios Taboquinhas e Ipojuca	Água	Água

3.2 COLETA DE AMOSTRAS

Foram coletadas amostras de água e solo em dois períodos distintos do ano, na estação seca (12/2009) e na estação úmida (07/2009). As amostras de água foram coletadas no rio Ipojuca (BJ-08), riacho Taboquinhas (BJ-01, BJ-04, BJ-06 e BJ-08) Açude Pedro Moura (BJ-07) e Barragem Bituri (BJ-05), objetivando a determinação da concentração de chumbo e averiguação da influência sazonal na distribuição da concentração deste metal pesado (Tabela 3.1).

As amostras de solo foram coletadas em pontos próximos aos de coleta de água e em seguida foram submetidas às seguintes análises: granulométrica; geoquímica, através do equipamento de Espectrometria de Emissão Atômica (ICP–AES); determinação de ecotoxicidade e porcentagem de matéria orgânica.

Na estação seca foram coletadas amostras de solo em três pontos: BJ-01, junto à lagoa marginal do riacho Taboquinhas; BJ-02, na fabriqueta desativada de chumbinho e placas de Pb; BJ-03, junto à fabriqueta de chumbinho e placas de Pb (Figura 3.1).

Também foram coletados dois perfis, P1 e P2 (pontos BJ-02 e BJ-03), sendo o primeiro em rejeitos fabris e o segundo no local de emissão de efluentes (Tabela 3.1).

Já na estação úmida foram coletadas amostras de solo nos mesmos pontos anteriores, acrescido do ponto BJ-04, localizado junto a um charco utilizado para pastagem, próximo aos pontos BJ-02 e BJ-03.

As amostras de água foram coletadas em oito pontos nas duas estações climáticas (Tabela 3.1).

3.2.1 Coleta de Amostras de Água

As amostras foram coletadas nas fontes emissoras de efluentes industriais, na drenagem à montante e à jusante destes focos emissores, no rio Ipojuca e no riacho Taboquinhas. A Figura 3.2 mostra a coleta no riacho Taboquinhas (BJ-6).



Figura 3.2: Coleta de água no riacho Taboquinhas, ponto BJ-06.

As amostras foram acondicionadas em garrafas plásticas de 250 ml esterilizadas, sendo em seguida acidificadas com ácido nítrico (HNO_3), segundo metodologia descrita em *Standard Methods* (número 3111), e mantidas sob refrigeração contínua até o envio para laboratório.).

3.2.2 Coletas de Amostras de Solo

As amostras de solo foram coletadas com o auxílio de uma pá de plástico, sendo necessário raspar a parte mais superficial, topo do horizonte A, mais rico em matéria orgânica – MO

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e mantidas à temperatura constante, e em seguida foram enviadas ao Laboratório de Preparação de Amostras – LPA do Centro de Tecnologia e Geociências (CTG), da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

Tais coletas se efetuaram junto aos pontos emissores de contaminação (BJ-02 e BJ-03). No ponto BJ-02 a amostra foi coletada em uma lagoa próxima do riacho Taboquinhas e no ponto BJ-03, sob um filete de efluente que sai do pátio da fabriqueta e deságua no riacho Taboquinhas. O ponto de amostragem BJ-01 está localizado próximo a outra lagoa marginal à calha do riacho Taboquinhas. Já o ponto BJ-04 está situado em charco utilizado para pastagem bovina próxima aos focos emissores (Figura 3.3).



Figura 3.3: Coleta de solo realizada próxima aos focos emissores, junto da lagoa.

3.2.3 Coleta de Perfis

O primeiro perfil – P1 foi coletado no ponto BJ-02, no pátio de uma fabriqueta de chumbinho e placas de chumbo desativada. Este perfil foi amostrado dentro de um poço de contenção, cheio de sedimentos finos (silte e argila) misturado aos rejeitos plumbíferos com metais associados utilizados na fabricação de baterias automobilísticas (Figura 3.4). O perfil mediu 20 cm de comprimento e foi coletado com o auxílio de um cilindro de PVC rígido de 80 mm de diâmetro.



Figura 3.4: Perfil P1 (BJ-02) coletado no poço de deposição de rejeitos de fundição de chumbo.

Já o segundo perfil (P2) obtido foi de 20 cm de comprimento por 80 mm de diâmetro e foi coletado no ponto de amostragem BJ-03 situado junto a outra fabriqueta de chumbinho e placa de chumbo e metais utilizados na fabricação de baterias automobilística, sendo que esta fabriqueta continua em atividade. Este perfil foi coletado no solo do lado externo do muro da fabriqueta, local por onde corre um pequeno filete de efluentes que tem origem no pátio da fabriqueta e é despejado no riacho Taboquinhas (Figura 3.5).



Figura 3.5: Perfil P2 (BJ-03) coletado no ponto onde passa um efluente industrial.

O solo dos perfis estavam úmidos na hora da coleta e foram acondicionados em sacos plásticos, numerados, refrigerados (20° C) e enviados ao laboratório de preparação de amostras da UFPE. Em seguida, os perfis (P1 e P2) foram seqüencialmente seccionados a cada 5cm (Figura 3.6).

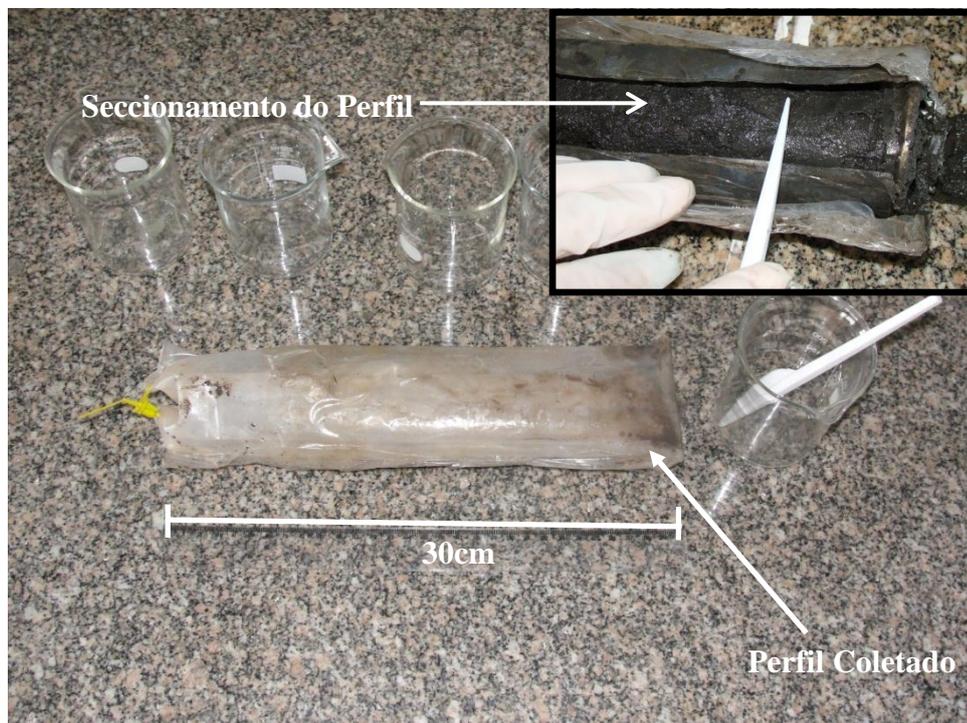


Figura 3.6: Seccionamento a cada 5 cm dos perfis coletados.

3.3 ANÁLISE GEOQUÍMICA

3.3.1 Análise Geoquímica das Amostras de Água

Após a coleta as amostras de água foram enviadas para o laboratório CEMIC Análises Ambientais Ltda. Em laboratório, as análises químicas foram realizadas a partir da metodologia descrita no *Standard Methods* (número 3120) através de leituras utilizando ICP-AES.

3.3.2 Análise Geoquímica das Amostras de Sedimento e Perfil

No LPA, as amostras de sedimento juntamente com as secções dos perfis, foram postas para secar em estufa à 30°C (Figura 3.7). Em seguida, desagregadas e homogeneizadas com o auxílio de um almofariz e pistilo de porcelana até ficarem reduzidas a uma granulometria do tamanho silte + argila, ou seja, com partículas menores que 0,063mm.



Figura 3.7: Preparação das amostras de solo.

Posteriormente todas as amostras foram enviadas para o laboratório SGS GEOSOL, em Minas Gerais. As análises químicas foram realizadas seguindo a método denominado de Água Regia, onde são efetuadas leitura em ICP – AES.

3.4 ANÁLISE GRANULOMÉTRICA

Das amostras brutas de solo, sem ser reduzida a pó, juntamente com as amostras obtidas a partir do seccionamento dos perfis, foram retiradas alíquotas representativas de 100g já secas para análise granulométrica. Para a realização de tal análise, foi tomada como base a metodologia descrita por Suguio (1973) e modificada por Lima (2011), conhecida como peneiramento úmido. As alíquotas foram lavadas com o auxílio de três peneiras de metal, que dividiu o material em três frações:

1ª Fração- Silte + Argila

2ª Fração- Cascalho

3ª Fração- Todo material restante (diversas frações da faixa de dimensão areia)

Durante a lavagem, a primeira fração é descartada juntamente com a água que lavou as amostras. A segunda e terceira fração volta a ser colocada para secagem na estufa por mais 48 horas, sendo em seguida pesadas, e por diferença de massa foi possível estimar a porcentagem da primeira fração.

3.5 DETERMINAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA

Em todas as amostras de solo, e amostras resultantes do seccionamento a cada 5 cm do perfil testemunhado, foram determinadas as porcentagens de matéria orgânica - MO contida. Esta quantificação foi realizada pelo método de queima por mufla (Conceição *et al.*, 1999). Para tanto, pesou-se, em cadinho de porcelana, 1g de cada amostra seca à 100°C em estufa (durante 2 horas). Em seguida cada conjunto de amostra/cadinho foi colocado em mufla para calcinação a uma temperatura de 600°C, durante 6 horas.

Posteriormente as amostras foram retiradas da mufla, resfriadas em ambiente livre de umidade (dissecador) e repesadas. O percentual de MO foi calculado por diferença de peso entre cada conjunto de amostra/cadinho, conforme mensuração antes e após a calcinação, e nesse cálculo sabe-se que estão incluídos os voláteis.

3.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

3.6.1 Análise de Componentes Principais - ACP

Inicialmente foi realizado um levantamento bibliográfico sobre os elementos químicos que estão presentes na fabricação de baterias automobilísticas e de chumbinho, entres estes elementos destacam-se Pb, Ag, As, Sb e Sn. A partir das concentrações brutas destes elementos em amostra de solo foram elaborados gráficos univariados. Posteriormente estes foram acrescidos aos 37 elementos químicos analisados, incluindo a concentração de MO e granulometria (finos e grossos), sendo este conjunto submetido à Análise de Componentes Principais – ACP.

A ACP é uma técnica estatística multivariada que permite reduzir a representação de um grande número de variáveis para um novo conjunto com número mais reduzido destas, que devem representar uma grande fração da variabilidade contida nos dados originais.

Os elementos destes novos vetores são chamados de componentes principais. Desta forma, o método objetiva estabelecer um pequeno número de combinações lineares (componentes principais) de um conjunto de variáveis, que retenham um máximo possível da informação contida nas variáveis originais (Moita Neto & Moita,1998).

No presente estudo o ACP irá projetar os quarenta parâmetros analisados (informação) em apenas duas dimensões:

1º Dimensão: Componente Principal 1 - CP1

2º Dimensão: Componente Principal 2 - CP2

A CP1 encontra-se na abscissa, e nela encontra-se a projeção da componente principal, onde a maior parte da informação estatística é encontrada (Jackson, 1991). A CP2 encontra-se na ordenada, possuindo uma menor parte da informação estatística. O CP1 e CP2 devem ser analisados em conjunto, pois neles espera-se encontrar as informações necessárias para realizar os agrupamentos geoquímicos.

Quando os dados são tratados utilizado o método do ACP são gerados dois gráficos:

1º Gráfico: *loadings* (pesos)

2º Gráfico: escores

O Gráfico *loadings* é composto pelos grupos geoquímicos formados a partir dos parâmetros analisados (dimensões). Já o dos escores é composto pelo agrupamento dos pontos de coleta. O processamento da ACP pode ser efetuado a partir da matriz de correlação ou da matriz de variâncias e covariâncias (Moita Neto & Moita, 1998). Para interpretar o ACP é necessário observar os agrupamentos de amostras formados pelo gráfico dos escores, comparando-os com os grupos geoquímicos que são formados no gráfico de *loadings*.

3.6.2 Análise de Variância - ANOVA

A partir dos dados obtidos através dos ensaios ecotoxicológicos foi realizada análise estatística, sendo adotado o método de Análise de Variância – ANOVA. Para comparação de médias de sobrevivência e fecundidade entre os sedimentos dos pontos de amostragem utilizou-se Análise de Variância - ANOVA, onde foram levados em conta as três repetições e os números de fêmeas ovadas, fêmeas não ovadas, copepodito e náuplio. O teste de Tukey foi utilizado para identificar diferenças significativas dois a dois, ou seja, cada amostra da área de estudo será individualizada e comparada a uma amostra controle, coletada em um ambiente sem influência da ação antrópica investigada na área.

3.7 ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS

A ecotoxicidade dos solos e sedimentos foi efetuada através de ensaios com o copépodo *Tisbe biminiensis*. Para tanto foi efetuada a coleta dos copépodos, o cultivo em laboratório e os experimentos de ecotoxicidade propriamente ditos em solos e sedimentos.

3.7.1 Coleta dos copépodo harpacticóide *Tisbe biminiensis*

A espécie foi coletada na Praia do Farol, localizada no município de Olinda –PE (NE Brasil). Esta praia está localizada na Região Metropolitana do Recife, área urbana e portanto, sujeita ao *input* de matéria orgânica provavelmente antropogênica através de esgoto urbano. O copépodo harpacticóide *Tisbe biminiensis* é uma espécie visível com o auxílio de lupa monocular, espécie submilimétrica, e possível de ser notada em comparação com as outras presentes nesta praia.

Os organismos foram obtidos através da coleta de amostras de sedimento arenoso com macroalgas associadas por aderência e levadas ao laboratório. No LACE, Laboratório de Cultivo e Ecotoxicologia da Universidade Federal de Pernambuco, o material coletado foi

lavado com água do mar filtrada e mantido acondicionado em um aquário com água do mar durante uma semana. Após este tempo as fêmeas ovígeras foram separadas, identificadas com auxílio de microscópio e isoladas para a criação dos cultivos.

3.7.2 Cultivo do Copépodo

A espécie *Tisbe biminiensis* foi cultivada em um substrato livre dentro de um recipiente contendo 500 mL de água do mar filtrada (25 e 3µm CUNO® em filtragem seqüencial). Os fatores abióticos foram controlados para que não causasse estresse nos copépodos de forma que a salinidade se situasse em torno de 35 ± 2 ‰, e a sala de cultivo permanecesse constantemente climatizada, com temperatura mantida entre 25°C e 27 °C. Os copépodes foram submetidos a fotoperíodos de 12 h claro / escuro. Uma vez por semana foram ofertados alimentos comerciais (rações) para peixes (All os Plus®) e diatomáceas (*Thalassiosira fluviatilis* ou *Chaetocerosgracillis*). A primeira reprodução de *T. Biminiensis* possuía idade variando entre 7 - 10 dias.

Uma vez por semana a água foi completamente mudada e todo o conteúdo dos vasos de plástico foi passado através de uma peneira de 64 µm, e os organismos retidos na peneira foram transferidas para vasos limpos com 500 mL de água do mar filtrada, 20 mL de suspensão de algas e 100 mg de alimentos para peixes (Souza-Santos *et al.*, 2006). Todos os testes de toxicidade foram realizados quando havia um grande número de fêmeas ovígeras. O volume das culturas foi aumentado para 5L, a partir de 500 mL de cultivo.

3.7.3 Montagem do experimento de ecotoxicidade

Os testes de ecotoxicidade foram realizados em amostras de solo coletadas no município de Belo Jardim, com 3 repetições. As amostras foram coletadas nos pontos BJ-01, BJ-03, BJ-05, BJ-06 e BJ-08. Uma sexta amostra de sedimento foi coletada em uma área controle, estuário do rio Maracaípe, ambiente sem efeito da ação antrópica. A amostra controle foi utilizada como parâmetro de qualidade, ou seja, todas as amostras que apresentassem um percentual de fecundidade ou sobrevivência inferior ao do controle serão consideradas tóxicas (Oliveira 2011).

Os ensaios de ecotoxicologia foram realizados a partir do método descrito por Pinto *et al.* (2001) e modificado no presente estudo. Para a realização dos testes foram pesados 2g de solo, e em seguida adicionado 20ml de água do mar e deixado em repouso por vinte e quatro horas. Após este período a água do mar foi trocada e adicionada em cada amostra 10 fêmeas ovígeras com 12 dias de vida para se eliminar o efeito da mortalidade natural, uma vez que *T. biminiensis* possui período de vida que varia de 29 a 32 dias.

Por se tratar de amostra de solo e sedimentos não estuarinos os fatores abióticos, pH, temperatura (água e ambiente) e salinidade, foram aferidos diariamente, de maneira que não houve mortalidade decorrente de estresse devido a alteração destes fatores.

No final do experimento foram contados o número de fêmeas ovadas, fêmeas não ovadas, copepodito e náuplio, para a averiguação da fecundidade e sobrevivência dos copépodes.

**CAPÍTULO IV:
RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Para uma melhor compreensão, este capítulo encontra-se subdividido por temas estudados, ou seja, por compartimentos geoquímicos específicos. A abordagem ecotoxicológica foi efetuada apenas para os solos.

4.1 SOLO

A Tabela 4.1 expressa as concentrações totais de metais pesados, da matéria orgânica e das frações granulométricas encontradas nas amostras de solo. Merece destaque o Pb, As e Cd, metais intrinsecamente tóxicos que são empregados na produção de baterias automotivas, principal atividade econômica do município de Belo Jardim.

Também é importante observar os teores de Al, embora a sua determinação seja semi-quantitativa, em muitos casos este elemento representa as partículas finas, argilas (Lima, 2008), que juntamente com a Matéria Orgânica – MO possuem capacidade sortiva (Rocha *et al.*, 2009).

TABELA 4.1: Dados referentes a metais pesados, granulometria e MO em solos do município de Belo Jardim coletados em estação seca e úmida.

Amostras		Metais Pesados						Dados Granulométricos		MO	
		Al	As	Cd	Co	Cr	Ni	Pb	Silte +Argila		Grossos
		%	mg.Kg ⁻¹					%		%	
BJ-01_I	Estação seca	0,82	5,0	0,5	4,0	7	5,0	3.429	44,3	53,3	8,0
BJ-02_I		0,51	7,0	0,5	2,5	3	0,5	20.000	89,9	10,1	6,5
BJ-03_I		0,36	11,0	2,0	2,5	6	0,5	28.900	62,0	38,0	24,9
BJ-01_II	Estação úmida	0,82	5,0	0,5	6,0	9	7,0	974	44,3	55,7	28,7
BJ-02_II		0,70	36,0	2,0	2,5	7	0,5	24.800	98,2	1,9	11,0
BJ-03_II		0,34	10,0	0,5	2,5	6	0,5	23.700	59,2	40,8	34,2
BJ-04_II		1,91	2,5	0,5	13,0	41	24,0	276	87,7	12,3	15,0

A Tabela 4.2 mostra os valores de outros elementos-traço encontrados nas amostras de solo. É importante ressaltar as concentrações Fe, Mn, pois estes elementos podem representar óxidos/hidróxidos de Fe e Mn que podem adsorver outros elementos químicos (Covelli & Fontolan, 1997; Rocha *et al.*, 2009). É importante destacar que as concentrações dos elementos Al, Ca, Fe, Mg, Mn e Ti não representam resultados quantitativos uma vez que foram determinados por ICP-AES, e este não é o melhor método analítico para elementos maiores. Entretanto, os resultados podem ser utilizados de modo semi-quantitativos no sentido de verificar a tendência geoquímica.

TABELA 4.2: Valores brutos dos elementos-traço encontrados em solos

Amostras		Ag	B	Ba	Be	Bi	Cu	La	Li	Mo	Sb	Sc	Se	Sn	Sr	Th	Tl	U	V	W	Y	Zn	Zr	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	Ti
		mg.Kg-1																					%								
BJ-01_I	Estação seca	0,5	5	343	1,0	5	43	29	5,0	0,5	24,0	1,5	5	15	39	5	5	5	22	5	4	75	0,5	0,33	1,68	0,20	0,20	0,040	0,06	0,14	0,030
BJ-02_I		3,0	5	125	0,5	5	11	26	2,0	0,5	57,0	1,5	5	23	16	15	5	5	6	5	2	21	0,5	0,02	0,95	0,09	0,04	0,005	0,02	0,01	0,005
BJ-03_I		0,5	5	122	0,5	5	101	31	1,0	0,5	139,0	1,5	5	397	13	5	5	5	12	5	2	42	0,5	0,04	0,12	0,11	0,02	0,005	0,02	0,05	0,005
BJ-01_II	Estação úmida	0,5	5	499	2,0	5	42	37	5,0	1,0	2,5	1,5	5	5	138	5	5	5	20	5	7	144	0,5	1,03	1,47	0,24	0,30	0,080	0,22	0,66	0,010
BJ-02_II		4,0	5	189	0,5	5	50	112	2,0	2,0	157,0	1,5	5	185	80	63	5	5	11	5	2	31	0,5	0,04	0,87	0,16	0,03	0,005	0,06	0,06	0,020
BJ-03_II		4,0	5	138	0,5	5	108	30	0,5	1,0	116,0	1,5	5	519	9	5	5	5	9	5	3	40	0,5	0,02	0,35	0,07	0,02	0,005	0,03	0,06	0,005
BJ-04_II		0,5	5	437	3,0	5	31	65	15,0	0,5	2,5	5,0	5	5	47	15	5	5	51	5	20	109	1,0	0,34	2,59	0,52	0,54	0,060	0,06	0,14	0,100

Ao serem analisadas as Tabelas 4.1 e 4.2 merecem destaque o Pb, Ag, As, Cd, Cu, Sb e Sn, posto que são metais empregados na indústria de baterias automotivas, chumbo ácida (Santos *et al.*, 2011). A Ag merece destaque especial uma vez que a liga prata-estanho é utilizada nas baterias, tal como é indicada na página da Internet mantida pela grande montadora de baterias (situada no município de Belo Jardim – PE). Há ainda referência a uma nova linha de baterias que utiliza uma liga de Ag-Sn denominada Ag-10, bateria inteligente.

4.1.1 Chumbo

4.1.1.1 Primeira coleta - estação seca (12/2009)

A Figura 4.1 expressa a variação dos teores de chumbo encontrados nas amostras de solo que foram coletadas na estação seca.

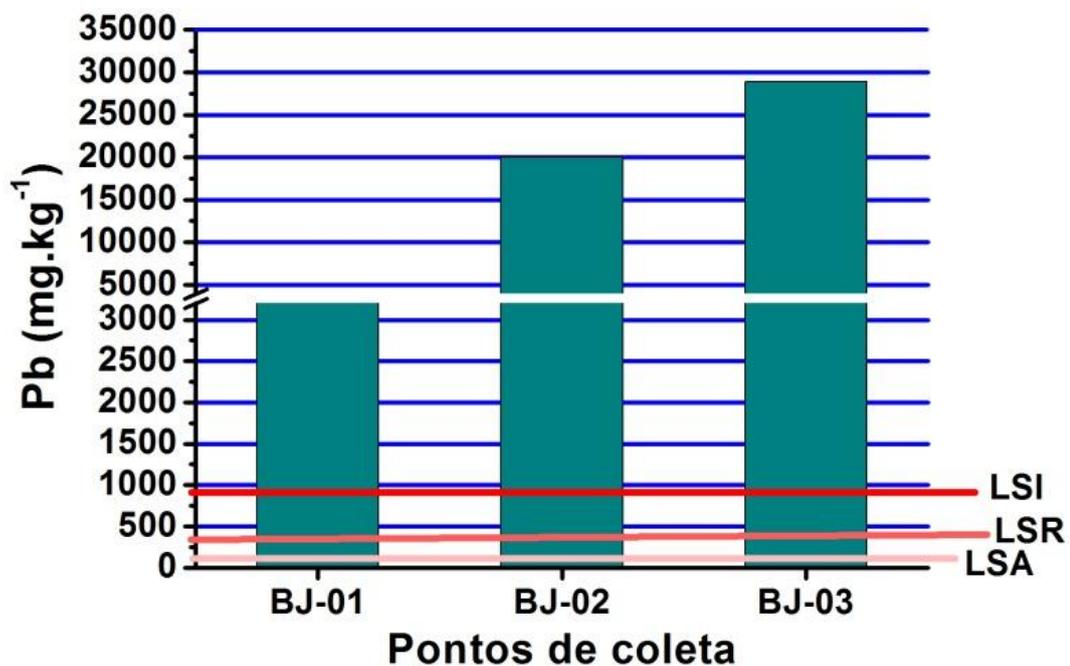


Figura 4.1: Teores de chumbo em amostras de solo – estação seca, com indicação dos limiares do CONAMA (2009): LSI=Limiar Solo Industrial; LSR=Limiar Solo Residencial; LSA=Limiar Solo Agrícola.

A resolução 420/2009 do CONAMA dispõe sobre os critérios orientadores da qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas. Nesta Resolução o CONAMA

estipula os limiares das concentrações de chumbo em diversos tipos de uso e ocupação do solo: Agrícola (SA = 180 mg.kg⁻¹ de peso seco); Residencial (SR=300 mg.kg⁻¹ de peso seco); Industrial (SI= 900 mg.kg⁻¹ de peso seco). De acordo com o uso e ocupação atual do solo todos os pontos de coleta estão inseridos em um ambiente agroindustrial.

Desta forma, todas as amostras coletadas na estação seca se encontram com valores bem acima dos limiares estabelecidos pelo CONAMA, mesmo considerando o valor para solos industriais que são mais elevados que aqueles para solos agrícolas.

4.1.1.2 Segunda coleta - estação úmida (07/2009)

Nesta estação climática foram coletadas quatro amostras de solo nos pontos BJ-01, BJ-02, BJ-03 e BJ-04 (Figura 4.2).

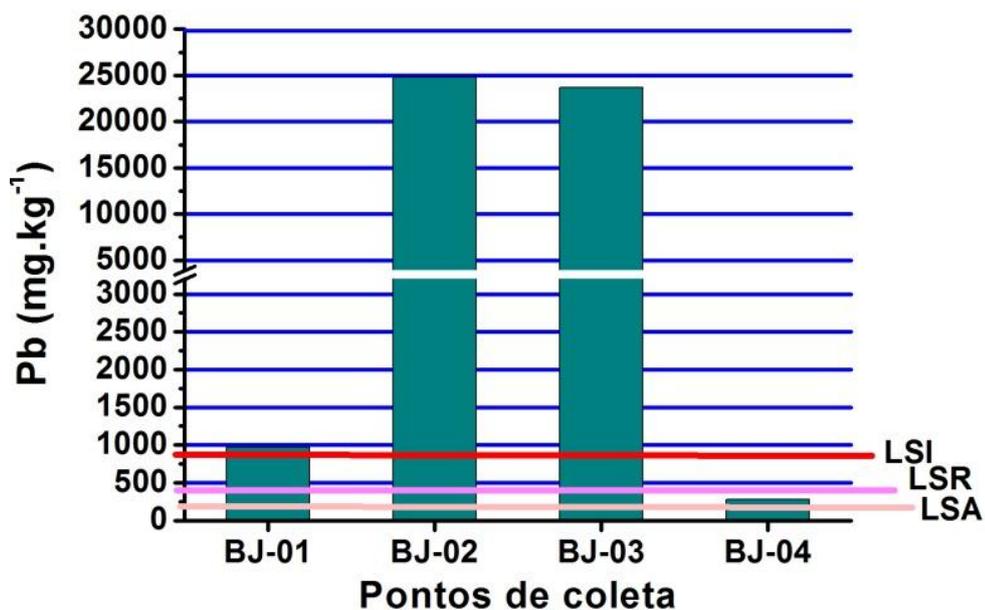


Figura 4.2: Teores de chumbo em amostras de solo – estação úmida, com indicação dos limiares do CONAMA (2009).

Tomando ainda como base a resolução 420/2009 do CONAMA é possível notar que a amostra do ponto BJ-04 está abaixo dos limiares para SR e SI do CONAMA.

Comparativamente, as amostras no ponto BJ-01, coletadas tanto na estação seca quanto na úmida, estão com valores acima dos padrões estipulados para solos agrícola e residencial e moderadamente acima do padrão do esperado para solo industrial. Os altos teores de Pb encontrados nas amostras coletadas no ponto BJ-01 certamente são devidos a proximidade que há entre este ponto e os focos emissores deste metal, ou seja, pontos BJ-02 e BJ-03.

No ponto BJ-02 as amostras apresentaram valores de chumbo bem acima dos indicados para as três classes de uso e ocupação do solo (CONAMA, 2009). Neste ponto as amostras foram retiradas às margens de uma lagoa próxima do riacho Taboquinhas, situada nas proximidades de uma fabriqueta desativada de chumbinho e placas de Pb para baterias automotivas (Figura 4.3). Provavelmente, os resíduos liberados pela fundição eram escoados até ela, que por sua vez deságua no riacho Taboquinhas em períodos de chuva. Assim, é provável que os contaminantes provenientes da fabriqueta, ora desativada, chegassem até o riacho Taboquinhas.



Figura 4.3: Lagoa receptora de efluentes fabris - Ponto BJ-02.

É naturalmente esperado que os teores de Pb encontrados nas amostras coletadas no ponto BJ-03 estejam acima dos limites estipulados pela resolução 420/2009 do CONAMA, para SA e para SI, por se tratar de uma amostra coletada sob em um filete de efluente que sai diretamente do interior de uma fabriqueta de chumbinho e placas, que utilizam ligas de Pb.

Os pontos BJ-02 e BJ-03 são pontos ambientalmente críticos, uma vez que se situam juntos a fabriquetas que liberam altíssimos teores de chumbo para o meio ambiente, sendo observado o seguinte:

- O ponto BJ-02, que está localizado junto a uma fabriqueta atualmente desativada, apresenta no seu interior e do lado externo da área de operações um grande volume de escória produzida no processo de fundição do chumbo (Figura 4.4, 4.5 e 4.6). Tal depósito à céu aberto faz com que este local seja caracterizado como um emissor de contaminantes, gerando um passivo ambiental nas cercanias, fato que explicaria a razão das altas concentrações de Pb encontradas nas amostras coletadas neste ponto.

- No ponto BJ-03 passa um filete de efluente industrial de uma fabriqueta em atividade o que constitui uma contaminação atual.

O riacho Taboquinhas, que recebe efluentes dos ativos localizados nos pontos BJ-02 e BJ-03, percorre grande parte do município de Belo Jardim e sua água é utilizada pela população para a agricultura, agropecuária e até mesmo para o consumo da população que vive no campo em regiões mais distantes da sede municipal.



Figura 4.4: Vista panorâmica do ponto de amostragem BJ-02, exibindo escória industrial.



Figura 4.5: Depósito de escória resultante da fundição de Pb e metais associados, na estação de coleta BJ-02.

Vários estudos que registram a relação existente entre o Pb e perfis de solo, observam que em ambientes onde não haviam fontes antropogênicas deste metal não ocorria aumento em suas concentrações nas amostras mais superficiais do perfil, entretanto, em locais onde existia o lançamento de chumbo no ambiente por ação antrópica, havia o registro de significativo aumento na concentração deste contaminante no topo do perfil (Saur & Juste, 1994; Steinnes & Njåstad, 1995; Blaser *et al.*, 2000). Por outro lado, Reimann *et al.* (2011) afirmam que em ambientes no qual o clima favorece o intemperismo químico de rochas ricas em feldspato, pode haver a liberação do Pb oriundo deste mineral, e neste caso haverá um pequeno acréscimo dos valores de chumbo no Horizonte A do solo, da ordem de até 21 mg/kg^{-1} .

No caso do município de Belo Jardim – PE é indiscutível a presença de vários focos antropogênicos que liberam teores significativos de chumbo no solo como verificado por Paiva (2005) e Mota-Filho (2006). Outro fato a considerar é o fator climático, devido à localização geográfica deste município, que está inserido no Agreste Pernambucano, onde impera o intemperismo físico sobre o químico em função da baixa precipitação pluviométrica, sendo sugestivo que a contribuição geogênica seja minimizada. Assim, é provável que as

elevadas concentrações de chumbo encontradas nas amostras estudadas tenham forte contribuição de origem tecnológica.

Ao ser observadas as Figuras 4.1 e 4.2 é possível notar que em todos os pontos de coleta, as amostras de solo apresentaram elevadas concentrações de chumbo. No entanto, em dois pontos, BJ-01 e BJ-03, as amostras coletadas na estação seca apresentaram anomalias superiores às encontradas na estação úmida, fato observado também por Mota - Filho (2006) ao estudar amostras de solo desta mesma região. Tal registro deve ser decorrente do fator diluição da concentração esperada normalmente durante a estação úmida.

Comparando-se os dados apresentados no ponto de coleta BJ-02, observa-se que o fator diluição não explica uma elevação da concentração exatamente na estação úmida em contraposição a diminuição de teor na estação seca. Esta aparente incoerência pode ser explicada ao se observar que nas cercanias do ponto de coleta (Figuras 4.4, 4.5 e 4.6), ocorre uma deposição de escória metalúrgica. Assim, é possível que na estação chuvosa, a água incidente sobre tal rejeito plumbífero sólido deve carrear por lixiviação descendente, o Pb para o solo local, provocando um maior acúmulo deste metal sobre o mesmo.



Figura 4.6: Pastagem bovina ao lado de escória metalúrgica, no ponto BJ-02.

4.1.2 Antimônio, Arsênio, Cadmio, Cobre, Estanho e Prata

Os resultados analíticos das amostras da primeira coleta, na estação seca, estão exibidos nos gráficos (Figura 4.7) das concentrações dos principais metais representativos das ligas metálicas que estão associados ao chumbo na produção de baterias automobilísticas produzidas em Belo Jardim – PE (Ag, As, Cd, Cu, Sb e Sn).

Para as amostras dos pontos BJ-01, BJ-02 e BJ-03 observa-se que todos os valores metálicos são ascendentes, à exceção da Ag e Cu nos pontos BJ-02 e BJ-03, respectivamente, provavelmente devido a outra liga metálica pontualmente utilizada. Apenas com relação ao Sb, verifica-se que todos os seus teores estão acima dos limiares estabelecidos pelo CONAMA (Figura 4.7).

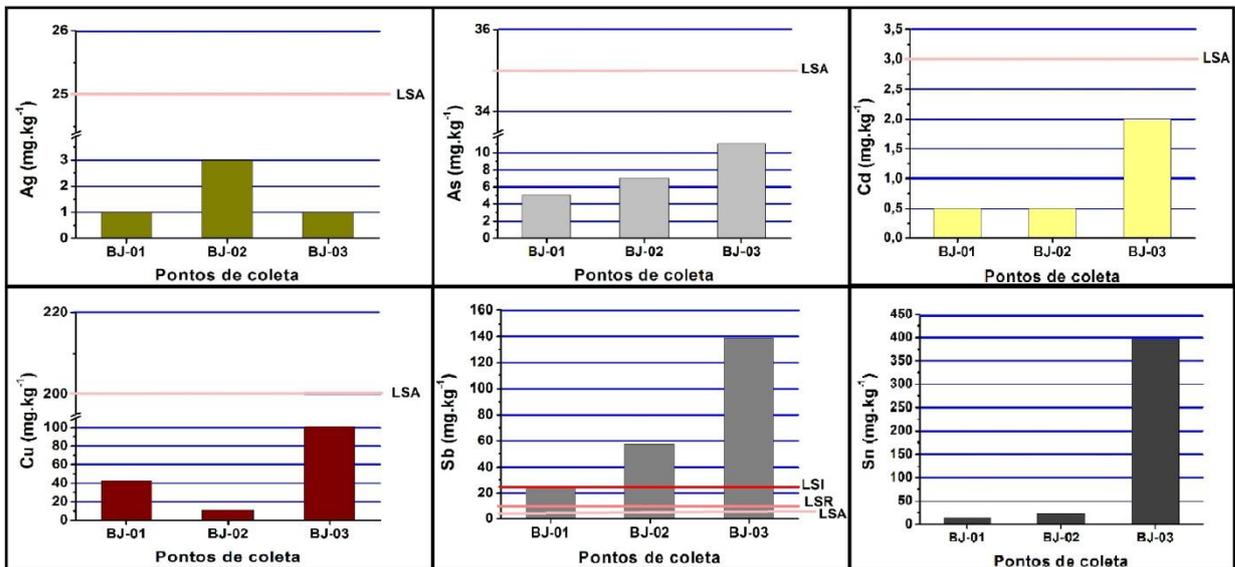


Figura 4.7: Concentrações dos metais utilizados em ligas metálicas na produção de baterias automobilísticas.

Como parâmetros de qualidade das amostras de solo são utilizados os limiares estabelecidos pela Resolução 420 do CONAMA (2009). Na Tabela 4.3 estão descritos os valores limiares para qualidade do solo em ambientes agrícola, residencial e industrial relativos aos elementos químicos utilizados nas principais ligas metálicas usadas na produção de baterias automotivas.

TABELA 4.3: Parâmetros de qualidade para solos relativos aos metais utilizados nas principais ligas metálicas (CONAMA, 2009).

Limiar por uso do solo	Ag	As	Cd	Cu	Sb	Sn
	mg.kg⁻¹ (peso seco)					
Solo Agrícola	25	35	3	200	5	-
Solo Residencial	50	55	8	400	10	-
Solo Industrial	100	150	20	600	25	-

Embora os metais associados ao Pb nas ligas metálicas para produção de baterias automotivas apresentem potencialmente probabilidade de riscos à saúde humana, os valores registrados nas amostras de solo coletadas na estação seca, segundo a resolução 420 do CONAMA (2009), não representam perigo à saúde ambiental, com exceção do Sb que apresenta valores superiores aos limiares estabelecidos para solos agrícolas, residenciais e industriais. Assim, é provável que a liga metálica das placas para produção de baterias automotivas utilizem baixas concentrações de Ag, As, Cd e Cu, fato que explicaria a baixa concentração destes elementos no solo.

A Resolução 420/2009 do CONAMA não apresenta limiares para Sn, de modo que foi possível utilizar valores comparativos com os limites de toxicidade ambiental para este elemento.

Na segunda fase de coleta, na estação úmida, foram obtidas amostras em quatro pontos. A Figura 4.8 apresenta os resultados obtidos nesta coleta para Ag, As, Cd, Cu, Sb e Sn.

Ao serem analisados os gráficos da Figura 4.8 observa-se que os teores de Ag, Cd e Cu das amostras de solo estão abaixo dos valores limiares estipulados pela resolução 420 do CONAMA (2009).

O antimônio apresentou teores elevados tanto nas amostras coletadas na estação seca quanto na úmida (Figura 4.7 e 4.8), destacando-se as amostras dos pontos BJ-02 e BJ-03, onde nas duas estações apresentaram concentrações acima dos limiares das três classes de solo (Resolução 420/2009 do CONAMA).

De forma geral os valores de Ag, As, Cd, Cu e Sb apresentaram-se mais elevados nos pontos de amostragem BJ-02 e BJ-03, por se tratar de locais de fundição. Os aludidos metais não apresentam concentrações significativas nos pontos BJ-01 e BJ-04.

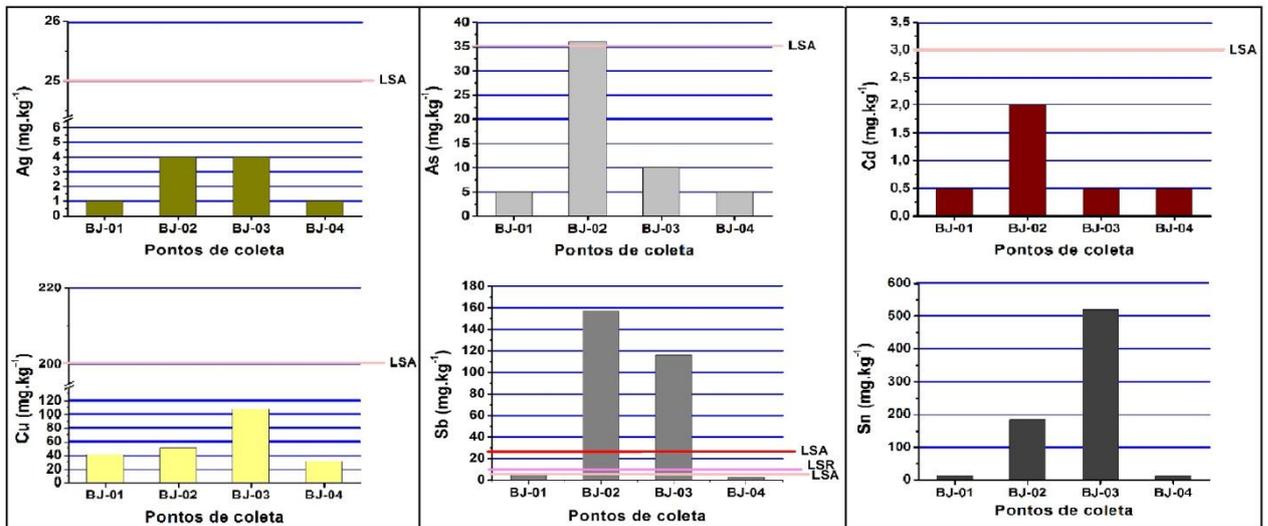


Figura 4.8: Concentrações de Ag, As, Cd, Cu, Sb e Sn em amostras de solo coletadas na estação úmida em áreas do município de Belo Jardim.

Apesar das concentrações de Ag, As, Cd, Cu e Sb serem mais altas nos pontos BJ-02 e BJ-03 relativas aos pontos BJ-01 e BJ-04, quando comparadas com os teores de Pb são concentrações relativamente mais baixas. Isto se deve provavelmente ao fato das baixas concentrações destes elementos na composição da liga metálica constituintes das placas que formam as baterias automobilísticas, fato comprovado quando se analisa a composição de uma típica sucata de baterias, que contém aproximadamente 32% de chumbo (Pb), 3% de óxido plumboso (PbO), 17% de óxido plúmbico (PbO₂) e 36% de sulfato de chumbo (PbSO₄), e apenas 12% de outros componentes, incluindo plásticos, ácidos e outros metais pesados: cádmio, cromo, zinco, mercúrio, etc. (Santos *et al.*, 2011).

O Arsênio apresentou valor pouco acima do limiar para solos agrícola na amostra do ponto BJ-02 (Figura 4.8). Este fato configura um alerta ambiental, na estação chuvosa, pois na região há pastos para gado bovino (Figura 4.6) e pequenos cultivos de subsistência. É possível que as gramíneas possam absorver este elemento e com isso ele pode passar à cadeia trófica, passível de contaminar o Homem. Este fato pode estar associado a uma maior dispersão do As pela água, possivelmente proveniente da escória local, fixando-se posteriormente no solo.

O elemento associado às ligas metálicas que mais se destaca pelos seus altos valores é o Estanho, não só na estação seca, no ponto BJ-03, como na estação úmida, nos pontos BJ-02 e BJ-03.

O problema do Pb nesta região é agravado por se tratar de uma região industrial e agrícola. Outro fato que possui destaque é a presença de uma empresa alimentícia que produz atomatados, *catchup*, doces, sucos de frutas e conservas, esses produtos são distribuídos para todo o Brasil.

O chumbo assim como qualquer elemento químico possui a capacidade de ser incorporado à cadeia alimentar e trazer sérios danos a saúde humana (Occupational Health Branch, 2001; Landrigan, 1994; Alessio, 1981).

Ao redor das fabriquetas que fundem o Pb, vários pequenos agricultores fazem plantio de hortaliças, feijão, etc., havendo também pastos para gado, como é o caso do local do ponto BJ-02 (Figura 4.6) e no ponto BJ-04. Este fato faz com que esta situação torne-se merecedora de atenção dos gestores de saúde pública, uma vez que este metal pode se tornar biodisponível e bioacumulado, e incorporar-se à cadeia alimentar até chegar aos seres humanos, e como consequência ter o surgimento de danos neurológicos podendo levar à letalidade (Staudinger & Roth, 1998).

4.1.3 Análise de Componentes Principais – ACP

A partir dos dados obtidos das análises granulométricas, químicas e de MO das amostras de solo, expressos nas Tabelas 4.1 e 4.2, foi realizada uma análise estatística multivariada utilizando o método de Análise de Componentes Principais - ACP. A utilização deste método tem como objetivo a verificação dos grupos de afinidade geoquímica e suas relações com as amostras analisadas. Na Figura 4.9, explicando 75% da informação do universo das variáveis analisadas, observa-se o gráfico *Scores* no qual foi possível individualizar dois grupos a partir de CP1, já que este individualmente explica 54% das variáveis:

Grupo A: Posicionados à esquerda e com valores negativos em relação ao CP1, encontram-se as amostras BJ-01-I, BJ-01-II (amostras coletadas no ponto BJ-01 na estação seca e úmida respectivamente) e BJ-04-II (coleta realizada apenas na estação úmida). No entanto, se levado em conta CP2, que explica apenas 21% das variáveis, é possível dividir o

grupo A em dois subgrupos: Subgrupo I formado pela amostra coletada no ponto BJ-04, e o subgrupo II formado pelas amostras coletadas no ponto BJ-01.

Grupo B: Situados mais à direita do CP1, com valores positivos, situam-se as amostras BJ-02-I, BJ-02-II (coletadas no ponto BJ-02 na estação seca e úmida respectivamente), BJ-03-I e BJ-03-II (coletadas no ponto BJ-03 na estação seca e úmida respectivamente). Este grupo é composto pelas amostras coletadas junto aos focos emissores de contaminação.

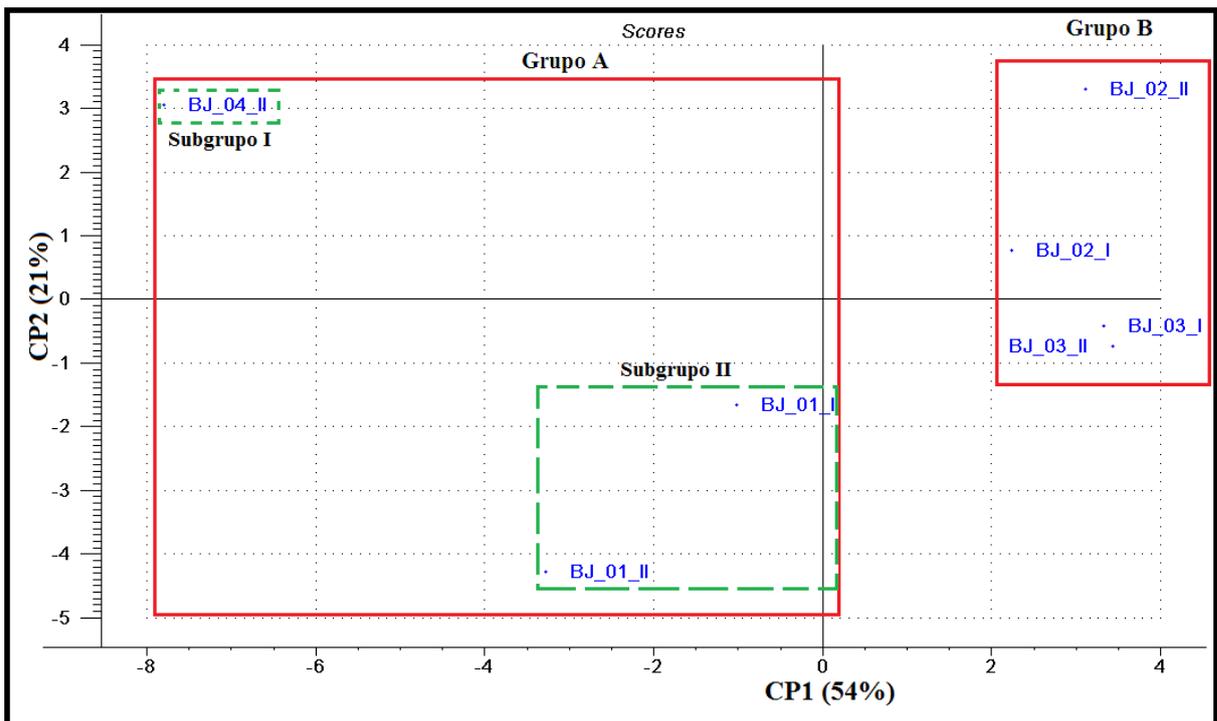


Figura 4.9: Grupos de amostras (*scores*) balizadas por máxima variância.

Na Figura 4.10 é observado o gráfico dos *loadings* do ACP, onde todas as dimensões analisadas (40 parâmetros) encontram-se exibidas e aglutinadas por máxima variância, estando divididas em dois grupos de maior afinidade geoquímica.

Vale salientar a existência de alguns elementos químicos, eliminados dos cálculos pelo próprio programa estatístico, por não possuírem peso estatístico, posto que não apresentam variância de concentrações entre os pontos amostrados, nem covariância entre os outros elementos.

Grupo A – Subgrupo I: La, , Be, Mg, Fe, Co, K, Y, Al, Ti, Cr, Sc, Li e V; Subgrupo II: Partículas grosso (areias), Ba, Mn, Zn, Ca, Sr, Na e P.

Grupo B – Partículas finas (silte + argila) e MO: Th, Mo, As, Cd, Ag, Sb, Sn, Cu e Pb.

Grupo Eliminado: Ni, Bi, Se, Tl, U, W e Zr (Grupo formado por baixa variância).

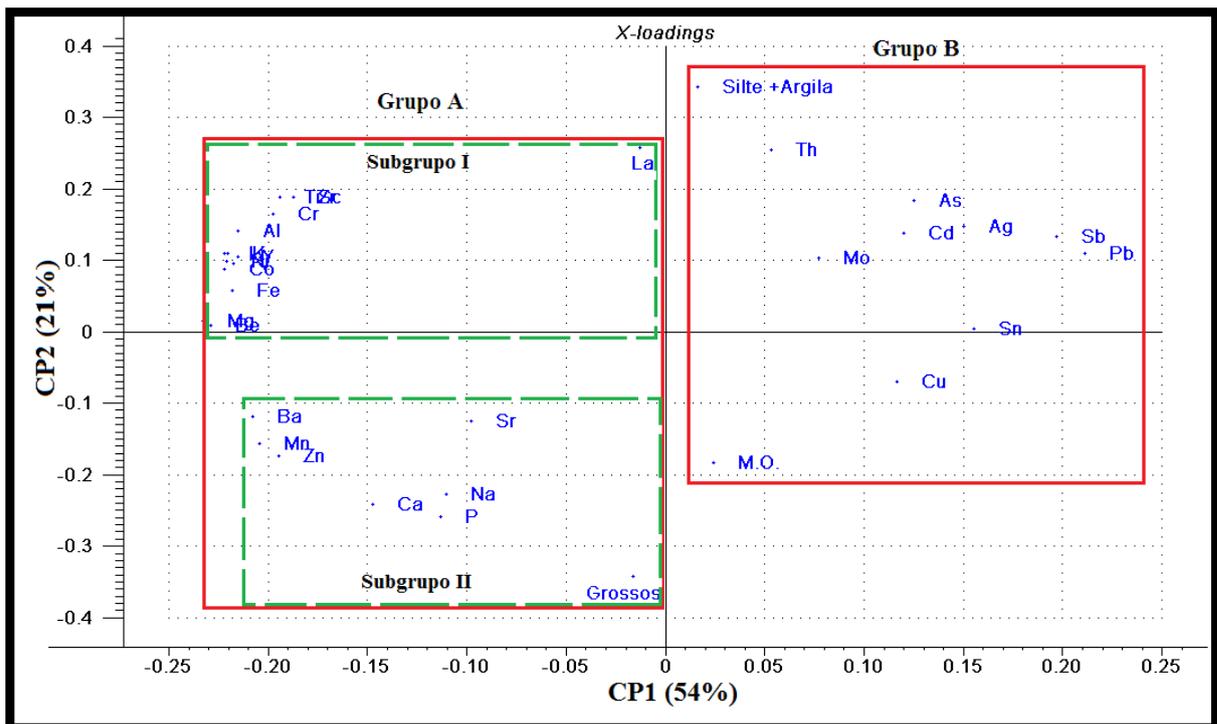


Figura 4.10: Grupos de elementos químicos (*Loadings*) agrupados por máxima variância.

O grupo B de *Scores* (Figura 4.9) representa as amostras coletadas nos pontos emissores, ou seja, os pontos de coleta que exercem função de fontes de contaminação ambiental.

Os elementos químicos de maior significância para o Grupo A de *Loadings* (Figura 4.10), são provavelmente de origem geogênica, posto que não estão relacionados à liga metálica utilizada na fabricação de placas de bateria. Já os elementos químicos que compõe o Subgrupo I são aglutinados a partir da adsorção que Al exerce sobre os elementos químicos, estes por sua vez estão relacionados à amostra coletada no ponto BJ-04. O Subgrupo II é composto por elementos químicos que estão presentes no Grupo A, mas não estão adsorvidos

pelo Al, estes elementos químicos possuem maior significância com as amostras coletadas no ponto BJ-01.

Por outro lado, os elementos químicos de maior significância para o grupo B (*Loadings*) são de provável origem tecnogênica, porquanto apresentam todos os metais que são utilizados na fundição pelas fabriquetas e devem estar adsorvidos na fração fina do solo e na MO.

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB em sua decisão de diretoria nº 195-2005 de 23 de novembro de 2005, estabelece a qualidade do solo do estado de São Paulo, onde são registrados limiares para referência de qualidade – LRQ, Prevenção – LP e de Intervenção – LI para solos Agrícolas – LISA, solos Residenciais – LISR e para solos Industriais – LISI. Foram utilizados como parâmetros de qualidade os valores adotados pelo CETESB (Tabela 4.4) relativos aos metais encontrados no Grupo B da Figura 4.10.

Segundo os parâmetros de qualidade do solo estipulado pelo CETESB (Tabela 4.4), em nenhum resultado das amostras o Mo apresentou valores anômalos, estando sempre abaixo do LRQ.

De forma geral, Ag, Cd e Cu não se apresentaram anômalos, entretanto, junto aos focos emissores (BJ-02 e BJ-03), apresentaram valores entre o LRQ e LP.

O As apresentou anomalia ambiental apenas na amostra coletada no ponto BJ-02 da estação úmida, acima do LISA.

Todas as amostras de Sb se apresentaram com valores anômalos, sendo que as amostras coletadas no ponto BJ-01 e BJ-04, ambas da estação úmida, apresentaram valores acima do LP. Os valores da amostra coletada no ponto BJ-01, na estação seca, estão acima do LISR, e as demais amostras exibem teores acima do LISI.

O Sn não foi avaliado porquanto o CONAMA (2009) e a CETESB (2005) não apresentam valores limiares de qualidade de solo para este elemento, fato preocupante, decorrente a sua toxicidade intrínseca.

Tabela 4.4: Parâmetros de qualidade do solo estabelecidos pelo CETESB (2005).

Elemento (mg.kg ⁻¹ de peso seco)	Referência de Qualidade	Prevenção	Intervenção		
			Agrícola	Residencial	Industrial
Ag	0,25	2	25	50	100
As	3,5	15	35	55	150
Ba	75	150	300	500	750
Cd	<0,5	1,3	3	8	20
Cr	40	75	150	300	400
Cu	35	60	200	400	600
Mo	<4	30	5	100	120
Na*	-	-	-	-	-
P*	-	-	-	-	-
Pb	17	72	180	300	900
Sb	<0,5	2	5	10	25
Sn*	-	-	-	-	-
Sr*	-	-	-	-	-
Th*	-	-	-	-	-
V**	275	-	-	-	-
Zn	60	300	450	1000	2000

*Não há valores de referência

**Só há valor de limiar para referência de qualidade

O CETESB (2005) também não estabelece valores limiaries para o Th, embora seus tores estejam mais baixos do que o de Sn, mas mesmo assim é preocupante, decorrente a sua elevada toxicidade natural. Mesmo que seja pouco intensa a sua atividade radioativa, a exposição ao tório livre pode acarretar danos, pois na cadeia de decaimento radioativo do mesmo são produzidos o Radônio (Rn²²⁰) e chumbo(Pb²⁰⁸), alguns de seus isótopos são muito instáveis (emitem radiação ionizante). Caso esteja pulverizado e disperso no ar, a inalação do Th aumenta o risco de contrair cânceres nos pulmões, pâncreas e sangue. Logo, necessita-se

sempre de uma atmosfera ventilada para o trabalho com esse metal. Caso esteja pulverizado, ou sob forma de certas ligas e contido em algum recipiente, ao entrar em contato com o ar, pode explodir violentamente, ou seja, pirofórico sob estas condições (Pascalichio, 2000).

O Pb foi o elemento que apresentou teores mais elevados de concentração nas amostras de solo, sendo que todas as amostras apresentaram valores acima do LISI da CETESB.

4.2 PERFIS

O primeiro perfil (P1) foi coletado em um poço de deposição de efluentes da fundição de Pb e metais correlacionados ao processo industrial de baterias automobilísticas.

O segundo perfil (P2) foi coletado sob um filete de efluentes da fundição de Pb e metais associados na fabricação de baterias automobilísticas, que sai do interior da fabriqueta localizada no ponto BJ-03 e deságua no riacho Taboquinhas (Figura 3.1).

Apesar de se tratar de perfis com alta concentração de Pb, eles apresentam características genéticas bem distintas, uma vez que P1 se trata de um perfil de material pulverulento, onde eram depositados efluentes de fundição. Já P2 se trata de um perfil de solo.

Na Tabela 4.5 estão expressos os valores das concentrações de metais pesados, dados granulométricos e MO referentes aos perfis coletados P1 (BJ-02) e P2 (BJ-03).

Tabela 4.5: Concentração dos principais metais investigados, dados granulométricos e MO nos perfis.

	Profundidade (cm)	Metais							Dados Granulométricos		MO
		Al	As	Cd	Co	Cr	Ni	Pb	Silte +Argila	Grossos	
		%	Mg.Kg-1						%		%
P1	0 – 5	0,64	25,0	0,5	1,5	5	0,5	28.800	83,57	16,43	7,80
	5-10	0,09	54,0	0,5	1,5	2	0,5	173.100	85,57	14,43	6,10
	10-15	0,59	7,0	0,5	1,5	3	0,5	22.700	90,92	9,08	7,10
	15- 20	0,08	19,0	0,5	1,5	2	0,5	124.500	77,91	22,09	5,80
P2	0 – 5	0,36	11,0	2,0	1,5	6	0,5	28.900	61,96	38,04	24,90
	5-10	0,37	6,0	0,5	1,5	5	1,0	6.681	82,72	17,28	10,20
	10-15	0,48	2,5	0,5	1,5	5	3,0	2.638	62,10	37,90	6,30
	15- 20	0,67	2,5	0,5	1,5	4	2,0	785	52,19	47,81	3,70

Na Tabela 4.6 estão expostos os valores da concentração de outros metais e elementos-traço dos perfis estudados.

Tabela 4.6: Elementos-traço e demais metais analisados nos perfis P1 e P2.

Profundidade (cm)	Ag	B	Ba	Be	Bi	Cu	La	Li	Mo	Sb	Sc	Se	Sn	Sr	Th	Tl	U	V	W	Y	Zn	Zr	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	Ti
Mg.Kg-1																						%								
P1																														
0 – 5	6,0	5	167	0,5	5	26	36	2,0	0,5	166	1,5	5	66	26	15	5	5	9,0	5	1,0	42	0,5	0,02	1,10	0,12	0,040	0,005	0,03	0,030	0,010
5-10	45,0	5	81	0,5	5	18	63	0,5	1,0	921	1,5	5	171	49	12	5	5	1,5	5	0,5	13	0,5	0,03	0,15	0,05	0,005	0,005	0,01	0,005	0,005
10-15	3,0	5	131	0,5	5	21	27	2,0	0,5	71	1,5	5	29	14	15	5	5	7,0	5	2,0	27	0,5	0,02	0,86	0,09	0,040	0,005	0,02	0,020	0,005
15- 20	57,0	5	126	0,5	5	11	58	0,5	0,5	395	1,5	5	116	40	10	5	5	1,5	5	0,5	9	0,5	0,03	0,09	0,04	0,005	0,005	0,01	0,005	0,005
P2																														
0 – 5	0,5	5	122	0,5	5	101	31	1,0	0,5	139	1,5	5	397	13	5	5	5	12,0	5	2,0	42	0,5	0,04	0,12	0,11	0,020	0,005	0,02	0,050	0,005
5-10	0,5	5	109	0,5	5	31	30	1,0	0,5	37	1,5	5	194	8	5	5	5	10,0	5	3,0	20	0,5	0,02	0,10	0,09	0,020	0,005	0,01	0,030	0,005
10-15	0,5	5	156	0,5	5	15	36	1,0	0,5	15	1,5	5	85	9	12	5	5	9,0	5	3,0	26	0,5	0,02	0,15	0,11	0,020	0,005	0,02	0,020	0,005
15- 20	0,5	5	98	1,0	5	17	62	3,0	0,5	7	1,5	5	25	11	20	5	5	8,0	5	6,0	22	0,5	0,10	0,53	0,17	0,060	0,005	0,01	0,020	0,005

A partir dos dados contidos nas tabelas 4.5 e 4.6 foram realizados gráficos univariados e multivariados, para cada perfil coletado, por se tratar de perfis com dinâmicas distintas.

4.2.1 Perfil P1 (Material do Poço de Estocagem)

Na Figura 4.11 estão expressos os gráficos univariados exibindo a distribuição vertical dos principais elementos químicos do P1. Os gráficos indicam que todos os elementos químicos exibem o mesmo comportamento distributivo, ou seja, elevadas concentrações nos intervalos 0 - 5 e 10 - 15 e baixas concentrações nos níveis de 5 - 10 e 15 - 20. Esta estratificação química indica os períodos de maior produção e menor produção industrial, ou seja, os intervalos de 0 - 5 e 10 - 15, intensa produção fabril e nos intervalos 5 - 10 e 15 - 20 declínios nos trabalhos das atividades de metalurgia. A M.O. tem comportamento contrastante com os metais indicando que os metais não estão associados a mesma.

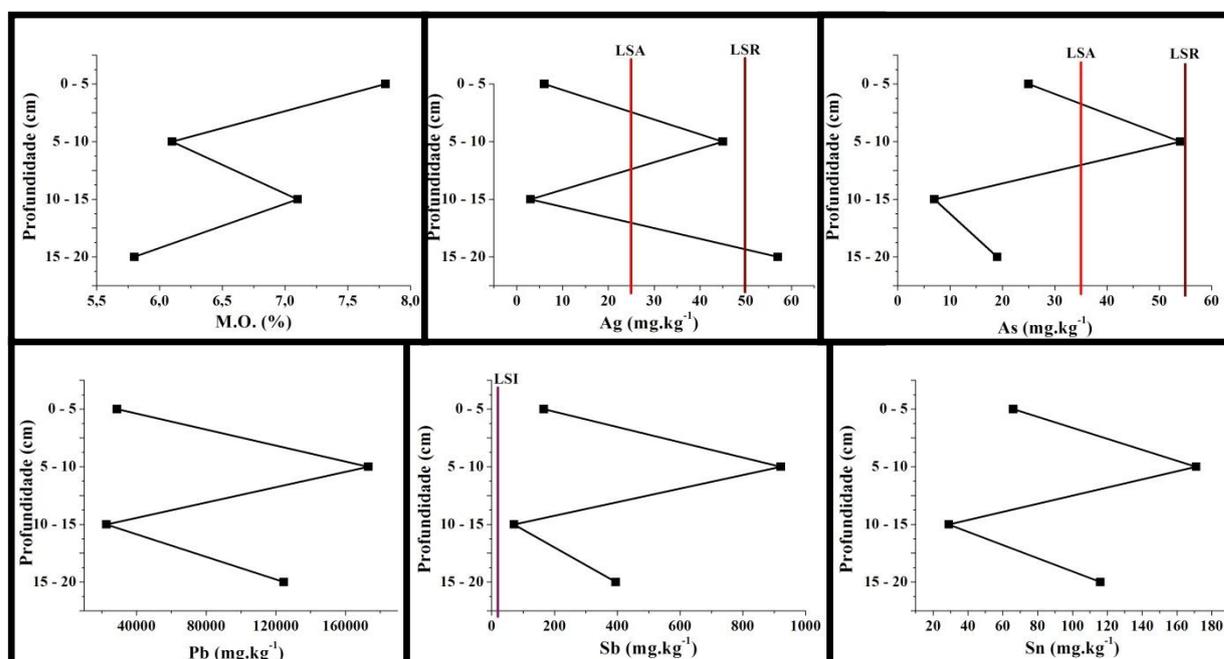


Figura 4.11: Distribuição dos elementos químicos e da MO no P1.

Observa-se que a Ag, As, Pb e Sb apresentam teores que estão total ou parcialmente acima dos limiares de toxicidade estabelecido pelo CONAMA (2009), destacando-se o Pb e Sb, por possuírem concentrações bem acima destes limiares.

Ressalte-se que as partículas sedimentares que estão no poço em que o P1 foi coletado são exógenas ao local de coleta, sendo este material rico em partículas finas, com alta concentração de silte e argila, que varia entre 77% a 90% (Tabela 4.5). A finalidade deste material ter sido colocado no poço é servir como um tratamento preliminar para os efluentes da fundição, antes de ser liberado ao meio ambiente, devido a sua capacidade de adsorção dos contaminantes (Sakan *et al.*, 2009). Embora os argilominerais possuam capacidade de adsorção, não exerceu de forma satisfatória a função de tratamento industrial, uma vez que os picos de alta concentração dos metais não correspondem aos picos de concentração de partículas finas como indicado na Figura 4.12.

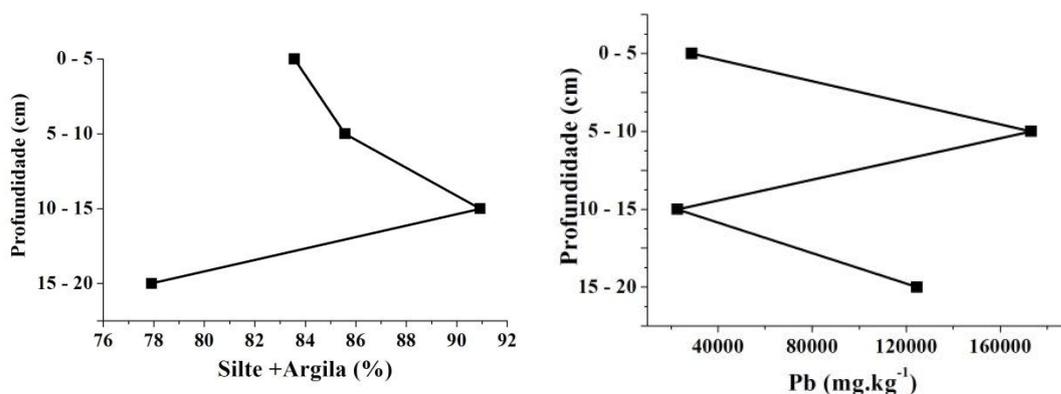


Figura 4.12: Distribuição das partículas finas (Silte + Argila) e Chumbo em relação a profundidade no perfil P1.

Os gráficos univariados representaram de forma satisfatória a distribuição do chumbo e metais associados à produção de baterias automotivas em P1, no entanto, foram realizados gráficos multivariados objetivando determinar os grupos de afinidade geoquímica a partir do máximo de variância entre os elementos químicos investigados. Na Figura 4.13 há o gráfico *Scores*, com 89% da informação do universo das variáveis

analisadas, foi possível individualizar segundo o CP1, dois grupos em função de suas profundidades:

Grupo A - situado mais à esquerda com cargas negativas, situam-se os intervalos: 5 – 10 e 15 – 20.

Grupo B - situado mais à direita com cargas positivas, incluem os intervalos: 0 - 5 e 10 – 15.

Assim, observa-se uma alternância de afinidades dos intervalos amostrados, de igual forma ao já exibido no gráfico univariado (Figura 4.11).

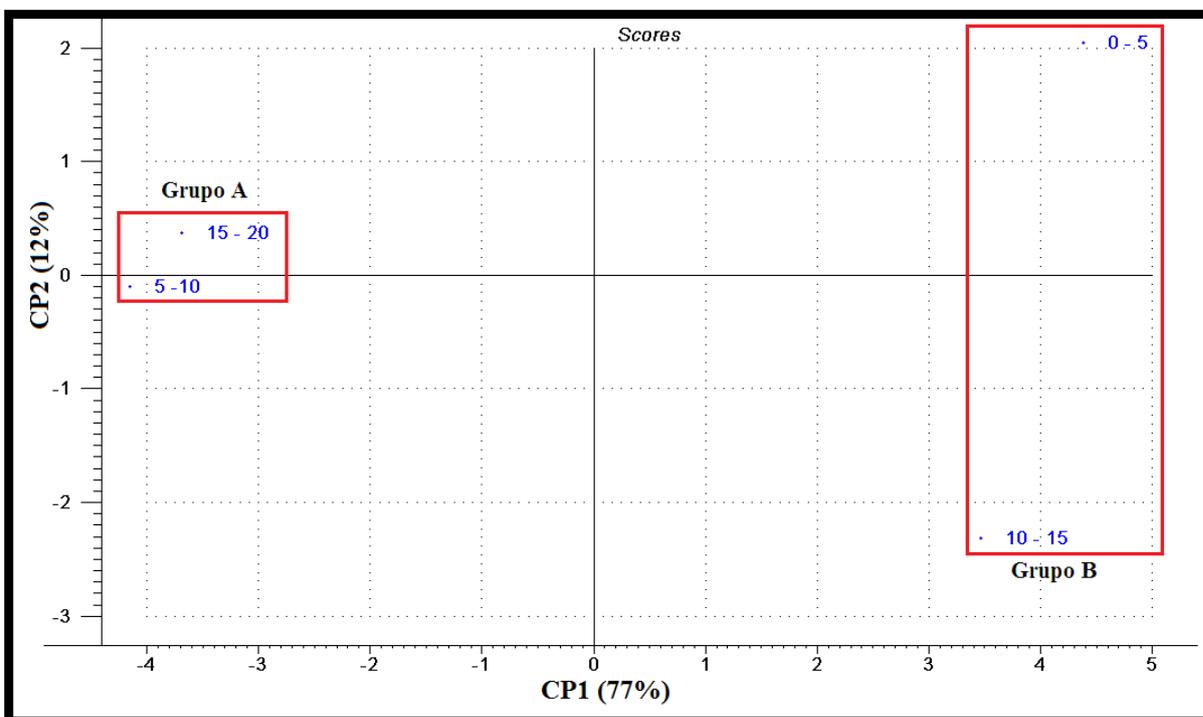


Figura 4.13: Intervalos amostrados (*scores*) balizados por máxima variância.

Na Figura 4.14 é observado no gráfico dos *loadings* do ACP para o P1, todas as dimensões analisadas (40 parâmetros) foram divididas em dois agrupamentos de elementos químicos com maior afinidade geoquímica, e um terceiro grupo excluído pelo programa, que não aparece no gráfico por não possuir peso estatístico.

Grupo A: Partículas grossas (diversas frações de areia), e Sr, La, Sn, Ag, Ca, Pb, Sb, Mo, As.

Grupo B: Partículas finas (silte + argila) e MO, Ti, Cr, Ba, Na, Zn, Cu, P, K, V, Fe, Al, Mg, Th, Y

Grupo Excluído: B, Be, Bi, Cd, Li, Mn, Sc, Se, Tl, U, W, Zr e Ni

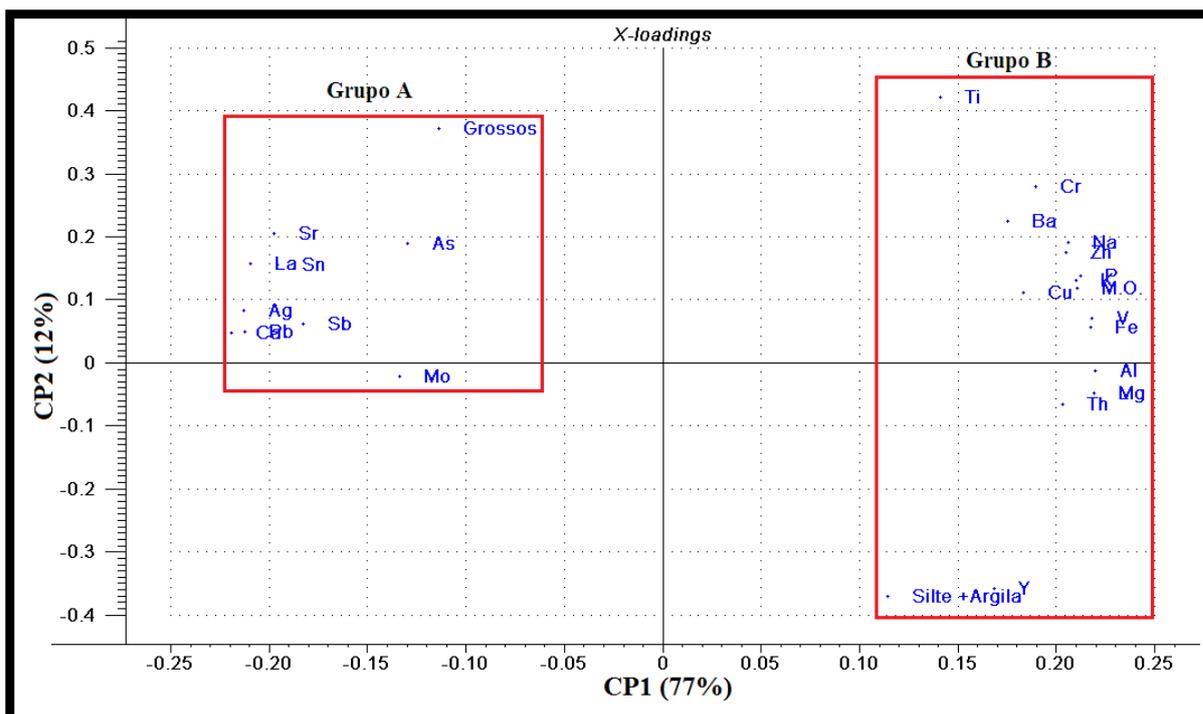


Figura 4.14: Grupos de elementos químicos aglutinados por variância segundo o CP1.

Os elementos químicos de provável origem geogênica, ou seja, do material terrígeno colocado no interior do poço, encontra-se provavelmente associados a MO tal fato fica evidenciado no Grupo B da Figura 4.14. Estes elementos não estão relacionados às ligas metálicas, ou seja, certamente já se encontravam contidos nas partículas finas ali depositadas.

Por outro lado, o Grupo A apresenta predominantemente, os elementos relacionados ao Pb e às ligas metálicas, estando no mesmo grupo das partículas mais grossas, no entanto estas não possuem poder de adsorção fato que implica afirmar que os contaminantes de P1 não estão associados a nenhuma partícula granulométrica e nem a MO, sendo sugestiva sua origem tecnogênica.

Entre as espécies químicas que compõe o grupo A da Figura 4.14, merecem atenção o As, Ag, Pb, e Sb por apresentarem valores anômalos, tomando como base os limiares do CONAMA (2009) e o CETESB (2005) para solos. Apesar destas instituições não definirem limiares para Sn, este merece destaque por apresentar altas concentrações e ter previsíveis efeitos danosos à saúde humana. Vale ainda salientar que embora o material coletado não ser necessariamente um solo, estes valores foram utilizados apenas para efeito comparativo.

4.2.2 Perfil P2 (Solo)

O perfil P2, coletado no solo do lado externo da fabriqueta avaliada (ponto BJ-03), apresenta as seguintes características:

Entre os elementos químicos analisados no P2, destacam-se o Chumbo, Antimônio e Estanho devido a suas altas concentrações. Entre os metais referenciados pela CETESB (2005) o Pb e o Sb exibiram valores que representam riscos de toxicidade ambiental, ultrapassando os limiares estabelecidos para solos (Figura 4.15).

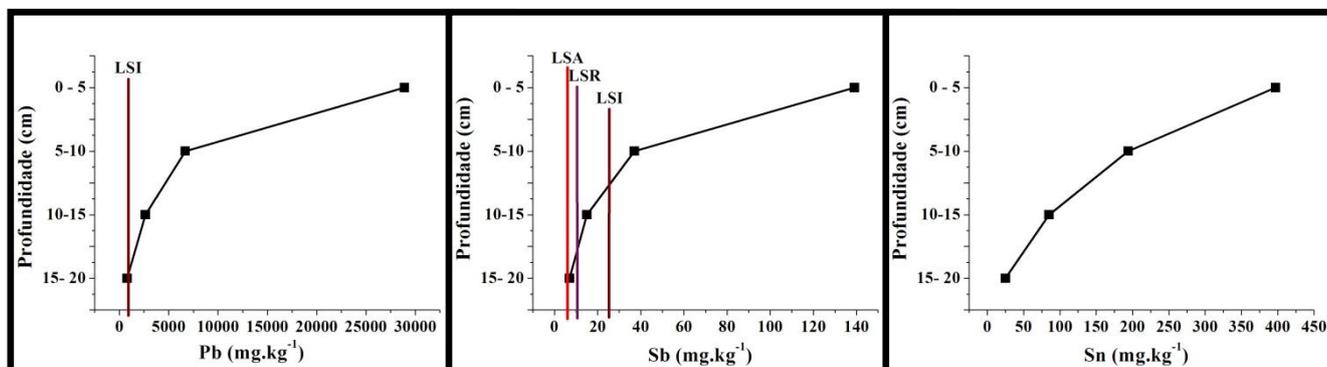


Figura 4.15: Distribuição dos teores de Pb, Sb e Sn com relação a profundidade no perfil P2.

Observa-se que a MO apresenta a mesma configuração evolutiva crescente da base para o topo do P2, tal como o Pb, Sb e Sn, significando que em parte, pode agir como um material de fixação destes elementos (Figura 4.16). Nos solos, é natural que o horizonte A mais superficial, concentre a maior quantidade de material orgânico.

O material siltico-argiloso apresenta sua maior expressão no nível de 5 – 10, o que pode representar o Horizonte B do solo. Este fato de apresentar uma reduzida espessura é perfeitamente esperado para o clima semi-árido, onde os horizontes B quando existe, é de reduzida dimensão.

Observa-se, por outro lado, que independente dos horizontes de solo concentradores da fração argila ou matéria orgânica, as concentrações dos metais se apresentam gradativamente crescentes da base para o topo do perfil, indicando que a contaminação metálica se deu de cima para baixo, conduzida pela infiltração dos efluentes egressos da fabriqueta. Este tipo de distribuição de contaminantes ao longo de P2 é típica de contaminações de ordem antropogênica.

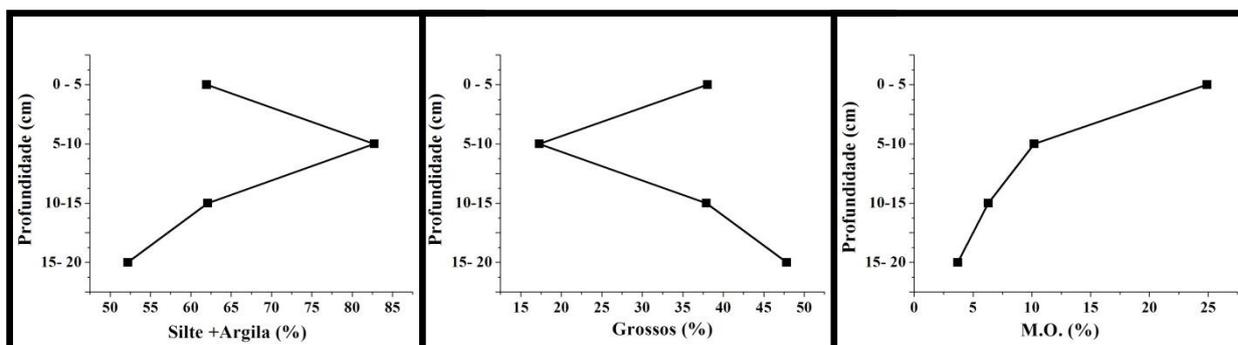


Figura 4.16: Distribuição de silte + argila, grossos e MO no P2.

Na Figura 4.17, gráfico dos *Scores*, com 90% da informação do universo das variáveis analisadas, foi possível individualizar segundo o CP1 e CP2, três grupos em função de suas profundidades:

Grupo A: 15 – 20 (seção inferior)

Grupo B: 5 – 10 e 10 – 15 (seção intermediária)

Grupo C: 0 – 5 (seção superior)

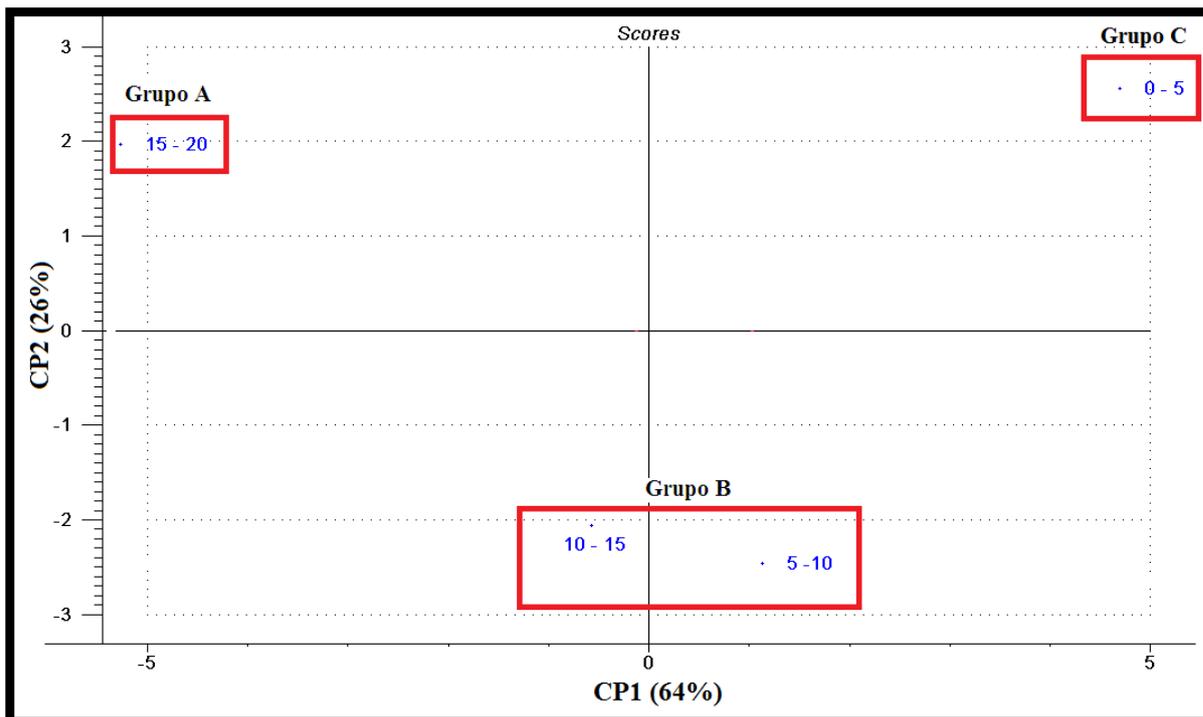


Figura 4.17: Grupos de amostras balizadas por máxima variância segundo o CP1

Na Figura 4.18, gráfico dos *loadings*, todas as dimensões analisadas (40 parâmetros) foram divididas em três agrupamentos de elementos químicos com maior afinidade geoquímica. Haveria ainda a ocorrência de um Quarto grupo excluído que, onde estão contidos os elementos químicos que não estão representados na Figura 4.18 por não possuírem peso estatístico.

Grupo A: Ca, K, Mg, Be, La, Al, Th, Y, Fe e Grosos

Grupo B: Ba, Ni e Partículas Finas (silte + Argila)

Grupo C: MO, Sr, Cd, Zn, Cu, Pb, Sb, P, As, Sn, V, Cr e Na

Grupo excluído: Ag, B, Bi, Li, Mo, Mn, Sc, Se, Ti, Tl, U, W, Zn e Co.

No grupo C (Figura 4.18) encontram-se os elementos agrupados por afinidade geoquímica e provavelmente egressos de atividade antropogênica. Tais elementos estão principalmente relacionado ao superior do P2 (0 – 5), onde coincidentemente apresentam maior concentração de MO (Figura 4.17). Ressalte-se que tais elementos contaminantes são conduzidos pelos efluentes que percolam sobre a superfície do solo,

tendo assim infiltração vertical descendente. Fato que explica o motivo dos contaminantes terem maiores concentração nas camadas mais superiores do solo.

Diversos autores registram que metais pesados de origem antropogênica têm a tendência de se apresentarem mais concentrados em direção à superfície do solo, mais próximo das fontes de contaminação (Saur & Juste, 1994; Steinnes & Njåstad, 1995; Blaser *et al.*, 2000).

O grupo A e B (Figura 4.18), é formado pelos elementos químicos que estão aglutinados por provável origem geogênica, relacionados às camadas intermediarias (5 – 10 e 10 – 15) e mais inferiores (15 – 20) do P2, e não incluem nenhum dos componentes usados nas ligas para a fabricação de baterias.

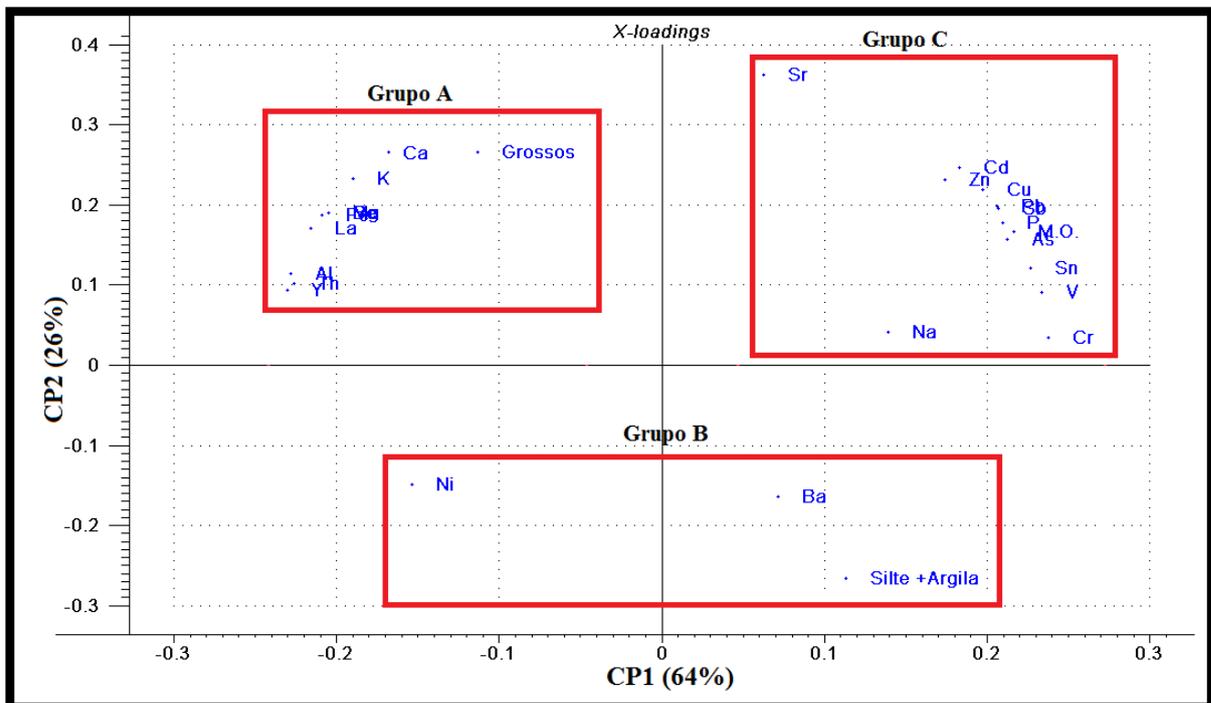


Figura 4.18: Grupos de elementos químicos separados por máxima variância segundo o CP1.

Quando não há contaminação antrópica, o intemperismo atuando sobre rochas ricas em metais pesados pode causar algum enriquecimento destes no solo (Reimann *et al.*, 2011) e geralmente se concentram no horizonte mais rico na fração argilas (Horizonte B). Os metais são constituintes naturais, mas atividades antropogênicas

podem causar concentrações elevadas destes metais em vários compartimentos do ecossistema (El-Hassan & Jiries, 2001; Homady *et al.*, 2002), ou nos níveis mais próximos da superfície, junto às fontes de contaminação. Uma vez que a concentração de metais excede alguns limites, eles podem conduzir a graves problemas ambientais (Dessai *et al.*, 2009).

Vale salientar que o Grupo B é formado pelo Ni, Ba e partículas finas (Figura 4.18), fato que indica que esses elementos químicos estão sendo provavelmente adsorvidos pelas partículas finas do solo. No grupo B além de ser formado pelos outros elementos de origem geogênica também há a presença das partículas grossas do solo, indicando que nesta situação estes elementos químicos não possuem relação com as partículas do solo, tendo em vista que as frações mais grossas do solo não possuem o poder de adsorção. Já o Grupo C é formado pelos elementos químicos que estão presentes na produção de baterias, fato que indica a sua origem antropogênica. A este grupo existe a presença da MO fato que indica que os contaminantes estão provavelmente adsorvidos nesta.

Alguns elementos químicos encontrados no grupo C (Figura 4.18), como o Cd, P, As, V, Cr e Zn não apresentam valores anômalos capazes de provocar toxicidade ambiental (CETESB, 2005).

4.3 ÁGUA

A presença de fabriquetas que trabalham com o processo de fundição de chumbo, montagem e reciclagem de baterias automobilísticas, despejam além da escória metalúrgica (sólida) nos solos, seus efluentes (líquidos) nos diversos compartimentos geoquímicos, motivando a realização de estudos geoquímicos na água, em área circunvizinha à montadora de baterias e as pequenas unidades de fundição de chumbo. Tais indicações são relativas ao processo de contaminação atual, enquanto que nos solos principalmente registrado nos perfis, referem-se aos pretéritos.

Na estação seca não foram coletadas amostras nos pontos BJ-02.1 e BJ-06 por ausência de água superficial.

No ponto BJ-07 a concentração de Pb ficou abaixo do limite de detecção do método e nas amostras do período úmido, o Pb foi detectado em apenas quatro pontos (BJ – 02.1, BJ – 02.2, BJ – 03 e BJ – 06), enquanto que as amostras restantes (BJ – 01, BJ – 04, BJ – 05, BJ – 07 e BJ – 08) apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção do método, ou seja, $<10,0 \mu\text{g/L}$ (Tabela 4.7).

Destaca-se que algumas das estações de anteriores coletas de Mota Filho (2006) e Paiva (2005) são coincidentes com pontos de amostragem do presente estudo (Tabela 4.7). O primeiro tendo efetuado a amostragem nas duas estações climáticas. Enquanto o segundo não menciona o período climático em que efetuou a coleta, no entanto é provável que tenha realizado na coleta na estação chuvosa, face aos baixos valores de concentração de Pb encontrados, ou seja, abaixo do limite de detecção do método analítico utilizado.

É possível notar que todas as amostras coletadas neste trabalho, bem como dos autores retro citados que apresentaram valores de concentrações de Pb acima do LDM, estão com valores bem superiores limiares estabelecidos pelo Ministério da Saúde (Portaria número 1.469 de 29 de Dezembro de 2000) para potabilidade de água, que é de $0,01\text{mg/L}$.

TABELA 4.7: Teores de chumbo detectados em amostras de água do município de Belo Jardim.

Teores de Chumbo determinados nas amostras de água (mg/L)						
Pontos de coleta	Estação Chuvosa	Estação Seca	Paiva (2005)	Mota Filho (2006)		
	<i>Presente Estudo</i>			<i>Coletado em 2002</i>	<i>Coletado em 2005</i>	
					<i>Estação Seca</i>	<i>Estação Úmida</i>
BJ-01	ND	0,03	-	-	2,20	0,65
BJ-02.1	4,420	NC	-	-	4,28	-
BJ-02.2	0,170	0,38	-	-	4,28	-
BJ-03	34,770	2,71	-	65,73	-	-
BJ-04	ND	0,17	-	-	-	-
BJ-05	ND	0,04	ND	-	0,07	0,02
BJ-06	0,015	NC	-	-	0,45	0,28
BJ-07	ND	ND	-	-	0,02	-
BJ-08	ND	0,03	ND	-	-	-

ND – Não Detectado pelo Método Analítico

NC – Não Coletado

As amostras BJ-02.1 e BJ-02.2 foram coletadas no ponto de coleta BJ-02, sendo que a primeira foi em uma lagoa que recebe efluentes industriais do ponto de amostragem BJ-02 (Figura 4.3) e a segunda amostra foi coletada em um reservatório de água de alvenaria dentro da fabriqueta (Figura 4.19).



Figura 4.19: Reservatório de água, ponto BJ-02, amostra BJ-2.2.

Paiva (2005) observou que na maioria das amostras de águas coletadas, o chumbo foi encontrado na forma particulada.

Em relatório elaborado pelas ONG's GREENPEACE e ASPAN (1997), realizado a partir de análises executadas em amostras de água, solo e sedimento, foi observado que grandes concentrações de chumbo estavam presentes nas amostras de água, da ordem de 4,9 mg/L, já bem cima do limiar para a potabilidade da água (MS, 2000). Este fato demonstra que faz um longo período de tempo em que o município de Belo Jardim vem sendo afetado negativamente por atividades ligadas ao beneficiamento de chumbo. Essas atividades vêm sendo executadas ano após ano fazendo com que este metal seja acumulado no ecossistema local. Por se tratar de um metal pesado e altamente tóxico, esta acumulação pode ser nociva à saúde humana.

Mota Filho (2006) observou que o aporte de chumbo ao meio ambiente era proveniente principalmente de pequenas empresas de fundição espalhadas ao redor do centro urbano da cidade. De fato, as amostras de água coletadas nas proximidades das pequenas fundições de carcaças de baterias (amostras BJ-02 e BJ-03) apresentaram as

maiores concentrações de chumbo. Já a amostra coletada próximo à grande empresa de produção de baterias, a BJ-06, não apresentou valores anômalos de chumbo. Assim, ratifica-se que a empresa de grande porte emprega atualmente boa tecnologia de tratamento de efluentes, e que a situação de despejo de resíduos de chumbo é certamente egressa principalmente das fabriquetas, já que estas continuam a processar a fundição de chumbo sem o necessário tratamento dos seus resíduos.

Vale ainda salientar a importância do fator diluição relativo aos teores observados nesta pesquisa. Assim, as amostras coletadas na estação seca apresentaram maiores concentrações de Pb, enquanto que as coletadas na estação úmida, em virtude da alta e efêmera taxa pluviométrica, apresentaram baixos valores. Foi registrado que algumas amostras na estação seca estavam com concentrações de Pb acima dos limites de qualidade da água (CONAMA e MS, 2009) (BJ-01, BJ-04, BJ-05 e BJ-08) e nas mesmas na estação chuvosa o Pb nem sequer foi detectado, fato este também observado por Mota Filho (2006).

4.4 ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICO COM USO DE COPÉPODES

Apesar do uso de copépodos marinhos para a aferição da toxicidade já ser reconhecido há algum tempo e ter sua metodologia mundialmente aceita, sendo comum em alguns países o uso destes em testes de bioensaios (Edmar, 2002; Sisino *et al.*, 2004), a literatura não traz informações sobre o uso de copépodos marinhos em testes de ecotoxicidade em solo ou sedimento continental. Neste aspecto, este trabalho visa também avaliar o uso deste bioindicador em áreas com altas concentrações de metais em solos e sedimentos continentais.

Segundo Lavens & Sorgeloos (1996), entre os copépodos, os harpacticóides bentônicos, principalmente os gêneros *Tisbe* e *Tigriopus*, possuem características que facilitam o seu cultivo, tais como: alta fecundidade, curto tempo de geração, limites extremos de tolerância às mudanças ambientais (salinidade 15 – 70 ppt e temperaturas de 17 – 30°C).

Por serem amplamente utilizados como indicadores de risco ambiental, ter a capacidade de habitarem em ambientes com condições controladas, por serem estenoalino e estenotérmicos, além de serem de fácil manuseio, os copépodos do gênero

Tisbe, Copepoda: Harpacticoida, (Williams, 1992; Williams & Jones, 1994; Kusk & Wollenberger, 2007), foram utilizados de forma pioneira para a determinação da ecotoxicidade de solos no presente estudo.

Para a realização dos testes de ecotoxicidade foram escolhidos quatro pontos de coleta, dentre os pontos onde amostras de água, solo ou sedimento foram coletadas para as análises químicas (Tabela 4.8), nos quais foram coletadas réplicas de solo ou sedimento com o auxílio de uma pá de plástico e em seguida acondicionadas em tubos de ensaio de vidro previamente esterilizado. Após a coleta as amostras foram enviadas ao laboratório e mantidas sobre refrigeração constante até a realização dos bioensaios.

Tabela 4.8: Descrição dos locais de coleta para ensaios de ecotoxicidade.

Ponto	Coordenadas UTM (Datum Córrego Alegre)		Descrição do local de coleta	Material amostrado
BJ - 01	0780608	9076486	Lagoa (a jusante dos pontos emissores)	Solo
BJ - 03	0780465	9076806	Fabriqueta de chumbinho e de placas de chumbo	Solo
BJ - 05	783680	9080446	Barragem Bituri	Sedimento
BJ - 06	784857	9077364	Centro da cidade, em riacho canalizado próximo a fábrica de baterias	Sedimento
BJ - 08	0789966	9078172	Confluências entre os rios Taboquinhas e Ipojuca	Sedimento

Na Tabela 4.9 estão expressos os valores das concentrações dos principais metais utilizados na liga metálica de baterias automotivas (Santos *et al.*, 2011) e concentrações destes metais nas amostras de solo e sedimento as quais foram submetidas a testes com os copépodos. Vale salientar que a coleta foi realizada na estação úmida, período do ano que normalmente amostras de solo e sedimento apresentam concentrações mais baixas, pelo efeito diluição.

Nos ponto de amostragem BJ-01 e BJ-03 foram coletadas amostras de solo, já as amostras coletadas nos pontos BJ-05, BJ-06 e BJ-08 são sedimento aluviais de rio.

Tabela 4.9: Caracterização química das amostras de água, solo e sedimento.

Amostras	Amostras de solo/sedimento								Amostras de águas
	Al	Pb	Ag	As	Cd	Cu	Sb	Sn	Pb
	%	Mg.Kg-1							(mg/L)
BJ-01	0,82	974	0,5	5,0	0,5	42	2,5	5	ND*
BJ-03	0,34	23700	4,0	10,0	0,5	108	116,0	519	34,770
BJ-05	NC	NC**	NC	NC	NC	NC	NC	NC	ND
BJ-06	2,03	580	0,5	0,5	7,0	96	2,5	5	0,0151
BJ-08	1,23	31	0,5	0,5	0,5	14	2,5	5	ND

*ND – Não detectado pelo metodo analítico

**NC – Amostra não coletada

Na Figura 4.20 está exposto o gráfico do percentual de sobrevivencia do copépode *Tisbe biminiensis* (Fêmea ovada, fêmea, copepodito e náuplio). De acordo com Oliveira (2011) para que o teste ecotoxicologico tenha confiabilidade se deve comparar os resultados das amostras estudadas com resultados de uma área controle, na qual esteja livre de contaminação.

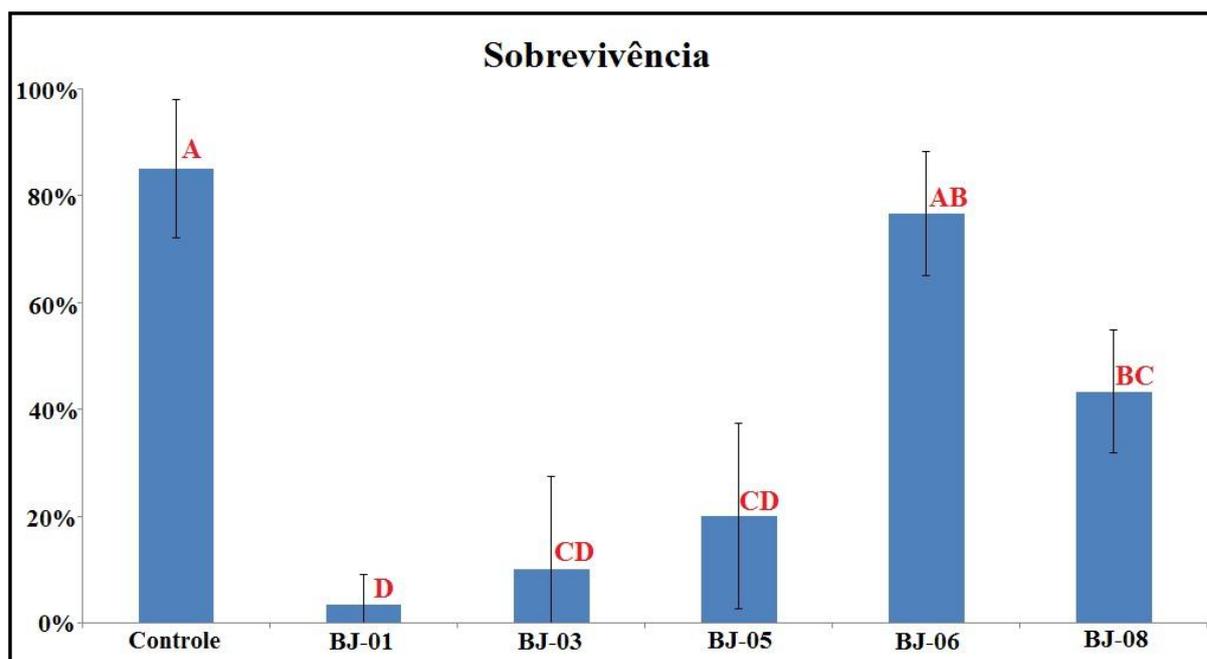


Figura 4.20: Percentual de sobrevivência dos copépodos.

Com relação ao parâmetro sobrevivência é possível notar que os resultados obtidos a partir das amostras coletadas em Belo Jardim apresentaram diferença significativa em relação a área controle (ANOVA $F=22,63$ e $p = 0,01$).

Através do Teste de Tukey que utilizou a variância entre as amostras (dois a dois) foi possível formar grupos de semelhança ecotoxicológica. As amostras foram, portanto agrupadas em cinco grupos expressos na Figura 4.21.

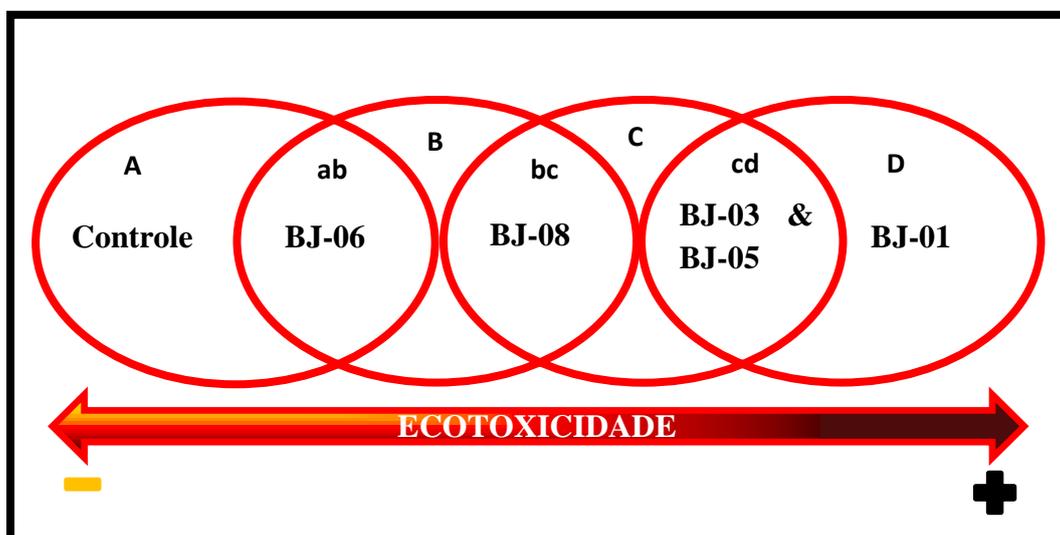


Figura 4.21: Análise sistêmica da ecotoxicidade, a partir da percentagem relativa a sobrevivência e máxima variância.

A partir da Figura 4.21 é possível observar que os cinco grupos de amostras que foram determinadas através da semelhança existente entre elas, oriunda do máximo de variância, ou seja:

Grupo A: Controle

Grupo ab: BJ-06

Grupo bc: BJ-08

Grupo cd: BJ-03 e BJ-05

Grupo D: BJ-01

Segundo Christofolletti (1979) e Tricart (1977) em um meio ambiente todos os fatores ecológicos (bióticos e abióticos) e antrópicos (urbanização, industrialização,

agricultura, etc) interagem formando um sistema complexo, portanto, para compreender a dinâmica ambiental é necessário entender todos os fatores que interagem no ambiente.

Dessa forma para verificar a variação de toxicidade existente nas amostras faz-se necessário entender todos os fatores que atuam nos pontos de coleta. Por outro lado, aparentemente a principal causa da mortalidade dos copépodes esteja relacionada à concentração de chumbo e metais relacionados ao fabrico de placas de chumbo empregada na produção de baterias automobilística.

O grupo A é formado pela amostra padrão, em que a toxicidade é praticamente inexistente, nos sedimentos coletados no estuário do rio Maracaipe, portanto, rico em Matéria Orgânica - MO.

O solo coletado no ponto BJ-06 é a única amostra existente no grupo ab, fato explicado por sua singularidade em relação às outras amostras. Esta foi coletada no riacho Taboquinhas, em um trecho que o mesmo corta o centro urbano de Belo Jardim, próximo a sede da grande montadora de baterias existente no município.

Em determinados pontos do centro urbano de Belo Jardim o Riacho Taboquinhas está canalizado, e nele é despejado esgoto doméstico sem que haja nenhum tratamento. É provável que a semelhança existente entre o desenvolvimento dos copépodes testado na amostra coletada neste ponto com a amostra controle esteja relacionado aos altos teores de MO presente nas amostras do ponto BJ-06 (17%), Figura 4.22. Também é provável que a alta concentração de MO além de aumentar a demanda de alimento, pode estar impedindo a biodisponibilidade do Pb para *Tisbe biminiensis* devido à sua alta capacidade sortiva (Rocha *et al.*, 2009).

Outro fato que deve ser ressaltado é a possível adaptação de *Tisbe biminiensis* a MO proveniente de esgotos domésticos, uma vez que suas genitoras foram coletadas na praia do Farol, localizada no município de Olinda –PE, local onde também é despejado esgotos domésticos sem nenhum tipo de tratamento.



Figura 4.22: Ponto BJ-06, riacho Taboquinhas, mostrando solo rico em MO (com presença de lançamento de esgoto doméstico).

As amostras que compõem o grupo bc foram coletadas no ponto de amostragem BJ-08, local mais distante dos focos emissores de Pb e do centro da cidade. Mota Filho (2006) afirma que o chumbo normalmente não é transportado por longa distância decorrente da sua alta densidade e sua baixa mobilidade em ambiente supergênico. Outro fato que pode estar impedindo o transporte do Pb é a adsorção deste metal pelas partículas finas (Sakan *et al.*, 2009), existentes entre o foco emissor e o ponto de coleta. Estes fatos podem ser comprovados pela baixa concentração deste metal no ponto BJ-08 (Tabela 4.9) e baixa biodisponibilidade para os copépodos, fato que acarretou em sua maior sobrevivência.

O grupo cd é formado pelas amostras coletadas no ponto de amostragem BJ-03 e BJ-05, onde o primeiro está localizado ao lado de uma fabriqueta de placas de chumbo, e a amostra de solo foi coletada sob um filete de efluente fabril, fato que explica a alta toxicidade existente neste ponto. Já a amostra coletada no ponto BJ-05 foi coletada na barragem Bituri, onde a água é utilizada para o abastecimento público. É provável que o alto nível de toxicidade deste ponto esteja relacionada à presença do Pb, no entanto, não foram coletadas amostras de sedimento neste local para análise geoquímica, como indicado na Tabela 4.9. Paiva (2005) detectou baixa concentração de chumbo em peixes coletados neste ponto e os teores encontrados não ultrapassaram o limite máximo de tolerância para contaminação inorgânica em pescado estabelecido pelo MS (Portaria 685, 1998).

O grupo D é o grupo de maior toxicidade, formado pela amostra coletada no ponto de amostragem BJ-01.

O ponto de amostragem BJ-01 está localizado em uma área que recebe influência dos focos emissores de Pb (pontos BJ-02 e BJ-03) e de um abatedouro de animais que despeja seus efluentes, com volume significativo de sangue.

Os matadouros liberam efluentes que podem provocar a contaminação dos solos e das águas superficiais e subterrâneas (BNB, 1999). Os efluentes produzidos neste ambiente normalmente são lançados diretamente em cursos de água (Maldaner, 2008). Caso os corpos d'água receptores destes efluentes forem rios pequenos, perenes ou pequenas lagoas e os efluentes se apresentarem volumosos, provocará águas receptoras impróprias à vida aquática a qualquer tipo de abastecimento, quer seja agrícola, comercial, industrial ou recreativo (Maldaner, 2008). Nesses casos, o efluente se constitui, como agente de poluição das águas, uma ameaça à saúde pública (BNB, 1999).

Os efluentes das indústrias cárneas contêm alguma quantidade de sangue, gordura, sólidos do conteúdo intestinal dos animais ou fragmentos de tecidos (Maldaner, 2008). Os teores de sólidos em suspensão e em nitrogênio orgânico são altos e a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), é calculada de 800 a 32.000 mg/L (BNB, 1999). Segundo Abessa & Burone (2003), o nitrogênio em altas concentrações tem o poder de elevar a toxicidade ambiental e levar os copépodos à letalidade.

O ponto de amostragem BJ-01 é uma lagoa de pequeno porte, sendo provável que a matéria orgânica proveniente dos efluentes de um abatedouro esteja liberando nitrogênio nesta lagoa. O nitrogênio, oriundo do matadouro, associado aos metais, provenientes das fabricas de placa para baterias automobilística, são os responsáveis pela alta ecotoxicidade deste ponto de amostragem.

Na Figura 4.23 está exposto o gráfico do percentual da fecundidade de *Tisbe biminiensis*, obtidos a partir da contagem de fêmea ovada, fêmea, copepodito e náuplio. Com relação ao parâmetro fecundidade é possível notar que as amostras apresentaram diferença significativa em relação ao controle (ANOVA $F=10,74$ e $p = 0,01$). Através do Teste de Tukey foi possível formar três grupos de semelhança ecotoxicológica (Figura 4.24).

A partir da Figura 4.24 é possível observar que os três grupos de amostras que foram formadas através da semelhança existente entre elas, determinada pelo máximo de variância, ou seja:

Grupo A: Controle, BJ-06 e BJ-08

Grupo ab: BJ-05

Grupo B: BJ-01 e BJ-03

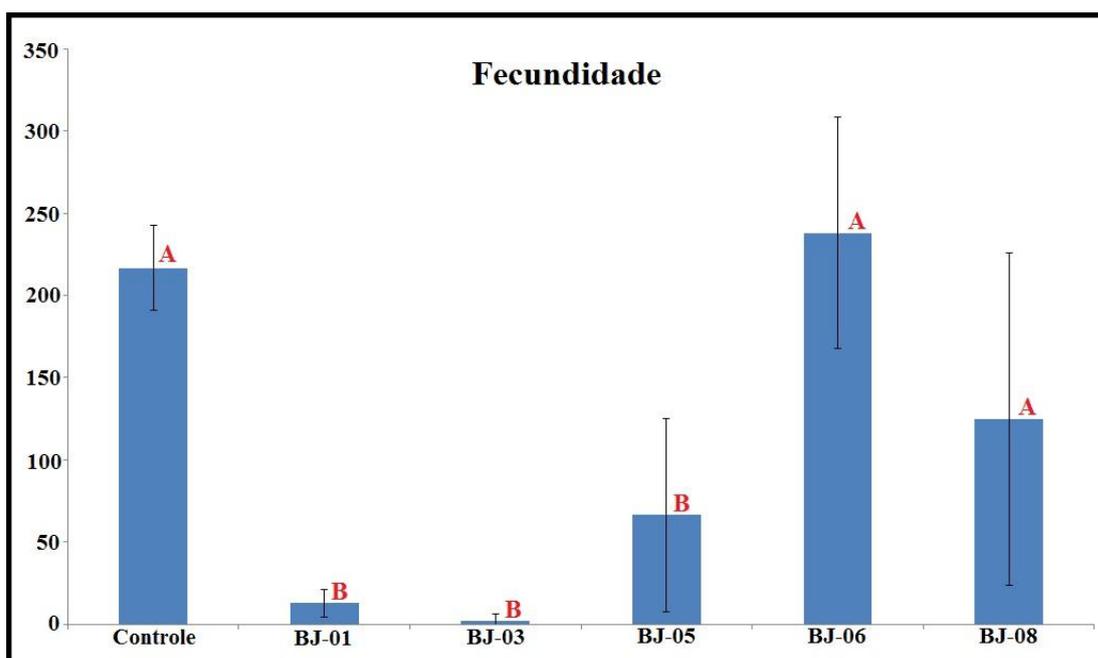


Figura 4.23: Percentual de fecundidade dos copéodos.

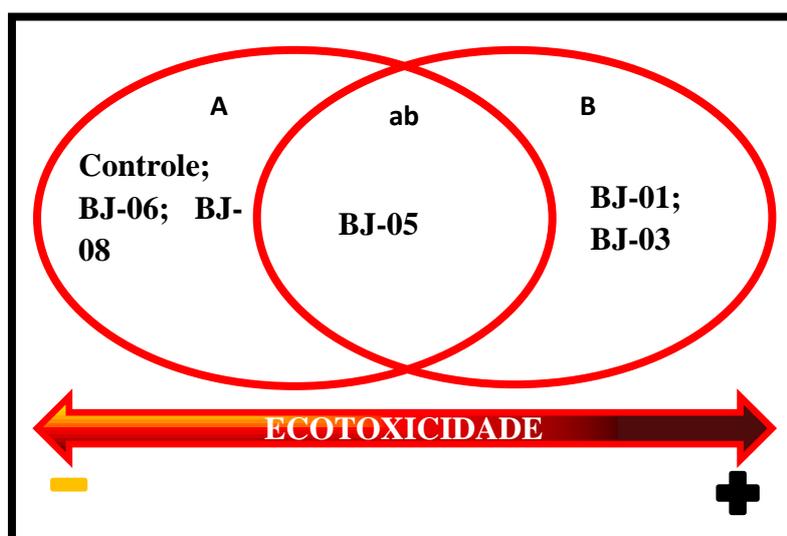


Figura 4.24: Análise sistêmica da ecotoxicidade, a partir da Percentagem de Fecundidade e máxima variância.

Embora a fecundidade tenha dividido as amostras em três grupos, ao invés de cinco como ocorreu com a sobrevivências, alguns dos grupos deste parâmetro são correlatos aos grupos do parâmetro sobrevivência.

O primeiro grupo (A) de amostras é composto pela amostra controle, BJ-06 e BJ-08. Este grupo é integrado pelas amostras que possuem menor toxicidade, sendo comparados aos grupos A, ab e bc de sobrevivência (Figura 4.21). Apesar do sedimento no ponto BJ-06 apresentar concentração relativamente elevada de Pb, possui no mesmo ponto, alta concentração de MO superficial, e este último, como fornece alimento para os copépodes, não parece estar adsorvendo o Pb, devido ao baixo índice de toxicidade verificado. Já o ponto BJ-08 possui baixa concentração de chumbo nos sedimentos, decorrente da considerável distância (7,5 Km) existente entre este ponto e os focos emissores.

O grupo ab não pode ser comparado a nenhum grupo do parâmetro sobrevivência, pois neste, a amostra coletada no ponto de amostragem BJ-05 aparece isolada (Figura 4.24), demonstrando que há uma toxicidade moderada, sendo provável ter sido oriunda do Pb no sedimento. Destaca-se que os resultados de Pb na água das amostras na estação úmida, período que foi coletado o sedimento para o teste de ecotoxicidade, este metal ficou abaixo do limite de detecção do método analítico, por outro lado, a amostra de água coletada na estação seca apresentou 0,0391mg/L de chumbo, valor acima do estipulado pelo ministério da Saúde e CONAMA (0,01 mg/L) para potabilidade da água.

O grupo B é composto pelas amostras coletadas nos pontos BJ-01 e BJ-03, apresentando um alto nível de toxicidade, onde a ecotoxicidade destes pontos é atribuída a fatores distintos.

No ponto BJ-01, não há concentração de Pb capaz de causar danos adversos à biota, sendo lícito supor a existência de outra fonte poluente. De fato, existe um abatedouro local que despeja seus efluentes (sangue animal) neste ponto, sendo assim provável que haja nitrogênio disponível em excesso neste ambiente, que certamente provocou óbitos nos copépodes antes do nascimento de sua prole, tal como é observado em outros locais do Brasil (Maldaner, 2008).

Já a amostra coletada no ponto BJ-03, devido aos altos teores de Pb detectado no sedimento (Tabela 4.9), tal como ocorre com a amostra coletada no ponto BJ-01, gerou um elevado nível de toxicidade, capaz de provocar mortandade nos copépodes. Pondere-se que é possível que *Tisbe biminiensis* ao entrar em contato com estas elevadas concentrações de chumbo tenha ficado estéril, de igual forma como ocorre com seres humanos (Staudinger & Roth, 1998). Assim, provável que realmente tenha acontecido a esterelidade (Figura 4.24) associada à mortandade das fêmeas, uma vez que esta amostra também está inserida no grupo cd (Figura 4.21), que expressa o percentual de sobrevivência.

CAPÍTULO V: CONCLUSÕES

Todas as amostras de solo coletadas no município de Belo Jardim apresentaram concentrações de Pb acima dos limites estabelecidos pelo CONAMA e pela CETESB. Os pontos de amostragem BJ-02 e BJ-03 são os que apresentam uma situação mais crítica do ponto de vista ambiental, porquanto além de se situarem junto aos focos emissores de efluentes líquidos, estão também próximos a escórias metalúrgicas.

Nos solos, observa-se que a precipitação pluviométrica (sazonalidade) atua como fator de diluição na concentração de Pb das amostras coletadas nos pontos BJ-01 e BJ-03, uma vez que as amostras coletadas na estação seca apresentaram anomalias superiores às coletadas na estação úmida. Este fato é explicável pelos baixos índices de pluviosidade, ocorridos na estação seca, fazendo com que o Pb fique mais concentrado.

O fator diluição, por outro lado, não explica a variação na concentração de chumbo nas estações seca e úmida da amostra coletada no ponto de amostragem BJ-02, posto que os valores mais elevados na concentração de Pb foram observados exatamente na estação úmida em contraposição a diminuição de teor na estação seca. Este fato é explicável pela presença de escória metalúrgica no local, ou seja, na estação chuvosa, a água incidente sobre tal rejeito plumbífero sólido lixivia um aporte adicional de Pb para o solo provocando um maior acúmulo deste metal.

É provável que, na área estudada, o chumbo tenha entrado na cadeia alimentar, posto que todas as amostras de solo apresentaram teores elevados e estão localizadas junto a áreas de pastos e áreas onde é praticada agricultura de subsistência.

De forma geral a Ag, As, Cd, Cu, Sb e Sn apresentaram nos solos valores mais elevados nos pontos de amostragem BJ-02 e BJ-03, por se tratarem de locais de fundição de carcaças de baterias automotivas. Os aludidos metais não apresentam grande dispersão para os pontos BJ-01 e BJ-04.

O ponto BJ-02 está localizado ao lado de uma fabriqueta de placas de chumbo desativada, e na estação úmida a concentração de As, Cd, Sb e Sn teve significativo aumento em seus teores, destacando-se o As. Este fato, tal como acontece com o Pb, é devido à lixiviação do rejeito de fundição (escória) que ainda se encontra indevidamente depositado sobre o solo local. A água meteórica ao incidir sobre os rejeitos lixivia os

metais presentes nos mesmos para o solo, fazendo com que esta fabriqueta embora desativada funcione ainda como fonte de contaminantes.

A Análise de Componentes Principais – ACP é uma ferramenta eficaz no diagnóstico de associações geoquímicas, uma vez que separou os elementos químicos em dois grupos: o primeiro de origem geogênica e o segundo originado de atividades tecnogênicas.

Observa-se que a análise estatística através de ACP coadjuvada pelos gráficos de distribuição de partículas e elementos químicos ao longo do perfil P1, permitiu estabelecer os níveis de maior concentração de metais relacionados à ligas metálicas (tecnogênicos) utilizadas no fabrico de baterias, alternadas por camadas de predomínio de elementos geogênicos. Este fato reflete a dinâmica industrial da fabriqueta localizada no ponto de amostragem BJ-02.

No perfil P2 observou-se que houve um gradativo decréscimo das concentrações dos contaminantes de cima para baixo, ou seja, ocorre uma maior concentração de metais nos níveis mais superiores do solo. Este fato demonstra que os poluentes em causa se infiltraram de forma descendente a partir dos efluentes superficiais contaminados despejados pelas fabriquetas.

As amostras de água apresentaram uma nítida variação sazonal na concentração de Pb, uma vez que na estação seca apresentaram maior concentração deste metal, devido à evaporação dos corpos d'água provocando uma maior concentração deste elemento químico. Já na estação úmida, com o acréscimo da pluviosidade, o chumbo foi diluído e conseqüentemente as amostras apresentaram menores concentrações desse metal. No entanto, a amostra coletada no ponto BJ-03 apresentou comportamento inverso em relação às demais, ou seja, na estação úmida a concentração de Pb estava mais elevada que na estação seca. Na verdade, ocorreu uma maior quantidade de efluentes nesta estação, devido provavelmente a um efetivo aumento da produção industrial, fazendo com que a diluição não fosse o fator preponderante.

O fato mais preocupante do ponto de vista ambiental, da área investigada, é o exibido no ponto BJ-05, local onde é estocada água para abastecimento público. Os valores encontrados nas amostras de água coletadas na estação seca (0,0391mg/L)

situam-se acima dos limites de potabilidade estabelecidos pelo CONAMA e MS (0,01mg/L), podendo representar danos à saúde pública. Por outro lado, os baixos valores de Pb na água encontrados na estação chuvosa não representam perigo em relação ao seu consumo.

Mundialmente já é reconhecida a capacidade do copépodos *Tisbe biminiensis* de serem utilizados como biomonitores da qualidade da água e sedimento estuarino. No presente estudo, de forma pioneira, foi utilizado esta espécie de copépole como marcador biológico na aferição da ecotoxicidade de solo e sedimento continental. O mesmo mostrou-se como uma ferramenta útil neste trabalho, auxiliando a compreensão sistêmica desta área impactada. É preciso destacar que em função do ambiente utilizado (solo e sedimento continental) não ser o ambiente natural desta espécie, fatores ambientais locais, podem causar óbitos nos copépodas, ou inversamente, à elevação da produção, devido à sua sensibilidade às variações ecológicas, afetando os resultados obtidos. Entretanto, os resultados dos bioensaios foram coerentes com os resultados obtidos nas análises químicas de solos, sedimentos e água.

A presente pesquisa corrobora estudos anteriores que apontam para o descontrole nas pequenas fabriquetas que utilizam carcaças de bateria automotiva como matéria prima. Mostra também que existe um passivo ambiental considerável no entorno de algumas das áreas estudadas (BJ-02 e BJ-03). É importante que os órgãos de controle efetuem um mapeamento detalhado deste passivo e promova a remediação do solo contaminado por Pb e outros metais tóxicos.

REFERÊNCIAS

- Abessa, D. M. S., Burone, L., 2003. Toxicidade de sedimento dos rios situados na entrada de Ubatuba (SP, Brasil). *Rev. O mundo da saúde*, 27: 560 – 569
- Adilson - Filho, J., 2002. *A cidade atravessada: Velhos e novos cenários na política belojarinense*. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em História. CFCH/UFPE, Recife. 135pp.
- Alessio, L., 1981. Intossicazione da piombo inorgânico: saturnismo. In: SARTORELLI, E. (ed), *Trattatodi medicina del lavoro*. Padova: Piccin Editore. p. 303-344.
- Araujo, U. C.; Pivetta, F. R.; Moreira, J. C., 1999. Avaliação da Exposição Ocupacional ao Chumbo: Proposta de uma Estratégia de Monitoramento para Prevenção dos Efeitos Clínicos e Subclínicos. *Rev. Caderno de Saúde Pública*, V 15(1): 123 – 131.
- ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1993. *Toxicological profile for lead*. Atlanta. ATSDR, 307p.
- Baird, D.J.; Maltby, L.; Greig-Smith, P.W.; Douben, P.E.T., 1996. *Ecotoxicology: Ecological Dimensions*. Chapman and Hall, London (Eds.). p. 5 – 9.
- Blaser, P., Zimmermann, S., Luster, J., Shotyk, W., 2000. Critical examination of traceelement enrichments and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in Swiss forest soils. *Sci. Total Environ Rev*, 249: 257–280
- Bliska, F. M. M., Gonçalves, J.R., 1998. Estudo da cadeia produtiva de carne bovina no Brasil. In: Castro, A.M.G., Lima, S. M. V., Goedert, W.J, Freitas Filho, A Vasconcelos, J. R. P. (eds), *Prospecção Tecnológica de Cadeias produtivas e sistemas naturais*. EMBRAPA, Brasília, p.157-183.
- BNB. Banco do Nordeste, 1999. Manual de Impactos Ambientais. In: Costa, A.. Fortaleza. 1. ed. 297p.
- Brasil (2006). Ministério da Saúde. Secretaria de Atenção à Saúde. Departamento de Ações Programática Estratégicas. Atenção à saúde dos trabalhadores expostos ao chumbo metálico / Ministério da Saúde, Secretariade Atenção à Saúde, Departamento de Ações Programáticas Estratégicas. – Brasília : Editora do Ministério da Saúde.
- Brasil, Ministério da Saúde – ANVISA. Portaria n. 685 de 27 agosto de 1998. Aprova o regulamento técnico: “Princípios Gerais para o Estabelecimento de Níveis

Máximos de Contaminantes Químicos em Alimentos” e seu Anexo: “Limites máximos de tolerância para contaminantes inorgânicos”.

- Brasil, Ministério da Saúde. Portaria n 1.469 de 29 de Dezembro de 2000. Aprova o regulamento técnico: Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências.
- Brito Neves, B. B., Passarelli, C. R., Basei, M. A. S., Santos, E. J. 2003. Idades U-Pb em Zircão de alguns Granitos Clássicos da Província Borborema. *Rev. Geologia USP*, 3:25-38.
- Brito Neves, B. B.; Santos, E. J.; Van Schumus, W. R. Tectonic History of the Borborema Province. In: Cordani, U., Milani, E. J., Thomaz Filho, A., Campos, D. A. (Eds.), *Tectonic Evolution of South America. Proceedings of the Thirty-first International Geological Congress*. Rio de Janeiro, Brazil, pp. 151–182, 2000.
- Cesar, A., Marín, A., Marín-Guirao, L., Vita, R., 2004. Amphipod and sea urchin tests to assess the toxicity of Mediterranean sediments: The case of Portmán Bay. *Sci. Mar Rev.* 68: 205-213.
- CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2005. Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Água Subterrâneas no Estado de São Paulo. São Paulo.
- Chapman, P.M., 1995. Ecotoxicology and pollution-key issues. *Rev. Marine Pollution Bulletin* 31:167–177.
- Christofoletti, A., 1979. *Análise de sistemas em geografia*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, 106p.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.
- Conceição, M., Manzatto, C.V., Araújo, W.S., Martin Neto, L., Saab, S.C., Cunha, T.J.F., Freixo, A.A., 1999. *Embrapa Solos*, No 2, p. 1-4.
- Cordeiro, R., 1988. O saturnismo em Bauru. In: Pimenta, A. L., Costa Filho D. C. (eds). *Saúde do Trabalhador*. Hucitec, São Paulo. p. 47 – 83.

- Covelli, S., Fontolan, G., 1997. Application of a normalization procedure in determining regional geochemical baselines. *Environmental Geology Rev*, 30 (1/2): 34–45.
- CPRM, Serviço Geológico do Brasil, 2005. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. Diagnóstico do município de Belo Jardim, estado de Pernambuco / Organizado [por] Mascarenhas, J. C., Beltrão, B. A., Souza-Junior, L. C., Galvão, M. J. T. G., Pereira, S. N., Miranda, J. L. F. Recife. 44p
- Dessai, D. V.G., Nayak, G.N., Basavaiah, N., 2009. Grain size, geochemistry, magnetic susceptibility: Proxies in identifying sources and factors controlling distribution of metals in a tropical estuary, India. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85: 307–318.
- Dias, C. O., Bonecker, S. L. C. (2008). Inter-annual Variability of Planktonic Copepods in a Tropical Bay in Southeastern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51 (4): 731-742.
- Diniz, F. B., 2002. Acumuladores MOURA: Desenvolvimento Tecnológico e Meio Ambiente. Disponível <www.mdic.gov.br/tecnologia/revistas/artigos/200203pe/art08flmarion.PDF> Acesso em 10 jan 2011.
- Edmar, 2002. Endocrine Disruption in the Marine Environment Programme. Department for Environment Food and Rural Affairs. Disponível em: [www.defra.gov.uk/ENVIRONMENT/chemicals/hormone/pdf/edmar final.pdf](http://www.defra.gov.uk/ENVIRONMENT/chemicals/hormone/pdf/edmar%20final.pdf).
- El-Hassan, T., Jiries, A., 2001. Heavy metal distribution in valley sediments in wadi Al-Karak catchment area, South Jordan. *Environmental Geochemistry and Health, Rev.* 23:105–116.
- European Environment Agency (1996) *Environmental Taxes. Implementation and Environmental Effectiveness*. Copenhagen, EEA.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (1996) *Environmental Taxes. Implementation and Environmental Effectiveness*. Copenhagen, EEA.
- Ferreira, N. G., 2003. Efeito da redução de salinidade nos copepodos harpacticoides *Cletocamptus deitersi* e *Tisbe biminiensis* e crescimento populacional de *C. Deitersi* em laboratórios. Monografia (Graduação) – UFPE. 45 p.
- Gomes, H. A., 2001 Geologia e Recursos Minerais do Estado de Pernambuco. CPRM/DIEDIG / DEPAT. Brasília. 126p.

- Goyer, R. A. Toxic effects of metals — lead. In: Amdur M.O. Dull J., Klaassen C.D. (eds) *Casareh and Doull's toxicology — the basic science of poisons*. Pergamon Press. New York 1991. 4ª ed. p. 639–646.
- GREENPEACE & ASPAN, 1997. *Chumbo Grosso: O caso das Baterias Moura, um exemplo do que é a importação de resíduos tóxicos para o Brasil*. Relatório. 15p.
- Homady, M., Hussein, H., Jiries, A., Mahasneh, A., Al-Nasir, F., Khleifat, K., 2002. Survey of some heavy metals in sediments from vehicular service stations in Jordan and their effects on social aggression in prepubertal male mice. *Environmental Research*, 89: 43–49.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, 1999. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/>.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, 2011. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/>.
- Jackson, E., 1991. A User's guide to Principal Components. *Environmental Pollution*, 105: 355-366.
- Jardim de Sá, E. F. 1994. A Faixa Seridó (Província Borborema, NE do Brasil) e o seu significado geodinâmico na cadeia Brasileira/Pan-Africana. Tese (Doutorado) Geociências, UnB. 804p.
- Kusk, K.O., Wollenberger, L., 2007. Towards an internationally harmonized test method for reproductive and developmental effects of endocrine disrupters in marine copepods. *Ecotoxicology*, 16: 183–195.
- Landrigan, P. J., 1994. Lead. In: Rosenstock, L.; Cullen, M. R (Eds.), *Textbook of clinical occupational and environmental medicine*. Philadelphia: W.B. Saunders Company. 745-753p.
- Lavens, P., Sorgeloos, P., 1996. Manual on the Production and Use of Live Food for Aquaculture. pp. 252–282, FAO Fisheries Technical Papers 361.
- LAWS, E. A., 1993. Aquatic pollution: an Introductory text. Ed.

- Lima, E. A. M., 2008. Avaliação da qualidade dos sedimentos e prognósticos geoquímico ambiental, da zona estuarina do rio Botafogo, Pernambuco. Tese (doutorado), UFPE. Geociências. 172p.
- Lima, M. M. R. B. F., 2011. Avaliação da Qualidade dos Sedimentos e Evolução Geoquímica Ambiental do Estuário do Rio Jaboatão , Pernambuco. Tese (doutorado). UFPE, Geociências. 132p.
- Maldaner, T. L., 2008. *Levantamento das alternativas de minimização dos impactos gerados pelos fluentes de abatedouros e frigoríficos*. Monografia (especialização), Universidade Castelo Branco. Higiene E Inspeção de Produto de Origem Animal. 69p.
- Matte, T. D.; Figueroa, J. P.; Burr, G.; Flech; Jerome, P.; Keenlyside, R.A. & Backer, E. Z., 1989. Lead exposure among lead – acid battery workers in Jamaica. *American Journal of Industrial Medicine*, 16: 167 – 177p.
- Melo, S. C., 2002. *Estrutura, Petrologia e Geocronologia do Batólito Brejo da Madre de Deus (Estado de Pernambuco), Relações com Cisalhamento Pernambuco Leste, Nordeste do Brasil*. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Pernambuco. 118p.
- Melo, S. L. R.; Abessa, D. M. S. 2002. Testes de toxicidade com sedimentos marinhos utilizando anfípodos. In: Nascimento. I. A.; Sousa E. C. P. M.; Nipper. M. (Ed.) *Ecotoxicologia Marinha: Aplicações no Brasil*. Artes Gráficas e Indústria. São Paulo. 262p.
- Moita Neto J.M., Moita, G.C., 1998. Uma introdução à análise exploratória de dados multivariados. *Química Nova*, 21(4): 467-469p.
- Moreira, F. R.; Moreira, J. C., 2004. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu significado para a saúde. *Rev Panam Salud Publica*, 15(2): 119–29p.
- Mota-Filho, F.O., 2006. Avaliação de contaminantes industriais em elementos bióticos e abióticos no município de Belo Jardim – PE. Tese (doutorado). CTG/UFPE. 178 p.
- Neder, A. V. F., Cotta, T. A. R. G., 1999. Redução dos riscos de exposição ambiental e ocupacional ao chumbo. *Projeto MMA/ OPAS. Relatório da 1ª etapa*. Brasília.
- Nriagu, J. M., Pacyna, J. M., 1988. Quantitative assessment of worldwide continuation of air, water, and soils by trace metals. *Nature*, 33: 134 – 139p.

- Nriagu, J. O., 1980. A silent epidemic of environmental metal poisoning? *Environmental Pollution*, 50 : 139-161p.
- Occupational Health Branch (2001). Department of Health Services. Occupational Lead Poisoning Prevention Program (OLPPP): medical guidelines. Califórnia: [s.n], 2001. Mimeografado.
- Oliveira, D. D., 2011. *Avaliação da sensibilidade do copépodo *Tisbe biminiensis* para testes toxicológicos em água e sedimentos estuarinos*. Dissertação (mestrado), Oceanografia, UFPE, 82p.
- Paiva, A. C., 2005. *Dispersão do chumbo em ambientes aquáticos da região de Belo Jardim – PE*. Dissertação (mestrado), Engenharia Civil, UFPE, Recife. 69p.
- Parsons, T. R., Takahashi, M., Hargrave, B., 1984. *Biological Oceanographic Processes*. 3rd edition. Oxford, Pergamon Press. 330p.
- Pascalichio, A.A.E., 2000. *O Diálogo entre a Saúde Pública e a Medicina Ortomolecular: Um estudo de caso da contaminação por metais pesados, na perspectiva humana, através do mineralogramacápicar*. Tese (Doutorado) – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. 128p.
- Pinto, C.S.C.; Souza-Santos, L.P.; Santos, P.J.P., 2001. Development and population dynamics of *Tisbe biminiensis* (Copepoda: Harpacticoida) reared on different diets. *Aquaculture* 198: 253-267p.
- Reimann, C., Smith, D. B., Woodruff, L. G., Flem, B., 2011. Pb-concentrations and Pb-isotope ratios in soils collected along an east–west transect across the United States. *Applied Geochemistry*, 26: 1623–1631p.
- Rocha, J.C.; Rosa, A. H.; Cardoso, A. A. 2009. *Introdução a química ambiental*. 2^o edição. Porto Alegre: Bookman, 256p.
- Rocha, L. A. R., Horta, G. O., 1987. Avaliação da intoxicação profissional por chumbo em indústrias de acumuladores elétricos na Grande Belo Horizonte. *Rev. Brasileira de Saúde Ocupacional*, 15:6 – 12p.
- Sakan, S. M., Dordevic, D. S., Manojlovic, D. D., Predrag, P. S., 2009. Assessment of heavy metal pollutants accumulation in the Tisza river sediments. *Journal of Environmental Management*, 90: 3382–3390p.

- Santos, A. S., Santos, L. C. S., Souza, R.C., 2011. A gestão do conhecimento aplicada à reciclagem de componentes automotivos através do tratamento das informações contidas em documentos de patentes, *Química Nova*. 34 (5): 905-909p.
- Saur, E., Juste, C., 1994. Enrichment of trace elements from long-range aerosol transport in sandy podzolic soils of southwest France. *Water Air Soil Pollut*, 73: 235–246.
- Silva, B. C. R., 2003. Chumbo: Balanço Mineral Brasileiro 2003. Disponível em <http://www.dnpm.gov.br/dnpm_legis/balanço03/pdf/chumbo> Acesso em 15 Mar 2011.
- Sisinno, C., Bulus, M., Rizzo, A., Sáfadi, R., Fontes, A., Moreira, J. 2004. Ensaio ecotoxicológicos como um instrumento de complementação da avaliação de áreas contaminadas: Resultados preliminares em áreas contaminadas por hidrocarbonetos. III Seminário Nacional de Saúde e Ambiente. Rio de Janeiro, 20 a 22 de setembro de 2004.
- Souza-Santos, L.P., Pastor, J.M.O., Ferreira, N.G., Costa, W.M., Castro, C.M.V., Santos, P.J.P., 2006. Developing the harpacticoid copepod *Tisbe biminiensis* culture: testing for salinity tolerance, ration levels, presence of sediment and density dependent analyses. *Aquac*, 37: 1516-1523p.
- Staudinger, K. C; Roth, V. (1998). Occupational lead poisoning. *American Family Physician*.
- Steinnes, E., Njastad, O., 1995. Enrichment of metals in the organic surface layer of natural soil: identification of contributions from different sources. *Analyst, Rev.* 120:1479–1483.
- Suguio, K. 1973. *Introdução à sedimentologia*. São Paulo, Edgard Blucher. 317p.
- Tricart, J., 1977. *Ecodinâmica*. IBGE, Rio de Janeiro, 105p.
- Williams, T.D., Jones, M.B., 1994. Effects of temperature and food quantity on postembryonic development of *Tisbe battagliai* (Copepoda: Harpacticoida). *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 183: 283–298p.
- Williams, T.D., 1992. Survival and development of copepod larvae *Tisbe battagliai* in surface microlayer water and sediment elutriates from the German Bight. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 91: 221–228p.