

Aplicação da amostragem multi-incremento para avaliar os riscos à saúde humana em área suspeita de contaminação por chumbo

Application of multi-increment sampling to assess risks to human health in an area suspected of lead contamination

Eliane Kaori Haga ^(1,2), Fábio Henrique da Silva ^(1,3), Ricardo Aparecido de Sales ^(1,3)

¹ Centro Universitário Senac, ² SABESP, ³ AlphaNew - Engenharia.
(elihg@hotmail.com, fabioh_silva@yahoo.com, ricardoadsales@gmail.com)

Resumo. A descoberta de resíduos enterrados contendo chumbo na área da Saturnia Sistemas de Energia S/A, suscitou a suspeita de contaminação do solo em um parque de recreação adjacente a esta empresa. A concentração de chumbo na análise química realizada em uma única amostra de solo, ainda que abaixo do valor de intervenção da CETESB, acarretou a interdição do parque. Esta ação teve um caráter preventivo, mas uma análise pontual de solo pode não ser representativa, identificando-se a necessidade de aplicar uma metodologia estatisticamente defensável, e que indique a distribuição de contaminantes na área. Uma destas metodologias é a amostragem multi-incremento, que se caracteriza pela coleta de múltiplas alíquotas de solo em uma área denominada unidade de decisão (UD), formando uma amostra única para análise laboratorial. Assim, este estudo aplicou a amostragem multi-incremento no parque de recreação, para verificar se a concentração de chumbo oferece riscos à saúde humana. Os resultados, que foram validados pelo cálculo do desvio padrão relativo e do limite superior de confiança (UCL 95%), não indicaram riscos à saúde da população que frequenta o parque.

Palavras-chave: Amostragem multi-incremento, chumbo, avaliação de risco à saúde humana.

Abstract. The discovery of lead waste buried around the Saturnia Sistemas de Energia S/A, has led to the suspicion of contamination in a recreation park adjacent to this company. The lead concentration in the chemical analysis performed in a single soil sample, although below the intervention value of CETESB, caused the park access to be restricted. This action had a preventive character, but a point analysis of soil may not be representative, identifying the need to apply a statistically defensible methodology that indicates the distribution of contaminants in the area. One of these methodologies is multi-increment sampling, which is characterized by the collection of multiple soil aliquots within an area called the decision unit, in order to form a single sample for laboratory analysis. Thus, this study applied multi-increment sampling in the area of the recreation park, in order to verify if lead concentration represents risks to human health. The results, which were validated by calculating the relative standard deviation and the upper confidence limit (UCL 95%), did not indicate health risks to the population attending the park.

Key words: Multi increment sampling, lead, human health risk assessment.

1. Introdução

O Decreto Estadual nº 59.263 de 5 de Junho de 2013, define área contaminada como “Área, terreno, local, instalação, edificação ou benfeitoria que contenha quantidades ou concentrações de matéria em condições que causem ou possam causar danos à saúde humana, ao meio ambiente ou a outro bem a proteger.”

Muitas áreas contaminadas são resultantes de práticas e operações inadequadas, que por desconhecimento ou negligência, não levaram em consideração os procedimentos necessários para o manejo correto de resíduos, efluentes e substâncias tóxicas ou perigosas.

Para Cunha (1997):

A origem de áreas contaminadas pode estar associada a diferentes fontes de poluição, sendo as mais usuais as de natureza industrial, de sistemas de tratamento e disposição de resíduos, e as relacionadas ao armazenamento e distribuição de substâncias químicas entre estas as de comercialização de combustíveis. (CUNHA,1997, p.01).

Um exemplo de contaminação ambiental provocado por uma fonte de poluição, é a área que fora ocupada pela fábrica de baterias Saturnia Sistemas de Energia S/A, a qual está situada na zona industrial da cidade de Sorocaba, interior do Estado de São Paulo. Esta área ganhou notoriedade nacional a partir de agosto de 2018, devido a existência de um “garimpo” irregular das escórias de chumbo no local onde a empresa Saturnia desenvolvia suas atividades produtivas, sendo que os “garimpeiros” eram compostos por pessoas pouco instruídas, que colocavam em risco a própria saúde, por não contarem com a proteção necessária e utilizarem ferramentas rudimentares e inadequadas (TV TEM, 2018).

A constatação deste “garimpo” ilegal repercutiu na descoberta de que o local abriga resíduos contendo chumbo em subsuperfície, os quais foram enterrados durante vários anos de forma irregular, resultando em um passivo ambiental com grande potencial de causar danos à saúde das pessoas que trabalharam nesta área, ou que residem nas proximidades da empresa.

A descoberta dos resíduos enterrados no solo, suscitou a suspeita de contaminação em uma área de aproximadamente 700 m², que é adjacente à antiga fábrica da Saturnia e funcionava como uma área de recreação para as crianças e a população em geral. Em agosto de 2018 foi coletada uma amostra pontual de solo nesta área, sendo obtida uma concentração de chumbo de 99 mg/kg (TV TEM, 2018), a qual está acima do valor de prevenção (VP) e abaixo do valor de intervenção (VI), para todos os cenários estabelecidos pelos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo (CETESB, 2016).

Com a revelação deste resultado, a área do parque foi cercada, sendo também fixadas placas alertando sobre a existência de perigo no local. A implantação desta medida de restrição de acesso, é válida como ação preventiva, mas deve-se considerar que uma amostra pontual de solo pode não ser representativa para indicar a concentração de chumbo na área, nem tampouco para determinar a existência de risco à saúde da população.

É conhecido que um dos principais objetivos do gerenciamento de áreas contaminadas, é a proteção à saúde humana (LIMA et al., 2017). Por outro lado, o desconhecimento da extensão, distribuição e concentração da contaminação, indica a necessidade de promover um estudo mais aprofundado, que possua validade estatística, e forneça um panorama representativo a respeito da concentração e distribuição dos contaminantes. Para que isso ocorra, é necessário a adoção de metodologias técnico-científicas, para que as investigações ambientais nos meios de interesse proporcionem dados suficientes para avaliar as áreas contaminadas, quanto ao potencial de risco à saúde humana e ao meio ambiente (Ciantelli et al., 2015).

Uma destas metodologias é a amostragem multi-Incremento, que consiste na coleta de um grande número de incrementos para compor uma única amostra em uma área pré-estabelecida, que é denominada como unidade de decisão (UD) (HAVAÍ, 2016).

A aplicação da amostragem multi-incremento, aumenta a representatividade das amostras e a confiabilidade dos resultados na investigação da contaminação na matriz solo (HAVAÍ, 2016).

Assim, a proposta deste estudo foi empregar a amostragem multi-incremento no solo superficial do parque de recreação, tendo o objetivo de avaliar se o solo do parque apresenta concentração de chumbo acima dos níveis de segurança para saúde humana permitidos por lei.

2. Revisão da Literatura

Amostragem Multi-Incremento

A amostragem multi-incremento é baseada na teoria do geólogo Pierre Gy, o qual desenvolveu uma técnica de amostragem de partículas capaz de melhorar a qualidade dos dados na área de mineração (ALASCA, 2009).

A aplicação desta técnica consiste na coleta de vários incrementos de solo (normalmente entre 30 e 100 incrementos) dentro de uma unidade de decisão (UD), os quais são combinados, processados e subamostrados, para formar uma única amostra relativa a unidade de decisão em questão (ITRC, 2012).

Uma UD é definida como área ou volume sobre o qual uma decisão pode ser tomada. A identificação e delimitação da unidade de decisão, configura-se como um dos fatores mais importantes na aplicação da amostragem multi-incremento, tanto que esta metodologia só é válida se o tamanho e a forma da UD forem compatíveis com a área investigada (ALASCA, 2009).

O ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council) recomenda que as unidades de decisão possuam até 500 m² (ITRC, 2012).

A aplicação da amostragem multi-incremento reduz a variabilidade dos dados, conferindo uma maior representatividade aos trabalhos de investigação em sites contaminados com substâncias voláteis e não voláteis, presentes no solo superficial ou em subsuperfície (HAVAÍ, 2016).

Todavia, apesar de ser possível, a utilização da amostragem multi-incremento no solo subsuperficial é mais onerosa e demorada, uma vez que equipamentos de sondagem ou escavação podem ser necessários. Além disso, em algumas situações, a coleta do número mínimo de incrementos pode ser inviável devido as características da área investigada ou dos custos envolvidos, repercutindo na redução da qualidade dos dados obtidos (HAVAÍ, 2016).

Quanto as substâncias voláteis, a metodologia é semelhante à aplicada aos outros compostos, no entanto, é imprescindível o uso de um amostrador capaz de impedir a liberação de gases e vapores, além de ser necessário a utilização de técnicas adequadas de preservação e armazenamento das amostras, o que por sua vez exige que os procedimentos efetuados na ocasião da amostragem sejam ajustados em conjunto com o laboratório (HAVAÍ, 2016).

De acordo com o Departamento de Conservação Ambiental do Alasca, a amostragem multi-incremento diferencia-se da amostragem composta simples, pois a metodologia multi-incremento observa os procedimentos apropriados de coleta dentro de uma unidade

de decisão, enquanto a amostragem composta se dá aleatoriamente, e não considera pontos de coleta específicos (ALASCA, 2009).

Outro diferencial desta técnica, é que as amostras são compostas por no mínimo 30 incrementos. Além disso, normalmente ocorre a coleta em triplicata nas parcelas que compõem a unidade de decisão, o que garante validade estatística através do cálculo do desvio padrão, e/ou do limite superior de confiança - UCL 95% (HAVAÍ, 2016).

No que tange aos incrementos, a quantidade coletada varia entre 5 a 50 gramas, resultando em uma amostra de 150 a 1500 gramas (CETESB, 2012 apud CIANTELLI et al., 2015).

Ainda em relação as amostras, a metodologia multi-incremento prevê que as partículas de solo sejam menores que 2 mm. Para que isso ocorra, é necessário promover o processamento da amostra, que envolve o peneiramento dos incrementos e a subamostragem da massa de solo obtida após a passagem pela peneira. Para efetuar a subamostragem, faz-se necessário espalhar o solo peneirado em uma superfície plana, a fim de formar uma camada com espessura inferior a 1 cm (HAVAÍ, 2016). Quanto as atividades de processamento, a exceção recai nos casos que envolvem compostos voláteis, cujo solo não deve ser peneirado (ALASCA, 2009). Nestas situações, como já destacado, é preciso alinhar os procedimentos em conjunto com o laboratório.

Descrição e propriedades do chumbo

O chumbo é um metal com coloração cinza azulada, e se caracteriza por sua toxicidade e capacidade de produzir danos à saúde humana (SILVA; TEIXEIRA, 2009).

Por apresentar características como maleabilidade e resistência à corrosão, seu uso foi amplamente difundido (HENRIQUE et al., 2014).

De acordo com Silva;Teixeira (2009, p.198) "O chumbo é o sexto metal de maior utilidade industrial".

A fabricação de baterias representa um dos principais usos do chumbo, consumindo aproximadamente 80% de todo o chumbo produzido (SATO et al., 2001)

Além disso, este metal também é utilizado em menor proporção na fabricação de revestimentos para cabos telefônicos e de energia, possuindo aplicações nas indústrias de vidro, de plástico, em soldas leves, e na produção de munições (PESSOA, 2011).

Efeitos e reações do chumbo no meio ambiente

A maior parte do chumbo presente no ambiente é de origem antrópica, mas alguns processos naturais também contribuem para sua liberação (ATSDR, 2007).

De acordo com a ATSDR (2007, p.04) "Alguns compostos de chumbo são transformados através da luz solar, ar e água. No entanto o chumbo elementar não é decomposto".

Em relação a contaminação por chumbo, Figueiredo (2004, p.27) afirma que

"A contaminação do solo por chumbo tem a principal origem nas emissões atmosféricas, sendo o ar o principal meio de transporte e distribuição desse metal, grandes quantidades tendem a localizar-se nas vizinhanças das fontes geradoras".

Além das emissões atmosféricas, a destinação inadequada da escória gerada durante a reciclagem de baterias automotivas, contribui significativamente para a contaminação ambiental por chumbo (FERNANDES, et al., 2011).

Fernandes, et al. (2011) também destaca que:

Devido à baixa mobilidade do chumbo no perfil do solo e a elevada adsorção na fase sólida do solo (inorgânico e orgânico), o chumbo se acumula principalmente nos primeiros centímetros de profundidade do solo, podendo vir a acarretar sérios riscos ao ecossistema e a saúde humana, pois, em casos de erosão, o chumbo é transportado para outros locais (FERNANDES, et al., 2011, p.245).

O comportamento da contaminação por chumbo no solo é influenciado por fatores como pH e teor de matéria orgânica. Foi observado que nos solos com alto teor de material orgânico, e pH entre 6 e 8, o chumbo tende a formar complexos orgânicos insolúveis em água. Por outro lado, se o pH do solo estiver situado entre 4 e 6, os complexos orgânicos de chumbo tornam-se solúveis em água, o que induz a percolação destes complexos em subsuperfície ou a absorção pelas plantas (EPA 1986, Apud ATSDR 2007).

Efeitos sobre a saúde humana

As principais vias de ingresso do chumbo ao organismo humano se dão por via oral e inalatória, sendo que mais de 80% do total é proveniente da ingestão de alimentos e poeiras que possuem este metal (CETESB, 2018).

De acordo com a ATSDR (2007, p.166), "A absorção dermal de compostos inorgânicos do chumbo geralmente é muito menor que a absorção através da inalação ou exposição oral [...]".

Uma vez no organismo, o chumbo é potencialmente capaz de afetar quase todos os órgãos, sendo que o sistema nervoso central apresenta maior susceptibilidade a danos decorrentes da exposição a este metal (CETESB, 2018).

Os efeitos do chumbo no ser humano são os mesmos independentemente se a via de ingresso foi oral ou respiratória. Além de problemas no sistema nervoso central, a exposição ao chumbo pode proporcionar anemia, fraqueza nos dedos, pulsos e tornozelos, contribuindo também para a elevação da pressão arterial, e o surgimento de doenças cardiovasculares, especialmente em pessoas mais velhas ou mesmo de meia idade (ATSDR, 2007).

A Ficha de Informação Toxicológica elaborada pela CETESB sugere que "[...] As crianças são mais suscetíveis aos efeitos do chumbo do que os adultos" (CETESB, 2018, p.02). Além disso, é interessante ressaltar que bebês e crianças pequenas, podem estar mais expostos devido ao hábito de colocar a mão na boca com mais frequência (EPA, 2018).

Para um nível elevado de exposição, o chumbo causa danos severos no cérebro e nos rins de adultos ou crianças, podendo resultar em morte. Nas mulheres grávidas a exposição elevada pode causar aborto, enquanto que nos homens, os órgãos responsáveis pela produção de espermatozoides podem ser prejudicados (ATSDR, 2007).

Em relação aos efeitos carcinogênicos, a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC), destaca que os compostos inorgânicos do chumbo são prováveis cancerígenos para o ser humano (grupo 2A), enquanto que o chumbo é classificado no grupo 2B, que representam os compostos possivelmente cancerígenos. Os compostos orgânicos do chumbo, por sua vez, fazem parte do grupo 3, pois não são classificados quanto a carcinogenicidade (CETESB, 2018).

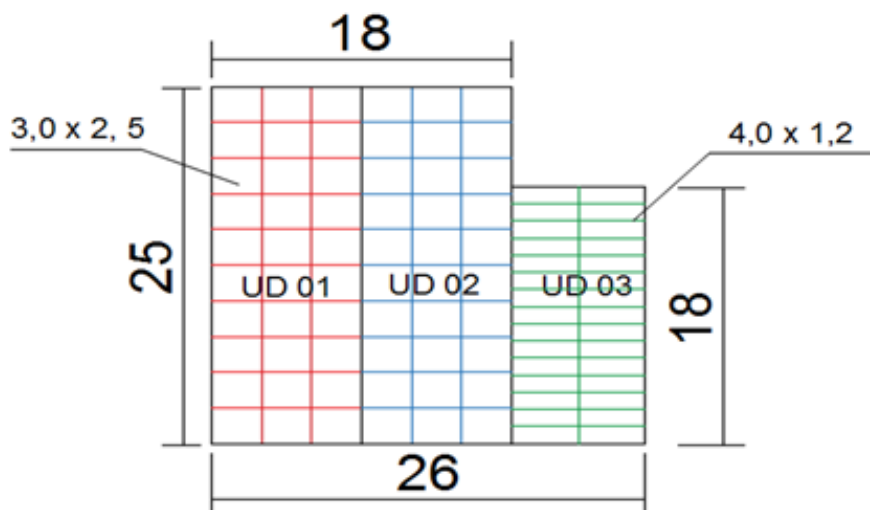
3. Materiais e Métodos

O desenvolvimento deste trabalho consistiu em aplicar a metodologia multi-incremento no parque de recreação, conhecido popularmente como "parquinho", a fim de avaliar se as concentrações de chumbo neste local oferecem riscos à saúde das crianças, e da população em geral que reside próximo ao parque, ou que utilizava o mesmo para descanso ou recreação.

A área em questão pertence a massa falida da Saturnia, sendo adjacente ao local onde os resíduos de bateria com chumbo foram enterrados. Para este estudo, foi considerada apenas a parcela do parque que abriga árvores isoladas, a qual possui uma área de 594 m². A porção do parque com vegetação mais densa não foi levada em consideração, visto que a mesma não era acessada pela população. Para a realização deste trabalho, a área de estudo foi dividida em três unidades de decisão (UD's), sendo que as UD's 01 e 02 contaram cada uma com 225 m², enquanto a UD 03 possuiu 144 m².

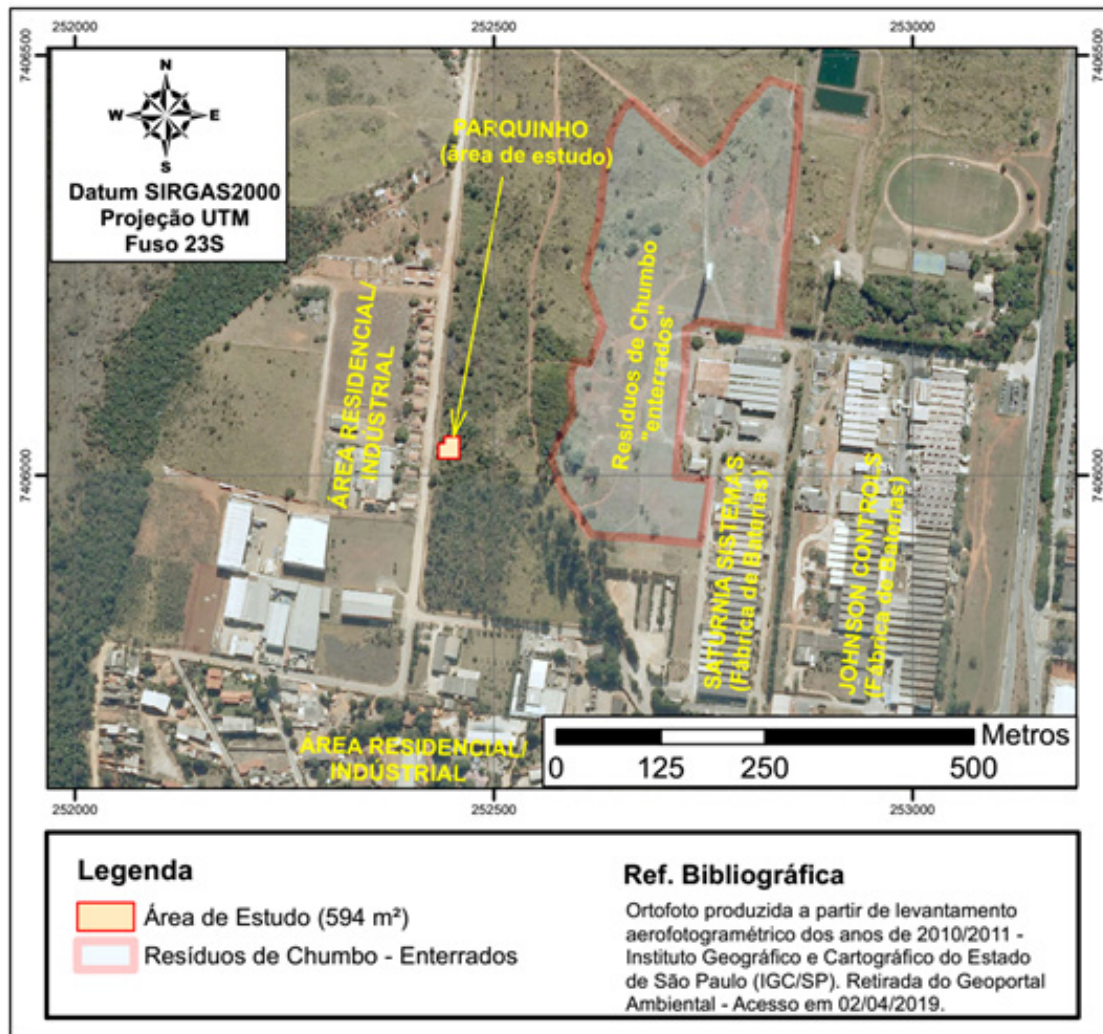
A Figura 01 indica o formato da área e das respectivas unidades de decisão, enquanto as Figuras 02 e 03 ilustram a área de estudo.

Figura 01: Dimensões (em metros) da área de estudo e das respectivas unidades de decisão.



Fonte: Elaborado pelos autores

Figura 02: Área de estudo e seu entorno.



Fonte: Elaborado pelos autores

Figura 03: Área frontal do parquinho.



Fonte: Os autores

Uma vez definidas, cada uma das três unidades de decisão foi subdividida em 30 “células”, ressaltando que a coleta dos incrementos e das amostras em duplicata e triplicata se deu em cada uma destas subdivisões.

Como pode-se notar na Figura 01, as UD’s 01 e 02 possuíam 3 fileiras com 10 células, enquanto a UD 03 possuiu 2 fileiras com 15 células. Vale salientar também que as células das duas primeiras UD’s possuíam 7,5 m² (dimensões 3,0 m x 2,5 m), já as da UD 03 possuíam 4,8 m² (dimensões 4,0 m x 1,2 m).

Para promover a divisão das unidades de decisão e das respectivas células, foi construído um gabarito constituído por linhas e estacas de madeira, como indicado na Figura 04.

Figura 04: Representação de parte do gabarito construído.



Fonte: Os autores

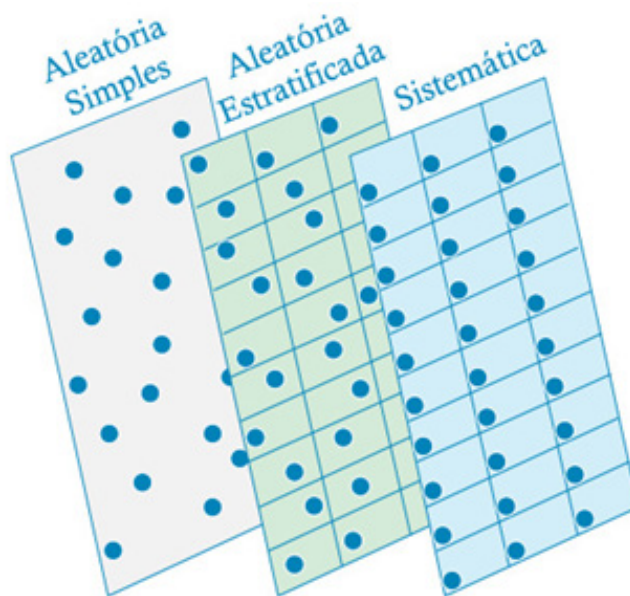
Após a construção do gabarito, foi iniciada a amostragem de solo, que se deu com o uso de um amostrador em aço inox cilíndrico, com 4 cm de diâmetro por 20 cm de altura. A coleta dos incrementos aconteceu por meio da cravação do amostrador até uma profundidade de 8 cm do solo.

Para efetuar a coleta dos incrementos foi utilizada uma metodologia denominada amostragem sistemática.

Esta metodologia determina que a coleta dos incrementos deve ocorrer em uma malha com espaçamento definido, sendo que o ponto inicial de amostragem pode se dar aleatoriamente dentro da unidade de decisão (HAVAÍ, 2016).

O Gabinete de Avaliação de Perigos e Resposta a Emergências, do Departamento da Saúde do Estado do Havai (HAVAÍ, 2016), indica que a aplicação da amostragem sistemática tem gerado dados mais compatíveis com a realidade das áreas investigadas do que a amostragem aleatória e a amostragem aleatória estratificada. Convém destacar, que na amostragem aleatória, a localização dos incrementos é definida sem observar um padrão, e na amostragem aleatória estratificada a coleta dos incrementos é efetuada nas malhas (células) que compõem a UD, mas diferentemente da amostragem sistemática, o espaçamento entre os incrementos não é fixo. A Figura 05 demonstra uma representação dessas metodologias de amostragem.

Figura 05: Metodologias de amostragem dos incrementos.



Fonte: Elaborado pelos autores

Para este estudo, a metodologia de amostragem sistemática também foi aplicada nas coletas em duplicata e em triplicata.

As amostragens começaram a ser realizadas a partir da UD 01, com a coleta dos incrementos iniciando-se sempre nas extremidades das unidades de decisão, e o espaçamento entre os mesmos mantendo-se fixo ao longo de toda a UD.

Uma vez coletados, os incrementos foram acondicionados em uma bandeja de polietileno (PE).

Após a coleta dos 30 incrementos na unidade de decisão, o solo foi peneirado e encaminhado para outra bandeja de polietileno. Para realizar esta atividade, foi utilizada uma peneira granulométrica com malha em inox de 1 mm.

Em sequência, o solo peneirado foi espalhado ao longo da bandeja, formando uma camada com espessura inferior a 1 cm.

Feita esta distribuição, o solo foi dividido em 30 partes iguais, a fim de possibilitar a subamostragem, a qual foi realizada através da coleta de 30 alíquotas de aproximadamente 3 gramas, utilizando uma colher em aço inox apropriada para laboratório e para o manuseio de amostras.

O solo subamostrado, composto pelas 30 alíquotas, foi colocado em um frasco sem preservante fornecido pelo laboratório, e em sequência as amostras foram armazenadas sob uma temperatura de $4^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$.

Os procedimentos supracitados (coleta dos incrementos, peneiramento, espalhamento, subamostragem e refrigeração da amostra) foram efetuados nas 3 unidades de decisão, e aplicados inclusive para as amostras em duplicata e triplicata.

Foram obtidas ao todo 9 amostras de solo neste trabalho, as quais foram denominadas como UD 01-A, UD 01-B, UD 01-C, UD 02-A, UD 02-B, UD 02-C, UD 03-A, UD 03-B, UD 03-C.

Em relação a nomenclatura, o número indica a unidade de decisão (01, 02 ou 03) onde a amostra foi coletada, e a letra demonstra se a amostra é referente a primeira coleta dentro da UD (representada pela letra A), ou se é relativa a amostra em duplicata (letra B) ou em triplicata (letra C).

As nove amostras de solo foram enviadas para o laboratório, acompanhadas da respectiva cadeia de custódia.

As análises foram realizadas pelo laboratório Eurofins Anatech, que é devidamente acreditado pelo INMETRO através da certificação ABNT NBR ISO/IEC 17025.

O único contaminante analisado neste estudo foi o parâmetro chumbo, cuja metodologia analítica utilizada pelo laboratório foi o USEPA 6010C:2007.

O teor de sólidos também foi analisado nas amostras de solo, utilizando para tanto a metodologia USEPA 3550C:2007.

As Figuras 06 a 09 ilustram as ferramentas e procedimentos utilizados durante os trabalhos de amostragem na área de estudo.

Figura 06: Peneira granulométrica, amostrador em aço inox, marreta para cravação, e luva de procedimento utilizadas durante os trabalhos de amostragem em campo.



Fonte: Os autores

Figura 07: Cravação do amostrador e acondicionamento do solo em bandeja.



Fonte: Os autores

Figura 08: Peneiramento da amostra de solo.



Fonte: Os autores

Figura 09: Divisão e subamostragem do solo na bandeja.



Fonte: Os autores

4. Resultados e discussão

Os resultados analíticos foram expressos através de nove relatórios de ensaio emitidos pelo laboratório Eurofins Anatech. Cada relatório apresenta a concentração de chumbo, e o teor de sólidos relativos a apenas uma amostra de solo.

As tabelas em sequência apresentam os resultados das análises.

Tabela 01 – Concentração de chumbo nas amostras de solo.

Identificação da Amostra	Concentração de Chumbo (mg/kg)	Limite de Quantificação - L.Q (mg/kg)	Valor de Prevenção - VP ¹ (mg/kg)	Valor de Intervenção - VI ¹ (mg/kg) Cenário Residencial	Número do Relatório - Eurofins Anatech
UD 01 - A	60,8	2,18	72	240	8996/2019-1.0
UD 01 - B	61,3	2,20			8997/2019-1.0
UD 01 - C	55,2	2,21			8998/2019-1.0
UD 02 - A	68,8	2,29			8999/2019-1.0
UD 02 - B	46,9	2,27			9000/2019-1.0
UD 02 - C	65,6	2,25			8992/2019-1.0
UD 03 - A	70,6	2,27			8993/2019-1.0
UD 03 - B	80,0	2,26			8994/2019-1.0
UD 03 - C	75,9	2,28			8995/2019-1.0

Fonte: Os autores

(1) Valores obtidos da Decisão de Diretoria Nº 256/2016/E da CETESB.

Tabela 02 – Teor de sólidos nas amostras de solo

Identificação da Amostra	Teor de Sólidos (%)	Limite de Quantificação - L.Q (%)	Número do Relatório de Ensaio - Eurofins Anatech
UD 01 – A	91,8	0,03	8996/2019-1.0
UD 01 – B	90,8		8997/2019-1.0
UD 01 – C	90,7		8998/2019-1.0
UD 02 – A	87,4		8999/2019-1.0
UD 02 – B	88,1		9000/2019-1.0
UD 02 – C	89,0		8992/2019-1.0
UD 03 – A	88,3		8993/2019-1.0
UD 03 – B	88,4		8994/2019-1.0
UD 03 – C	87,8		8995/2019-1.0

Fonte: Elaborado pelos autores

A partir dos resultados obtidos, nota-se que a concentração de chumbo em todas as amostras foi inferior ao valor de intervenção para um cenário de ocupação residencial.

Apesar de não constar na tabela 01, ressalta-se também que todas as amostras de solo apresentaram concentrações de chumbo menores que os valores de intervenção para os cenários agrícola e industrial, os quais também são estabelecidos pela Decisão de Diretoria Nº 256/2016/E da CETESB, e cujos valores são de 150 mg/kg e 4400 mg/kg, respectivamente.

Quanto ao cenário de ocupação, convém salientar que os parques ou áreas de recreação não possuem valores de intervenção (VI) ou valores de prevenção (VP) específicos. Assim, neste estudo, foi escolhido o VI e VP relativos ao cenário residencial, uma vez que as pessoas que residem ao redor do parque de recreação, estão mais expostas ao solo com suspeita de contaminação. Além disso, a ausência de atividades industriais, comerciais e agrícolas no parque, não justifica a escolha de outro cenário de ocupação dentre os que estão disponíveis na Decisão de Diretoria nº 256/2016/E da CETESB.

No que se refere ao valor de prevenção (VP) no cenário residencial, foi observado a superação do seu valor nas amostras UD 03-B e UD 03-C. Além disso, como pode ser observado na tabela 01, a amostra UD 03-A apresentou concentração bem próxima ao VP.

Todavia, apesar de ser um sinal de alerta, a superação do valor de prevenção não representa risco iminente à saúde humana, e nem tampouco é suficiente para classificar a área como contaminada.

Pelo Decreto 59.263 de 2013, o valor de prevenção representa a “Concentração de determinada substância acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea”.

Avaliação da representatividade dos resultados

A precisão dos dados obtidos com a amostragem multi-incremento, deve ser avaliada através da comparação dos resultados analíticos dentro da mesma unidade de decisão (HAVAÍ, 2016).

A coleta de amostras em triplicata já é suficiente para promover uma avaliação estatística dos dados, a qual pode se dar por meio do cálculo do desvio padrão amostral (DESVPAD) ou do desvio padrão relativo (DPR), sendo este último parâmetro mais adequado e específico para avaliar os resultados obtidos na amostragem multi-incremento (HAVAÍ, 2016).

O Gabinete de Avaliação de Perigos e Resposta à Emergências do Departamento da Saúde do Estado do Havaí, indica que o cálculo do DESVPAD e do DPR reflete a soma dos erros associados a coleta e processamento das amostras de solo, com o erro analítico do laboratório (HAVAÍ, 2016).

As metodologias para aplicação e avaliação da amostragem multi-incremento desenvolvidas pelo ITRC, pelo Departamento da Saúde do Havaí, e pelo Departamento de Conservação Ambiental do Alasca, indicam que um desvio padrão relativo (DPR) menor que 35% representa uma boa precisão dos dados, e que os métodos analíticos e de amostragem foram adequados.

Por outro lado, um desvio padrão relativo maior que 35% está associado a erros ocorridos durante a coleta e/ou análise das amostras. Nestes casos, faz-se necessário uma revisão dos procedimentos efetuados em campo ou no laboratório, a fim de identificar melhorias para investigações futuras (HAVAÍ, 2016).

A avaliação dos dados obtidos com a amostragem multi-incremento, deve se dar de modo específico para cada projeto de investigação, sendo que um DPR maior que 35% pode exigir uma nova campanha de amostragem (ALASCA, 2009), ou a aplicação de outros métodos estatísticos para auxiliar a tomada de decisão, o que inclui o cálculo do limite superior de confiança - UCL 95% (HAVAÍ, 2016).

O desvio padrão relativo (DPR) é dado pela divisão entre o desvio padrão amostral (DESVPAD) e a média aritmética das replicatas em uma unidade de decisão. Como o DPR é expresso em porcentagem, é necessário multiplicar o resultado desta divisão por 100 (HAVAÍ, 2016).

Na tabela 03 constam os resultados dos parâmetros estatísticos calculados para avaliar a representatividade dos dados nas três unidades de decisão. Para facilitar o entendimento acerca dos resultados obtidos, as equações associadas ao cálculo de cada um destes parâmetros são apresentadas em sequência.

Média Aritmética:

$$\bar{x} = \frac{\sum x_i}{n}$$

Fonte: Adaptado de Havaí (2016)

Onde,

\bar{x} = Média aritmética.

$\sum X_i$ = Somatório da concentração de chumbo nas três replicatas em cada unidade de decisão.

n = Quantidade de replicatas em cada unidade de decisão, que para este estudo foram 3.

Desvio Padrão Amostral:

$$s = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{n-1}}$$

Fonte: Adaptado de Havaí (2016)

Onde,

S = Desvio padrão amostral.

\bar{X} = Média aritmética.

Xi = Concentração de chumbo nas três replicatas em cada unidade de decisão.

n = Quantidade de replicatas em cada unidade de decisão, que para este estudo foram 3.

Desvio Padrão Relativo (DPR):

$$\text{DPR} = \frac{S}{\bar{X}}$$

Fonte: Adaptado de Havaí (2016)

Onde,

S = Desvio padrão amostral.

\bar{X} = Média aritmética.

Tabela 03 – Dados estatísticos em cada unidade de decisão

Identificação da Unidade de Decisão	Média Aritmética das Amostras em Replicata (mg/kg)	Desvio Padrão Amostral entre as Replicatas - DESVPAD (mg/kg)	Desvio Padrão Relativo - DPR (%)
UD 01	59,10	3,39	5,73
UD 02	60,43	11,83	19,57
UD 03	75,50	4,71	6,24

Fonte: Elaborado pelos autores

A partir dos dados presentes na tabela 03, pode-se constatar que o desvio padrão relativo foi inferior a 35% em todas as unidades de decisão, indicando a boa precisão e representatividade dos dados nas respectivas UD's.

Cálculo do Limite Superior de Confiança – UCL 95%

A partir de um conjunto de dados, o UCL 95% representa o valor com 95% de chance de ser igual ou maior a média aritmética verdadeira (CONNECTICUT, 2014).

No caso da amostragem multi-incremento, é impossível determinar com exatidão a concentração média de um contaminante em uma unidade de decisão, mesmo que todos os procedimentos de coleta, processamento e análise da amostra tenham sido devidamente

observados (ITRC, 2012). Neste sentido, o UCL 95% assume uma importância significativa para a tomada de decisão, já que o valor obtido neste cálculo é válido estatisticamente, e indica a concentração com 95% de probabilidade de ser maior ou igual a concentração média real na área estudada, o que diminui as chances da concentração verdadeira no local de estudo estar sendo subestimada.

O cálculo do UCL 95% pode ser efetuado através dos métodos "T de Student" ou Chebyshev. O método "T de Student" deve ser utilizado quando a variabilidade dos dados (expresso pelo desvio padrão e desvio padrão relativo) for baixa, enquanto que o método de Chebyshev é aplicado quando a variabilidade dos dados for alta ou desconhecida. Ambos os métodos tendem a superestimar a concentração média verdadeira de um contaminante, mas no método de Chebyshev a superestimativa é mais acentuada (ITRC, 2012).

O manual técnico desenvolvido pelo Departamento da Saúde do Estado do Havaí (HAVAÍ, 2016), dispensa o cálculo do UCL 95% nas situações onde o desvio padrão relativo é menor ou igual a 35%. Por outro lado, este documento indica que se for necessário efetuar este cálculo para fins de avaliação de risco ou outros propósitos, nas UD's com DPR ≤ 35%, deverá ser utilizado o método "T de Student".

Assim, considerando que o objetivo deste trabalho consiste em verificar a existência de risco à população, julgou-se conveniente promover o cálculo do UCL 95% utilizando o método "T de Student". A realização do cálculo pelo método "T de Student" ocorreu através da planilha que o ITRC desenvolveu especificamente para este fim, a qual está presente no guia que este instituto elaborou para orientar a aplicação da metodologia multi-incremento. Todavia, apesar dos resultados terem sido obtidos pela planilha desenvolvida pelo ITRC, em seqüência está descrita a equação que permite o cálculo do UCL 95%:

$$UCL\ 95\% = \bar{x} + T\ de\ Student\ (95\%) \times \frac{S}{\sqrt{n}}$$

Fonte: Adaptado de Havaí (2016)

Onde,

\bar{X} = Média aritmética.

T de Student considerando 3 replicatas e um nível de confiança de 95% = 2,92.

S = Desvio padrão amostral.

n = Quantidade de replicatas em cada unidade de decisão, que para este estudo foram 3.

A tabela 04 contém os valores do UCL 95% nas 3 unidades de decisão.

Tabela 04 – Valores do UCL 95% nas unidades de decisão

Identificação da Unidade de Decisão	UCL 95% ¹ (mg/kg)	Valor de Prevenção - VP ² (mg/kg)	Valor de Intervenção - VI ² (mg/kg) Cenário Residencial
UD 01	64,81	72	240
UD 02	80,38		
UD 03	83,45		

Fonte: Elaborado pelos autores

(1) Valores calculados pelo método "T de Student" a partir da planilha desenvolvida por ITRC (2012)

(2) Valores obtidos da Decisão de Diretoria Nº 256/2016/E da CETESB

De acordo com os resultados apresentados na tabela 04, é possível identificar que, tal como esperado, os valores do UCL 95% superaram as concentrações médias e individuais de chumbo em todas as unidades de decisão. Isso ocorre pois, como comentado, o UCL 95% tende a superestimar a concentração de contaminantes na área de estudo.

Em contrapartida, mesmo sendo uma superestimativa, os valores do UCL 95% não ultrapassaram os valores de intervenção para nenhum cenário de ocupação, inclusive para o residencial, que é o cenário aplicável para este estudo.

O valor de prevenção, por sua vez, foi superado pelo valor do UCL 95% nas UD's 02 e 03, o que exige atenção e monitoramento, mas não significa que a área está contaminada, ou que representa risco iminente à saúde humana.

Cálculo dos riscos à saúde humana a partir dos resultados obtidos

O cálculo dos riscos à saúde humana se deu com a utilização da "Planilha de Avaliação de Risco para Residentes em Áreas Urbanas" desenvolvida pela CETESB.

Nesta planilha, é possível calcular o risco carcinogênico e não carcinogênico (toxicológico) a partir dos resultados obtidos nas amostras de solo. Ressalta-se também, que a planilha da CETESB leva em consideração vários parâmetros e ponderações, o que dificulta, ou mesmo impossibilita estabelecer uma equação para promover o cálculo do risco.

No Estado de São Paulo, a CETESB estabelece que o risco carcinogênico aceitável é de no máximo 1×10^{-5} , ou seja, 1 caso de câncer para cada 100.000 (cem mil) pessoas expostas. Em relação ao risco toxicológico, a avaliação é feita através do quociente de risco, cujo limite de aceitação é de no máximo 1 (CETESB, 2017).

O quociente de risco é a razão entre a quantidade de contaminante que ingressa no organismo e a dose de referência (RfD).

Entende-se como dose de referência, a quantidade de contaminante que uma população humana pode ficar exposta, sem estar sujeita a nenhum efeito adverso ao longo de uma vida inteira de exposição (KOLESNIKOVAS; DUARTE, 2002).

Como o quociente de risco admissível é de no máximo 1, percebe-se que a quantidade de contaminante que pode ingressar no organismo do ser humano, deve ser menor ou no máximo igual a dose de referência.

Quanto ao cálculo dos riscos à saúde humana, este estudo aplicou na planilha de cálculo desenvolvida pela CETESB, os valores do UCL 95% de cada unidade de decisão, visto que este parâmetro tende a representar o pior cenário de contaminação na área.

Para efetuar o cálculo dos riscos, foram considerados os cenários de inalação de partículas, contato dérmico e ingestão, todos eles a partir do solo superficial, sendo desprezados portanto os outros compartimentos do meio físico (água e solo subsuperficiais), devido a não aplicabilidade neste estudo.

Em relação aos parâmetros do meio físico que constam na planilha de avaliação de riscos, foram mantidos os valores padrões pré-estabelecidos pela CETESB.

A tabela 05 apresenta os valores de risco para o parâmetro chumbo em crianças e adultos.

Tabela 05 – Cálculo do risco oriundo da exposição ao chumbo em solo superficial

Unidade de Decisão	Efeito	Risco por Cenário ⁽¹⁾					
		Adultos			Crianças		
		Inalação de Partículas	Contato Dérmico	Ingestão	Inalação de Partículas	Contato Dérmico	Ingestão
UD 01	Carcinogênico	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Não Carcinogênico	ND	ND	$2,47 \times 10^{-2}$	ND	ND	$2,30 \times 10^{-1}$
UD 02	Carcinogênico	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Não Carcinogênico	ND	ND	$3,06 \times 10^{-2}$	ND	ND	$2,85 \times 10^{-1}$
UD 03	Carcinogênico	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Não Carcinogênico	ND	ND	$3,18 \times 10^{-2}$	ND	ND	$2,96 \times 10^{-1}$

Fonte: Elaborado pelos autores

Legenda: ND – não disponível

(1) Valores de risco calculados pela planilha desenvolvida por CETESB (2013)

Como pode ser constatado na tabela 05, os valores de risco para os efeitos não carcinogênicos em um cenário de ingestão de solo superficial, foram inferiores a 1 (um), ou seja, não ultrapassaram o quociente admissível para os riscos toxicológicos ou não carcinogênicos.

Neste sentido, a concentração atual de chumbo na superfície do parque de recreação, não é capaz de proporcionar efeitos tóxicos decorrentes da ingestão pontual de solo, tanto em adultos como em crianças.

Os riscos não carcinogênicos para inalação de partículas e contato dérmico, e os riscos carcinogênicos para os três cenários de exposição presentes na tabela 05, resultaram em um valor de risco não disponível (ND). Isso significa que os estudos existentes até o momento, não descobriram ou associaram efeitos carcinogênicos ou toxicológicos, devido ao contato com o chumbo nestes cenários de exposição.

Convém salientar que este estudo se limitou ao cálculo de risco à saúde humana, uma vez que as pessoas que acessavam o parque de recreação, ou que moram em seu entorno, são os principais receptores. Assim, a avaliação de risco ecológico não foi efetuada, uma vez que a área de estudo está situada em área urbana e industrial, sendo que a DECISÃO DE DIRETORIA Nº 038/2017/C da CETESB, estabelece que este tipo de avaliação deve ser realizada quando há um ecossistema natural sob influência de uma área contaminada que encontra-se sob investigação (CETESB, 2017).

Cálculo da concentração máxima aceitável - CMA

A concentração máxima aceitável (CMA) é o valor cuja superação repercute na necessidade de implementar medidas de intervenção (CETESB, 2017).

O valor da CMA também representa a concentração limite de um determinado contaminante, acima do qual é constatado a existência de risco para a saúde humana.

A concentração máxima aceitável também é calculada a partir da planilha de avaliação de riscos desenvolvida por CETESB (2013), assim, as variáveis e ponderações presentes na planilha impossibilitam o estabelecimento de uma equação para efetuar o cálculo da CMA.

Na tabela 06, são apresentados os valores das CMA's calculados pela planilha de avaliação de riscos da CETESB. Para este cálculo, foi considerando apenas a ingestão de solo superficial em adultos e crianças, pois estes foram os únicos cenários onde os riscos foram quantificados pela avaliação de risco, cujos resultados encontram-se na tabela 05.

Tabela 06 – Comparação dos valores do UCL 95% em cada UD com a concentração máxima aceitável considerando a ingestão de solo superficial

Unidade de Decisão	Valor do UCL 95 % (mg/kg)	Valor de Prevenção - VP ² (mg/kg)	Valor de Intervenção - VI ² (mg/kg) Cenário Residencial	Concentração Máxima Aceitável (mg/kg) ⁽¹⁾ (Parâmetro chumbo)	
				Ingestão de Solo - Criança	Ingestão de Solo - Adulto
UD 01	64,81	72	240	282	2630
UD 02	80,38				
UD 03	83,45				

Fonte: Elaborado pelos autores

(1) Concentrações calculadas pela planilha desenvolvida por CETESB (2013)

(2) Valores obtidos da Decisão de Diretoria Nº 256/2016/E da CETESB

Os resultados apresentados na tabela 06, indicam que os valores do UCL 95% estão consideravelmente abaixo das CMA's calculadas tanto para adultos como para crianças. Em outras palavras, é possível afirmar que a maior concentração de chumbo provável em cada U.D, representada pelo UCL 95%, é muito inferior a menor concentração capaz de proporcionar riscos para a saúde humana, que por sua vez é indicada pela CMA.

6. Conclusões

As análises do solo amostrado através metodologia multi-incremento na área do parque de recreação (parquinho), indicam que as concentrações de chumbo estão abaixo do valor de intervenção (VI) estabelecido para o cenário de ocupação residencial, que se enquadra como a situação aplicável para este estudo.

Todavia, e como já destacado, as concentrações de chumbo nas amostras analisadas, também ficaram abaixo dos valores de intervenção fixados para os outros cenários propostos pela Decisão de Diretoria nº 256/2016/E da CETESB.

A precisão e representatividade dos resultados deste estudo, se deu através do cálculo do desvio padrão relativo (DPR), cujos resultados foram substancialmente menores que 35% nas 3 unidades de decisão (UD's) avaliadas.

O fato das concentrações de chumbo serem menores que o valor de intervenção em todas as amostras de solo, aliado ao baixo desvio padrão relativo nas UD's, já seriam suficientes para descartar a presença de risco expressivo decorrente da exposição ao chumbo na área do parque, uma vez que conforme estabelecido pelo Decreto nº 59.263/2013, os riscos potenciais, diretos e indiretos à saúde humana, ocorrem após a superação do VI.

Porém, para corroborar a afirmação acerca da ausência de riscos, foi efetuado o cálculo do limite superior de confiança – UCL 95%, em todas as unidades de decisão, sendo que os resultados obtidos se situaram abaixo do valor de intervenção para o parâmetro chumbo, no cenário residencial, e nas 3 UD's. Também foi observado que os valores do UCL 95%, não superaram os valores de intervenção para o chumbo estabelecidos nos cenários industrial e agrícola.

Como já sinalizado, o limite superior de confiança representa o valor com 95% de probabilidade de ser maior ou igual a concentração média verdadeira de contaminantes. Assim, a possibilidade deste estudo ter subestimado a concentração real de chumbo na área, é extremamente remota.

No que tange ao cálculo dos riscos, que foi efetuado a partir dos valores do UCL 95%, a planilha da CETESB quantificou somente os riscos toxicológicos para crianças e adultos, decorrentes da ingestão de solo. Em ambos os casos, o quociente de risco calculado foi menor que o limite estabelecido pela Decisão de Diretoria 038/2017/C, não configurando risco portanto.

Neste sentido, baseando-se no estudo realizado e nas informações supracitadas, é possível concluir que o solo superficial no parquinho não oferece riscos iminentes e significativos à saúde da população que mora ao entorno do parque, ou que utilizava o mesmo para recreação.

Salienta-se contudo que esta conclusão é limitada ao parâmetro chumbo no solo superficial, não sendo analisados os riscos associados a outros contaminantes que eventualmente estejam presentes no local.

A concentração e distribuição de chumbo em subsuperfície, e a sua inter-relação com os outros compartimentos do meio físico, especialmente com o aquífero freático, também não foram estudados.

Por outro lado, entende-se que o chumbo é a principal substância química de interesse (SQI) na área do parque, e que a exposição a este contaminante ocorre preponderantemente através do contato com o solo superficial, sendo que estas foram as razões que motivaram a abordagem apresentada neste estudo.

Agradecimentos

Aos professores Eng.º Marcos Tanaka Riyis, e Eng.º Rodrigo César de Araújo Cunha do Curso de Pós-graduação em Gerenciamento de Áreas Contaminadas do Centro Universitário Senac pela orientação, apoio e articulação com as parcerias firmadas com a universidade.

Ao laboratório Eurofins Anatech que promoveu as análises das amostras de solo.

A Éllu Ambiental, especialmente ao seu Diretor Técnico, o Eng.º Renan Sanzoni, pela disponibilização do amostrador de solo, e por compartilhar conhecimentos teóricos e práticos fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Vereador do município de Sorocaba, João Donizeti Silvestre, pelo incentivo e articulação quanto a liberação do acesso à área de estudo.

Ao Dr. Pedro de Souza Vicentin pela assessoria jurídica prestada para a realização do trabalho.

Referências

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Lead (Update). Atlanta – EUA. 2007

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Decisão de Diretoria 038/2017/C. São Paulo. Disponível em: <[http:// www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/11/2014/12/DD-038-2017-C.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/11/2014/12/DD-038-2017-C.pdf)>. Acesso em 02 de fev.2019.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Decisão de Diretoria 256/2016/E. São Paulo. Disponível em: <<https://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2014/12/DD-256-2016-E-Valores-Orientadores-Dioxinas-e-Furanos-2016-Intranet.pdf>>. Acesso em 08 de fev.2019.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Ficha de Informação Toxicológica (FIT) - Chumbo e seus compostos. 2018. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wpcontent/uploads/sites/24/2013/11/Chumbo.pdf>>. Acesso em: 26 fev. 2019.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Planilhas para Avaliação. 2013. Disponível em: < <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/planilhas-para-avaliacao/>>. Acesso em: 22 mar. 2019.

CIANTELLI, Gabriela Kristensen; MAXIMIANO, Alexandre Magno de Souza; MANTOVANI, Juliana; SANTOS, Jacilene Vieira dos; RIYIS, Marcos Tanaka. Amostragem de solo multi-incremento e direcionada aplicadas em área com Bifenilas Policloradas (PCBs). Interfacehs – Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade, São Paulo, v. 10, n. 1, p.53-65, jun. 2015.

CUNHA, Rodrigo César de Araújo. Avaliação de risco em áreas contaminadas por fontes industriais desativadas - Estudo de caso. 1997. 165 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

EPA. United States Environmental Protection Agency (EUA). Learn about lead. 2018. Disponível em: <<https://www.epa.gov/lead/learn-about-lead>>. Acesso em: 01 mar. 2019.

FERNANDES, Josely Dantas; DANTAS, Edilma Rodrigues Bento; BARBOSA, Juliana Nóbrega; BARBOSA, Edimar Alves. Estudo de impactos ambientais em solos: o caso da reciclagem de baterias automotivas usadas, tipo chumbo-ácido. Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional, Taubaté, v.7, n 1, p.231-255, abr.2011.

FIGUEIREDO, Flávia de Vasconcellos. Avaliação da contaminação do solo por metais provenientes de indústrias recicladoras de chumbo. 2004. 122 f. Dissertação (Mestrado). Curso de Mestrado em Engenharia Industrial. Faculdade de Engenharia de Bauru, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Bauru, 2004.

HENRIQUE, Raquel; GUIMARÃES, Raul Borges; FONSECA, Elivelton da Silva. Contaminação Ambiental por Chumbo em Caçapava-SP. Caminhos de Geografia, Uberlândia, v. 15, p. 37-49, jun.2014.

ITRC - INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL (EUA). Incremental sampling methodology. Disponível em: <https://www.itrcweb.org/ism-1/Executive_Summary.html>. Acesso em: 21 fev. 2019.

ITRC - INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL (EUA). UCL Calculation Method. Disponível em: < https://www.itrcweb.org/ism-1/4_2_2_UCL_Calculation_Method.html >. Acesso em: 23 mar. 2019.

KOLESNIKOVAS, Celso; DUARTE, U. Avaliação de Risco à Saúde Humana Utilizando-se Frações de Hidrocarbonetos Totais De Petróleo. In: XII CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 2002, São Paulo. Anais... . p. 1 - 12.

LIMA, Suzy Darley de; OLIVEIRA, Andrea Ferreira de; GOLIN, Rossean; CAIXETA, Danila Soares; LIMA; Zoraidy Marques de; MORAIS, Eduardo Beraldo de. Gerenciamento de áreas contaminadas por postos de combustíveis em Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. Ambiente e água, Taubaté, v. 12, n. 2, p.299-315, abr. 2017.

PESSOA, Andreia Preciosa Lopes. Estudo da Remobilização de Metais de Sedimentos Contaminados na Bacia Hidrográfica do Rio Minho. 2011.38 f. Mestrado Integrado em Engenharia Química. Universidade do Porto, 2011.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 59263, de 05 de junho de 2013. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder Executivo, São Paulo, SP, 06 jun.2013.Seção 1, p.3.

SATO, Cintia Helena; ARAÚJO, Ramon Veras Veloso; TRINDADE, Roberto Barros Emery. Estudo da dessulfurização da pasta de baterias automotivas visando a recuperação de chumbo. Série Anais da IX Jornada de Iniciação Científica CETEM, 2001. Disponível em: <<http://www.cetem.gov.br/component/k2/item/790-estudo-da-dessulfurizacao-da-pasta-de-baterias-automotivas-visando-a-recuperao-de-chumbo/>> Acesso em: 05 mar. 2019.

SILVA, Benedito Célio Eugênio; TEIXEIRA, Juliana Ayres de A. B. Economia Mineral: Chumbo. Disponível em:< <http://www.dnpm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/outras-publicacoes-1/4-2-chumbo>>.

State Of Alaska Department Of Environmental Conservation – Alaska DEC. Draft Guidance on Multi Increment Soil Sampling. Alaska – EUA. 2016.

State of Connecticut Department of Energy and Environmental Protection. Guidance for Calculating the 95% Upper Confidence Level for Demonstrating Compliance with the Remediation Standard Regulations. Connecticut – EUA.2014

State Of Hawaii Department Of Health, Office of Hazard Evaluation and Emergency Response – HEER TGM. Technical Guidance Manual for the Implementation of the Hawaii State Contingency Plan, Section 4: Soil Sample Collection Approaches. Hawaii – EUA. 2016.

TV TEM (Sorocaba) (Ed.). Laudo aponta contaminação em parquinho e horta próximos a garimpo ilegal de chumbo em Sorocaba. 2018. Disponível em: <<https://g1.globo.com/sp/sorocaba-jundiai/noticia/2018/08/26/laudo-aponta-contaminacao-em-parquinho-e-horta-proximos-a-garimpo-ilegal-de-chumbo-em-sorocaba.ghtml>>. Acesso em: 22 jan. 2019.

TV TEM (Sorocaba) (Ed.). Terreno de antiga fábrica de baterias vira garimpo de chumbo no interior de SP. 2018. Disponível em: < <https://g1.globo.com/sp/sorocaba-jundiai/noticia/2018/08/19/terreno-de-antiga-fabrica-de-baterias-vira-garimpo-de-chumbo-no-interior-de-sp.ghtml>>. Acesso em: 10 jan. 2019.