

# **TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO**

**CERRO LARGO**

**2015**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL – UFFS**

**UTILIZAÇÃO DA TÉCNICA ELETROQUÍMICA  
PARA A REMEDIAÇÃO DE AREIA CONTAMINADA  
COM ÍONS Pb**

**TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO**

**CÍNTIA REGINA KAUFMANN**

**CERRO LARGO– RS**

**2015**

**CÍNTIA REGINA KAUFMANN**

**UTILIZAÇÃO DA TÉCNICA ELETROKINÉTICA PARA A REMEDIAÇÃO DE  
AREIA CONTAMINADA COM ÍONS Pb**

Trabalho apresentado à Universidade Federal da Fronteira Sul, como parte das exigências do Curso de Graduação em Engenharia Ambiental, para a obtenção do título de Engenheiro Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Diego Ricieri Manenti

Co-orientador: Prof. Dr. Douglas Rodrigo Kaiser


CERRO LARGO - RS


2015

**UTILIZAÇÃO DA TÉCNICA ELETROCINÉTICA PARA A REMEDIAÇÃO DE  
AREIA CONTAMINADA COM ÍONS Pb**


Trabalho apresentado à Universidade Federal da Fronteira Sul, como parte das exigências do Curso de Graduação em Engenharia Ambiental, para a obtenção do título de Engenheiro Ambiental.

Aprovado em 02 de Dezembro de 2015

  
Profa. Msc. Ariádine Réder Custódio de Souza – UNIOESTE/Toledo-PR  
Membro da Banca

  
Prof. Dr. Márcio Antônio Vendruscolo – UFFS/Cerro Largo-RS  
Membro da Banca

  
Prof. Dr. Diego Ricieri Manenti – UFFS/Cerro Largo-RS  
Orientador

  
Prof. Dr. Douglas Rodrigo Kaiser – UFFS/Cerro Largo-RS  
Co-orientador

CERRO LARGO– RS

2015

*Aos meus pais, Andréa e César, e ao meu irmão Anderson, pelo incentivo de estudar, palavras de carinho e compreensão nos momentos ausentes.*

***Dedico.***

## AGRADECIMENTOS

À Deus, por minha vida, família e amigos sinceros, e por renovar a cada momento a minha força e disposição.

À minha família, em especial ao meu pai, César R. Kaufmann, pelo incentivo e pelas palavras de conforto nos momentos de dificuldade, e minha mãe, Andréa R. Kaufmann, por estar presente em todos os momentos e por nunca me deixar desanimar.

Ao meu irmão, Anderson Kaufmann e futuro colega de profissão, pela força e auxílio nos estudos ao longo destes anos.

Ao meu amigo e companheiro Geovane Strieder, pelo carinho, compreensão, companheirismo, incentivo e apoio em tudo que faço.

Ao orientador, Prof. Dr. Diego Ricieri Manenti, agradeço toda a atenção, preocupação e tempo dedicado a este trabalho, compartilhando suas ideias, conhecimento e experiência.

Ao co-orientador, Prof. Dr. Douglas Rodrigo Kaiser, pela dedicação e auxílio no desenvolvimento dos experimentos.

Aos demais professores de graduação, pela convivência harmoniosa e conhecimento transmitido.

À minha colega e amiga Adeli Braun, pelo companheirismo e amizade de todos os dias, nos momentos bons e ruins, e pelo auxílio no desenvolvimento deste trabalho.

À minha colega Júlia Bitencourt Welter, pela companhia nas longas horas de laboratório e pela amizade sincera.

À voluntária Andréia M. Lermen, pelo auxílio nos experimentos de laboratório.

Ao colega Inácio Eckert, pela construção do reator utilizado nos experimentos.

Aos colegas de graduação, que de alguma maneira fizeram parte desse processo e que muito me ajudaram nessa caminhada.

À Universidade Federal da Fronteira Sul, seu corpo docente, direção e administração, pelo ambiente criativo e amigável, e também pela oportunidade de estudo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE, campus Toledo/PR, por disponibilizar a Central Analítica.

À todos aqueles que, eventualmente, não tenham sido acima citados, mas que, de uma forma ou de outra, contribuíram para a concretização deste trabalho. Muito obrigada.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	iii
<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	iv
<b>LISTA DE EQUAÇÕES</b> .....	v
<b>LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS</b> .....	vi
<b>RESUMO</b> .....	vii
<b>ABSTRACT</b> .....	viii
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	9
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	11
2.1. Objetivo Geral .....	11
2.2. Objetivos Específicos .....	11
<b>3. REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	12
3.1. Problemática dos resíduos sólidos .....	12
3.2. Contaminação do solo .....	14
3.2.1. Legislação vigente .....	15
3.2.2. Metais pesados .....	16
3.2.3. Íons Pb .....	17
3.2.4. Valores orientadores .....	18
3.3. Técnicas de remediação de solo .....	20
3.3.1. Técnica EK .....	25
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	32
4.1. Amostras, reagentes e solventes .....	32
4.2. Reator de eletrocinética .....	32
4.3. Procedimento experimental .....	33
4.4. Procedimentos analíticos .....	34

<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	36
5.1. Caracterização da areia .....	36
5.2. Obtenção dos dados de concentração de íons Pb .....	36
5.3. Avaliação da retenção de íons Pb pela areia.....	37
5.4. Experimentos EK.....	39
5.4.1. EK com eletrodos de Al.....	39
5.4.2. EK com eletrodos de Cu.....	42
5.5 Considerações.....	45
5.6 Análises comparativas .....	46
<b>6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES</b> .....	48
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	49
<b>8. SÍTIOS ACESSADOS</b> .....	57
<b>APÊNDICES</b> .....	58



## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 3.1.</b> Inter-relação e dinâmica dos metais pesados no solo .....	17
<b>Figura 3.2.</b> Esquema de remediação de solo contaminado pela técnica EK. ....	25
<b>Figura 3.3.</b> Forças motrizes presentes na EK .....	26
<b>Figura 3.4.</b> Fenômenos eletrocinéticos .....	28
<b>Figura 4.1.</b> Desenho esquemático do reator-EK .....	33
<b>Figura 5.1.</b> Curva de calibração do íon Pb .....	37
<b>Figura 5.2.</b> Concentração de íons Pb em função do tempo, na areia e nos reservatórios .....	38
<b>Figura 5.3.</b> Perfis de redução dos íons Pb na areia em função do tempo de EK com eletrodos de Al .....	40
<b>Figura 5.4.</b> Perfis de recuperação de íons Pb para os reservatórios em função do tempo de EK com eletrodos de Al .....	41
<b>Figura 5.5.</b> Redução da concentração dos íons Pb na areia e recuperação nos reservatórios .....	42
<b>Figura 5.6.</b> Perfis de redução dos íons Pb na areia em função do tempo de EK com eletrodos de Cu .....	44
<b>Figura 5.7.</b> Perfis de recuperação de íons Pb para os reservatórios em função do tempo de EK com eletrodos de Cu .....	44
<b>Figura 5.8.</b> Aumento da concentração dos íons Pb na areia e nos reservatórios .....	45
<b>Figura 5.9.</b> Concentração de íons Pb na areia e nos reservatórios ao final do processo EK, para os eletrodos de Al .....	46
<b>Figura 5.10.</b> Concentração de íons Pb na areia e nos reservatórios ao final do processo EK, para os eletrodos de Cu .....	46

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 3.1.</b> Valores de referência de qualidade para os cinco grupos de solos originados nas diferentes províncias geomorfológico-geológicas do RS. ....	15
<b>Tabela 3.2.</b> Fontes naturais e antropogênicas de Pb e suas formas mais comuns nos resíduos .....	17
<b>Tabela 3.3.</b> Valores orientadores internacionais para o Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) no solo .....	19
<b>Tabela 3.4.</b> Valores orientadores para o Pb nos solos do Brasil .....	20
<b>Tabela 3.5.</b> Valores orientadores para o Pb nos solos no Estado de São Paulo .....	20
<b>Tabela 3.6.</b> Classificação das técnicas de remediação de acordo com a ação da remediação	23
<b>Tabela 3.7.</b> Fatores que influenciam as reações eletroquímicas .....	27
<b>Tabela 3.8.</b> Estudos realizados com diferentes abordagens relacionados à aplicação da técnica EK .....	30
<b>Tabela 5.1.</b> Características do solo arenoso .....	36
<b>Tabela 5.2.</b> Resultados da concentração de íons Pb em função do tempo, na areia e nos dois reservatórios .....	38
<b>Tabela 5.3.</b> Concentração de íons Pb em função do tempo de EK com eletrodo de Al .....	40
<b>Tabela 5.4.</b> Concentração de íons Pb em função do tempo de EK com eletrodo de Cu .....	43

## LISTA DE EQUAÇÕES

<b>Equação 3.1.</b> Reação no ânodo .....	26
<b>Equação 3.2.</b> Reação no cátodo .....	26
<b>Equação 4.1.</b> Obtenção da condutividade hidráulica .....	34
<b>Equação 4.2.</b> Obtenção da densidade de partículas .....	35
<b>Equação 4.3.</b> Obtenção da densidade do solo .....	35
<b>Equação 4.4.</b> Obtenção da porosidade total .....	35

## LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

<i>ABNT</i>	Associação Brasileira de Normas Técnicas
<i>CETESB</i>	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
<i>CONAMA</i>	Conselho Nacional do Meio Ambiente
<i>EK</i>	eletrocinética
<i>ETEs</i>	estações de tratamento de efluentes
<i>FEPAM</i>	Fundação Estadual de Preservação Ambiental do Rio Grande do Sul
<i>M</i>	molaridade ( $\text{mol L}^{-1}$ )
<i>PAHs</i>	hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
<i>Pb</i>	íon chumbo
<i>PCBs</i>	bifenis policlorados
<i>PNRS</i>	Política Nacional de Resíduos Sólidos
<i>R1</i>	reservatório 1
<i>R2</i>	reservatório 2
<i>Reator-EK</i>	reator eletrocinético
<i>RSU</i>	resíduos sólidos urbanos
<i>VI</i>	valores de investigação
<i>VP</i>	valores de prevenção
<i>VRQ</i>	valores de referência de qualidade

## RESUMO

Cíntia Regina Kaufmann. Utilização da técnica eletrocinética para a remediação de areia contaminada com íons Pb.

O objetivo principal deste trabalho foi desenvolver e estudar um reator eletrocinético (reator-EK) aplicado para a remediação de areia contaminada com íon Pb. Para isto, foi utilizado um reator de escala laboratorial equipado com diferentes eletrodos de Al (5 x 6 x 0,205 cm) e Cu (5 x 6 x 0,035 cm), proporcionando uma área efetiva de 63,50 cm<sup>2</sup> e 61,60 cm<sup>2</sup>, respectivamente; imersos em reservatórios com soluções eletrolíticas. Entre os reservatórios, foi desenvolvido um compartimento contendo areia simuladamente contaminada por uma solução de 4.000 mg Pb L<sup>-1</sup>, e equipado com 4 drenos de coleta de amostras. Utilizando 15,75 mA cm<sup>-2</sup> e 16,23 mA cm<sup>-2</sup> para os experimentos com eletrodos de Al e de Cu, respectivamente, e coletando alíquotas em diferentes tempos de EK nos drenos e nos reservatórios, foi monitorado a capacidade de remoção dos íons Pb da areia bem como a recuperação nos reservatórios. Com isto, o reator-EK com eletrodos de Al possibilitou reduzir a pluma de contaminação para cerca de 860 mgPb L<sup>-1</sup> e recuperar cerca de 1.545 mg Pb L<sup>-1</sup>, com uma predominância para os fenômenos de eletroforese. Já utilizando eletrodos de Cu, foi possível verificar uma homogeneização dos contaminantes nas fases do reator, uma vez que prevaleceram os fenômenos de eletro-osmose seguido de potencial de escoamento. Isto ocorre provavelmente devido à maior durabilidade do material e conseqüentemente maior condutividade e possível diferença de potencial. Contudo, a técnica EK mostrou-se como uma alternativa eficaz para a remediação de areia contaminada por íon Pb.

**Palavras-Chave:** Solo contaminada, Íons Pb, Remediação, Técnica Eletrocinética (EK).

## ABSTRACT

Cíntia Regina Kaufmann. Remediation of contaminated sand with Pb ion using the electrokinetic technique.

An electrokinetic reactor (EK-reactor) applied to the remediation of the contaminated sand with Pb ions was developed and studied. Thus, a lab-scale EK-reactor equipped with different electrodes aluminum (5 x 6 x 0.205 cm) and copper (5 x 6 x 0.035 cm), being the effective area 63.50 cm<sup>2</sup> e 61.60 cm<sup>2</sup>, respectively; immersed on the tank contained electrolytic solution, was used. Between the tank, another compartments contained simulated contaminated sand by the solution of 4,000 mg Pb L<sup>-1</sup>, and equipped with four collection drains, was developed. Using 15.75 mA cm<sup>-2</sup> e 16.23 mA cm<sup>-2</sup> for experiments with aluminum and copper electrodes, respectively; and collected samples in different EK-times on the drains and tank, the Pb ions reduction as well as recuperation on the sand and tank, was monitored. Thus, the EK-reactor with aluminum electrodes leads a ~860 mg Pb L<sup>-1</sup> reductions and ~1,545 mg Pb L<sup>-1</sup> recuperations, with electrophoresis phenomenon being predominant. With copper electrodes-based, an homogenization of contaminants was verified, prevalent the electro-osmosis following the flow potential phenomenon. Probably due the material durability, and consequently the high conductivity and possible potential difference. Although, the EK-technique show as an efficient alternative to remediation of contaminated sand by Pb ion.

**Keywords:** Contaminated soil, Pb ions, Remediation, Electrokinetic technique (EK).

## 1. INTRODUÇÃO

A partir da Revolução Industrial, a população mundial passou por um intenso processo de urbanização e industrialização. Estes acontecimentos revolucionaram a vida da população, provocando uma expressiva mudança nos seus hábitos. Desde então, as pessoas passaram a consumir em um ritmo acelerado, produzindo um volume expressivo de resíduos. No Brasil, são produzidas diariamente 67.289 ton. de resíduos sólidos por dia. Aliado a este problema, estima-se que 55% dos resíduos urbanos coletados estão sendo dispostos em aterros, mas destes, 45% são destinados de forma inadequada em aterros controlados ou “lixões” (ABRELPE, 2008; Oliveira, 2012).

Para tentar minimizar os impactos ambientais iniciou-se uma busca de locais adequados para depositar os resíduos sólidos urbanos (RSU), sendo o aterro sanitário considerado a medida mais viável para solucionar os problemas gerados pelo descarte indevido dos resíduos sólidos urbanos (Conde *et al.*, 2014).

Caso os aterros não possuam uma impermeabilização e drenagem adequada, o chorume, líquido escuro, turvo e de forte odor, oriundo da decomposição dos resíduos, pode ser carregado pelas águas das chuvas, penetrando gradativamente no solo. Os danos provocados por chorume no solo podem ser desastrosos principalmente quando este se encontra contaminado por metais pesados. O termo metal pesado é usualmente utilizado para tratar de alguns elementos presentes no solo em baixas concentrações (Filho *et al.*, 2004; Oliveira, 2012).

Os metais estão presentes no ambiente desde a formação do planeta e sua distribuição nos solos sob condições naturais é generalizada, sendo que alguns são essenciais à vida. No entanto, outros metais, como por exemplo o Pb, são prejudiciais para a saúde humana e a qualidade do meio ambiente, mesmo em baixas concentrações. As principais fontes de contaminação do solo por metais pesados são naturais ou litogênicas, provenientes dos processos geoquímicos, além da contaminação antropogênica que pode envolver disposições de diversos tipos de materiais contaminantes diretamente no solo (Biondi, 2010).

Diversas técnicas estão sendo desenvolvidas na tentativa de extrair estes contaminantes do solo, promovendo a reabilitação das áreas contaminadas, possibilitando novamente a execução das atividades outrora desenvolvidas, apresentando-se como alternativas para potencializar o desenvolvimento regional. Levando em consideração a ação

de remediação, estas técnicas são classificadas em: biológicas, como a fitorremediação, eiras biológicas, entre outras (Lombi *et al.*, 2001; Silva, 2004; Souza, 2009; Andrade *et al.* 2010; Assis *et al.*, 2010; Aguiar *et al.*, 2012); físico-químicos, onde têm-se lavagem de solo, extração por solvente, entre outras (Smith *et al.*, 1993; Sahle-Deessie *et al.*, 1996; Nam *et al.*, 2001; Manzini *et al.*, 2011; Pinto, 2011; Tavares, 2013); térmica, como a incineração e pirólise (Silva, 2007; Tavares, 2013); e as especiais, nas quais têm-se a técnica do plasma e a eletrocinética (EK, do inglês “electrokinetic”) (Vitale *et al.*, 1997; Pedrazzoli, 2004; Guarracho, 2005; Iryoda, 2008; Manzini *et al.*, 2011; Valt, 2012).

A EK baseia-se na aplicação de um potencial ou corrente direta de baixa intensidade entre eletrodos inseridos no solo, na qual os cátions migram em direção ao eletrodo negativo (cátodo) e os ânions em direção ao eletrodo positivo (ânodo), e os contaminantes são então mobilizados na forma de espécies carregadas ou partículas (Iryoda, 2008, Valt, 2012).

A técnica EK apresenta-se como alternativa para solucionar esta ameaça, uma vez que tem sido considerada promissora, pois apresenta um excelente potencial de recuperação de locais contaminados por metais pesados (Guaracho, 2005).

O objetivo deste trabalho é aplicar a técnica EK para a remediação de areia contaminada com íons Pb. Para isto, foi desenvolvido e utilizado um protótipo de bancada constituído por uma areia simuladamente contaminada e equipado com eletrodos de Al e Cu.



## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo Geral**

O objetivo deste trabalho é estudar a técnica EK aplicada para a remediação de areia contaminada com íons Pb, utilizando eletrodos de Al e Cu.

### **2.2. Objetivos Específicos**

- Realizar uma revisão bibliográfica a cerca do tema;
- Desenvolver um reator-EK;
- Caracterizar a areia;
- Simular a contaminação da areia com uma solução de íons Pb;
- Avaliar a redução e a recuperação dos íons Pb na areia e nos reservatórios, respectivamente;
- Comparar o desempenho da técnica EK utilizando diferentes materiais metálicos como eletrodos (Al e Cu).

### 3. REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1. Problemática dos resíduos sólidos

Nas últimas décadas, o mundo passou de 2,5 bilhões de habitantes em 1950 para 7 bilhões em 2011. Tal crescimento populacional foi acompanhado por um processo de urbanização gradual, sendo que em 2008, pela primeira vez na história, havia mais habitantes nas cidades do que nas zonas rurais (Sousa, 2012). Aliado a esse crescimento, a degradação dos recursos naturais tem crescido de forma expressiva, principalmente, a partir da Revolução Industrial com a decorrência dos impactos ambientais causados pela nova Era Tecnológica, mudando completamente a vida e os hábitos da sociedade (Dias Júnior *et al.*, 2014).

No Brasil, a questão dos resíduos sólidos passou a ganhar forças na década de 1980 com a grande urbanização vivenciada pelo país. Em consequência, a problemática ambiental tem se multiplicado na contemporaneidade urbana brasileira, onde a lenta resolução dos problemas relacionados ao descarte de lixo passou a se tornar de conhecimento público com o aumento de enchentes, dificuldades na gestão dos resíduos em áreas potencialmente degradáveis, na contaminação dos recursos hídricos e no ar (Serrano, 2001; Rodrigues e Cavinato, 2003).

Atualmente, enfrenta-se a questão de que os recursos naturais disponíveis e a capacidade de suporte do planeta estão ameaçados pelo modelo atual de exploração insustentável dos recursos naturais (Sousa, 2012). Retira-se do ambiente mais do que se precisa, sem pensar nas consequências futuras desse ato e, nesse contexto de mudanças e avanços tecnológicos, o meio ambiente vem sofrendo grandes impactos, muitas vezes irreversíveis. Assim, os seres humanos estão contribuindo para a degradação e destruição do meio em que vivem, causando impactos negativos, tais como degradação do solo, comprometimento dos corpos d'água e mananciais, entre outros (Conde *et al.*, 2014; Dias Júnior *et al.*, 2014).

Além da expressiva geração de resíduos, observa-se também, ao longo dos últimos anos, mudanças significativas em sua composição, características e o aumento de sua periculosidade. Essas mudanças decorrem especialmente dos modelos de desenvolvimento pautados pela obsolescência programada dos produtos, pela descartabilidade e pela mudança nos padrões de consumo baseados no consumo excessivo e supérfluo (Sousa, 2012).

Contudo, um dos maiores problemas em cidades densamente urbanizadas, especialmente nas Regiões Metropolitanas, é a falta de locais apropriados para dispor os resíduos adequadamente (Sousa, 2012). Dessa forma, de acordo com Conde *et al.* (2014), para tentar minimizar os impactos ambientais, iniciou-se uma busca de locais adequados para depositar os resíduos sólidos urbanos (RSU), sendo o aterro sanitário um dos meios mais utilizados e viáveis.

O aterro sanitário, de acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) é definido, através da NBR nº 8.419 de 1992, como sendo uma forma de disposição de resíduos, sendo uma técnica que não causa danos à saúde pública e à segurança ao depositar os resíduos sólidos urbanos no solo (Conde *et al.*, 2014). Essa tendência também ganhou força no país com a criação da Lei Federal nº 12.305 de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). A PNRS determinou aos municípios brasileiros que até 02 de novembro de 2014 extinguissem os lixões a céu aberto e os aterros controlados, uma vez que são considerados inadequados, pois poluem o solo, o ar e a água.

Entretanto, Conde *et al.* (2014) afirmam que o aterro sanitário ocasiona diversas reações químicas e biológicas, resultando na emissão de biogás, resíduos mineralizados e efluentes líquidos (lixiviados). Porém, segundo Celere *et al.* (2007), as áreas de despejo e de disposição dos resíduos sólidos, como os aterros sanitários, não podem ser consideradas como o ponto final para muitas substâncias orgânicas e inorgânicas contidas nos resíduos. A água, principalmente das chuvas, quando percola através desses resíduos, faz com que várias substâncias sejam carregadas pelo lixiviado, também conhecido como chorume. Este, caso não possua tratamento adequado, contamina o solo, o ar e os recursos hídricos ocasionando expressivo dano ambiental.

Assim, a contaminação do solo ocorre uma vez que o chorume possui elevada carga de poluentes orgânicos e inorgânicos, além de apresentar substâncias altamente solúveis, que infiltram-se no solo, modificando, de forma intensa, suas características físicas, químicas e biológicas, bem como as das águas subterrâneas, caso consiga alcançá-las (Celere *et al.*, 2007; Oliveira *et al.* 2014).

A composição físico-química do chorume é extremamente variável, dependendo de fatores que vão desde as condições ambientais locais, tempo de disposição, forma de operação do aterro e até características do próprio despejo. Contudo, este pode conter altas concentrações de sólidos suspensos, metais pesados, compostos orgânicos originados da

degradação de substâncias que facilmente são metabolizadas, como carboidratos, proteínas e gorduras (Serafim *et al.*, 2003; Holanda *et al.*, 2008).

### **3.2. Contaminação do solo**

Steffen *et al.* (2011), afirmam que a contaminação do solo é causada pela introdução de químicos ou alteração do ambiente do solo pela ação do homem, sendo que essas substâncias químicas além de poluir o solo, direta ou indiretamente, levam essa poluição à água e ao ar.

Segundo Dyminski (2006), alguns fatores que intervêm no transporte de substâncias em solos se referem às características do contaminante (solubilidade, densidade, concentração, pH, DBO, DQO, etc.); as características do solo pelo qual ele percola (granulometria, mineralogia da fração argila, permeabilidade, matéria orgânica, etc.); as características do ambiente (tempo de exposição do solo ao contaminante, presença de microorganismos, condições hidrogeológicas, condições aeróbicas/anaeróbicas e temperatura); e a temperatura, a qual pode alterar a permeabilidade do solo (muda a viscosidade do fluido), a velocidade de reações químicas e a solubilidade do contaminante.

Além da contaminação pelos aterros sanitários caso estes sejam mal gerenciados, a poluição do solo também pode ocorrer por outras fontes tais como através de resíduos industriais, que se caracterizam por produtos químicos, combustíveis e metais pesados; eletro-eletrônico, entre os quais estão os monitores, celulares, baterias, televisores, impressoras, entre outros; e radioativos, que contemplam os resíduos de usinas nucleares e equipamentos quem usam elementos radioativos, como por exemplo, as máquinas de Raio-X (Piaz e Ferreira, 2011; Kemerich *et al.*, 2013).

Dentre os elementos químicos mais comuns encontrados no solo, encontram-se os contaminantes inorgânicos oriundos das práticas agrícolas como o nitrato, o fosfato, os metais pesados (Pb, Cd, Hg, Cr e As), além dos resíduos industriais provindos da fabricação de tintas (bifenis policlorados – PCB's), fertilizantes, produtos farmacêuticos, resíduos da atividade de termelétricas, mineração e metalurgia. Já os contaminantes de natureza orgânica mais comuns são os agrotóxicos, os lodos de estações de tratamento de efluentes (ETE's), resíduos petroquímicos (hidrocarbonetos de petróleo), lixo doméstico, resíduos de agroindústrias de curtumes, entre outros (Castelo-Grande *et al.*, 2007; Steffen *et al.*, 2011).

### 3.2.1. Legislação vigente

A crescente preocupação com o papel do solo como mitigador da contaminação de lençóis freáticos e via de transferência dos metais para a cadeia alimentar, resultou em uma evolução da percepção do papel atribuído ao solo no ambiente. Com isto, baseado em dados obtidos pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) estabeleceu através da Resolução CONAMA nº 420 de 2009 os valores orientadores de qualidade do solo para substâncias tóxicas e metais pesados. Esta Resolução 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

No Estado do Rio Grande do Sul, a Portaria da Fundação Estadual de Proteção Ambiental do RS (FEPAM), nº 85 de 2014, dispõe sobre o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) dos solos para 09 (nove) elementos químicos naturalmente presentes nas diferentes províncias geomorfológicas/geológicas do estado, os quais podem ser visualizados na Tabela 3.1.

**Tabela 3.1.** Valores de referência de qualidade para os cinco grupos de solos originados nas diferentes províncias geomorfológico-geológicas do RS.

Elementos (mg kg <sup>-1</sup> )	Grupos de solos originados das províncias geomorfológicas/geológicas do RS				
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
Zn	120	31	31	29	33
Cu	203	9	13	11	37
Cr	94	40	25	21	27
Ni	47	12	10	7	11
Pb	36	18	19	16	27
Cd	0,59	0,4	0,38	0,42	0,36
Co	75	13	8	7	29
V	567	48	56	76	177
Hg	0,073	0,034	0,043	0,015	0,105

(1) Rochas vulcânicas do Planalto; (2) Rochas cristalinas do Escudo Sul-riograndense; (3) Rochas sedimentares pelíticas da Depressão Periférica; (4) Rochas sedimentares areníticas do Planalto, do Escudo Sul-riograndense e da Depressão Periférica; e (5) Sedimentos inconsolidados da Planície Costeira.

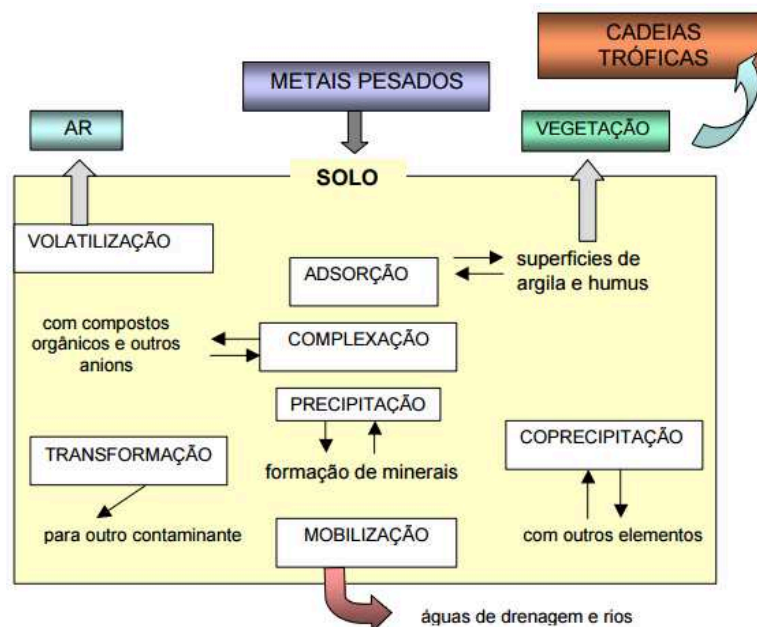
Fonte: Adaptado FEPAM, 2014.

### 3.2.2. Metais pesados

O termo metais pesados é utilizado para elementos químicos que contaminam o meio ambiente e podem causar danos à biota do solo, além de apresentarem elevado peso atômico. Ao contrário dos contaminantes orgânicos, a maioria dos metais não sofre degradação microbiana ou química, e, por isso, as concentrações no solo persistem por um longo período após a sua entrada, principalmente se este for de textura argilosa, pois possuem maior capacidade de retenção dos metais quando comparados com solos arenosos, principalmente devido à presença de grande quantidade de cargas nas partículas de argila (Guaracho, 2005; Alcântara, 2010; Biondi, 2010).

A capacidade dos metais pesados serem retidos ou liberados irá depender das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, assim como da forma química com que o metal foi aplicado, sendo que o potencial contaminante depende das inter-relações que ocorrem nessas diferentes fases (Neto *et al.*, 2014). Dessa forma, como alguns metais pesados podem ser extremamente tóxicos mesmo em pequenas concentrações, na faixa de mili ou microgramas, e não são assimilados para uma grande variedade de microrganismos, causam efeitos adversos na biota do solo (Santos *et al.*, 2014). Em especial, os diversos metais presentes no lixiviado podem derivar a compostos que por vezes são mais tóxicos que isolados, devido as reações e interações sinérgicas destes com componentes do solo. A inter-relação e a dinâmica dos metais pesados em solos são apresentadas na Figura 3.1.

No entanto, dentre os metais pesados, alguns são classificados como essenciais por desempenhar funções biológicas importantes no metabolismo de diversos organismos, como por exemplo, o Fe, Zn, Cu, Ni e Mn, que atuam como co-fatores enzimáticos em plantas, microorganismos e mamíferos (Biondi, 2010). Já os íons Pb, Hg, Cd, Cr e As são metais que não existem naturalmente em nenhum organismo, tampouco desempenham funções nutricionais ou bioquímicas em micro-organismos, plantas ou animais. Ou seja, a presença destes metais em organismos vivos é prejudicial em qualquer concentração (Guaracho, 2005).



Fonte: Muñoz (2002).

**Figura 3.1.** Inter-relação e dinâmica dos metais pesados no solo.

### 3.2.3. Íons Pb

O íon Pb no estado elementar, é um metal brilhante, macio, denso e apresenta uma cor prateada. Já na presença de ar, este metal oxida ficando com coloração azul esverdeada. Apresenta um ponto de fusão relativamente baixo de 327,5 °C e um ponto de ebulição de 1.740 °C. No meio ambiente, o Pb é raramente encontrado na sua forma elementar, sendo o íon  $Pb^{2+}$ , o elemento predominante na natureza. Na sua maioria, o Pb é obtido a partir da atividade mineira, e sua utilização está relacionada com a produção de pigmentos, produção de vidro e cerâmica, produção de pilhas, baterias e ligas metálicas, assim como fertilizantes fosfatados, conforme apresentado na Tabela 3.2 (Ribeiro, 2013).

**Tabela 3.2.** Fontes naturais e antropogênicas de Pb e suas formas mais comuns nos resíduos.

Elemento	Fontes naturais/minerais	Fontes antropogênicas	Formas mais comuns nos resíduos
Pb	Galena (PbS).	Atividades mineiras e de fundição, indústria do ferro e do aço, refinaria, sucatas, aterros, pesticidas, fabricação de baterias, tintas, indústria automível, canalizações, esgotos.	Pb metálico, óxidos e carbonatos de Pb.

Fonte: Adaptado de Ribeiro (2013).

A contaminação de solos com íons Pb é um processo cumulativo praticamente irreversível, aumentando assim, os teores desse metal na superfície dos solos. Dessa forma, o Pb pode representar um contaminante perigoso para o ambiente caso este se infiltre no solo. Alguns fatores tais como o pH, a textura do solo (em especial a quantidade de argila) e a quantidade de matéria orgânica influenciam na mobilidade do íon Pb nos solos. Além disto, uma vez que se encontra em solução no solo sob a forma de  $Pb^{2+}$ , a adsorção deste metal pode ser influenciada pela quantidade de matéria orgânica e pela troca de cátions nas argilas (Guaracho, 2005; Ribeiro, 2013).

O íon Pb adsorvido no solo e/ou precipitado na forma de PbOH (hidróxido de chumbo) reduz a condutividade do solo removendo os cátions presentes na solução. O teor de Pb no solo varia de região a região, onde em vias de tráfego intenso e de indústrias, esses teores são bem mais elevados que aqueles encontrados em áreas isoladas (Guaracho, 2005; Iryoda, 2008).

Dessa forma, há uma grande preocupação com os íons Pb, uma vez que este é um elemento tóxico, e ocorre como contaminante ambiental devido seu largo emprego industrial. O Pb também encontra-se intensamente no meio em que o homem vive, e assim, a população urbana defronta-se com este problema devido à constante emissão por veículos automotores, pelas indústrias, ou ainda pela ingestão de alimentos sólidos e líquidos contaminados (Duarte e Pasqual, 2000).

#### **3.2.4. Valores orientadores**

Em relação aos valores orientadores, especificamente para o Pb, existem três valores orientadores distintos, os quais são explicados a seguir (Preston *et al*, 2014):

Valores orientadores de referência (VQR's): concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea, que define um solo como limpo ou a qualidade natural da água subterrânea;

Valores de prevenção (VP): concentração de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea, sendo que este valor indica a qualidade de um solo capaz de sustentar as suas funções primárias, protegendo-se os receptores ecológicos e a qualidade das águas subterrâneas.



Valores de intervenção (VI): concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerado um cenário de exposição genérico.

A determinação de valores orientadores já é bem estabelecida à âmbito mundial, como na Alemanha, Argentina, Austrália, Estados Unidos, França, México e, principalmente na Holanda a qual desenvolveu respeitáveis políticas ambientais para proteção dos solos, por meio de suas agências de proteção ambiental. Na Tabela 3.3 são apresentados os valores orientadores para o íon Pb no solo para diferentes países.

**Tabela 3.3.** Valores orientadores internacionais para o Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) no solo.

País	Amostra	Valor ( $\text{mg kg}^{-1}$ )
EUA	Residencial	400
	Valor de referência	50
Holanda	Investigação adicional	150
	Valor de limpeza	600

Valor Gatilho (ingestão direta do solo)

Alemanha	Parque infantil	200
	Residencial	400
	B	1000
Reino Unido	A	500
	B	2000
Canadá	Industrial	2000
	Agrícola	375
	Residencial (solo não arenoso)	500
	Industrial	1000

Legenda: A – Jardins domésticos, loteamentos, B – Parques, campos para jogos

Fonte: Adaptado de Preston *et. al.* (2014).

No Brasil os valores orientadores utilizados para o gerenciamento da qualidade dos solos contaminados ou suspeitos de contaminação para o elemento Pb seguem a Resolução CONAMA nº 420 de 2009, e podem ser visualizados na Tabela 3.4. Recentemente, a CETESB revisou sua lista de valores orientadores do ano de 2005, publicando no dia 21 de fevereiro de 2014 novos valores, sendo que a estes foram incorporados novos conhecimentos

aos critérios existentes. Esses valores podem ser visualizados na Tabela 3.5, sendo os valores orientadores mais recentes existentes no Brasil.

**Tabela 3.4.** Valores orientadores para o Pb nos solos do Brasil.

Meio	Concentração (mg kg <sup>-1</sup> peso seco)				
	VRQ	VP	VI		
			Agrícola	Residencial	Industrial
Solo	E	72	180	300	900

E – a ser definido pelo Estado.

Fonte: Adaptado CONAMA nº 420 de 2009.

**Tabela 3.5.** Valores orientadores para o Pb nos solos no Estado de São Paulo.

Meio	Concentração (mg kg <sup>-1</sup> peso seco)				
	VRQ	VP	VI		
			Agrícola	Residencial	Industrial
Solo	17	72	150	240	4400

Fonte: Adaptado de CETESB (2014).

### 3.3. Técnicas de remediação de solo

A remediação de solos consiste na remoção ou neutralização de certos constituintes químicos com concentrações inadequadas àquele solo ou região que esteja sofrendo grande impacto ao meio ambiente, dependendo de vários fatores, tais como: tipo de solos, umidade, porosidade, pH, profundidade, distribuição e configuração dos poços-eletrodos, bem como do tipo de substâncias contaminantes (Nunes, 2009).

Em relação às técnicas de remediação, existem inúmeras disponíveis para a recuperação de solos contaminados, onde a seleção da técnica apropriada constitui-se de um processo complexo, envolvendo considerações detalhadas das características do local e do poluente, além de um estudo da viabilidade técnico-econômica de aplicação das várias alternativas para o local específico (Lima, 2012).

A remediação deve ser adequada tanto à proteção da saúde humana quanto à do meio ambiente de um modo geral. Para isto alguns fatores devem ser considerados, como (Schmidt, 2004; Dyminski, 2006):

- localização e extensão da área contaminada;
- condições geotécnicas locais;

- condições hidrogeológicas locais;
- forma de ocorrência da contaminação (fases dos compostos, concentração);
- persistência, toxidez, mobilidade e tendência à bio-acumulação das substâncias;
- riscos à saúde humana a curto e longo prazo;
- viabilidade técnica e econômica e aspectos legais para implantação de um sistema de remediação;
- custos de manutenção a longo prazo;
- possibilidade de custos futuros de limpeza se a remediação não funcionar;
- risco potencial à saúde e meio ambiente associado com escavação, transporte, re-disposição ou confinamento.

Dyminski (2006) e Lima (2012) relatam que os métodos preferenciais de tratamento devem ser aqueles que reduzem permanentemente o volume, toxidez ou mobilidade das substâncias poluentes, como é o caso, por exemplo, da incineração. Já as alternativas menos desejáveis são usualmente as que envolvem transporte para outro local e disposição de substâncias perigosas sem tratamento.

O desenvolvimento de tecnologias de remediação para a contaminação dos solos tem se tornado alvo de pesquisas recentes. A classificação dos métodos de descontaminação baseia-se no local de aplicação do tratamento. Assim, quando a descontaminação ocorre sobre o solo em suas condições naturais, denomina-se de técnica *in-situ*, já quando a descontaminação ocorre com escavação e transferência da porção de solo contaminado para uma planta industrial onde haverá o tratamento, denomina-se de técnica *ex-situ* (Ianzez, 2003; Manzini *et al.*, 2011).

Atualmente em todo o mundo, a tendência é a de utilizar as técnicas de remediação *in situ*, por apresentarem menor custo e não provocarem contaminações secundárias, porém estas são mais demoradas e de difícil controle das condições do processo. A remediação *ex situ*, esta pode provocar contaminação secundária, já que ocorre o transporte do material contaminado até o sítio de tratamento, no entanto requerem em geral menores frações de tempo e conseguem resultados mais uniformes por haver mistura e homogeneização contínua ou periódica do solo (Manzini *et al.*, 2011; Abreu, 2015).

Outra forma de classificação das técnicas de remediação leva em consideração a ação de remediação, como biológica, físico-química, térmica e especiais, as quais podem ser visualizadas na Tabela 3.6.

**Tabela 3.6.** Classificação das técnicas de remediação de acordo com a ação da remediação.

Classificação das técnicas de descontaminação de Solos	Princípio de funcionamento	Tecnologias desenvolvidas	Referencial	Custo estimado (U\$/ton) <sup>1</sup>	Contaminantes removidos
Biológicas	Utilização de microrganismos para a remoção dos contaminantes	Técnica agrária (Landfarming) <sup>***</sup>	(Lemos <i>et al.</i> , 2009; Guaracho, 2005; Jacques <i>et al.</i> , 2007)	10-90	Compostos orgânicos, hidrocarbonetos, PAH's, pesticidas, metais como Ni e Zn e, - Cu e Cd que estão sendo testados - Pb ainda pouco eficiente.
		Eiras biológicas (Biopiles) <sup>*</sup>	(Silva, 2004; Andrade <i>et al.</i> , 2010)	15-35	
		Bio-ventilação <sup>**</sup>	(Österreicher Cunha <i>et al.</i> , 2004)	15-75	
		Atenuação natural ou Bio-reabilitação <sup>**</sup>	(Moreno <i>et al.</i> , 2004; Jacques, <i>et al.</i> , 2007; Barros, 2010)	-	
		Fitorremediação <sup>**</sup>	(Lombi <i>et al.</i> , 2001; Souza, 2009; Assis <i>et al.</i> , 2010; Aguiar <i>et al.</i> , 2012)	-	
		Compostagem <sup>*</sup>	(Semple <i>et al.</i> , 2001; Namkoong <i>et al.</i> , 2002; Santos <i>et al.</i> , 2007; Lemos, <i>et al.</i> , 2009)	-	
Físico-químicas	Envolvem reações químicas e processos de transferência de massa, como sorção e troca iônica	Ventilação do Solo ("SVE") ou extração de vapor <sup>**</sup>	(Lima, 2012; Tavares, 2013)	75	Compostos Orgânicos Voláteis (COVs), Compostos Orgânicos Semi-Voláteis (COSVs), compostos inorgânicos, bifenis policlorados (PCBs),
		Lavagem de Solo ("Soil Flushing") <sup>***</sup>	(Smith <i>et al.</i> , 1993; Manzini <i>et al.</i> , 2011; Tavares, 2013)	25-150	

		Decloração ou desalogenação*	(Pendergrass e Prince, 1991)	175-450	dioxinas, furanos e metais - escala em andamento: arsênio, mercúrio, chumbo e cromo - potencial: cádmio, cobre, zinco, metais radioativos.
		Extração química/Extração por Solventes*	(Sahle-Deessie <i>et al.</i> , 1996; Nam <i>et al.</i> , 2001; Pinto, 2011)	500-600	
		Solidificação/Estabilização**	(Rojas, 2007; Tavares, 2013)	-	
Térmicas	Aquecimento do contaminante, induzindo sua volatilização e remoção ou a fundição e solidificação da massa de solo contaminado	Dessorção Térmica*	(Troxler <i>et al.</i> , 1993; Tavares, 2013)	25-225	COVs, COSVs, compostos orgânicos halogenados e não halogenados, pesticidas, PCBs, dioxinas e furanos.
		Incineração*	(Silva, 2007; Tavares, 2013)	50-1200	
		Vitrificação***	(Ianhez, 2003; Lima, 2012)	-	
		Pirólise*	(Silva, 2007)	-	
		Descontaminação com gás quente*		-	
		Tratamento térmico**	(Silva, 2007)	-	
Especiais		EK****	Descritos na item 3.3.1	26-296	Metais pesados e compostos orgânicos polares
		Técnica do plasma*	(Vitale <i>et al.</i> , 1997; Manzini <i>et al.</i> , 2011)	-	

\* Técnicas de remediação *ex situ*

\*\* Técnicas de remediação *in situ*

\*\*\* Técnica pode ser aplicada *in-situ* ou *ex-situ*

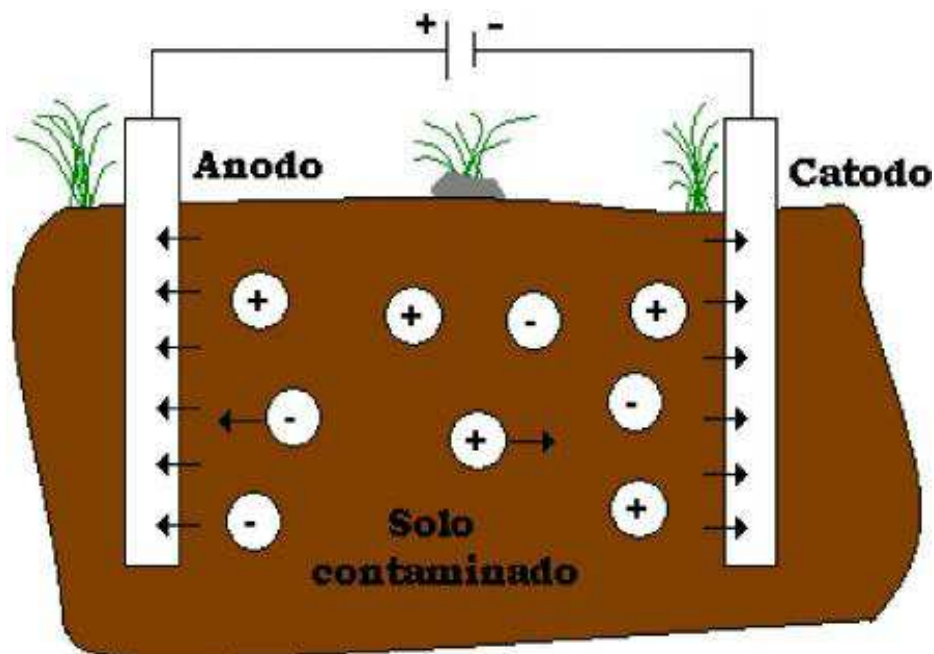
\*\*\*\* Técnica *in-situ* também considerada uma técnica de descontaminação físico – química

<sup>1</sup> Fonte: Deotti (2005); Iryoda (2008).

### 3.3.1. Técnica EK

Diversos estudos relacionados a técnica EK estão sendo realizados devido a sua capacidade de tratar o solo *in situ*, proporcionando economia se comparada a outros métodos de tratamento tradicionais. Porém, para sua utilização, algumas questões devem ser levadas em consideração, como características do solo, profundidade na qual se encontra o contaminante, concentração e tempo de remoção do metal, dentre outros, para que se possa avaliar a adequação da técnica em diversos tipos de situações. A EK possui uma maior eficiência em solos homogêneos, de baixa permeabilidade e alta concentração de contaminante (Iryoda, 2008).

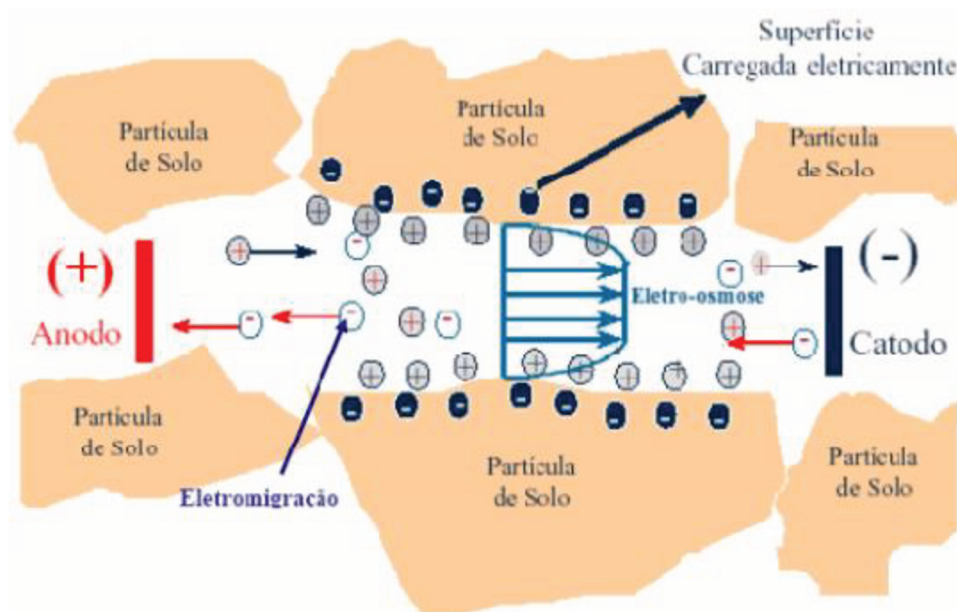
Assim, esta técnica baseia-se na aplicação de uma corrente direta, na ordem de  $\mu\text{A}/\text{cm}^2$ , ou de um potencial pelo solo entre dois ou mais eletrodos. Os contaminantes são mobilizados na forma de espécies carregadas ou partículas, onde a corrente aplicada mobiliza espécies carregadas eletricamente, partículas e íons no solo (Pedrazzoli, 2004; Schmidt, 2004; Guaracho, 2005; Iryoda, 2008; Valt, 2012). Um esquema do processo de aplicação da remediação EK no solo é apresentado na Figura 3.2.



Fonte: Iryoda, 2008.

**Figura 3.2.** Esquema de remediação de solo contaminado pela técnica EK.

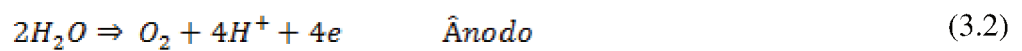
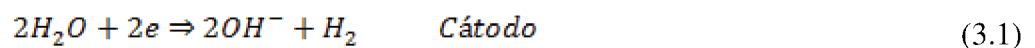
Em relação às forças motrizes presentes nesta técnica, as principais são a eletroforese (eletromigração) e a eletro-osmose, onde os cátions são movidos em direção ao cátodo por reações combinadas por estes dois mecanismos, conforme pode ser observado na Figura 3.3 (Alshwabkeh *et al.*, 1999).



Fonte: Acar e Alshwabkeh, 1993.

**Figura 3.3.** Forças motrizes presentes na EK.

A aplicação da corrente elétrica direta ou de potencial entre os eletrodos imersos na água induz a reações de eletrólise na vizinhança dos eletrodos (Iryoda, 2008). No anodo, a oxidação da água gera gás oxigênio e íons hidrogênio, enquanto que no cátodo ocorre uma redução, produzindo gás hidrogênio e íons hidroxila (Equações 3.1 e 3.2):



Em relação aos fatores que influenciam as reações eletroquímicas em uma célula, Valt (2012) afirma que estas são influenciadas por variáveis do sistema e por interações complexas entre estas variáveis, as quais podem ser observadas na Tabela 3.7.



**Tabela 3.7.** Fatores que influenciam as reações eletroquímicas.

Variáveis do eletrólito	Variáveis do eletrodo	Variáveis externas	Variáveis elétricas
Temperatura	Material	Pressão	Potencial
Composição	Área superficial	Tempo	Corrente
Concentração do reagente	Geometria		Carga
Vazão			
Condutividade			

Fonte: Valt (2012).

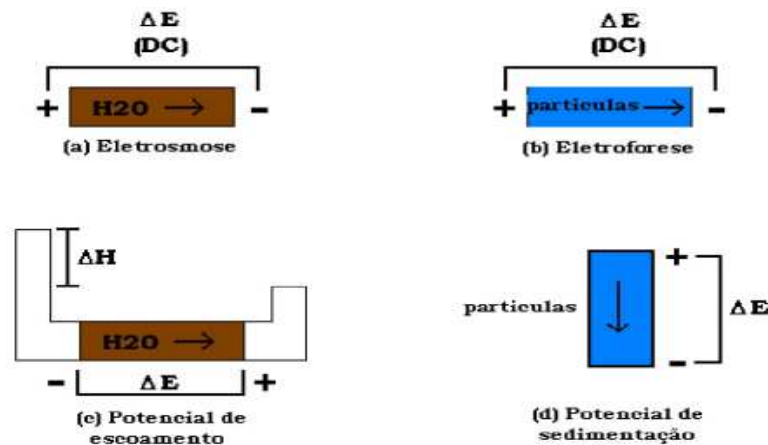
Os principais fenômenos que regem a técnica EK são: eletro-osmose, eletroforese (eletromigração), potencial de escoamento e potencial de sedimentação (Pedrazzoli, 2004; Schmidt, 2004; Guaracho, 2005; Feitoza, 2007; Iryoda, 2008; Valt, 2012). Tais fenômenos são descritos a seguir:

- **Eletro-osmose:** processo pelo qual os íons carregados positivamente se movem do ânodo para o cátodo, carregando com eles a água, através da aplicação de corrente direta. A consolidação se dá quando a água é drenada no cátodo e não é recarregada no ânodo. Para neutralizar as cargas elétricas de superfície da fase sólida existe um excesso de carga oposta contida na fase líquida, próxima à interface (Figura 3.4a);

- **Eletroforese (eletromigração):** refere-se ao movimento da fase sólida, como partículas em suspensão ou líquida contida em uma fase líquida ou gasosa contínua quando aplicado um campo contínuo ao sistema. Quando um campo elétrico é aplicado em um meio, as espécies iônicas presentes nesse meio serão atraídas para o eletrodo de carga oposta. Se o meio for tal que elas possam se mover, então tendem a fluir para esse eletrodo. Em uma massa de solo, tipos diferentes de íons, como cátions e ânions, podem fluir muito tempo sob essa ação eletrostática através dos caminhos preferenciais onde estão os poros do fluido. A eletromigração é o termo usado para descrever o movimento dos íons neste sistema, sob a ação de um campo elétrico (Figura 3.4b);

- **Potencial de escoamento:** é o fenômeno inverso da eletro-osmose, onde em um meio poroso e através da aplicação de um potencial, o líquido que é forçado a escoar. As cargas da dupla camada são deslocadas na direção do fluxo e sua acumulação na corrente de saída causa o crescimento de um campo elétrico que induz a uma corrente elétrica de volta (por condução iônica através do líquido) contra a direção do escoamento de líquido (Figura 3.4c);

- Potencial de sedimentação: é o inverso da eletroforese, sendo que este fenômeno ocorre em virtude do efeito de arraste viscoso da fase líquida que retarda o movimento dos íons da camada difusa relativo aos íons das partículas. Assim, o movimento de um grande número de partículas carregadas em uma direção, por exemplo, durante a sedimentação de sólidos, produz uma corrente elétrica na direção do movimento das partículas (Figura 3.4d).



Fonte: Mitchell, 1993.

**Figura 3.4.** Fenômenos eletrocinéticos.

No entanto, embora estes mecanismos sejam mais significativos, não são os únicos que governam o processo de remediação EK, sendo que há pelo menos mais três mecanismos que participam neste processo, a advecção, a convecção e a difusão/dispersão (Coelho *et al.* 1987).

A advecção é um mecanismo pelo qual ocorre o deslocamento da água, onde o transporte da substância se dá através do fluxo do fluido no qual a mesma está dissolvida. Se esta substância for inerte, o transporte se dá à velocidade média do solvente e na direção das linhas de fluxo. A convecção consiste no fenômeno de movimento do fluido, que pode ser forçada (decorrente da aplicação de forças externas) ou natural (geralmente decorrente de forças de empuxo). Já a difusão é um processo que ocorre devido ao gradiente de concentração existente em um fluido, onde a substância tende a migrar das regiões de maior concentração para as de menor concentração. Este processo independe da velocidade do fluido, porém é influenciado pela turbulência (mistura mecânica) (Dyminski, 2006).

Ainda, conforme Schmidt (2004) os principais processos que afetam a migração dos contaminantes são a complexação, a sorção, a dissolução e a precipitação.

A complexação se refere a uma reação química onde um cátion se combina com ânions formando um íon complexo, sendo que alguns metais podem mudar o sentido da eletromigração e existir tanto sob a forma de íons negativos como positivos, dependendo do pH local.

A sorção compreende a interação do contaminante presente no fluido dos poros com o solo, e engloba os processos da adsorção e da dessorção. Na dessorção, os contaminantes são removidos das superfícies das partículas de solo, ficando disponíveis em solução e, aumentando assim a taxa de remoção, e na adsorção, os contaminantes dissolvidos são retirados da solução, retardando a sua remoção. As variações de pH interferem nos processos de sorção, sendo que, em pH ácido ocorre a dessorção de contaminantes, auxiliando na sua extração em solos finos.

A dissolução disponibiliza os contaminantes em solução, aumentando a taxa de remoção, sendo que, valores baixos de pH aumentam a taxa de dissolução e, portanto, a concentração iônica, favorecendo a remediação por extração de contaminantes. A precipitação como fase sólida, ao contrário da dissolução, ocorre quando as novas substâncias formadas pela reação de espécies iônicas estiverem em concentrações superiores ao seu limite de solubilidade, sendo que, os metais pesados tendem a reagir com carbonatos, formando compostos de baixa solubilidade, que se precipitam, diminuindo assim a taxa de remoção de contaminantes. Os metais pesados, na sua grande maioria precipitam em condições de pH alto ou básico, pois estas diminuem a solubilidade.

Vários estudos com diferentes abordagens relacionados à aplicação da técnica EK já foram realizados, em especial no que tange a remediação de solos contaminados, sendo que estes, como pode ser observado na Tabela 3.8, baseiam-se fundamentalmente na remoção de compostos inorgânicos, como os metais pesados; remoção de compostos orgânicos; remoção de hidrocarbonetos; remoção de pesticidas; remoção de multicomponentes simultaneamente; testes de influência de diferentes tipos de solos e composições, especialmente argilosos e arenosos com a adição de caulim, no desempenho eletrocinético; acoplação de outros processos à técnica EK, como ultra-sônicos e de biorremediação, para estudos comparativos da eficiência dos processos e o melhoramento da EK; além dos que baseiam-se no intuito de melhorar o entendimento dos fenômenos presentes na descontaminação de solo pelo processo eletrocinético.

**Tabela 3.8.** Estudos realizados com diferentes abordagens relacionados à aplicação da técnica EK.

Objetivos	Autores
Avaliar a migração dos metais pesados Cr (VI), Ni (II) e Cd (II) em uma múltipla contaminação, para dois tipos de solos argilosos, caulim e glacial.	Reddy e Chinthamreddy (1999)
Remoção de chumbo e cádmio através da técnica eletrocinética para um solo com caulinita contaminado artificialmente e para um solo rejeito retirado de uma área de mineração.	Kim <i>et al.</i> (2001)
Estudo da aplicação eletrocinética na remoção de chumbo de solos contaminados por resíduos de processo de mineração de chumbo e, de produção e recuperação de baterias.	Pedrazzoli (2004)
Estudo da avaliação do potencial de recuperação de metais de catalisadores equilibrados através da técnica de remediação eletrocinética, mais especificamente níquel e vanádio, presentes em catalisadores equilibrados.	Baptista (2005)
Utilização da eletrocinética para remoção de chumbo e níquel em solos de landfarming de refinaria.	Guaracho (2005)
Aplicação da técnica de remediação eletrocinética na remoção de chumbo de solos contaminados, com ou sem caulim.	Kaminari <i>et al.</i> (2010)
Utilização do método de eletrorremediação para solos contaminados por metais pesados, direcionando o estudo para a eliminação de cádmio e de cobre, através da construção/instalação/otimização de uma célula eletroquímica, como também a otimização dos diferentes parâmetros experimentais (pH, tensão aplicada entre elétrodos, tipo de elétrodo, características do solo).	Silva (2015)
Estudo da viabilidade do emprego de técnica eletroquímica na remoção de compostos orgânicos em solos e águas residuais.	Assis <i>et al.</i> (2014)
Análise dos efeitos da aplicação da técnica de remediação eletrocinética em um solo argiloso contaminado por hidrocarbonetos de petróleo, principalmente no que diz respeito à produção de gases.	Ferreira e Fernandes (2010)
Eletrorremediação de solos contaminados com o pesticida Bentazona.	Abreu (2008)
Viabilidade da utilização de ciclodextrinas na remoção simultânea de metais pesados (níquel) e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) (fenantreno) de solos de baixa permeabilidade (caulim).	Maturi e Reddy (2006)
Aplicação da técnica eletrocinética na separação de sulfato (SO <sub>4</sub> ) e chumbo da lama de ULAB.	Maruthamuthu <i>et al.</i> (2011)
Remediação de solos argilosos e arenosos contaminados com chumbo e fenantreno.	Alcántara <i>et al.</i> (2012)
Estudo da influência da caolinita na remediação eletrocinética de um solo contaminado com chumbo.	Iryoda (2008)
Aplicação da técnica de biorremediação eletrocinética em um solo fabricado com caulim e bentonita e um solo natural orgânico, silto-argiloso, coletado em uma área contaminada por óleo cru.	Schmidt (2004)

---

Investigar o desempenho de diferentes eletrólitos para dissolver os precipitados de metais e/ou formar complexos metálicos solúveis, utilizando um solo do tipo glacial enriquecido com Cr (VI), Ni (II) e Cd (II).	Reddy <i>et al.</i> (2004)
Melhoramento da técnica EK para descontaminar um solo argiloso contaminado com metal pesado e composto orgânico através da aplicação de diferentes oxidantes e controle de pH.	Cang <i>et al.</i> (2013)
Estudo de fenômenos eletro-cinéticos, especialmente eletrosmose e potencial de escoamento, e sua influência no fluxo de fluidos em meios porosos.	Moreno (2000)
Aplicação da técnica de biorremediação eletrocinética com controle de pH a um solo argiloso formado sobre uma matriz calcária, contaminado por hidrocarbonetos de petróleo.	Deotti (2005)
Aplicação da técnica eletrocinética em um solo argiloso contaminado com óleo de produção, utilizando um modelo físico unidimensional e bidimensional, e aplicando-se um surfactante químico biodegradável (Dodecil Sulfato de Sódio - SDS) para aumento do transporte desses compostos.	Castro (2010)

---

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1. Amostras, reagentes e solventes

O solo utilizado é uma areia do tipo chinesa comercial, composta basicamente de quartzo, que é um mineral primário composto de silício e oxigênio. Os minerais primários não apresentam cargas elétricas e, dessa forma, não possuem capacidade de reter elementos químicos, tanto nutrientes quanto poluentes. Portanto, a areia utilizada é considerada um componente inerte.

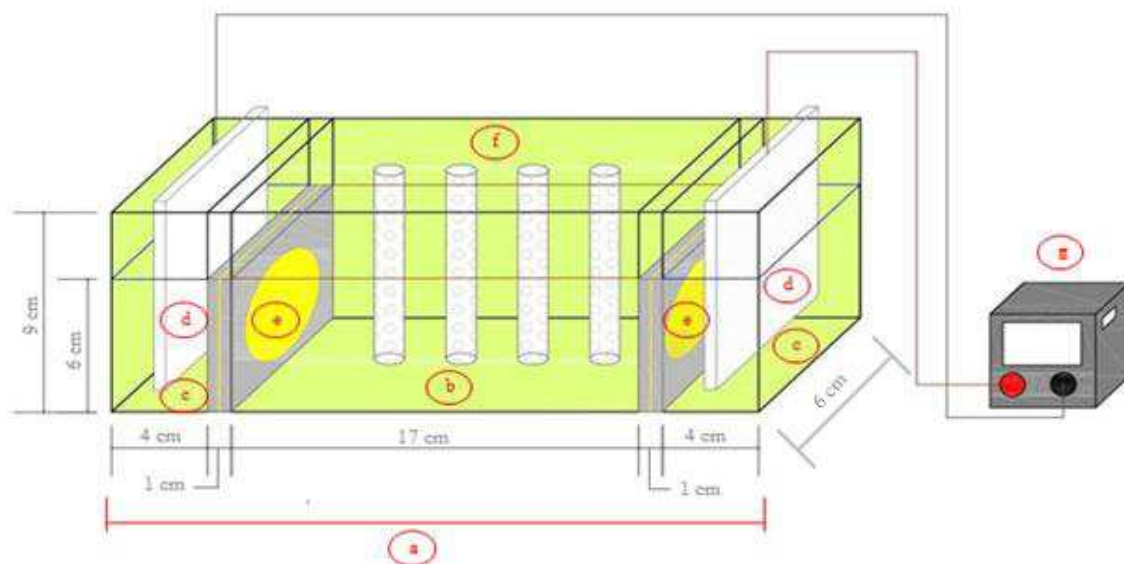
Todos os reagentes e solventes químicos utilizados apresentam pureza de grau analítico. A água destilada e/ou deionizada foi produzida utilizando um sistema Millipore® (Nova Instruments, NI 2007). Ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ , Vetec, 18 M) e ácido clorídrico (HCl, Alphatec, 12 M) foram utilizados para o preparo do solo. Ácido Nítrico ( $\text{HNO}_3$ , Vetec, 15 M) para o preparo da solução contaminante e do eletrólito. Nitrato de Chumbo ( $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ , Vetec, 13 M) para a contaminação do solo. Cianeto de potássio (KCN, Vetec, 22 M), hidróxido de amônia ( $\text{NH}_4\text{OH}$ , Vetec, 7 M) e sulfeto de sódio ( $\text{Na}_2\text{S}$ , Vetec, 14 M), foram utilizados para as análises espectrofotométricas.

### 4.2. Reator de eletrocinética

Para realizar os experimentos de EK foi desenvolvido e confeccionado um reator eletroquímico (reator-EK) baseado na proposta de Yeung *et al.* (1997), conforme o desenho esquemático apresentado na Figura 4.1 O reator-EK encontra-se no Laboratório de Águas da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *Campus Cerro Largo/RS*.

O reator-EK consiste em uma caixa retangular em acrílico (27 x 6 x 9 cm, e 4 mm de espessura), com 3 compartimentos distintos: (i) um central, abrigando aproximadamente 612  $\text{cm}^3$  (17 x 6 x 6 cm) de areia contaminada, bem como 4 drenos a cada cerca de 3,3 cm para coleta das amostras (tubos em teflon poroso coberto por membrana (0,45  $\mu\text{m}$ ), 9 cm de altura e 0,5 cm de diâmetro); e (ii) dois nas extremidades, abrigando aproximadamente 144 mL (4 x 6 x 6 cm) da solução eletrolítica, bem como uma placa eletrolítica em material condutor (9 x 5 cm) em cada compartimento (cátodo/ânodo). Os compartimentos são interligados por cassetes confeccionados por duas placas finas (1,5 mm) em acrílico com um orifício central (4,5 cm), e

entre as placas, abriga-se uma membrana (0,45  $\mu\text{m}$ ). Os eletrodos são conectados a uma fonte estabilizadora de corrente e voltagem (Elita, EL-12 V). O reator-EK é aberto na extremidade superior simulando a aplicação da tecnologia *in situ*.



(a) reator-EK; (b) compartimento do solo; (c) reservatórios; (d) eletrodos; (e) filtros; (f) tubos porosos e (g) fonte estabilizadora de corrente.

**Figura 4.1.** Desenho esquemático do reator-EK.

### 4.3. Procedimento experimental

Inicialmente, 789 g de areia com características físicas previamente conhecidas e preparadas segundo Pedrazzoli (2004), foi disposta no compartimento central do reator-EK. O preparo da areia consiste inicialmente no peneiramento (60 mesh), seguida por lavagem com água deionizada e molho em solução de HCl a 10% durante 24 h. Repetiu-se este procedimento, no entanto, com solução de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  a 10%. Este procedimento é fundamental para a retirada de compostos orgânicos presentes na areia, que eventualmente, podem complexar formando óxidos com o material dos eletrodos, limitando a reação. Por último, para remover as soluções ácidas, a areia foi novamente lavada com água deionizada e secada em estufa (80°C) durante 48 h. Após, a areia foi simuladamente contaminada adicionando 220 mL (volume do reator x porosidade) de uma solução ácida ( $\text{HNO}_3$ , 5%) contendo 4.000 mg  $\text{Pb L}^{-1}$ . Em seguida, para auxiliar no fluxo dos fenômenos eletroquímicos, foram adicionadas as soluções eletrolíticas as quais foram preparadas seguindo a metodologia descrita por

Maruthamuthu *et al.* (2011). Um período de estabilização (aproximadamente 220 min.), ou seja, saturação e retenção dos íons Pb nos poros bem como migração para o reservatório de eletrólito foi evidenciado e estudado. Por seguinte, os eletrodos foram imersos nos reservatórios contendo a solução eletrolítica. Finalmente, a fonte estabilizadora de corrente foi ligada providenciando uma densidade de corrente de 15,75 e 16,23 mA cm<sup>-2</sup> para diferentes experimentos utilizando os diferentes eletrodos de alumínio (5 x 6 x 0,205 cm) e cobre (5 x 6 x 0,035 cm), proporcionando uma área efetiva de 63,50 e 61,60 cm<sup>2</sup>, respectivamente.

Durante os experimentos, com o auxílio de seringas, foram retiradas alíquotas nos dois reservatórios, e nos quatro pontos na areia, em intervalos de tempo pré-estabelecidos. Estas alíquotas foram conduzidas para a determinação da concentração de íons Pb, possibilitando verificar tanto a remediação da areia como a recuperação do elemento.

#### 4.4. Procedimentos analíticos

As determinações das concentrações do íon Pb foram realizadas utilizando um método colorimétrico descrito por Bassett *et al.* (1981) seguido por espectrofotometria utilizando um espectrofotômetro UV-vis (Thermo Scientific, Evolution 201), no comprimento de onda de 408 nm (Guaracho, 2005).

A caracterização física da areia foi realizada determinando a densidade da areia e das partículas, a condutividade hidráulica e a porosidade total conforme descrito no Manual de Métodos de Análise de Solo (EMBRAPA, 1997). As análises foram realizadas no Laboratório de Pedologia e Física dos Solos da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *Campus Cerro Largo/RS*.

Os valores da condutividade hidráulica ( $K$ ) foram obtidos através da Equação 4.1.

$$K = \frac{Q * L}{A * H * t} \quad (4.1)$$

onde,  $Q$  é o volume do percolado (mL);  $L$  é a altura do bloco do solo (cm);  $A$  é a área do cilindro (cm<sup>2</sup>);  $H$  é a altura do bloco do solo e da coluna (cm) e  $t$  é tempo (s).

Os valores da densidade das partículas ( $Dp$ ) foram obtidos através da Equação 4.2.



$$Dp = \frac{a}{50 - b} \quad (4.2)$$

onde,  $a$  é a massa da amostra seca (g) e  $b$  é o volume de álcool gasto na bureta (cm<sup>3</sup>).

Os valores da densidade do solo ( $Ds$ ) foram obtidos através da Equação 4.3.

$$Ds = \frac{a}{b} \quad (4.3)$$

onde,  $a$  é a massa da amostra seca (g) e  $b$  é o volume do anel ou cilindro (cm<sup>3</sup>).

Os valores de porosidade total ( $Pt$ ) foram obtidos através da Equação 4.4.

$$Pt = 1 - \frac{Ds}{Dp} \quad (4.4)$$

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1. Caracterização da areia

A Tabela 5.1 apresenta a caracterização física da areia. O memorial de cálculo utilizado para a obtenção dos parâmetros físicos estão apresentados no Apêndice 1.

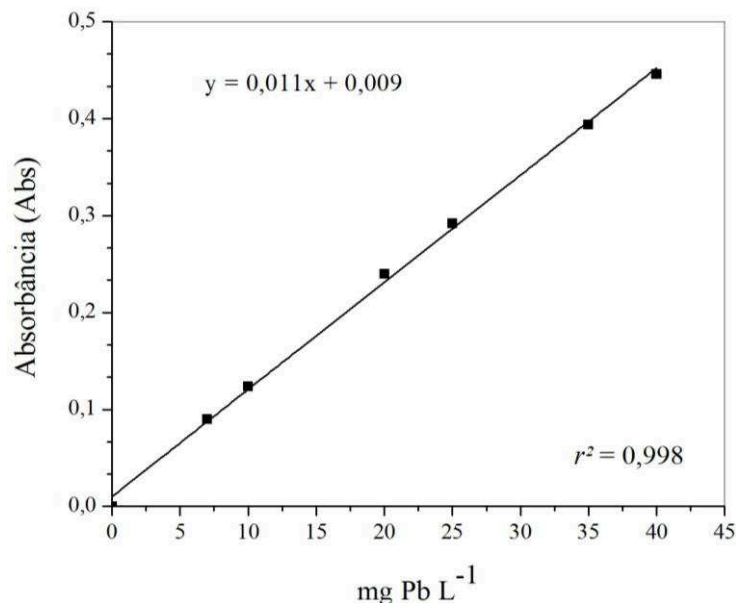
**Tabela 5.1.** Características do solo arenoso.

Parâmetros	Simbologia	Valores medidos
Condutividade hidráulica saturada	<i>K<sub>sat</sub></i>	240 mm h <sup>-1</sup>
Densidade do solo	<i>D<sub>s</sub></i>	1,55 g cm <sup>-3</sup>
Densidade de partículas	<i>D<sub>p</sub></i>	2,65 g cm <sup>-3</sup>
Porosidade total	<i>P<sub>t</sub></i>	42%

Em função do diâmetro (0,250 mm, 60 mesh) selecionado, esta areia é caracterizado como uma areia média (partículas com diâmetro entre 0,2 e 0,6 mm) (ABNT/NBR n° 6.502 de 1995). Também pode-se considerar a condutividade hidráulica elevada, embora a literatura apresente diferentes valores para o *K*, uma vez que, este é o parâmetro com a maior variabilidade nos solos, muito dependente da quantidade e da continuidade dos poros, esta condutividade hidráulica elevada se dá em função da areia possuir poros grandes e contínuos e, este grande espaço poroso permite a drenagem livre da água no solo, resultando em uma baixa capacidade de reter água (EMBRAPA, 2003). Ainda, este menor volume total de poros resulta em uma porosidade mais baixa (42%), característica dos solos arenosos, sendo que esta permanece na faixa de 35-50% (Salomão, 2010).

### 5.2. Obtenção dos dados de concentração de íons Pb

A curva de calibração ([Pb] em função da absorbância) de íons Pb obtida a partir do método colorimétrico (ver item 4.4) é apresentada na Figura 5.1. As diluições foram realizadas a partir de uma solução mãe com 4.000 mg Pb L<sup>-1</sup>, sendo que os limites de detecção para o método utilizado foi de até 45 mg Pb L<sup>-1</sup>. Amostras com concentrações superiores foram diluídas.



**Figura 5.1.** Curva de calibração do íon Pb.

O ajuste linear dos dados obtidos implicou em uma boa reprodução do valor do coeficiente de correlação múltipla ao quadrado ( $r^2 = 99,8\%$ ). Além disto, os coeficientes obtidos a partir da regressão linear (Apêndice 2) indicam a dependência da concentração pela absorbância, obtida a cada leitura no espectrofotômetro, ou seja, a concentração é diretamente proporcional à absorbância. Desta forma, quanto maior a absorbância, maior será a concentração de íons Pb em solução.

### 5.3. Avaliação da retenção de íons Pb pela areia

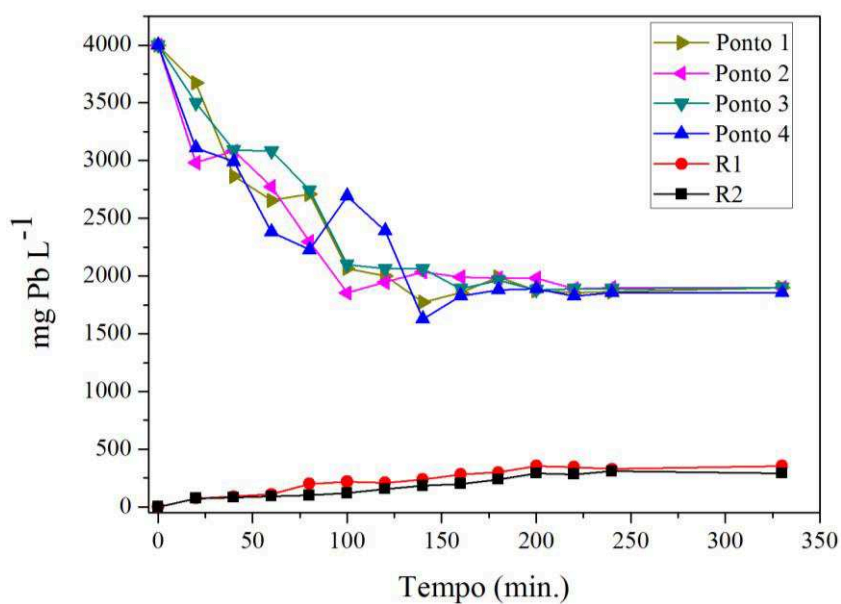
Após a realização das coletas de solução nos dois reservatórios (R1 e R2) e nos quatro pontos na areia (Pto 1, Pto 2, Pto 3 e Pto 4), antes de iniciar a reação EK, e realizadas as medidas de concentração, obteve-se os valores para a concentração de íons Pb ao longo do tempo, conforme apresentado na Tabela 5.2 e na Figura 5.2.

Pelo comportamento da curva observa-se que há uma estabilidade da areia após 200 min., sendo que esta condição foi utilizada para o início da aplicação de potencial e levantamento das medidas. Neste tempo foram realizadas análises na areia e nos reservatórios, verificando uma retenção em torno de  $1.450 \text{ mg Pb L}^{-1}$  na areia, sendo que aproximadamente  $645 \text{ mg Pb L}^{-1}$  já se encontravam nos reservatórios. Estes valores obtidos, possivelmente podem estar relacionados aos efeitos iniciais dos fenômenos de potenciais de sedimentação bem como de escoamento. No entanto, Pedrazolli (2004) relatou que parte da retenção de íons

Pb na areia podem estar associados a interações com residuais do tratamento da areia (HCl e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>).

**Tabela 5.2.** Resultados da concentração de íons Pb em função do tempo, na areia e nos dois reservatórios.

Tempo (min.)	mg Pb L <sup>-1</sup>					
	Pto 1	Pto 2	Pto 3	Pto 4	R1	R2
0	4.000	4.000	4.000	4.000	0	0
20	3.673	2.982	3.500	3.109	73	73
40	2.864	3.082	3.091	2.991	91	82
60	2.655	2.773	3.082	2.382	109	91
80	2.709	2.300	2.745	2.227	200	100
100	2.064	1.855	2.100	2.691	218	118
120	2.000	1.945	2.064	2.391	209	155
140	1.773	2.036	2.064	1.627	236	182
160	1.855	1.991	1.891	1.827	282	200
180	1.991	1.982	1.964	1.882	300	236
200	1.873	1.982	1.882	1.891	355	291
220	1.855	1.891	1.891	1.827	345	282
240	1.864	1.900	1.891	1.855	327	309
330	1.900	1.900	1.900	1.855	355	291



**Figura 5.2.** Concentração de íons Pb em função do tempo, na areia e nos reservatórios

Já a migração de íons Pb para os reservatórios pode ter ocorrido em função da alta condutividade hidráulica da areia, aumentando assim a velocidade com que a água se movimenta através do solo. Este fenômeno pode ser explicado pelos processos de advecção, convecção e difusão (Coelho *et al.*, 1987). O deslocamento do fluido carrega consigo os contaminantes presentes no meio (advecção), podendo este ocorrer de forma natural (forças de empuxo), sem necessariamente haver a aplicação de forças externas, como por exemplo, a aplicação de uma corrente, (convecção). O contaminante tende a deslocar-se da região de maior para a de menor concentração (difusão), explicando o fato da diminuição da concentração de íons Pb no solo e a sua migração para os reservatórios após 200 min. do início dos experimentos.

## **5.4. Experimentos EK**

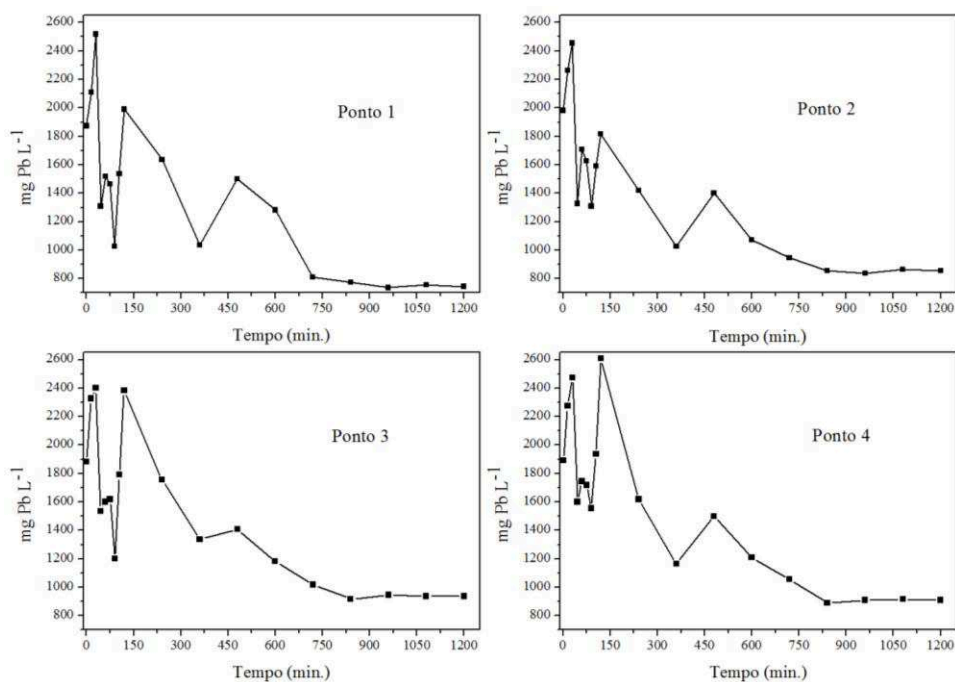
### **5.4.1. EK com eletrodos de Al**

Na Tabela 5.3 estão dispostos os valores das concentrações obtidas na areia e nos reservatórios, ao longo do tempo. As Figuras 5.3 e 5.4 apresentam os perfis de redução e recuperação dos íons Pb na areia e nos reservatórios, respectivamente.

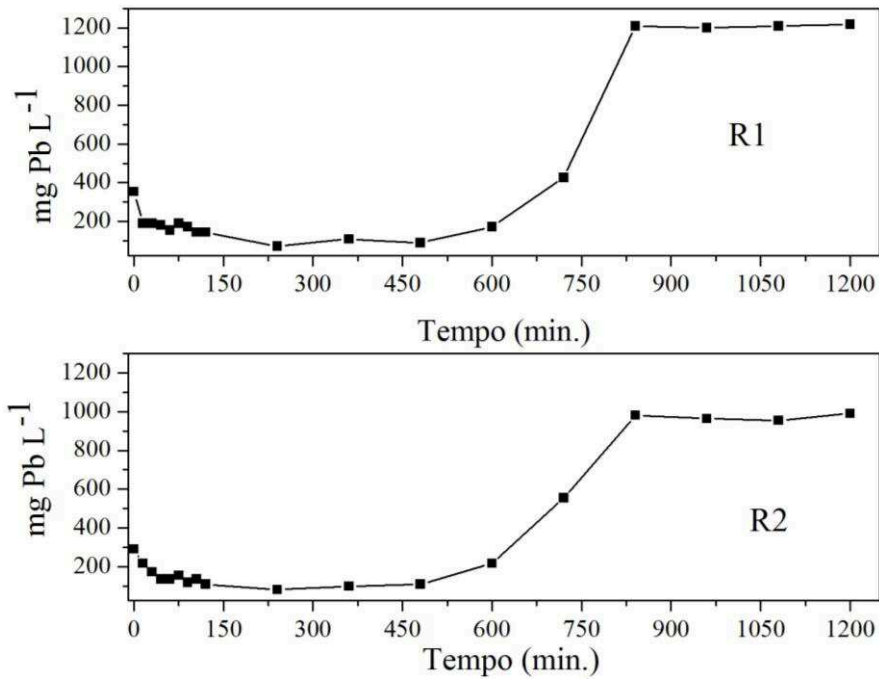
Na Figura 5.3, observa-se que após 30 min. de operação há um aumento brusco da concentração do íon Pb em solução na areia, sendo que depois desse período as concentrações começam a oscilar, diminuindo e aumentando ao longo do tempo, até aproximadamente 480 min., quando ocorre uma redução contínua da concentração para cerca de 860 mg Pb L<sup>-1</sup> após 840 min. (14 h. de processo). Já nos reservatórios (Figura 5.4), observa-se uma situação inversa, sendo que após o início da EK houve uma diminuição na concentração até 240 min. de operação. Após 840 min. de operação, há um aumento da concentração do íon Pb em solução para em torno de 1.210 mg Pb L<sup>-1</sup> no R1 e 980 mg Pb L<sup>-1</sup> no R2, recuperando com a aplicação da EK, em torno de 1.545 mg Pb L<sup>-1</sup> nos reservatórios, desconsiderando possíveis precipitações do contaminante e reações paralelas as quais podem impossibilitar a sua leitura no espectrofotômetro.

**Tabela 5.3.** Concentração de íons Pb em função do tempo de EK com eletrodo de Al.

Tempo (min.)	mg Pb L <sup>-1</sup>					
	Pto 1	Pto 2	Pto 3	Pto 4	R1	R 2
0	1.873	1.982	1.882	1.891	355	291
15	2.109	2.264	2.327	2.273	191	218
30	2.518	2.455	2.400	2.473	191	173
45	1.309	1.327	1.536	1.600	182	136
60	1.518	1.709	1.600	1.745	155	136
75	1.464	1.627	1.618	1.718	191	155
90	1.027	1.309	1.200	1.555	173	118
105	1.536	1.591	1.791	1.936	145	136
120	1.991	1.818	2.382	2.609	145	109
240	1.636	1.418	1.755	1.618	73	82
360	1.036	1.027	1.336	1.164	109	100
480	1.500	1.400	1.409	1.500	91	109
600	1.282	1.073	1.182	1.209	173	218
720	809	945	1.018	1.055	427	555
840	773	855	918	891	1.209	982
960	736	836	945	909	1.200	964
1.080	755	864	936	918	1.209	955
1.200	745	855	936	909	1.218	991

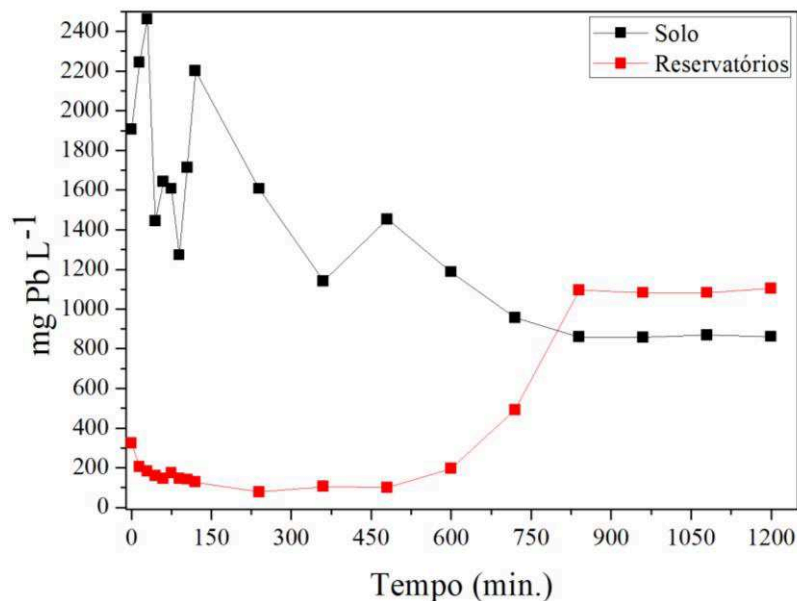


**Figura 5.3.** Perfis de redução dos íons Pb na areia em função do tempo de EK com eletrodos de Al.



**Figura 5.4.** Perfis de recuperação de íons Pb para os reservatórios em função do tempo de EK com eletrodos de Al.

Dessa forma, em um primeiro estágio, até aproximadamente 600 min., ocorreu a eletro-osmose seguido de potencial de escoamento, levando a um movimento quase constante do fluido em direção aos reservatórios e a sua volta à areia, provocando esta variação inicial da concentração de íons Pb observada. Em um segundo momento, após o período de 600 min. até o final do processo, já com uma menor transferência de energia em função do encrustamento e desgaste dos eletrodos, houve uma mobilização dos íons Pb na areia e a sua migração para os reservatórios (eletroforese ou eletro-migração), uma vez que foi observada uma constante redução da concentração dos íons Pb na areia e o seu aumento nos reservatórios, conforme Figura 5.5.



**Figura 5.5.** Médias da redução da concentração dos íons Pb na areia e recuperação nos reservatórios.

Desta forma, considerando que a concentração inicial é bastante elevada, observou-se que a técnica EK apresenta bom desempenho para os eletrodos de alumínio quanto a remoção do metal Pb da areia. Sendo que, houve tanto a redução da concentração de íons Pb na areia quanto sua recuperação nos reservatórios, resultando em uma relevante descontaminação da areia.

#### 5.4.2. EK com eletrodos de Cu

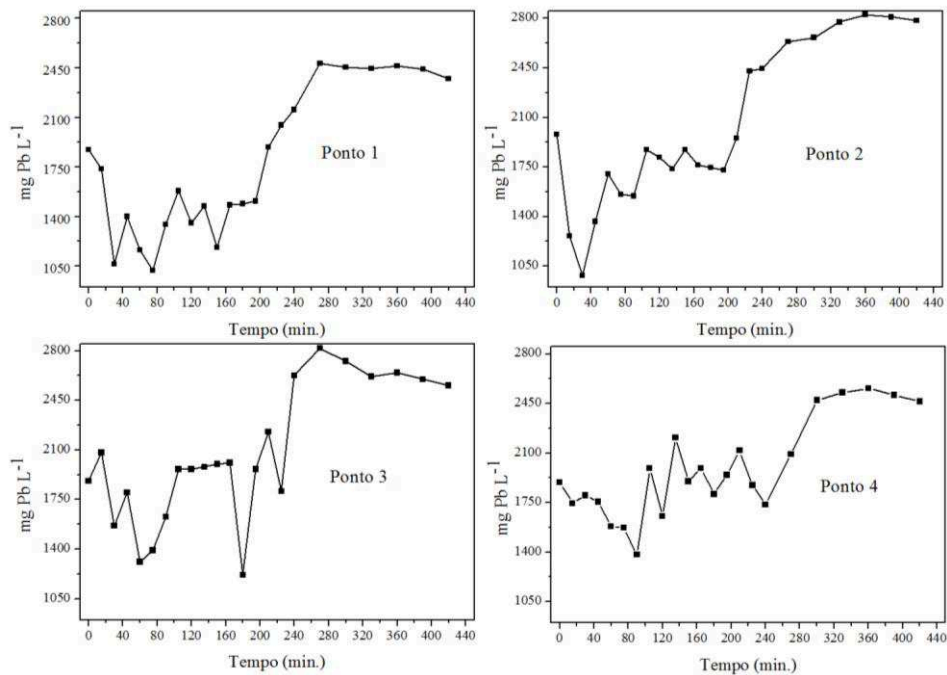
Na Tabela 5.4 estão dispostos os valores das concentrações obtidas na areia e nos reservatórios, ao longo do tempo. As Figuras 5.6 e 5.7 apresentam os perfis de redução e recuperação dos íons Pb na areia e nos reservatórios, respectivamente.

Na Figura 5.6, observa-se que ao longo dos 270 min. de processo houve uma oscilação, seguida de um aumento da concentração na areia até 360 min., sendo que após esse período houve uma leve redução da concentração de íons Pb em todos os pontos. Já no caso dos reservatórios (Figura 5.7), não ocorreram oscilações significativas, sendo que o aumento da concentração de íons Pb permaneceu contínuo do início ao final do processo, sendo esta mais relevante no R1 em comparação ao R2.

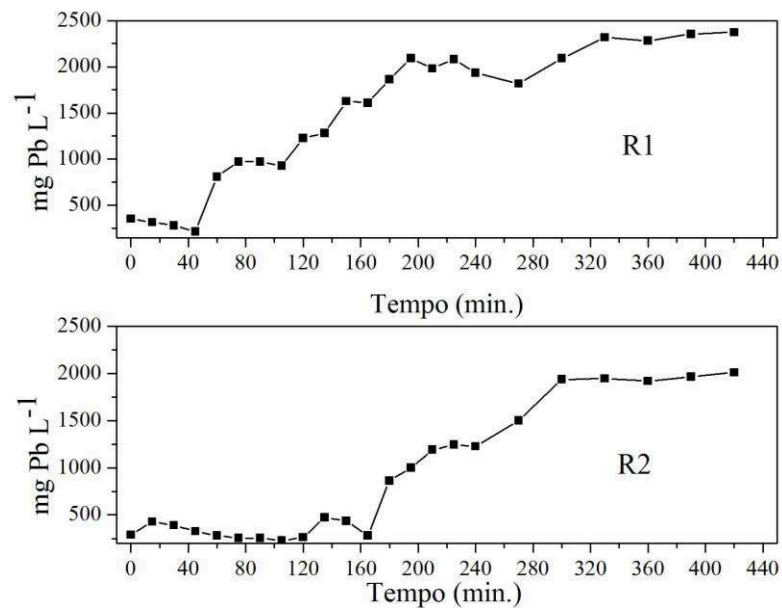


**Tabela 5.4.** Concentração de íons Pb em função do tempo de EK com eletrodo de Cu.

Tempo (min.)	mg Pb L <sup>-1</sup>					
	Pto 1	Pto 2	Pto 3	Pto 4	R1	R2
0	1.873	1.982	1.882	1.891	355	291
15	1.736	1.264	2.082	1.745	318	427
30	1.064	982	1.564	1.800	282	391
45	1.400	1.364	1.800	1.755	218	327
60	1.164	1.700	1.309	1.582	809	282
75	1.018	1.555	1.391	1.573	973	255
90	1.345	1.545	1.627	1.382	973	255
105	1.582	1.873	1.964	1.991	927	227
120	1.355	1.818	1.964	1.655	1.227	264
135	1.473	1.736	1.982	2.209	1.282	473
150	1.182	1.873	2.000	1.900	1.627	436
165	1.482	1.764	2.009	1.991	1.609	282
180	1.491	1.745	1.218	1.809	1.864	864
195	1.509	1.727	1.964	1.945	2.091	1.000
210	1.891	1.955	2.227	2.118	1.982	1.191
225	2.045	2.427	1.809	1.873	2.082	1.245
240	2.155	2.445	2.627	1.736	1.936	1.227
270	2.482	2.636	2.818	2.091	1.818	1.500
300	2.455	2.664	2.727	2.473	2.091	1.936
330	2.445	2.773	2.618	2.527	2.318	1.945
360	2.464	2.827	2.645	2.555	2.282	1.918
390	2.441	2.809	2.600	2.509	2.355	1.964
420	2.373	2.782	2.555	2.464	2.373	2.009



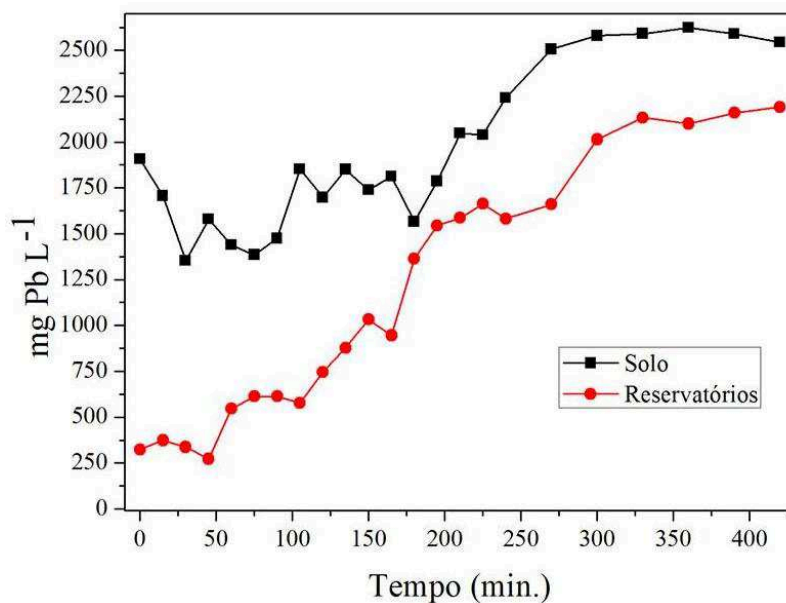
**Figura 5.6.** Perfis de redução dos íons Pb na areia em função do tempo de EK com eletrodos de Cu.



**Figura 5.7.** Perfis de recuperação de íons Pb para os reservatórios em função do tempo de EK com eletrodos de Cu.

Dessa forma, os fenômenos predominantes no processo foram a eletro-osmose seguido de um potencial de escoamento, uma vez que ocorreu a homogeneização da concentração, com um aumento significativo tanto na areia quanto nos reservatórios, como pode ser

observado na Figura 5.8. Isto pode ser explicado devido a alta condutividade do material e resistência a corrosão, resultando em uma elevada transferência de energia.



**Figura 5.8.** Média do aumento da concentração dos íons Pb na areia e nos reservatórios.

Portanto, embora tenha sido observada a recuperação de íons Pb nos reservatórios, não foi alcançada a remoção da concentração na areia, e conseqüentemente não houve a descontaminação.

### 5.5 Considerações

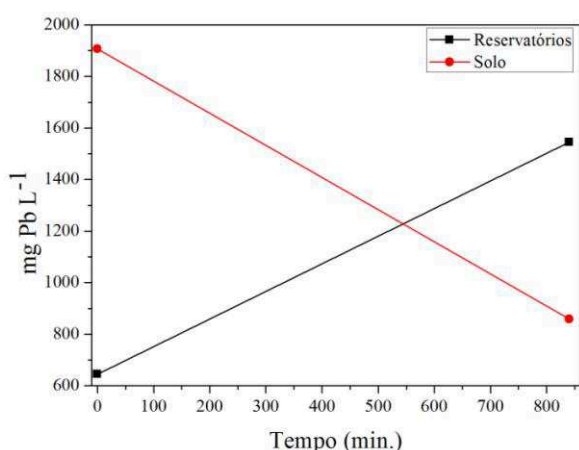
Os resultados obtidos demonstraram uma grande influência da intensidade de transferência de energia pelos eletrodos. Em um potencial maior, oriundo da maior condutividade de cada material, observa-se a predominância dos fenômenos de eletro-osmose seguido de potencial de escoamento, os quais além de provocar as variações de concentração em alguns estágios do processo, resultaram apenas na homogeneização do contaminante no solo e nos reservatórios. Já um potencial menor, ocasionada em materiais menos condutores, bem como quando os eletrodos apresentavam desgaste, resultava na ocorrência da eletroforese (eletromigração), demonstrando os resultados ideais quanto ao desempenho da EK na remoção de íons Pb do solo. Desta forma, pequenas incrustações formaram “layers” de poluentes na superfície dos eletrodos, e estes proporcionaram uma menor condução

beneficiando a ocorrência da eletroforese. Além destes fatores, a sorção também influenciou nas significativas variações observadas ao longo do tempo nos experimentos realizados, sendo que, segundo Schmidt (2004), ao longo da remediação EK ocorre adsorções e dessorções do contaminante, retirando-o ou disponibilizando-o em solução.

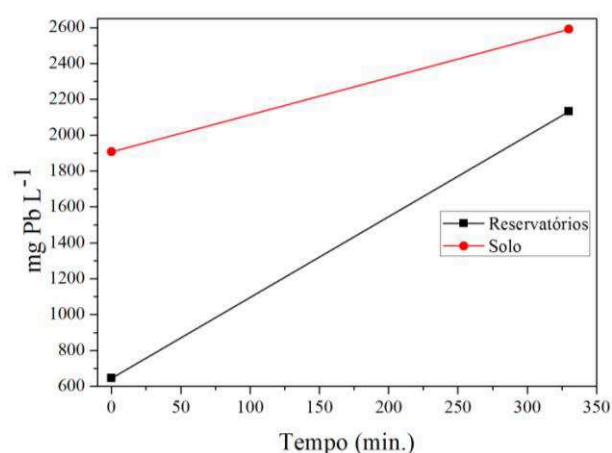
Em relação aos eletrodos, foram observadas degradações ao longo do processo, sendo que este fato pode ser explicado segundo Deotti (2005), o qual descreve que para que haja uma redução na degradação dos eletrodos deve-se promover a circulação do líquido nos reservatórios, assim como efetuar o controle do pH. Desta forma, nas condições de estudo, sem a circulação e a troca dos eletrólitos, a despolarização realizada a cada leitura, evitou a completa corrosão dos eletrodos.

## 5.6 Análises comparativas

Enquanto que para os eletrodos de Al observou-se uma predominância do fenômeno de eletroforese, no caso dos eletrodos de Cu os fenômenos de eletro-osmose seguido de um potencial de escoamento mostraram-se mais significativos. Assim, os eletrodos de Al proporcionaram tanto uma redução de íons Pb na areia, quanto sua recuperação nos reservatórios (Figura 5.9) removendo e descontaminando a areia. Em relação aos eletrodos de Cu, estes ocasionaram apenas uma homogeneização da concentração de íons Pb na solução ao longo do reator-EK (Figura 5.10).



**Figura 5.9.** Concentração de íons Pb na areia e nos reservatórios ao final do processo EK, para os eletrodos de Al.



**Figura 5.10.** Concentração de íons Pb na areia e nos reservatórios ao final do processo EK, para os eletrodos de Cu.

Os eletrodos de cobre apresentaram menor perda superficial comparados aos eletrodos de alumínio, uma vez que este material possui alta resistência à corrosão. Este fator pode ser considerado como positivo, uma vez que resulta na maior durabilidade do material, possivelmente menor formação de subprodutos em solução e a obtenção dos resultados ótimos em um menor tempo de reação. Porém, apresenta-se também como fator negativo em função de que, devido a alta condutividade elétrica do cobre, houve maior transferência de energia em quase todo o processo, fazendo com que os fenômenos de eletro-osmose e potencial de escoamento prevalecessem sobre a eletroforese, não apresentando assim um bom desempenho à técnica EK.

## 6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES

O desenvolvimento de um reator de bancada possibilitou o estudo e a melhor percepção da possível aplicação *in situ* da técnica EK para a remediação de solos contaminados por íons Pb. Vale ressaltar que uma completa caracterização do solo pode auxiliar a elucidar os fenômenos da EK dos dados obtidos. Afirma-se que as variações das concentrações ao longo da remediação EK, além das reduções que ocorreram no solo, estão ligadas principalmente aos fenômenos eletroquímicos envolvidos (eletro-osmose, eletromigração e eletroforese).

Uma pequena parcela do contaminante migrou do solo para os reservatórios mesmo sem aplicação da EK. No entanto, após os primeiros 200 min. estes valores se estabilizam e não é mais possível remover os contaminantes sem a aplicação de alguma técnica de remediação. Portanto, após este período de retenção e estabilização dos contaminantes no solo, utilizando a técnica EK, foi possível remediar o solo e recuperar os íons Pb nos reservatórios. Embora os diferentes materiais dos eletrodos utilizados apresentaram fenômenos EK na condução dos íons Pb do solo, bem como a recuperação concentrada nos reservatórios, os fenômenos envolvidos sugerem os eletrodos de Al como os mais adequados. Utilizando eletrodos de Al foi possível reduzir a pluma de contaminação para cerca de 860 mg Pb L<sup>-1</sup> e recuperar cerca de 1.545 mg Pb L<sup>-1</sup>, com uma predominância para os fenômenos de eletroforese. Já utilizando eletrodos de Cu, foi possível verificar uma homogeneização dos contaminantes nas fases do reator, uma vez que prevaleceram os fenômenos de eletro-osmose seguido de potencial de escoamento. Muito provavelmente devido à maior durabilidade do material e conseqüentemente maior condutividade e possível diferença de potencial.

Além das conclusões, sugere-se para trabalhos futuros, o estudo dos parâmetros como tipo de eletrólito e circulação deste entre os reservatórios, controle do pH da solução contaminante e dos eletrólitos e da aplicação da intensidade de corrente, além do espaçamento entre os eletrodos. Também sugere-se que para os eletrodos sejam investigados novos materiais a fim de diminuir cada vez mais a ocorrência de reações paralelas e a sua degradação. E por fim, realizar avaliações da remediação EK de solos contaminados por multicomponentes, bem como a utilização de outros tipos de solos.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 8.419. **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, 1992.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6.502. **Rochas e solos**. Rio de Janeiro, 1995.

ABREU, C. S. V. **Electro-remediação de solos contaminados com pesticidas: caso da bentazona**. 2008, 119 f. Dissertação (Mestre em Engenharia do Ambiente), Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2008.

ABREU, M. V. P. **Influência de diferentes concentrações de níquel (Ni) sobre a germinação e crescimento inicial de *leucaena leucocephala* (lam.) de Wit**. 2015, 71 f. Dissertação (Mestre em Ecologia e Produção Sustentável), Programa de Mestrado em Ecologia e Produção Sustentável. Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2015.

ACAR, Y. B.; ALSHAWABKEH, A. N. Principles of Electrokinetic Remediation. **Environmental Science & Technology**, Iowa, v.27, n.13, p.2638-2647, dez. 1993.

AGUIAR, C. R. C.; LOPES, B. C.; BARBOSA, M. V. D.; BALIEIRO, F. C.; GOMES, M. M. Fitorremediação de Solos Contaminados por Petróleo. **Revista Trópica – Ciências Agrárias e Biológicas**, Chapadinha, vol. 6, n.1, p. 3-9, 2012.

ALCÂNTARA, A. J. O. **Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos e caracterização química do solo da área de disposição final do município de Cáceres-MT**. 2010, 89 f. Dissertação, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Universidade do Estado do Mato Grosso. Cáceres, 2010.

ALCÂNTARA, M. T.; GÓMEZ, J.; PAZOS, M.; SANROMÁN, M. A. Electrokinetic remediation of lead and phenanthrene polluted soils. **Geoderma**, vol. 173-174, p. 128–133, 2012.

ALSHAWABKEH, A. N.; YEUNG, A. T.; BRICKA, M. R. Pratical Aspects In-Situ Electrokinetic Extraction. **Journal of Environmental Engineering**, Reston, v.125, n. 1, p. 27-35, jan.1999.

ANDRADE, J. A.; AUGUSTO, F.; JARDIM, I. C. S. F. Biorremediação de solos contaminados por petróleo e seus derivados. **Revista Eclética Química**, São Paulo, v. 35, n. 3, p. 17-43, 2010.

ASSIS, R. L. de; PROCÓPIO, S. de O.; CARMO, M. L. do; PIRES, F. R.; CARGNELUTTI FILHO, A.; BRAZ, G. B. P. Fitorremediação de solo contaminado com o herbicida picloram

por plantas de capim pé de galinha gigante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande/PB, vol.14, n.11, p.1131–1135, 2010.

ASSIS, O.B.G.; SIMÕES, M.L.; SILVA, E.R. **Projeto de célula eletroquímica para estudos da remoção de resíduos orgânicos em solos e água**. Simpósio Nacional de Instrumentação Agropecuária, São Carlos, 2014.

BAPTISTA, A. **Avaliação do Potencial de Recuperação de Metais de Catalisadores Equilibrados através da Técnica de Remediação Eletrocinética**. 2005, 151 f. Dissertação (Mestre em Engenharia de Materiais e Processos), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

BARROS, C. A. **Monitoramento da Atenuação Natural de Solos Artificialmente Contaminados com Óleo Diesel B0 e B4**. 2010, 92 f. Dissertação (Mestre em Ciências), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

BASSETT, J.; DENNEY, R. C.; JEFFERY, G. H.; MENDHAM, J. **Vogel: Análise Inorgânica Quantitativa**. 4ª ed., Editora Guanabara S. A., Rio de Janeiro, 1981.

BIONDI, C. M. Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do Estado de Pernambuco. 2010, 70 f. **Tese (Doutor em Doctor Scientiae)**, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, 2010.

BRASIL, **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, 2 de agosto de 2010.

CANG, L.; FAN, G.-P.; ZHOU, D.-M.; WANG, Q.-Y. Enhanced-electrokinetic remediation of copper–pyrene co-contaminated soil with different oxidants and pH control. **Chemosphere**, vol. 90, n. 8, p. 2326–2331, 2013.

CASTELO-GRANDE T.; AUGUSTO P. A.; BARBOSA D. Técnicas de descontaminação de solos: uma revisão. **Revista Ingenium**, Lisboa, 2007.

CASTRO, D. N. B. **Estudo em modelo físico 1D e 3D de remediação eletrocinética com uso de tensoativo em solo argiloso contaminado com óleo cru**, 2010, 146 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

CELERE, M. S.; OLIVEIRA, A. S.; TREVILATO, T. M. B.; SEGURA-MUNÕZ, S. I. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, p. 939-947, abr. 2007.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Decisão de Diretoria nº 045/2014/E/C/I, de 20 de fevereiro de 2014**. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2014, em substituição aos Valores Orientadores de 2005 e dá outras providências.



COELHO, H. M. G., SIMÕES, G. F., LANGE L. C., FERREIRA C. F. A. **Transporte de Contaminantes em Meios Porosos Saturados**. 1987. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil), Departamento de Engenharia Civil, PUC- RIO, Rio de Janeiro, 1987.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 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.

CONDE, T. T.; STACHIW, R.; FERREIRA, E. Aterro sanitário como alternativa para a preservação ambiental. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia**, Porto Velho, v. 3, n. 1, p. 69-80, 2014.

DEOTTI, L. O. G. **Controle de Ph na técnica de biorremediação eletrocinética**. Dissertação (Mestre em Ciências em Engenharia Civil), Programas de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

DIAS JÚNIOR, I. G.; PROLO, I.; OLIVEIRA, L. P. S. O gerenciamento dos resíduos sólidos gerados pela cidade de Barra do Garças/MT: retratos de uma realidade. **Revista Eletrônica da UNIVAR**, Barra do Garças, v. 2, n. 12, p. 13–19, 2014.

DUARTE, R. P. S.; PASQUAL, A. Avaliação do cádmio (Cd), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) em solos, plantas e cabelos humanos. **Revista Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 15, n. 1, 2000.

DYMINSKI, A. S. **Contaminação de solos e águas subterrâneas**. Curitiba, 2006.

EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**, 2. ed. – Rio de Janeiro, 1997, 212 p.

FEITOZA, J. S. **Consolidação de solos moles com o uso de célula eletro-osmótica**. 2007, 123 f. Dissertação (Mestre em Geotecnia), Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil, Brasília, 2007.

FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler/RS. **Portaria n.º 85 de 05 de setembro de 2014**. Dispõe sobre o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) dos solos para 09 (nove) elementos químicos naturalmente presentes nas diferentes províncias geomorfológicas/geológicas do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2014.

FERREIRA, J. P.; FERNANDES, R. de L. **Estudo dos efeitos da remediação eletrocinética em um solo contaminado por hidrocarbonetos**. 2010, 114 f. Projeto de Graduação (Título de Engenheiro), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

FILHO, S. A. O.; QUEIROZ, F. S.; PACHECO, M. **Avaliação da contaminação do solo pelo lixão de São Pedro da Aldeia.** Departamento de Engenharia Mecânica e Energia – Instituto Politécnico, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Nova Friburgo, 2004.

GUARACHO, V. V. **Remediação eletrocinética de chumbo e níquel em solos de landfarming de refinaria.** 2005, 137 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Mecânica), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

HOLANDA, L.F.L.; SANTOS, K.M.; GIMENEZ, S.M.N. **Avaliação do potencial de extração de alguns metais presentes em solo pela incorporação de chorume.** 48º Congresso Brasileiro de Química, Rio de Janeiro, 2008.

IANHEZ, R. **Fracionamento químico de metais pesados em solos contaminados por resíduos industriais e otimização quimiométrica de misturas para a descontaminação por lixiviação química.** Belo Horizonte, 2003.

IRYODA, K. I. **Estudo da influência da caolinita na remediação eletrocinética em solo contaminado com chumbo.** 2008, 94 f. Dissertação (Mestre em Engenharia de Materiais e Processos), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

JACQUES, R. J. S.; BENTO, F. M.; ANTONIOLLI, Z. I.; CAMARGO, F. A. O. Biorremediação de solos contaminados com hidrocarbonetos aromáticos policíclicos. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 4, jul./ago. 2007.

KAMINARI, N. M. S.; VALT, R. B. G.; MAIDEL, M.; PONTE, M. J. J. de S.; PONTE, H. de A. **Remoção de metais pesados (Pb) de solos contaminados via remedição eletrocinética.** VI Congresso Nacional de Engenharia Mecânica, Campina Grande/Paraíba, 2010.

KEMERICH, P. D. C.; MENDES, S. A.; VORPAGEL, T. H.; PIOVESAN, M. Impactos ambientais decorrentes da disposição inadequada de lixo eletrônico no solo. **Revista Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 10, n. 2, p. 208-219, 2013.

KIM, S. O.; MOON, S. H.; KIM, K. W.. Removal of heavymetals from soils using enhanced electrokinetic soil processing. **Revista Water, Air, and Soil Pollution**, 2001.

LEMOS, J. L. S.; OLIVEIRA, S. D. de; SCHILITTLER, L. A. F. S.; PEREIRA JUNIOR, N.. Técnicas de biorremediação de solos contaminados por hidrocarbonetos de petróleo. **Diálogos e Ciência – Revista da rede de ensino FTC**, Feira de Santana, n. 11, dez. 2009.

LIMA, L. A. **Solo e águas subterrâneas – técnicas de descontaminação.** Centro de Apoio ao Desenvolvimento Tecnológico, Dossiê Técnico, Serviço Brasileiro de Respostas Técnicas – SBRT. 2012.

LOMBI, E.; ZHAO, F. J.; DUNHAM; S. J.; MCGRATH, S. P. Phytoremediation of Heavy Metal – Contaminated Soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, vol. 30, n. 6, p. 1919-1926, 2001.

MANZINI, F. F.; BATISTA DE SÁ, K.; PLICAS, L. M. A.; MOREIRA, A. B. Tecnologias de remediação de solos. **Periódico eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, Tupã, v. 7, n. 12, 2011.

MARUTHAMUTHU, S.; DHANIBABU, T.; VELUCHAMY, A.; PALANICHAMY, S.; SUBRAMANIAN, P.; PALANISWAMY, N. Electrokinetic separation of sulfate and lead from sludge of spent lead acid battery. **Journal of Hazardous Materials**, p. 188-193, 2011.

MATURI, K.; REDDY, K. R.. Simultaneous removal of organic compounds and heavy metals from soils by electrokinetic remediation with a modified cyclodextrin. **Chemosphere**, v. 63, n. 6, p. 1022–1031, 2006.

MITCHELL, J. **Fundamentals of Soil Behavior**. 2 ed. New York: John Wiley & Sons, 437 p. 1993.

MORENO, R. B. Z. L. **Efeitos eletrocinéticos no escoamento de fluidos em meio poroso**. 2000, 244 f. Dissertação (Doutorado em Engenharia Mecânica), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

MORENO, C. M.; BECERRA, A. G.; SANTOS, M. J. B. Tratamientos biológicos de suelos contaminados: contaminación por hidrocarburos. Aplicaciones de hongos en tratamientos de biorrecuperación. **Revista Iberoamericana de Micología**, v. 21, n. 1, p. 103-120, 2004.

MUÑOZ, S. I. S. **Impacto ambiental na área do aterro sanitário e incinerador de resíduos sólidos de Ribeirão Preto, SP: avaliação dos níveis de metais pesados**. 2002. 158 f. Tese (Doutor em Enfermagem em Saúde Pública), Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2002.

NAM, P.; KAPILAS, S.; LIU, Q.; TUMIATTI, W.; PORCIANI, A.; FLANIGAN, V.; LIN, Q. Solvent extraction and tandem dechlorination for decontamination of soil. **Chemosphere**, vol. 43, n. 4/7, p. 485-491, 2001.

NAMKOONG, W.; HWANG, E. Y.; PARK, J. S.; CHOI, J. Y. Bioremediation of diesel – contaminated soil with composting. **Environmental Pollution**, n. 119, p. 23-31, 2002.

NETO, João de Mélo Vieira; BEZERRA, E. B. N.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Estudo do comportamento de metais em um lisímetro de resíduos sólidos urbanos. **Revista Ciência e Tecnologia**, Piracicaba, v. 17, n. 31, p. 54-66, jul./dez. 2014.

NUNES, A. I. V. Estudos eletrocinéticos na remediação de solo bidimensional: influência da concentração de um metal, Ph e condutividade. **In: I Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo**. São Paulo, 2009.

OLIVEIRA, M. D. R. **Avaliação da contaminação do solo pela disposição inadequada de resíduos sólidos em Romaria-MG**. 2012, 121 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2012.

OLIVEIRA, L. F. C.; FREITAS, J. S.; GENEROSO, C. M.; FIA, R. Sorção de elementos traços em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 9 n. 2, abr./jun. 2014.

ÖSTERREICHER CUNHA, P.; VARGAS JR, E. A.; GUIMARÃES, J. R. D.; CAMPOS, T. M. P. de; NUNES, C. M. F.; COSTA, A.; ANTUNES, F. S.; SILVA, M. I. P. da; MANO, D. M. Evaluation of bioventing on a gasoline – ethanol contaminated disturbed residual soil. **Journal of Hazardous Materials**, vol. 110, n. 1-3, p. 63-76, 2004.

PEDRAZZOLI, C. D. **Remediação eletrocinética de chumbo em resíduos industriais**. 2004, 145 f. Dissertação (Mestre em Engenharia de Materiais e Processos), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

PENDERGRASS, S.; PRINCE, J. Chemical dechlorination of pesticides at a superfund site in region II. **Proceedings of Annual Meeting of Air and Waste Management Association**, California, v. 84, n. 11, 1991.

PIAZ, J. F. D.; FERREIRA, G. M. V. Gestão de resíduos sólidos domiciliares urbanos: o caso do município de Marauá, RS. **Revista de Gestão Social e Ambiental**, São Paulo, n. 1, p. 33-47, 2011.

PINTO, A. R. C. V. **Remediação de solos contaminados com produtos farmacêuticos – Oxidação/redução química**. 2011, 95 f. Tese de Mestrado (Mestre em Engenharia Química), Instituto Superior de Engenharia do Porto, Porto, 2011.

PRESTON, W.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M.; SOUZA JUNIOR, V. S.; SILVA, W. R.; FERREIRA, H. A. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos do Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, p. 1028-1037, 2014.

REDDY, K. R.; CHINTHAMREDDY, S. Electrokinetic remediation of heavy metal-contaminated soils under reducing environments. **Waste Management**, v. 19, n. 4, p. 269-282, 1999.

REDDY, K. R.; ASCE, M.; CHINTHAMREDDY, S. Enhanced Electrokinetic Remediation of Heavy Metals in Glacial Till Soils Using Different Electrolyte Solutions. **Journal of Environmental Engineering**, Reston, v. 130, n. 4, p. 442-455, 2004.

RIBEIRO, M. A. C. **Contaminação do solo por metais pesados**. 2013, 249 f. Dissertação (Mestre em Engenharia do Ambiente), Faculdade de Engenharia, Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias. Lisboa, 2013.

RIBEIRO, A. P.; KNISS, C. T.; LAMANO-FERREIRA, A. P. N.; ALBUQUERQUE, C. R.; FIGUEIREDO, A. M. G. Avaliação da qualidade de solos adjacentes às marginais Tietê e Pinheiros com base nos valores orientadores da CETESB. **Iberoamerican Journal of Industrial Engineering**, Florianópolis, v. 6, n. 12, p. 73-90, 2014.

RODRIGUES, F. L.; CAVINATO, V. M. Lixo: **De onde vem? Para onde vai?** 2 ed. Editora: Moderna, São Paulo, 2003.

ROJAS, J. W. J. **Estudo de remediação de solo contaminado por borra oleosa ácida utilizando a técnica de encapsulamento.** 2007, 151 f. Dissertação (Mestre em Engenharia), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

SAHLE-DEESSIE, E.; MECKES, M. C.; RICHARDSON, T. L. Remediation pesticide contaminated soils using solvent extraction. **Environmental Progress**, v. 15, n. 4, p. 293-300, 1996.

SALOMÃO, F. X. T. **Composição e Morfologia de Solos.** Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, Cuiabá, 2010.

SANTOS, R. da M. dos; LEITE, S. G. F.; SOBRAL, L. G. S.; RIZZO, A. C. de L. **Remediação de solo contaminado por petróleo em biopilhas – ecala piloto.** 4º PDPETRO, Campinas – SP, 2007.

SANTOS, A. T. L.; HENRIQUE, N. S.; SHHLINDWEIN, J. A.; FERREIRA, E.; Stachiw, R. Aproveitamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos para produção de composto orgânico. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia**, Porto Velho, v. 3, n. 1, p. 15-28, 2014.

SCHMIDT, C. A. B. Remediação in situ de solos e águas subterrâneas contaminados por líquidos orgânicos não miscíveis em água (NAPLs). 2010, 62 f. **Série Temática: Resíduos Sólidos e Geotecnia Ambiental**, v. 1, Rio de Janeiro, 2004.

SEMPLE, K. T.; REID, B. J.; FERMOR, T. R. Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. **Environmental Pollution**, v. 112, n. 2, p. 269–283, 2001.

SERAFIM, A. C.; GUSSAKOV, K. C.; SILVA, F.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. **Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamentos.** Rio Claro, 2003.

SERRANO, O. **Lixo, dignidade e sustentabilidade socioeconômica.** In: Seminário Lixo e Cidadania: região do grande ABC, São Paulo, 2001.

SILVA, E. P. **Avaliação Preliminar do Potencial de Aplicação da Tecnologia de Biopilhas para a Biorremediação do Solo de Guamaré-RN.** 2004, 119 f. Dissertação (Mestre), Programa de Pós Graduação em Engenharia Química, Programa de Recursos Humanos, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2004.

SILVA, D. N. **Remediação de solos impactados com poluentes orgânicos usando os reagentes de fenton.** 2007, 124 f. Tese (Doutor em Engenharia Química), Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo 2007.

SILVA, D. C. **Electrorremediação de solos contaminados com metais pesados**. 2015. 90 f. Dissertação (Mestre em Química) - Departamento de Química, Universidade de Coimbra, Coimbra, 2015.

SMITH, G. D. J.; FELL, R.; PHILLIPS, T.; GERRARD, C. Washing technology for the decontamination of soil and sediment. **Geotechnical Management of Waste and Contamination: Proceedings of the Conference**, Sydney, p. 455-462, 1993.

SOUSA, C. O. M. Política Nacional dos Resíduos Sólidos: uma busca pela a redução dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). **Revista de Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade**, São Paulo, v. 3, n. 3., 2012.

SOUZA, A. M. **Fitorremediação de solos contaminados com óleos lubrificantes usados**. 2009. 144 f. Dissertação (Mestre em Química), Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

STEFFEN, G. P. K.; STEFFEN, R. B.; ANTONIOLLI, Z. I. Contaminação do solo e da água pelo uso de agrotóxicos. **Revista TECNO-LÓGICA**, Santa Cruz do Sul, v. 15, n. 1, p. 15-21, jan./jun. 2011.

TAVARES, S. R. L. **Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: Conceitos básicos e fundamentos**. ed. 1, 147 p. Rio de Janeiro, 2013.

TROXLER, W. L.; GOSH, S. K.; DICKS, L. W. R. Treatment of pesticide-contaminated soils with thermal desorption, **Journal of Air Waste Management Association**, Pittsburgh, v. 43, n. 12, p. 1610-1619, 1993.

VALT, R. B. G. **Regeneração eletrocinética, reciclagem e reuso de catalisadores desativados de FCC na adsorção de dióxido de carbono e craqueamento de petróleo**. 2012, 121 f. Tese (Doutorado em Engenharia e Ciência dos Materiais), Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciência dos Materiais – PIPE, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2012.

VITALE, S.A.; HADIDI, K.; COHN, D. R.; BROMBERG, L. Decomposing of 1,1-dichloroethane and 1,1- dichloroethene in an electron-beam plasma reactor. **Journal of Applied Physics**, Melville, vol. 81, n. 6, p. 2863-2868, 1997.

YEUNG, A. T., SCOTT, T. B., GOPINATH, S. MENON, R. M., e HSY, C., 1997. “Design, Fabrication, and Assembly of an Apparatus for Electrokinetics Remediation Studies.” **Geotechnical Testing Journal**, v. 20, n. 2, p. 199-210, jun. 1997.

## 8. SÍTIOS ACESSADOS

ABRELPE, Associação das Empresas de Limpeza Pública, **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**, 2008. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/downloads/Panorama2008.pdf>. Acessado em: 26/10/2015.

EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Cultivo de Algodão Irrigado**. 2003. Disponível em: <http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:QNIMbUcodmcJ:www.ceset.unicamp.br/~sandro/st571/Solos%2520-%2520EMBRAPA%2520ALGOD%25C3O.doc+&cd=1&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br>. Acesso em: 18/11/2015.

## **APÊNDICES**



## APÊNDICE 1 - MEMORIAL DE CÁLCULOS DOS PARÂMETROS FÍSICOS DA AREIA

As definições e a metodologia utilizada seguiram o Manual de Métodos de Análise de Solo (EMBRAPA, 1997). Os dados gerais para os cálculos dos parâmetros estão apresentados no Quadro 1:

**Quadro 1.** Dados para os cálculos dos parâmetros

Diâmetro do cilindro	4,9	cm
Altura do bloco do solo	5,3	cm
Altura do bloco do solo e da coluna	9,6	cm
Tempo	0,09	h
Área do cilindro	18,7	cm <sup>2</sup>
Volume do cilindro	99,1	cm <sup>3</sup>

### **Cálculo da condutividade hidráulica (*K*):**

Corresponde a velocidade com que a água se movimenta através do solo e foi calculada pelo método do permeâmetro de carga constante e através da aplicação da equação de Darcy.

$$Q = 73,9 \text{ mL} \quad L = 5,3 \text{ cm} \quad A = 18,7 \text{ cm}^2 \quad H = 9,6 \text{ cm} \quad t = 0,09 \text{ h}$$

$$K = \frac{Q * L}{A * H * t} = \frac{73,9 * 5,3}{18,7 * 9,6 * 0,09} = \frac{(23,9)}{100} = 0,24 \frac{m}{h}$$

### **Cálculo da densidade de partículas (*D<sub>p</sub>*):**

Determinada pelo volume de álcool necessário para completar a capacidade de um balão volumétrico.

$$a = 20 \text{ g} \qquad b = 42,5 \text{ cm}^3$$

$$D_p = \frac{a}{50 - b} = \frac{20}{50 - 42,5} = 2,65 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3}$$

**Cálculo da densidade do solo ( $D_s$ ):**

Determinada através do método do anel volumétrico.

$$a = 153,8 \text{ g} \qquad b = 99,1 \text{ cm}^3$$

$$D_s = \frac{a}{b} = \frac{153,8}{99,1} = 1,55 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3}$$

**Cálculo da porosidade total ( $P_t$ ):**

Determina o volume de poros totais do solo.

$$D_s = 2,65 \text{ g cm}^{-3} \qquad D_p = 1,55 \text{ g cm}^{-3}$$

$$P_t = 1 - \frac{D_s}{D_p} = 1 - \frac{1,55}{2,65} = 0,42 * 100 = 42\%$$

**APÊNDICE 2 - COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO DA CURVA DE CALIBRAÇÃO DO ÍON Pb**

A regressão linear é representada pela equação:

$$Y = A + B * X$$

Onde, Onde,  $Y$  é a absorvância (variável independente);  $X$  é a concentração (variável independente);  $A$  é o coeficiente angular;  $B$  é o coeficiente linear e;  $r^2$  é o coeficiente de correlação linear.

Os parâmetros da regressão linear são apresentados no Quadro 2:

**Quadro 2.** Parâmetros para regressão linear

<b>Parâmetros (coeficientes)</b>	<b>Valor</b>
$A$ (angular)	0,009
$B$ (linear)	0,011
$r^2$ (correlação linear)	0,99794