



**Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP  
Instituto de Geociências - IG  
Graduação em Geologia**

**LUIS CLÁUDIO DIAS BEZERRA VISCARDI**

**ESTUDO DE DIFUSÃO ENTRE LIXIVIADO E SOLO  
COMPACTADO (LINERS) DO ATERRO SANITÁRIO DELTA A,  
CAMPINAS - SP**

Monografia apresentada à Universidade Estadual  
de Campinas (Unicamp) como requisito para a  
obtenção do título de Bacharel em Geologia

Campinas – SP  
2013



Universidade Estadual de Campinas -UNICAMP  
Instituto de Geociências- IG

Trabalho de Conclusão de Curso – GE 001  
Graduação em Geologia

**ESTUDO DE DIFUSÃO ENTRE LIXIVIADO E SOLO  
COMPACTADO (LINERS) DO ATERRO SANITÁRIO DELTA A,  
CAMPINAS - SP**

Orientadora:

Profa. Dra. SUELI YOSHINAGA PEREIRA  
Departamento de Geologia e Recursos Naturais (DGRN)  
Instituto de Geociências- IG

Co-orientadora:

Profa. Dra. MIRIAM GONÇALVES MIGUEL  
Departamento de Geotecnia e Transportes (DGT)  
Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetua e Urbanismo- FEC

Campinas – SP  
2013

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a minha família pela espera e por suportar a distância.

Às orientadoras Sueli Yoshnaga Pereira e Miriam Gonçalves Miguel por toda assistência dada, seja ela intelectual, financeira e até mesmo emocional, visto que o incentivo dado, confiança e paciência depositadas, permitiram-me realizar o presente trabalho.

À todos os professores do Instituto de Geociências - Unicamp, por me apresentarem uma ciência, tão fascinante e também complexa, em sua tentativa de entender este pequeno planeta do sistema solar, mas grandioso aos nossos olhos.

A todos do Grupo de pesquisa do Aterro Delta A, que apesar do pouco tempo de convivência, contribuíram em meu aprendizado neste término de curso de graduação.

Aos técnicos envolvidos nas análises, os quais Margareth, Luzia e Aparecia do IG, Ligia do LABSAN-FEC e à bolsista do SAE Michele Santos pois sem eles, grande parte da aquisição de dados não teria ocorrido. Seu apoio foi fundamental em diversas etapas.

Sobretudo, a Deus e à Sueli Maria Dias Bezerra, por me trazerem à vida em cada amanhecer.

## RESUMO

O presente trabalho, faz um estudo referente ao Aterro Sanitário Delta A, Campinas – SP, tentando verificar a interação entre os lixiviados (produto da biodegradação dos resíduos sólidos) e solo compactado (camadas minerais utilizadas com parte do sistema de impermeabilização das camadas de base dos aterros sanitários) através do processo de transporte de poluentes em meios sólidos conhecido como difusão. Para tal, foi realizado o ensaio de difusão em laboratório, conforme apresentado por Rowe et al (1988), foram retiradas amostras de lixiviado periodicamente para a realização de análises, verificando-se assim as alterações de alguns parâmetros de qualidade (ph, alcalinidade, condutividade elétrica, demanda química de oxigênio e análise orgânica de voláteis) e de concentrações de diversos elementos (maiores e traço) que compõem o lixiviado “bruto” (chorume) através da análise de espectrometria de massa (ICP – MS). Após o término deste ensaio, os solos, agora contaminados devido ao contato com o lixiviado, foram submetidos ao ensaio de espectrometria de fluorescência de raio-x, procurando-se assim verificar a tendência de transporte de elementos entre o lixiviado e solo. Os resultados das análises mostraram variações relativamente pequenas para os parâmetros físico-químicos medidos durante a realização do ensaio. Também verificou-se que grande parte dos elementos analisados, foram transportados do lixiviado para o solo, conforme esperado, entretanto, alguns elementos apresentaram comportamentos diferenciados em relação ao processo de difusão.

## SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	iii
RESUMO.....	iv
LISTA DE FIGURAS.....	vii
LISTA DE TABELAS.....	ix
<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS.....</b>	<b>2</b>
<b>3. REVISÃO DA LITERATURA.....</b>	<b>2</b>
3.1 MECANISMOS DE TRANSPORTE.....	2
3.2 DIFUSÃO.....	4
3.3 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU).....	6
3.4 DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS.....	8
3.5 LIXIVIADO.....	12
3.6 CAMADAS DE BASE DE ATERROS SANITÁRIOS (LINERS).....	14
<b>4. ÁREA DE ESTUDO.....</b>	<b>16</b>
<b>5. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>22</b>
5.1 ENSAIO DE DIFUSÃO.....	22
5.2 CARACTERIZAÇÃO DAS FASES LÍQUIDAS.....	24
5.3 CARACTERIZAÇÃO DO SOLO.....	25
<b>6. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>26</b>
6.1 ÁGUA DESTILADA.....	26
6.2 LIXIADO.....	26
6.3 SOLO.....	40
<b>7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>42</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>43</b>

9.	ANEXOS.....	48
----	-------------	----

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Ilustração esquemática da difusão de cátions e ânions através de: (a) um meio líquido qualquer; (b) um solo argiloso saturado.....	5
Figura 2 – Desenvolvimento e encerramento de um aterro: (a) escavação impermeabilização (compactação do solo com geomembranas); (b) disposição de células diárias (resíduos com cobertura de solo); (c) encerramento.....	8
Figura 3 – Etapas que envolvem a construção de um aterro sanitário: 1 -Escavação da vala; 2 -Compactação do solo e colocação da geomembrana com camada drenante (brita) superior; 3 -Colocação das calhas de concreto para condução do lixiviado; 4 - Cercamento da área do aterro; 5 -Instalação do sistema de captação de gases; 6 -Definição das camadas de aterramento; 7 -Sistema de tratamento do lixiviado; 8 -Monitoramento da deposição de RSU; 9 -Setor administrativo local; 10 -Fechamento do aterro com inserção da camada de cobertura.....	9
Figura 4 – Disposição dos resíduos em municípios paulistas com mais de 20 mil habitantes; (a) Dados referentes a 2009; (b) Dados entre 2007 e 2009, indicando crescente adesão.....	11
Figura 5 – Esquema da classificação unificada da SUCS.....	15
Figura 6 – Visão Geral do Aterro Delta A e arredores.....	16
Figura 7 – Localização do Aterro Sanitário Delta A ( em amarelo) no município de Campinas (delimitado em verde).....	17
Figura 8 – Mapa com detalhe da localização do Aterro Sanitário e vias de acesso.....	17
Figura 9 – Figura 09: Localização da célula experimental do aterro.....	18
Figura 10 – Mapa Geológico do Aterro do Aterro Delta A.....	19
Figura 11 – Imagens da formação itararé e solos residuais da formação.....	20
Figura 12 – Imagens do subgrupo Itararé;(a) Argilitos e siltitos (ritmitos) centimétricos intercalados do topo do perfil;(b) Perfil geral dos ritimitos; (c) Solo de alteração areno-argiloso do subgrupo Itararé areno-argiloso; (d) Solo de alteração silto-argiloso do subgrupo Itararé (usado como cobertura e liner).....	21
Figura 13 – Células de difusão.....	22
Figura 14 – Esquema da célula de difusão com dimensões e proporções entre solo e reservatório para fase líquida.....	23
Figura 15 – Concentração de sódio (Na) pelo tempo para as células de difusão.....	27
Figura 16 – Concentração magnésio (Mg) de pelo tempo para as células de difusão.....	27

Figura 17 – Concentração de ferro (Fe) pelo tempo para as células de difusão.....	28
Figura 18 – Concentração de rubídio (Rb) pelo tempo para as células de difusão.....	28
Figura 19 – Concentração de estrôncio (Sr) pelo tempo para as células de difusão.....	29
Figura 20 – Concentração de nióbio (Nb) pelo tempo para as células de difusão.....	29
Figura 21 – Concentração de gálio (Ga) pelo tempo para as células de difusão.....	30
Figura 22 – Concentração de Cálcio (Ca) pelo tempo para as células de difusão.....	31
Figura 23 – Concentração de vanádio (V) pelo tempo para as células de difusão.....	31
Figura 24 – Concentração de cromo (Cr) pelo tempo para as células de difusão.....	32
Figura 25 – Concentração de potássio (K) pelo tempo para as células de difusão.....	32
Figura 26 – Concentração de cobalto (Co) pelo tempo para as células de difusão.....	33
Figura 27 – Concentração de níquel (Ni) pelo tempo para as células de difusão.....	33
Figura 28 – Concentração de manganês (Mn) pelo tempo para as células de difusão.....	34
Figura 29 – Concentração de zinco (Zn) pelo tempo para as células de difusão.....	34
Figura 30 – Concentração de cobre (Cu) pelo tempo para as células de difusão.....	35
Figura 31 – Concentração de bário (Ba) pelo tempo para as células de difusão.....	35
Figura 32 – Concentração de arsênio (As) pelo tempo para as células de difusão.....	36
Figura 33 – Concentração de chumbo (Pb) pelo tempo para as células de difusão.....	37
Figura 34 – Concentração de alumínio (Al) pelo tempo para as células de difusão.....	37
Figura 35 – Concentração de titânio (Ti) pelo tempo para as células de difusão.....	38
Figura 36 – Concentração de ítrio (Y) pelo tempo para as células de difusão.....	38
Figura 37 – Concentração de tório (Th) pelo tempo para as células de difusão.....	39
Figura 38 – Variação de pH durante o ensaio de difusão.....	39
Figura 39 – Variação de DQO durante o ensaio de difusão.....	40

## LISTA DE TABELAS

Tabela 01 – Processos de transporte de contaminantes.....	3
Tabela 02 – Composição gravimétrica de resíduos sólidos em diferentes cidades.....	7
Tabela 03 – Distribuição típica dos componentes dos resíduos sólidos urbanos em países de baixa, média e alta industrialização.....	7
Tabela 04 – Disposição dos resíduos sólidos por região.....	11
Tabela 05 – Dados típicos dos parâmetros e composição do lixiviado conforme idade dos aterros.....	13
Tabela 06 – Variação de parâmetros e composição dos lixiviados de aterros brasileiros.....	13
Tabela 07 – Coleta de lixiviado durante o ensaio de difusão.....	23
Tabela 08 – Identificação das amostras de lixiviado analisado por ICP-MS.....	24
Tabela 09 – Análises físico-químicas e metodologia experimental utilizada.....	25
Tabela 10 – Resultados das análises físico-químicas da água após contato com o solo..	26
Tabela 11 – Concentrações dos elementos na água após contato com o solo.....	26
Tabela 12 – Composição do solos em porcentagem.....	43



## 1 - INTRODUÇÃO

No Brasil foram criadas na últimas décadas, séries numerosas de leis, decretos, resoluções e normas que evidenciam enorme preocupação com o meio ambiente principalmente em relação a limpeza urbana. De acordo com o artigo 23, inciso IX da constituição federal, compete ao poder público local a responsabilidade de realizar a gestão sobre as questões do saneamento básico.

A política Nacional de Saneamento Básico instituída pelas leis federais 11.445/07 e 12.305/10, estabelecem diretrizes e procedimentos nas áreas de tratamento de água, tratamento de esgoto sanitário, gestão de resíduos sólidos e drenagem urbana. Neste contexto, a coleta, transporte e disposição dos resíduos sólidos urbanos (RSU), é apenas uma das partes integrantes dos programas de saneamento básico existentes nos municípios.

Devido a grande quantidade de resíduos sólidos produzidos em áreas urbanas e com grande densidade populacional e tentando atender diretrizes existentes no Manual de Gerenciamento de Resíduos Sólidos e de Programas Municipais de Gestão Integrada de Gerenciamento de Resíduos, aterros sanitários têm sido construídos e monitorados como uma tentativa ambientalmente segura de disposição de resíduos. Assim, qualquer estudo que esteja relacionado à caracterização das diferentes fases e dos mecanismos que ocorrem em um aterro sanitário, torna-se válido, já que seus resultados, podem sugerir melhorias referentes à gestão do aterro, aumentar seu tempo de uso, evitar problemas de segurança e ambientais ou até identificar possíveis deficiências e evitando recorrências.

Para corroborar, mesmo que com uma pequena parcela, com os estudos feitos sobre os aterros sanitários, o presente trabalho consiste em fazer um estudo científico sobre um, dos diversos processos de transporte de contaminantes em meios porosos. Neste caso, o processo de transporte utilizado neste trabalho será o de difusão, a partir de lixiviado (solução contaminante), em solos compactados (meio poroso) utilizados como camada mineral (liners) de aterros sanitários.

## **2 – OBJETIVOS**

O objetivo principal deste trabalho é estudar o processo de difusão entre os principais elementos e compostos químicos do lixiviado (produto da degradação de resíduos sólidos urbanos) e solo compactado, utilizado como camada mineral do sistema de impermeabilização de base (liner), do Aterro Sanitário Delta A, Campinas – SP.

Com a realização do ensaio de difusão, procurou-se verificar a interação entre contaminante (lixiviado) e meio (solo) através de alterações nas propriedades físico-químicas e concentrações dos principais elementos que constituem o lixiviado e o solo. Neste contexto, tanto os gases produzidos nos aterros e reações regidas por princípios biológicos, assim como definições referentes a estes, serão desconsideradas.

## **3 – REVISÃO DA LITERATURA**

Apesar da construção de aterros sanitários ser uma das maneiras de disposição de resíduos segura e economicamente viável, não são raros os registros de casos de contaminações do solo e de água (superficiais e subterrâneas) em áreas situadas nas proximidades destes aterros.

Diversos são os fatores, isolados ou em conjunto, que ocasionam as contaminações, que vão desde a problemas relacionados a má gestão como os causados por problemas estruturais (duração das geomembranas, heterogeneidades no solo compactado, bolsões de gases e percolados, entre outros) nas porções que compõem as camadas de base e laterais do aterro. Diante disto, torna-se necessário o entendimento referente ao transporte de poluentes e seus mecanismos, assim como as características naturais do local onde está inserida este tipo de obra geotécnica.

Devido à diferentes aplicações e interesses das áreas da ciência e engenharia, muitas definições foram criadas quando o assunto é a geração e disposição dos resíduos, porém, tais definições, nem sempre são equivalentes em função das áreas de aplicação. Neste trabalho, serão utilizadas preferencialmente as definições da Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT e suas normas (NBR), por vezes, complementadas por definições também existentes na literatura.

Em relação aos mecanismo de transporte, o processo de difusão será estudado com maior detalhamento em relação aos demais mecanismos, visto que este mecanismo é predominante para sistemas saturados e com ausência de fluxo hidráulico.

### **3.1 TRANSPORTE DE POLUENTES EM SOLOS**

A contaminação do solo pode ocorrer de maneira direta através da aplicação de pesticidas, fertilizantes e esterco em áreas agrícolas; derramamentos de combustíveis, efluentes industriais e lodos de esgoto de estações de tratamento em zonas urbanas; ou indireta por ação de aerossóis industriais, disposição de resíduos e incineração de materiais (lixo, carvão, etc). Como os processos de contaminação no solo são relativamente lentos, por vezes, passam despercebidos ou não apresentam consequências trágicas imediatas, contudo podem chegar a inutilizar áreas urbanas e rurais para determinados usos e atividades econômicas, além de contaminar posteriormente o freático e reservatórios de águas subterrâneas.

Segundo Boscov (2008) os solos tem sido frequentemente utilizados como parte

de sistemas de armazenamento na disposição de resíduos, com a finalidade de inibir o fluxo de contaminantes líquidos para o meio ambiente. Os contaminantes podem ter sido produzidos no estado líquido (efluentes) ou resultar da degradação ou percolação de águas pluviais por resíduos sólidos (chorume ou percolado).

Dependendo das propriedades geomecânicas do solo, este também pode ser utilizado como barreira impermeável, que pode ser o próprio solo natural, ou ser composta de camadas de solo compactadas ou de misturas de areia e bentonita, eventualmente acrescidas de mantas sintéticas impermeáveis ou de geocompostos (Boscov 2008).

Gillham (1981) divide os processos de transporte de contaminantes em ambiente hidrogeológico em três categorias: física, química e bioquímica, conforme a Tabela 1.

Tabela 1 – Processos de transporte de contaminantes

físico	químico	bioquímico
Advecção	Sorção (adsorção e absorção)	Biotransformação
Dispersão	Decaimento radioativo	-
Difusão molecular	Precipitação e co-precipitação	-
Retenção fluída	Oxirredução	-
Transporte coloidal	Complexação	-

Fonte: Modificado de Gillham (1981)

Os principais mecanismos envolvidos no transporte de um soluto em meio poroso são: a advecção, a dispersão mecânica, a difusão, as reações químicas entre soluto e os sólidos e as reações químicas do próprio soluto. (Boscov 2008).

A advecção pode ser definida como um processo em que o soluto é carregado devido ao movimento da água, sem alterações de suas concentrações na solução, onde a água nos vazios contendo soluto escoar devido à ação de um gradiente hidráulico e carrega consigo partículas de soluto. Segue a velocidade de Darcy em razão da porosidade do solo, através da seguinte fórmula:

$$u = v/n, \quad (1)$$

onde  $u$  representa a velocidade dos solutos não reativos,  $n$  é a porosidade de solo e  $v$  é a velocidade de Darcy que por sua vez pode ser definida como:

$$v = -ki \quad (2)$$

onde  $k$  é o coeficiente de permeabilidade do solo, em cm/s;  $i$  é o gradiente hidráulico, definido pela razão entre a perda de carga  $h$  ao longo de uma distância  $L$  de percolação.

A dispersão, também chamada de dispersão mecânica ou hidráulica ocorre quando o movimento do fluido ocasiona a mistura mecânica enquanto ocorre a advecção. As linhas de fluxo variam em magnitude e direção de acordo com a seção transversal, rugosidade e volume dos vazios em escala microscópica. Boscov (2008) resume a dispersão como um espalhamento (do soluto) em relação à direção média devido à variação da velocidade em magnitude e direção no espaço dos vazios. Desta maneira a concentração de soluto diminui à medida que o espalhamento envolve volumes crescentes, ou seja, a dispersão causa a diluição do soluto.

Diferentes tipos de reações químicas e bioquímicas (dissolução-precipitação, complexação, síntese microbiana, entre outros) podem alterar as concentrações dos elementos nas fases líquidas, contudo o tipo de reação química mais estudada em relação à disposição de resíduos é a adsorção. A adsorção, por sua vez, é um processo

físico-químico em que espécies químicas (elementos, íons, etc) se acumulam em uma interface entre as fases que compoem o sistema.

Em solos tropicais, comumente argilosos em sua composição e sob condições de saturação, os processos de advecção e difusão são predominantes. Para solos finos, que têm baixa condutividade hidráulica e, conseqüentemente, velocidades de fluxo comumente baixas, a difusão molecular pode se tornar o principal mecanismo de contaminação, excedendo até o efeito da advecção (Bear 1972, Gillham 198)

A adsorção dos solutos pode ocorrer por parte dos argilo-minerais, da matéria orgânica e dos óxidos e hidróxidos de ferro e outros metais enquanto ocorre o transporte na solução em solos argilosos, sendo que este processo depende das propriedades físico-químicas destes componentes e do meio, como por exemplo, o pH, a capacidade de troca catiônica (CTC), natureza de argilo-mineral, dentre outros fatores. (Mortatti 2010).

### 3.2 DIFUSÃO

A difusão é um processo pelo qual constituintes iônicos ou moleculares se movem em razão da sua energia térmico-cinética na direção do gradiente de concentração e em sentido oposto a este. A difusão causa um fluxo de partículas de soluto no nível microscópico das regiões de maior para menor concentração (Boscof 2008).

Para Costa (2002), a difusão molecular consiste no movimento de solutos dissolvidos na água em decorrência de um gradiente químico. Os íons do fluido movem-se de pontos de maior concentração para pontos de menor concentração, tendendo a estabilizar a concentração em todo o fluido. O deslocamento pode ocorrer mesmo em direções normais a do fluxo dominante. Esse mecanismo ocorre mesmo sem haver gradiente hidráulico (Freeze & Cherry, 1979).

Segundo Freeze & Cherry (1979) a difusão é *um processo pelo qual um íon ou uma molécula em solução se movimenta sob a influência de um gradiente químico, não existindo movimento da água. Este processo é denominado "self-difusion", difusão molecular ou difusão iônica. Considerando o caso unidimensional, numa área determinada, o fluxo de massa F de um soluto que atravessa a seção por unidade de tempo é proporcional ao gradiente de concentração (1ª Lei de Fick):*

$$F_x = -D \frac{\partial C}{\partial x} \quad (3)$$

onde: o fluxo de massa  $F$  é a massa de soluto por unidade de área [M/L<sup>2</sup>T],  $D$  é o coeficiente de difusão [L<sup>2</sup>/T], a concentração do soluto  $C$  [M/L<sup>3</sup>] e o gradiente de concentração  $\partial C/\partial x$  é negativo, indicando o sentido da maior a menor concentração.

A presença de partículas de solo dificulta o processo de difusão, uma vez que este mecanismo está associado ao movimento de espécies na água dos poros por entre essas partículas (Rowe 1995). Portanto, no meio poroso, a difusão ocorre mais lentamente do que em soluções livres. Entre as possíveis causas estão: tortuosidade das trajetórias de fluxo; pequeno volume de fluido para o fluxo; retenção de íons e moléculas nas superfícies das partículas (retardamento); biodegradação de solutos orgânicos; entre outros (Rowe 1995).

A Figura 1 representa o processo de difusão em meio líquido (a) e através de solo(b).

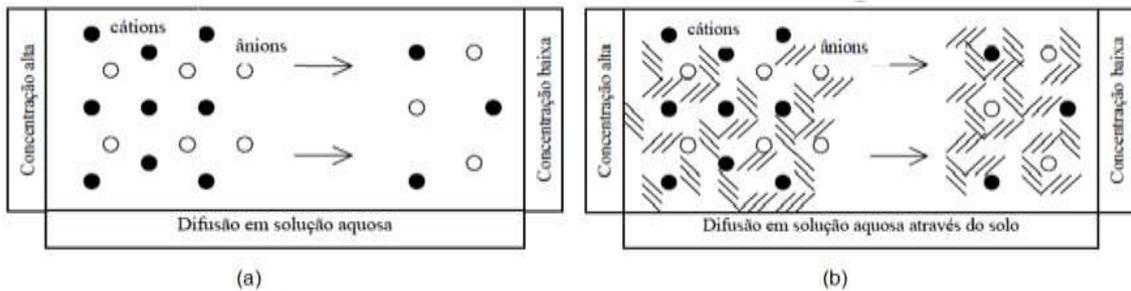


Figura 1: Ilustração esquemática da difusão de cátions e ânions através de :

(a) um meio líquido qualquer;

(b) um solo argiloso saturado.

Fonte: Adaptado de Rowe (1995).

Mitchell (1991) complementa que um solo, especialmente de granulometria fina, a difusão é consideravelmente menor do que em uma solução livre, devido a tortuosidade das trajetórias de fluxo e pequeno volume de fluido para o fluxo e retenção de íons e moléculas nas superfícies das partículas.

O valor de  $D_0$  é uma representação da medida do espalhamento com que um soluto difunde através dos poros, trata-se de um coeficiente de transporte em estado estacionário. Nos solos, a difusão de solutos é menor que a difusão livre em água pela existência de caminhos não retilíneos de um ponto a outro. Esta difusão é denominada de difusão efetiva, pode ser determinada por meio de ensaios de laboratório e segundo Shackelford & Daniel (1991), a difusão efetiva e a difusão livre se relacionam por um fator denominado tortuosidade aparente  $\tau_a$  ( $0 < \tau_a < 1$ ):

$$D^* = \tau_a D_0 \quad (4)$$

Quando o espalhamento do soluto ocorre em escalas macroscópicas e resulta da ação simultânea da dispersão mecânica e da difusão, temos a dispersão hidrodinâmica (Bosco 2008), porém alguns autores consideram artificial a separação entre estes dois processos, visto que a difusão ocorre devido à gradientes de concentração induzidos, na maioria da vezes, pela dispersão mecânica. Pelo fato da difusão ser um processo extremamente lento, este é predominante em relação a dispersão em condições de baixas velocidades entre as linhas de fluxo (Perkins e Jonston 1963). Também ocorre, mesmo na ausência de qualquer gradiente hidráulico da solução (Freeze & Cherr 1979) e cessa apenas quando os gradientes de concentração deixam de existir. (Bosco 2008), (Costa 2002).

O ensaio de difusão foi inicialmente realizado por Rowe et al. (1988), utilizando-se uma coluna cilíndrica, com base para vedação impermeável e tampa superior com orifício para coleta de amostras, onde solos indeformados ou compactados (corpo-de-prova) com altura previamente definida são colocadas na coluna e acima deste solo também é colocada uma solução de um elemento ou vários elementos com concentração conhecida, formando um reservatório sobre o solo. Pela tampa superior são retiradas amostras periódicas da solução no reservatório para monitoramento das concentrações através de análises físico-químicas, sendo que a duração do ensaio é dependente do volume líquido existente no reservatório, assim como da quantidade coletada de amostra, que por sua vez, é variável conforme o método de análise escolhido.

### 3.3 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

Bosco (2008) afirma que resíduo pode ser definido com qualquer matéria que é descartada e abandonada ao longo de atividades industriais, comerciais, domésticas ou outras; ou ainda, como produtos secundários para os quais não há demanda econômica e para os quais é necessária disposição.

Segundo a norma brasileira NBR 10004 da ABNT (2004), os Resíduos Sólidos são definidos como “*resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis, em face à melhor tecnologia disponível*”.

Nem todo tipo de resíduo sólido é apropriado aos aterros sanitários, tendo destinação específica os resíduos industriais e de construção civil, ambientes de saúde, portos e aeroportos. Assim, seguindo a classificação existente nesta mesma norma, os resíduos destinados aos aterros sanitários são os classificados na Classe II A, e em menor proporção os da Classe II B, conforme descrito a seguir:

- Classe I: Perigosos: são aqueles que, em função de suas propriedades físicas, químicas ou infectocontagiosas, podem apresentar riscos à saúde pública, provocando ou acentuando, de forma significativa, um aumento de mortalidade ou incidências de doenças e/ou riscos ao ambiente, quando manuseados ou destinados de forma inadequada, ou ainda apresentar características patogênicas, de inflamabilidade, corrosividade, reatividade e toxicidade

- Classe II: Não perigosos:

A - Não inertes: não se enquadram nas classes I (Perigosos) e IIB (Inertes). Podem ter propriedades como biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

B – Inertes: quando amostrados de forma representativa e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, não apresenta nenhum de seus constituintes solubilizados em concentrações superiores aos padrões de portabilidade de água, executando-se aspectos de cor, turbidez, dureza e sabor.

A NBR 10004, na classificação citada acima, leva em consideração os riscos potenciais ao meio ambiente dos resíduos sólidos, contudo esta norma ainda possui parâmetros segundo a origem e parâmetros físicos.

A classificação em relação a origem divide os resíduos em: doméstico/residencial, comercial, público, domiciliar especial (entulhos, pilhas/baterias, lâmpadas fluorescentes, pneus) e fontes especiais (industrial, radioativo, portos/aeroporto/terminais rodoviários, agrícola e resíduos de serviços de saúde; enquanto os parâmetros físicos são divididos em: geração per capita, composição gravimétrica, peso específico aparente, teor de umidade e compressibilidade.

A Lei Federal nº 12.305, sancionada em agosto de 2010 e referente a Política Nacional de Resíduos Sólidos, define resíduos sólidos urbanos (RSU) como “*resíduos sólidos gerados por residências, domicílios, estabelecimentos comerciais, prestadores de serviços e os oriundos dos serviços públicos de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, que por sua natureza ou composição tenham as mesmas características dos gerados nos domicílios*”.

Outros sistemas de classificação e caracterização dos RSU, sugeridos por

Sowers (1973), Landva & Clark (1990), Grisolia et al. (1995) apud Boscov (2008), levando-se em conta propriedades geomecânicas e geometria dos resíduos; são utilizados na literatura para auxiliar nos parâmetros de controle técnico, mas não serão detalhados.

Os RSU podem ter uma composição gravimétrica bastante variada, devido as condições econômicas e hábitos de consumo das populações geradoras destes materiais (tabela 02), composta, em proporções variadas, por materiais putrescíveis (resíduos alimentares, de jardinagem e varrição); papeis/papelões; plásticos; madeiras; metais; vidros e outros (entulhos, espumas, solos, couro, borrachas, cinzas, tecidos, óleos, graxas, resíduos industriais não perigosos etc) (Boscov 2008).

Alguns exemplos de composição gravimétrica dos RSU podem ser vistos na Tabela 02 e 03.

Tabela 02 – Composição gravimétrica de resíduos sólidos em diferentes cidades

COMPONENTES	Pequim	Genebra	Nova York	Nairóbi	Cochabamba	Istambul	Atenas
Materiais putrescíveis	45	28	20	74	71	61	59
Papel/ papelão	5	31	22	12	2	10	19
Plástico	1	9,5	-	5	3	3	7
Madeira/ couro/ borracha	7	4	3	-	1	6	4
Metal	1	2,5	5	3	1	2	4
Vidro	1	9	6	4	1	1	2
Outros	40	16	44	2	21	17	5

Fonte: Manassero et al., 1996 apud Boscov 2008.

Tabela 03 – Distribuição típica dos componentes dos resíduos sólidos urbanos em países de baixa, média e alta industrialização

COMPONENTES	% EM MASSA Industrialização		
	baixa	média	alta
<b>Orgânico</b>			
Restos de alimentos	40 – 85	20 – 65	6 – 30
Papéis e papelão	1 – 10	8 – 30	20 – 45
Plástico	1 – 5	2 – 6	2 – 6
Têxteis	1 – 5	2 – 10	0 – 2
Couro e borracha	1 – 5	1 – 4	10 – 20
Madeira	1 – 5	1 – 10	1 – 4
<b>Inorgânico</b>			1
Vidros	1 – 10	1 – 10	4 – 12
Latas	1 – 5	1 – 5	0 – 1
Alumínio	1 – 5	1 – 5	1 – 4
Outros metais	1 – 40	1 – 30	0 – 10

Fonte: Tchobanoglous et al. 1993 apud Mateus 2008

No território nacional, segundo dados do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGI-RSU) (2012), cerca de 180 mil toneladas de resíduos são produzidos por dia de resíduos em todo território nacional, com valores a partir de 0,5 kg de resíduos, por habitante, por dia, em média para as cidades menores; contudo nos centros urbanizados, principalmente capitais e cidades do sudeste brasileiro, este número chega a dobrar, por vezes ultrapassando o valor de 1 kg produzido diariamente por habitante. Em relação a composição gravimétrica, dados referentes às capitais,

mostram que os RSU são compostos predominantemente por materiais putrescíveis, alcançando valores entre 50 e 70% (Bosco 2008)

### 3.4 ATERROS SANITÁRIOS

Para diferentes autores como Camargo (2012), Bosco (2008), Macambira (2002), Meldonian (1998) entre outros, a construção de aterros sanitários é a forma adequada de disposição dos resíduos sólidos urbanos sob aspectos ambientais e sanitários com estudos e controles técnicos apropriados, confinando e isolando estes materiais em áreas relativamente pequenas.

A NBR 8419, em sua definição de 1992, o termo aterro sanitário refere-se a *“técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos na menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário”*.

Mesmo sendo considerado o modo de manejo mais apropriado para os resíduos gerados, por exigir estudos prévios de caracterização e técnicas de preparação do terreno, além de constante verificação de parâmetros geotécnicos (estabilidade de taludes, compactação do solo e resíduo, recalques etc) durante a operação de um aterro, os municípios de pequeno porte ainda tratam de seus resíduos de maneiras inadequadas, menos custosas em um primeiro momento e com pouco ou nenhum rigor técnico, porém, com posterior inutilização e contaminação de áreas relativamente grandes, gerando impactos sanitários e ambientais, muitas vezes irreparáveis.

As etapas que envolvem a implementação e construção, operação e encerramento das atividades e partes de um aterro sanitário, estão representadas e simplificadas nas Figuras 2 e 3.

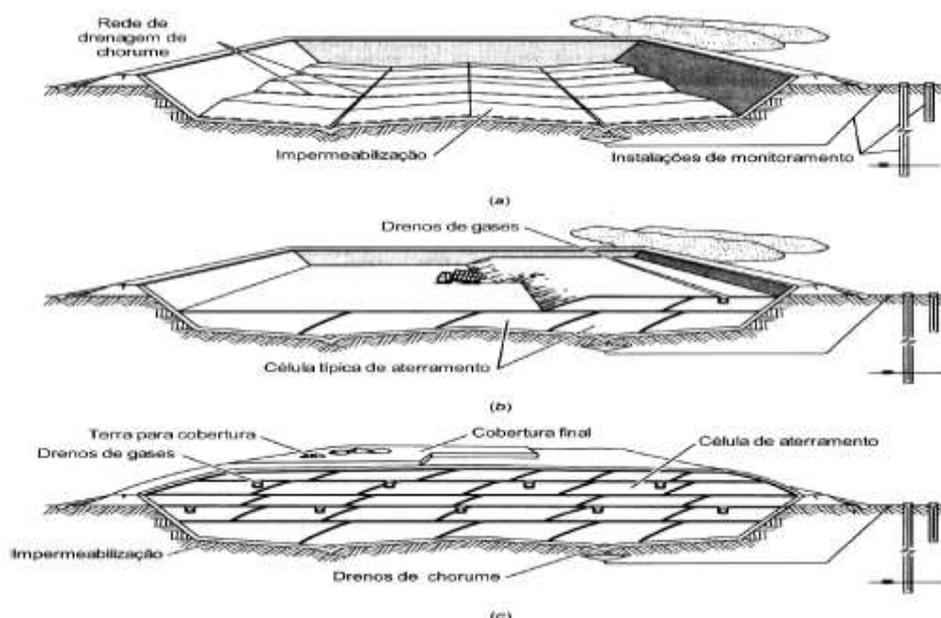


Figura 2 – Desenvolvimento e encerramento de um aterro

(a) escavação e impermeabilização (compactação do solo com geomembranas)

(b) disposição de células diárias (resíduos com cobertura de solo)

(c) encerramento

Fonte: modificado a partir de Iwai (2005)

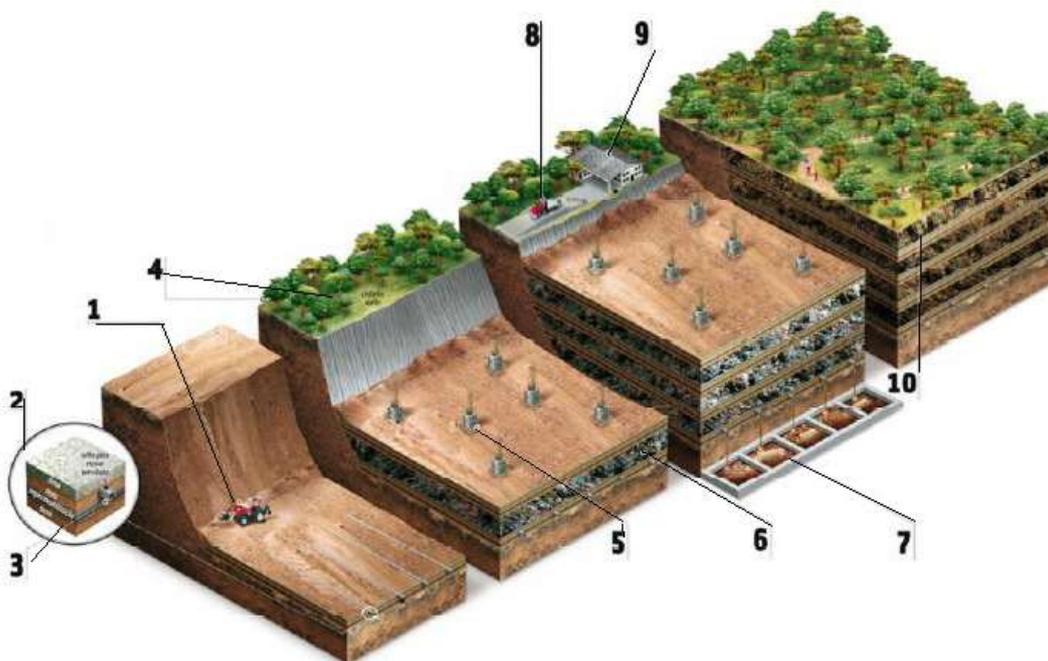


Figura 3 – Etapas que envolvem a construção de um aterro sanitário:

1 -Escavação da vala; 2 -Compactação do solo e colocação da geomembrana com camada drenante (brita) superior; 3 -Colocação das calhas de concreto para condução do lixiviado; 4 - Cercamento da área do aterro; 5 -Instalação do sistema de captação de gases; 6 -Definição das camadas de aterramento; 7 -Sistema de tratamento do lixiviado; 8 -Monitoramento da deposição de RSU; 9 -Setor administrativo local; 10 -Fechamento do aterro com inserção da camada de cobertura.

Fonte: Salustiano (2012), modificado a partir de Autossustentável (2010).

Segundo Meldonian (1998) as vantagens destacadas dos aterros sanitários, quando comparados com outros métodos de disposição de resíduos sólidos são propiciar uma disposição adequada dos resíduos e custo de investimento inferior às opções de tratamento, oferecer grande capacidade de absorção de resíduos e apresenta comparativamente, menor custo de operação. Camargo (2012), Boscov (2008), também afirmam que a disposição de resíduos sólidos em aterros, evita a proliferação de vetores e propicia um ambiente favorável a decomposição do resíduo. Também contribui para que o resíduo se decomponha de maneira mais controlada, tornando-se um material consideravelmente inerte, estabilizado (Renou et al. 2008) e sob condições controladas, é próprio para o aproveitamento na produção de energia através da queima de parte dos gases produzidos, no caso, metano.

Mesmo sendo considerada a forma mais apropriada de manejo dos resíduos, Cadavi Perez (2004) afirma que a formação de gases de efeito estufa, geração contínua de lixiviado mesmo após o encerramento do recebimento de resíduo e a necessidade de grande quantidade de material para cobertura diária são desvantagens existentes. Segundo o IPT/CEMPRE (2000), uns dos maiores problemas associados ao gerenciamento do resíduo sólido do ponto de vista ambiental e de saúde pública e a geração e o tratamento do líquido escuro, turvo e malcheiroso, proveniente da decomposição dos resíduos.

Meldonian (1998) também aponta as seguintes desvantagens: disponibilidade de grandes áreas próximas às cidades, para comportar todo o volume de lixo e não

encarecer o seu transporte; disponibilidade de material (solo) para cobertura diária; riscos de contaminação do solo, águas superficiais e lençóis freáticos, como consequência da ação do chorume; a operação adequada é dependente das condições climáticas e, não assegura qualquer forma de um efetivo tratamento do lixo, mas simplesmente sua disposição, com todas as suas características.

Segundo Carvalho et al. (2006) a gestão e a destinação final do RSU são problemas graves a serem enfrentados pela sociedade. Depois de coletados, os resíduos podem ser acondicionados em aterros ou destinados a compostagem, incineração e reciclagem. (Gouveia et al. 2010)

### 3.5 DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Em suas primeiras tentativas de lidar com materiais aparentemente sem utilidade ou resíduos produzidos por diferentes atividades, a sociedade capitalista seguiu inicialmente o princípio de “espalhar e diluir”, onde pequenas quantidades de materiais indejáveis seriam espalhados em áreas grandes e distantes do seu local de origem. Esta postura, rapidamente, mostrou-se ineficiente com o crescimento das cidades, aumento da população e do consumo, típico dos grandes centros urbanos e industrializados, e consequente produção de quantidades cada vez maiores de resíduos.

Atualmente, as técnicas adotadas buscam “concentrar e isolar” estes materiais. D’Almeida & Villhena (2000), Meldonian (1998) apud Cadavi Perez (2004) classificam os aterros, segundo o modo da disposição dos resíduos, em:

- aterros comuns ou à céu aberto: conhecidos também como lixões, lixeiras ou vazadouros, onde foi determinada uma área para depositar o lixo sem nenhum tipo de planejamento e controle. Este sistema é indesejável sob aspectos sanitários e ambientais, porém considera-se com menores custos econômicos;

- aterros controlados: técnica de disposição de resíduos sólidos que utiliza alguns princípios de engenharia, cobrindo-os com uma camada de material inerte ao final de cada jornada de trabalho. Normalmente, não sofreu impermeabilização da base para confinar os resíduos. diferenciam-se dos anteriores pelo fato de serem cobertos e não possui sistemas de tratamento do percolato ou biogás produzidos. Apesar desta maneira diminuir alguns impactos visuais e diminuir a proliferação de odores e vetores (roedores, insetos etc) para Boscov (2008) os aterros controlados não passam de lixões disfarçados.

- aterros sanitários: técnica de disposição de resíduos sólidos baseada em técnicas de engenharia e normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais.

Apenas o aterro sanitário é considerada, para muitos autores, uma forma adequada de disposição de resíduo sólido urbano, além de promover a completa degradação da matéria orgânica do mesmo (Teixeira 2009).

No Brasil, segundo dados da Gestão Integrada de Resíduos sólidos (2001) apenas 23,33 % dos municípios brasileiros utilizavam esta forma de tratamento, até 2001 (Tabela 04).

Tabela 04 – Disposição dos resíduos sólidos por região.

REGIÕES	LIXÕES	ATERROS SANITÁRIOS	ATERROS CONTROLADOS	USINAS	OUTROS
Norte	89,70	3,67	3,99	2,58	0,06
Nordeste	90,67	2,25	5,45	0,74	0,89
Centro-Oeste	54,05	13,10	27,00	5,02	0,83
Sudeste	26,58	24,62	40,48	4,41	3,91
Sul	40,72	51,97	4,91	0,98	1,42
Brasil	49,27	23,33	21,90	3,00	2,50

Nota: Valores expressos em porcentagem da quantidade de lixo coletado nas cidades  
 Fonte: Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (2001).

Na última década, principalmente após a Lei Federal nº12.305 de 2010, principalmente no estado de São Paulo, o número de aterros sanitários tem sido crescente com adesão de municípios, com mais de 20 mil habitantes, em seus programas municipais de saneamento básico.(Figura 2) com descréscimo considerável para aterros a céu aberto (lixões).

Quando são levadas em consideração as cidades de pequeno porte com uma quantidade menor que 20 mil habitantes, a situação é mais alarmante. As formas de disposição adotadas ainda são inadequadas, em cerca de 80% das cidades pequenas segundo o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGI – RSU) (2012). Também foi estimado pela ABRELPE (2009), que cerca de 21 mil toneladas diárias destes resíduos são deixados sem nenhum tratamento em terrenos baldios, canais fluviais entre outros locais, além dos já dispostos de maneira imprópria pelas cidades pequenas e pelos grandes centros.

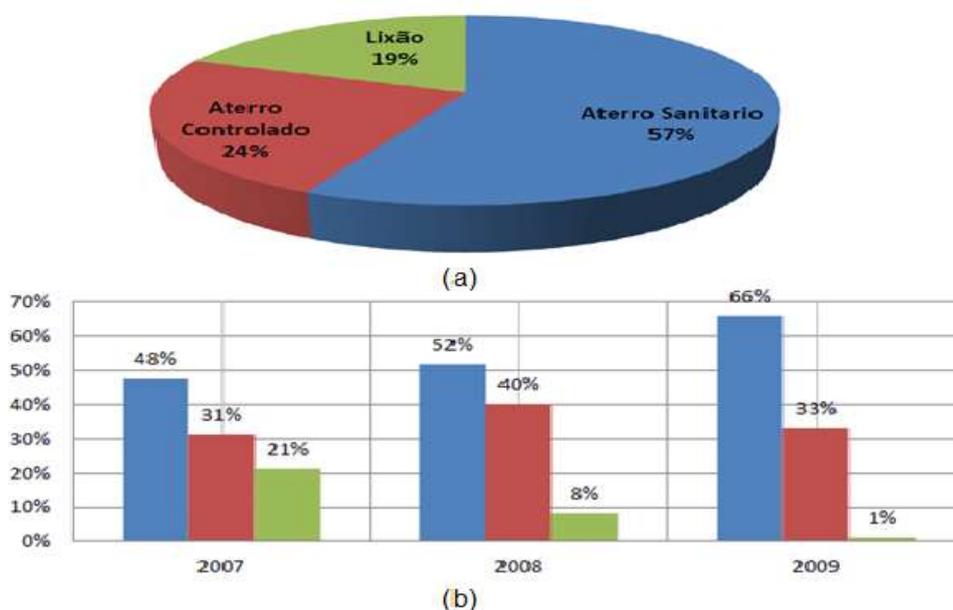


Figura 4 – Disposição dos resíduos em municípios paulistas com mais de 20 mil habitantes.

(a) Dados referentes a 2009,

(b) Dados entre 2007 e 2009, indicando crescente adesão

Fonte: ABRELPE (2012)

### 3.5 LIXIVIADO

O lixiviado, também chamado de percolado e chorume por diversos autores, pode ser definido de uma maneira genérica como fase líquida (dos resíduos sólidos urbanos) produzida, percolada e infiltrada, a partir de decomposição dos resíduos sólidos existentes nos aterros sanitários.

A NBR 8419 (ABNT, 1992) define lixiviado como “*líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduo sólido, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO)*”.

Apesar de não constar em grande parte das definições, Camargo (2012), Boscov (2008), enfatizam que o lixiviado, além de ser composto pela fase líquida já existente nos próprios resíduos e da própria decomposição destes materiais, água de fontes externas também são adicionadas em quantidades significativas. Esta água adicionada ao sistema pode vir da precipitação, irrigação, água subterrâneas ou percolados recirculados através do aterro.

Os RSU existentes nos aterros são biodegradados com o passar do tempo por processos físicos, químicos e biológicos, produzindo assim o lixiviado. Durante a ocorrência destes processos, além de alterações de composição, granulometria e condições físico-químicas nas células do aterro, a produção de lixiviados é também acompanhada pela produção de gases, predominantemente compostos por metano, amoníaco, gás carbônico, ácido sulfídrico (Poustchi et al. 1989) em proporções variadas conforme a fase de decomposição dos resíduos.

Lo (1996) apud Costa (2002) apresenta a decomposição que ocorre em um aterro de forma simplificada, dividindo-a em 3 fases: aeróbica, acetogênica e metanogênica. Na fase aeróbica, o oxigênio é rapidamente consumido com duração de até um mês. Na fase acetogênica, organismos anaeróbios e facultativos hidrolisam e fermentam a celulose, produzindo compostos simples e solúveis como ácidos graxos voláteis e nitrogênio amoniacal. Na fase metanogênica, organismos de crescimento lento se estabelecem e consomem os compostos orgânicos simples gerados na fase acetogênica, liberando principalmente dióxido de carbono e metano sob a forma de gases. O lixiviado formado nesta fase ainda apresenta altas concentrações de nitrogênio amoniacal, produzido na fase anterior.

Outros autores fazem divisões similares, como Farquhar & Rovers, 1973 apud Boscov (2008) que dividem estes processos em quatro fases: aeróbica, anaeróbica não metanogênica ou ácida, anaeróbica metanogênica não estabilizada e anaeróbica metanogênica estabilizada. Posteriormente Rees (1980) apud Lima (1988) propõe uma modificação do modelo proposto por Farquhar & Rovers (1973), incluindo uma quinta fase, denominada de maturação final, onde a principal fonte de carbono orgânico (a celulose) se esgota, diminuem as concentrações de metano e gás carbônico e aumentam de nitrogênio e de oxigênio.

Para Boscov (2008) os principais fatores que governam a formação do lixiviado são disponibilidade de água (variável sazonalmente), características da cobertura (solo, vegetação, declividade, presença de geomembranas, camadas de drenagem), características dos resíduos e os sistemas de impermeabilização e drenagem do aterro. Também varia de acordo com a idade do aterro, geologia do local, fase de decomposição, tratamento e/ou destino final do resíduo, às formas de coleta dos resíduos, e ainda, às características hidrológicas e climáticas da região (Iwai, 2005).

Como a composição dos RSU pode ser muito variada e também por influência de fatores físicos locais, os lixiviados produzidos são por consequência bastante diversificados quanto a composição e características físico-químicas, como pode ser

verificado nas tabelas 05 e 06. Apesar de variada, grandes quantidades de matéria orgânica, altas concentrações de nitrogênio amoniacal, metais potencialmente tóxicos e sais clorados orgânicos e inorgânicos compõem os lixiviados (Camargo 2012). Em relação à sua coloração, são encontrados tons que variam de amarelo claro a marrom escuro..

A tabela 5 mostra a variação dos parâmetros de qualidade que determinam a composição de lixiviados para aterros brasileiros.

Tabela 5 – Dados típicos dos parâmetros e composição do lixiviado conforme idade dos aterros

CARACTERÍSTICAS	VALORES (mg/l)		
	Aterros novos (menos de 2 anos) Faixa de variação	Aterros novos (menos de 2 anos) Típico	Aterros antigos (mais de 10 anos)
DBO	2.000-30.000	10.000	100-200
COT (carbono orgânico total)	1.500-20.000	6.000	80-160
DQO	3.000-60.000	18.00	100-500
Sólidos suspensos totais	200-2.000	500	100-400
Nitrogênio orgânico	10-800	200	80-120
Nitrogênio Amoniacal	10-800	200	20-40
Nitrato	5-40	25	5-10
Fósforo total	4-100	30	5-10
Alcalinidade como CaCO <sub>3</sub>	1.000-10.000	3000	200-1.000
pH	4,5-7,5	6	6,6-7,5
Dureza total como CaCO <sub>3</sub>	300-10.000	3.500	200-500

Fonte: Modificado de Tchobanoglous (1993) apud Iwai (2005)

Tabela 6 - Variação de parâmetros e composição dos lixiviados de aterros brasileiros

VARIÁVEL	LIMITES MÍNIMO E MÁXIMO	FAIXA MAIS PROVÁVEL
pH	5,7 - 8,6	7,2 – 8,6
Condutividade (uS/cm)	2.950 – 25.000	2950 - 17660
DBO (mg/L O <sub>2</sub> )	<20 – 30.000	<20 – 8.600
DQO (mg/L O <sub>2</sub> )	190 – 80.000	190 – 22.300
NTK (mg/L N)	80 – 3.100	Não há
N - amoniacal mg/L N	0,4 – 3.000	0,4 - 1800
P – total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 - 15
Sólidos totais (mg/L)	3.200 - 21.900	3.200 – 14.400
Sólidos totais fixos	630 – 20.000	630 -5.000
Sólidos totais voláteis (mg/L)	2.100 – 14.500	2.100 – 8.300
Ferro (mg/L)	0,01 - 260	0,01 - 65
Chumbo (mg/L)	0,01 – 2,8	0,01 - 0,5
Manganês	0,04 – 2,6	0,004 – 2,0
Cromo	0,003 – 0,8	0,003 – 0,5

Adaptado de Souto e Povinelli (2007), apud Camargo (2012)

### 3.6 – CAMADAS DE BASE DE ATERROS SANITÁRIOS (LINERS)

As estruturas de contenção de terra têm sido utilizadas como núcleos de barragens, reservatórios de água, entre outros e foi objeto de estudo na engenharia durante os últimos anos. Com o surgimento dos aterros sanitários uma nova estrutura de contenção de terra teve que ser elaborada, chamada liner ou camada impermeabilizante de base. Boscov (2008), os sistemas de impermeabilização que utilizam solos argilosos como barreiras impermeabilizantes possuem o objetivo separar o subsolo dos resíduos possam liberar contaminantes. Assim, tais barreiras têm a finalidade de evitar a migração destes contaminantes para as camadas inferiores e para água subterrâneas. Ainda segundo a autora, o solo é muito utilizado como parte do sistema de barreira impermeabilizante de aterros sanitários e também industriais devido a sua capacidade de absorção e relativa abundância e capacidade de adsorção.

Uma das partes primordiais para a implementação de um aterro sanitário, após a escolha do local para receber este tipo de empreendimento, é a preparação do solo que servirá de base para este aterro. Esta preparação consiste em deixar o solo em condições de isolar o aterro sanitário e seus produtos do meio, para que isso ocorra, a camada de base do aterro deve ter um tratamento especial, sendo impermeabilizada, através da compactação de camadas de solo sucessivas. De acordo com Lambe e Whitman (1996), solos argilosos em geral são procurados para aplicações de barreiras impermeabilizantes devido a baixa condutividade hidráulica, intrínseca a este tipo de material quando comparando com as areias e seixos. Segundo Alonso (2005), baixos valores de condutividade hidráulica para solos compactados são alcançados quando se realiza a compactação próxima ou acima da umidade ótima, ou quando é aumentada a energia de compactação.

As barreiras impermeabilizantes de base podem ser compostas por materiais naturais, sintéticos ou pelo conjunto deles. As geomembranas abrangem a classe dos materiais sintéticos, industrializados, fazendo com que suas composições e comportamentos sejam mais facilmente conhecidos (Marques & Pejon, 2011), enquanto a camada de solo compactado, a qual compreende a parcela natural destas barreiras necessita de adequadas análises geotécnicas a fim de avaliar o potencial do material utilizado perante os critérios prescritos de confinar e isolar a massa de resíduos (Susin & Ramires, 2011).

Devido ao alto custo das geomembranas, a compactação de solos argilosos torna-se uma alternativa viável e bastante utilizada. Para que os solos sejam utilizados como liners eficientes em um aterro sanitário, estes devem possuir determinadas características apresentadas na normas NBR7181/84, NBR 6459/84, NBR 7180/84, NBR 14545/2000, NBR 6508/84, NBR7182/86; relativos ao ensaios, respectivamente de granulometria, limite de liquidez, limite de plasticidade, permeabilidade, peso específico real de grãos, compactação proctor normal

Segundo a CETESB (1993), para os solos poderem ser utilizados como *liners*, estes devem atender condições mínimas, tais como:

- Apresentar no mínimo 30% de partículas que passem pela peneira n° 200 (0,075 mm);
- Ser classificado como SC (areia argilosa), CL (argila inorgânica de baixa a média plasticidade), CH (argila inorgânica de alta plasticidade) ou OH (argila orgânica de alta plasticidade) segundo o Sistema Unificado de Classificação de Solos;
- Coeficiente de permeabilidade menor ou igual a  $10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ ;
- Limite de liquidez (LL) maior ou igual a 30% e índice de plasticidade (IP) maior ou igual a 15;
- $\text{pH} \geq 7$  e não sofrer alterações na sua permeabilidade em contato com o resíduo;

- Grau de compactação maior ou igual a 95% do Proctor normal;
- Espessura máxima de 20 cm das camadas compactadas.

Como as propriedades acima não são facilmente encontradas em solos naturais a adição de argila natural é um recurso utilizado para que sejam obtidas as características necessárias ao bom desempenho de uma camada impermeabilizante (Leme et al. 2013).

A classificação unificada da SUCS é evidenciada na esquematização da Figura 05.

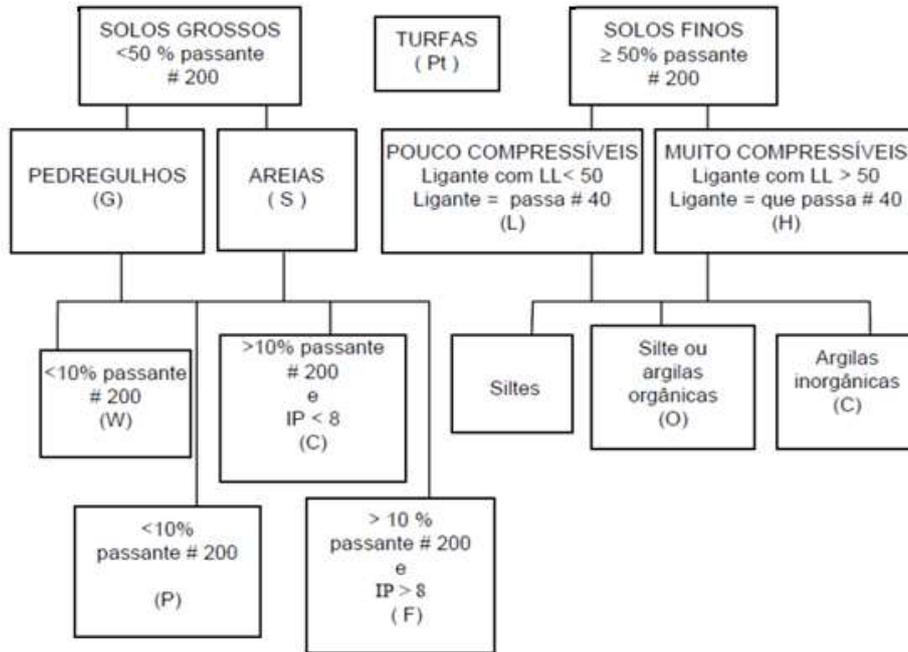


Figura 05 – Esquema da classificação unificada da SUCS  
Fonte: Pessoa (2004).

#### 4 – ÁREA DE ESTUDO

O Aterro sanitário Delta A situa-se no município de Campinas – SP, e pertence à Administração Pública Municipal de Campinas. Possui uma área de 52 hectares, sendo que 26 hectares são destinados para a disposição de resíduos. Apesar do município de Campinas, ser uma cidade com alto grau de urbanização, a área onde está situado o aterro sanitário é predominantemente rural (Figura 06). Possui um entorno imediato marcado pela presença de áreas destinadas a pastagens, agricultura, chácaras de recreio, pequenos sítios com atividades agrícolas de subsistência, áreas de reflorestamento de eucaliptos e algumas aglomerações urbanas (Camargo, 2012).



Figura 06 – Visão Geral do Aterro Delta A e arredores  
Fonte: Google Maps (acesso em 12 de outubro de 2013)

Foi administrado em conjunto, pelo Departamento de Limpeza Urbana (DLU) e pelo consórcio de empresas privadas: TECAM (Severo Vilares, Tejofran e MB Engenharia, são os principais parceiros), durante seu período de funcionamento que ocorreu entre 1992 até o segundo semestre de 2013.

Atualmente, os RSU produzidos diariamente por Campinas são encaminhados à cidade vizinha de Paulínea para um Aterro Sanitário privado, enquanto a área destinada para a implementação do Aterro Sanitário Delta B (à norte) aguarda liberação de órgãos regulamentadores para iniciar suas atividades de operação.

O aterro estudado está localizado cerca de 20km de distância do centro, encontra-se sob as coordenadas geográficas 22°54'57"S; 47°8'50"W, ou ainda, em coordenadas UTM 7.461.540N, 278.572E; no bairro Jardim Campo Grande, porção centro-oeste do município de Campinas, estado de São Paulo. (Figura 07).

Próximo à estrada de ferro da FERROBAN (ex-FEPASA) e ao Córrego Piçarrão, é limitado à norte pela área destinada ao Aterro Sanitário Delta B, a sul e a oeste pela Rodovia dos Bandeirantes e a leste pela Rodovia Adalberto Panzan. Estas rodovias, assim como a Estrada Vicinal CAM-331, são as vias de acesso ao empreendimento. (Figura 08)

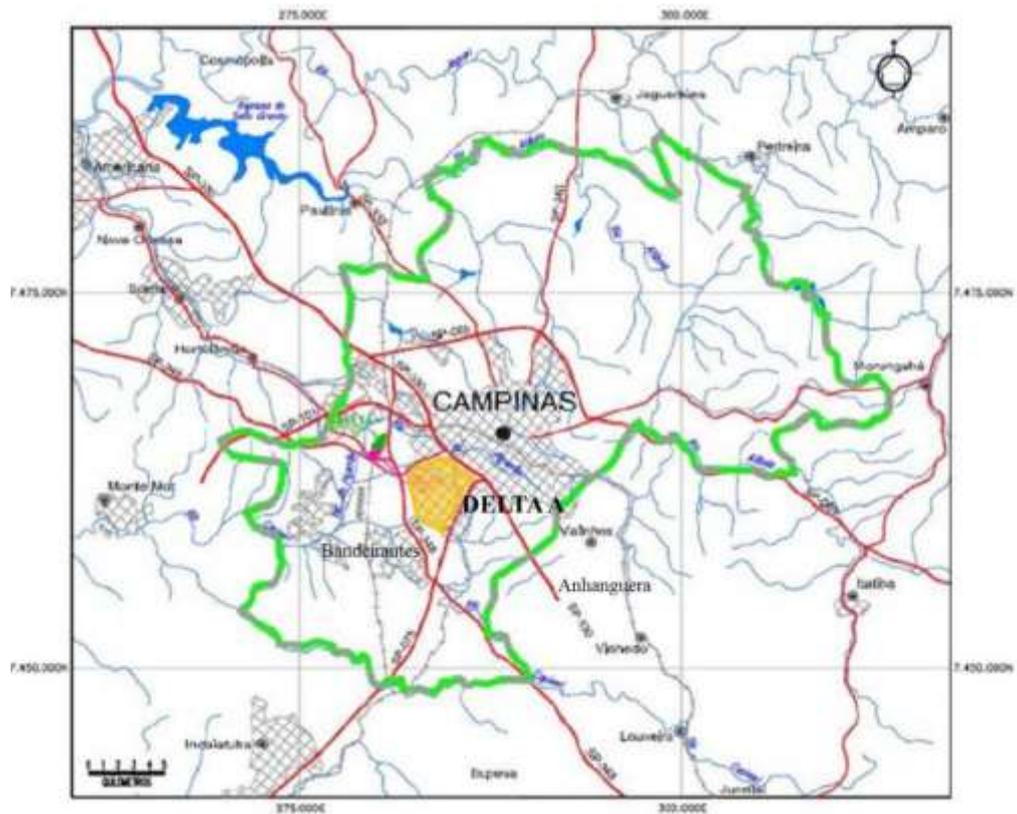


Figura 07 – Localização do Aterro Sanitário Delta A ( em amarelo) no município de Campinas (delimitado em verde).  
 Fonte: Mortatti (2013)

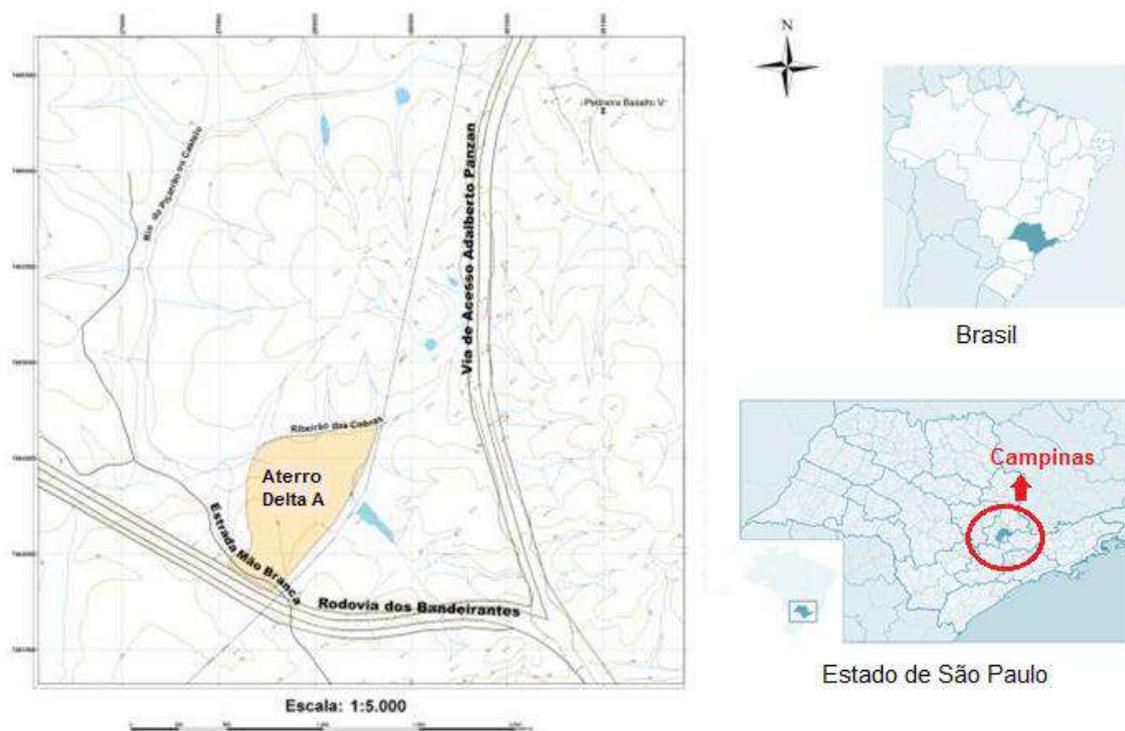


Figura 08 – Mapa com detalhe da localização do Aterro Sanitário e vias de acesso.  
 Fonte: Modificado de Santos (2011)

Na cota topográfica de 633m do Aterro Delta A, foi montada uma célula experimental, os quais os detalhes de sua confecção, assim como os objetivos de sua montagem, encontram-se detalhados por Benatti et al. (2013). Esta célula experimental, construída para ser representativa dos fenômenos ocorridos no Aterro Delta A, é fonte material de amostras de solo (utilizados nas camadas impermeabilizantes e de cobertura de células de resíduos de produção diária) e de lixiviado para estudos referentes a caracterização do aterro sanitário de Campinas. Também é fonte de dados para medições diretas de parâmetros físico-químicos, geotécnicos e geofísicos. A Figura 09, mostra a localização da célula inserida no Aterro Delta A.



Figura 09: Localização da célula experimental do aterro.  
Fonte: Benatti et al. (2012)

Em relação à caracterização física, os registros de temperatura e pluviosidade indicam condições climáticas típicas de um clima tropical de altitude (Camargo 2012) (Figura 10) para o município de Campinas. Nas regiões com este tipo de clima, a altitude é um condicionante de temperatura e chuvas, sendo que em maiores altitudes os índices pluviométricos aumentam e os gradientes térmicos diminuem.

O verão é quente e úmido e o inverno é seco e frio. As temperaturas máximas registradas pela FEAGRI/UNICAMP ultrapassam os 35°C no verão, chegando a 2°C no inverno, enquanto a média anual é de 21,6°C (EMBRAPA 2012).

O período chuvoso e seco são bem marcados na região. As chuvas são frequentes na primavera e verão, alcançando índices pluviométricos máximos no verão. O período seco inicia-se no outono, com chuvas intermitentes, chegando aos mais baixos índices pluviométricos no inverno. A pluviosidade anual é em torno de 1.700 mm (SÃO PAULO 2009).

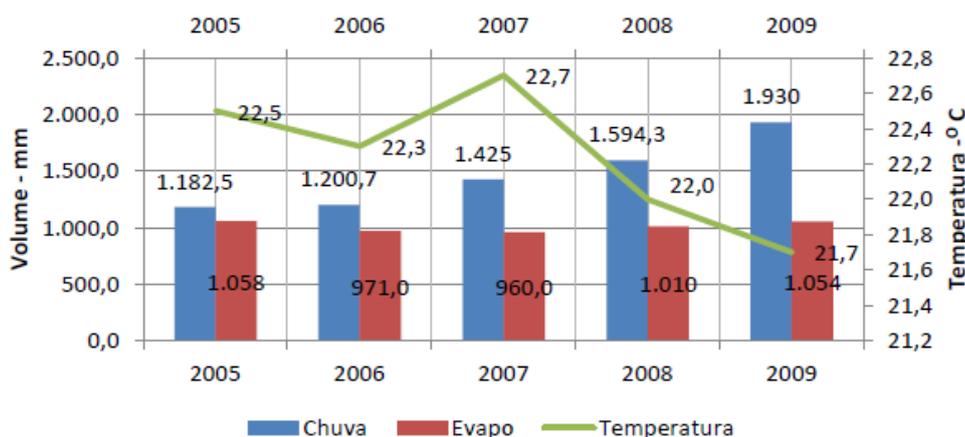


Figura 10 – Registros de médias de temperaturas e chuvas entre os anos de 2005 e 2009 para o município de Campinas – SP.

Fonte: Embrapa (2012)

O aterro encontra-se sob a área do compartimento geomorfológico denominado como Depressão Periférica de Campinas, correspondente à zona do Médio Tietê (Ponçano et al 1981). O relevo é formado por colinas e morrotes com altitudes médias que variam de 600 a 700 metros, sendo as formas mais comuns as colinas médias e amplas, colinas médias e colinas pequenas (Cp). As declividades variam entre 4% e 10%, mas podem alcançar entre 15% a 25% nas vertentes. (Santos 2011). O córrego Picarrão pertence a sub-bacia hidrográfica do Ribeirão do Picarrão com drenagem considerada como de alta a média densidade, padrão dendrítico e vales fechados (CAMPINAS 2001).

Estas formas de relevo são suportadas por rochas sedimentares do Subgrupo Itararé (Pereira *et al.* 1995), o qual é constituído por arenitos, diamictitos, ritmitos, argilitos e conglomerados de idade Permo-Carborífera. O contato é discordante e erosivo, com mergulhos regionais suaves para oeste ao recobrir rochas do embasamento cristalino (granito e gnaisses pré cambrianos). Segundo Souza Filho (1986), o aterro Delta A apresenta um pacote de rochas individualizadas na parte inferior do Subgrupo Itararé, composto por lamitos rítmicos em sua porção inferior e siltitos na porção superior.

São representadas localmente por arenitos finos silto-argilosos e siltitos argilo-arenosos, intercalados em camadas de espessuras milimétricas a centimétricas. Arenitos de granulação fina, de cor clara variegada, também ocorrem (creme, amarelo e marrom claro) e apresentam estratificação plano paralela. (Figura 11 e 12)

Os solos nas jazidas ao redor da área do aterro, são solos residuais (Figura 12 c, 12 d) resultantes do intemperismo dos siltitos do subgrupo itararé. Campinas (2001), classifica estes solos como Latossolos Vermelhos e Latossolos Vermelhos-Amarelos. No Aterro Delta A, estes são os solos usados como cobertura dos resíduos sólidos e também foram utilizados como camada mineral impermeabilizante das camadas de base. Análises realizadas por Leme (2013) classificam o solo como silte-areno argiloso, com montmorilonita, illita, esmectita e caulinita, como argilominerais presentes. Quantidades significativas de quartzo (na fração areia dos solos) neotocita, baumita, hematita, hallosita, gibbsita, goethita e muscovita (fração de finos) também foram identificados.

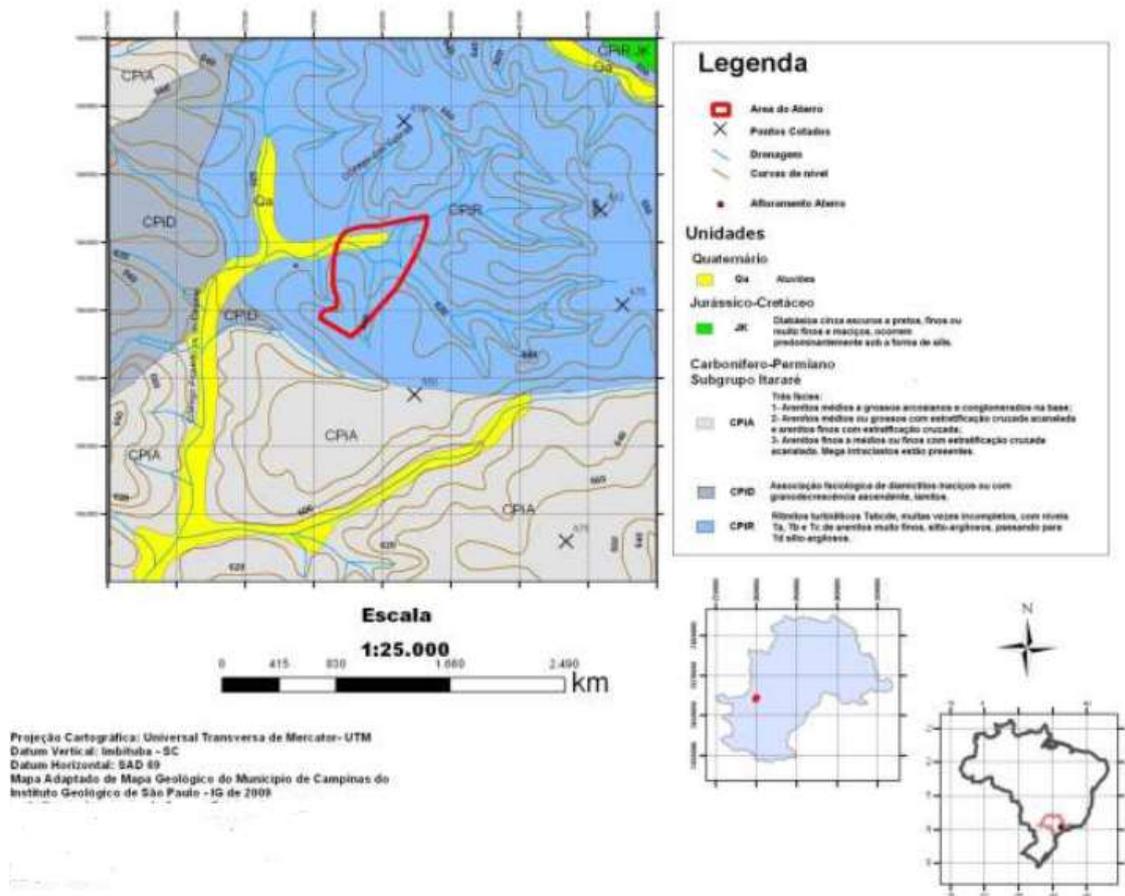


Figura 11: Mapa geológico do Aterro Delta A  
Fonte: modificado de Santos (2011)

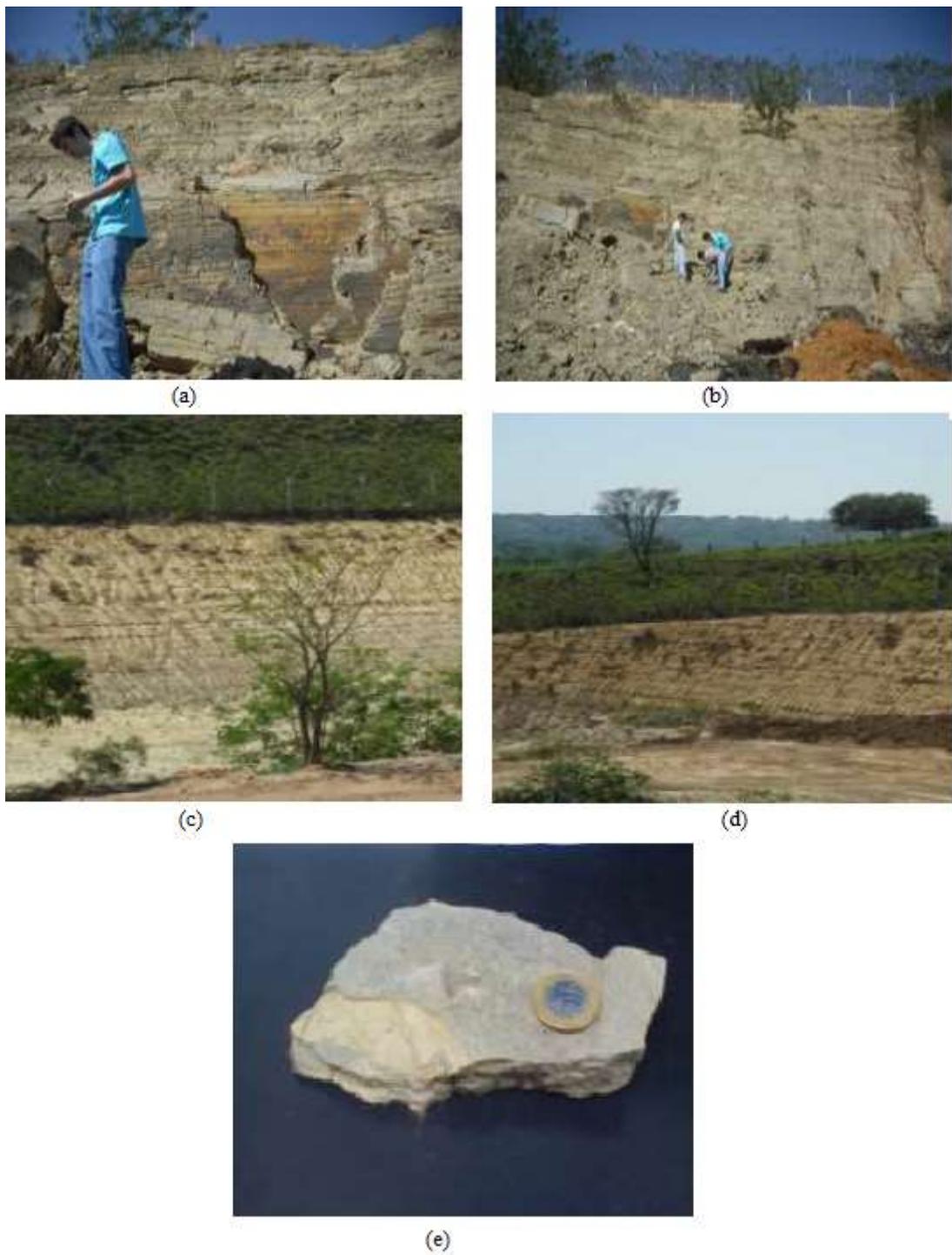


Figura 12 – Imagens do subgrupo Itararé

(a) Argilitos e siltitos (ritimitos) centimétricos intercalados do topo do perfil

(b) Perfil geral dos ritimitos

(c) Solo de alteração areno-argiloso do subgrupo Itararé areno-argiloso

(d) Solo de alteração silto-argiloso do subgrupo Itararé (usado como cobertura e liner)

Fonte: Modificado de Santos (2011)

## 5 – MATERIAIS E MÉTODOS

A coleta de amostras para a realização dos ensaios e a aquisição de dados deste trabalho, pode ser dividida em 3 etapas distintas, as quais: ensaio de difusão, caracterização das fases líquidas (água destilada e lixiviado) durante o ensaio de difusão e caracterização da fase sólida (solo) após a realização do ensaio de difusão.

### 5.1 ENSAIO DE DIFUSÃO

Para execução do ensaio de difusão foram utilizadas duas células cilíndricas de PVC (figura 13) preenchidas parcialmente por solo compactado. Ambas as células, apresentam as mesmas dimensões e foram preenchidas pelos mesmos materiais (solo e lixiviado) (Figura 14), sob as mesmas condições, portanto o ensaio foi realizado em duplicata.



Figura 13 – Células de difusão  
Fonte: Elaborado por Mortatti (2010)

O solo utilizado neste ensaio trata-se da mesma amostra da camada mineral impermeabilizante da célula experimental, construída pelo Grupo de Pesquisa para estudos das características do Aterro Delta A e seus produtos. No ensaio de difusão, este solo foi submetido à condições similares de umidade e compactação das determinadas na célula experimental, durante sua construção no Aterro sanitário Delta A.

Após a compactação do solo, conforme o método de Compactação Proctor Normal – NBR 7182 (ABNT, 1986), o restante de volume existente nas células de difusão foi preenchido por água destilada por um período mínimo de 48 horas, para deixar este solo em condição saturada.

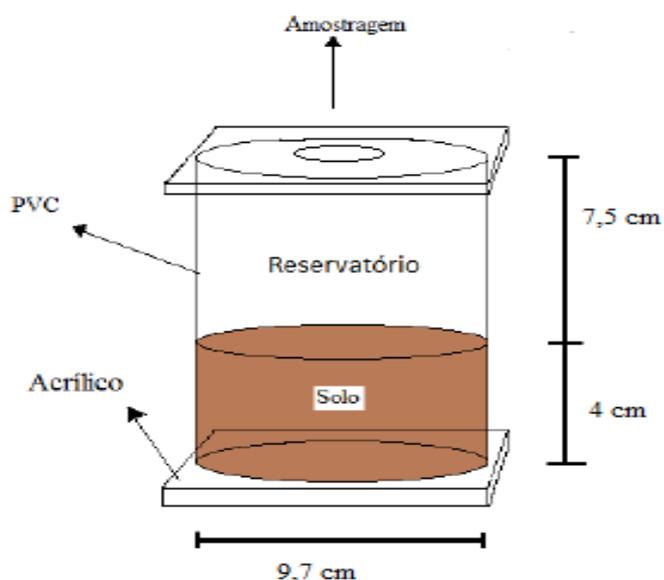


Figura 14 – Esquema da célula de difusão com dimensões e proporções entre solo e reservatório da fase líquida.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O início do ensaio de difusão, ocorreu a partir do momento em que a água destilada foi retirada da célula (posteriormente analisada) e substituída pelo mesmo volume de lixiviado “bruto” (solução contaminante). A partir deste instante, foram retiradas amostras de lixiviado para serem analisadas conforme descrito na tabela 07

Tabela 07 – Coleta de lixiviado durante o ensaio de difusão

TEMPO DE DIFUSÃO	COLETA DE AMOSTRAS	ANÁLISES REALIZADAS
00 dias (t0)	09 de setembro	DQO, pH, AOV, alcalinidade
02 dias (t1)	11 de setembro	DQO, pH, AOV, alcalinidade
07 dias (t2)	16 de setembro	DQO, pH, AOV, alcalinidade
09 dias (t3)	18 de setembro	DQO, pH, AOV, alcalinidade
14 dias (t4)	23 de setembro	DQO, pH (sem amostra para alcalinidade e aov)
00 dias (t0)'	14 de outubro	ICP-MS
02 dias (t1)'	16 de outubro	ICP-MS
07 dias (t2)'	21 de outubro	ICP-MS
09 dias (t3)'	23 de outubro	ICP-MS
16 dias (t4)'	30 de outubro	ICP-MS

Fonte: Elaborado pelo autor

O lixiviado foi coletado até o término do volume deste nas células de difusão (final do ensaio), totalizando 4 amostras durante um período de cerca de 15 dias. A coleta das fases líquidas (água destilada e lixiviado) das células de difusão, foi feita com o auxílio de bureta e pêra.

As amostras retiradas nos dias 09 de setembro e 14 de outubro, ainda não fazem parte do ensaio de difusão por serem amostras de água destilada colocadas para satisfazer a condição de saturação do ensaio. Porém, estas também foram analisadas

após o contato com o solo para verificar a tendência de difusão por parte dos elementos componentes do solo para meios líquidos. As amostras de 23 de setembro e 30 de outubro, em função do pouco volume de lixiviado apresentaram problemas durante a coleta, com a possibilidade de comprometimento dos resultados adquiridos e inviabilizando alguns ensaios por falta de amostra.

Devido ao tamanho das células de difusão e do volume de lixiviado necessário para a realização das análises, as amostras de lixiviado retiradas em setembro foram submetidas apenas às análises físico-químicas de demanda química de oxigênio (DQO), potencial hidrogênionico (pH), ácidos orgânicos voláteis (AOV), condutividade elétrica e alcalinidade (total e parcial) para verificação de mudanças de parâmetros físico-químicos durante a ocorrência da difusão. Posteriormente, o ensaio de difusão foi realizado novamente, sendo executados os mesmos procedimentos em outubro, porém, as amostras de lixiviado retiradas neste período foram encaminhadas para análise de ICP –MS. As amostras encaminhadas para ICP-MS foram identificadas conforme a tabela 08. A amostra de lixiviado “bruto” foi identificada como L0.

Tabela 08: Identificação das amostras de lixiviado analisado por ICP-MS

DATA DA COLETA	CÉLULA 1	CÉLULA 2
14 de outubro	L 9	L 10
16 de outubro	L 1	L 2
21 de outubro	L 3	L 4
23 de outubro	L 5	L 6
30 de outubro	L 7	L 8

Os solos existentes nas células de difusão, após o término do ensaio realizado no mês de setembro, não foram analisados. Para o ensaio realizado no mês de outubro os solos foram submetidos ao ensaio de fluorescência de raios-x, procurando-se verificar a transferência entre elementos do solo e contaminante.

## 5.2 CARACTERIZAÇÃO DAS FASES LÍQUIDAS

As fases líquidas existentes no ensaio de difusão são as seguintes: água destilada (adicionada para saturar o solo compactado da célula de difusão), lixiviado “bruto” (adicionado às células como solução contaminante, no início do ensaio de difusão) e lixiviado após interação com o solo (retirado do sistema em períodos pré-determinados)

Tanto a água destilada, como o lixiviado “bruto”, foram caracterizados antes de serem adicionados às células de difusão. As amostras de lixiviado, após estar em contato com o solo, retiradas durante o mês de setembro foram analisadas imediatamente após cada coleta, enquanto que as amostras de lixiviado referentes aos meses de outubro foram coletadas seguindo os mesmos intervalos de tempo, armazenadas em frascos de vidro, acidificadas com ácido nítrico e conservadas sob refrigeração (cerca de 10°C) até serem posteriormente encaminhadas para a análise por espectrometria de massa (ICP – MS), equipamento XseriesII (Thermo) equipado com CCT (Collision Cell Technology). Os detalhes dos procedimentos adotados, encontram-se no Anexo 01.

As fases líquidas foram caracterizadas conforme as análises físico-química e métodos experimentais da tabela 09.

Tabela 09: Análises físico-química e metodologia experimental utilizada

ANÁLISE	METODOLOGIA
DQO	SM20 5520 D
pH	SM20 4500 H <sup>+</sup> B
AOV	DiLallo, 1961
Alcalinidade (parcial e total)	Ripley, 1985
Condutividade elétrica	SM20 2510 B

Fonte: Elaborado pelo autor

### 5.3 CARACTERIZAÇÃO DO SOLO

Após a realização do ensaio de difusão, o solo contaminado foi submetido à análise de espectrometria por fluorescência de raios-x. Desta maneira, pôde-se determinar qualitativamente e quantitativamente a proporção entre os elementos que compõem o solo, assim como identificar a presença de metais adicionados ao solo através do processo de difusão.

Foram separadas, de ambas as células de difusão, porções de solo do topo e da base, totalizando 4 amostras de solos (solo do topo, solo da base e duplicatas). Estas amostras de solo foram secas em estufa à 40° C (Fanem, modelo 315 SE) por um período mínimo de 48 horas e armazenadas em sacos plásticos para posterior confecção de pastilhas prensadas. As amostras foram identificadas da seguinte maneira: ST 1 (solo do topo), SB 1 (solo da base) ST 2 e SB 2 (duplicatas correspondentes), referentes às células de difusão 1 e 2, respectivamente.

Para a confecção das pastilhas prensadas, as amostras de solo (do topo, da base e suas duplicatas), foram quarteadas até a obtenção de cerca de 90 gramas para cada amostra. Em seguida, as amostras foram submetidas a moagem, as quais foram colocadas em potes de ágata, contendo também esferas de ágata. Estes potes foram fechados, afixados ao moinho planetário Fritsch (modelo Pulverisette 5) e o tempo de moagem ajustado no equipamento foi de 20 minutos para uma velocidade de rotação de aproximadamente 200 rpm (rotações por minuto). Para evitar-se problemas referentes a possíveis contaminações das amostras, os potes e esferas de ágata utilizados na moagem foram devidamente lavados com água, detergente neutro e secos com ar comprimido. Também foi realizada a moagem de 90 gramas de areia inerte, durante 10 minutos e com a mesma velocidade de rotação (200 rpm) como parte do procedimento de limpeza. Após a moagem, a areia para limpeza foi descartada e os potes e esferas de ágata foram novamente lavados com água, detergente neutro e secos com ar comprimido, para enfim serem utilizados durante a moagem das amostras de solos.

Após a moagem dos solos, foram pesados, em balança analítica, 9 g de amostra e 1,5 g de cera em pó (Hoechst) em um frasco de poliestireno. O solo e a cera foram homogeneizados pelo aparelho misturador Mixer/Mill (modelo 8000), durante 3 minutos. A mistura foi transferida (com auxílio de funil) à prensa hidráulica semi-automática Herzog (modelo HTP 40), onde foi posteriormente prensada a 119 Mpa, durante 1 minuto. Este procedimento foi realizado para as quatro amostras de solo. As pastilhas prensadas foram retiradas do equipamento e guardadas em sacos plásticos, após escolha da face mais homogênea como face para leitura, e identificação de cada pastilha na outra face.

As pastilhas foram levadas para análise química por espectrometria de fluorescência de raios X sequencial Philips, PW 2404, Holanda equipado com um tubo

de ródio Também foi analisada a perda ao fogo a 105°C e 1000°C. Os detalhes dos procedimentos adotados, encontram-se no Anexo 02.

A porcentagem de perda ao fogo é uma indicação qualitativa de voláteis na amostra (principalmente água e CO<sub>2</sub>) e uma maneira indireta para determinação de matéria orgânica.

## 6 – RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 6.1 ÁGUA DESTILADA

A amostra de água destilada utilizada na preparação do ensaio de difusão, para saturar o solo, após ficar em contato com o solo compactado por um período mínimo de 48 horas, apresentou alterações em sua composição e condições físico-químicas, apresentadas nas tabelas 10 e 11.

Tabela 10 – Resultados das análises físico-químicas da água após contato com solo

AMOSTRA		pH	CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (us)	AOV (mgAc/L)	DQO (mgO <sub>2</sub> /L)
Água destilada		7,00	0,041		20
Água após contato com o solo	L 9	5,31	56,1	12,0	17
	L 10	5,65	53,5	12,0	15

A análise por ICM – MS, da água utilizada para saturação da célula, demonstra a tendência de saída dos componentes do solo para a fase líquida. Os elementos existentes na Tabela 11, encontram-se em ordem decrescente de concentração, também indicativos da mobilidade destes elementos no solo, quando em contato com água destilada  
Falta ainda a alcalinidade

Tabela 11 – Concentrações de elementos na água após contato com solo.

ELEMENTO	AMOSTRA		ELEMENTO	AMOSTRA		ELEMENTO	AMOSTRA	
	L 9	L 10		L 9	L 10		L 9	L 10
	(ppb)			(ppb)			(ppb)	
K	5269	4204	Mn	34,0	46,1	As	0,62	0,69
Na	2750	2939	Sr	14,2	17,2	Cr	0,48	0,58
Ca	1146	1418	Rb	13,9	6,70	Mo	0,24	0,34
Mg	689	759	Cu	5,32	5,90	V	0,15	0,21
Zn	340	438	Pb	3,36	3,95	Y	0,12	0,11
Al	129	142	Ni	1,74	1,76	Ga	0,10	0,09
Fe	102	142	Co	1,27	1,63	Nb	<LD	0,01
Ba	47,8	57,7	Ti	0,91	0,82	Th	0,01	<LD

### 6.2 LIXIVIADO

As alterações de composição do lixiviado, decorrentes do processo de difusão por um período de 16 dias, podem ser observadas nas Figuras 15 a xx.

Em linhas gerais, em função da altas concentrações dos elementos, normalmente encontrados nos lixiviados produzidos em aterros, esperava-se uma diminuição da concentração destes elementos e posterior estabilização.

A maioria dos elementos analisados apresentaram este comportamento, contudo, o tempo de 16 dias de realização do ensaio, determinado pela quantidade de lixiviado do reservatório da célula, não foi suficiente para a ocorrência da estabilização das

concentrações e conseqüente término do processo de difusão.

Nas figuras de 15 a 20, é possível observar que as concentrações dos elementos de ambas as células, apresentaram comportamento bastante similar, com quedas de concentração praticamente constantes durante a difusão.

O gráfico da figura 15 mostra as variações de concentração do sódio durante o ensaio de difusão. Devido à alta concentração inicial deste elemento no lixiviado houve a diminuição de concentração praticamente à taxas contantes, indicando o transporte do sódio para o solo. Entre 7 e 9 dias de ensaio, é possível perceber que as concentrações tendiam à estabilização, porém após 10 dias, as concentrações do sódio no lixiviado voltaram a diminuir, indicando que este elemento continuava a ser transferido para o solo por difusão.

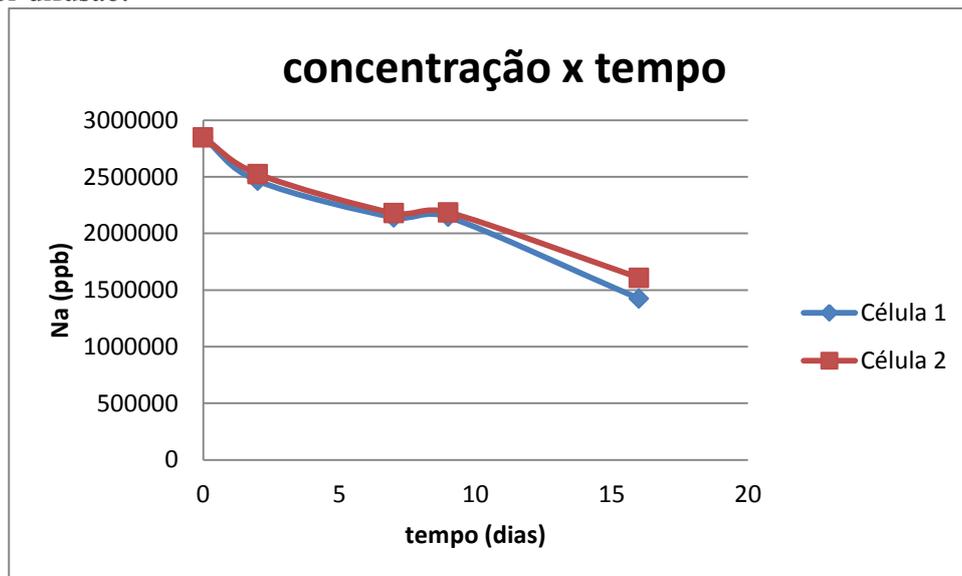


Figura 15 – Concentração de sódio (Na) pelo tempo para as células de difusão.

Fonte: Elaborada pelo autor.

No gráfico abaixo, as concentrações de magnésio no lixiviado (Figura 16) diminuíram de maneira abrupta nos primeiros 2 dias de ensaio, e continuaram a diminuir à taxas ainda altas até o último dia do ensaio, sem chegar a estabilização, indicando a transferência deste elemento para o solo.

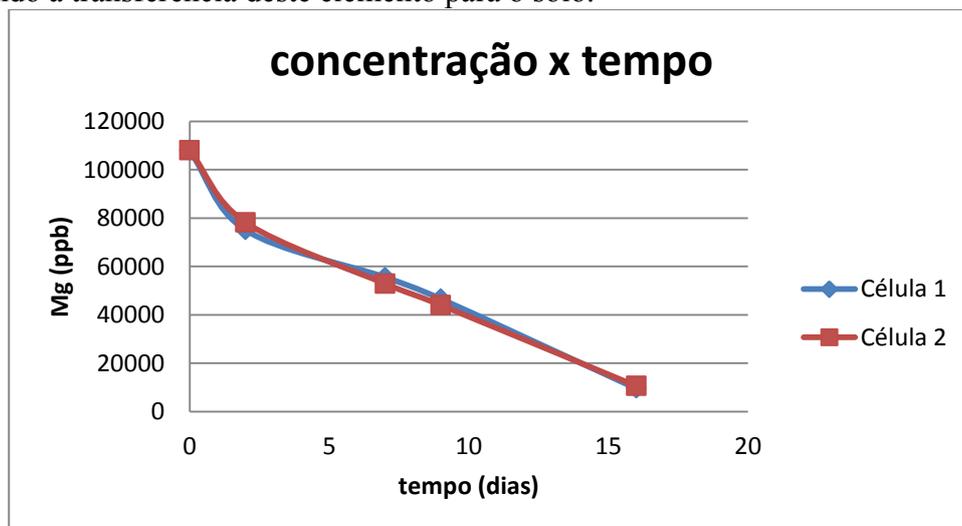


Figura 16 – Concentração magnésio (Mg) de pelo tempo para as células de difusão.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Para o elemento ferro, as concentrações no lixiviado também diminuíram até o final do ensaio, sem estabilização. Nos primeiros 2 dias de ensaio, as concentrações diminuíram rapidamente para ambas as células. No gráfico da figura 17, é possível perceber que na célula de difusão 1, com cerca de 5 dias de ensaio, as concentrações de ferro tendiam a estabilização, mas voltaram a diminuir a partir de 7 dias e de maneira menos intensa que no início do ensaio. No caso da célula de difusão 2 a estabilização da concentração ocorreu posteriormente (a partir do sétimo dia de ensaio) e por um período menor de tempo, voltando a diminuir sua concentração após 9 dias de ensaio.

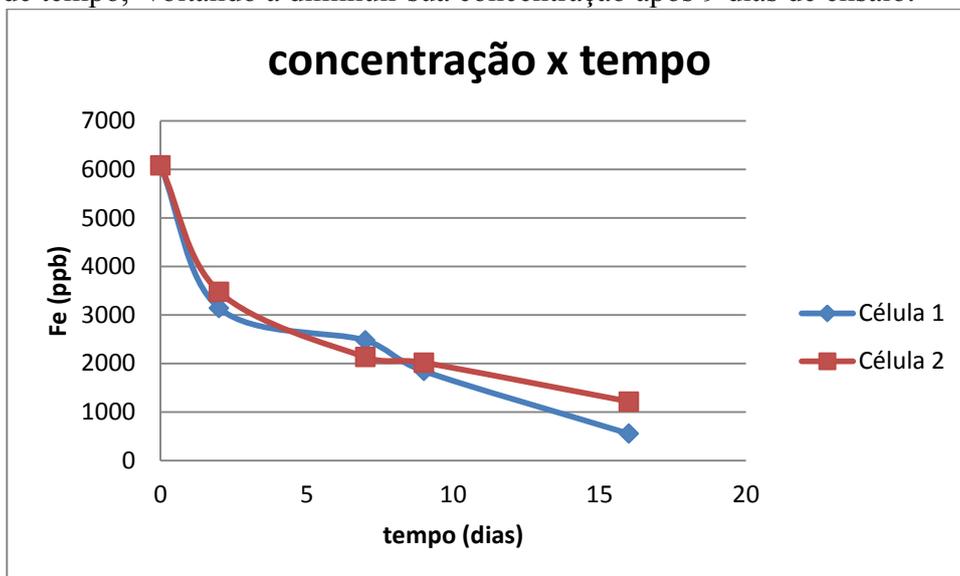


Figura 17 – Concentração de ferro (Fe) pelo tempo para as células de difusão.  
Fonte: Elaborada pelo autor.

Nos gráficos seguintes (Figura 18, 19 e 20) são apresentadas as concentrações do rubídio, estrôncio e nióbio à taxas praticamente constantes de decréscimo das concentrações, com comportamento bastante similar para ambas as células de difusão.

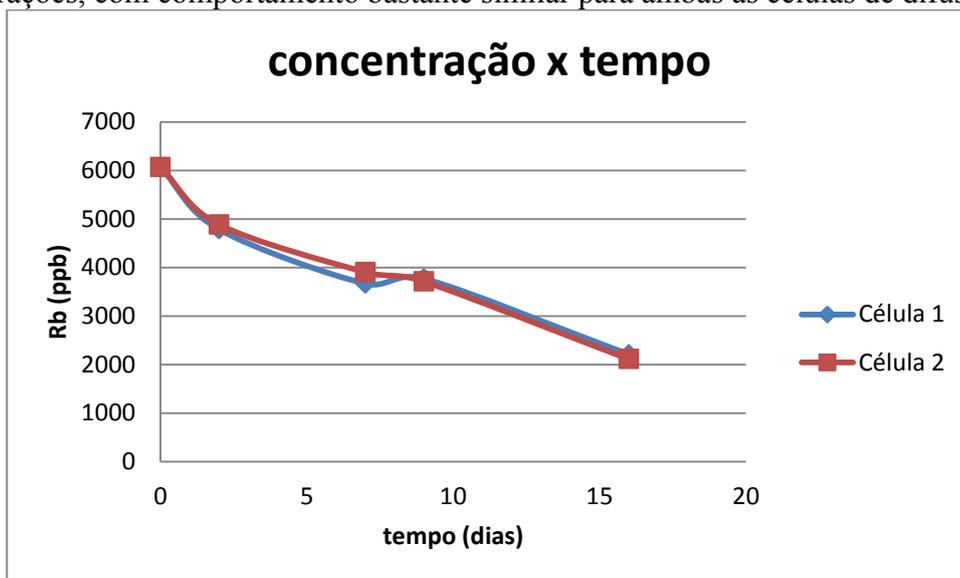


Figura 18 – Concentração de rubídio (Rb) pelo tempo para as células de difusão.  
Fonte: Elaborada pelo autor.

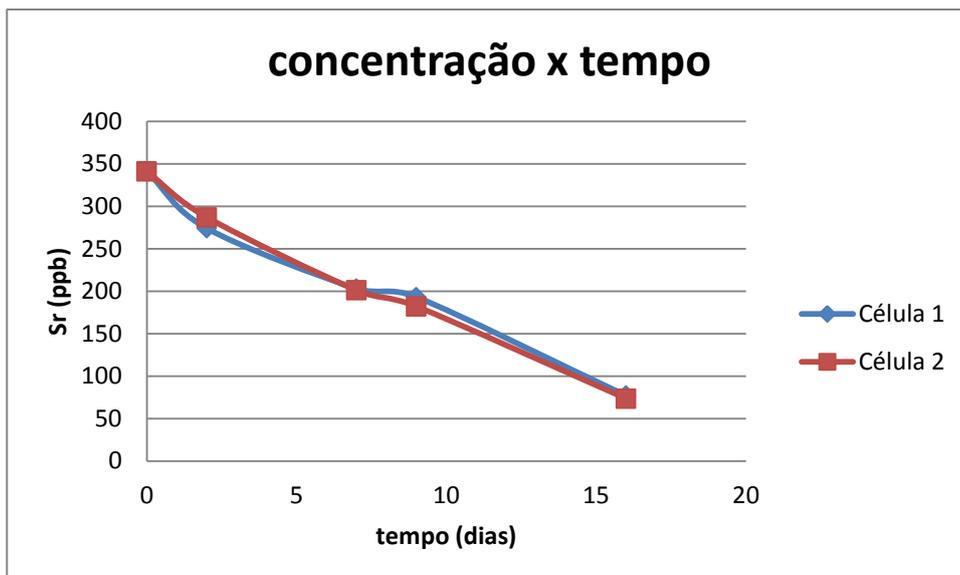


Figura 19 – Concentração de estrôncio (Sr) pelo tempo para as células de difusão.

Fonte: Elaborada pelo autor.

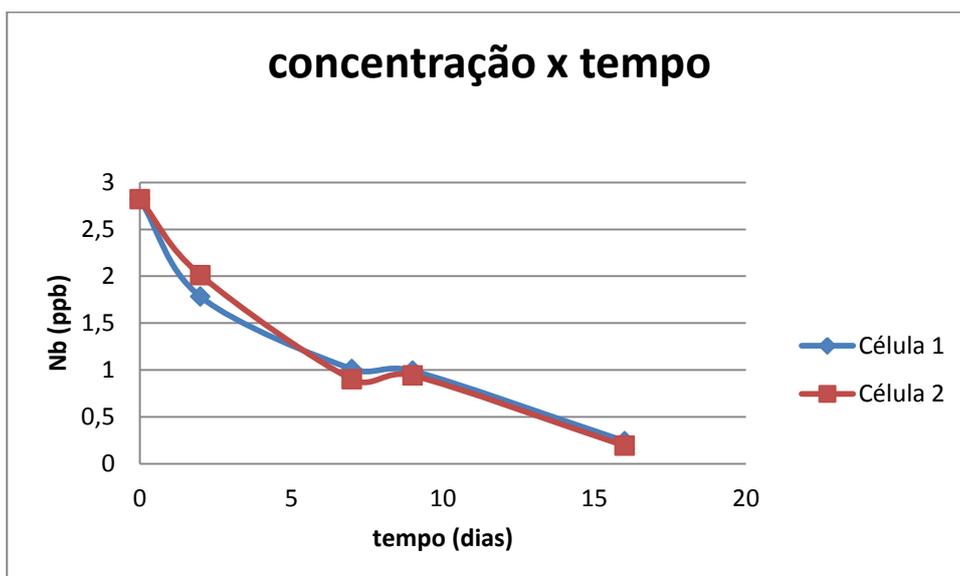


Figura 20 – Concentração de nióbio (Nb) pelo tempo para as células de difusão.

Fonte: Elaborada pelo autor.

O gálio, apresenta comportamento similar ao elementos anteriores até o sétimo dia de ensaio. Após este período, o gráfico da figura 21 apresenta acréscimos de concentração para o lixiviado, mas em concentrações menores que as encontradas no lixiviado. Assim este elemento foi disponibilizado para o solo, mas em após um determinado tempo, a concentração do elemento no solo diminui, retornando em parte para a fase líquida.

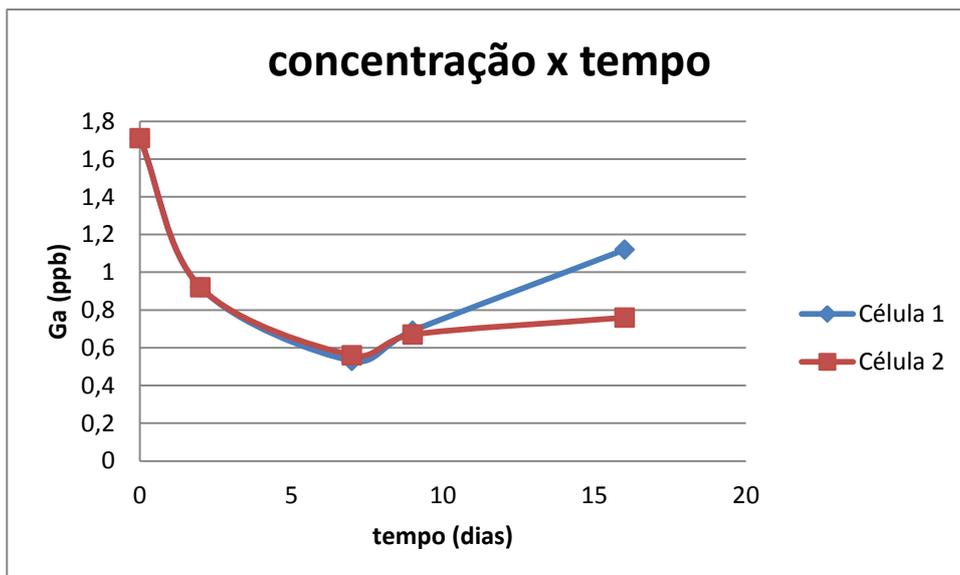


Figura 21 – Concentração de gálio (Ga) pelo tempo para as células de difusão.  
Fonte: Elaborada pelo autor.

Nos gráficos dos elementos cálcio, vanádio, cromo, potássio, cobalto e níquel (Figura 22 a 27), as concentrações diminuem rapidamente, estabilizam entre 5 e 10 dias de ensaio e voltam a diminuir em taxas próximas ou menores em comparação com o início do ensaio.

As células 1 e 2 apresentam diferenças de concentrações para estes elementos durante a difusão, sendo que para a célula 1, o decréscimo da concentração ocorre mais intensamente que na célula 2. Esta diferença nas concentrações, pode ocorrer devido à pequenas diferenças de composição e heterogeneidades no solo, apesar de serem amostras da mesma fonte. Para a célula 2, logo após o período de estabilização e antes das concentrações voltarem a diminuir (entre 7 e 9 dias), foi observado o aumento na concentração dos elementos, indicando que durante este período, tais elementos, inicialmente incorporados ao solo, foram novamente disponibilizados e incorporados ao lixiviado, antes serem transportados novamente para o solo. Esta situação também ocorre na célula 1, mas de maneira mais discreta.

Apesar das diferenças nas concentrações entre as células durante a difusão, quando são analisadas as condições iniciais e finais do ensaio, pode-se perceber que estes elementos foram disponibilizados do lixiviado para o solo em ambos os casos.

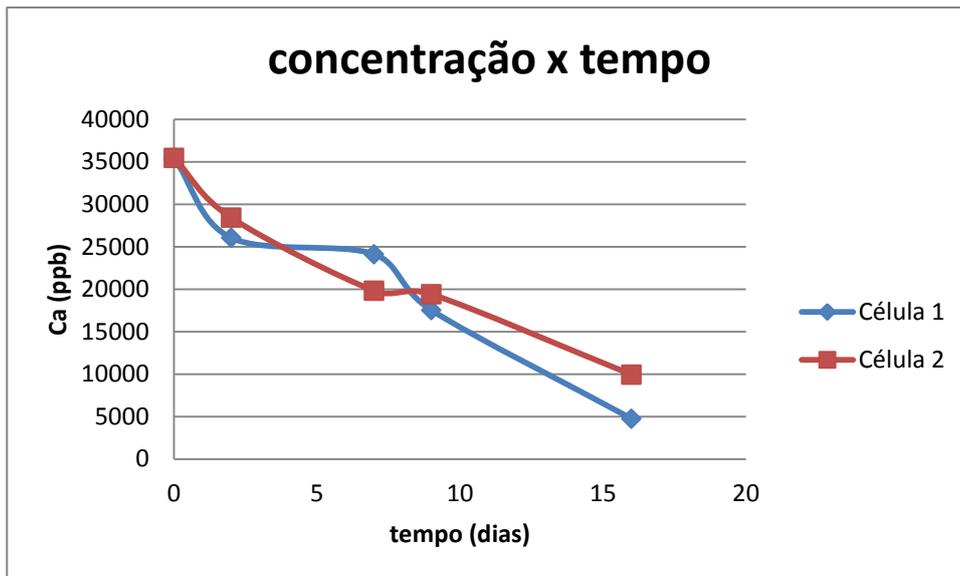


Figura 22 – Concentração de Cálcio (Ca) pelo tempo para as células de difusão.  
 Fonte: Elaborada pelo autor.

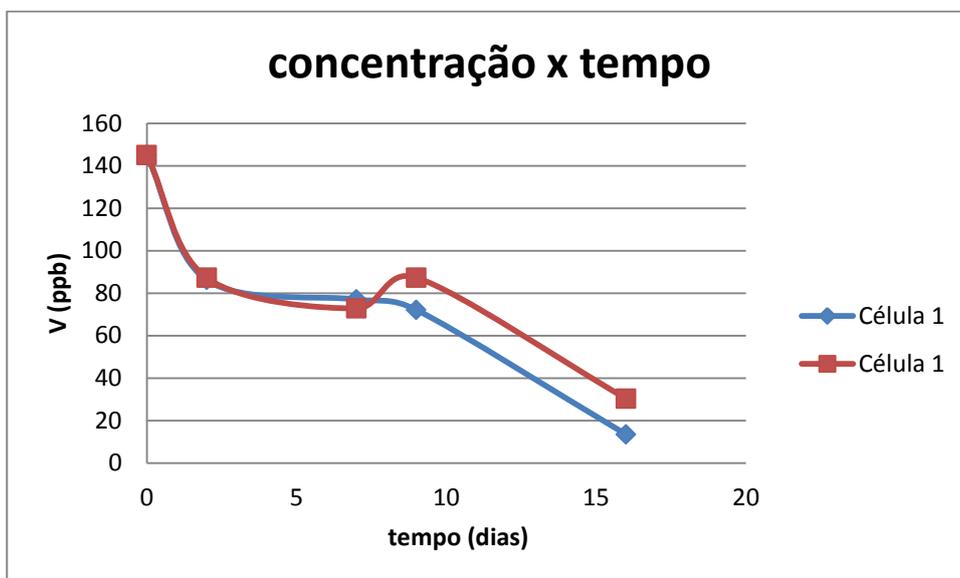


Figura 23 – Concentração de vanádio (V) pelo tempo para as células de difusão.  
 Fonte: Elaborada pelo autor.

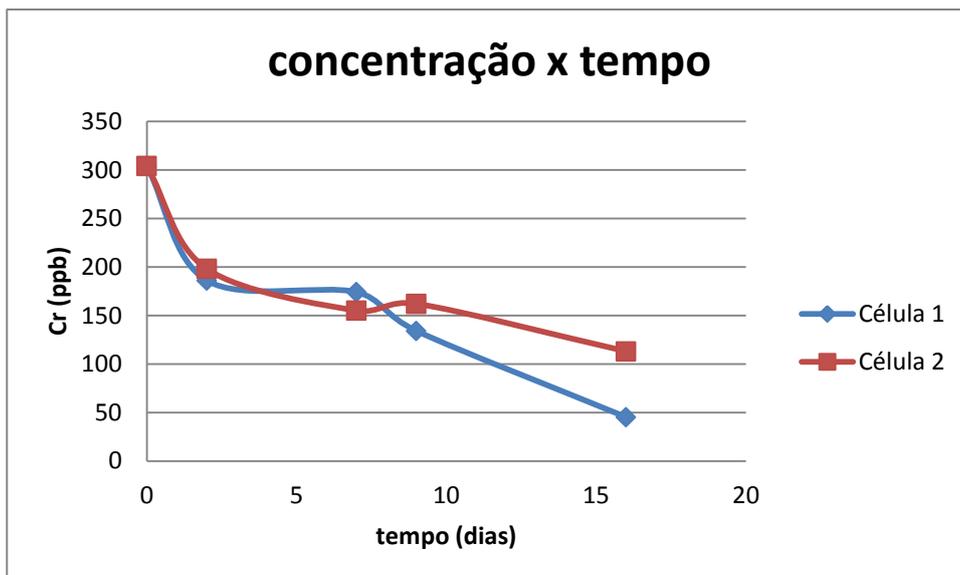


Figura 24 – Concentração de cromo (Cr) pelo tempo para as células de difusão.  
Fonte: Elaborada pelo autor.

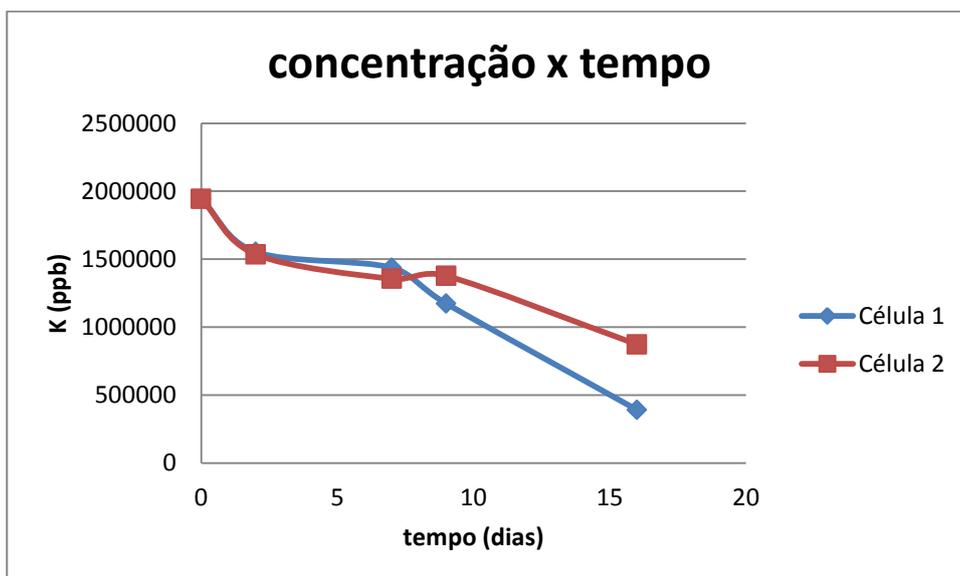


Figura 25 – Concentração de potássio (K) pelo tempo para as células de difusão.  
Fonte: Elaborada pelo autor.

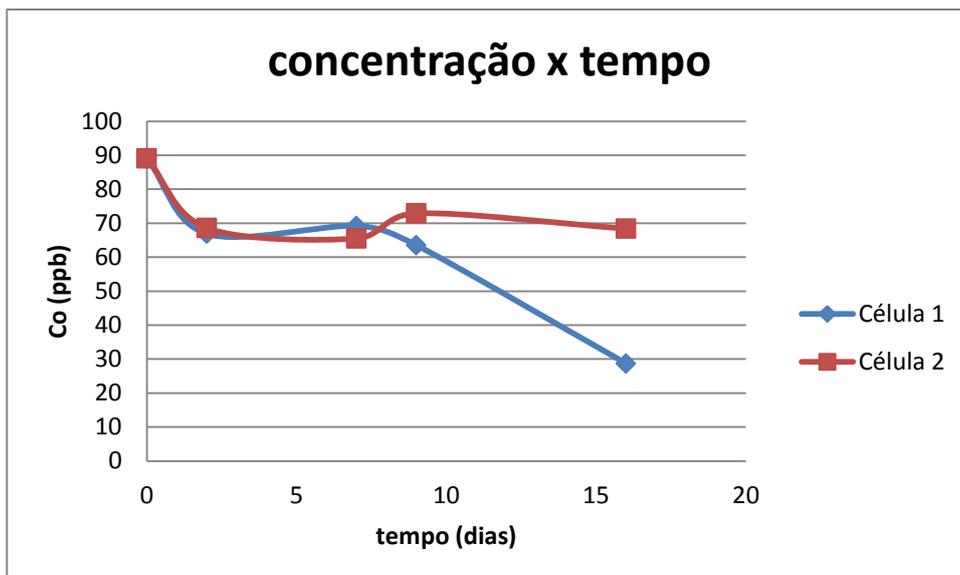


Figura 26 – Concentração de cobalto (Co) pelo tempo para as células de difusão.  
Fonte: Elaborada pelo autor.

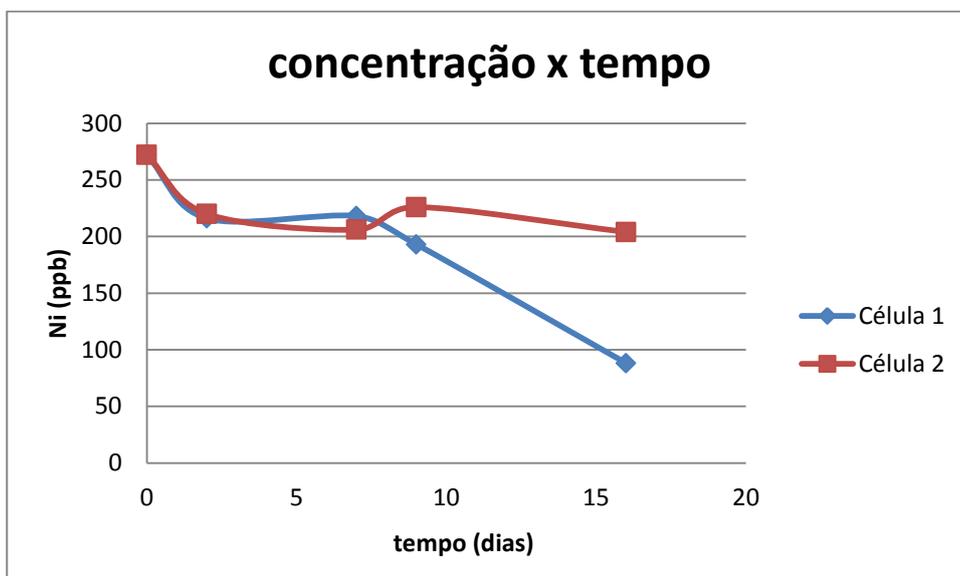


Figura 27 – Concentração de níquel (Ni) pelo tempo para as células de difusão.  
Fonte: Elaborada pelo autor.

Já outros elementos como manganês, zinco e cobre (Figuras 28 a 30), segundo análise gráfica, foram incorporados ao lixiviado nos primeiros dias de ensaio, indicando altas concentrações destes na composição dos solos. Porém após os primeiros dias do ensaio, as concentrações diminuem consideravelmente, ou seja, houve difusão de elementos existentes no solo para a fase líquida, porém, após os primeiros dias da ocorrência do processo difusivo, as concentrações existentes no lixiviado voltaram a diminuir, assim, estes elementos foram disponibilizados e incorporados ao solo até o final do ensaio.

Novamente, as células 1 e 2 apresentam diferenças de concentrações para estes elementos durante a difusão. As concentrações também diminuem mais intensamente para a célula 1 que para a célula 2, com períodos de estabilização (entre 5 e 10 dias normalmente), seguidos, por vezes, de acréscimos na concentração (elementos disponibilizados do solo e incorporados pelo lixiviado) e posterior queda até o fim do

ensaio.

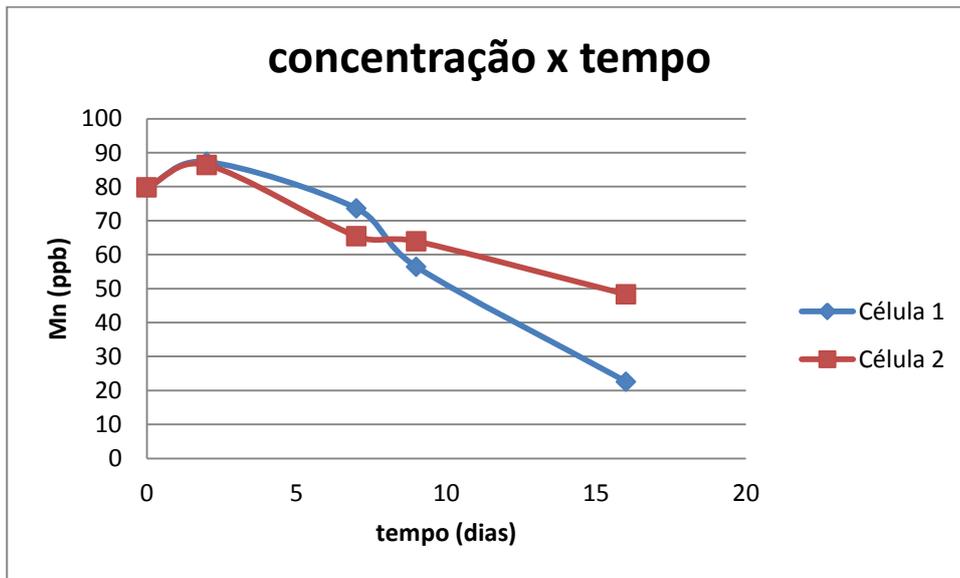


Figura 28 – Concentração de manganês (Mn) pelo tempo para as células de difusão.

Fonte: Elaborada pelo autor.

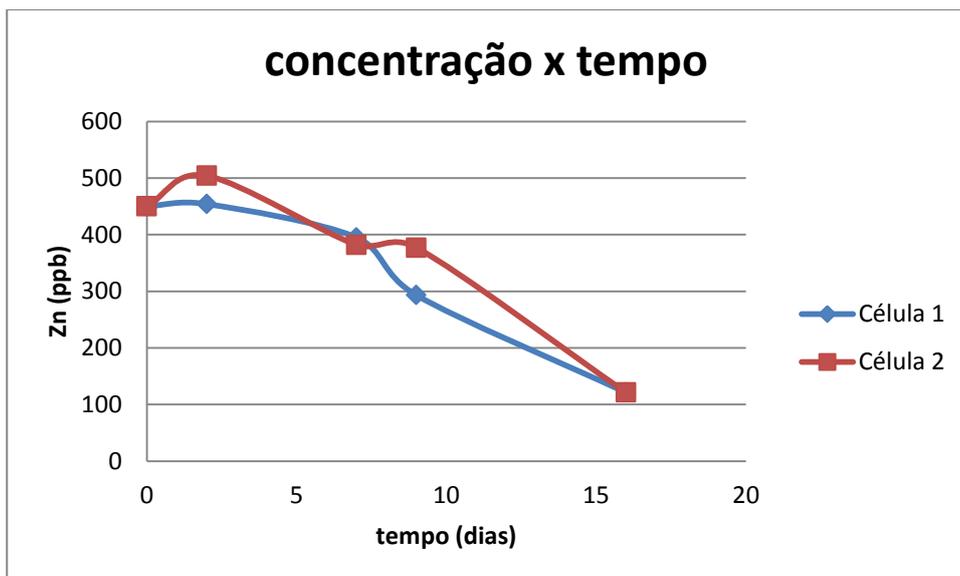


Figura 29 – Concentração de zinco (Zn) pelo tempo para as células de difusão.

Fonte: Elaborada pelo autor.

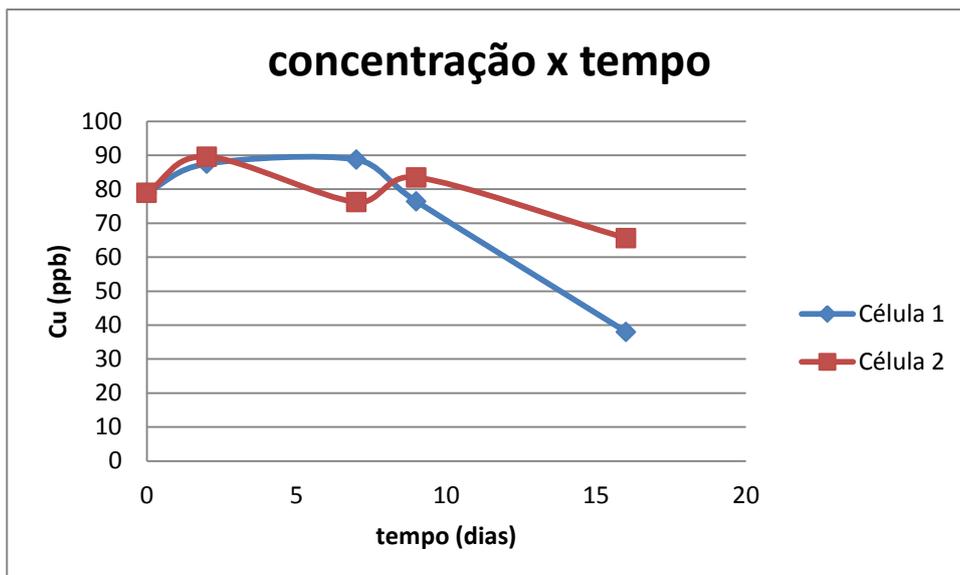


Figura 30– Concentração de cobre (Cu) pelo tempo para as células de difusão.  
Fonte: Elaborada pelo autor.

Devido a grande quantidade do elemento bário existente no solo, este foi transferido ao lixiviado. Nos primeiros 2 dias, a difusão ocorreu rapidamente atingindo seu pico de concentração. Após este período, as concentrações diminuíram, indicando o retorno do elemento para solo à taxas menores, porém, mesmo após os 16 dias de ensaio, as concentrações de bário são o dobro das quantidades encontradas na amostra do lixiviado “bruto”. Assim, neste caso estes elementos foram incorporado ao lixiviado pelo processo difusivo, diferentemente dos elementos anteriormente analisados.

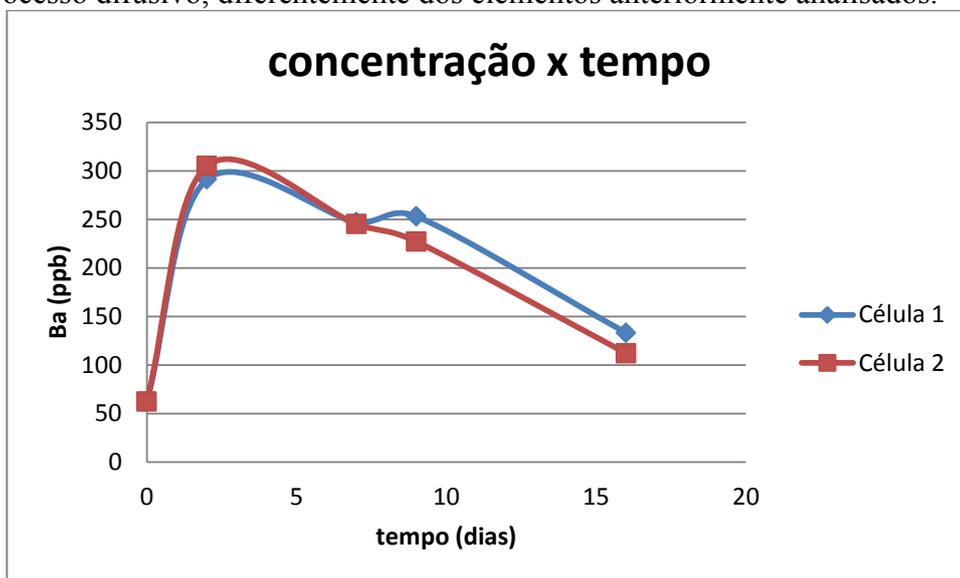


Figura 31– Concentração de bário (Ba) pelo tempo para as células de difusão.  
Fonte: Elaborada pelo autor.

O arsênio apresentou quedas de concentrações relativamente lentas nos dois primeiros dias de ensaio para ambas as células e com tendências à estabilização na primeira semana. Após este período, o comportamento das concentrações foram diferentes para as células de difusão (Figura 32). No caso da célula 1, houve pequenos acréscimos de concentração seguidos de quedas consideravelmente rápidas até o final do ensaio. Para a célula 2, o acréscimo foi brusco, chegando à valores superiores das

concentrações iniciais, indicando transferência de arsênio ao lixiviado, resultantes de outras fontes (neste caso, do solo), porém esta situação não verificada na célula 1.

Assim, existe a possibilidade de difusão do arsênio para o lixiviado, em função de concentrações relativamente altas deste elemento no solo. Porém esta hipótese não pode ser confirmada, visto que o aumento de concentrações verificados para a célula 1 não atingiram níveis de concentração superiores as encontradas no lixiviado.

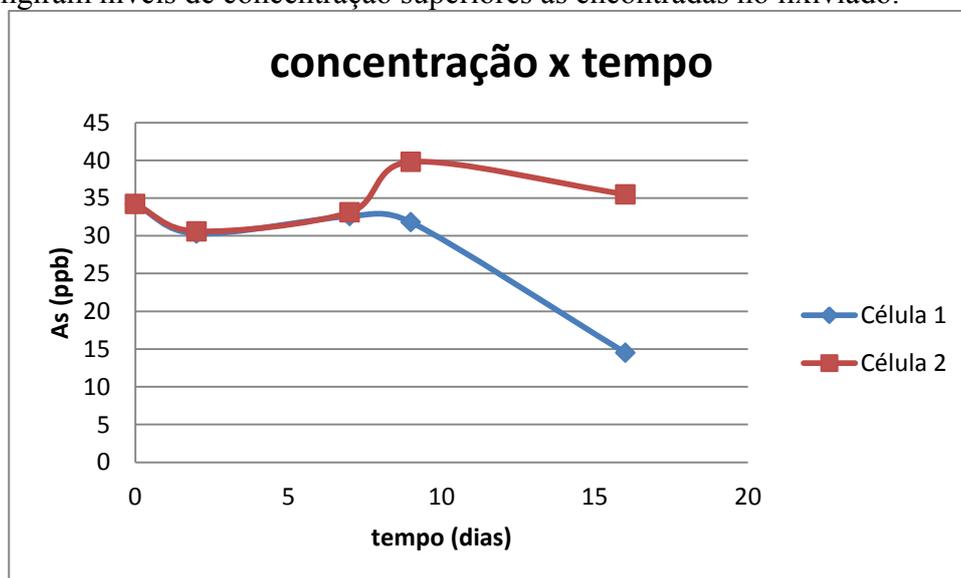


Figura32 – Concentração de arsênio (As) pelo tempo para as células de difusão.  
Fonte: Elaborada pelo autor.

Para o chumbo, os resultados entre as células apresentam algumas inconsistências. No caso da célula 1, as concentrações diminuíram lentamente até 7 dias de ensaio, seguido de acréscimos de concentração relativamente rápidos. Ao final dos ensaio, as concentrações atingiram valores maiores que os encontrados inicialmente no lixiviado “bruto”. Para a célula 2, as concentrações de chumbo, aumentaram discretamente nos primeiros dias, mas já atingindo valores superiores aos medidos no contaminante, em seguida as concentrações diminuíram voltando a aumentar após 10 dias de ensaio, mas sem atingir concentração máxima (em 2 dias) anteriormente encontrada.

Apesar das diferenças de comportamento, verificadas graficamente na figura 33, como os valores de concentração de chumbo atingidos são superiores quando comparados com o lixiviado bruto (mesmo que para períodos diferentes do ensaio), a maior parte do chumbo existente no sistema, é do solo. A diferença principal entre as células, é que para a célula 1, o chumbo já foi transportado do solo para o lixiviado, enquanto que para a célula 2, o chumbo ainda encontra-se no solo, mas é disponibilizado em quantias cada vez maiores para a fase líquida, porém sem atingir, até no momento do término do ensaio, concentrações superiores as concentrações iniciais do lixiviado.

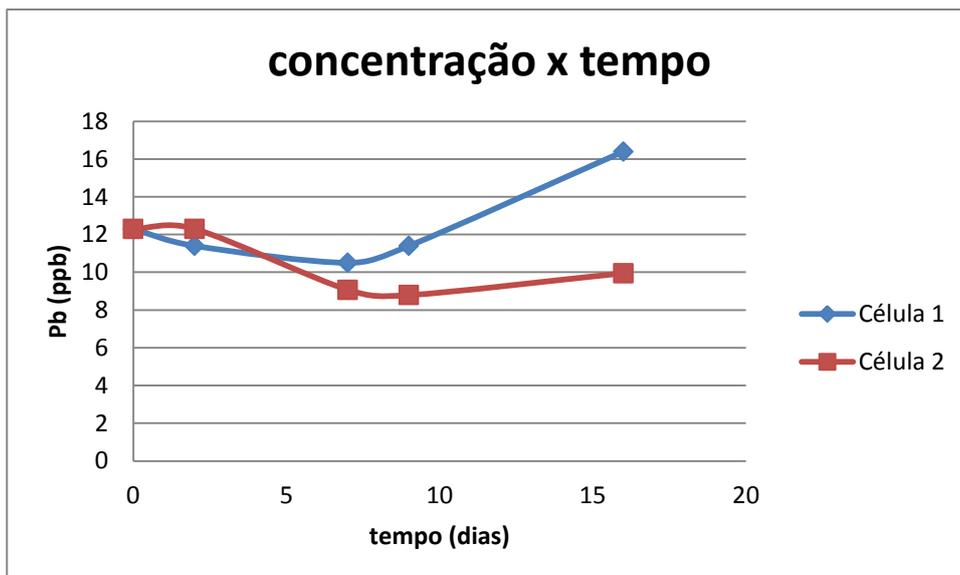


Figura 33– Concentração de chumbo (Pb) pelo tempo para as células de difusão.  
Fonte: Elaborada pelo autor.

Alguns elementos foram transportados do solo para o lixiviado como verificado nas figuras 34 a 37. No caso do alumínio, em função de sua quantidade no solo e pH encontrado no sistema. Outros elementos, como o titânio, ítrio e tório, com baixas concentrações no solo e lixiviado, foram incorporados ao lixiviado, simplesmente porque estes elementos possuíam concentrações menores no contaminante.

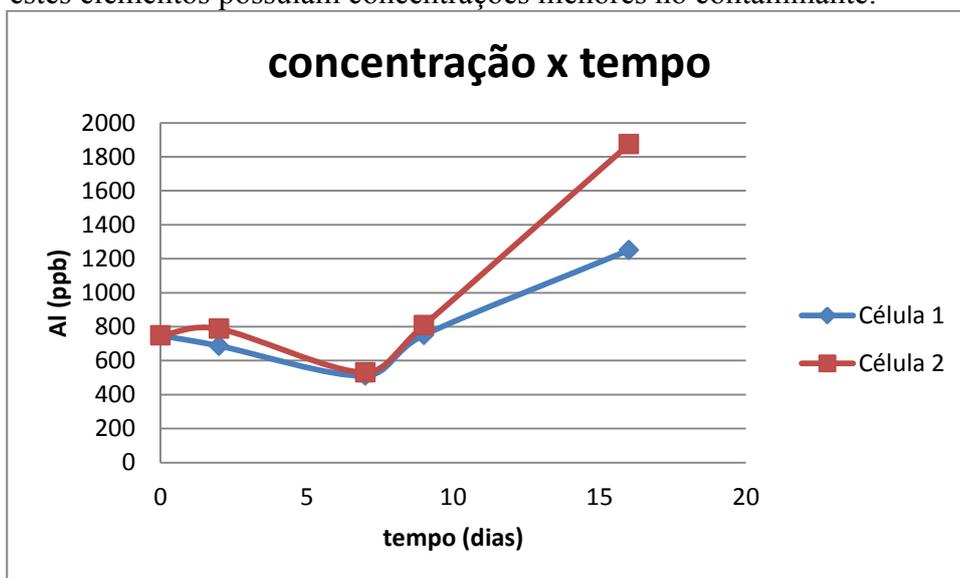


Figura 34– Concentração de alumínio (Al) pelo tempo para as células de difusão.  
Fonte: Elaborada pelo autor.

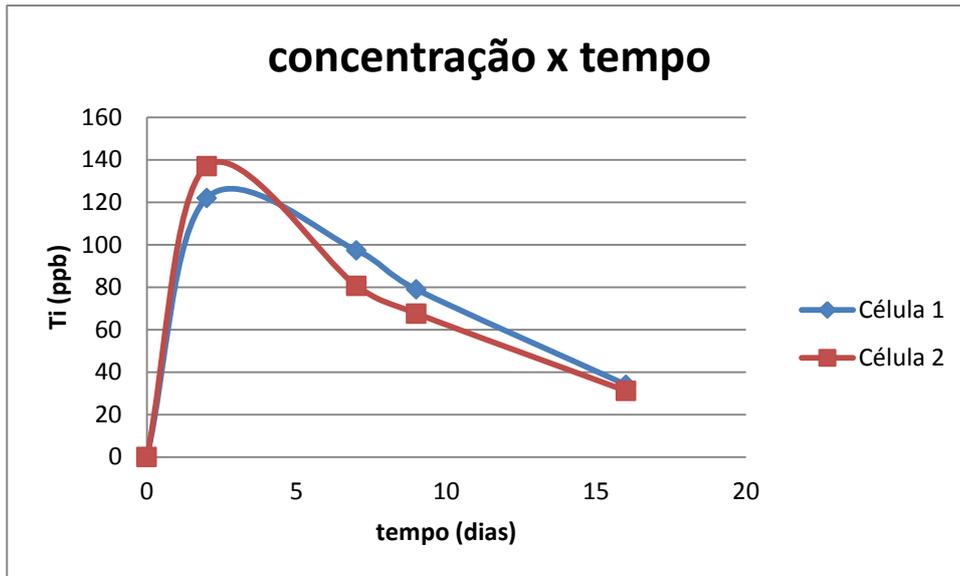


Figura 35– Concentração de titânio (Ti) pelo tempo para as células de difusão.  
 Fonte: Elaborada pelo autor.

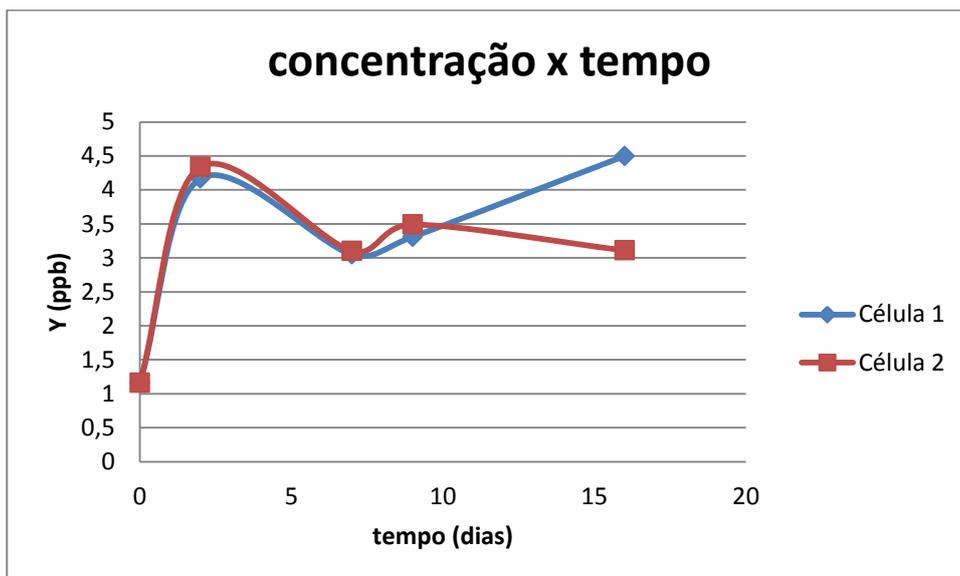


Figura 36– Concentração de ítrio (Y) pelo tempo para as células de difusão.  
 Fonte: Elaborada pelo autor.

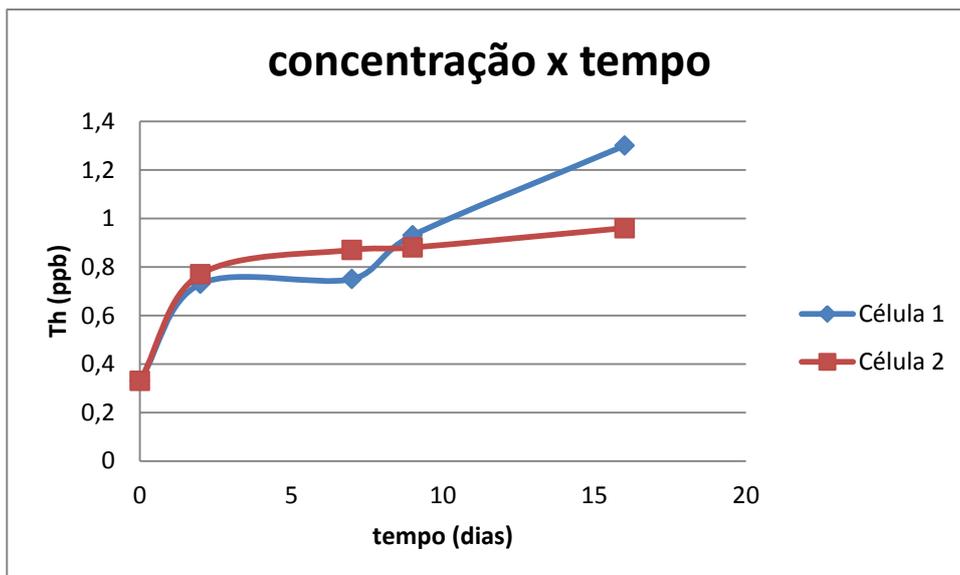


Figura 37– Concentração de thório (Th) pelo tempo para as células de difusão.  
Fonte: Elaborada pelo autor.

As figura 38 e 39, mostram a variação de alguns parametros de qualidade, durante o ensaio de difusão. As condições iniciais do ensaio são referentes à composição da água utilizada para saturar o sistema. Como no início do ensaio de difusão, esta água foi retirada e substituída por lixiviado bruto, tais condições mudaram consideravelmente nos dois primeiros dias, porém sem alterações siginificativas até o final do ensaio.

Também foram realizados ensaio de AOV, alvalinidade e Eh, porém devido à problemas na coleta das últimas amostras, estes parâmetros não serão levados em consideração devido a pequena quantidade de amostras (três) e diferenças significativas entre os resultados da célula 1 e célula 2.

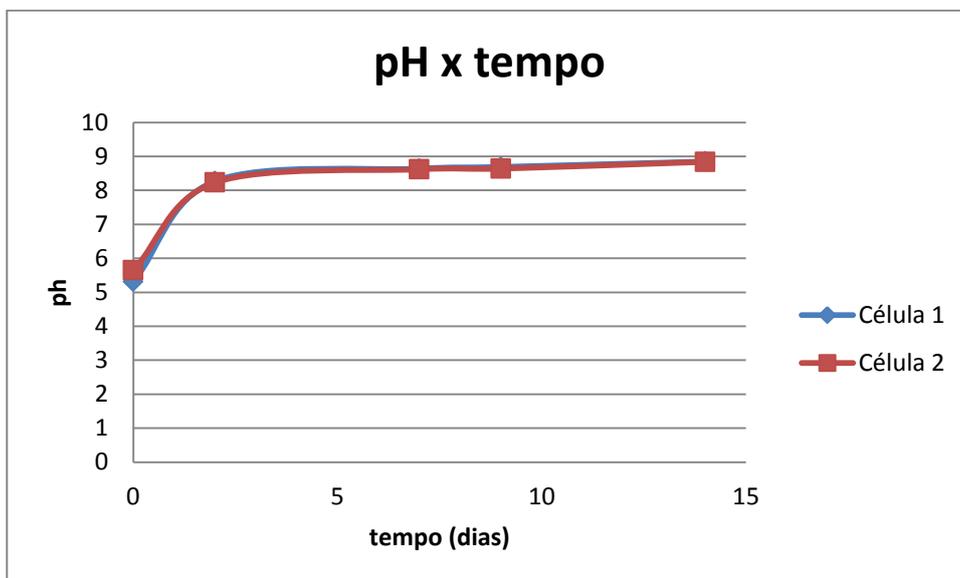


Figura 38 – Variação de pH durante o ensaio de difusão

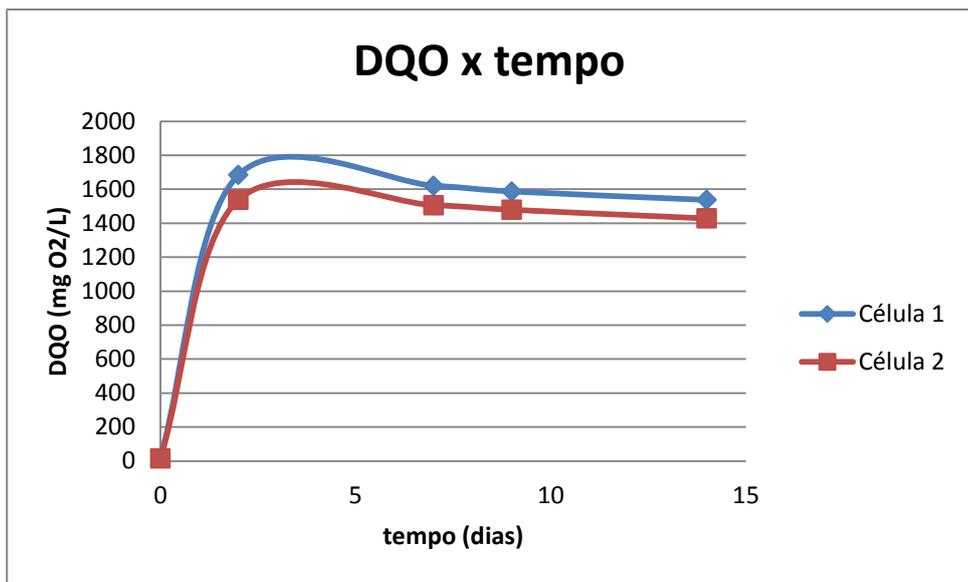


Figura 39 – Variação de pH durante o ensaio de difusão

### 6.3 SOLOS

Os principais componentes dos solo foram analisados por espectrometria de fluorescência de raios  $\gamma$ , determinando-se assim, como óxidos, as porcentagens dos elementos que compõem o solo (tabela 12). As composições encontradas entre o topo e base do sistema apresentam-se constantes para maioria dos elementos.

Comparando-se os resultados obtidos dos solos contaminados com os resultados de caracterização dos solos compactados representativos do aterro Delta A, encontrados por Leme (2013), é verificado que alguns elementos foram transferidos do lixiviado para solos após o processo de difusão, já que suas porcentagens relativas aumentaram para alumínio, manganésio, sódio, potássio e titânio. Para os elementos cálcio, manganês e ferro, as concentrações mantiveram-se constantes entre solo contaminado e o solo padrão, indicando que estes elementos não foram incorporados ao solo durante o ensaio.

Inicialmente é verificado uma diminuição considerável da porcentagem de sílica que compõem o solo. Isto se deve, não somente pela possibilidade deste elemento ter sido transferido ao solo por difusão, mas principalmente pela entrada de outros elementos na composição deste solo. Desta maneira, a sílica é encontrada em menor proporção, não necessariamente pela sua saída do solo, mas sim pela transferência de diferentes elementos em quantidades significativas, disponibilizados ao solo devido ao contato com o lixiviado. Outros elementos, como o magnésio e potássio, por sua vez, tiveram suas porcentagens diminuídas quando comparados a composição de referência, em função da mobilização destes elementos para o lixiviado por difusão.

O sódio encontrado no solo, apresenta-se com concentrações diferentes quando comparadas camadas do topo e base das células de difusão. Uma possível causa para estes valores, é que além do sódio ter sido transportado ao solo por difusão, nas porções superiores da célula de difusão este elemento também pode ter sofrido adsorção, justificando-se assim as diferenças encontradas de concentração entre topo e base.

Tabela 12 – Composição do solos em porcentagem.

(%)	SOLOS DO TOPO			SOLOS DA BASE		
	Referência*	ST -1	ST - 2	referência	SB -1	SB - 2
<b>SiO<sub>2</sub></b>	74,30	64,01*	64,24	74,30	65,96	65,80
<b>TiO<sub>2</sub></b>	0,85	0,822	0,870*	0,85	0,870	0,861
<b>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub></b>	14,00	18,86*	20,10	14,00	19,94	20,00
<b>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub></b>	4,10	3,96	4,10	4,10	4,15	4,08
<b>MnO</b>	0,01	0,006	0,006	0,01	0,006	0,005
<b>MgO</b>	0,17	0,30	0,32	0,17	0,37	0,36
<b>CaO</b>	0,03	0,02	0,03	0,03	0,02	0,02
<b>Na<sub>2</sub>O</b>	0,09	0,56	0,54	0,09	0,17	0,18
<b>K<sub>2</sub>O</b>	0,58	0,71	0,76	0,58	0,66	0,65
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	0,07	0,082	0,091	0,07	0,088	0,089

\*Nota: Dados de referência (Leme 2013)

Fonte:Elaborada pelo autor.

Outros elementos, componentes do solo, mas em menores proporções de concentração (ppm), também foram analisados por espectrometria de fluorescência de raios – x (anexo 2). Estes elementos, no caso, arsênio, bário, cobre, cromo, gálio, molibidênio, nióbio, níquel, chumbo, rubídio, estrôncio, thório, vanádio, ítrio, zinco e zircônio apresentaram concentrações constantes entre o topo e base base da célula experimental. Como, não foram analisados por Leme (2013) nos solos utilizados de referência neste trabalho, não é possível verificar através destes dados apenas, se estes elementos tiveram suas concentrações aumentadas após a difusão.

## 7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados obtidos através das análises de espectrometria de massa (ICP-MS) e espectrometria de fluorescência de raios – x, foi verificado que a maioria dos elementos existentes no sistema foram disponibilizados do lixiviado (solução contaminante). Por vezes, estes elementos foram incorporados aos solos através do processo de transporte de difusão. Este comportamento era esperado, já que os lixiviados de aterros sanitários, normalmente, apresentam em sua composição, altas concentrações de diversos componentes, inclusive metais, encontrados em proporções menores nos meios naturais. Ao final do ensaio de difusão, pode-se perceber que o período utilizado (16 dias) não foi suficiente para atingir condições de equilíbrio. Assim, o processo de difusão não chegou ao fim para nenhum componente, já que as concentrações verificadas pela análise de ICP-MS, não estabilizaram.

Elementos como o sódio, magnésio, ferro, rubídio, estrôncio e nióbio apresentaram comportamentos semelhantes para as curvas de concentração para ambas as células, com decréscimo de suas concentrações no lixiviado e consequente transporte para o solo. Apesar da concentração de ferro ter diminuído no lixiviado, sua concentração permaneceu constante no solo. Desta maneira, apesar deste elemento ter sido disponibilizado ao sistema pelo lixiviado, tal elemento não foi incorporado ao solo, ficando móvel no sistema, provavelmente devido as condições de pH básico e por competitividade entre os elementos. Também foi verificado que o gálio, cálcio, vanádio, cromo, potássio, cobalto e níquel, foram disponibilizados e incorporados ao solo devido a queda das concentrações destes elementos no lixiviado, apesar de verificados períodos breves de estabilidade ou do retorno de parte destes elementos para o solo ao segundo o comportamento das curvas de concentração das análises por ICP – MS. De maneira similar ao ocorrido com o ferro, as concentrações do cálcio não aumentaram no solo, segundo as análises de raio-x, indicando que o elemento também pode ter ficado móvel no sistema.

Alguns elementos, como o manganês, zinco e cobre, durante o processo difusivo, foram transportados do solo para o lixiviado, porém, quando analisadas as condições iniciais e finais das concentrações no lixiviado, foi verificada sua transferência para o solo. Como ocorrido com o ferro e o cálcio, o manganês também ficou móvel no sistema, já que suas concentrações ficaram estáveis no solo, segundo os dados de raios - x.

Em alguns casos, houve transferência de elementos do solo para o lixiviado. Isto é observado, a partir das curvas de concentração de ICP - MS, quando as concentrações finais dos elementos são maiores do que as encontradas no lixiviado bruto. Tal condição se aplica aos elementos bário, alumínio, ítrio e titânio. No caso do alumínio, ítrio e titânio, as concentrações no lixiviado aumentaram, mesmo que em taxas diferentes ou com períodos breves de estabilização, até o término do ensaio. Para o bário, as concentrações aumentaram rapidamente no início da difusão, com posterior queda desta concentração, indicando que o elemento foi transferido do solo para o lixiviado, mas durante o processo difusivo, este elemento retornou parcialmente para o solo.

Os dados referentes ao arsênio e chumbo, foram discrepantes entre as células de difusão, assim não há como concluir se tais elementos foram incorporados de fato ao solo ou ao lixiviado, sendo necessários estudos mais detalhados sobre estes elementos.

Desta maneira, pode-se concluir que grande parte dos elementos saíram do lixiviado, sendo disponibilizados para o solo quando as concentrações dos elementos eram significativamente grandes no lixiviado em comparação com as concentrações iniciais do solo, mas não necessariamente incorporados ao meio poroso devido a competitividade entre elementos e propriedades do solo. Para elementos com maiores concentrações no solo, ocorreu o oposto, apesar destes casos serem menos frequentes.

## 8 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas - Norma Brasileira de Classificação de Resíduos Sólidos. NBR 10004:2004

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas - Determinação da Massa Específica dos Grãos. NBR 6508:1984.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas – Determinação do Limite de Liquidez. NBR 6459: 1984.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas - Análise Granulométrica. NBR 7181. 1984.

ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas - Determinação do Limite de Plasticidade. NBR 7180:1984.

ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas – Compactação Proctor Normal. NBR 7182:1986

Autosustentável 2010. Disponível em: [http://www.autosustentavel.com/2010/05lixoes-aterros-sanitarios-e\\_30.html](http://www.autosustentavel.com/2010/05lixoes-aterros-sanitarios-e_30.html). Acesso em 22 de set 2013

Bear J. 1972. Dynamics of fluids in porous media. U.S.A: American Elsevier Publishing Company, 764p. 1972.

Belinassi L. 2009. “Condutividade hidráulica de argilas lateríticas compactadas visando a utilização em camadas impermeabilizantes de aterros sanitários” in: Anais do XVII Congresso interno de iniciação científica da Unicamp, Campinas – SP, .

Benatti J. C. B., Leme, M. A. G.; Miguel M. G. 2012. “Concepção, projeto e construção de célula experimental de grandes dimensões para estudo de recalques em aterros sanitários” in Anais do XVI Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica e V Simpósio Brasileiro de Jovens Geotécnicos, Porto de Galinhas – PE,

Boscov M. E. G (Ed.) 2008. Geotecnia Ambiental. Oficina de Textos, São Paulo, 248pp.

Cadavid Perez P. C. V. 2004. Análise técnico-econômico para aproveitamento energético do gás gerado em aterros sanitários utilizando pilhas a combustível "O caso do município de Campinas – SP. Tese de doutorado. Unicamp. 179 p.

Camargo C. C. 2012. Cristal Coser de. Tratamento de lixiviado de aterro sanitario: remoção de amônia por formação de estruvita. 2012.Dissertação de Mestrado, Departamento de Saneamento e Ambiente, Unicamp. 210 p.

CAMPINAS 2001. Prefeitura Municipal de Campinas – Departamento de Limpeza Urbana – Coordenadoria de Tratamentos de Resíduos – Relatórios Mensais – ENGEONº DELMON 02.

CAMPINAS. Campinas: a gestão dos resíduos sólidos urbanos. Campinas: Secretaria de Serviços Públicos. Secretaria da Administração. 1996, p.224. (Texto Técnico)

Carvalho M.F. 1999. Comportamento geotécnico de resíduos sólidos urbanos. São Carlos. 300p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CETESB – Companhia de Tecnologia e de Saneamento Ambiental de São Paulo 1993. Resíduos Sólidos Ambientais. SãoPaulo/SP

CEPAGRI. Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. Banco de Dados: Clima dos Municípios Paulistas. Disponível em <http://www.cpa.unicamp.br>. Acesso em 12 de nov 2013

Carvalho, M. F. 1999. Comportamento Mecânico de Resíduos Sólidos Urbanos. São Paulo. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos/USP. 1999. 300p.

Carvalho, A. L., Matos A. T.; Hamakawa, P. J, Azevedo, R. F. 2006 Produção de percolado por resíduos sólidos urbanos de diferentes idades, na presença de resíduos da construção civil e sob recirculação. Engenharia na Agricultura, v.14, n.2, p.131- 138.

Costa P O S. 2002 Avaliação em laboratório do transporte de contaminantes no solo do aterro sanitário de Sauípe- BA. Tese de doutorado, Universidade federal de Salvador 167 p.

Freeze R. A. & Cherry J. A. 1979 Groundwater.Prentice-Hall 500 p.

Farquhar G. J. & Revers F. A.1973. Gas production during refuse decomposition. Water, Air and Soil Pollution

Gillham R.W. 1981. Physical Processes and Mathematical Models of Contaminant Migration. Subsurface Contaminant Migration from Mine and Mill Waste Impoundments, Colorado State University

IPT/CEMPRE 2000. Compromisso Empresarial para a reciclagem. Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. 2ª ed. São Paulo.

IPT/CEMPRE 2000. Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado. ISBN 85-09-00106-5.

Iwai C.K. 2005 Tratamento de chorume através da percolação em solos empregados como material de cobertura de aterros para resíduos sólidos urbanos, Tese de mestrado. Unicamp. 112 p.

Leme M. A. G., Miguel M. G., Bernardo G. F. S. B. Caracterização do solo no sistema impermeabilizante de base de uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos. In:14º Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental

Macambira I. Q. 2002. Comportamento hidráulico de alguns solos lateríticos para uso como barreira impermeável. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, EESC/USP, 140p.

Marques V. S., Pejon O. J. 2011. “Caracterização e estudo das propriedades hidráulicas de materiais argilosos da Formação Corumbataí para uso em barreiras protetoras (liners)” in Anais do 13o Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental. São Paulo.

Meldonian N. L. 1998. Alguns aspectos do lixo urbano no Estado de São Paulo e considerações sobre a reciclagem do alumínio e do papel em Campinas/SP. Tese de doutorado. 124p.

Mitchell J. K. 1993. Fundamentals of Soil Behavior. 2nd . Editions John Wiley & Sons. Inc. New York, p. 437.

Mortatti B.C. 2010. Caracterização físico-química dos solos e comportamento dos contaminantes da vinhaça por processo de difusão. Monografia apresentada à Universidade Estadual de Campinas (Unicamp).76p

Musso Laespiga, M. A. (2008). Transporte de solutos em barreiras de material argiloso compactado (CCL) e geocomposto bentonítico (GCL): fluxo diretos, acoplados e comportamento menbrana. Tese (Doutorado em Geotecnia) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Renou S., Givaudan J. G., Poulain S., Dirassouyan F., Moulin P. 2008. Landfill leachate treatment: review and opportunity. Journal of Hazardous Materials. 150: 468-493

Rowe R K, Quigley R. M., Booker J. M. (1995). Clayey Barrier Systems for Waste Disposal Facilities. E&FN Spon, Londor. 390 p.

Salustiano R. E. 2012. Aplicação do Modelo Help na caracterização do Balanço Hídrológico do aterro sanitário Delta A de Campinas/SP. Trabalho de Conclusão de Curso, Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), 89 p.

Santos, L. M. D. G.(2011). “Caracterização de dimensão e composição geoquímica de pluma de contaminação no Aterro Sanitário Municipal Delta A em Campinas (SP)”. Trabalho de Conclusão de Curso, Inst. de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas – SP. 89 p.

Shackerlford C. D. & Daniel, D. E. Diffusion in saturated soil. I: background. Journal of Geotechnical Engineering vol 117 nº 3 mar. 1991. p. 467-484. 1991.

Simabuco S. M., Nascimento Filho V. F., Viera D. B.; Ludovice, M. T. E. Determinação de elementos traços em água de percolação em solos submetidos a aplicação de vinhaça empregando a fluorescência de raios X por dispersão de energia. “CD-ROM”. In: 6º Congresso Geral de Energia Nuclear. Rio de Janeiro, 1996.

Susin B., Ramires, M. C. P. 2011. “Análise geotécnica de solos coesivos em Caxias do Sul para a sua utilização na construção de CCL em aterro de resíduos” in Anais do 13o

Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental, São Paulo.

Teixeira, Egle Novaes. Modelo integrado de gestão de resíduo sólido. In: SILVA, Fabio Cesar da; PIRES, Adriana M.; RODRIGUES, Mario Sergio; BARREIRA, Luciana (Org.). Gestão pública de resíduo sólido urbano: compostagem e interface agro-florestal. 1. ed. Botucatu – SP: FEPAF, p. 25-52, 2009. cap. 2

Vaz L.F. Classificação Genética dos Solos e dos Horizontes de Alteração de Rocha em Regiões Tropicais. Revista Solos e Rochas, São Paulo, p.117-136, 1996.

Yoshinaga Sueli 1995- Subsídios ao planejamento territorial de Campinas: A aplicação da abordagem de tipos de terreno, Revista IG. São Paulo, Volume Especial 1995. Disponível em: <[www.igeologico.sp.gov.br/downloads/revista\\_ig/v16nspa10.pdf](http://www.igeologico.sp.gov.br/downloads/revista_ig/v16nspa10.pdf)>. Acesso em: 12 out. 2013.

Sites:

<http://www.abrelpe.org.br/Panorama2011.pdf>. Acesso em: 15 de out. 2013

## Anexo 1



Universidade Estadual de Campinas  
 Instituto de Geociências  
 Departamento de Geologia e Recursos Naturais  
 Laboratório de Geoquímica Analítica

## Boletim de Resultados Analíticos

Interessado: Luis Claudio Dias Bezerra Viscardi

Orientador: Professora Sueli Yoshinaga Pereira

Serviço executado: Determinação de elementos traço em amostras de chorume

## Materiais e métodos

Aliquotas de 0,5g da amostra foram dissolvidas utilizando 5 mL de ácido nítrico destilado. As amostras foram mantidas em chapa elétrica à 50°C por 2 horas para eliminação da matéria orgânica. Em seguida a temperatura foi elevada para 110°C para evaporação. As amostras foram retomadas em ácido nítrico 2 mol/L.

Todas soluções foram preparadas com água ultra-pura (18,2 MΩ.cm), obtida por sistema Milli-Q. O ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>) foi purificado por sub-ebulição. Os frascos utilizados para as diluições foram previamente limpos com HNO<sub>3</sub> 5% e enxaguados com água ultra-pura.

O limite de detecção (LD) foi determinado como sendo a média ( $\bar{x}$ ) mais 3 desvios-padrão ( $s$ ) de dez medidas do branco ( $LD = \bar{x} + 3s$ ).

As medições foram realizadas em ICP-MS XseriesII (Thermo) equipado com CCT (Collision Cell Technology).

## Diluição das amostras

As amostras foram diluídas gravimetricamente para 10,0 g com água ultra-pura.

## Otimização do instrumento, isótopos medidos e condições

Antes das medidas o instrumento foi ajustado, conforme recomendado pelo fabricante.

Os isótopos (<sup>7</sup>Li, <sup>9</sup>Be, <sup>11</sup>B, <sup>23</sup>Na, <sup>25</sup>Mg, <sup>27</sup>Al, <sup>71</sup>Ga, <sup>85</sup>Rb, <sup>86</sup>Sr, <sup>89</sup>Y, <sup>90</sup>Zr, <sup>93</sup>Nb, <sup>95</sup>Mo, <sup>107</sup>Ag, <sup>114</sup>Cd, <sup>121</sup>Sb, <sup>133</sup>Cs, <sup>137</sup>Ba, <sup>139</sup>La, <sup>140</sup>Ce, <sup>141</sup>Pr, <sup>145</sup>Nd, <sup>147</sup>Sm, <sup>151</sup>Eu, <sup>157</sup>Gd, <sup>159</sup>Tb, <sup>163</sup>Dy, <sup>165</sup>Ho, <sup>167</sup>Er, <sup>169</sup>Tm, <sup>173</sup>Yb, <sup>175</sup>Lu, <sup>180</sup>Hf, <sup>181</sup>Ta, <sup>183</sup>W, <sup>203</sup>Tl, <sup>208</sup>Pb, <sup>209</sup>Pb, <sup>210</sup>Pb, <sup>212</sup>Bi, <sup>232</sup>Th, <sup>238</sup>U) foram medidos na configuração padrão. Os isótopos (<sup>39</sup>K, <sup>41</sup>Ca, <sup>45</sup>Sc, <sup>49</sup>Ti, <sup>51</sup>V, <sup>52</sup>Cr, <sup>56</sup>Fe, <sup>55</sup>Mn, <sup>59</sup>Co, <sup>60</sup>Ni, <sup>63</sup>Cu, <sup>66</sup>Zn, <sup>74</sup>Ge, <sup>75</sup>As, <sup>78</sup>Se, <sup>118</sup>Su) foram medidos empregando-se a CCT.

## Calibração do instrumento

A calibração do instrumento foi efetuada com soluções multielementares preparadas gravimetricamente a partir de soluções-padrão monoelementares de 100 mg/L (AccuStandard).

## Controle de qualidade

O controle de qualidade foi efetuado pela análise dos materiais de referência NIST SRM 1640 (Trace Elements in Natural Water).

Analista: Margareth Sugano Navaro

Responsável pelo laboratório: Profa Jacinta Enzweiler

14/11/2013

UNICAMP, Instituto de Geociências C.P. 6152, Campinas, SP, Brasil, CEP 13083-970

Tel 19 35214575 Fax 19 3289 1097 e-mail: jacinta@ige.unicamp.br

Laboratório de Geoquímica - Instituto de Geociências - Unicamp

		L10	L9	L8	L7	L6	L4	L3	L2	L1	
Ag	ng.mL <sup>-1</sup>	0,21	0,69	0,32	0,35	0,29	0,70	0,31	0,28	0,54	0,49
Al	ng.mL <sup>-1</sup>	14,2	129	1874	1250	809	751	531	511	787	687
As	ng.mL <sup>-1</sup>	0,69	0,62	35,5	14,5	39,8	31,8	33,1	32,6	30,6	30,3
B	ng.mL <sup>-1</sup>	15,7	1,94	996	961	1656	1716	1752	1666	2202	2240
Ba	ng.mL <sup>-1</sup>	57,7	47,8	112	133	227	253	245	247	305	291
Be	ng.mL <sup>-1</sup>	<LD	<LD	<LD	<LD	0,12	<LD	<LD	<LD	0,05	<LD
Bi	ng.mL <sup>-1</sup>	0,01	0,02	0,07	0,09	0,07	0,06	0,04	0,05	0,08	0,06
Ca	ng.mL <sup>-1</sup>	1418	1146	9934	4749	19400	17521	19808	24110	28411	26047
Cd	ng.mL <sup>-1</sup>	3,51	2,44	6,67	3,26	6,90	5,64	6,67	6,46	4,97	5,04
Ce	ng.mL <sup>-1</sup>	0,35	0,39	17,2	29,0	10,9	11,7	8,40	7,68	11,2	10,2
Co	ng.mL <sup>-1</sup>	1,63	1,27	68,4	28,7	72,9	63,5	65,5	69,2	68,6	66,9
Cr	ng.mL <sup>-1</sup>	0,58	0,48	113	45,2	162	134	155	174	198	186
Cs	ng.mL <sup>-1</sup>	0,23	0,25	14,3	15,3	28,1	28,4	28,6	26,9	27,9	27,7
Cu	ng.mL <sup>-1</sup>	5,90	5,32	65,6	38,0	93,5	76,4	76,2	88,7	89,6	87,5
Dy	ng.mL <sup>-1</sup>	0,01	0,03	0,75	1,27	0,71	0,71	0,67	0,60	0,82	0,84
Er	ng.mL <sup>-1</sup>	0,02	0,02	0,36	0,54	0,35	0,34	0,38	0,35	0,43	0,44
Eu	ng.mL <sup>-1</sup>	0,01	0,01	0,35	0,53	0,26	0,29	0,26	0,23	0,29	0,27
Fe	ng.mL <sup>-1</sup>	14,2	102	1214	550	2014	1840	2130	2472	3476	3140
Ga	ng.mL <sup>-1</sup>	0,09	0,10	0,75	1,12	0,67	0,69	0,56	0,53	0,92	0,92
Gd	ng.mL <sup>-1</sup>	0,02	0,06	3,49	3,75	3,04	3,31	2,86	2,80	3,56	3,37
Ge	ng.mL <sup>-1</sup>	0,03	<LD	0,15	0,11	0,22	0,36	0,16	0,33	0,38	0,23
Hf	ng.mL <sup>-1</sup>	<LD	0,003	0,36	0,40	0,87	0,71	0,71	0,73	0,80	0,59
Ho	ng.mL <sup>-1</sup>	0,004	0,001	0,12	0,21	0,13	0,15	0,13	0,13	0,16	0,17
K	ng.mL <sup>-1</sup>	4204	5289	872593	390822	1376224	1172306	1355125	1436667	1535616	1553536
La	ng.mL <sup>-1</sup>	0,19	0,24	5,64	10,0	4,32	5,02	3,78	3,62	5,92	5,74
Li	ng.mL <sup>-1</sup>	1,39	1,63	0,85	0,82	1,08	2,10	2,27	2,91	10,0	10,1
Lu	ng.mL <sup>-1</sup>	0,002	0,001	0,06	0,09	0,06	0,06	0,06	0,05	0,06	0,06
Mg	ng.mL <sup>-1</sup>	759	689	10574	9519	44008	46579	52965	55549	78219	75051
Mn	ng.mL <sup>-1</sup>	46,1	34,0	48,3	22,6	63,9	56,4	65,4	73,6	86,4	87,3
Mo	ng.mL <sup>-1</sup>	0,34	0,24	15,9	13,6	9,33	9,12	8,02	7,29	8,04	7,75
Na	ng.mL <sup>-1</sup>	2939	2750	1608212	1423649	2185750	2144826	2178431	2141522	2524884	2463943
Nb	ng.mL <sup>-1</sup>	0,01	<LD	0,19	0,24	0,94	0,99	0,90	1,01	2,01	1,78
Nd	ng.mL <sup>-1</sup>	0,24	0,82	9,68	25,7	7,88	11,8	7,03	6,21	8,38	10,2
Ni	ng.mL <sup>-1</sup>	1,76	1,74	204	88,1	226	193	206	218	220	216
Pb	ng.mL <sup>-1</sup>	3,95	3,36	9,95	16,4	8,79	11,4	9,07	10,5	12,3	11,4
Pr	ng.mL <sup>-1</sup>	0,05	0,06	1,86	3,09	1,52	1,66	1,28	1,33	1,76	1,74
Rb	ng.mL <sup>-1</sup>	6,70	13,9	2109	2207	3710	3770	3902	3665	4883	4785
Sb	ng.mL <sup>-1</sup>	0,09	0,20	3,24	3,17	4,56	4,64	4,42	4,15	5,77	5,28
So	ng.mL <sup>-1</sup>	3,61	3,13	5,29	2,93	6,62	4,02	4,72	4,70	4,24	2,56
Se	ng.mL <sup>-1</sup>	2,31	2,15	13,5	5,95	8,86	6,76	7,48	6,67	5,70	6,63
Sm	ng.mL <sup>-1</sup>	0,04	0,06	1,87	2,87	1,46	1,45	1,26	1,25	1,68	1,34
Sn	ng.mL <sup>-1</sup>	0,36	0,33	4,84	1,79	8,23	7,35	9,39	10,3	11,4	9,52
Sr	ng.mL <sup>-1</sup>	17,2	14,2	73,5	76,9	182	193	201	203	287	274
Ta	ng.mL <sup>-1</sup>	<LD	<LD	<LD	0,08	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Tb	ng.mL <sup>-1</sup>	0,004	0,006	0,18	0,22	0,15	0,15	0,12	0,12	0,16	0,18
Th	ng.mL <sup>-1</sup>	0,01	<LD	0,96	1,30	0,88	0,93	0,87	0,75	0,77	0,73
Tl	ng.mL <sup>-1</sup>	0,82	0,91	31,1	34,0	67,6	78,9	80,6	97,3	137	122
Ti	ng.mL <sup>-1</sup>	0,18	0,17	1,46	1,50	1,99	2,22	1,87	1,81	1,51	1,58
Tm	ng.mL <sup>-1</sup>	0,002	0,004	0,05	0,07	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
U	ng.mL <sup>-1</sup>	0,01	0,03	64,0	98,7	31,6	30,7	21,6	21,9	13,3	14,0
V	ng.mL <sup>-1</sup>	0,21	0,15	30,3	13,4	87,3	72,1	72,8	77,0	87,2	86,2
W	ng.mL <sup>-1</sup>	<LD	0,08	2,06	1,96	3,28	3,19	3,34	2,87	4,93	4,71
Y	ng.mL <sup>-1</sup>	0,11	0,12	3,11	4,50	3,49	3,31	3,10	3,05	4,34	4,17
Yb	ng.mL <sup>-1</sup>	0,01	0,03	0,30	0,38	0,32	0,29	0,33	0,32	0,36	0,38
Zn	ng.mL <sup>-1</sup>	438	340	251	121	377	293	382	395	504	454
Zr	ng.mL <sup>-1</sup>	0,02	0,17	32,8	28,5	65,7	60,7	54,8	59,5	62,5	51,3

L0		1840	1840		Limites	
		Obtido	Certificado	Incerteza	de Detecção	
Ag	ng.mL <sup>-1</sup>	1,53	7,31	7,62	0,26	0,001
Al	ng.mL <sup>-1</sup>	748	60,3	62	1,6	0,4
As	ng.mL <sup>-1</sup>	34,2	28,2	26,67	0,41	0,005
B	ng.mL <sup>-1</sup>	3027	289	301,1	6,1	1,2
Ba	ng.mL <sup>-1</sup>	62,3	140	146	2,2	0,009
Be	ng.mL <sup>-1</sup>	0,15	32,2	34,94	0,41	0,007
Bi	ng.mL <sup>-1</sup>	0,09	0,04			0,0007
Ca	ng.mL <sup>-1</sup>	35451	9325	7046	69	9
Cd	ng.mL <sup>-1</sup>	3,49	26,9	22,79	0,96	0,004
Ce	ng.mL <sup>-1</sup>	2,21	0,33			0,007
Co	ng.mL <sup>-1</sup>	89,1	21,5	20,28	0,31	0,006
Cr	ng.mL <sup>-1</sup>	304	41,4	38,6	1,6	0,01
Cs	ng.mL <sup>-1</sup>	16,0	0,10			0,0005
Cu	ng.mL <sup>-1</sup>	79,0	92,8	66,2	1,2	0,05
Dy	ng.mL <sup>-1</sup>	0,14	0,04			0,001
Er	ng.mL <sup>-1</sup>	0,10	0,02			0,0005
Eu	ng.mL <sup>-1</sup>	0,05	0,02			0,0005
Fe	ng.mL <sup>-1</sup>	6079	62,1	34,3	1,6	1,6
Ga	ng.mL <sup>-1</sup>	1,71	0,02			0,001
Gd	ng.mL <sup>-1</sup>	2,76	0,07			0,001
Ge	ng.mL <sup>-1</sup>	0,15	0,00			0,001
Hf	ng.mL <sup>-1</sup>	0,67	0,003			0,0005
Ho	ng.mL <sup>-1</sup>	0,03	0,008			0,0002
K	ng.mL <sup>-1</sup>	1843087	997	994	27	47
La	ng.mL <sup>-1</sup>	1,02	0,31			0,006
Li	ng.mL <sup>-1</sup>	38,2	48,6	60,7	1,4	0,01
Lu	ng.mL <sup>-1</sup>	0,01	0,002			0,0002
Mg	ng.mL <sup>-1</sup>	107962	5741	6819	66	0,2
Mn	ng.mL <sup>-1</sup>	79,8	131	121,6	1,1	0,03
Mo	ng.mL <sup>-1</sup>	8,87	42,1	46,76	0,26	0,007
Na	ng.mL <sup>-1</sup>	2849249	29249	29360	310	2,0
Nb	ng.mL <sup>-1</sup>	2,82	<LD			0,008
Nd	ng.mL <sup>-1</sup>	1,66	0,33			0,005
Ni	ng.mL <sup>-1</sup>	272	28,6	27,4	0,8	0,04
Pb	ng.mL <sup>-1</sup>	12,3	26,9	27,69	0,14	0,002
Pr	ng.mL <sup>-1</sup>	0,23	0,10			0,001
Rb	ng.mL <sup>-1</sup>	6066	2,01	2	0,02	0,01
Sb	ng.mL <sup>-1</sup>	7,82	13,0	13,79	0,42	0,001
So	ng.mL <sup>-1</sup>	2,87	<LD			0,4
Se	ng.mL <sup>-1</sup>	5,58	26,5	21,96	0,61	0,7
Sm	ng.mL <sup>-1</sup>	0,19	0,06			0,001
Sn	ng.mL <sup>-1</sup>	18,9	1,96			0,07
Sr	ng.mL <sup>-1</sup>	341	118	124,2	0,7	0,009
Ta	ng.mL <sup>-1</sup>	<LD	<LD			0,005
Tb	ng.mL <sup>-1</sup>	0,02	0,009			0,0003
Th	ng.mL <sup>-1</sup>	0,33	0,02			0,005
Tl	ng.mL <sup>-1</sup>	266	3,05			0,08
Ti	ng.mL <sup>-1</sup>	0,04	0,02			0,0003
Tm	ng.mL <sup>-1</sup>	0,02	0,006			0,0002
U	ng.mL <sup>-1</sup>	0,70	0,80			0,002
V	ng.mL <sup>-1</sup>	145	13,8	12,99	0,37	0,003
W	ng.mL <sup>-1</sup>	7,96	<LD			0,001
Y	ng.mL <sup>-1</sup>	1,16	0,20			0,005
Yb	ng.mL <sup>-1</sup>	0,08	0,02			0,0003
Zn	ng.mL <sup>-1</sup>	460	57,5	63,2	1,1	0,10
Zr	ng.mL <sup>-1</sup>	65,9	0,13			0,004

## Anexo 2

Universidade Estadual de Campinas  
Instituto de Geociências  
Laboratório de Geoquímica Analítica

### Boletim de Resultados Analíticos - TCC

Interessado: Luís Claudio Viscardi

Orientador: Sueli Yoshinaga Pereira

Serviço executado: Moagem das amostras. Determinação da perda à 105°C e percentagem de perda ao fogo (%PF) à 1000°C. Preparação da pastilha prensada e análise química por espectrometria de fluorescência de raios X (Philips, PW 2404, Holanda). Os elementos maiores e menores foram determinados no programa Uniquant. Os elementos-traço foram todos determinados no programa Solo2013 – Superq.

Para o controle de qualidade dos resultados dois materiais de referência internacionais (GSS-2 e GSS-5) foram analisados em paralelo.

Nota: As análises foram realizadas em pastilhas prensadas das amostras. Por esse motivo os valores reportados para elementos maiores e menores, cujos resultados se encontram expressos como óxidos, devem ser considerados somente como indicativos. Ressaltamos que na técnica de FRX, para determinar elementos maiores e menores em amostras geológicas, é recomendado preparar os espécimes na forma de vidros.

Analista - Supervisora do Laboratório: Maria Aparecida Vendemiatto

Responsável pelo Laboratório: Profa Jacinta Enzweiler

12/11/2013

UNICAMP, Instituto de Geociências C.P. 6152, Campinas, SP, Brasil, CEP 13083-970  
Tel 19 35214575 Fax 19 3289 1097 e-mail: [jacinta@ige.unicamp.br](mailto:jacinta@ige.unicamp.br)/  
[aparecida@ige.unicamp.br](mailto:aparecida@ige.unicamp.br)

## Resultados

<b>Amostra</b>	<b>SB-1G</b>	<b>SB-2G</b>	<b>ST-1G</b>	<b>ST-2G</b>
<b>Nº Lab.</b>	L-720	L-721	L-722	L-723
(%)				
<b>SiO<sub>2</sub></b>	65,96	65,80	64,01	64,24
<b>TiO<sub>2</sub></b>	0,870	0,861	0,822	0,870
<b>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub></b>	19,94	20,00	18,86	20,10
<b>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub></b>	4,15	4,08	3,96	4,10
<b>MnO</b>	0,006	0,005	0,006	0,006
<b>MgO</b>	0,37	0,36	0,30	0,32
<b>CaO</b>	0,02	0,02	0,02	0,03
<b>Na<sub>2</sub>O</b>	0,17	0,18	0,56	0,54
<b>K<sub>2</sub>O</b>	0,66	0,65	0,71	0,76
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	0,088	0,089	0,082	0,091
<b>Perda (105 °C)</b>	1,45	1,53	4,55	2,84
<b>P.F.(1000 °C)</b>	6,23	6,33	6,35	6,32
(µg g <sup>-1</sup> )				
<b>As</b>	11,6	11,1	11,9	11,1
<b>Ba</b>	152	155	145	158
<b>Cr</b>	53	54	54	57
<b>Cu</b>	11,6	11,5	11,9	12,0
<b>Ga</b>	14,5	15,2	15,0	15,7
<b>Mo</b>	2,7	2,6	2,1	2,5
<b>Nb</b>	24,3	23,0	22,9	23,5
<b>Ni</b>	12,4	12,5	11,0	12,7
<b>Pb</b>	18,2	18,7	18,0	19,3
<b>Rb</b>	35	35	36	36
<b>*S</b>	208	201	180	192
<b>Sr</b>	56	57	56	57
<b>Th</b>	19,9	15,9	15,6	17,7
<b>V</b>	72	73	74	75
<b>Y</b>	23	23	24	23
<b>Zn</b>	57	54	59	58
<b>Zr</b>	516	510	513	509

\*Para o enxofre (S) e para os elementos maiores, os valores obtidos são apenas informativos.

Amostra	GSS-2		GSS-5		
	valor obtido	valor rec.±1sd (1)	valor obtido	valor rec.±1sd (1)	
(%)					
SiO <sub>2</sub>	72,37	73,35± 0,27	52,60	52,57±0,25	
TiO <sub>2</sub>	0,379	0,45± 0,02	0,984	1,05±0,05	
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	10,42	10,31± 0,15	21,98	21,58±0,23	
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	3,01	3,52± 0,10	12,00	12,62±0,27	
MnO	0,056	0,066±0,003	0,172	0,176±0,015	
MgO	1,52	1,04± 0,06	0,72	0,61±0,08	
CaO	2,33	2,36± 0,07	0,07	0,095	
Na <sub>2</sub> O	2,04	1,62±0,06	0,22	0,12±0,03	
K <sub>2</sub> O	2,33	2,54± 0,07	1,47	1,50±0,06	
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,098	0,102± 0,009	0,071	0,089±0,012	
(µg g <sup>-1</sup> )	LD				
As	3	14,5	13,7±1,8	416	412±24
Ba	10	920	930 ± 81	298	296±40
Cr	3	44	47 ± 6	127	118±10
Cu	2	16,0	16,3 ± 1,4	141	144±9
Ga	3	11,8	12 ± 1	28,5	32±5
Mo	1	<1	0,98 ±0,17	5,4	4,6±0,5
Nb	1	36	27± 3	25,7	23±4
Ni	3	21,9	19,4 ± 1,9	43	40±5
Pb	3	20,1	20 ± 4	545	552±44
Rb	2	90	88 ± 5	121	117±9
*S	4	318	210 ± 50	500	410±60
Sr	2	192	187 ± 14	40	42±6
Th	3	16,7	16,6 ± 1,2	27,9	23±2
V	5	59	62 ± 6	164	166±14
Y	1	20	22 ± 3	24	21±4
Zn	2	42	42 ± 5	495	494±39
Zr	2	212	219 ± 23	273	272±25

LD = Limite de detecção; (1) valores recomendados conforme o certificado de análise de 1986, revisão 1998; incerteza= 1 desvio padrão

\*Para o enxofre (S) o valor obtido é apenas informativo.