

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização do Lixiviado Bruto do Aterro Metropolitano de Gramacho

Na Tabela 4.1 são apresentados os resultados da caracterização físico-química das amostras de lixiviado bruto coletados entre os meses de agosto de 2011 e maio de 2012. Estes resultados evidenciam a grande variação nas características deste efluente ao longo do tempo.

Tabela 4.1: Caracterização de amostras de lixiviado entre os meses de agosto de 2011 e maio de 2012.

Parâmetros físico-químicos	08/11	09/11	10/11	01/12	02/12	03/12	04/12	05/12
pH	9	9	9	9	8	8,5	9,5	9
Condutividade (mS/cm)	19,5	18,8	18,9	9,4	10,3	17	10,9	16,8
Cl ⁻ (mg/L)	4273	3982	4069	3923	3923	4168	3622	3672
NH ₃ (mg/L)	2017	2012	1788	1320	1270	1742	1428	1777
DQO (mg O ₂ /L)	3387	3401	3810	2487	2926	2745	2248	2569
COT (mg/L)	829	1237	1125	913,4	1150	660	544,3	1467

Verifica-se pelos dados expostos que o lixiviado apresenta altos valores de DQO e de nitrogênio amoniacal, sendo, por isso, considerado um efluente com alta recalcitrância.

Os valores de cloreto no lixiviado atual, entre 3.622 e 4.273 mg/L, praticamente não apresentam diferença dos valores no lixiviado das pesquisas realizadas após a remediação (ver anos 2003, 2001 e 2000 na Tabela 2.4). No que diz respeito ao nitrogênio amoniacal, há uma variação entre os valores que é condizente com as variações dos valores das medições anteriores. Os valores desses e de outros parâmetros medidos nas pesquisas anteriores são apresentados na Tabela 2.4.

4.2 Composição química do líquido intersticial do solo da barreira lateral

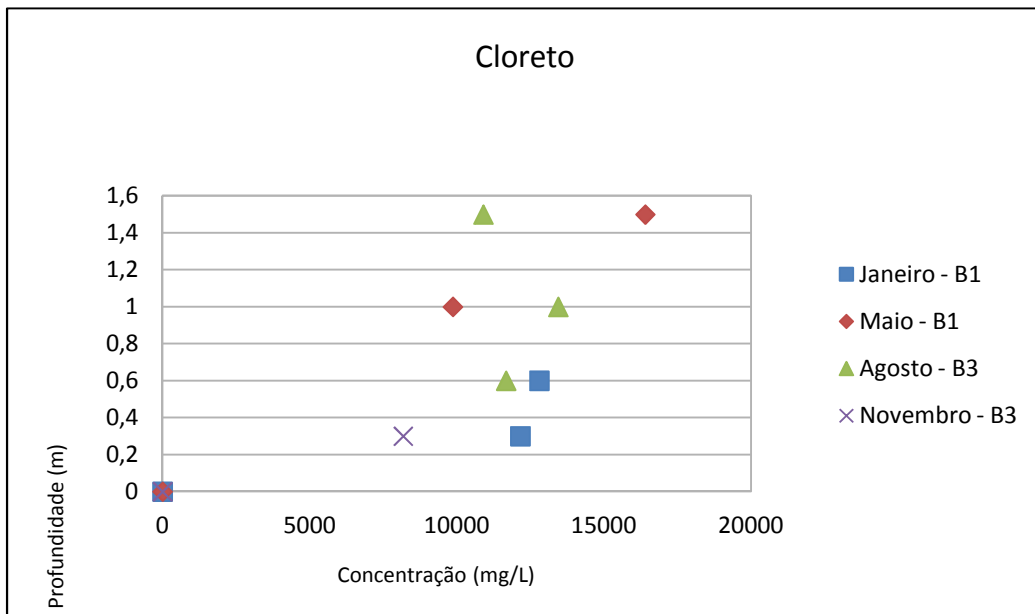
As Figuras 4.1 a 4.6 apresentam os valores das concentrações das espécies químicas investigadas nas amostras de líquido intersticial coletadas em diferentes profundidades (0,3; 0,6; 1,0 e 1,5 m) dos pontos Barreira 1 (B1) e Barreira 3 (B3) da barreira lateral do aterro nos meses de janeiro, maio, agosto e novembro de 2012. É importante ressaltar que os valores das amostras de agosto foram obtidos a partir de uma média dos valores de triplicatas de cada uma das profundidades, como mencionado na seção 3.1.

Foram efetuadas medições do teor de umidade das amostras do solo da barreira, que variaram entre 54 e 57%. Essa faixa abrange valores muito abaixo dos da faixa apresentada na Tabela 2.1 (140 e 170%), obtidos por BARBOSA (1994).

Como pode ser observado na Figura 4,1, as concentrações de cloreto encontradas nas amostras de líquido intersticial da barreira lateral variam numa faixa entre cerca de 8.000 mg/L a 17.000 mg/L. Pode-se observar uma tendência de aumento das concentrações na medida em que as profundidades aumentam. Em termos médios, poderia ser adotado o valor de 12.000 mg/L para a concentração do cloreto no líquido intersticial da barreira lateral. Verifica-se que os valores das concentrações de cloreto encontrados são quase todos, com exceção do valor referente a novembro, maiores do que os valores analisados em pesquisas anteriores no mesmo local (Tabela 2.3).

As concentrações de cloreto no líquido intersticial são maiores que os encontrados no lixiviado (Tabela 4.1). Dessa forma, se mantém o observado por RITTER e CAMPOS (2006), de que os líquidos da barreira apresentam maiores concentrações de cloreto que o lixiviado.

Considerando-se que os valores do cloreto praticamente não sofreram alteração das medições no lixiviado de pesquisas anteriores para as mais atuais, como comentado na seção 4.1, isso indica que a fonte do aumento desse ânion no líquido não é o lixiviado, sendo a fonte mais provável a própria argila do solo de fundação.



Figura

4.1: Concentrações de cloreto nos pontos B1 e B3 da barreira lateral.

De acordo com a Figura 4.2, as concentrações de sódio na barreira lateral variam numa faixa entre cerca de 5.500 mg/L e 10.500 mg/L. Pode-se observar uma tendência de aumento das concentrações na medida em que as profundidades aumentam. Em termos médios, poderia ser adotado o valor de 8.000 mg/L para a concentração do sódio no líquido intersticial da barreira lateral. Verifica-se que os valores das concentrações encontrados são maiores que os das amostras de líquido intersticial na barreira analisados em pesquisas anteriores, apresentados na Tabela 2.3.

Os valores das concentrações de sódio atuais nas amostras de líquido intersticial do solo da barreira lateral são maiores que os do lixiviado bruto, apresentado na Tabela 4.3.

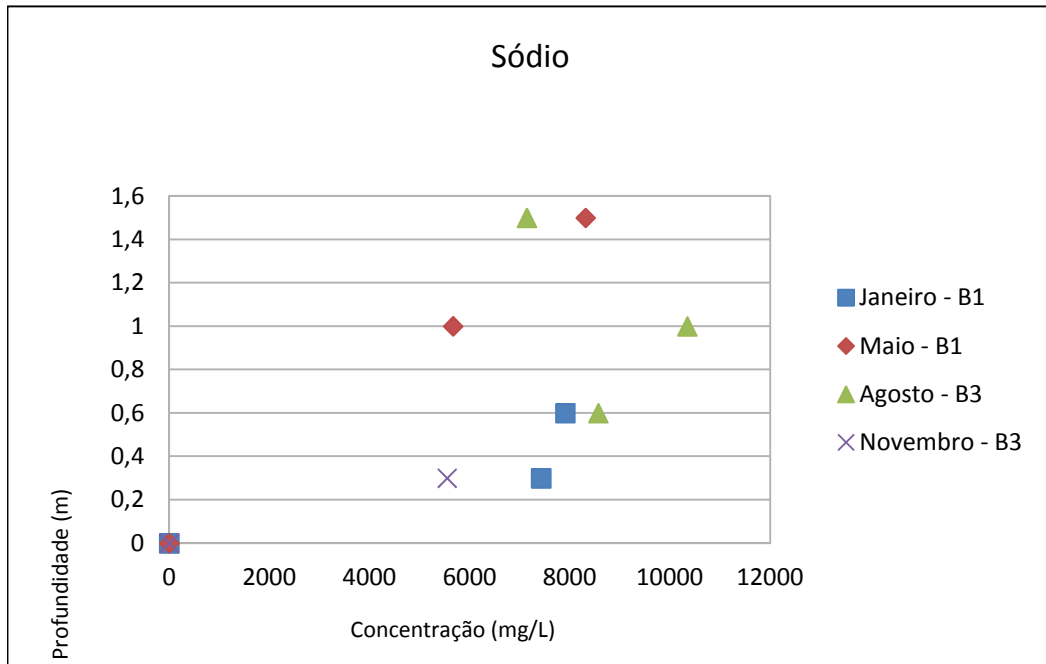


Figura 4.2: Concentrações de sódio nos pontos B1 e B3 da barreira lateral.

As concentrações de cálcio na barreira lateral apresentam uma grande variação (Figura 4.3). Entretanto pode-se observar uma proximidade entre os valores das concentrações dos meses de maio e de agosto, variando numa faixa entre 400 e 500 mg/L. Não se observa uma tendência de aumento ou de redução da concentração de acordo com a profundidade.

Verifica-se que os valores das concentrações encontrados em todos os meses são maiores que o da amostra de líquido intersticial na barreira analisados em pesquisa anterior apresentado na Tabela 2.3.

Comparados ao dado mais atual da concentração do cálcio no lixiviado, apresentado na Tabela 4.3, todos os valores são maiores. Dessa forma, se matém o observado por RITTER e CAMPOS (2006), de que os líquidos da barreira apresentam maiores concentrações de cálcio que o lixiviado.

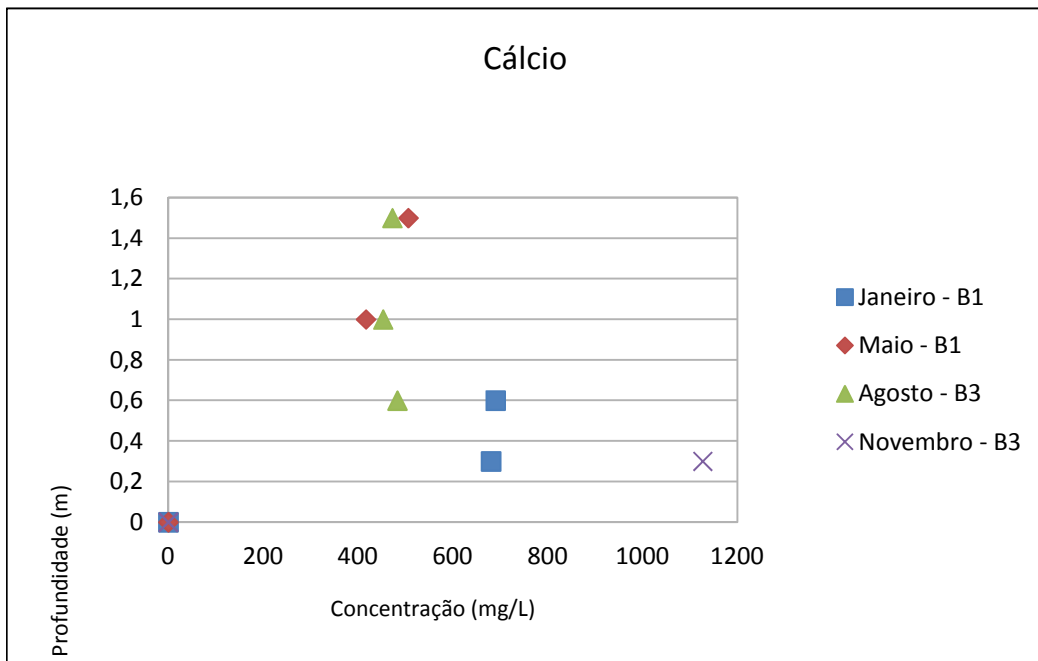


Figura 4.3: Concentrações de cálcio nos pontos B1 e B3 da barreira lateral.

Os valores das concentrações de COT (Figura 4.4) são menores que os encontrados atualmente no lixiviado do mesmo aterro, apresentados na Tabela 4.1. Não há medições anteriores no líquido intersticial do solo.

Observa-se que as concentrações de COT das amostras coletadas no ponto Barreira 1 (janeiro e maio) apresentam uma redução na medida em que a profundidade aumenta.

Verifica-se que as amostras da Barreira 3 (agosto e novembro) apresentam valores o dobro ou o triplo daqueles de outros trechos. Cabe lembrar que esse ponto havia sido indicado pela equipe do aterro como sendo possivelmente mais contaminado.

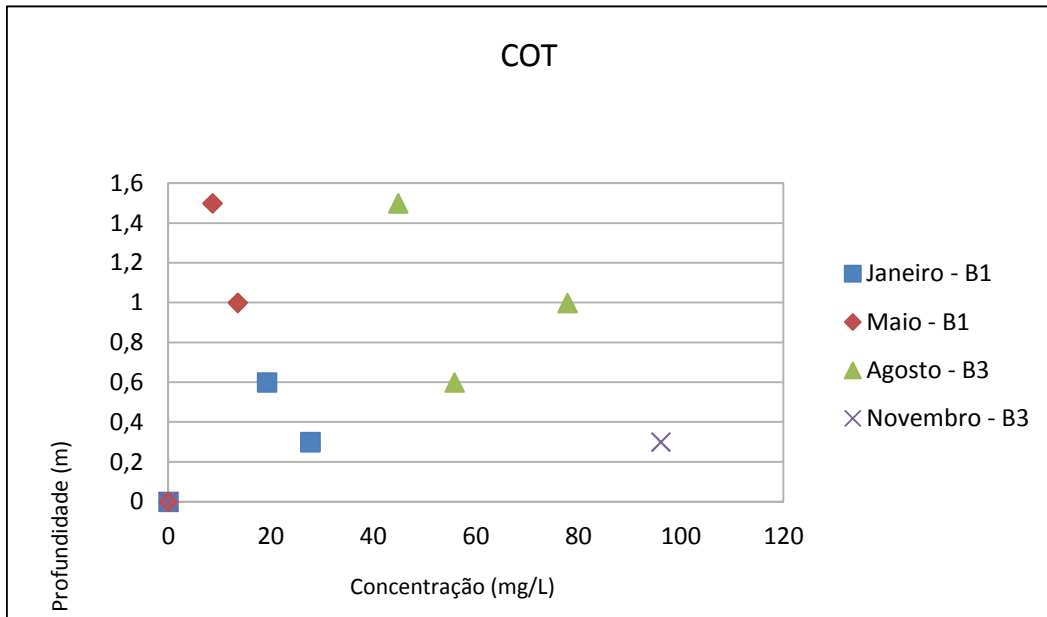


Figura 4.4: Concentrações de COT na barreira lateral.

As concentrações de nitrogênio amoniacal na barreira lateral variam numa faixa de aproximadamente 0 a 7,5 mg/L (Figura 4.5). Verifica-se que os valores das concentrações encontrados são menores que os das amostras de líquido intersticial na barreira analisados em pesquisa anterior apresentado na Tabela 2.3. As concentrações obtidas na atual pesquisa indicam a pequena migração do nitrogênio amoniacal do lixiviado para o solo, visto que as concentrações no lixiviado variam entre cerca de 1.300 e 2.000 mg/L (Tabela 4.1).

Esses resultados (concentrações abaixo de 8 mg/L) são menores que o esperado, uma vez que a barreira lateral situa-se próxima à antiga vala lateral de lixiviado e que a tendência de migração do nitrogênio amoniacal se dá no sentido da vala para a barreira devido ao gradiente químico. Esses baixos valores de concentração de nitrogênio amoniacal podem estar relacionados ao fechamento da vala lateral e construção do dreno de lixiviado com critérios de engenharia. Por outro lado, considerando a capacidade de sorção da argila orgânica, o nitrogênio amoniacal deve estar adsorvido e, por isso, não estar presente no líquido intersticial.

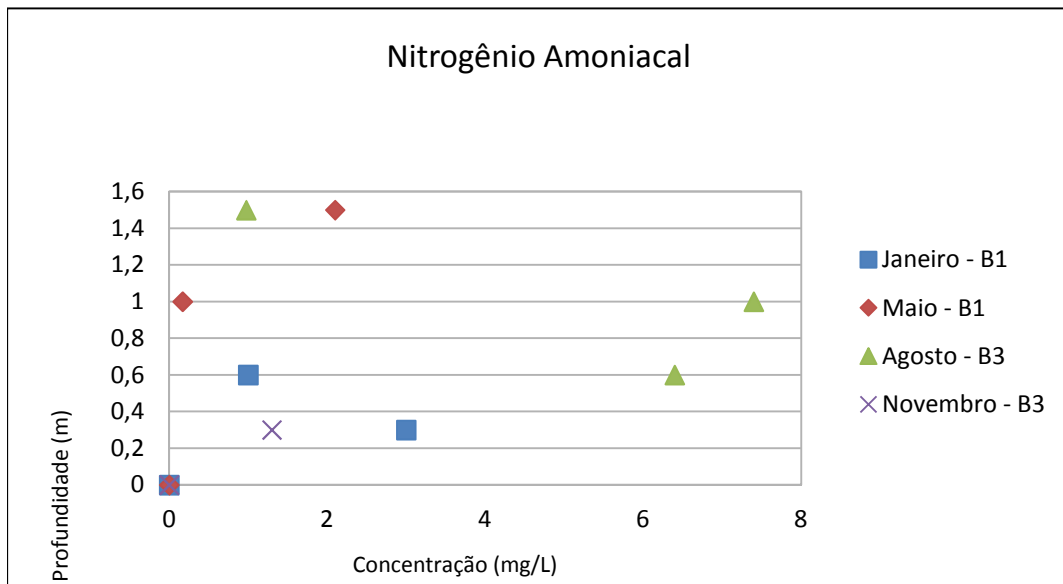


Figura 4.5: Concentrações de nitrogênio amoniacal na barreira lateral.

As concentrações de potássio na barreira lateral variam numa faixa entre cerca de 300 a 550 mg/L (Figura 4.6), estando a concentração da amostra coletada em novembro muito maior do que as concentrações das outras amostras. Não se observa uma tendência definida das concentrações ao longo das diferentes profundidades. Em termos médios, poderia ser adotado o valor de 450 mg/L para a concentração de potássio no líquido intersticial da barreira lateral. Verifica-se que os valores das concentrações encontrados são quase todos menores que os das amostras de líquido intersticial na barreira analisados em pesquisa anterior apresentado na Tabela 2.3. Esses valores são menores que os dados mais atuais do lixiviado apresentados na Tabela 4.3.

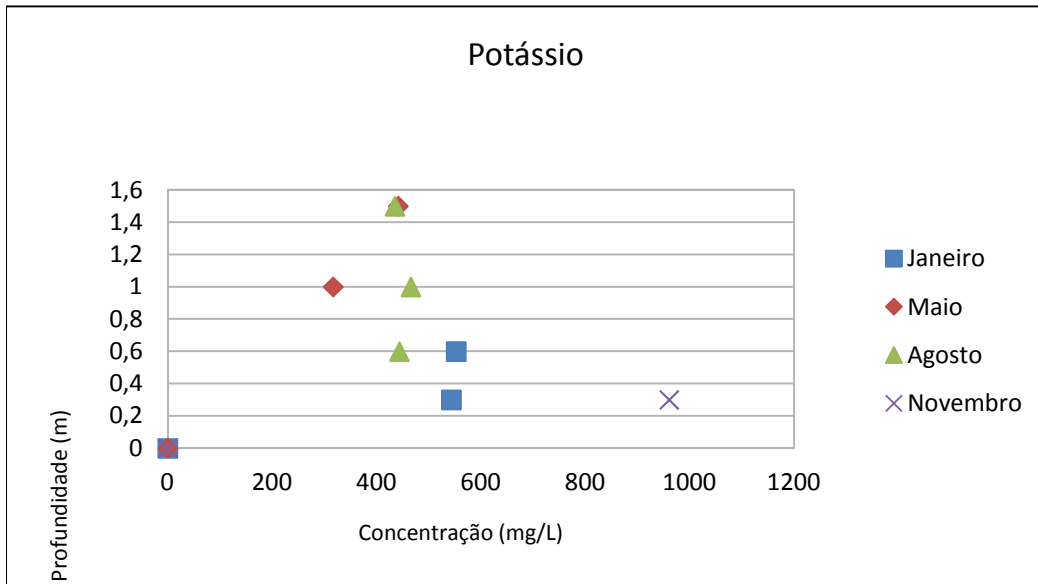


Figura 4.6: Concentrações de potássio na barreira lateral.

4.3 Composição química do líquido intersticial do solo do mangue

As medições no mangue podem fornecer uma ideia de como é o nível de referência (background) das espécies químicas investigadas no solo, sem a interferência ou com a mínima interferência de contaminação por lixiviado. Entretanto não há como afirmar qual seja exatamente esse nível, pois não há como encontrar naquela área algum ponto que esteja seguramente isento de contaminação. Além disso, existe a interferência das águas da Baía de Guanabara, que podem levar contaminantes para o solo do aterro e, de forma mais direta, para o mangue.

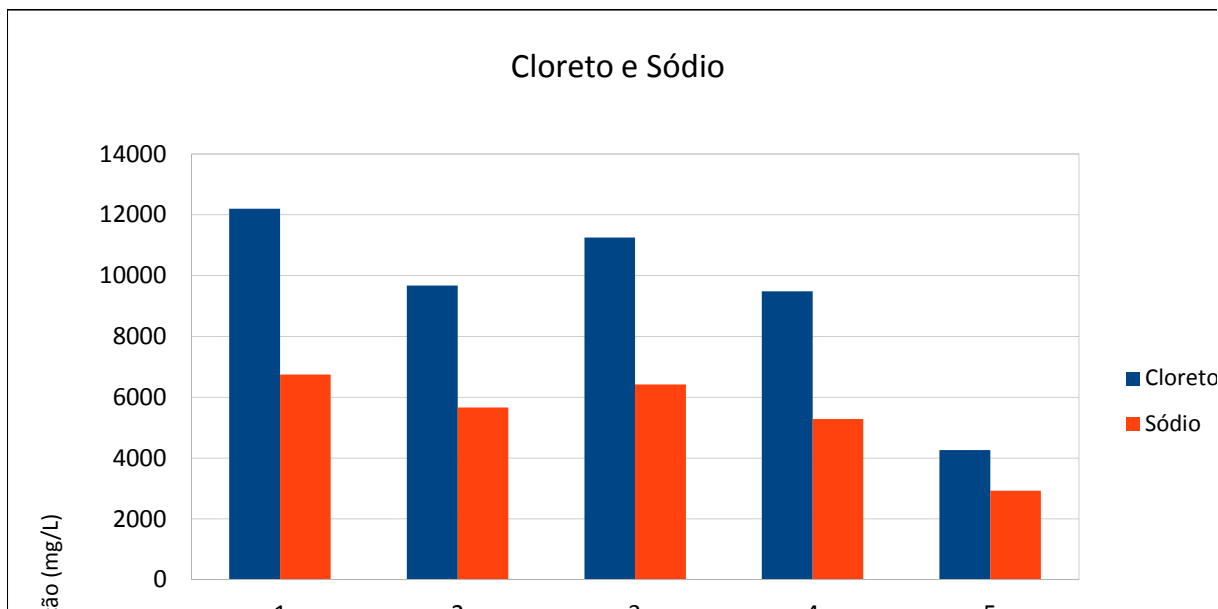
É importante ressaltar que as concentrações variam de acordo com o trecho do aterro de onde foram coletadas as amostras. Nas Figuras 4.7 a 4.11 são apresentados os resultados das medições das concentrações das espécies químicas investigadas no líquido intersticial de amostras de solo do mangue. As amostras 1, 2 e 3 foram coletadas de um ponto do mangue no Trecho 1 (Figura 3.4) e as amostras 4 e 5 foram coletadas no Trecho 2 (Figura 3.5).

Pode-se observar, na Figura 4.7, que os íons cloreto e sódio variam de forma proporcional. As concentrações de cloreto, com exceção da amostra 5, são maiores que as

encontradas na pesquisa anterior (Tabela 2.3), em torno de 8.000 mg/L. Não há dados anteriores para sódio no mangue.

Com relação ao cloreto, da mesma forma como o verificado nas amostras da barreira lateral (seção 4.2), o aumento em comparação com os valores das pesquisas anteriores foi observado e pode-se considerar que a fonte do aumento não seja o lixiviado.

Verifica-se que, de um modo geral, as maiores concentrações de cloreto e de sódio são encontradas nas amostras do Trecho 1. Essa diferença de valores de concentrações entre os Trechos pode ser devido ao fato de que no primeiro, há maior contato com a água do mar, como evidenciado na Figura 3.4, o que contribui para a maior concentração desses íons.



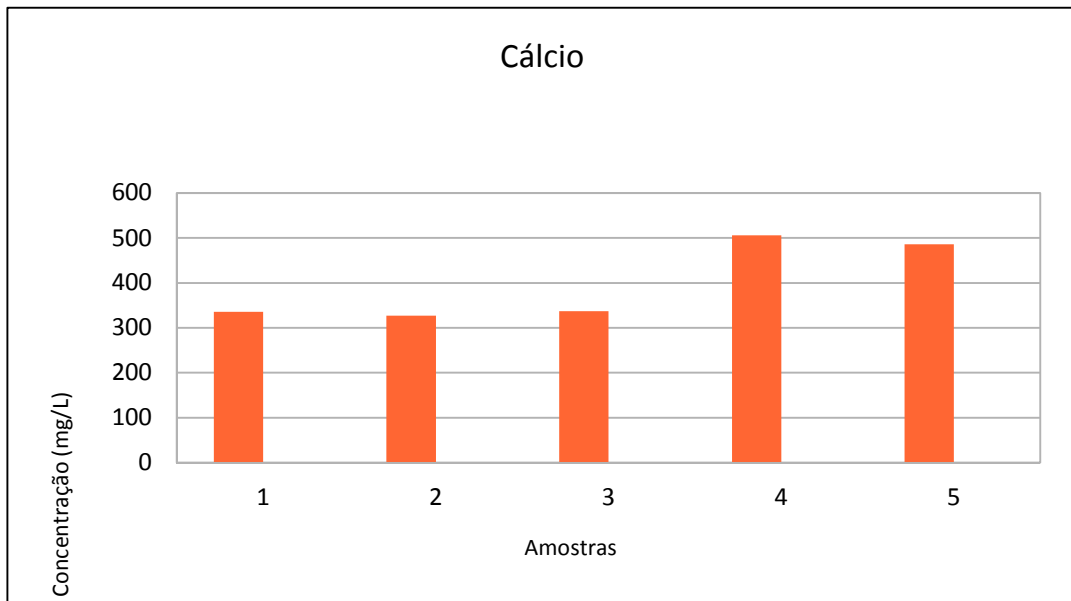


Figura 4.8: Concentrações de cálcio nas amostras de solo de trechos do mangue.

Como exposto na Figura 4.8, as concentrações de cálcio são maiores no trecho 2 (amostras 4 e 5) que no trecho 1 (amostras 1, 2 e 3), onde há maior contato com a água do mar. Não há dados anteriores da concentração do cálcio no líquido do mangue.

Na Figura 4.9 são apresentados os resultados das medições de COT e COD no líquido intersticial do solo do mangue. A determinação de carbono orgânico nas amostras desse tipo de solo foi realizada de modo que a primeira amostra de líquido obtida (amostra 1) não foi filtrada ($0,45\mu\text{m}$), resultando na determinação do COT (carbono orgânico total) e as seguintes foram filtradas ($0,45\mu\text{m}$), resultando na determinação de COD (carbono orgânico dissolvido). Na amostra 1 foram medidos entre os compostos orgânicos os sólidos dissolvidos e os sólidos suspensos, enquanto que nas outras amostras foram medidos apenas os sólidos dissolvidos.

A decisão de filtrar as amostras após a primeira análise partiu da observação da presença de uma quantidade de sólidos que poderia vir a prejudicar o equipamento que faz a determinação dos compostos orgânicos.

Verifica-se que os valores de COT e COD no líquido intersticial do mangue são menores que os do lixiviado (Tabela 4.1), apesar de o mangue ser um ecossistema rico em matéria orgânica.

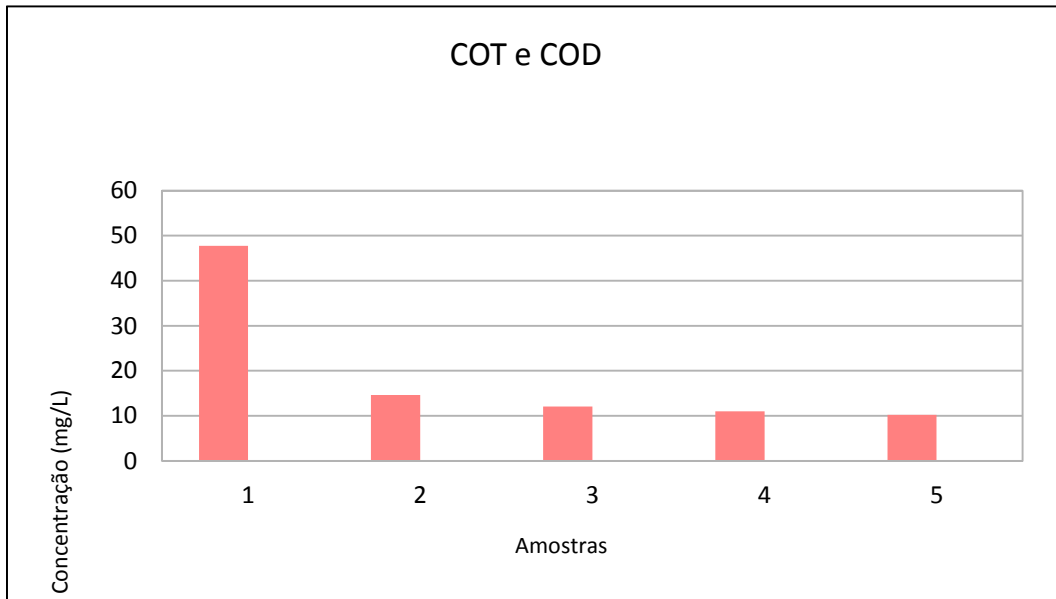


Figura 4.9: Concentrações de COD e COT nas amostras de solo de trechos do mangue

Os valores da concentração de nitrogênio amoniacal, apresentados na Figura 4.10, são todos menores que o encontrado em pesquisa anterior (Tabela 2.3). Entre as 5 medições realizadas, as amostras 2 a 5 apresentam o mesmo nível de concentração das amostras retiradas na barreira. Esses valores também são menores que os atuais no lixiviado, 1.270 e 2.017 mg/L (Tabelas 4.1).

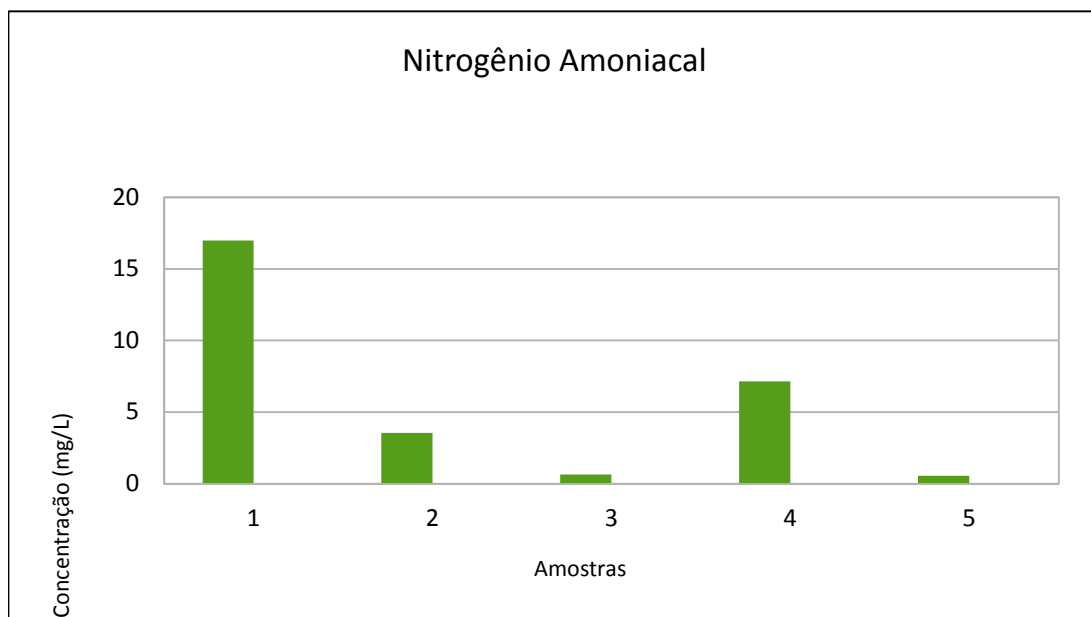


Figura 4.10: Concentrações de nitrogênio amoniacal nas amostras de solo de trechos do mangue.

Não há medições de potássio em trabalhos anteriores no mesmo solo. Os valores da concentração de potássio, apresentados na Figura 4.11, são menores que o encontrado em medição atual no lixiviado (1.693 mg/L).

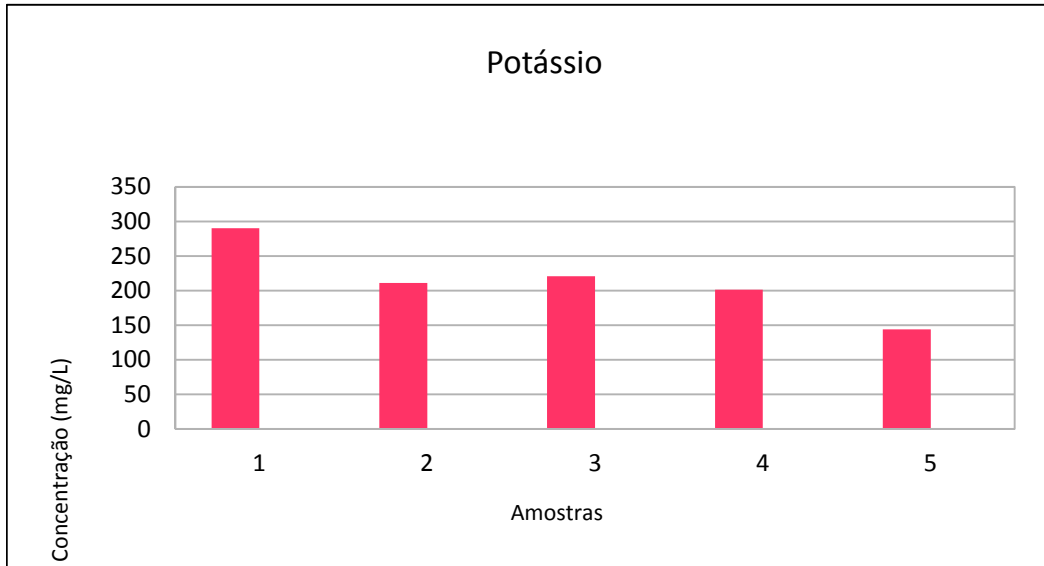


Figura 4.11: Concentrações de potássio nas amostras de solo de trechos do mangue.

4.4 Medições de COT nos sólidos do solo

Foram realizadas medições de COT na fase sólida do solo das amostras Barreira 1, Mangue 1.1 e Mangue 2.1 coletadas no mês de maio (Tabela 4.2). Os resultados são apresentados na Tabela 4.2.

Tabela 4.2: Valores de COT medidos nos sólidos de amostras de solo

Amostras	Localização	COT (%)	COT (mg/kg)
Barreira 1	Profundidade = 1m	1,80	18.000
Barreira 1	Profundidade = 1,5m	1,65	16.500
Mangue 1.1	Trecho 1	5,63	56.300
Mangue 2.1	Trecho 2	5,88	58.800

Os valores encontrados no mangue são próximos a 5%, valor relatado por BARBOSA (1994) no solo de fundação.

Todos os valores de COT são maiores, tanto no que diz respeito ao solo da barreira lateral quanto ao solo do mangue, que os encontrados em Altamira por RITTER et al (2011), que variaram entre 1.000 mg/kg e 2.700 mg/kg.

4.5 Caracterização das amostras de lixiviado e de líquido intersticial utilizadas nos ensaios de sorção, difusão e toxicidade aguda.

A Tabela 4.3 apresenta os valores das concentrações das espécies químicas investigadas no lixiviado e no líquido intersticial utilizados nos ensaios de sorção e de difusão.

A amostra de líquido intersticial foi obtida a partir de uma amostra de solo coletada na Barreira 3 no mês de novembro. A amostra de lixiviado bruto foi coletada na estação de tratamento, tendo origem na lagoa de lixiviado que chega a essa estação. Devido ao fato de a vala ter sido coberta, como relatado na seção 2, a coleta da amostra de lixiviado na vala lateral ao lado da barreira, como era pretendido, não foi possível.

Tabela 4.3: Caracterização físico-química do lixiviado e do líquido intersticial utilizado nos ensaios.

Parâmetros físico-químicos	Lixiviado Bruto	Líquido intersticial
pH	8,96	7,86
Condutividade elétrica (mS/cm)	17	35
Cl ⁻ (mg/L)	4040	8179
Na ⁺ (mg/L)	2678	5550
K ⁺ (mg/L)	1693	961
NH ₄ ⁺ (mg/L)	1743	1,3
Ca ⁺⁺ (mg/L)	194	1127
COT (mg/L)	1002	96,05

Observa-se o mesmo padrão encontrado nas outras amostras de solo da barreira lateral, no que diz respeito à comparação entre as concentrações dos líquidos intersticiais e a dos lixiviados. Há uma maior concentração de nitrogênio amoniacal, de COT e de potássio no lixiviado que no líquido intersticial, enquanto que os íons sódio, cálcio e cloreto encontram-se em maiores concentrações na amostra do líquido intersticial que no

lixiviado. Esses gradientes de concentração atuam como fatores que direcionam o processo de difusão.

4.6 Ensaio de Sorção

Os resultados dos ensaios de sorção realizados são apresentados da Figura 4.12 à Figura 4.16, incluindo os valores de sorção (S) e os valores das concentrações de equilíbrio (C_e) para as espécies químicas investigadas respectivamente: sódio, cálcio, COT, nitrogênio amoniacal e potássio.

Os cátions sódio e cálcio são desorvidos pelo solo. Ambos apresentam maiores concentrações no líquido intersticial que no lixiviado. Observa-se uma desorção do cátion sódio pelo solo entre 10 e 6 mg/g (Figura 4.12). O padrão de desorção do sódio também foi verificado nas pesquisas de RITTER et al (2002) e RITTER e CAMPOS (2006). Segundo BARBOSA (1994), 50% da CTC da argila é ocupada pelo sódio, também justificando a grande liberação dessa espécie.

A desorção do cálcio ocorreu em torno de 1 mg/g (Figura 4.13). A desorção encontrada é compatível com a diferença de concentração desse cátion na amostra de líquido intersticial e o lixiviado. Essa desorção é menor que a apresentada pelo sódio, o que pode ser justificado pelo fato de haver um menor gradiente químico entre o líquido intersticial e o lixiviado para o cálcio que para o sódio. A valência, um dos fatores que influenciam na sorção segundo MITCHELL (1993), do cálcio é maior, o que contribui para a sua maior fixação ao solo, se comparada à do sódio, e sua menor desorção pelo solo.

Um padrão de desorção de cálcio também foi verificado na pesquisa de RITTER e CAMPOS (2006), em que a maior desorção também foi apresentada pelo sódio, entre 2 e 4 mg/g, e a menor foi apresentada pelo cálcio, aproximadamente 0,3 mg/g.

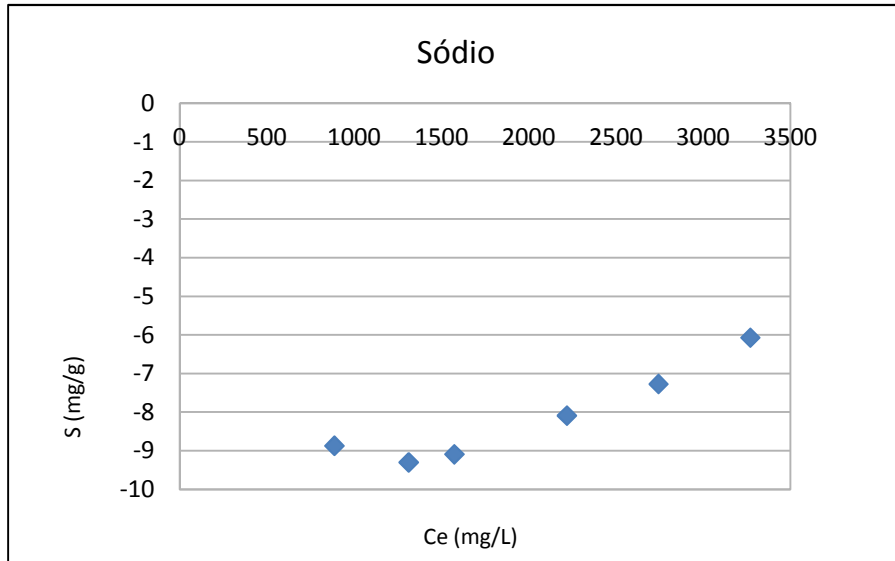


Figura 4.12: Sorção do sódio

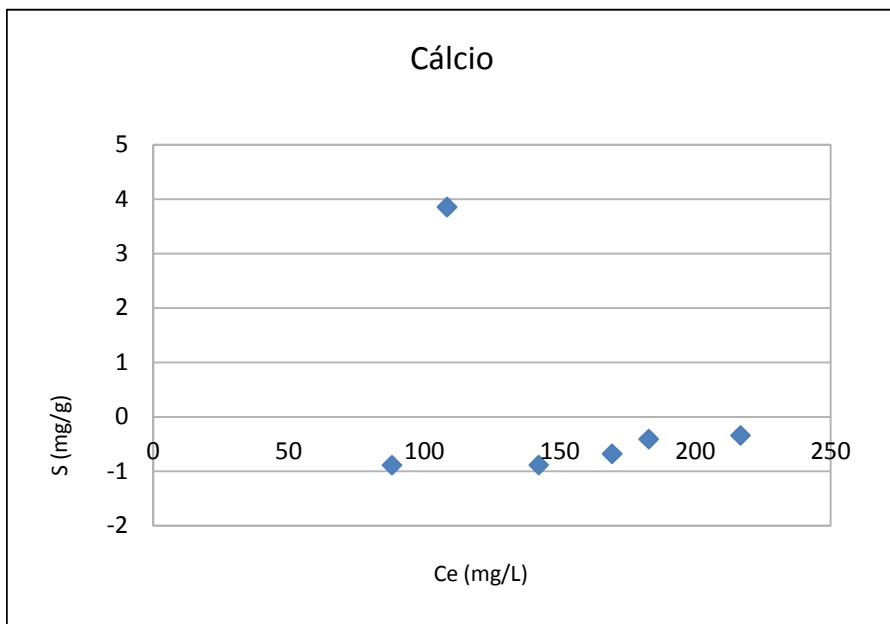


Figura 4.13: Sorção do cálcio.

O COT, o nitrogênio amoniacal e potássio apresentaram adsorção, como é apresentado nas Figuras 4.14, 4.15 e 4.16, respectivamente. Estas espécies químicas estão mais concentradas no lixiviado que no líquido intersticial. Verifica-se que em qualquer nível de concentração de equilíbrio (C_e) o nitrogênio amoniacal e o COT são adsorvidos. O mesmo não acontece com o potássio.

No que diz respeito ao potássio, verifica-se uma tendência de isoterma linear até 2 mg/g, entretanto nas amostras com menores concentrações (0%, 15% e 25%), há dessorção. Isso pode ser explicado pelo fato de que nessas diluições, as concentrações de potássio no líquido intersticial são maiores que no lixiviado. A partir da diluição 50%, as concentrações passam a ser maiores no lixiviado, justificando valores positivos de sorção. Resultado semelhante foi encontrado por RITTER e CAMPOS (2006), onde foi observada uma sorção até 2,5 mg/g.

O nitrogênio amoniacal apresentou valores de adsorção até um patamar de 2,5 mg/g, apresentando uma tendência de isoterma de Langmuir. Nas pesquisas anteriores RITTER et al (2001 e 2002) e RITTER e CAMPOS (2006), também são encontrados valores positivos para a sorção do amônio. Estes resultados evidenciam a capacidade que a argila da barreira lateral possui de reter, por adsorção, este contaminante. Dessa forma, pode-se considerar que esta capacidade seja uma possível causa para as baixas concentrações do nitrogênio amoniacal, como observado na Figura 4.5.

Quanto ao COT, verifica-se uma adsorção com comportamento disperso. Assim como o nitrogênio amoniacal, o COT é adsorvido em qualquer nível, diferentemente do potássio, que sofre dessorção em baixas concentrações de lixiviado.

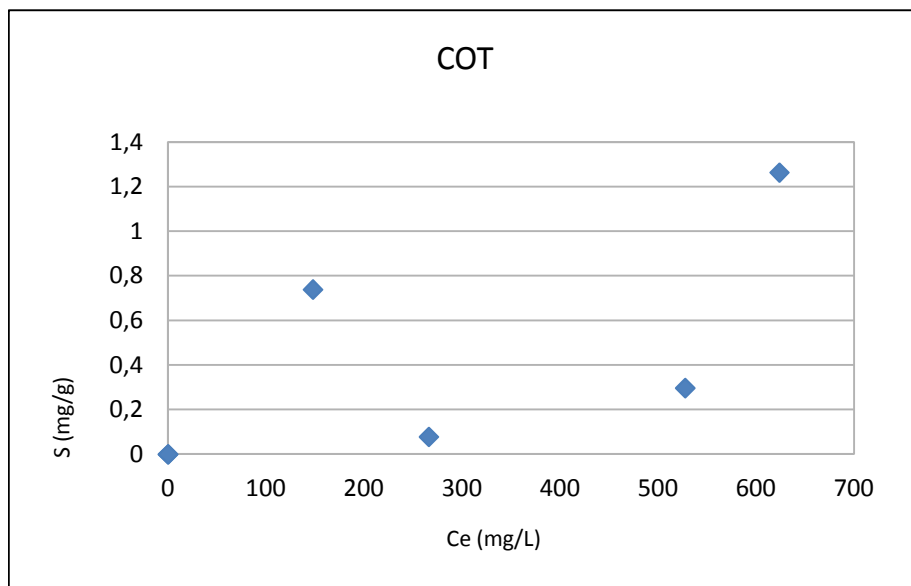


Figura 4.14: Sorção do carbono orgânico total.

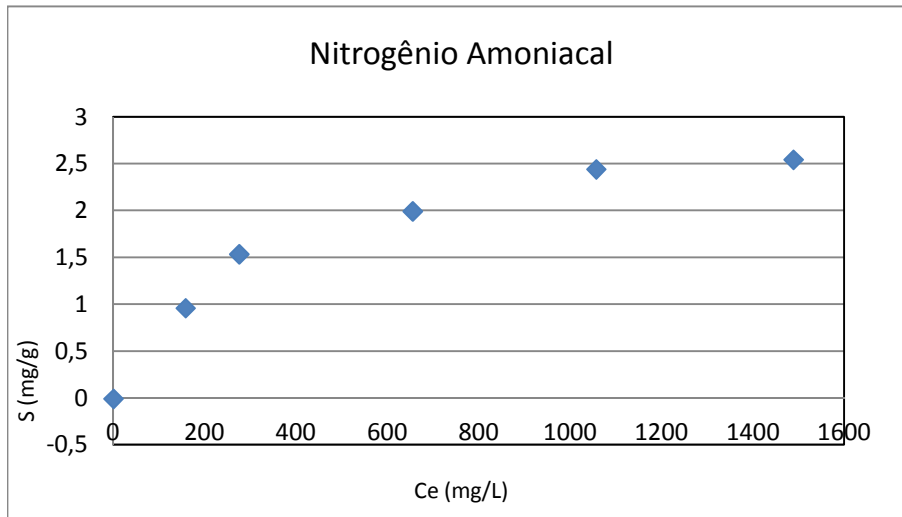


Figura 4.15: Sorção do nitrogênio amoniacal.

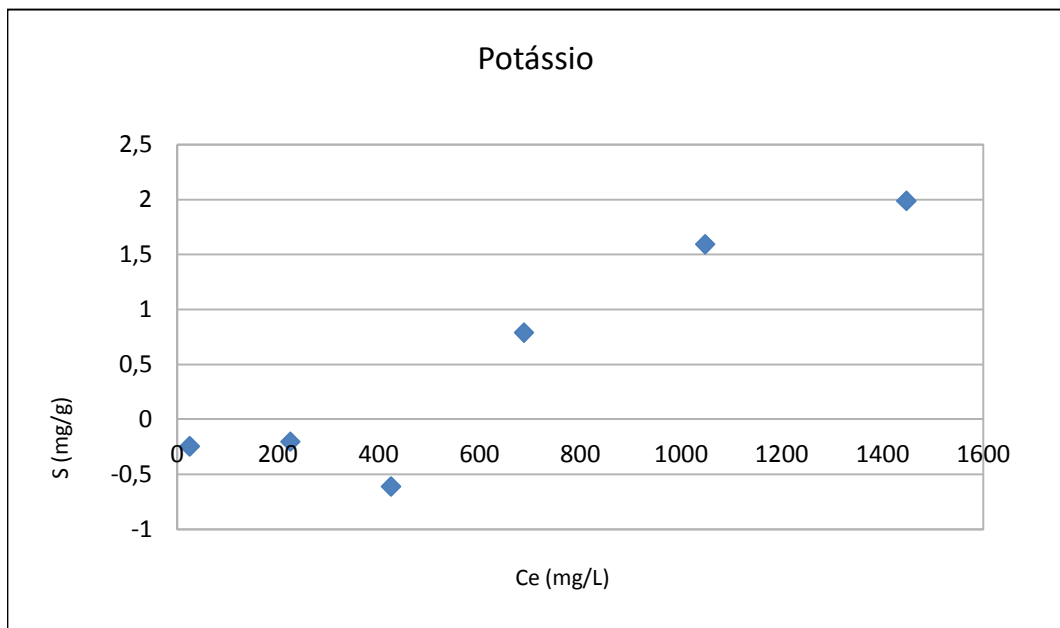


Figura 4.16: Sorção do potássio.

4.7 Difusão

Os perfis de concentração dos ensaios de difusão no solo para cloreto, sódio, cálcio, nitrogênio amoniacal, COT e potássio, bem como a evolução das concentrações dessas espécies químicas no reservatório estão apresentados, respectivamente, nas Figuras 4.17 a 4.27.

Os íons cloreto (Figuras 4.17 e 4.18), sódio (Figuras 4.19 e 4.20) e cálcio (Figuras 4.21 e 4.22) apresentam uma diminuição da concentração da maior para a menor profundidade, indicando difusão desses íons do solo para o reservatório. Esse comportamento é coerente com o fato dessas espécies apresentarem maiores concentrações no líquido intersticial que no lixiviado.

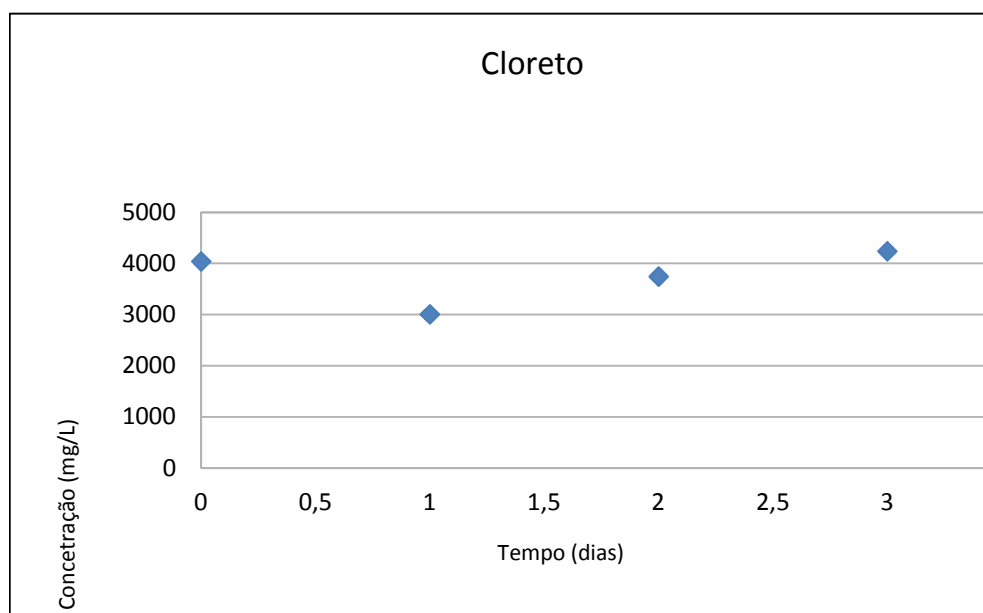


Figura 4.17: Evolução da concentração do cloreto no reservatório

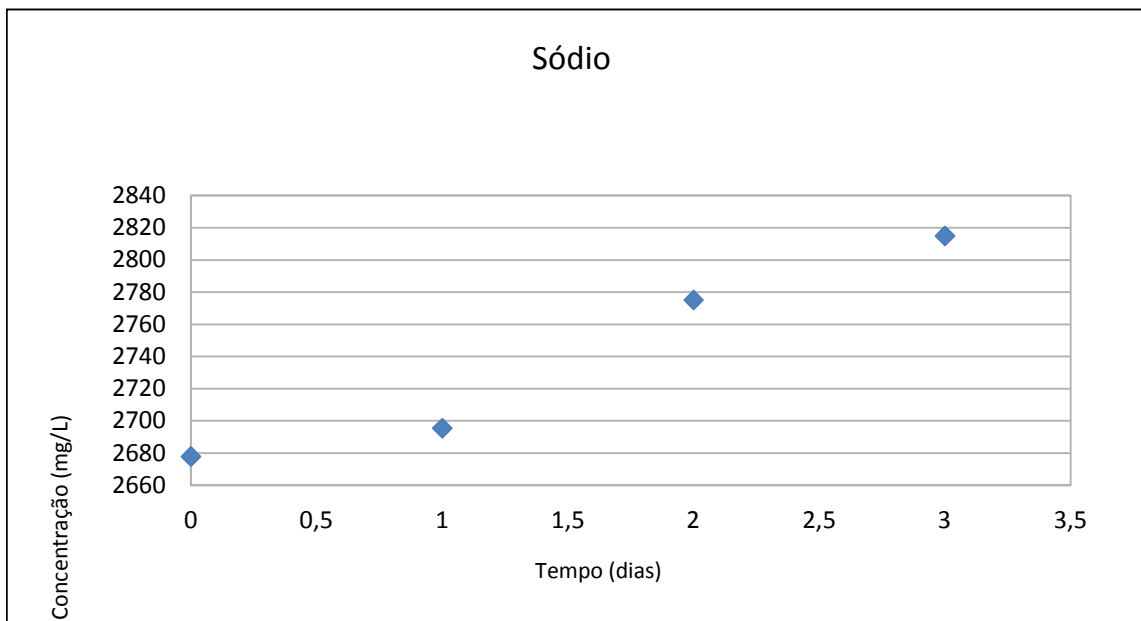
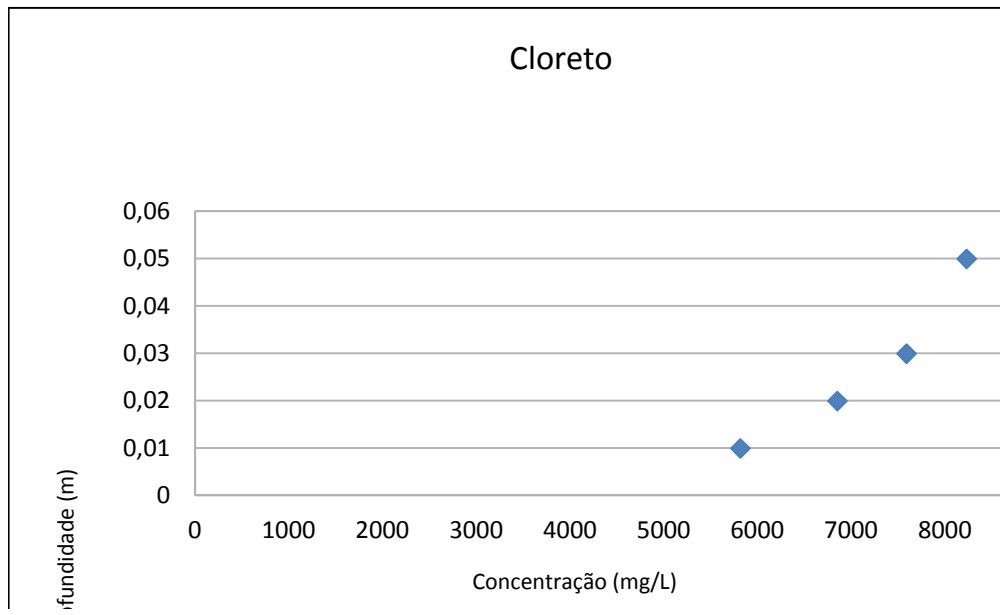


Figura 4.19: Evolução da concentração do sódio no reservatório

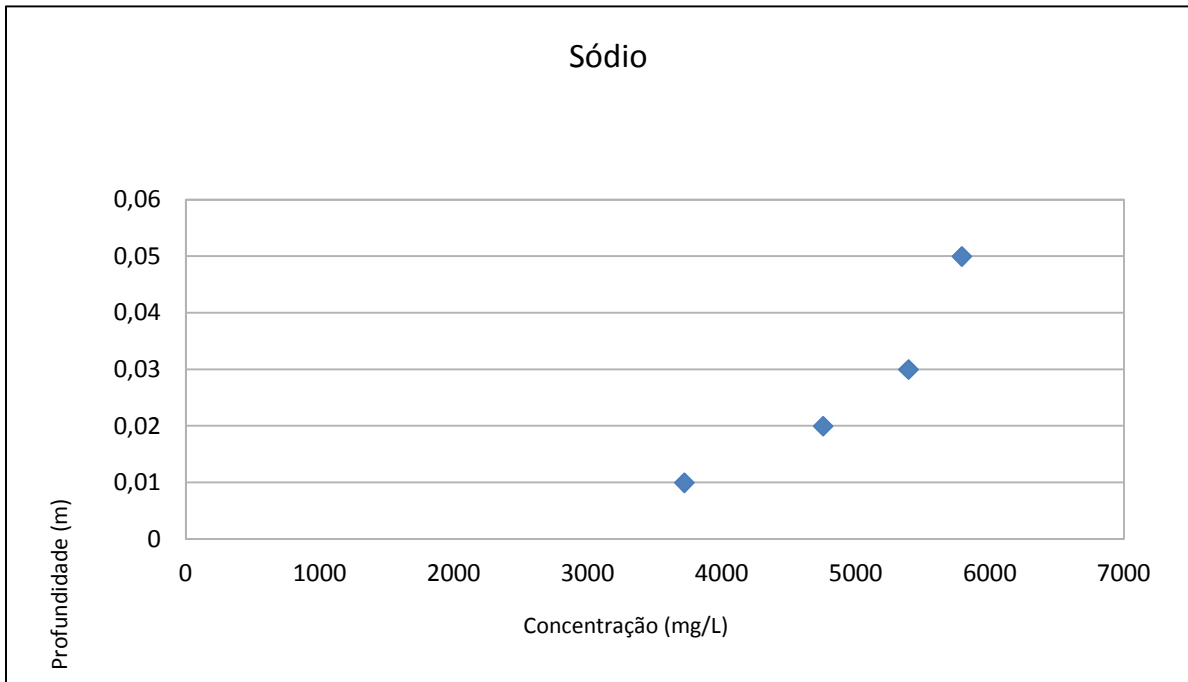


Figura 4.20: Perfil das concentrações do sódio no solo.

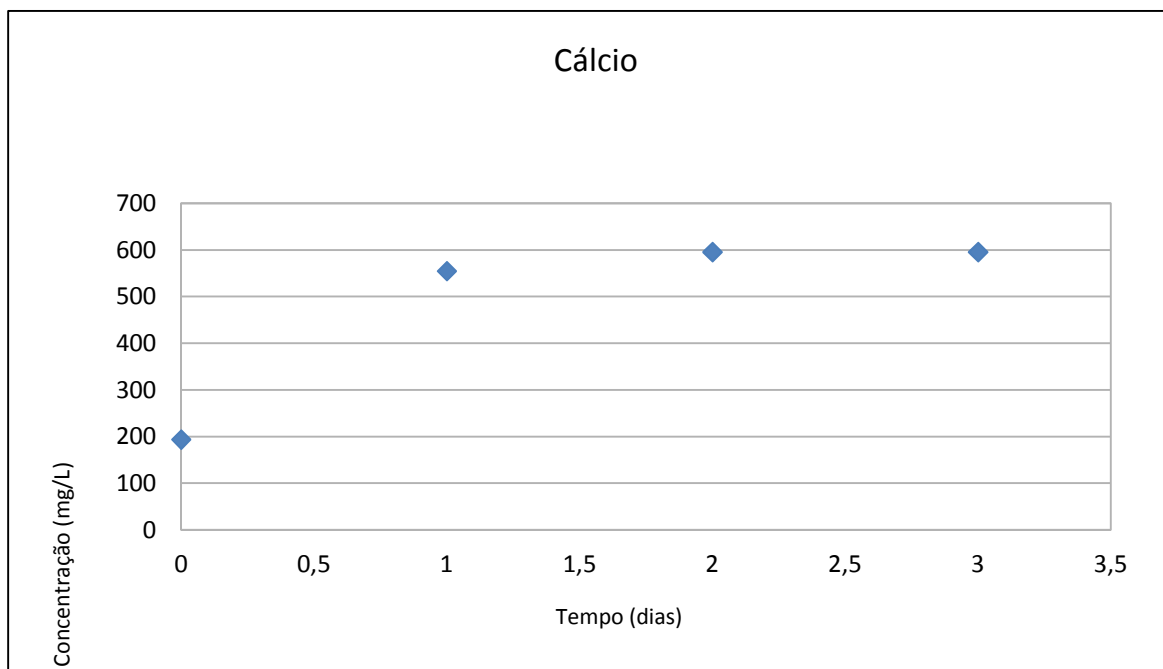


Figura 4.21: Evolução da concentração do cálcio no reservatório

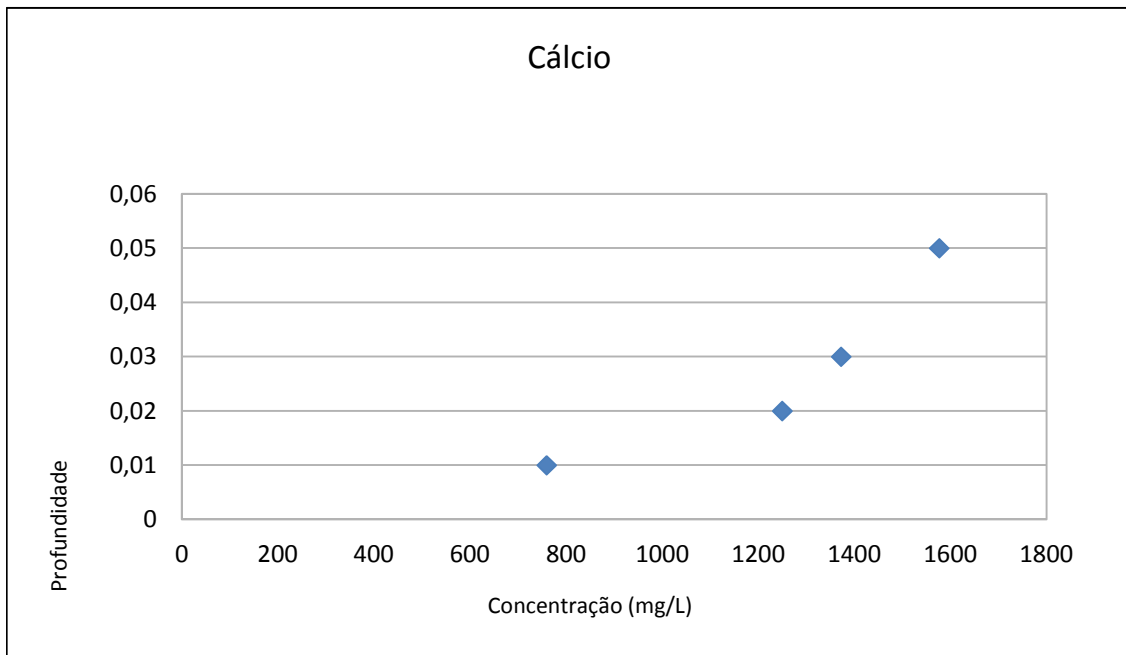


Figura 4.22: Perfil das concentrações do cálcio no solo.

As espécies químicas COT (Figura 4.23), nitrogênio amoniacal (Figura 4.24 e 4.25) e potássio (Figura 4.26 e 4.27) apresentam maiores concentrações na medida em que a profundidade diminui, indicando que há uma migração dessas espécies do reservatório para o solo. O comportamento do COT no ensaio de difusão é similar ao observado nas amostras de campo, apresentado na seção 4.2.

Observa-se que na fatia mais próxima à base (Fatia 4), o valor de COT encontrado está próximo ao do nível de referência, que é cerca de 15% do valor encontrado na fatia mais próxima ao reservatório (Fatia 1). No que diz respeito ao nitrogênio amoniacal, o valor encontrado na Fatia 4 é menor que 1 % do valor encontrado na Fatia 1, coerente com os maiores valores de sorção para esse elemento.

É importante ressaltar que a migração do COT não pode ser considerada como igualitária para todos os constituintes da fração orgânica. Os diferentes compostos orgânicos apresentados na Seção 1.2.1 podem migrar a taxas muito diferentes.

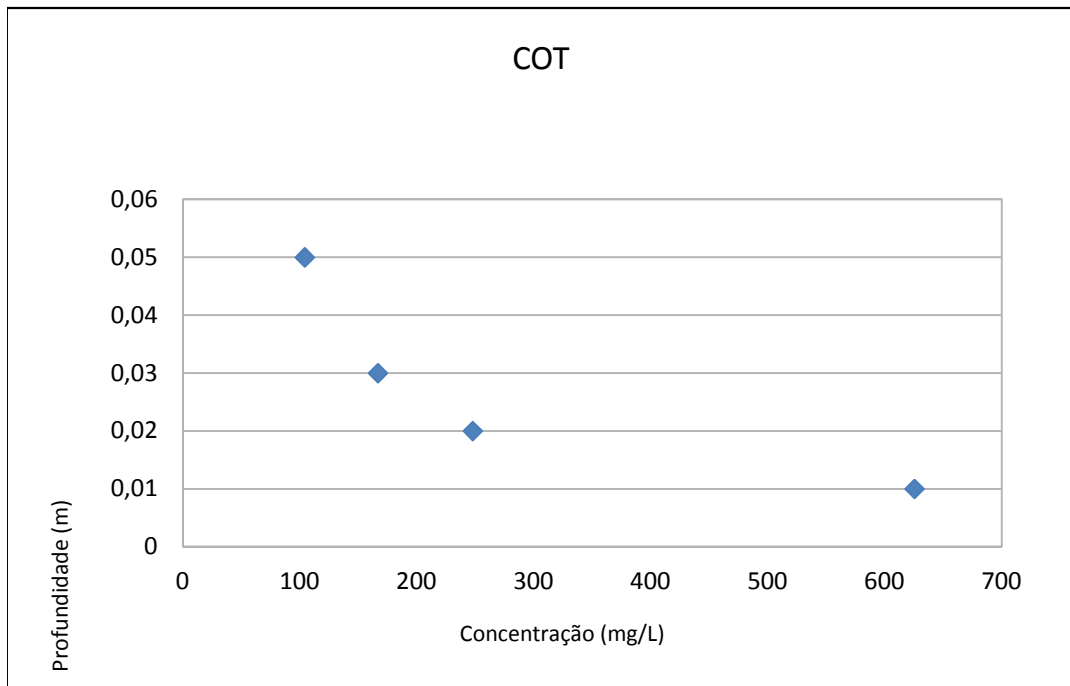


Figura 4.23: Perfil das concentrações do no solo.

Não foi possível determinar as concentrações de COT no reservatório devido a problemas com o equipamento.

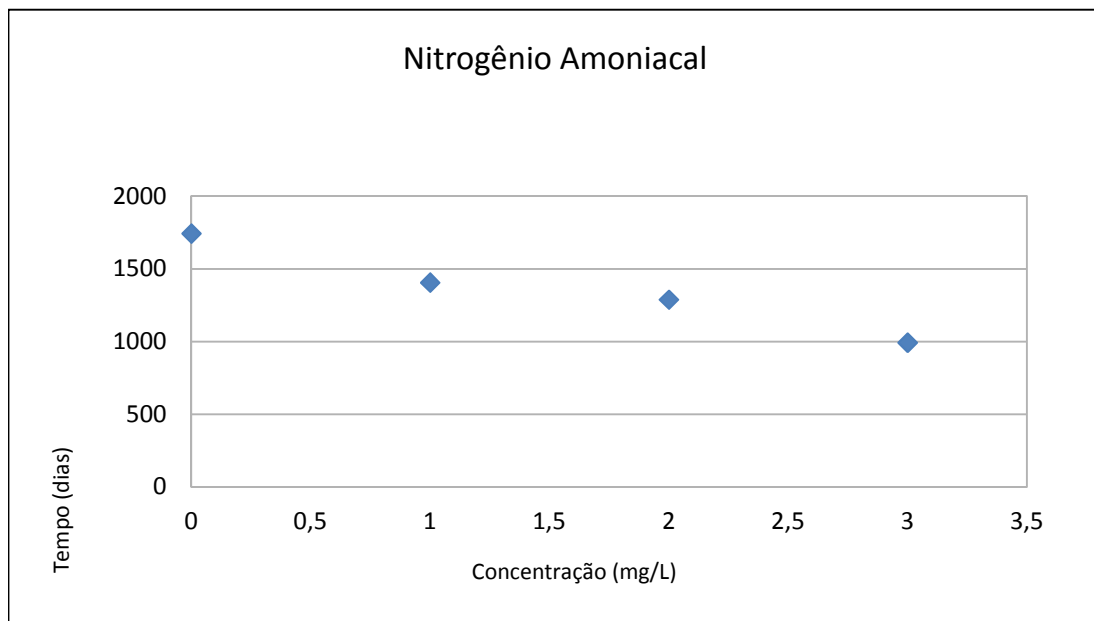


Figura 4.24: Evolução da concentração do nitrogênio amoniacal no reservatório

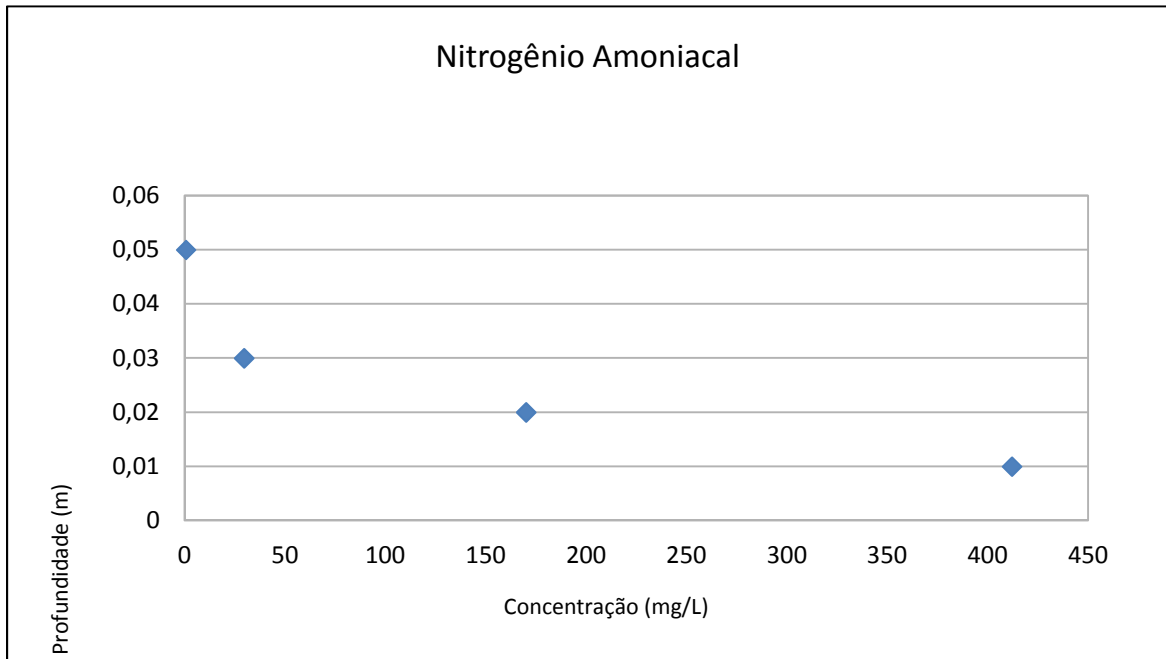


Figura 4.25: Perfil das concentrações do nitrogênio amoniacal no solo.

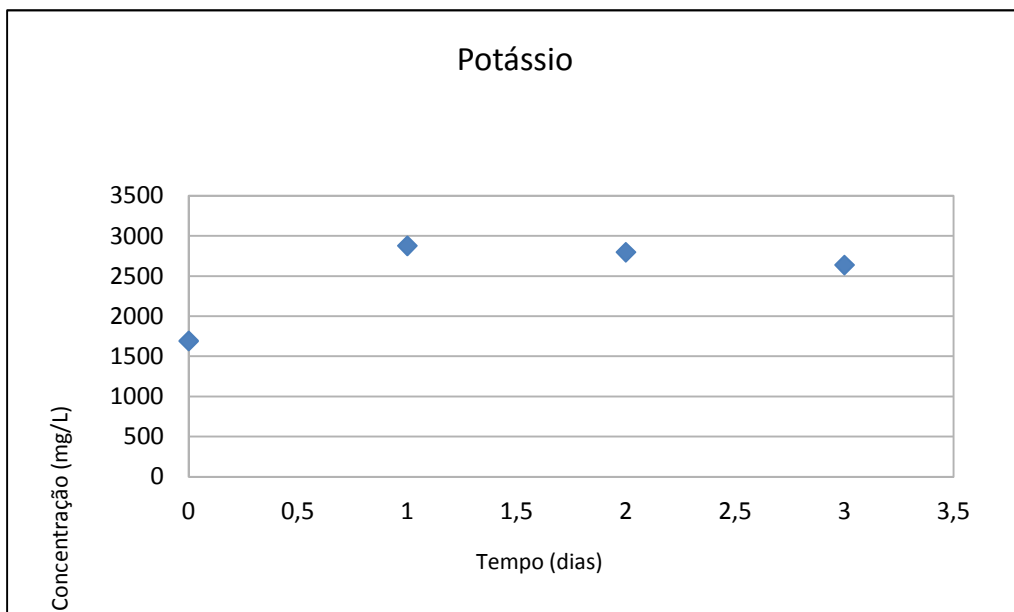


Figura 4.26: Evolução da concentração do potássio no reservatório.

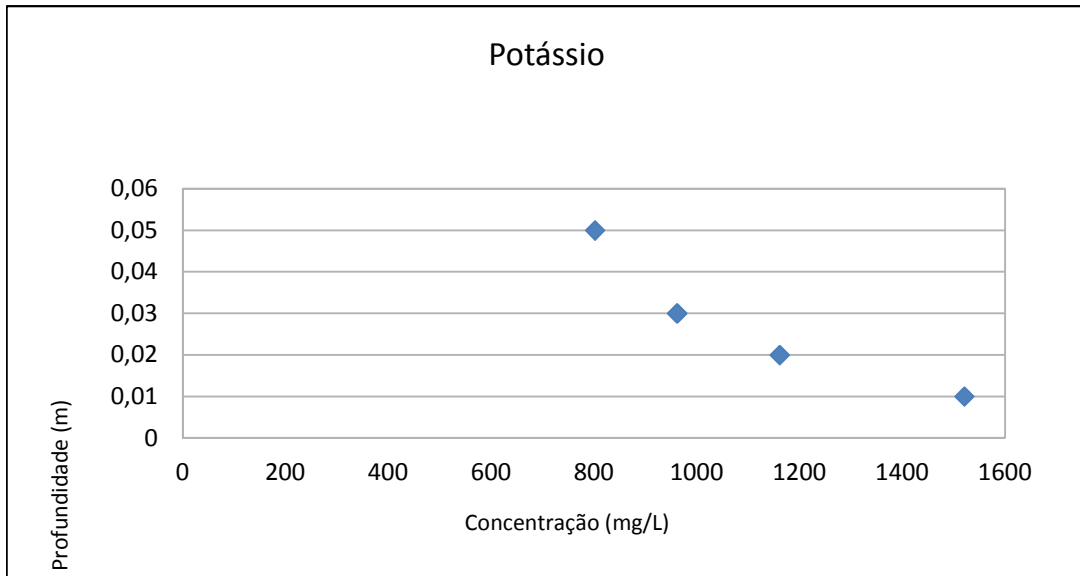


Figura 4.27: Perfil das concentrações do potássio no solo.

4.8 Toxicidade aguda: *Vibrio fischeri*

4.8.1 Lixiviado e ensaios de difusão

Nesta seção serão apresentados os resultados dos ensaios de toxicidade aguda com a bactéria marinha *Vibrio fischeri* realizados no lixiviado bruto e nas amostras do ensaio de difusão. Ensaios com essa bactéria foram escolhidos devido à necessidade de pequenos volumes de amostra para a execução do ensaio.

Na Tabela 4.4 estão apresentados os valores de COT, nitrogênio amoniacal (contaminantes normalmente relacionados com efeitos tóxicos) e o valor de CE50 para as amostras do lixiviado bruto, dos líquidos intersticiais das 4 fatias de solo do ensaio de difusão realizado e do líquido intersticial do solo utilizado no ensaio.

Para o lixiviado bruto, foi encontrado um valor de CE50 de 22,94%. Em estudos realizados por SILVA et al. (2004) com o mesmo organismo-teste e lixiviado do mesmo aterro foram encontrados valores de CE50 de 11%, confirmando a alta toxicidade deste lixiviado.

Com relação ao líquido intersticial das amostras do solo utilizado no ensaio, foi encontrado o efeito hormesis.

Tabela 4.4: Valores de CE50, COT e NA (Nitrogênio Amoniacal) das amostras do lixiviado bruto, dos líquidos intersticiais das 4 fatias de solo do ensaio de difusão e do líquido intersticial do solo utilizado no ensaio.

Amostras	COT (mg/L)	NA (mg/L)	EC50 (%)
Lixiviado	1002	1743	22,54
Líquido Intersticial	96,5	1,3	*
Fatia 1	625,5	412,1	62,82
Fatia 2	247,8	170,1	*
Fatia 3	166,7	29,6	*
Fatia 4	104,2	0,7	*

*Produziu efeito, embora não tenha sido possível determinar o valor de CE50.

Para ensaio de difusão, apenas foi possível calcular CE50 para a amostra do líquido extraído da Fatia 1. No que diz respeito às outras amostras, não foi possível calcular CE50 pois, nas condições do ensaio, a amostra não causou efeito tóxico em 50% dos organismos-teste. Entre os efeitos observados no ensaio com a bactéria marinha foi detectado o efeito Hormesis, que indica que embora a amostra não possua toxicidade aguda, pode possuir toxicidade crônica. Portanto, esses resultados não indicam ausência de toxicidade. Como explicado pela AZUR ENVIRONMENTAL, fabricante do equipamento Microtox, esses resultados apontam para a necessidade de que ensaios com outros organismos-teste sejam efetuados.

Segundo CALABRESE e BLAIN (2005), o efeito Hormesis é relacionado a pequenas quantidades de compostos orgânicos, sendo possível que, entre os compostos orgânicos detectados nas amostras, estejam presentes aqueles causadores de efeito tóxico. Entretanto, assim como relatado por CLÉMENT et al (1997), não foi possível estabelecer uma relação direta entre as espécies químicas investigadas e a toxicidade detectada.

Sendo assim, as amostras apresentaram efeito tóxico, mas os resultados não foram conclusivos. Ensaio de toxicidade aguda e crônica com outros organismos-teste deverão ser realizados para elucidar melhor a toxicidade da mistura de compostos presentes no solo. Além disso, a separação dos compostos orgânicos em classes pode ajudar a entender a contribuição destas para a toxicidade.

4.8.2 Amostras de líquido intersticial das amostras do solo coletadas em agosto.

Os ensaios de toxicidade aguda realizados com as amostras de líquido intersticial das amostras de solo coletadas em agosto também não apresentaram resultados conclusivos. Em nenhuma das profundidades (0,6; 1,0 e 1,5 m) as amostras apresentaram valores de CE50. Embora não tenham sido encontrados valores de CE50, o efeito tóxico hormesis também foi detectado nessas amostras.

Para essas amostras, assim como para as do ensaio de difusão, é demonstrada a necessidade de ensaios de toxicidade crônica a fim de que seja melhor compreendida a toxicidade dos compostos presentes nas amostras.

Apesar de vários estudos com ensaios de toxicidade aguda e crônica em lixiviados de aterros, não foram relatados na literatura ensaios de toxicidade em amostras de líquido intersticial de solo de aterro.

5 CONCLUSÕES

A pesquisa possibilitou algumas observações significativas:

- As concentrações de nitrogênio amoniacal e COT no líquido intersticial do solo da barreira lateral e do mangue apresentaram valores muito abaixo dos encontrados no lixiviado, tendo a sorção apresentada pelo solo para estes elementos possivelmente contribuído para estes baixos valores;
- A toxicidade aguda, relacionada a espécie *Vibrio fischeri*, presente no líquido intersticial do solo não pode ser medida em CE50 pois, nas condições do ensaio, as amostras não causam efeito tóxico em 50% dos organismos-teste. Entretanto, foi observado o efeito tóxico Hormesis, que indica que, embora a amostra não possua toxicidade aguda, pode possuir toxicidade crônica;
- A toxicidade presente no lixiviado é alta para a espécie *Vibrio fischeri*, com baixo valor de CE50 (22,54%);
- Entre as amostras de líquido intersticial das fatias do ensaio de difusão, apenas a Fatia 1 (mais próxima ao lixiviado do reservatório) apresentou toxicidade com um valor calculado de CE50, que foi igual a 62,82%. Para as fatias mais distantes do lixiviado, foi encontrado o efeito Hormesis;
- O lixiviado pode causar toxicidade ao entrar em contato com o solo, promovendo a transferência de contaminantes com efeito tóxico;

- Não foi possível estabelecer uma relação direta entre nenhuma das espécies químicas investigadas e a toxicidade;
- Os resultados das medidas das amostras de campo da barreira lateral e os do ensaio de difusão mostraram que as concentrações de COT apresentam uma tendência de redução ao longo da profundidade do solo, passando por processos de atenuação. Entretanto, não há como considerar que a difusão dos constituintes da fração orgânica aconteça de forma igualitária, pois estes podem migrar a taxas muito diferentes no solo;
- Como sugestões para a sequência do trabalho, podem-se apontar:
 - A retirada de amostras em profundidades maiores que 1,5 m na barreira lateral,
 - A realização de ensaios de toxicidade aguda com outros organismos-teste além da bactéria *Vibrio fischeri* e ensaios de toxicidade crônica;
 - A identificação de classes de compostos orgânicos

REFERÊNCIAS

ALVES, J. F. e LANGE, L. C. Avaliação da eficiência da remoção de matéria orgânica de líquidos lixiviados de aterros sanitários utilizando reagente de fenton. *XI SILUBESA*, 2004.

APHA, AWWA, and WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st ed. American Public Health Association, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2011* [acesso em 15 de julho de 2012]. Disponível em: http://www.abrelpe.org.br/panorama_apresentacao.cfm.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15411-3. *Ecotoxicologia aquática* - Determinação de efeito inibitório de amostras de água sobre emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente). Rio de Janeiro. 2006. 15 p.

BAGCHI, A. Natural Attenuation Mechanisms of landfill leachate and effects of various factors on the mechanisms. *Waste Management and Research*, Copenhagen, Dinamarca, nº. 5, pp. 453-463, 1987.

BAIRD, C. e CANN, M. *Química ambiental*. 4ª ed. Porto Alegre, RS: Bookman, 2011.

BARBOSA, M. C. *Investigação Geoambiental do Depósito de Argila sob o Aterro de Gramacho*. 1994. 328 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1994.

BARONE, F.S. et al. Effect of multiple contaminant migration on diffusion and adsorption of some domestic waste contaminants in a natural clayey soil. *Canadian Geotechnical Journal*. Ottawa, Canada. nº. 26, pp. 189-198, 1989.

BAUN, A. et al. Natural attenuation of xenobiotic organic compounds in a landfill leachate plume. *Journal of Contaminant Hydrology*. Vejen, Dinamarca. nº. 65. pp. 269-291, 2003.

BRAILE, F. [Sem título]. [Sem data]. 1 fotografia. Cedido por BRAILE, F. Arquivo pessoal. 2013.

BRASIL, lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*. nº 249, 03 ago. 2010.

CALABRESE, E. e J.; BLAIN, R. The occurrence of hormetic dose responses in the toxicological literature, the hormesis database: an overview. *Toxicology and Applied Pharmacology*, nº 202. pp. 289-301, 2005.

CALACE, N. et al. Characteristics of different molecular weight fractions of organic matter in landfill leachate and their role in soil sorption of heavy metals. *Environmental Pollution*. Roma, Italia. nº. 113, pp. 331-339. 2001.

CHRISTENSEN, J. B. et al. Characterization of dissolved organic carbon in landfill leachate-polluted groundwater. *Water Research*. vol. 32. nº 1, pp. 125-135, 1998.

CHRISTENSEN, T. H. et al. Biochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*. vol. 16. Pp. 659-718, 2001.

CLEMENT, B. e BOUVET, Y. Assessment of landfill leachate toxicity using the duckweed *Lemna minor*. *The science of the total environment*, pp, 1179-1190, 1993.

_____. e MERLIN, G. The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed. *The Science of Total Environment*, nº 170, pp. 71- 79, 1995.

_____. et. al., 1997. Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates. *Chemosphere*, vol.35, nº. 11. pp. 2783–2786.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Relação de áreas contaminadas e reabilitadas [homepage na internet]. São Paulo: CETESB, 2011. [Acesso em 28/02/2013]. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/relacoes-de-areas-contaminadas/15-publicacoes>.

COMPANHIA MUNICIPAL DE LIMPEZA URBANA. [Sem título]. 1980. 1 fotografia. Cedido por RITTER, E. Arquivo pessoal. 2012.

_____. [Sem título]. 1995. 1 fotografia. Cedido por RITTER, E. Arquivo pessoal. 2012.

_____. [Sem título]. 1996. 1 fotografia. Cedido por RITTER, E. Arquivo pessoal. 2012.

_____. [Sem título]. 2002. 1 fotografia. Cedido por RITTER, E. Arquivo pessoal. 2012.

_____. [Sem título]. 2010. 1 fotografia. Cedido por RITTER, E. Arquivo pessoal. 2012.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. *Diário Oficial da União*. nº 053, 18 mar. 2005, p. 58-63.

_____. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. *Diário Oficial da União*. nº 249, 30 dez. 2009, p. 81-84.

_____. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. *Diário Oficial da União*. nº 92, 16 mai. 2011, p. 89.

DU, Y. J. e HAYASHI, S. A study on sorption properties of Cd²⁺ on Ariake clay for evaluating its potential use as a landfill barrier material. *Applied Clay Science*. nº 32. pp. 14-24, 2006.

DUARTE, D. S. A. *Perdas por volatilização em solo tratado com uréia na presença de resíduos culturais*. 2007. 64 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

EDEN, R. Removal of ammonia from leachate in Hong Kong. Organics Ltd, The Barclay Centre, University of Warwick Science Park, Coventry, CV4 7EZ, United Kingdom, 2001.

FERREIRA, J. A. e RITTER, E. *Contaminação de solo por disposição de resíduos urbanos: estudo de casos* (Série Temática: Resíduos Sólidos e Geotecnia Ambiental - Volume 2). Rio de Janeiro: COAMB / FEN / UERJ. 2011. 70 p.

GIORDANO, G. et al. *Processos físico-químicos para tratamento do chorume de aterros de resíduos sólidos urbanos* (Série Temática: Tecnologias Ambientais - Volume 4). Rio de Janeiro: COAMB / FEN / UERJ. 2011. 178 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Base cartográfica digital, 2007. Imagem de satélite Basmap, ArcGIS10, 2013.

_____. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008*. Rio de Janeiro, 2010 [acesso em 15 de julho de 2012]. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB2008.pdf>.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE. Baía de Guanabara [homepage da internet]. Rio de Janeiro, 2012. [Acesso em 14/02/2013]. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/fma/baia-guanabara.asp>.

LERMAN, A. *Geochemical Processes in Water and Sediments Environments*, 1ª Edição, Nova Iorque, John Wiley e Sons. 1979 *apud* RITTER, E. *Efeito da Salinidade na Difusão e Sorção de Alguns Íons Inorgânicos em um Solo Argiloso Saturado*. 216p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) PEC/COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1998.

MACKENZIE, F., e GARRELS, R.M. Chemicals mass balance between rivers and oceans in Sea Water – Cycles of major elements, ed. James I. Drever, pp. 97 – 115, Stroudsboung, Pennsylvania, Dowden, Hutchingon and Ross, INC., 1977 apud RITTER, E. *Efeito da Salinidade na Difusão e Sorção de Alguns Íons Inorgânicos em um Solo Argiloso Saturado*. 216p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) PEC/COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1998.

MAIA, L.S. *Uso de carvão ativado em pó no tratamento biológico de lixiviado de aterro de resíduos*. 177 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Escola de química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

MITCHELL, J.K. *Fundamentals of Soil Behavior*. 2ª ed. Nova York: John Wiley e Sons, 1993, 452 p.

NASCENTES, R. et al. Coeficiente de difusão de nitrato e potássio em solo fertirrigado com vinhaça. *Revista Geotecnia*. Sociedade Portuguesa de Geotecnia/Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica. nº 117. pp. 43 – 70, 2009.

PIVATO, A. e RAGA, 2006. Tests for the evaluations of ammonium ettenuation in MSW landfill leachate by adsorption into bentonite in a landfill liner. *Waste Management*, nº 26. pp. 123-132, 2006.

RAND, G.M. e PETROCELLI, S.R. *Fundamentals of aquatic toxicology*. Washington: Hemisphere Publ. Corp, 1985, 666p.

RIO DE JANEIRO. *Diário Oficial do Município*. Ano XXVI. No 54. Rio de Janeiro, 04 de Junho de 2012. [Acesso em 14/02/2013]. Disponível em: www.doweb.rio.rj.gov.br.

RITTER, E, et al. Diagnóstico de Contaminação do Subsolo do Depósito de Lixo de Altamira. Anais do VII Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental e VI Simpósio Brasileiro de Geossintéticos REGEO/Geossintéticos 2011. Belo Horizonte, MG, Brasil, 21 a 24 de novembro de 2011.

_____, e CAMPOS, J. C. Avaliação da sorção e difusão molecular de íons inorgânicos do lixiviado e da argila orgânica do Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ). *Solos e Rochas: Revista Latino-americana de Geotecnia*, Vol.29 (1), 2006, p. 77-88.

_____. *Efeito da Salinidade na Difusão e Sorção de Alguns Íons Inorgânicos em um Solo Argiloso Saturado*. 216p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) PEC/COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1998.

_____ et. al. Avaliação da capacidade de mitigação da argila orgânica presente na fundação e nas valas de contenção lateral para o chorume gerado no Aterro Metropolitano de Gramacho - Rio de Janeiro. In: *XXVII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. João Pessoa, 2001, 9 p.

_____ et. al. Sorption of inorganic ions from leachate and organic soil of M.S.W. Gramacho Landfill. In: *IV International Congress on Environmental Geotechnics*. Rio de Janeiro, 2002, p. 165-170.

ROWE, R. et al. *Systems for Waste Disposal Facilities*. 2^a edição. Spon Press, 2004.

_____. Pollutant transport through barriers. In: *Geotechnical Practice for Waste Disposal*. Edited by David E. Daniel. Published in 1993 by Chapman e Hall, London, 1987 apud RITTER, E. *Efeito da Salinidade na Difusão e Sorção de Alguns Íons Inorgânicos em um Solo Argiloso Saturado*. 216p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) PEC/COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1998.

SANT'ANNA JUNIOR, G.L. *Tratamento biológico de efluentes: Fundamentos e aplicações*. Rio de Janeiro: Interciência, 2010.

SILVA et al, Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere*. nº 55. pp. 207-214, 2004.

SILVA FILHO. E. V. et al. Mercury, zinc, manganese, and iron accumulation in leachate pond sediments from a refuse tip in Southeastern Brazil. *Microchemical Journal*, nº 82. pp. 196–200, 2006.

SOUTO, G.B. e POVINELLI, J.. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte. CD-ROM, 2007, 10 p.

SPARKS, D. L. *Environmental Soil Chemistry*. 2ª edição. Elsevier science course content delivery, 2003.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Batch-type Procedures for Estimating Soil Adsorption of Chemicals. Washington, Technical Resource Document, EPA/530-SW-87-006-F, 1992. 99p.

YONG, R. N. et. al. *Principles of contaminant transport in soils*. Elsevier: Amsterdam, 1992.