

MONITORAMENTO DA ATENUAÇÃO NATURAL DO SOLO DE COBERTURA EM UM ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM PASSO FUNDO, RS

Evanisa Fátima Reginato Quevedo Melo¹

Liliane Ribeiro Rebechi Meneghetti²

Rubens Marcon Astolfi¹

Gabriel Cavelhão¹

RESUMO

Os resíduos sólidos urbanos (RSU), quando destinados de forma incorreta, geram graves problemas ambientais, tornando-se um grande potencial poluidor para o ambiente. A recuperação dessas áreas é um grande desafio e a forma mais utilizada é a atenuação natural. Objetiva-se nesse estudo monitorar o solo contaminado com RSU, realizando a caracterização química, física e microbiológica. As análises químicas determinaram a contaminação de metais no solo que é caracterizado como Latossolo Vermelho Distrófico Típico e as análises microbiológicas indicaram a presença das bactérias do gênero *Bacillus* e *Pseudomonas*. Concomitantemente aos ensaios de caracterização, avaliou-se a atividade microbiológica do solo através do método de respirometria durante o período de 72 dias. Os resultados indicaram elevado grau de decomposição dos resíduos orgânicos do solo contaminado.

Palavras-chave: biodegradação, microrganismos, evolução de CO₂, resíduos sólidos

ABSTRACT

Monitoring of natural attenuation of soil coverage in a landfill of urban solid waste in Passo Fundo, RS. The municipal solid wastes (MSW) when intended so inadequately create serious environmental problems becoming great potential polluter. The recovery of contaminated areas is a big challenge and the more utilized way is the natural attenuation. This study aimed to monitor the contaminated soil with MSW, making the chemical, physical and microbiological characterization. The chemical analysis determined the contamination of metals in soil which is characterized a Typical **Distrofic Red Latosol** (oxisol) and the microbiologic analysis indicated the presence of bacteria of the *Bacillus* and *Pseudomonas* genus.

¹ Curso de Engenharia Ambiental, Universidade de Passo Fundo – UPF. E-mail: evanisa@upf.br

² Programa de Pós-Graduação em Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS.

Concomitantly at the tests of characterization it was evaluated the microbial activity of soil by the method of respirometry during the period of 72 days. The results indicate big decomposition of organic waste in the contaminated soil.

Key words: biodegradation, microorganisms, evolution of CO₂, solid waste

INTRODUÇÃO

Os resíduos gerados pela população vêm se tornando, com o passar do tempo, uma preocupação maior para as autoridades; o principal desafio é dar destino correto a esses rejeitos, um destino nem tanto correto, que vem sendo adotado, é o uso de lixões ou aterros não controlados. As consequências dessas atitudes são facilmente identificadas e percebidas pelas populações que vivem aos arredores desses locais. Os principais problemas gerados, segundo Tressoldi e Consoni (1998), são: a proliferação de vetores de doença, geração de maus odores, contaminação do solo, das águas subterrâneas e da biota, pelos lixiviados resultantes do processo de decomposição dos resíduos. Esses são alguns exemplos do que acontece na maioria dos municípios brasileiros.

Um bom aterro controlado deve possuir, segundo Oliveira e Jucá (2004), sistemas de impermeabilização (*liners*) devido à elevada carga de poluentes que podem estar presentes nas demais formas de contaminações oriundas da decomposição dos resíduos. Esses sistemas têm papel importante na impermeabilização e na retenção do fluxo dos poluentes e são constituídos de mantas de geossintéticos impermeáveis associadas às camadas de solo compactado. Na ausência dessa impermeabilização, certamente, problemas irão acontecer como contaminação de águas subterrâneas e contaminação do solo. Segundo Reyes-López et al. (2008), as contaminações de águas subterrâneas podem ocorrer a até 80 metros de distância de um aterro.

A possível contaminação do solo e dos recursos hídricos ocorre através do lixiviado, resultante da decomposição, que leva compostos tóxicos em solução, como os metais. Segundo Sisinni e Moreira (1996), e Celere et al. (2007), o lixiviado pode tanto escorrer e alcançar as coleções hídricas superficiais como infiltrar no solo e atingir as águas subterrâneas, contaminando essas áreas.

A recuperação de tais áreas de disposição de resíduos sólidos é um desafio ambiental presente nas últimas décadas. A maneira mais utilizada e indicada é a recuperação natural desses locais, devido ao alto custo dos métodos convencionais.

Metais como chumbo, arsênio, cromo, zinco, cádmio, cobre e mercúrio podem causar danos significativos ao meio ambiente e à saúde humana graças à sua facilidade de solubilização e de mobilização. A escolha mais apropriada do método de remediação

para solos ou sedimentos depende das características do local, concentração, tipos de poluentes a serem removidos e o destino final do meio contaminado. Dentre as tecnologias empregadas para contornar os problemas gerados pelas áreas impactadas por metais pesados, podem ser citados o isolamento do local, a imobilização, a redução de toxicidade, a separação física e a extração. Barreiras físicas feitas de aço, cimento e bentonita, por exemplo, podem ser usadas para isolar e minimizar a mobilidade dos metais. Por outro lado, existem processos que promovem a separação das partículas menores (mais poluídas) das maiores, empregando hidrociclones, leito fluidizado e flotação. Todavia, alguns dos processos de remoção podem apresentar custo final elevado e/ou causar a liberação de novos contaminantes. É nesse contexto que surge a necessidade pela busca de novas tecnologias para a remoção de metais, baseadas no desenvolvimento de métodos para aplicação de microrganismos (Lemos e Santos, 2007).

A biorremediação, segundo Alvarez e Illman (2006), é uma técnica que oferece várias vantagens, como baixos custos e eliminação de poluentes *in situ*. Pelo processo de biorremediação, a biodegradação do poluente se dá pela ação dos microrganismos presentes (atenuação natural) ou pelos inoculados no solo contaminado (bioaugmentação), podendo ocorrer naturalmente ou ser estimulada por nutrientes como matéria orgânica, oxigênio, nitrogênio, fósforo, potássio, entre outros (Meneghetti, 2007).

Segundo Sharma e Reddy (2004), e Pérez (2006), a atenuação natural, também chamada de atenuação natural monitorada, envolve processos físicos, químicos e biológicos que agem sem intervenção humana para reduzir a massa, a toxicidade, a mobilidade, o volume ou a concentração de contaminantes. A técnica de atenuação natural é primeiramente aplicável para a degradação de constituintes orgânicos, mas também pode ser usada, segundo Sharma e Reddy (2004), para imobilização de contaminantes inorgânicos, incluindo metais tóxicos e radioativos.

A biorremediação transforma poluentes em CO₂ e água, mas também há várias limitações, pois os microrganismos não podem converter metais pesados em outros elementos diferentes, no máximo podem imobilizá-los ou biotransformá-los (Alvarez e Illman, 2006).

Os microrganismos são capazes de afetar a especiação dos metais, por causa de sua capacidade efetora ou mediadora nos processos de mobilização ou imobilização, que influenciam no equilíbrio das espécies metálicas entre as fases solúveis e insolúveis (Gadd, 2004).

O mecanismo bioquímico microbiano não é o da degradação do átomo contaminante (como ocorre na degradação de poluentes orgânicos), mas aquele que produz uma mudança no estado de oxidação do metal para sua detoxificação. Independente das reações ocorridas,

provavelmente, o metal ainda permanecerá no local, pois sabe-se que as bactérias possuem a capacidade de concentrá-lo e removê-lo, seja em forma de precipitados ou de substâncias voláteis, conseqüentemente menos tóxicos e facilmente disponíveis. Em outras palavras, os microrganismos podem apenas alterar a especiação dos contaminantes e convertê-los em formas não tóxicas (Singh e Cameotra, 2004).

Os mecanismos de captação microbiana para remoção de metais pesados podem ser por bioissorção ou bioacumulação. Por bioissorção, o acúmulo de metais pesados ocorre por mecanismos independentes do metabolismo celular, como interações físico-químicas entre os metais e os constituintes da parede celular, de exopolissacarídeos e outros materiais associados à face externa da membrana celular (Moreira e Siqueira, 2002; Lemos e Santos, 2007). A independência do metabolismo ocorre pelo fato de não ser necessário o gasto energético por parte da célula microbiana, na captação de íons metálicos. A remoção nesse caso pode ocorrer tanto em células vivas como em células mortas (Gadd, 1992). Pela bioacumulação, o transporte de metais pesados ocorre através da membrana celular e o acúmulo intracelular é dependente do metabolismo, ou seja, ocorre somente em células vivas capazes de gerar energia. A remoção de íons metálicos por esse tipo de mecanismo é usualmente mais lento que o mecanismo de adsorção físico-químico. Em contrapartida, maiores quantidades de metais podem ser acumuladas (Gadd, 2004).

Sabe-se que muitos microrganismos, incluindo bactérias, algas e fungos, possuem a habilidade para remover metais do meio ambiente; no entanto, a capacidade de remoção, assim como os mecanismos de acumulação, pode variar amplamente de acordo com a espécie microbiana, ou até mesmo com a linhagem. Fatores externos como pH, temperatura, ausência ou presença de nutrientes e outros metais também influenciam no mecanismo atuante e, conseqüentemente, na eficiência e seletividade de acumulação (Lemos e Santos, 2007).

O objetivo deste trabalho foi caracterizar o solo e monitorar a capacidade de atenuação natural dos compostos orgânicos resultantes da contaminação de resíduos sólidos urbanos.

MATERIAL E MÉTODOS

O Aterro Invernadinha situa-se junto à BR-285, entre o Campus da Universidade de Passo Fundo (UPF) e a EMBRAPA - Trigo, com área correspondente a 50.985,67 m² (Melo e Schneider 2000). A área do aterro é dividida em área de disposição antiga (ADA) e área de disposição recente (Figura 1).

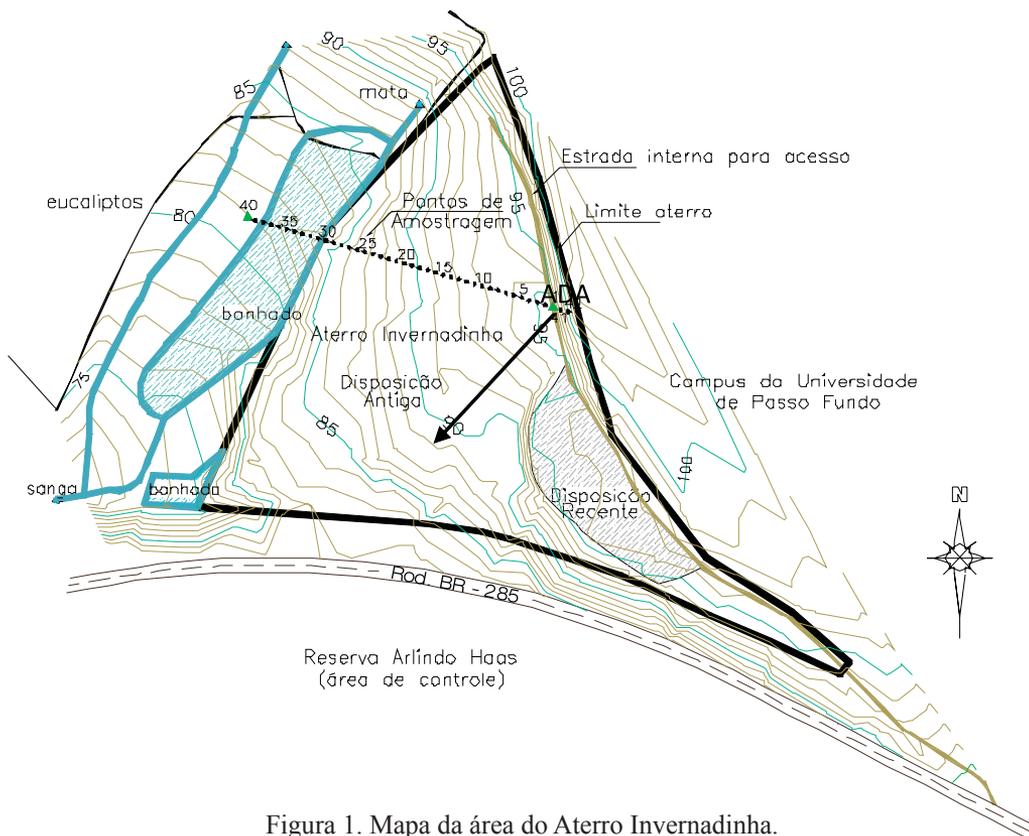


Figura 1. Mapa da área do Aterro Invernadinha.

A caracterização foi realizada com amostras de solo coletadas em três pontos na ADA do aterro, determinados ponto 1, ponto 2 e ponto 3. Para a coleta das amostras, retirou-se a vegetação superficial e com uma pá de corte efetuou-se a coleta de solo em perfil a uma profundidade de 20 cm. As amostras foram fracionadas por quarteamento, segundo o Departamento Autônomo de Estradas de Rodagem (DAER, 1996), acondicionadas em recipientes previamente esterilizados e encaminhadas para os laboratórios da UPF para a realização das análises químicas, físicas e microbiológicas.

A análise de metais foi realizada pelo método de extração por digestão 3050B, segundo USEPA (1996), e também pela avaliação em espectrofotômetro de absorção atômica. Os resultados foram comparados com valores de anos anteriores e com os valores orientados pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), norma de referência utilizada pela FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – RS), que é o órgão de fiscalização ambiental do estado do Rio Grande do Sul. Os seguintes metais foram analisados: Ni, Cd, Pb, Zn, Cu, Cr, Co.

A análise química e de carbono em solo foi realizada, segundo Tedesco et al. (1995), avaliando-se o teor de argila, pH, Matéria Orgânica (MO), Capacidade de Troca Catiônica (CTC), carbono, macronutrientes, entre outros, sendo o principal objetivo o teor de MO.

A análise física foi realizada pelo método de análise granulométrica segundo a NBR 7181 (1984).

As análises microbiológicas foram realizadas no tempo zero da pesquisa e ao final do experimento. A microbiota natural foi avaliada quantitativa e qualitativamente pelos seguintes métodos: contagem de aeróbios mesófilos viáveis, seguindo o método MAPA (2003), e isolamento e identificação, conforme MacFaddin (2000).

A verificação da atividade microbiológica do solo foi realizada pelo método de respirometria, conforme descrito por Kiel (2002), Spinelli (2005) e Meneghetti (2007). Tal método baseia-se na captação do CO₂ liberado pela degradação dos poluentes orgânicos. Para a execução do método de respirometria, o solo foi acondicionado em potes de vidros herméticos de 1 L, com um tempo de resposta de quatro dias, durante o período de 72 dias. O experimento foi dividido em três tratamentos: ponto 1, ponto 2 e ponto 3.

A análise estatística foi feita utilizando-se os dados do método de respirometria, através da análise de variância, considerando-se a significância estatística de $p < 0,05$ (procedimento General Linear Model). O *software* utilizado foi o MINITAB 15.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análises Químicas

Para o monitoramento do teor de metais no solo contaminado, a média dos resultados, obtidos no período de 2008, foi comparada com os estudos realizados anteriormente e com os valores orientados pela CETESB: prevenção (P) e intervenção (I). A análise de metais, quando comparada com os valores de prevenção, apresentou contaminação para a maioria dos metais, cujos valores encontram-se na tabela 1.

Tabela 1. Monitoramento de metais no solo da área de disposição Antiga (ADA).

Parâmetros	Machado (2006)	Machado (2007)	Machado (2008)	Valor de Prevenção
Ni (mg.kg ⁻¹)	39,0	-	33,16	30
Cd (mg.kg ⁻¹)	2,0	-	9,91	1,3
Pb (mg.kg ⁻¹)	106,0	-	960,61	72
Zn (mg.kg ⁻¹)	450,0	192,50	345,89	300
Cu (mg.kg ⁻¹)	134,0	108,42	195,81	60
Mn (mg.kg ⁻¹)	-	1113,62	835,72	-
Fe (mg.kg ⁻¹)	-	36469,02	37931,52	-
Cr (mg.kg ⁻¹)	49,0	-	1848,03	75
Co (mg.kg ⁻¹)	-	-	26,20	25

Na tabela 1, observa-se que todos os metais tiveram sua concentração superior aos valores de prevenção orientados. O valor de P é definido como a concentração de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea. Esse valor indica a qualidade de um solo capaz de sustentar as suas funções primárias, protegendo-se os receptores ecológicos e a qualidade das águas subterrâneas. Analisando-se os dados dos anos de 2007 e 2006, percebe-se que os teores de metais tóxicos estão aumentando no solo, mas não ocorre uma disparidade tão grande nos valores, o que pode ser pela própria heterogeneidade da área.

Os metais Cd, Cr e Pb apresentaram valores tão elevados que até mesmo ultrapassam os valores de intervenção propostos. O metal Cd ultrapassa o valor de intervenção Residencial; o Cr e Pb estão acima dos valores de intervenção Industrial. O valor de I é definido como a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerado um cenário de exposição genérico (CETESB, 2005).

De acordo com a CETESB (2005), uma área é classificada como Área Contaminada sob Investigação quando houver constatação da presença de contaminantes no solo ou na água subterrânea em concentrações acima dos Valores de Intervenção. Nesse caso, indica-se a necessidade de ações para resguardar os receptores de risco, sendo aconselhável o monitoramento da área.

Na tabela 2, observa-se o pH, a capacidade de troca catiônica (CTC), o teor de matéria orgânica, os níveis de fósforo (P) e potássio (K), bem como o percentual de carbono orgânico total do solo em estudo.

Tabela 2. Análise química do solo em estudo.

Amostras	pH H ₂ O	CTC Cmol _c .dm ⁻³	MO (%)	P mg.dm ⁻³	K mg.dm ⁻³	Carbono (%)
Testemunha*	6,6	18,9	4,2	10	418	1,29
Ponto 1**	6,1	21,4	5,7	14	525	5,15
Ponto 2**	5,7	24,6	>6,7	31	836	9,78
Ponto 3**	6,0	22,2	6,0	22	621	5,20

* Análises químicas realizadas no tempo 0.

** Análises químicas realizadas aos 72 dias.

Na tabela 2, observa-se que o pH está na faixa de 5,5 - 6,5, próximo à neutralidade, o que favorece o crescimento microbológico. Os valores de CTC aumentam de acordo com o aumento do teor de MO em cada amostra, o que confirma que a interação da MO, com os argilominerais e os óxidos do solo, altera as cargas superficiais. A MO é adsorvida a argilominerais e aos óxidos de ferro e essa interação resulta na diminuição das cargas positivas, aumentando, dessa forma, a capacidade de troca de cátions (Meurer, 2006). A MO é maior em todos os pontos analisados quando comparados com o controle, devido ao acúmulo da biomassa resultante da atividade microbiana. A presença de MO favorece a interação dos microrganismos com os contaminantes, porém dificulta o acesso do oxigênio necessário à biodegradação aeróbia. O P e o K, utilizados como fonte de nutrientes pelas bactérias, são maiores nos pontos 2, 3 e 1, respectivamente.

A análise química teve os resultados esperados em teor de MO. Nota-se que ao final do experimento, a quantidade de MO aumentou juntamente com a porcentagem de carbono. Aumentando a MO, aumenta o carbono disponível para a degradação microbiana e, conseqüentemente, aumenta a atividade microbiana. A degradação completa de um poluente orgânico resulta na liberação de CO₂, H₂O e biomassa celular. Outro fato importante é que as amostras foram acidificadas devido ao aumento de MO, pois, segundo Meurer (2006), o processo de acidificação do solo inicia com a solubilização da rocha, com posterior perda de cátions do solo associada à retenção preferencial de cátions de maior valência, nos sítios de troca da argila e da matéria orgânica.

Análise Física

O solo natural é classificado de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos da EMBRAPA (1999), como Latossolo Vermelho Distrófico Típico. Granulometricamente, o solo natural apresenta 67,3% de argila, 9,6% de silte, 18,1% de areia fina e 5% de areia média, e o solo de cobertura do aterro, 38,7% de argila, 24,9% de silte, 30,4% de areia fina e 6% de areia média.

Análise Microbiológica

A quantificação microbiológica apresentou resultados superiores, em todos os pontos estudados, quando comparados à microbiota natural do solo. O solo natural possui uma população microbiana inicial de $1,93 \times 10^3$ Unidades Formadoras de Colônias (UFC).g⁻¹ de solo, conforme estudado por Meneghetti (2007). A quantificação e a identificação dos microrganismos dos pontos estudados encontram-se na tabela 3.

Tabela 3. Análise de microrganismos.

Amostra	Tipo de Bactéria	UFC.g ⁻¹ tempo 0	UFC.g ⁻¹ 72 dias
Ponto 1	<i>Bacillus circulans</i>	$2,2 \times 10^6$	$0,055 \times 10^6$
Ponto 2	<i>Bacillus circulans e</i> <i>Pseudomonas alcaligenes</i>	16×10^6	$3,9 \times 10^6$
Ponto 3	<i>Bacillus circulans</i>	$3,3 \times 10^6$	$0,23 \times 10^6$

A bactéria *Bacillus circulans* foi encontrada nos três pontos investigados, e a bactéria *Pseudomonas alcaligenes* foi identificada apenas no ponto 2. Entre os microrganismos encontrados, as bactérias do gênero *Pseudomonas* e *Bacillus* são referenciadas como microrganismos degradadores de poluentes orgânicos (Alvarez e Illman, 2006), não sendo encontrada na literatura nenhuma relação dessas bactérias com a imobilização, acúmulo, volatilização ou remoção de poluentes inorgânicos (metais).

No ponto 2, observa-se a maior concentração de microrganismos, provavelmente, pela maior disponibilidade de Carbono orgânico, P e K. Esses elementos são considerados macronutrientes essenciais para o crescimento dos microrganismos. A população microbiana diminuiu ao longo do experimento, ocasionando o aumento da biomassa celular e, conseqüentemente, o aumento da MO do solo.

A atividade microbiológica avaliada pelo método de evolução de CO₂, nos três pontos, apresenta-se na figura 2.

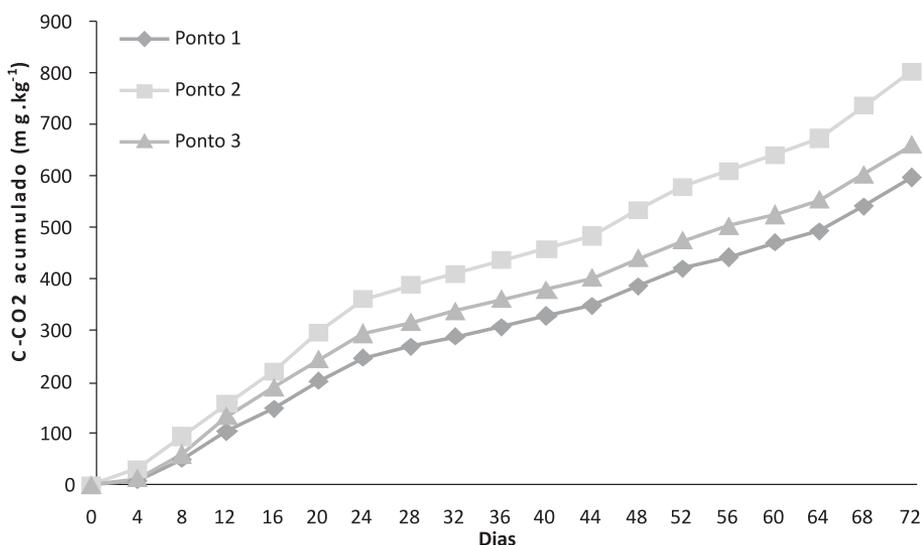


Figura 2. CO₂ acumulado ao longo do experimento.

A fração de solo do ponto 2 apresentou maior atividade microbológica durante o período da pesquisa. Com 802,23 mg.kg⁻¹ de CO₂ acumulado, seguido pelo ponto 3 e 1, com 659,58 mg.kg⁻¹ e 597,93 mg.kg⁻¹, respectivamente. Esse aumento é caracterizado pela presença de bactérias de gêneros diferentes e de uma maior quantidade de microrganismos.

A atividade microbológica está relacionada com a presença de microrganismos no solo, teor de P e K e o teor de MO em condições ambientais favoráveis. A maior atividade microbiana foi determinada no ponto 2 devido à interação de todos esses fatores relacionados.

A evolução de CO₂ apresentou um comportamento microbiano semelhante para as amostras de solo pesquisadas, indicando a possível biodegradação dos poluentes orgânicos pelo processo de atenuação natural. Os resultados de evolução de CO₂ apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) para os fatores investigados em todos os períodos.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos em relação aos dados anteriores demonstram que os teores de metais tóxicos variam devido à heterogeneidade da área. Os metais Cd, Cr e Pb ocorrem em valores superiores aos valores de intervenção propostos pelo órgão fiscalizador, indicando a necessidade de monitoramento da área. Os índices químicos e físicos são favoráveis ao processo de biodegradação. Foram encontradas bactérias

degradadoras do gênero *Bacillus* e *Pseudomonas*. Entre as amostras estudadas, o ponto 2 foi o que apresentou maior potencial de atenuação natural dos compostos orgânicos, quando relacionado à atividade microbiológica.

REFERÊNCIAS

- ABNT, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1984. NBR 7181: Solo – Análise Granulométrica. Rio de Janeiro, 13p.
- ALVAREZ, P. J. J.; ILLMAN, W. A. 2006. **Bioremediation and natural attenuation: process fundamentals and mathematical models**. New Jersey: John Wiley & Sons, 609 p.
- BRASIL, Ministério de Estado da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) e da Reforma Agrária. **Métodos analíticos oficiais para análises microbiológicas para controle de produtos de origem animal e água**. Instrução Normativa N. 62 de 18 set. 2003, Brasília.
- CELERE, M. S. et al. 2007. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para a saúde pública. **Caderno de Saúde Pública**, **23**(4):939-947.
- CETESB, Companhia de Tecnologia em Saneamento Ambiental. 2010. Decisão de diretoria N. 195-2005-E. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf>. Acesso em: 28 jun. 2010.
- DAER, Departamento Autônomo de Estradas de Rodagem. 1996. Redução de amostras de campo de agregados para ensaio de laboratório. Disponível em: <<http://ipr.dnit.gov.br/normas/DNER-PRO199-96.pdf>>. Acesso em: 20 jun. 2010.
- EMBRAPA. 1999. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solo**. Brasília: EMBRAPA, 412 p.
- GADD, G. M. 1992. Biosorption. **J. Chem. Technol. Biotech**, **55**(3):302-304.
- GADD, G. M. 2004. Microbial influence on metal mobility application for bioremediation. **Geoderma**, **122**:109-119.
- KIEHL, E. J. 2002. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba: Degaspari, 171 p.
- LEMOES, J. L. S.; SANTOS R. L. C. dos. 2007. Aplicação de microrganismos na recuperação de metais. In: I JORNADA DO PROGRAMA DE CAPACITAÇÃO INTERNA – CETEM, 2007, Rio de Janeiro. p. 89-102.
- MACFADDIN, J. F. 2000. **Biochemical tests for identification of medical bacteria**. 3. ed. Baltimore: Lippincott Williams & Wilkins, 912 p.
- MACHADO, M. E. 2006. **Poluição ambiental por metais em uma antiga área de disposição de resíduos sólidos Urbanos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 141p.

- MELO, E. F. R. Q.; SCHNEIDER, I. A. H. 2000. Caracterização da vegetação e solo de uma antiga área de disposição de resíduos sólidos urbanos de Passo Fundo, RS. In: IV SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2000, Blumenau, SC. p. 250.
- MENEGHETTI, L. R. R. 2007. **Biorremediação na descontaminação de solo residual de basalto contaminado com óleo diesel e biodiesel**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade de Passo Fundo, 113p.
- MEURER, E. J. 2006. **Fundamentos de química do solo**. 3. ed. Porto Alegre: Evangraf, 285 p.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. 2002. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 626 p.
- OLIVEIRA, F. J. S.; JUCÁ, J. F. T. 2004. Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 9(3):211-217.
- PEREZ, O. C. 2006. Atenuación natural de suelos contaminados con residuos tóxicos de origen minero. Aislamento y caracterización microbiana. Relatório interno de atividades da Faculdade de Biologia. Universidad de La Habana, Habana, Cuba. Disponível em: <http://www.ucm.es/info/biohidro/Coto_Orquidea.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2010.
- REYES-LÓPEZ, J. A. et al. 2008. Assessment of groundwater contamination by landfill Leachate: a case in México. **Waste Management**, 1(28):33-39.
- SHARMA, H. D.; REDDY, K. R. 2004. **Geoenvironmental engineering: site remediation, waste containment, and emerging waste management technologies**. New Jersey: John Wiley & Sons, 992 p.
- SINGH, P.; CAMEOTRA, S. S. 2004. Enhancement of metal bioremediation by use of microbial surfactants. **Biochemical and Biophysical Research Communications**, 319:291-297.
- SISINNO, C. L. S., MOREIRA, J. C. 1996. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influencia do Aterro Controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. **Caderno de Saúde Pública**, 12(4):515-523.
- SPINELLI, L. F. 2005. **Biorremediação, toxicidade e lesão celular em derrames de gasolina**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, p.194.
- TEDESCO, M. J. et al. 1995. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Boletim técnico N. 5.2. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 174 p.
- TRESSOLDI, M.; CONSONI, A. J. 1998. Disposição de resíduos. In: OLIVEIRA, A. M. dos S.; BRITO, S. N. A. (Org.). **Geologia de engenharia**. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, p. 343-360.
- USEPA, UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1996. **Method 3050B**. Disponível em: <<http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/pdfs/3050b.pdf>>. Acesso em: 21 jun. 2010.