



Ciência e Natura

ISSN: 0100-8307

cienciaenaturarevista@gmail.com

Universidade Federal de Santa Maria
Brasil

Samuel-Rosa, Alessandro; Diniz Dalmolin, Ricardo Simão; Cruz Copetti, André Carlos
A poluição causada por aterros de resíduos sólidos urbanos sobre os recursos hídricos

Ciência e Natura, vol. 34, núm. 1, 2012, pp. 107-118

Universidade Federal de Santa Maria

Santa Maria, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=467546170006>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica

Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal

Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

A POLUIÇÃO CAUSADA POR ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS SOBRE OS RECURSOS HÍDRICOS

Alessandro Samuel-Rosa, Ricardo Simão Diniz Dalmolin,
André Carlos Cruz Copetti

Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo – CCR/UFSM; Santa Maria, RS
e-mail: alessandrosamuel@yahoo.com.br

Resumo

Este trabalho mostra que o aterro encerrado da Caturrita, Santa Maria, estado do Rio Grande do Sul (RS), causa grande contaminação dos recursos hídricos superficiais. Existem falhas no sistema de coleta de chorume e as lagoas de estabilização são ineficientes em remover a carga poluente do chorume coletado. Como a decomposição dos resíduos pode se estender por décadas após a desativação do aterro, o potencial de contaminação ambiental é ainda maior. Estima-se que até a completa estabilização do aterro ainda sejam lançados nos recursos hídricos, aproximadamente, 14,5 Mg de carbono orgânico solúvel, fósforo, nitrogênio, sódio, potássio, cálcio e ferro.

Palavras-chave: resíduos sólidos urbanos, lagoas de estabilização, monitoramento ambiental.

Abstract

This study shows that Caturrita closed landfill site (Santa Maria, RS, Brazil) causes a large contamination of superficial water resources. There are problems in the leachate collection system and the stabilization ponds are ineffective in removing the pollutant load of the leachate collected. Since residue decomposition may take several decades after landfill closure, the

potential of environmental contamination may be even larger. Estimates show that until the complete stabilization of the landfill site it still may introduce 14,5 Mg of soluble organic carbon, phosphorus, nitrogen, sodium, potassium, calcium and iron ions directly in superficial water bodies.

Keywords: urban solid wastes, stabilization ponds, environmental monitoring.

Introdução

Apesar de a sociedade contemporânea ter desenvolvido inúmeras maneiras de destinação final dos resíduos sólidos urbanos (RSU), nenhuma delas é mais usada do que o aterramento (lixões, aterros controlados e aterros sanitários). Isso se deve ao menor custo de instalação e operação que os aterros apresentam em relação aos outros métodos como, por exemplo, a incineração (Cameron et al., 1997). Entretanto, a eficiência dos aterros, sobretudo aqueles construídos de maneira irregular, em minimizar os impactos negativos que os RSU podem causar ao ambiente vem sendo fortemente questionada (Rapti-Caputo et al., 2006; Teixeira et al., 2009).

A poluição causada pelos aterros tem início com a decomposição dos RSU, especialmente dos materiais orgânicos (origem animal e vegetal), quando são liberados gases e chorume. O chorume, um líquido de coloração escura e de mau cheiro, possui três fontes principais (Luz, 1981): (a) a umidade natural dos RSU, que aumenta nos períodos chuvosos; (b) a água de constituição de vários materiais; e (c) o líquido proveniente da dissolução do material orgânico pelas enzimas expelidas pelas bactérias. Nesse líquido, pode ser encontrada uma série de elementos perigosos, especialmente os metais pesados e alguns sais minerais (Costa, 2002; Jain et al., 2005).

Quando o aterro não é projetado para coletar e tratar todo o chorume gerado, é esperada severa contaminação dos recursos hídricos adjacentes (corpos de água superficial e subsuperficial), o que acelera a dispersão dos poluentes no ambiente, levando a sentir os efeitos da poluição mesmo distante da origem. Fatores como alta concentração de elementos poluentes no chorume, elevada condutividade hidráulica do solo e pequena profundidade do lençol freático facilitam a poluição de águas subterrâneas (Chofqi et al., 2004). Além disso, os aterros possuem um efeito poluente residual elevado, sendo detectada a presença de contaminantes em aquíferos mesmo após muitos anos a partir do encerramento (Ahmed e Sulaiman, 2001). Isso porque a decomposição dos RSU continua por décadas (Frantzis, 1991), implicando a geração continuada de chorume (Kirkham et al., 1986; Kim e Lee,

2009) até que haja a estabilização completa da massa de RSU, marcada pelo término da sua decomposição. Além disso, a contaminação das águas subterrâneas só é detectada vários anos após o início do processo, pois o movimento dos poluentes no solo costuma ser lento (Guimarães, 2000). Caso essa contaminação ocorra, os poluentes passam a fazer parte do sistema de fluxo predominante das águas subterrâneas, movendo-se lateralmente na direção da inclinação do lençol freático até o ponto de escoamento na superfície do terreno (Schneider, 1966). Esse movimento subterrâneo, aliado ao escoamento superficial do chorume e à ausência ou ineficiência do sistema de tratamento, origina a poluição das águas superficiais.

O primeiro sinal físico de poluição nos corpos de água superficial é a mudança da coloração e o aumento da turbidez, o que reduz a penetração da luz. Isso produz modificações significativas na cadeia alimentar das espécies aquáticas, já que pode provocar alterações na temperatura da água (Mota, 1997) e na dinâmica da disponibilidade de alimentos (Lima, 1991). A mudança na coloração e o aumento da turbidez da água se devem ao processo de eutroficação, desencadeado pela elevação da concentração de nitrogênio (N), fósforo (P) e matéria orgânica (MO). Esses nutrientes proporcionam o crescimento da população de algas, plantas aquáticas e outros microorganismos aeróbicos, fazendo com que haja uma depressão do nível de oxigênio na água, elevando a demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅). Quando o oxigênio dissolvido desaparece ou é reduzido a níveis muito baixos, as bactérias aeróbicas são quase que totalmente exterminadas, cedendo lugar às anaeróbicas, responsáveis pelo desprendimento de gases como o metano (CH₄) e a amônia (NH₃), tóxicos a quase todas as formas de vida superior (Ottaway, 1982; Lima, 1991).

No município de Santa Maria (RS), entre os anos de 1982 e 2008, o descarte de RSU produzidos localmente e por municípios vizinhos, foi realizado no Aterro da Caturrita. Estima-se que, na última década, a massa diária de RSU depositados no local era da ordem de 150 Mg (Gomes, 2005), resultando na geração de grande quantidade de chorume. Com isso, a última célula de descarte de RSU construída (de um total de quatro) foi equipada com sistema de drenagem para a coleta do chorume, que era destinado ao tratamento em um conjunto de lagoas de estabilização antes de ser lançado no ambiente. Mesmo que adotados alguns dos procedimentos de engenharia exigidos pela legislação, o local apresentava inúmeras limitações ao uso para descarte de RSU. As principais limitações são pequena profundidade e textura arenosa

do solo, declividade acentuada, drenagem deficiente, proximidade de áreas urbanas e ocorrência de material geológico aquífero (Samuel-Rosa et al., in press). Segundo os autores, também eram observadas limitações legais referentes à existência de áreas de preservação permanente, devido à presença de nascentes e cursos de água nas proximidades.

Atualmente, o Aterro da Caturrita está desativado, sendo os RSU gerados na região descartados em aterro sanitário próximo deste. Contudo, como os efluentes do Aterro da Caturrita carregam elevada quantidade de poluentes (Gomes, 2005; Lauermann, 2008) e as águas do corpo receptor correm para o interior do perímetro urbano de Santa Maria, existe risco de contaminação da população. Contudo, nenhuma medida foi adotada para garantir a remediação da área e o estancamento da fonte de poluição. Nesse sentido, o objetivo desse estudo é quantificar e qualificar a poluição causada pelo Aterro da Caturrita sobre os recursos hídricos superficiais até o final de sua operação, além de prever seu comportamento futuro e os prováveis impactos enquanto não estabilizado.

Metodologia

O estudo foi desenvolvido no antigo Aterro da Caturrita, localizado no município de Santa Maria, RS, Brasil (N -29°39'43"; E -53°52'30"), e que possui uma área total de 374.435,72 m. O clima é classificado como Cfa (subtropical úmido sem estação seca definida), com temperatura média anual de 19,3°C e precipitação média anual de 1708 mm bem distribuídos ao longo do ano (Maluf, 2000).

Os dados quali-quantitativos utilizados na caracterização do chorume gerado no Aterro da Caturrita são provenientes do estudo de Lauermann (2008) e de informações provenientes de Gomes (2005), abrangendo o período de agosto de 2003 a janeiro de 2007, ambos desenvolvidos na última célula de descarte construída no aterro. O material foi coletado em quatro diferentes pontos: na entrada da primeira lagoa de estabilização (*afluente*); (2) na saída da última (quarta) lagoa de estabilização (*efluente*); (3) no corpo receptor, 50 m acima do ponto de descarga (*montante*); e no corpo receptor, 50 m abaixo do ponto de descarga (*jusante*). As variáveis avaliadas são: pH, condutividade elétrica (CE), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), e os conteúdos de oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio total (N_{total}), carbono orgânico solúvel, fósforo total (P_{total}), cálcio (Ca²⁺), ferro (Fe²⁺), zinco (Zn²⁺), cobre (Cu²⁺), sódio (Na⁺) e potássio (K⁺). A eficiência das lagoas de tratamento foi avaliada através do percentual de remoção da carga poluidora:

$$Ef_i = \frac{c_i \text{ afluente} - c_i \text{ efluente}}{c_i \text{ afluente}} \times 100,$$

em que Ef_i é a eficiência percentual de remoção do parâmetro i , $C_i \text{ afluente}$, é a concentração do parâmetro i no afluente, e $C_i \text{ efluente}$ é a concentração do parâmetro i no efluente. Os resultados foram analisados a partir das determinações das resoluções 357/2005 do CONAMA (CONAMA, 2005) e 128/2006 do CONSEMA (CONSEMA, 2006).

Resultados

Em todos os parâmetros avaliados no chorume, sempre houve melhoria após a passagem pelas lagoas de estabilização (Tabelas 1, 2, 3 e 4). Essa melhoria é marcada pela redução da CE, do COS, da DBO_5 , da DQO, da relação DQO/ DBO_5 , dos teores de P_{total} , N_{total} , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Fe^{2+} , Zn^{2+} e Cu^{2+} e elevação da concentração de OD. No caso do pH, houve pequena elevação após a passagem pelas lagoas.

Tabela 1. Condutividade elétrica (CE), pH, oxigênio dissolvido (OD) e carbono orgânico solúvel (COS) (média \pm erro padrão) no chorume da última célula construída no Aterro da Caturrita e nas águas do corpo receptor dos efluentes das lagoas de estabilização (2003 a 2007).

Ponto de coleta	CE	pH	OD	COS
	---- $\mu S \text{ cm}^{-1}$ ----		----- $mg \text{ L}^{-1}$ -----	
Montante	63 (± 8)	6,9 ($\pm 0,1$)	6,9 ($\pm 0,3$)	9,4 ($\pm 3,39$)
Jusante	1095 (± 210)	7,7 ($\pm 0,1$)	5,7 ($\pm 0,4$)	58,6 ($\pm 14,0$)
Afluente	14013 (± 1215)	7,9 ($\pm 0,1$)	1,1 ($\pm 0,3$)	541,2 ($\pm 46,9$)
Efluente	5767 (± 336)	8,4 ($\pm 0,1$)	2,8 ($\pm 0,5$)	209,7 ($\pm 14,9$)

Tabela 2. Demanda bioquímica (DBO_5) e química (DQO) de oxigênio e razão DQO/ DBO_5 (média \pm erro padrão) no chorume da última célula construída no Aterro da Caturrita e nas águas do corpo receptor dos efluentes das lagoas de estabilização (2003 a 2007).

Ponto de coleta	DBO_5	DQO	DQO/ DBO_5
	----- $mg \text{ L}^{-1}$ -----		
Montante	20,1 ($\pm 6,0$)	23,7 ($\pm 5,6$)	5,5 ($\pm 0,9$)
Jusante	101,1 ($\pm 18,1$)	252,5 ($\pm 42,1$)	4,6 ($\pm 1,2$)
Afluente	2458,4 ($\pm 295,6$)	4695,1 ($\pm 498,3$)	2,4 ($\pm 0,2$)
Efluente	647,8 ($\pm 152,9$)	1415,8 ($\pm 91,9$)	3,7 ($\pm 0,4$)

O comportamento observado possibilitou a obtenção de valores médios de eficiência das lagoas de estabilização entre 55 ($\pm 7,5$) e 93 ($\pm 2,5$)%, respectivamente, para Ca^{2+} e N_{total} (Figura 1). Mesmo assim, devido à carga poluente do efluente, sempre houve agravamento na condição dos parâmetros observados nas águas do corpo receptor. Dentre os parâmetros considerados pela legislação brasileira, a pior situação é observada para a CE, cujo aumento médio foi de 18 vezes. No caso dos demais parâmetros, destacam-se Na^+ e K^+ , cujos aumentos foram superiores a 100 vezes.

Tabela 3. Fósforo (P), nitrogênio (N), sódio (Na^+) e potássio (K^+) (média \pm erro padrão) (mg L^{-1}) no chorume do Aterro da Caturrita e nas águas do corpo receptor dos efluentes das lagoas de estabilização entre os anos de 2003 e 2007.

Ponto de coleta	Ptotal*	Ntotal**	Na^+	K^+
Montante	1,0 ($\pm 0,2$)	1,2 ($\pm 1,1$)	0,0 ($\pm 0,0$)	1,3 ($\pm 0,3$)
Jusante	3,6 ($\pm 1,1$)	15 (± 12)	162 (± 74)	180 (± 80)
Afluente	22,2 ($\pm 2,2$)	275 (± 237)	1562 (± 368)	1643 (± 393)
Efluente	6,0 ($\pm 0,7$)	45 (± 43)	587 (± 191)	628 (± 205)

* Concentração permitida pela legislação brasileira: 4 mg de fósforo total L^{-1} (CONSEMA, 2006).

** Concentração permitida pela legislação brasileira: 20 de nitrogênio total mg L^{-1} (CONSEMA, 2006); 20 mg de nitrogênio amoniacal total L^{-1} (CONAMA, 2005).

Discussão

A análise das águas do corpo receptor antes do recebimento dos efluentes do sistema de tratamento indica que ele se enquadra na classe 4 das águas doces. Essa classe define as águas que podem ser destinadas apenas à navegação e à harmonia paisagística (CONAMA, 2005). O principal parâmetro responsável por essa classificação é a DBO_5 observada, sempre superior a 5 mg L^{-1} . Esse é o valor máximo considerado para enquadrar as águas na classe 1, ou seja, aquela destinada ao consumo humano após tratamento simplificado, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, à irrigação de hortaliças e de frutas que são consumidas cruas. Isso indica que há um foco de contaminação do corpo receptor a montante do ponto de coleta. Uma das explicações é a possível ineficiência do sistema de coleta do chorume da última célula de descarte construída. Como os solos do local possuem elevada permeabilidade (Argissolos e Planossolos derivados de materiais sedimentares), a possibilidade de contaminação do

aquífero com o chorume é alta (Samuel-Rosa et al., in press). Além disso, pode haver uma contribuição das áreas de produção agropecuária do entorno com dejetos e fertilizantes.

Tabela 4. Cálcio (Ca^{2+}), ferro (Fe^{2+}), cobre (Cu^{2+}) e zinco (Zn^{2+}) (média \pm erro padrão) (mg L^{-1}) no chorume da última célula construída no Aterro da Caturrita e nas águas do corpo receptor dos efluentes das lagoas de estabilização (2003 a 2007).

Ponto de coleta	Ca^{2+}	Fe^{2+} *	Cu^{2+} **	Zn^{2+} ***
Montante	2,9 (\pm 1,9)	5,8 (\pm 2,3)	0,00 (\pm 0,00)	0,04 (\pm 0,03)
Jusante	18,8 (\pm 5,2)	6,6 (\pm 2,1)	0,00 (\pm 0,00)	0,02 (\pm 0,01)
Afluente	127 (\pm 12,7)	18,5 (\pm 2,6)	0,11 (\pm 0,11)	2,78 (\pm 2,57)
Efluente	54,9 (\pm 6,0)	7,9 (\pm 2,1)	0,09 (\pm 0,09)	0,25 (\pm 0,19)

* Concentração permitida pela legislação brasileira: 10 mg de ferro total L^{-1} (CONSEMA, 2006); 15 mg de ferro L^{-1} (CONAMA, 2005).

** Concentração permitida pela legislação brasileira: 0,5 mg de cobre total L^{-1} (CONSEMA, 2006); 1 mg de cobre L^{-1} (CONAMA, 2005).

*** Concentração permitida pela legislação brasileira: 2 mg de zinco total L^{-1} (CONSEMA, 2006); 5 mg de zinco L^{-1} (CONAMA, 2005).

Os resultados mostraram que as lagoas de estabilização reduzem a carga poluente do chorume coletado. Contudo, a eficiência delas está aquém daquela exigida pela legislação para alcançar os níveis críticos dos parâmetros avaliados. Além disso, há uma elevada variação na eficiência ao longo dos anos, resultado das variações de temperatura do ar e precipitação pluviométrica.

No caso da CE, há uma clara redução na concentração de íons em solução durante a passagem pelas lagoas de estabilização. Contudo, os valores observados no efluente são superiores àquele estabelecido como limite pelo CONAMA (2005) ($100 \mu\text{S cm}^{-1}$). Isso ocorre porque as concentrações dos íons K^+ , Na^+ e Ca^{2+} são muito elevadas, causando aumentos da ordem de 140, 160 e 7 vezes, respectivamente, nas águas do corpo receptor. A legislação brasileira atual não impõe limites específicos para esses três parâmetros. Contudo, seus efeitos são deletérios à qualidade das águas do corpo receptor, levando-o ao enquadramento na classe de águas salobras (salinidade entre 0,5 e 30‰), conforme a resolução 357/2005 do CONAMA.

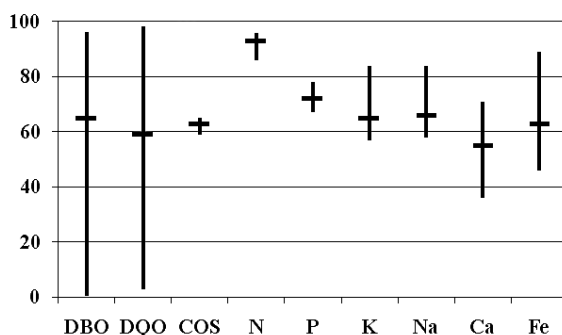


Figura 1. Eficiência (%) das lagoas de estabilização na redução da carga poluidora do chorume da última célula construída no Aterro da Caturrita (2003 a 2007).

As lagoas de estabilização também aumentam a quantidade de OD nos efluentes. Contudo, sua eficiência é comprometida pela variação observada ao longo do tempo. Essa situação é agravada pela alta concentração de COS no efluente, o que leva ao aumento da DBO₅ e DQO. Considerando a vazão média de 37m dia⁻¹ (Gomes, 2005) de efluentes lançados no corpo receptor no Aterro da Caturrita, não são permitidos valores de DBO₅ e DQO superiores a 150 e 360 mg L⁻¹, respectivamente (CONSEMA, 2006). Entretanto, os valores observados nos efluentes são muito superiores a esses limites. Os elevados valores de DBO₅ e DQO indicam grande necessidade de oxigênio para a degradação do material, mesmo que haja predomínio de matéria orgânica biodegradável em solução (evidenciado pelos valores da relação DQO/DBO₅ superiores a 0,4).

Essa matéria orgânica pode ser decomposta bioquimicamente de forma facilitada, o que indica que ainda deve predominar a fase aeróbica de decomposição dos RSU do Aterro da Caturrita. Sob condições aeróbicas, a decomposição da matéria orgânica libera dióxido de carbono (CO₂), enquanto que, em condições anaeróbicas, ocorre a liberação de NH₃, que, em seguida, é oxidado, formando nitratos (Schneider, 1966). Além disso, são liberados outros gases, principalmente compostos sulfurados e não-sulfurados, bem como CH₄ (Barros et al., 2000). Esses gases produzidos em condições anaeróbicas são tóxicos a quase todas as formas de vida superior (Ottaway, 1982; Lima, 1991).

Devido à elevada concentração de COS nas águas do corpo receptor após a entrada dos efluentes, ele é enquadrado na classe 3 das águas salobras (CONAMA, 2005). Essa classe define as águas destinadas apenas à navegação e à harmonia paisagística.

O efluente lançado no corpo receptor apresenta ainda concentração de P e N superiores às estabelecidas como permissíveis (CONSEMA, 2006). Contudo, quando os níveis permissíveis não são atendidos, o sistema de tratamento deve operar com eficiência mínima de 75% (considerando a vazão média de 37m³ dia⁻¹ observada no Aterro da Caturrita (Gomes, 2005)). Nesse caso, a eficiência de remoção de N está acima da eficiência mínima estabelecida, o que não ocorre para o P. Essa constatação é importante porque esses elementos são os principais responsáveis pelo processo de eutroficação das águas. Esse processo causa grande desequilíbrio ecológico, como a diminuição do número e quantidade de espécies aquáticas. Com isso, o corpo d'água converte-se num local potencial de disseminação de doenças e seus vetores (Valente et al., 1997).

Os únicos parâmetros para os quais o sistema de tratamento atende a legislação são Fe²⁺ e pH. Contudo, como a sua eficiência apresenta ampla variação ao longo do tempo, pode haver também contaminação com Fe²⁺. No caso do pH, mesmo estando dentro das faixas estabelecidas como permissíveis, o sistema de tratamento não tem efeito algum sobre esse parâmetro. Como o pH das águas do corpo receptor é inferior ao do efluente, haverá efeitos sobre a biota aquática devido a elevação do pH (Allan e Castillo, 2007).

Os resultados encontrados mostram que a contaminação das águas do corpo receptor dos efluentes do Aterro da Caturrita é elevada, tornando suas águas impróprias até mesmo para a descarga em outro corpo de água a jusante. Durante as avaliações de Gomes (2005) e Lauermann (2008), o sistema de tratamento do chorume do Aterro da Caturrita lançou, diretamente no corpo receptor, quantidades de carbono orgânico solúvel, fósforo, nitrogênio, sódio, potássio, cálcio e ferro da ordem de 1,0 Mg ano⁻¹. Exclui-se aqui o chorume não captado pelo sistema de coleta do Aterro da Caturrita (o aterro não apresenta impermeabilização lateral, isto é, parte da precipitação escapa dos limites da área), bem como as demais células de recebimento de RSU que não possuem sistema de coleta de chorume. Considerando a ausência de ações para estabilização do aterro e sua reintrodução na dinâmica ambiental e o tempo médio estimado de 30 anos para a sua estabilização (Schueler & Mahler, 2007), o sistema de coleta do Aterro da Caturrita tem um potencial de lançar no corpo receptor 14,5 Mg dos elementos listados acima.

Conclusão

Este estudo mostra que as águas do corpo receptor dos efluentes do aterro encerrado da Caturrita sofrem a introdução de contaminantes ainda antes de entrar em contato com os efluentes do sistema de tratamento do chorume. Isso indica que existem falhas no sistema de coleta de chorume.

Como as lagoas de estabilização do Aterro da Caturrita são ineficientes em remover a carga poluente do chorume, os efluentes não têm condição de serem lançados no ambiente. Mesmo assim, mais de 10.000 m³ devem ser lançados anualmente nas águas do corpo receptor, introduzindo quantidades de carbono orgânico solúvel, fósforo, nitrogênio, sódio, potássio, cálcio e ferro da ordem de 1,0 Mg ano⁻¹. O resultado dessa contaminação é o enquadramento das águas do corpo receptor na classe 4 das águas salobras, destinadas apenas à navegação e à harmonia paisagística.

Devido à ausência de ações de remediação e monitoramento da área, estima-se que, até a completa estabilização do aterro, esperada para aproximadamente 30 anos, ainda sejam lançados no corpo receptor 14,5 Mg de carbono orgânico solúvel, fósforo, nitrogênio, sódio, potássio, cálcio e ferro.

Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, pelas bolsas concedidas, e aos revisores e ao corpo editorial da CeN, pelas sugestões para a melhoria do trabalho.

Referências

- AHMED, A.M.; SULAIMAN, W.N. Evaluation of groundwater and soil pollution in a landfill area using electrical resistivity imaging survey. **Environmental Management**, 28:655-663, 2001.
- ALLAN, J.D.; CASTILLO, M.M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. Springer: Dordrecht. 436 p. 2007.
- BARROS, R.T.; POS., W.H.; MELO, G.C.B.; GARIGLIO, L.P. Methane (CH₄) and Carbon Dioxide (CO₂) Production from Municipal Solid Waste Treatment Plant: a Case Study of the City of Belo Horizonte. In: 5^o INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ENVIRONMENTAL GEOTECHNOLOGY AND GLOBAL SUSTAINABLE DEVELOPMENT, 2000, Belo Horizonte, Brasil. **Anais...** Belo Horizonte – Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. 2000. CD.

CAMERON, K.C.; DI, H.J.; MCLAREN, R.G. Is soil an appropriate dumping ground for our wastes? **Australian Journal of Soil Research**, 35:995-1035, 1997.

CHOFQI, A.; YOUNSI, A.; LHADI, E.K.; MANIA, J.; MUDRY, J.; VERON, A. Environmental impact of an urban landfill on a coastal aquifer (El Jadida, Morocco) **Journal of African Earth Sciences**, 39:509-516, 2004.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília. 27p. 2005.

CONSEMA. Conselho Estadual do Meio Ambiente. **Resolução nº 128, de 24 de novembro de 2006**. Porto Alegre. 9p. 2006.

COSTA, P.O.S. **Avaliação em laboratório, do transporte de contaminantes no solo do aterro sanitário de Sauípe/BA**. 2002. 188f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – PUC-Rio. Rio de Janeiro. 2002.

KIRKHAM, R.R.; TYLER, S.W.; GEE, G.W. Estimating leachate production from closed hazardous waste landfills. Cincinnati, OH : U.S. Environmental Protection Agency, Hazardous Waste Engineering Research Laboratory, 1986, 7 p.

FRANTZIS, I. Settlement in the landfill site of Schisto. In: THIRD INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, vol. 2, S. Margarita Di Pula (Cagliari), Sardenha, Itália. **Anais...** p. 1189-1195. 1991.

GOMES, T.L. (2005). **Avaliação quali-quantitativa do percolado gerado no Aterro Controlado de Santa Maria-RS**. 96f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

GUIMARÃES, L.T. **Utilização do sistema de informação geográfica (SIG) para identificação de áreas potenciais para disposição de resíduos na bacia do Paquequer, município de Teresópolis – RJ**. 2000. 172f. Dissertação de Mestrado. Curso de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2000.

JAIN, P.; KIM, H.; TOWNSEND, T.G. Heavy metal content in soil reclaimed from a municipal solid waste landfill. **Waste Management**, 25:25-35, 2005.

KIM, Y.D.; LEE, D.-G. Comparative study on leachate in closed landfill sites: focusing on seasonal variations. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, 11:174-182, 2009.

LAUERMANN, A. **Caracterização química dos efluentes gerados pelo Aterro Controlado de Santa Maria e retenção de chumbo e zinco por um Argissolo**

da depressão central do Rio Grande do Sul. 2008. 72f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. 2008.

LIMA, L.M.Q. **Tratamento de lixo.** São Paulo: Hemus. 240p. 1991.

LUZ, F.X.R. **Aterro sanitário: características, limitações, tecnologia para implantação e operação.** CETESB, SP. 30p. 1981.

MALUF, J. A new climatic classification for the state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, 8:141-150, 2000.

MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental.** Rio de Janeiro: ABES, 1997. 292p.

OTTAWAY, J.H. **Bioquímica da poluição.** (trad. De Luiz Pitombo, Sérgio Masarol), EPU, Ed. da Universidade de São Paulo. 74p. 1982.

RAPTI-CAPUTO, D.; SDAO, F.; MASI, S. Pollution risk assessment based on hydrogeological data and management of solid waste landfills. **Engineering Geology**, 85:122-131, 2006.

SAMUEL-ROSA, A.; DALMOLIN, R.S.D.; PEDRON, F.A. Abordagem integrada para avaliação de aterros encerrados. **Ciência e Natura** (submetido).

SCHNEIDER, W.J. **A água no ambiente urbano: implicação hidrológica no destino final dos resíduos sólidos.** Circular de exame geológico 601 – F. EUA. 1966.

SCHUELER, A.; MAHLER, C. Sistema de avaliação para classificar áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos visando a remediação e a pós-ocupação. **Engenharia Sanitária & Ambiental**, 13:249-254, 2007.

TEIXEIRA, C.E.; TORVES, J.C.; FINOTTI, A.R.; FEDRIZZI, F.; MARINHO, F.A.M.; TEIXEIRA, P.F. Estudos sobre a oxidação aeróbia do metano na cobertura de três aterros sanitários no Brasil. **Engenharia Sanitária & Ambiental**, 14:99-108, 2009.

VALENTE, J.P.S.; PADILHA, P.M.; SILVA, A.M.M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu – SP. **Eclética Química**, 22:49-66, 1997.

Submetido em: 24/02/2011

Aceito em: 13/01/2012