

SETAC – Brazil

Influência do Aterro Sanitário de São Carlos (SP), Brasil, na Qualidade das Águas Superficial e Subterrânea

A. A. LOPES,^{1*} J. BRIGANTE² & V. SCHALCH³

¹Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, EESC-USP, São Carlos, SP, Brasil

²Núcleo de Estudos em Ecossistemas Aquáticos, EESC-USP, São Carlos, SP, Brasil

³Departamento de Hidráulica e Saneamento, EESC-USP, São Carlos, SP, Brasil

(Received November 6, 2006; Accepted April 25, 2007)

RESUMO

Poucos trabalhos relatam a toxicidade da água causada pela migração de líquidos percolados no entorno de aterros sanitários. O objetivo deste estudo foi analisar a qualidade da água superficial e subterrânea na área de influência do aterro sanitário de São Carlos (SP), Brasil, por meio de ensaios físico-químicos e de toxicidade aguda e crônica. *Ceriodaphnia silvestrii* foi usada como organismo-teste. Em 2004 foram coletadas duas amostras de água no Córrego do Galdino em um ponto a montante e outro a jusante do aterro, bem como duas amostras de água em quatro poços de monitoramento (um a montante e três a jusante) do aterro. Constatou-se que alguns parâmetros apresentaram concentrações elevadas. Todas as amostras de poços apresentaram toxicidade aguda ($p < 0,05$). Na primeira coleta, o poço a montante causou 50% de imobilidade e os poços a jusante causaram 100% de imobilidade. Na segunda coleta, o poço a montante causou 45% de imobilidade e apresentou toxicidade crônica, enquanto os poços a jusante causaram imobilidade de 100% dos organismos. As amostras de água superficial não apresentaram efeito tóxico. Os resultados de toxicidade e outros parâmetros físico-químicos indicam que o chorume está atingindo o lençol subterrâneo, provavelmente por percolação, afetando a qualidade da água.

Palavras-chave: aterros sanitários, líquidos percolados, monitoramento, qualidade da água, toxicidade aguda e crônica.

ABSTRACT

Influence of the sanitary landfill of São Carlos (SP), Brazil, in superficial and ground water quality

Few works have assessed the water toxicity caused by leachate from urban landfills. The present study evaluated the superficial and ground water quality around the urban landfill of São Carlos (SP), Brazil, using physical-chemistries analyses and acute and chronic toxicity with *Ceriodaphnia silvestrii*. In 2004, four water samples were collected during two fieldworks in the Galdino Stream (onesite before and three after the landfill). The superficial water samples did not present any toxic effect, while the well samples showed high values for some parameters and acute toxicity ($p < 0.05$) in all samples. In the first fieldworks, samples from the well before and after the landfill showed immobility of 50% and 100%, respectively. In the second fieldworks, samples from the well before the landfill caused immobility of 45% and presented chronic toxicity, while the wells after caused immobility of 100%. Thus, the results pointed out that the leachate is probably percolation and affecting the water quality of the groundwater.

Key words: landfills, leachate, monitoring, water quality, acute and chronic toxicity.

*Corresponding author: Adriana Antunes Lopes, e-mail: aalopes@sc.usp.br, drilopes32@yahoo

INTRODUÇÃO

Geralmente, as áreas de disposição final de resíduos sólidos são instaladas em áreas rurais, sem planejamento ambiental. Dessa forma, os resíduos podem ser dispostos inadequadamente em solos permeáveis. Eventualmente, pode ocorrer migração dos líquidos percolados gerados no aterro para o lençol freático e deste para o corpo d'água mais próximo, podendo comprometer a qualidade da água de áreas adjacentes.

A migração de líquidos percolados para as águas pode ser constatada por meio de análises da qualidade do lençol freático e do curso d'água mais próximo. É comum a caracterização físico-química da água, porém, é necessário complementar as informações obtidas para interpretação dos resultados, uma vez que muitas substâncias podem estar presentes no chorume e não é possível a análise de todas elas. Assim, os ensaios ecotoxicológicos são indispensáveis para uma análise mais abrangente sobre as fontes de poluição, pois os efeitos causados nos organismos vivos evidenciam a presença de substâncias tóxicas. O ensaio ecotoxicológico é importante para avaliar se a água está exercendo influência na reprodução ou mortalidade dos organismos aquáticos.

A maioria dos agentes químicos orgânicos e inorgânicos, considerados mundialmente como prioritários para efeito de controle, é persistente e acumulativa no meio aquático, que pode estar sujeito aos efeitos dessas substâncias por períodos de tempo prolongados (Zagatto & Bertoletti, 2006). Substâncias que interferem a longo prazo sobre a biota podem ser provenientes das atividades agrícolas devido à aplicação crescente de fertilizantes e pesticidas que podem atingir os corpos d'água subterrâneos ou superficiais por vários processos como a lixiviação, o fluxo preferencial através do solo, a erosão, os ventos e também podem se volatilizar e ser depositadas por meio de trocas gasosas, na forma de precipitação seca ou úmida (Allan, 2002).

A contaminação de um manancial de superfície geralmente é visível e de fácil identificação, devido à mudança na cor da

água, presença de espuma, odor e morte de organismos aquáticos. A contaminação de aquíferos não é visível e pode transformar-se em problema crônico, pois só é identificada quando causa efeitos na saúde pública (Rebouças, 1992).

Nesse sentido, o monitoramento dos recursos hídricos na área de influência dos aterros é fundamental para o controle e prevenção da poluição, a fim de evitar danos ao ambiente e à saúde humana.

Monitoramento de aterros sanitários

Alguns estudos sobre monitoramento de aterros indicam falhas na construção e operação dos empreendimentos relacionados aos resíduos sólidos. Um estudo realizado por Calvo *et al.* (2005) concluiu que o compartimento mais afetado por três aterros analisados na região de Granada (Espanha) foi a água subterrânea, seguida do solo, saúde humana, atmosfera e água superficial. Assim, tornam-se prioritárias as atenções com a qualidade das águas subterrâneas, em especial com a sua potabilidade.

A qualidade da água subterrânea na área de influência dos aterros sanitários deve atender aos padrões de potabilidade estabelecidos pela legislação vigente, conforme recomendações da NBR 13896 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1997).

No Brasil, as águas potáveis devem seguir o padrão de qualidade recomendado pela Portaria nº 518, de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde. As águas superficiais, por sua vez, devem seguir os padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), de 17 de março de 2005.

Um dos principais parâmetros a ser avaliado no monitoramento de aterros é o nitrogênio amoniacal, pois entre os compostos presentes no percolado a amônia é encontrada em altas concentrações durante longo período de tempo. Em amostras de percolado de aterros da Alemanha os valores de amônia variam com a idade do empreendimento, conforme Tabela 1 (Pivato & Raga, 2006).

Tabela 1 – Valores de amônia em aterros da Alemanha (Pivato & Raga, 2006).

Idade do aterro (anos)	Valores médios de amônia (mg L ⁻¹)
1 a 5	405
6 a 10	600
11 a 20	555
21 a 30	445

A amônia não é degradada em condições anaeróbias e sua toxicidade é comprovada, assim é indicadora de contaminação da água subterrânea, causada pela difusão dos contaminantes presentes no percolado (Pivato & Raga, 2006). Vale ressaltar que os valores de amônia encontrados na água natural são bem inferiores aos encontrados no percolado, porém, quando as concentrações desse composto na água se elevam significa que houve vazamento proveniente do aterro.

De acordo com Von Sperling (2005), o estágio de poluição de um corpo d'água pode ser indicado pela determinação da forma predominante de nitrogênio, sendo que na forma de amônia indica poluição recente. Com base em Tandel (1998), o íon amônio se oxida rapidamente em amônia, portanto, altos teores desse composto indicam o estágio inicial do ciclo do nitrogênio, ou seja, contaminação recente.

A presença de amônia na água é tóxica aos organismos aquáticos, dependendo de sua concentração. Concentrações a partir de $0,25 \text{ mg L}^{-1}$ afetam o crescimento de peixes, enquanto concentrações superiores a $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ são letais, matando 50% dos indivíduos expostos (Esteves, 1988). Em condições naturais raramente a amônia atinge valores letais; para isso devem ocorrer simultaneamente elevados valores de pH ($> 9,0$), elevada temperatura ($> 26^\circ\text{C}$) e baixos valores de potencial redox (Trussel, 1972 *apud* Esteves, 1988).

Além da amônia, outros contaminantes presentes nos resíduos sólidos podem causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos, como matéria orgânica, sais e metais. Os metais podem afetar o comportamento biológico, comprometendo a reprodução e/ou a sobrevivência dos organismos (Povinelli, 1987).

A matéria orgânica pode ser mensurada por meio de análises de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO), já o teor de sais, por meio de análise da condutividade elétrica, salinidade e cloretos.

Compostos orgânicos e inorgânicos podem estar presentes em efluentes e corpos hídricos, devido a sua complexibilidade e variabilidade por isso recomenda-se a caracterização biológica destas águas para complementação das informações não reveladas pelas análises físico-químicas. Atualmente, a realização dos testes de toxicidade é considerada indispensável para obter controle mais abrangente das fontes de poluição das águas.

A toxicidade pode ser avaliada por meio do efeito que a dose ou concentração de certa substância causará a determinado organismo num determinado intervalo de tempo. Esses efeitos podem ser classificados em agudos e crônicos.

A Resolução CONAMA 357/2005 recomenda a realização de testes de toxicidade em amostras de água, porém, poucos trabalhos foram encontrados na literatura abordando o impacto dos aterros na vida aquática, por meio de ensaios ecotoxicológicos. Alguns trabalhos relatam a toxicidade do chorume e seu possível impacto no corpo receptor.

Sisino (2002) realizou testes de toxicidade com peixes da espécie *Danio rerio* (vulgarmente conhecido como paulistinha) em cursos d'água superficiais próximos a aterros controlados de resíduos sólidos urbanos e industriais no Estado do Rio de Janeiro. Foi comprovada a alta toxicidade do chorume, evidenciando o impacto no ambiente aquático provocado pelo lançamento deste efluente. Amostras de resíduos industriais não-inertes apresentaram elevadas concentrações de alumínio, ferro, manganês e fenol, cerca de 300 vezes o limite estabelecido pela legislação, comprovando suas características tóxicas.

De acordo com Silva (2002), "a concentração de componentes inorgânicos do chorume é muito alta, sendo talvez a principal responsável pela toxicidade". A autora realizou testes de toxicidade aguda com *Artemia salina* (microcrustáceo de água salgada), *Daphnia similis* (microcrustáceo de água doce), *Danio rerio* (peixe de água doce) e a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* (bactéria de origem marinha) em amostras de chorume bruto do Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ) e constatou efeito tóxico do efluente para todos os organismos testados, apesar de os organismos de água doce terem sido os mais afetados. *Daphnia similis* se mostrou muito sensível aos efluentes testados, mesmo com a correção de salinidade.

Tandel (1998) constatou toxicidade aguda em poços de monitoramento no aterro controlado de Rio Claro (SP) devido à presença significativa de amônia, proveniente do percolado. Foi encontrado valor médio de condutividade elétrica de $129,67 \mu\text{S cm}^{-1}$ e DQO de $13,68 \text{ mg L}^{-1}$. O autor concluiu que não ocorreu contaminação do aquífero por metais, devido à capacidade filtrante do solo.

Diante dessas constatações, ressalta-se a importância dos estudos ecotoxicológicos para avaliar se a água está exercendo influência na reprodução ou mortalidade de organismos, indicando poluição ou contaminação.

MATERIAIS E MÉTODOS

Caracterização da área

O município de São Carlos (SP), Brasil, faz parte da Bacia Tietê-Jacaré (UGRHI-13) e pertence ao Sistema Aquífero Guarani, maior manancial de água doce subterrânea do mundo (CETESB, 2004). Cerca de 10% do território brasileiro é ocupado pelos arenitos do Guarani, denominados Rosário do Sul, Pirambóia e Botucatu (Boscardin Borghetti *et al.*, 2004).

O aterro de São Carlos está localizado nas coordenadas geográficas $21^\circ57'S$ e $47^\circ55'W$, a NW da área urbana do município, na Fazenda Guaporé, distando aproximadamente 15 km do centro da cidade, sobre o Aquífero Botucatu. Pode ser considerado um empreendimento de porte médio, pois recebe por dia cerca de 150 toneladas de resíduos sólidos urbanos, gerados por uma população de 220.000 habitantes. Nas proximidades há plantação de cana-de-açúcar e pastagem de gado.

O aterro é operado pela empresa Vega Engenharia Ambiental desde 1996, aproximadamente, e possui uma área de cerca de 70.000 m². O local apresenta vida útil esgotada, porém são realizadas ampliações freqüentes por ainda não ter sido concluída a escolha de outro local adequado para implantação do novo aterro (Lopes, 2003). Com base no Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR), avaliação realizada pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 2007), o aterro recebeu nota 9,0, referente ao ano de 2006. Isso significa que o aterro está em condições adequadas, segundo a agência ambiental fiscalizadora do Estado de São Paulo.

Coleta de amostras de água

Para a realização do presente estudo foram coletadas quatro amostras de água no Córrego do Galdino, corpo d' água mais próximo, em um ponto a montante (PMRIO) e outro a jusante (PJRIO) do aterro, e quatro amostras de água em quatro poços de monitoramento (um a montante e três a jusante) localizados no aterro (Figura 1), conforme Norma 6410 (CETESB, 1999): Amostragem e Monitoramento das Águas Subterrâneas. O poço de montante foi denominado PM e os

poços de jusante, PJ1, PJ2 e PJ3. As coletas foram realizadas nos dias 08/03/2004, 01/07/2004, 09/11/2004 e 10/02/2005.

Os testes de toxicidade foram realizados com duas amostras de cada ponto, coletadas nos dias 08/03/2004 e 09/11/2004, a fim de avaliar a variabilidade da toxicidade das amostras em diferentes períodos do ano.

Ensaio físico-químico

As análises físico-químicas e de metais foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC), Universidade de São Paulo (USP), de acordo com APHA (1998). As amostras foram analisadas em duplicatas. Nove parâmetros foram analisados: pH, condutividade elétrica, temperatura, oxigênio dissolvido, salinidade, cloreto, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio amoniacal, bem como dez metais: zinco, chumbo, cádmio, níquel, ferro, manganês, cobre, cromo total, cromo hexavalente e alumínio.

Os parâmetros pH, condutividade elétrica, temperatura, oxigênio dissolvido e salinidade foram obtidos *in situ* com uso do multisensor Horiba U-10.

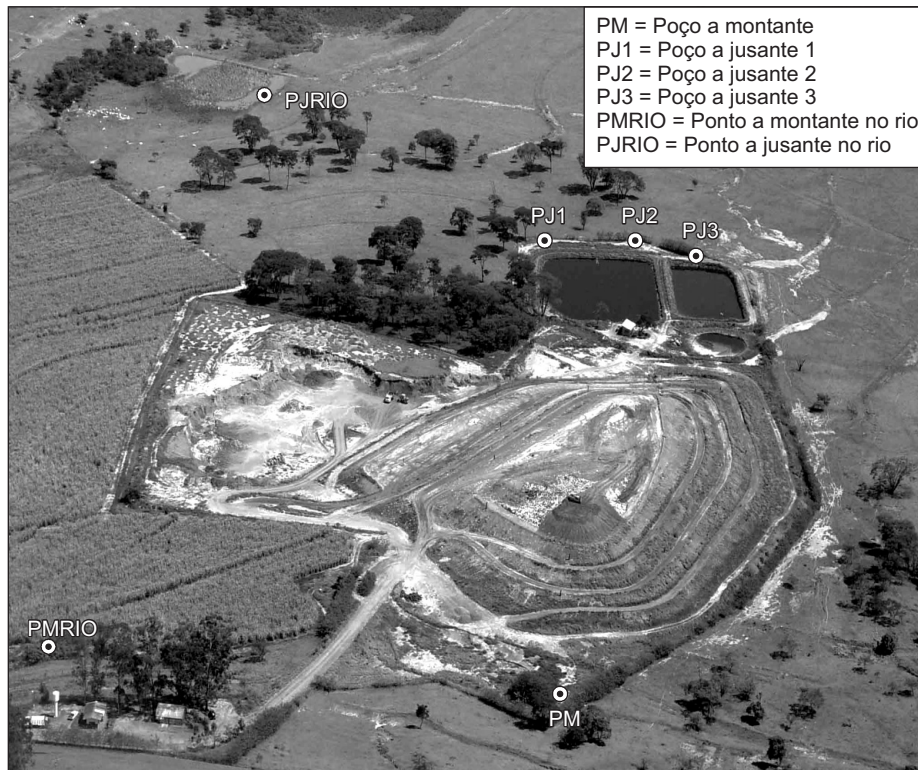


Figura 1 – Localização dos pontos de monitoramento no aterro de São Carlos, SP, Brasil.

Os metais foram analisados por espectrofotometria de absorção atômica por chama, utilizando-se espectrofotômetro da marca VARIAN, modelo AA-1275. Antes de iniciar a digestão, as amostras foram filtradas a vácuo para análise de ferro e manganês solúveis. Para análise dos outros metais foram digeridas amostras brutas. Na primeira fase de digestão foram adicionados 6 mL de ácido nítrico a 25 mL de amostra. Na segunda fase foram adicionados 10 mL de ácido nítrico à amostra restante. Na terceira fase foram adicionados 10 mL de ácido clorídrico à amostra restante e 15 mL de água destilada. As amostras foram digeridas a quente e sofreram evaporação. Em seguida, após o esfriamento do frasco, o volume foi completado com água destilada até completar 25 mL. Também foi realizada digestão com água destilada no lugar da amostra, a qual correspondeu ao branco. Os metais alumínio e o cromo hexavalente foram analisados por metodologias diferentes.

O alumínio foi analisado pelo Método 8012 (HACH, 1992). Em 50 mL de amostra foi adicionado o 1^a reagente, ácido ascórbico (em pó, sachê da HACH), e a amostra foi agitada até dissolver. Em seguida adicionou-se o 2^a reagente, Aluver 3 para alumínio em sachê (HACH), e a amostra foi agitada por 1 minuto. Foram separados 25 mL num frasco à parte. Nos 25 mL de amostra restante foi adicionado o 3^a reagente, branqueante, e a amostra foi agitada por 30 segundos. Após 15 minutos foi realizada a leitura no espectrofotômetro da marca HACH, modelo DR 2500. Quanto mais avermelhada a amostra, maior é a concentração de alumínio.

O cromo hexavalente foi analisado pelo Método 95 (HACH, 1992). Em 40 mL de amostra bruta foram quebradas ampolas a vácuo de Chromover 3 (HACH). Após 5 minutos foi realizada leitura no espectrofotômetro da marca HACH, modelo DR 2500.

Análise dos resultados

Os resultados obtidos nas amostras de água subterrânea foram comparados aos limites determinados pela Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, que estabelece Padrões de Potabilidade, visto que a NBR 13896 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1997) recomenda que a qualidade

da água subterrânea na área de influência dos aterros sanitários atenda aos padrões de potabilidade estabelecidos pela legislação vigente.

Os resultados obtidos nas amostras de água superficial foram comparados aos limites determinados pela Resolução CONAMA 357/2005, que estabelece padrões de qualidade para água doce (Classe 2), uma vez que o córrego monitorado foi enquadrado nesta classificação, com base no Decreto 10.755, de 22 de novembro de 1977, do Estado de São Paulo, que dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista do Decreto 8.468, de 8 de setembro de 1976.

Os parâmetros não contemplados pela Portaria 518/2004 foram comparados aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para águas superficiais Classe 2, destinadas ao abastecimento público após tratamento convencional, à pesca, irrigação e recreação.

Ensaio de toxicidade

Os ensaios de toxicidade aguda e crônica foram realizados no Laboratório de Ecotoxicologia e Ecofisiologia de Organismos Aquáticos do Núcleo de Estudos em Ecossistemas Aquáticos (CRHEA/EESC/USP). *Ceriodaphnia silvestrii* foi usada como organismo-teste, especialmente por ser um microcrustáceo nativo, o que evita o uso de organismos exóticos. As características físico-químicas da água de diluição e manutenção do organismo-teste são apresentadas na Tabela 2.

A toxicidade aguda representa o efeito estatisticamente significativo, ou seja, a mortalidade dos organismos em até 48 horas de exposição causada pela amostra e a toxicidade crônica representam o efeito subletal causado pela amostra, afetando a reprodução dos organismos, em um período de exposição que pode abranger a totalidade de seu ciclo de vida ou parte dele.

Os microcrustáceos foram alimentados com solução algal de *Selenastrum capricornutum*, na concentração de 10⁵ células/litro/dia e alimento composto preparado com fermento biológico e adição de ração para peixes na concentração de 1 mL L⁻¹ por dia. A idade das fêmeas adultas para obtenção de neonatos foi entre 7 e 15 dias (ABNT, 2004).

Tabela 2 – Dados físico-químicos da água de cultivo da *Ceriodaphnia silvestrii*.

Parâmetros	Valores
pH	7,2-7,6
Condutividade elétrica	180 µS cm ⁻¹
Dureza total	40-48 mg CaCO ₃ L ⁻¹
Oxigênio dissolvido	7,4-8,2 mg L ⁻¹
Temperatura (controlada)	23 ± 1°C

Teste de sensibilidade

As culturas de *Ceriodaphnia silvestrii* testadas quanto aos valores de CE(I)50;48h (concentração efetiva do agente tóxico que causa efeito adverso a 50% dos organismos-teste) para o cloreto de sódio, têm-se mantido adequadas para serem utilizadas nos testes de toxicidade (ABNT, 2004). O valor de CE(I)50;48h de 1,48 g L⁻¹ com intervalo de confiança (95%) de 1,54-1,73, está dentro do intervalo de $\pm 2 \delta$ (δ = desvio-padrão) em relação ao valor médio obtido no laboratório de 1,43 g L⁻¹ e desvio-padrão de 0,23 (Tabela 3).

A CE(I)50;48h é calculada através do método estatístico *Trimmed Spearman-Kärber* (Hamilton *et al.*, 1977).

Toxicidade aguda

O princípio do teste de toxicidade aguda consiste em avaliar a porcentagem de imobilidade dos organismos-teste após 48 horas de exposição à amostra. Neonatos com idade de seis a vinte e quatro horas foram expostos às amostras de água (100% de concentração de amostras de água de rio e poço) e a um controle (água de cultivo). Foram testadas quatro réplicas, com cinco organismos cada. Durante o período de teste, os organismos foram mantidos no escuro e sem alimento em sala com temperatura de 23°C (± 2). Após o período de exposição procedeu-se à contagem dos organismos imóveis, sendo considerados imóveis aqueles que não conseguiram nadar dentro de um intervalo de quinze segundos após leve agitação da amostra (ABNT, 2004). No início e no final do teste foram feitas medidas das variáveis, pH, condutividade elétrica e concentração de oxigênio dissolvido, nas amostras e no controle. Para que o resultado de um bioensaio de toxicidade aguda seja válido, é aceito um máximo de 10% de imobilidade dos organismos-teste na amostra controle. Amostras com valores

de OD inferiores a 3,6 mg L⁻¹ foram aeradas antes do início dos testes de toxicidade.

Todas as amostras que apresentaram imobilidade dos organismos em diferentes porcentagens são consideradas amostras que causam algum efeito agudo, sendo então submetidas a uma análise estatística que compara as porcentagens de imobilidade das amostras em relação ao controle. A partir dessa análise estatística é possível avaliar se as diferenças são ou não significativas. A análise estatística utilizou o Aplicativo *Graph Pad InStat*, versão 3.00 (Motulsky, 1995).

Toxicidade crônica

O princípio do teste de toxicidade crônica consiste em avaliar a sobrevivência e a fecundidade dos organismos-teste durante o período de exposição à amostra-teste (100% de concentração de amostras de água de rio e poço) e um controle (água de cultivo). Neonatos de seis a vinte e quatro horas de vida foram mantidos, individualmente, em 15 mL de amostra, acrescida de alimento. Foram realizadas dez réplicas, mantidas sob iluminação e à temperatura de 23°C (± 2). A cada dois dias, e até atingir a terceira cria, foi feita a reposição total do volume da amostra e novamente alimentados os organismos-teste, anotando-se o número de organismos vivos e de neonatos nascidos.

Foram obtidas medidas das variáveis, pH, condutividade elétrica, dureza e concentração de oxigênio dissolvido, na amostra e no controle, conforme ABNT (2005). Para que o resultado de um ensaio ecotoxicológico crônico seja válido é necessário, no mínimo, 60% das fêmeas se reproduzindo na amostra controle e somando pelo menos 15 neonatos cada, não superando oito dias de teste.

Tabela 3 – Sensibilidade (CE(I)50;48h) de *Ceriodaphnia silvestrii* ao NaCl.

Cloreto de sódio (g L ⁻¹) – <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>					
Mês/Ano	CE50(48h)	IC (95%)	Mês/Ano	CE50(48h)	IC (95%)
21.05.02	1,89	1,75-2,04	18.01.03	1,32	1,10-1,58
04.06.02	1,48	1,37-1,59	24.07.03	1,63	1,52-1,74
12.07.02	1,63	1,34-1,98	02.09.03	1,46	1,30-1,63
06.08.02	1,61	1,48-1,75	09.10.03	1,30	1,19-1,43
31.08.02	1,24	1,13-1,36	24.02.04	1,20	1,12-1,29
17.09.02	1,28	1,11-1,49	02.03.04	1,03	0,86-1,22
06.11.02	1,41	1,29-1,54	20.07.04	1,79	1,69-1,91
19.11.02	1,23	1,08-1,40	25.10.04	1,48	1,54-1,73
CE50,48h média = 1,43			Desvio-padrão = 0,23		
Coefficiente de variação = 16,78%			Faixa aceitável = 0,95-1,91		

O resultado expresso em presença/ausência de toxicidade crônica foi calculado estatisticamente através do Aplicativo *Graph Pad InStat*, versão 3.00 (Motulsky, 1995). O número de neonatos produzidos por cada fêmea foi submetido a uma análise de normalidade e, em seguida, ao teste de *Tukey* (teste paramétrico). A ausência de distribuição normal exige que os dados sejam submetidos à estatística *Kruskal-Wallis* (*Dunn's Multiple Comparisons Test*), teste não paramétrico, a fim de verificar diferenças significativas, ou não, para cada amostra em relação ao controle.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ensaios físico-químicos

Água subterrânea

Com base na Tabela 4, observa-se que as amostras apresentaram pH ácido, variando de 3,46 a 5,90. Segundo CETESB (2004), o pH do Sistema Aquífero Guarani é mais ácido na porção livre e mais alcalino na zona confinada, onde os valores de temperatura, salinidade e condutividade elétrica também são mais elevados.

Os valores de temperatura das amostras estão de acordo com os valores das águas de poços nos afloramentos do Aquífero Guarani, entre 22°C e 25°C, segundo Boscardin Borghetti *et al.* (2004).

As amostras apresentaram baixos teores de OD, variando em torno de 0,34 mg L⁻¹ no PJ1 a 4,13 mg L⁻¹ no PJ3. Estes valores foram inferiores a 5 mg L⁻¹, limite recomendado pela CONAMA 357 (2005) para águas Classe 2, destinadas ao abastecimento público após tratamento convencional, à pesca, irrigação e recreação. A Portaria 518/2004 não estabelece limite para esta variável.

De acordo com CONAMA 357 (2005), águas doces apresentam salinidade igual ou inferior a 0,05%. Águas com

salinidade igual ou superior a 3% são definidas como salinas. Dessa forma, as águas dos poços PJ1 e PJ2 apresentaram salinidade elevada (Tabela 4). O maior valor obtido foi 16% no poço PJ2, 320 vezes o valor estabelecido para águas doces. Com base em CETESB (2004), as águas do Sistema Aquífero Guarani apresentam baixas concentrações de sais.

A DBO foi elevada nas amostras dos poços PM, PJ1 e PJ2, superando o limite de 5 mg L⁻¹ recomendado pela CONAMA 357 (2005) para águas Classe 2. A Portaria 518/2004 não estabelece limite para esta variável.

A DQO de todas as amostras superou o valor de 5 mg L⁻¹, com exceção de uma do poço PM. Valente *et al.* (1997) encontraram valores inferiores a 5 mg L⁻¹ em água limpa.

Foi constatado 1,92 mg L⁻¹ de nitrogênio amoniacal em uma amostra do poço PM e valores de 10,2 mg L⁻¹ (6,8 vezes o limite estabelecido pela Portaria 518/2004) e 15,0 mg L⁻¹ (dez vezes o limite estabelecido pela Portaria 518/2004), respectivamente, em amostras do poço PJ2, indicando contaminação da água subterrânea. Com base nesta legislação, a concentração de nitrogênio amoniacal não deve ultrapassar 1,5 mg L⁻¹.

Todas as amostras do PJ2 apresentaram condutividade elétrica elevada, variando de 1.970 a 3.280 µS cm⁻¹. Estes valores foram muito superiores ao valor médio (129,67 µS cm⁻¹) encontrado por Tandel (1998) em poços no aterro de Rio Claro, o qual apresentou águas com baixa concentração de sais dissolvidos.

As legislações brasileiras não estabelecem limites para condutividade elétrica, porém, segundo CETESB (2005), valores acima de 100 µS cm⁻¹ representam ambientes impactados, ou seja, quantidade elevada de sais na água.

Constataram-se elevadas concentrações de cloretos em todas as amostras do poço PJ2. O maior valor obtido superou 2,72 vezes o limite estabelecido pela Portaria 518/2004.

Tabela 4 – Ensaios físico-químicos com amostras de água subterrânea do entorno do aterro de São Carlos, SP, Brasil.

Parâmetros	PM		PJ1		PJ2		PJ3		Portaria 518/2004	Limite de Detecção
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max		
pH	4,64	5,90	3,46	3,92	5,08	5,36	4,09	5,41	6,0-9,5	0,0
Temperatura (°C)	21,6	23,7	22,9	23,6	23,3	23,9	23,7	23,8	–	0,0
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	0,80	2,65	0,34	1,02	0,64	1,56	3,07	4,13	–	0,0
Salinidade (%)	0	0	0	4	9	16	0	0	–	0,0
DBO (mg L ⁻¹)	<LD	6,0	1,0	8,0	17,0	76,0	5,0	5,0	–	1,0
DQO (mg L ⁻¹)	5,0	35,0	10,0	58,0	120,25	200,0	35,75	38,0	–	1,0
Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹)	0,01	1,92	0,08	0,79	0,08	15,0	0,05	0,11	1,5	0,01
Condutividade elétrica (µS cm ⁻¹)	21	49	95	620	1.970	3.280	117	1.110	–	0,0
Cloretos (mg L ⁻¹)	0,4	1,1	14	155	452,5	680	1,9	6,7	250,0	0,1

LD: Limite de Detecção.

Água superficial

Com base na Tabela 5, as amostras do Córrego do Galdino apresentaram pH ácido, em torno de 5,08 e 6,54. A temperatura das amostras variou entre 18°C e 25,1°C.

As amostras do ponto de jusante apresentaram baixos teores de OD, variando entre 2,12 e 3,19. A Resolução CONAMA 357 (2005) recomenda valores iguais ou superiores a 5 mg L⁻¹ para águas Classe 2. Com base na Tabela 5, as amostras do córrego não apresentaram salinidade, registrando baixa condutividade elétrica e concentração de cloretos.

Os valores de DBO estão de acordo com a legislação as concentrações não superaram o limite de 5 mg L⁻¹ recomendado pela CONAMA 357 (2005) para águas Classe 2.

A DQO apresentou valores superiores a 5 mg L⁻¹, considerando que Valente *et al.* (1997) obtiveram valores inferiores a este em água limpa. A DQO é normalmente superior à DBO, pois mede os constituintes orgânicos e inorgânicos de uma amostra. Porém, os valores podem representar a presença de gado ao redor do córrego. A Portaria 518/2004 e a Resolução CONAMA 357/2005 não estabelecem limite para esta variável.

Com base em CONAMA 357/2005, a concentração de nitrogênio amoniacal não deve ultrapassar 3,7 mg L⁻¹ para águas Classe 2. De acordo com a Tabela 5, apenas uma amostra do córrego do ponto a jusante superou o limite estabelecido pela legislação.

Análise de metais

Água subterrânea

De acordo com as análises de metais foram obtidos valores de ferro acima dos limites estabelecidos pela Portaria 518/2004 em amostras de todos os poços. O maior valor obtido foi 89

mg L⁻¹ no poço PJ2, 296 vezes maior que o limite (Tabela 6). O ferro geralmente aparece em águas subterrâneas por conta da dissolução do minério pelo gás carbônico da água. Porém, este metal está presente no solo da região e não apresenta efeito tóxico, apenas confere coloração e sabor à água (CETESB, 2005).

Amostras do poço PJ1 e do poço PJ2 apresentaram concentrações de manganês acima do limite. O maior valor obtido foi 2,72 mg L⁻¹ no PJ1, 27 vezes maior que o limite recomendado pela legislação. O manganês pode provocar coloração negra à água acima de 0,05 mg L⁻¹ (CETESB, 2005).

Foram obtidas concentrações de cromo acima do limite estabelecido pela legislação em uma amostra dos poços PJ2 e PJ3. O maior valor obtido foi 0,12 mg L⁻¹ no PJ2, duas vezes o limite. Conforme AWWA (1990), o cromo ocorre na água potável nos estados de valência +3 e +6, sendo que a forma trivalente é a mais comum, não é tóxica e pouco absorvida. Abaixo de 0,1 mg L⁻¹ o cromo não causa efeito cancerígeno. Segundo CETESB (2005), as concentrações de cromo na água doce são baixas, inferiores a 1 µg L⁻¹.

Também foi registrada elevada concentração de alumínio (3,69 mg L⁻¹) no poço PJ1, 18 vezes o limite da legislação. Segundo CETESB (2005), o alumínio é complexado na água e influenciado pelo pH, temperatura e presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica e outros ligantes. O aumento da concentração de alumínio está associado ao período de chuvas e alta turbidez. O acúmulo de alumínio no homem está associado ao aumento de casos de demência senil do tipo Alzheimer, porém não é um elemento carcinogênico.

O zinco e o cobre foram detectados, porém apresentaram valores inferiores aos estabelecidos pela legislação. Os outros metais obtiveram concentrações abaixo dos limites da Portaria 518/2004.

Tabela 5 – Ensaio físico-químico com amostras de água superficial do entorno do aterro de São Carlos, SP, Brasil.

Parâmetros	PMRIO		PJRIO		CONAMA 357/2005	Limite de Detecção
	Min	Max	Min	Max		
pH	5,08	6,50	5,33	6,54	6,0-9,0	0,0
Temperatura (°C)	18,0	22,3	18,3	25,1	–	0,0
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	6,61	8,56	2,12	3,19	≥ 5,0	0,0
Salinidade (%)	0	0	0	0	–	0,0
DBO (mg L ⁻¹)	<LD	<LD	<LD	5	≥ 5,0	1,0
DQO (mg L ⁻¹)	6,0	32,0	21,1	47,0	–	1,0
Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹)	0,14	0,49	0,02	5,25	3,7	0,01
Condutividade elétrica (µS cm ⁻¹)	12	17	26	151	–	0,0
Cloretos (mg L ⁻¹)	0,4	1,0	0,9	11,3	250,0	0,1

*LD: Limite de Detecção.

Água superficial

De acordo com os resultados das análises de metais apresentados na Tabela 7, foram obtidos valores de zinco acima dos limites recomendados pela Resolução CONAMA 357/2005 em amostras do ponto PJRIO. O maior valor obtido foi 1,0 mg L⁻¹, cinco vezes maior que o limite da legislação. O zinco é comum nas águas naturais. Em concentrações acima de 5,0 mg L⁻¹ confere sabor à água. Nas águas superficiais, as

concentrações variam em torno de <0,001 a 0,10 mg L⁻¹ (CETESB, 2005).

Foram obtidos valores de ferro acima dos limites da legislação em amostras dos pontos PM e PJ. O maior valor obtido foi 4,36 mg L⁻¹ no ponto PJ, 14 vezes o limite.

Uma amostra do ponto PJ apresentou concentração de manganês acima do limite. O maior valor obtido foi 0,39 mg L⁻¹ no ponto PJ, 3,9 vezes o limite.

Tabela 6 – Análise de metais com amostras de água subterrânea do entorno do aterro de São Carlos, SP, Brasil.

Parâmetros (mg L ⁻¹)	PM		PJ1		PJ2		PJ3		Portaria 518/2004	Limite de Detecção*
	Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.		
Zinco	<LD	0,84	0,06	1,00	<LD	0,31	0,07	0,49	5,0	0,002
Chumbo	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,01	0,02
Cádmio	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,005	0,0006
Níquel	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	–	0,008
Ferro solúvel	0,46	1,03	0,17	1,62	<LD	89,0	0,20	0,46	0,3	0,005
Manganês solúvel	<LD	0,03	0,17	2,72	0,02	1,13	0,02	0,04	0,1	0,003
Cobre	<LD	0,95	<LD	0,68	<LD	0,79	<LD	0,13	2,0	0,005
Cromo total	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,12	<LD	0,06	0,05	0,005
Cromo hexavalente	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	–	0,001
Alumínio	<LD	0,03	<LD	3,69	<LD	0,18	0,01	0,011	0,2	0,01

*LD: Limite de Detecção.

Tabela 7 – Análise de metais com amostras de água superficial do entorno do aterro de São Carlos, SP, Brasil.

Parâmetros (mg L ⁻¹)	PMRIO		PJRIO		CONAMA 357/2005	Limite de Detecção
	Min.	Máx.	Min.	Máx.		
Zinco	<LD	0,17	<LD	1,00	0,18	0,002
Chumbo	<LD	0,02	<LD	0,02	0,01	0,02
Cádmio	<LD	<LD	<LD	<LD	0,001	0,0006
Níquel	<LD	<LD	<LD	<LD	0,025	0,008
Ferro solúvel	0,31	1,00	<LD	4,36	0,3	0,005
Manganês solúvel	<LD	0,03	<LD	0,39	0,1	0,003
Cobre	<LD	0,13	<LD	0,79	0,009	0,005
Cromo total	<LD	<LD	<LD	<LD	0,05	0,005
Cromo hexavalente	<LD	<LD	<LD	<LD	–	0,001
Alumínio	0,008	0,03	0,01	0,042	–	0,01

*LD: Limite de Detecção.

Foram obtidas concentrações de cobre acima do limite da legislação em uma amostra do ponto PM e em amostras do PJ. O maior valor obtido foi de 0,79 mg L⁻¹ no ponto PJ, 87 vezes acima do limite. Segundo CETESB (2005), o cobre está presente nas águas, naturalmente, em concentrações inferiores a 20 µg L⁻¹. Em concentrações elevadas, pode prejudicar a saúde e conferir sabor às águas.

O alumínio apresentou alguns valores superiores ao limite estabelecido pela legislação. O maior valor obtido foi constatado no ponto de jusante, 4,2 vezes o limite. Esse fator pode ter ocorrido pelo uso de produtos agrícolas no entorno do córrego. Os outros metais obtiveram concentrações abaixo dos limites recomendados pela CONAMA 357/2005.

Vale ressaltar que os metais não detectados pelo espectrofotômetro, bem como aqueles com concentrações abaixo dos limites da legislação, podem ter contribuído para a toxicidade das amostras de água.

Toxicidade aguda

A partir dos resultados de toxicidade aguda apresentados na Tabela 8, observou-se que as amostras dos pontos PJ1 e PJ2 causaram 100% de imobilidade de neonatos, portanto, provocaram toxicidade aguda nos organismos. As amostras dos pontos PJRIO e PM apresentaram indícios de toxicidade aguda, uma vez que as porcentagens de imobilidade foram, respectivamente, de 15% e 45%.

As amostras, uma vez submetidas à análise estatística, mostraram que houve diferença extremamente significativa entre o controle e as amostras dos pontos PM, PJ1 e PJ2. A amostra do ponto PJRIO não registrou diferença significativa (Tabela 9).

Toxicidade crônica

Uma vez que para os testes de toxicidade aguda se aceitam até 10% de imobilidade de neonatos nas amostras do controle e os testes de sensibilidade com substâncias de referência consideram como concentração tóxica aquela que causa 50% de imobilidade de neonatos, pode-se, sumariamente, considerar como amostra não tóxica quando causar até 10% de imobilidade aos organismos-teste; indícios de toxicidade aguda quando causar imobilidade acima de 10% e abaixo de 50%; e tóxica quando causar imobilidade igual ou superior a 50%. Seguindo este raciocínio, as amostras do presente estudo que apresentaram porcentagem entre 0 e abaixo de 50% de imobilidade foram submetidas ao teste de toxicidade crônica, a saber, as amostras do PJRIO e PM, sendo os resultados apresentados na Tabela 10.

A amostra do Ponto 3 (PM) ocasionou a morte de 100% das fêmeas após 96 horas de exposição. Pela análise estatística (Tabela 11) não houve diferença significativa envolvendo a amostra do Ponto 2 (PJRIO). Com base na Tabela 12, todas as amostras de água subterrânea apresentaram toxicidade aguda, causando imobilidade aos organismos ($p < 0,05$).

Tabela 8 – Teste de toxicidade aguda com *Ceriodaphnia silvestrii*.

Solução-teste (100%)	Nº neonatos expostos	Nº neonatos imóveis (réplicas)				Imobilidade		Variáveis finais		
		1	2	3	4	Total	%	pH	OD (mg L ⁻¹)	Cond. µS cm ⁻¹
Controle	20	0	0	0	0	0	0	7,78	7,2	205
P2 (PJRIO)	20	2	1	0	0	3	15	7,88	7,1	178,9
P3 (PM)	20	2	2	1	4	9	45	7,29	6,9	25,5
P4 (PJ1)	20	5	5	5	5	20	100	4,34	7,0	210
P5 (PJ2)	20	5	5	5	5	20	100	4,49	7,0	300

Tabela 9 – Resultado da análise estatística dos dados de toxicidade aguda com *Ceriodaphnia silvestrii*.

Amostras comparadas	Nível de significância	
	<i>Tukey-Kramer Multiple Comparisons Test</i>	
		Valor de p
Controle vs P2 (PJRIO)	ns	p > 0,05
Controle vs P3 (PM)	* * *	p < 0,001
Controle vs P4 (PJ1)	* * *	p < 0,001
Controle vs P5 (PJ2)	* * *	p < 0,001

ns: diferença não significativa. ***: diferença extremamente significativa.

Na avaliação da toxicidade da água subterrânea, na primeira coleta, todas as amostras apresentaram toxicidade aguda. As amostras do poço a montante e do poço a jusante PJ3 causaram 50% de imobilidade aos organismos e as amostras dos poços PJ1 e PJ2 causaram imobilidade total dos organismos (100%). Na segunda coleta, a amostra do poço a montante

apresentou toxicidade aguda, causando imobilidade de 45% dos organismos nas primeiras 48 horas, e também apresentou toxicidade crônica, afetando a sobrevivência dos mesmos. As amostras dos poços a jusante PJ1 e PJ2 apresentaram toxicidade aguda e causaram 100% de imobilidade aos organismos. O poço PJ3 estava seco na segunda coleta.

Tabela 10 – Testes de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia silvestrii*.

Solução-teste (100%)	Nº organismos			OD (mg L ⁻¹)		pH		Condutividade (µS cm ⁻¹)		Dureza (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	
	♀- Inicial	♀- Final	Nº Neonatos Finais	Inicial*	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Controle	10	10	278 ¹	7,2	7,1	7,60	7,84	175,9	203	48	56
Ponto 2 (PJRIO)	10	10	274	6,8	6,8	7,42	7,91	159,8	180	30	26
Ponto 3 (PM)	10	0	5	6,9	6,9	6,04	6,78	21,7	32,5	6	8

(*): valor inicial para teste de Oxigênio Dissolvido, após aeração das amostras provenientes de poços (P3 = 3,10; P4 = 2,64; P5 = 2,82). ¹: média de neonatos por fêmea (♀) = (278/3)/10 ≅ 9,26.

Tabela 11 – Resultado da análise estatística dos dados de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia silvestrii*.

Amostras comparadas	Nível de significância <i>Kruskal-Wallis Test (Nonparametric ANOVA)</i>	Valor de p
Controle vs P2 (PJRIO)	ns	p > 0,05
Controle vs P3 (PM)	**	p < 0,05

ns: diferença não significativa. **: diferença significativa.

Tabela 12 – Resultados dos ensaios ecotoxicológicos de amostras de água superficial e subterrânea na área de influência do aterro de São Carlos, SP, Brasil.

Local	Data e horário da coleta	Local de coleta					
		Água Superficial		Água Subterrânea			
		PMRIO	PJRIO	PM	PJ1	PJ2	PJ3
	08/03/2004 9:00-12:30h	NT	NT	Toxicidade Aguda imobilidade 50%	Toxicidade Aguda imobilidade 100%	Toxicidade Aguda imobilidade 100%	Toxicidade Aguda imobilidade 50%
Aterro de São Carlos	09/11/2004 8:33-10:09h	Nascente seca	NT	Toxicidade Aguda imobilidade 45%	Toxicidade Aguda imobilidade 100%	Toxicidade Aguda imobilidade 100%	Poço seco
				Toxicidade Crônica efeito na sobrevivência			

Em negrito: Efeito tóxico constatado. NT: Não Tóxico. PM: Ponto a Montante. PJ: Ponto a Jusante.

Com base nos ensaios ecotoxicológicos, as amostras de água superficial não apresentaram toxicidade aguda e crônica. Porém, foram constatados valores elevados de nitrogênio amoniacal em amostras dos poços do aterro, superando o limite estabelecido pela Portaria 518/2004, indicando contaminação da água subterrânea. Provavelmente, as elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, a salinidade e o pH das amostras de água subterrânea podem ter influenciado a sobrevivência e reprodução dos organismos-teste, resultando na toxicidade das amostras.

Além disso, de acordo com a Tabela 8, os valores finais de condutividade elétrica dos poços de jusante PJ1 e PJ2 foram superiores a $180 \mu\text{S cm}^{-1}$, valor da água de cultivo da *Ceriodaphnia silvestrii*, indicando presença de sais, ou seja, contaminantes. Valores muito superiores a esse foram constatados nas amostras do PJ2 medidas *in situ*, conforme apresentado no tópico resultados e discussões.

Os resultados demonstraram a sensibilidade da *Ceriodaphnia silvestrii* às amostras de água subterrânea, provavelmente devido à presença de amônia, matéria orgânica, salinidade e metais. Conforme Silva (2002), os organismos de água doce foram os mais sensíveis aos compostos inorgânicos, devido, principalmente, à salinidade das amostras de água superficial. Outros estudos revelaram que o gênero *Daphnia* foi mais sensível a estes compostos quando comparado às bactérias e peixes (Munkittrick *et al.*, 1991; Lambalez *et al.*, 1994 *apud* Silva, 2002).

É provável que o aterro de São Carlos apresente falhas na sua construção e/ou gerenciamento, como possíveis vazamentos no sistema de impermeabilização das três lagoas de estabilização do chorume ou na impermeabilização das células do próprio aterro. O chorume também pode contaminar o ambiente (solo-água subterrânea) após transbordamentos das lagoas de estabilização em períodos chuvosos.

O histórico de funcionamento do aterro mostrou que transbordamentos de chorume já ocorreram pelo fato de a dimensão das mesmas não ser suficiente para armazenar todo o volume gerado, o que justificou a construção de uma quarta lagoa recentemente.

Assim, quando é constatada alteração na qualidade das águas faz-se necessário o emprego de técnicas de contenção ou remoção dos contaminantes. Segundo Calvo *et al.* (2005), em alguns casos, a remediação de velhos aterros pode ser realizada em cumprimento das exigências ambientais; em outros casos, é necessário o fechamento do aterro para que ele seja assimilado pelo próprio ambiente.

As atividades no aterro de São Carlos não podem ser interrompidas no momento, pois atualmente é o único local autorizado para receber os resíduos sólidos urbanos gerados pelo município. Porém, já está sendo analisada uma nova área para implantação do futuro aterro sanitário. Essas questões ressaltam a importância da integração dos aspectos técnicos às políticas públicas.

Em razão dos fatores destacados, monitoramentos como os realizados neste trabalho são de fundamental importância para avaliar riscos de poluição e contaminação de aquíferos freáticos e corpos d'água na área de influência dos aterros sanitários, bem como subsidiar ações de remediação para o emprego de técnicas adequadas e para a elaboração de políticas públicas, no sentido de prevenir e mitigar impactos ambientais negativos.

CONCLUSÃO

Os ensaios ecotoxicológicos e físico-químicos das amostras de água indicaram que o chorume do Aterro de São Carlos atingiu o lençol freático, provavelmente por percolação, alterando a qualidade das águas subterrâneas, provocando efeitos tóxicos em microcrustáceos aquáticos. Mesmo com a boa avaliação da agência ambiental fiscalizadora do Estado de São Paulo (CETESB), os resultados demonstraram que as amostras a jusante do aterro apresentaram as maiores concentrações e toxicidade, comprovando que o aterro contribui significativamente para a contaminação do lençol freático, o que pode se tornar um problema ambiental e de saúde pública futuramente, caso essa água seja utilizada sem o devido tratamento.

Agradecimentos — À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento do estudo; ao Laboratório de Saneamento do Departamento de Hidráulica e Saneamento (SHS), ao Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental (PPG-SEA), ao Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA) e ao Núcleo de Estudos em Ecossistemas Aquáticos (NEEA) da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, pelo apoio.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT, NBR 13896, 1997, *Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação*. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, 12p.
- ABNT, NBR 12713, 2004, *Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com Daphnia spp (Cladocera, Crustacea)*. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, 17p.
- ABNT, Projeto NBR 13373, 2005 (Comissão de Estudo Especial Temporária de Análises Ecotoxicológicas) *Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com Ceriodaphnia spp (Crustacea, Cladocera)*. Rio de Janeiro, 12p.
- ALLAN, R. J., 2002, Os pesticidas orgânicos em meio ambiente aquático, com ênfase em sua origem e destino nos grandes lagos. In: S. Matsui (ed), *Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos*. ILEC and IIE, Japan, pp. 95-121.
- APHA, 1998, *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 20th ed., Washington.
- AWWA, 1990, *Water Quality and Treatment: A handbook of community water supplies*. Pontius, F. W. (ed.). United States, American Water Works Association, 4th ed., McGraw-Hill, Inc., 1.194p.
- BOSCARDIN BORGHETTI, N. R., BORGHETTI, J. R. & ROSA FILHO, E. F., 2004, *Aquífero Guarani: a verdadeira integração dos países do Mercosul*. Grupo Integrado de Aquicultura e Estudos Ambientais (GIA), Maxigráfica, Curitiba, 214p.

- CALVO, F., MORENO, B., ZAMORANO, M. & SZANTO, M., 2005, Environmental diagnosis methodology for municipal waste landfills. *Waste Management*, 25: 768-779.
- CETESB, 1999, *Amostragem e monitoramento das águas subterrâneas 6410. Construção de poços de monitoramento de aquífero freático: Procedimento*. Projeto CETESB-GTZ, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, 32p.
- CETESB, 2004, *Relatório de qualidade das águas subterrâneas no Estado de São Paulo 2001 – 2003*. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB, São Paulo, 203p. (Série relatórios).
- CETESB, 2005, *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2004*. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, 1ª vol, 307p. (Série relatórios).
- CETESB, 2007, *Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares 2006*. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, 77p. (Série relatórios).
- CONAMA 357, 2005, *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº 357, de 17 de Março de 2005, 24p.
- ESTEVES, F. de A., 1988, *Fundamentos de Limnologia*. Editora Interciência: FINEP, Rio de Janeiro, 575p.
- HACH Company, 1992, *Water Analysis Handbook*. 2ed., Loveland, Colorado, United States.
- HAMILTON, M.; RUSSO, R. C. & THURSTON, R. V., 1977, Trimmed Spearman-Kärber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. *Environmental Science Technology*, 11(7): 714-719.
- LAMBOLEZ, L., VASSEUR, P., FERARD, J. & GISBERT, T., 1994, The environmental risks of industrial waste disposal: An experimental approach including acute and chronic toxicity studies, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 28: 317-328.
- LOPES, A. A., 2003, *Estudo da gestão e do gerenciamento integrado dos resíduos sólidos urbanos no município de São Carlos (SP)*. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 178p.
- MOTULSKY, H., 1995, *Intuitive Biostatic*. Oxford University Press, New York.
- MUNKITTRICK, K. R., POWER, E. & SERGY, G., 1991, The relative sensitivity of microtox, *daphnia*, rainbow trout, and fathead minnow acute lethality tests. *Environmental Toxicology and Water Quality*, 6: 35-62.
- PIVATO, A. & RAGA, R., 2006, Tests for the evaluation of ammonium attenuation in MSW landfill leachate by adsorption into bentonite in a landfill liner. *Waste Management*, 26: 123-132.
- POVINELLI, J., 1987, *Ação dos metais pesados nos processos biológicos de tratamento de águas residuárias*. Tese de Livre Docência, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 285p.
- REBOUÇAS, A. da C., 1992, Impactos ambientais nas águas subterrâneas. In: *Anais do 7º Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas*, Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, Belo Horizonte, p.11-17.
- SILVA, A. C., 2002, *Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 126p.
- SISINNO, C. L. S., 2002, *Destino dos resíduos sólidos urbanos e industriais no Estado do Rio de Janeiro: avaliação da toxicidade dos resíduos e suas implicações para o ambiente e para a saúde humana*. Tese de Doutorado de Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, 102p.
- TANDEL, R. Y., 1998, *Contribuição ao estudo da poluição provocada no aquífero freático e no solo pelo aterro controlado da cidade de Rio Claro, SP*. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 144p.
- TRUSSEL, R. P., 1972, The percent un-ionized ammonian aqueous ammonia solutions at different pH levels and temperature. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 29: 1505-1507.
- VALENTE, J. P. S., PADILHA, P. M. & SILVA, A. M. M., 1997, 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*, São Paulo, 22: 49-66.
- VON SPERLING, M., 2005, *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3ed. 1ª vol, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 452p.
- ZAGATTO, P. A. & BERTOLETTI, E. (eds.), 2006, *Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações*. RiMa Editora. São Carlos-SP, 478p.

