

# Avaliação de risco à saúde humana do aterro controlado de Morretes

*Human health risk assessment of the municipal solid waste landfill at Morretes*

Bianca Porfírio<sup>1</sup>, Julio Gomes<sup>2</sup>, Paulo Roberto Janissek<sup>3</sup>

## RESUMO

O presente trabalho teve por objetivo a avaliação do risco à saúde humana na área do aterro controlado de Morretes, Paraná, usando a metodologia RBCA. Realizou-se uma avaliação de risco determinística, considerando-se três cenários de exposição e três vias de exposição: ingestão de água subterrânea, exposição ao solo superficial e inalação de vapores e partículas em ambientes abertos. Os resultados mostraram maiores valores de índices de risco e de perigo para o cenário de exposição local (*on site*). Procedeu-se ainda a uma avaliação de risco probabilística para avaliar o efeito da correlação entre massa corporal e taxa de ingestão de água e entre massa corporal e taxa de inalação de ar sobre a distribuição de frequência dos riscos. Os resultados mostraram que a adoção da hipótese de independência entre as variáveis conduz a decisões mais conservadoras.

**Palavras-chave:** resíduos sólidos; aterro controlado; avaliação de risco; saúde humana.

## ABSTRACT

This paper presents the human health risk assessment of a municipal solid waste landfill, located at Morretes, Paraná State, Brazil, using the RBCA methodology. It was performed a deterministic risk assessment, considering three receptors and three exposure pathways: groundwater ingestion, exposure to surface soil and outdoor inhalation of vapors and particulates. The results showed higher values of risk and hazard indexes for the on-site receptor. It was also performed a probabilistic risk assessment in order to evaluate the effect of both body mass and water ingestion rate correlation and body mass and air inhalation rate correlation on the risk frequency distributions. The results showed that using the hypothesis of independence between the variables leads to a more conservative decisions.

**Keywords:** solid waste; landfill, risk assessment; human health.

## INTRODUÇÃO

A contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas provocada por resíduos sólidos urbanos, segundo Sousa, Roeser e Matos (2002), passou a ser motivo de estudos em todo o mundo, principalmente nos países industrializados, dado o reconhecido potencial poluidor e o grande volume gerado diariamente. Os referidos autores destacam ainda que a solução para o problema do lixo urbano se tornou um dos mais sérios desafios para as administrações públicas municipais, devido à possibilidade de contaminação ambiental, associada à necessidade de grandes áreas para disposição e tratamento.

O desenvolvimento de metodologias de avaliação de áreas degradadas, utilizando-se considerações de avaliação de risco como importante ferramenta para tomada de decisão, ocorreu em razão das dificuldades tecnológicas e do alto custo associado à remediação de solos e aquíferos contaminados. Em decorrência disso, padrões são estabelecidos considerando-se as condições e os riscos relacionados à saúde humana e ao meio ambiente do local contaminado em vez do uso de critérios únicos, tais como os padrões de potabilidade de água. Assim, os padrões são estabelecidos considerando-se as condições e os riscos relacionados à saúde humana e ao meio ambiente, evitando-se grandes

<sup>1</sup>Engenheira Ambiental. Mestre em Gestão Ambiental pela Universidade Positivo - Curitiba (PR), Brasil.

<sup>2</sup>Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Professor do programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade Federal do Paraná (UFPR) - Curitiba (PR), Brasil.

<sup>3</sup>Pós-Doutor em espectroscopia pelo ISAS (Alemanha). Professor do programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental da Universidade Positivo - Curitiba (PR), Brasil.

**Endereço para correspondência:** Julio Gomes - Avenida Coronel Francisco Heráclito dos Santos, 100 - 81531-980 - Centro Politécnico Jardim das Américas - Curitiba (PR), Brasil - E-mail: jgomes.dhs@ufpr.br

**Recebido:** 28/06/12 - **Aceito:** 29/07/14 - **Reg. ABES:** 444

gastos em locais de pouco risco ao meio ambiente e à população (MARANHÃO *et al.*, 2007).

O objetivo de uma avaliação de risco é fornecer um quadro científico para auxiliar os agentes envolvidos no processo decisório a resolver ou atenuar problemas relacionados à saúde e ao meio ambiente (LOUVAR & LOUVAR, 1998). Além disso, segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 2009), a avaliação de risco é uma ferramenta que pode ser utilizada para caracterizar a natureza e magnitude dos riscos à saúde humana (por exemplo, residentes e trabalhadores) e a receptores ecológicos (por exemplo, aves, peixes e animais selvagens) de contaminantes químicos e outros que podem estar presentes no meio ambiente.

O critério usado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) em avaliações de risco à saúde humana estabelece a concentração para a qual existe um risco máximo de câncer de  $10^{-6}$  (1 caso adicional de câncer em cada 1 milhão de pessoas expostas) como nível aceitável de um contaminante no solo para substâncias carcinogênicas (EPA, 2009). Para substâncias não carcinogênicas, o nível aceitável é representado por um quociente de perigo igual a 1 entre o total do contaminante assimilado através de todas as vias de exposição e o aporte máximo teórico aceitável (CETESB, 2001).

A metodologia de Ação Corretiva Baseada no Risco (*Risk-Based Corrective Action* – RBCA) é uma ferramenta auxiliar na tomada de decisão aplicada à contaminação de solos e águas subterrâneas que tem por base a proteção à saúde humana e aos recursos ambientais (ASTM, 1995). A referida metodologia descreve uma sequência lógica de atividades e decisões a serem tomadas desde a suspeita da contaminação até o alcance das metas de remediação (FINOTTI & CORSEUIL, 1997). Do ponto de vista de um processo de tomada de decisão, a aplicação da metodologia RBCA é uma alternativa que permite estimar e avaliar os riscos causados por uma área contaminada, tanto ao meio ambiente quanto à saúde humana, constituindo, desse modo, uma informação auxiliar para o processo decisório. A Figura 1 apresenta um fluxograma da metodologia RBCA com o objetivo de proporcionar uma visão mais detalhada sobre ela.

Em uma avaliação de risco, tanto a variabilidade entre os indivíduos como a incerteza na avaliação da exposição devem ser analisadas, pois os termos são distintos. Elas podem ser monitoradas e avaliadas separadamente durante uma análise, ou podem ser analisadas dentro do mesmo âmbito computacional. A separação da variabilidade e incerteza é necessária para proporcionar uma maior responsabilização e transparência. A decisão sobre como controlá-las separadamente deve ser feita caso a caso para cada variável (EPA, 1997).

A incerteza representa uma falta de conhecimento sobre fatores específicos, parâmetros ou modelos. Um exemplo são as dúvidas referentes à concentração média de um determinado poluente em um solo contaminado. Entretanto, a incerteza pode muitas vezes ser reduzida por meio da coleta de dados adicionais (FINLEY & PAUSTENBACH, 1994; EPA, 1997; 2001).

A variabilidade refere-se à heterogeneidade ou diversidade em uma população ou em parâmetros de exposição. Inclui variações fisiológicas (por exemplo, a variação de massa corporal, altura, taxas de respiração), variabilidade no tempo, variação no tipo de solo e as diferenças nas concentrações de contaminantes no meio ambiente. Geralmente não pode ser reduzida ou eliminada por medidas adicionais ou de estudos, como no caso da incerteza, entretanto pode ser melhor caracterizada com mais dados (FINLEY & PAUSTENBACH, 1994; EPA, 1997).

Uma característica das avaliações determinísticas de risco é que são adotadas hipóteses conservadoras em toda técnica de avaliação de risco. Isso leva a uma estimativa de risco conservadora, porém o grau de conservadorismo não é conhecido. Escolher os valores dos parâmetros que são conservadores também faz com que o processo de avaliação de risco seja menos objetivo, porque exige que o julgamento seja feito a respeito de como é estabelecido esse valor conservador (BATCHELOR *et al.*, 1998). Outra característica das avaliações determinísticas de risco é que a incerteza e a variabilidade são avaliadas indiretamente, utilizando-se procedimentos como a análise de sensibilidade das variáveis e/ou parâmetros adotados na avaliação.

A denominação Avaliação Probabilística de Risco (*Probabilistic Risk Assessment* – PRA) é um termo geral para as avaliações de risco que utilizam modelos de probabilidade para representar a probabilidade de diferentes níveis de risco em uma população (a variabilidade) ou para caracterizar a incerteza nas estimativas de risco (EPA, 2001).

A PRA utiliza uma distribuição de dados em vez de um único ponto para representar as principais variáveis de exposição (concentrações, frequência, tempo de contato, massa corporal). O método permite uma melhor utilização dos dados e fornece mais informações ao gestor de risco. Além disso, em vez de apresentar uma estimativa única de risco, caracteriza uma variedade de riscos potenciais e sua probabilidade de ocorrência (FINLEY & PAUSTENBACH, 1994). Um aspecto importante neste tipo de avaliação, além das distribuições de probabilidade utilizadas para a representação das diferentes variáveis e/ou parâmetros, é o grau de correlação entre eles.

Dentro deste contexto, o presente trabalho procura estimar um índice de risco (efeitos cancerígenos) e um índice de perigo (efeitos não cancerígenos), associados à contaminação do solo pelo Aterro Controlado de Morretes – PR, utilizando os procedimentos estabelecidos pela metodologia RBCA. Adicionalmente, procura-se avaliar o efeito da correlação entre determinadas variáveis (massa corporal, taxa de inalação de ar e taxa de ingestão de água) sobre os resultados da avaliação de risco, realizada com uma abordagem probabilística.

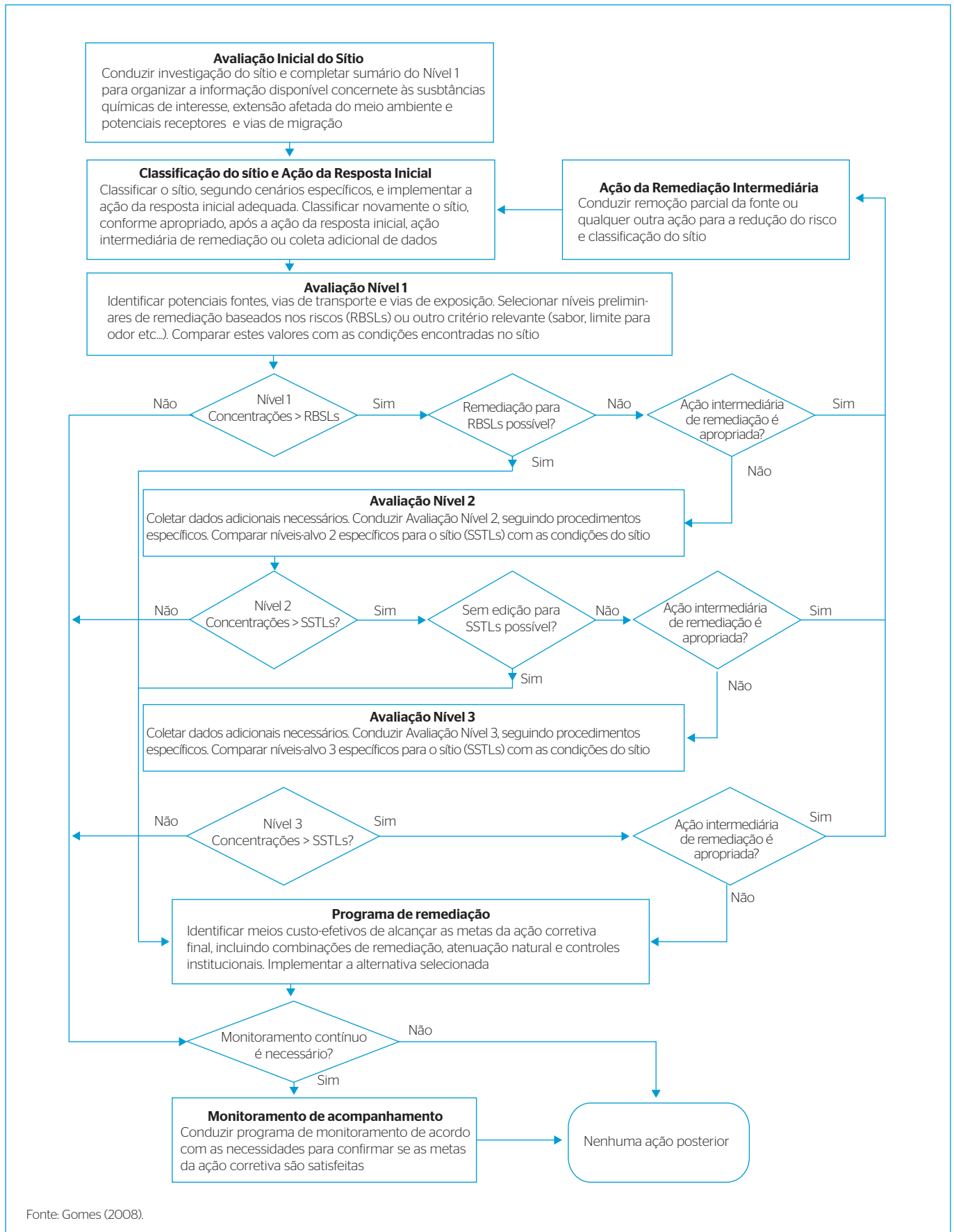


Figura 1 - Fluxograma da metodologia de Ação Corretiva Baseada no Risco.

## METODOLOGIA

### Área de estudo

A área de estudo foi o aterro controlado localizado no bairro de Sapitanduva na cidade de Morretes, no Paraná, próximo ao litoral do Estado. O município apresenta uma população estimada de 15.752 habitantes (IPARDES, 2011). A população produz aproximadamente 10,2 toneladas de resíduos sólidos diariamente. Desse total, cerca de 6 toneladas são depositadas no aterro controlado que está em operação desde 1994, apresentando uma área de 2.148,36 m<sup>2</sup>, localizado a três quilômetros do centro urbano (FRANÇA, 2007).

O município conta com coleta convencional e também coleta seletiva. Os resíduos de serviços de saúde são coletados por veículos especiais e transportados para o município de Paranaguá, onde ocorre sua descontaminação e posterior destino a um aterro Classe 2. Os resíduos provenientes da coleta convencional são destinados ao aterro controlado, e os resíduos da coleta seletiva são levados para reciclagem (FRANÇA, 2007).

### Avaliação preliminar do risco

A primeira etapa do estudo consistiu em uma avaliação preliminar do risco com o objetivo de verificar se os contaminantes observados na área de estudo apresentavam valores de concentrações acima dos limites apresentados em VROM (1994) e CETESB (2005). Os valores de concentração dos contaminantes observados na área de estudo (chumbo, níquel, zinco e cobre) foram obtidos a partir do estudo realizado por França (2007).

### Avaliação determinística do risco

A etapa seguinte consistiu em uma avaliação determinística do risco, seguindo a metodologia RBCA (ASTM, 1995). O objetivo dessa etapa foi definir os piores contaminantes e as piores vias de exposição para posterior avaliação probabilística. Foram estabelecidos valores de índice de risco e índice/quociente de perigo relativos aos principais contaminantes observados na área de estudo, considerados atuando isoladamente e de modo conjunto.

A metodologia RBCA considera a aditividade dos efeitos, ou seja, o efeito conjunto dos contaminantes é a soma dos efeitos de cada contaminante agindo isoladamente (ASTM, 1995). No presente trabalho, assim como em Kolluru (1996), foram utilizados os termos *quociente de perigo*, quando a análise dos efeitos não cancerígenos foi feita considerando-se apenas um contaminante, e *índice de perigo*, quando a mesma foi feita considerando-se mais de um contaminante agindo simultaneamente.

### Definição de cenários de exposição

Uma avaliação de risco à saúde humana requer a definição de cenários de exposição, constituídos por: tipo de indivíduo que entra em contato com o contaminante, via de contato (inalação, ingestão e/ou contato dérmico direto), duração e frequência do contato.

Para a avaliação determinística do risco, utilizou-se o programa computacional RBCA *Tool Kit for Chemical Releases*, Versão 1.3b (GSI ENVIRONMENTAL, 1998) que permite a realização de avaliações de risco Nível 1 e Nível 2, dentro da metodologia RBCA (Figura 1). O programa não inclui um cenário de exposição específico para o caso de um aterro controlado que produz contaminação do solo e das águas superficiais devido ao lixiviado produzido pelo aterro. Contudo, pode ser aplicado para o caso de solos contaminados, considerando-se as seguintes vias de exposição: exposição à água subterrânea, exposição ao solo superficial, exposição ao ar em ambientes abertos e exposição ao ar em ambientes fechados.

Foram estabelecidos três cenários de exposição para a avaliação determinística do risco. O cenário de exposição 01 considerou o receptor dentro da área contaminada (*on site*) e as seguintes vias de exposição: exposição à água subterrânea (ingestão de água subterrânea), exposição ao solo superficial (ingestão direta e contato dérmico com o solo superficial afetado) e exposição ao ar atmosférico em ambientes abertos (inalação de vapores e partículas provenientes do solo superficial contaminado). No local, há trabalhadores da prefeitura que cumprem expediente ao longo do dia, portanto considerou-se esse receptor como sendo comercial. Os cenários de exposição 02 e 03 consideraram dois receptores residenciais (*off site*), localizados aproximadamente a 83 e 172 m do aterro, respectivamente. Para os dois cenários de exposição, foram consideradas as seguintes vias de exposição: exposição à água subterrânea e exposição ao ar atmosférico em ambientes abertos. A exposição à água subterrânea foi considerada em todos os cenários sob a hipótese de uso futuro de poços para fornecimento de água a moradores e trabalhadores na área próxima ao aterro.

Para o cenário de exposição 01, foram utilizados como modelos para o transporte dos contaminantes (GSI ENVIRONMENTAL, 1998): *fator de volatilização do solo para ambiente aberto – somente volatilização do solo superficial*, que considera a vaporização do contaminante para o ar e a mistura dos vapores no ar ambiente diretamente acima da região contaminada; e *lixiviação do solo para água subterrânea – modelo ASTM*, que considera que a lixiviação da massa de solo para a água que percola pelo solo se mistura com a base do sistema de fluxo de água subterrânea diretamente abaixo do solo afetado.

Os modelos utilizados para o transporte de contaminantes para os cenários de exposição 02 e 03 foram (GSI ENVIRONMENTAL, 1998): *lixiviação do solo para água subterrânea – modelo ASTM*, já descrito anteriormente; *fator de dispersão lateral do ar – modelo gaussiano de dispersão em três dimensões*, no qual é calculado um fator de dispersão lateral do ar (ADF) para cada receptor fora da área contaminada em função da distância da fonte de contaminação; e *fator de atenuação com diluição na água subterrânea – equação de Domenico sem biodegradação*, que trabalha com uma solução analítica para a dispersão entre a zona de origem das águas subterrâneas e a localização do receptor fora do local em um aquífero infinitamente espesso.

Em razão da distribuição espacial do aterro e das incertezas relacionadas à direção preferencial do fluxo da água subterrânea e à direção

predominante do vento, optou-se por definir dois modelos conceituais para a representação da área de estudo. Do ponto de vista geométrico, os dois modelos foram iguais, diferenciando-se apenas pelas direções do fluxo da água subterrânea e da direção do vento. A Figura 2 apresenta, de modo esquemático, os dois modelos conceituais usados no estudo. Destaca-se que o relevo plano da área de estudo não permitiu uma avaliação direta da direção do fluxo da água subterrânea e da direção predominante do vento.

Os resultados iniciais do estudo mostraram que o modelo conceitual 01 apresentou os maiores valores de índice de risco e de índice/quociente de perigo. Portanto, em razão das incertezas relacionadas à direção preferencial do fluxo da água subterrânea e à direção predominante do vento, optou-se por adotar o modelo conceitual 01 como representativo da área do aterro no prosseguimento do estudo, representando uma condição mais conservadora em relação ao modelo conceitual 02. No presente trabalho, são apresentados somente os resultados relativos ao modelo conceitual 01.

Os valores dos parâmetros adotados para a avaliação determinística do risco podem ser encontrados em Porfírio (2011) e seguiram basicamente os valores sugeridos pela literatura técnica (ASTM, 1995, 2000; CETESB, 2001, 2005, 2006) em razão da falta de informações sobre a área de estudo.

A Tabela 1 apresenta os fatores-padrão de exposição utilizados na avaliação determinística do risco. Formas usuais para equações usadas na estimativa do risco e do quociente de perigo são representadas pelas Equações 1 e 2, respectivamente, apresentadas na sequência do presente trabalho e que servem para explicar o papel dos fatores de exposição relacionados na Tabela 1 nas avaliações de risco.

### Avaliação probabilística do risco

A última etapa do estudo consistiu em uma avaliação probabilística do risco e teve por objetivo avaliar a influência da correlação entre determinadas variáveis sobre a probabilidade de os limites para o índice do risco ( $10^{-6}$ ) e para o índice/quociente de perigo (1,0) serem ultrapassados. No presente estudo, utilizou-se o método de simulação Monte Carlo para a geração de diferentes combinações de parâmetros usados nas equações para a estimativa do risco, representadas pelas Equações 1 e 2, apresentadas a seguir. Foram analisados dois casos distintos, definidos a partir dos resultados da etapa de avaliação determinística do risco. Basicamente, foram escolhidos o pior contaminante e a pior via de exposição para efeitos cancerígenos e para efeitos não cancerígenos, ou seja, procurou-se avaliar, de modo probabilístico, os maiores contribuintes para o índice de risco e para o índice de perigo.

O caso 01 referiu-se ao cálculo do risco (efeitos cancerígenos) devido à exposição ao níquel (pior contaminante) para a via de exposição ao ar em ambientes abertos (pior via de exposição) no que diz respeito ao cenário de exposição 01. A equação que descreve o risco para efeitos cancerígenos de exposição ao ar em ambientes abertos é dada por ASTM (2000):

$$R = \frac{C_0 \text{ SF IR}_{\text{ar}} \text{ ED EF}}{365 \text{ BW AT}_c} \quad (1)$$

onde:

R = número de casos adicionais por população exposta;

$C_0$  = concentração na fonte ( $\text{mg.m}^{-3}$ );

SF = fator de carcinogenicidade – inalação ( $\text{mg}^{-1}.\text{kg}.\text{dia}$ );

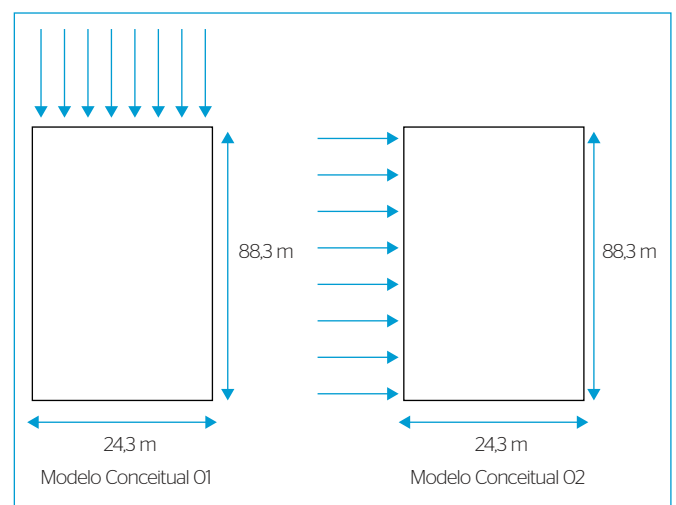
$\text{IR}_{\text{ar}}$  = taxa de inalação por dia ( $\text{m}^3.\text{dia}^{-1}$ );

ED = duração da exposição (ano);

EF = frequência de exposição ( $\text{dia.ano}^{-1}$ );

BW = massa corporal (kg);

$\text{AT}_c$  = tempo médio para cancerígenos (ano).



**Figura 2** – Modelos conceituais e respectivas direções predominantes do vento e do fluxo de água subterrânea.

**Tabela 1** – Fatores-padrão de exposição usados para os cenários de exposição 01, 02 e 03.

Parâmetro	Significado	Cenários de exposição	
		01 (Comercial)	02 e 03 (Residencial)
$\text{AT}_c$	Tempo médio para efeitos cancerígenos (ano)	68	68
$\text{AT}_n$	Tempo médio para efeitos não cancerígenos (ano)	25	45
ED	Duração de exposição (ano)	25	45
EF	Frequência de exposição ( $\text{dia.ano}^{-1}$ )	270	350
$\text{EF}_D$	Frequência de exposição para exposição dérmica ( $\text{dia.ano}^{-1}$ )	270	350
$\text{IR}_{\text{água}}$	Taxa de ingestão de água ( $\text{L.dia}^{-1}$ )	1	2
$\text{IR}_{\text{solo}}$	Taxa de ingestão de solo ( $\text{mg.dia}^{-1}$ )	50	100
$\text{IR}_{\text{ar}}$	Taxa de inalação de ar ( $\text{m}^3.\text{dia}^{-1}$ )	22	22

Fonte: Banco de dados do software RBCA Tool Kit for Chemical Releases, Versão 1.3b, e CETESB (2006)

O caso 02 referiu-se ao cálculo do quociente de perigo (efeitos não cancerígenos), considerando-se a concentração do níquel (pior contaminante) para a via de exposição à água subterrânea (pior via de exposição) no que diz respeito ao cenário de exposição 01. A equação que descreve o quociente de perigo para efeitos não cancerígenos de exposição à água subterrânea é fornecida por ASTM (2000):

$$THQ = \left( \frac{C_0}{RfD} \right) \left( \frac{IR_w ED EF}{365 BW AT_n} \right) \quad (2)$$

onde:

THQ = quociente de perigo para um determinado contaminante;

$C_0$  = concentração na fonte ( $mg.L^{-1}$ );

RfD = dose de referência oral crônica ( $mg.kg^{-1}.dia^{-1}$ );

$IR_w$  = taxa de ingestão diária de água ( $L.dia^{-1}$ );

ED = duração da exposição (ano);

EF = frequência de exposição ( $dia.ano^{-1}$ );

BW = massa corporal (kg);

$AT_n$  = tempo médio para não cancerígenos (ano).

O procedimento utilizado para a avaliação probabilística teve por base o trabalho de Iman e Conover (1982). Os referidos autores propõem um algoritmo que permite a geração de séries de variáveis aleatórias correlacionadas entre si. A premissa básica do algoritmo proposto é de que a correlação de ordem é um modo significativo de definir a dependência entre variáveis. O coeficiente de correlação calculado a partir de dados brutos pode perder o significado e a interpretação para dados que seguem distribuições não normais e na presença de dados extremos excepcionais. Por outro lado, coeficientes de correlação de ordem podem ser bastante significativos na maioria das situações de modelagem, mesmo quando os dados seguem a distribuição normal (IMAN & CONOVER, 1982). Utilizou-se um programa computacional desenvolvido pelos autores especificamente para o presente trabalho para a realização da avaliação probabilística de risco.

Foram consideradas como variáveis aleatórias somente a massa corporal (BW) e a taxa de inalação de ar ( $IR_{ar}$ ) no caso 01 e a massa corporal (BW) e a taxa de ingestão de água ( $IR_w$ ) no caso 02. É importante ressaltar que teoricamente é possível considerar todas as variáveis envolvidas em uma avaliação probabilística como sendo aleatórias. A justificativa para se representar como variáveis aleatórias apenas a massa corporal (BW), a taxa de inalação de ar ( $IR_{ar}$ ) e a taxa de ingestão de água ( $IR_w$ ) está relacionada a um dos objetivos do trabalho, que é avaliar o efeito da correlação entre essas variáveis sobre o índice de risco e o índice de perigo. Um fator limitante em estudos dessa natureza é a disponibilidade de dados que permitam caracterizar a distribuição de probabilidades de todas as variáveis envolvidas e o grau de correlação entre elas.

Uma hipótese inicial adotada foi a de que a correlação entre as variáveis é positiva, ou seja, maior massa corporal corresponde a uma maior taxa

de inalação do ar ou taxa de ingestão de água. Como a princípio não se conhece o grau de correlação entre as variáveis e com objetivo de verificar o efeito da correlação entre elas sobre as estimativas do risco, adotou-se, em ambos os casos analisados, seis valores de coeficiente de correlação de ordem entre as variáveis, a saber: 0 (independência); 0,2; 0,4; 0,6; 0,8 e 1,0.

A adoção do valor de correlação igual a 0 (independência), embora não seja razoável conceitualmente, é justificada no sentido de permitir avaliar o efeito da correlação sobre os resultados obtidos. Além disso, possibilita avaliar um procedimento passível de ser adotado, que seria o de considerar as variáveis não correlacionadas entre si, uma vez que, na literatura técnica sobre avaliações determinísticas de risco (ASTM, 1995, 2000; CETESB, 2001, 2005, 2006), a questão de correlação entre variáveis não é tratada de uma forma explícita.

No presente trabalho, estabeleceu-se a amostra com 1000 realizações, que corresponde a definir a distribuição de frequência do risco com uma discretização de 0,1%, valor considerado apropriado para o estudo.

A Tabela 2 apresenta os valores e as distribuições de probabilidade dos parâmetros usados na avaliação probabilística do risco, considerando-se o conjunto de parâmetros existentes nas Equações 1 e 2. Os valores considerados constantes foram obtidos a partir de CETESB (2006) e os valores de RfD e SF foram estimados a partir dos resultados da avaliação determinística do risco.

Em relação às variáveis aleatórias, adotou-se a distribuição normal para a massa corporal, seguindo o trabalho de Öberg e Bergbäck (2005). Os valores de média e desvio-padrão da massa corporal estimados para a população com idade igual ou superior a 15 anos foram respectivamente 68 e 6,5 kg, obtidos a partir de dados amostrais e estimativas populacionais das medianas de altura e peso da população do Estado do Paraná, disponibilizados em IBGE (2010). É importante destacar que o valor médio estimado para a massa corporal (68 kg) foi também utilizado na avaliação determinística do risco.

Para a taxa de inalação do ar, adotou-se a distribuição triangular, seguindo o trabalho de Liu *et al.* (2007). Os referidos autores sugerem a adoção de valores mínimo, esperado e máximo de taxa de inalação de ar iguais a 6, 19 e 32  $m^3.dia^{-1}$  respectivamente. Finalmente, para a taxa de ingestão de água, adotou-se a distribuição lognormal, definida pelos seus valores de média geométrica e desvio-padrão geométrico, conforme o trabalho de Roseberry e Burmaster (1992).

Os valores de média geométrica e desvio-padrão geométrico adotados implicam em uma taxa média de ingestão de água de aproximadamente 1,3  $L.dia^{-1}$  e uma taxa de ingestão de água de aproximadamente 2,1  $L.dia^{-1}$  para um percentil de 90%. Kolluru (1996) destaca a prática de se adotar valores correspondentes aos percentis 90 e 95% como fatores-padrão de exposição. Ressalta-se aqui a importância do uso de informações específicas para a área em estudo nas avaliações de risco, no entanto, não foram encontrados estudos que permitissem definir o padrão de ingestão de água para a população local.

## RESULTADOS

### Avaliação preliminar

CETESB (2005) estabelece como valores orientadores para solos e água subterrânea no Estado de São Paulo: valor de referência de qualidade (VRQ), valor de prevenção (VP) e valor de intervenção (VI). O VRQ é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea que define um solo como limpo ou a qualidade natural da água subterrânea e deve ser usado como referência nas ações de prevenção da poluição do solo e das águas subterrâneas e de controle de áreas contaminadas. O VP é a concentração acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea e deve ser usado para disciplinar a introdução de substâncias no solo. Finalmente, o VI é a concentração acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição genérico (CETESB, 2005).

VROM (1994) estabelece como valores orientadores: valor de referência (S), valor de alerta (T) e valor de intervenção (I). O valor S

corresponde à concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea que permite considerá-los como limpos. O valor I corresponde à concentração acima da qual existem riscos para a saúde humana e para o ambiente, que, se ultrapassada, indica a necessidade de implantação de ações de remediação na área avaliada. Finalmente, o valor T representa um valor médio entre S e I e indica já ter ocorrido uma alteração que diminuiu as propriedades funcionais do solo, exigindo uma investigação detalhada da área para a quantificação dessa alteração.

A Tabela 3 compara as concentrações observadas dos contaminantes presentes no solo na área de estudo em relação aos valores orientadores estabelecidos em CETESB (2005) e VROM (1994). Verifica-se, a partir da Tabela 3, que as concentrações máximas observadas dos contaminantes foram inferiores aos valores de intervenção, exceção feita ao cobre que ultrapassou o valor de intervenção sugerido em VROM (1994). Destaca-se o níquel por apresentar uma concentração máxima muito próxima ao limite estabelecido em CETESB (2005) e por ser uma

**Tabela 2 - Valores e distribuições dos parâmetros usados na avaliação probabilística do risco.**

Parâmetro	Significado	Distribuição	Caso 01	Caso 02
-	Contaminante	-	Níquel	Níquel
C <sub>o</sub>	Concentração na fonte	-	3,75x10 <sup>-6</sup> µg.m <sup>3</sup>	1,40 x 10 <sup>-3</sup> mg.L <sup>-1</sup>
RfD	Dose de referência oral	-	-	2,0 x 10 <sup>-2</sup> mg.kg <sup>-1</sup> .dia
SF	Fator de carcinogenicidade	-	5,30 x 10 <sup>-3</sup> mg <sup>-1</sup> .kg.dia <sup>-1</sup>	-
ED	Duração da exposição	-	25 anos	25 anos
EF	Frequência da exposição	-	270 dias	270 dias
AT <sub>c</sub>	Tempo médio para cancerígenos	-	68 anos	-
AT <sub>n</sub>	Tempo médio para não cancerígenos	-	-	25 anos
BW	Massa corporal	Normal	Média: 68 kg Desvio-padrão: 6,5 kg	Média: 68 kg Desvio-Padrão: 6,5 kg
IR <sub>air</sub>	Taxa de inalação de ar	Triangular	Mínimo: 6 m <sup>3</sup> .Dia <sup>-1</sup> Esperado: 19 m <sup>3</sup> .Dia <sup>-1</sup> Máximo: 32 m <sup>3</sup> .Dia <sup>-1</sup>	-
IR <sub>w</sub>	Taxa de ingestão de água	Lognormal	-	MG = ln(1,12) GSD = ln(1,63)

MG: Média geométrica; GSD: Desvio-padrão geométrico.

**Tabela 3 - Comparação das concentrações observadas dos contaminantes presentes no solo (em mg.kg<sup>-1</sup>) com valores orientadores para o solo.**

Contaminante no solo	Concentração observada (França, 2007)		Limites estabelecidos (CETESB, 2005)			Limites estabelecidos (VROM, 1994)		
	Média	Máxima	VRQ	VP	VI	S	T	I
Chumbo	44,2	132,1	17	72	300	85	308	530
Níquel	206	99,7	13	30	100	35	123	210
Zinco	58,8	290,0	60	300	1000	140	430	720
Cobre	65,3	230,4	35	60	400	36	113	190

substância cancerígena (ASTM, 1995). O contaminante chumbo não foi analisado nas etapas posteriores de avaliação por não ser considerado como substância cancerígena e ser insolúvel em água a 25°C (ATSDR, 2007).

Kasassi *et al.* (2008) investigaram as concentrações dos metais cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn) em um aterro sanitário desativado, localizado em uma área industrial no norte da Grécia. As concentrações máximas de Pb, Ni, Zn e Cu foram respectivamente 92,50, 63,75, 343,75 e 356,25 mg.kg<sup>-1</sup>. Jain *et al.* (2005) avaliaram a concentração de diversos metais em frações do solo junto a um aterro municipal de resíduos sólidos, localizado na região centro-norte do Estado da Flórida, Estados Unidos. As concentrações máximas de Pb, Ni, Zn e Cu observadas foram respectivamente iguais a 3.250, 743, 7.420 e 5.530 mg.kg<sup>-1</sup>. Mari *et al.* (2009) analisaram concentrações de arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), mercúrio (Hg), níquel (Ni) e chumbo (Pb) em amostras de solo de um aterro sanitário, localizado em Barcelona, e que recebe cinzas provenientes de incineradores da comunidade autônoma da Catalunha, na Espanha. Os referidos autores observaram concentrações máximas de Pb e Ni iguais a 46,81 e 10,79 mg.kg<sup>-1</sup>.

A comparação das concentrações apresentadas na Tabela 3 com os resultados obtidos nos estudos citados mostra que os contaminantes chumbo (Pb), níquel (Ni), zinco (Zn) e cobre (Cu) são encontrados comumente em solos contaminados na proximidade de aterros sanitários, independentemente da origem dos resíduos depositados nos aterros. As concentrações máximas observadas por França (2007) na área de estudo do presente trabalho mostram valores da mesma ordem de grandeza de um aterro com resíduos de origem industrial. Por outro lado, são significativamente inferiores às concentrações máximas observadas por Jain *et al.* (2005) referentes a um aterro municipal de resíduos sólidos.

### Avaliação determinística do risco

A Tabela 4 apresenta os valores de índice de risco, quociente de perigo e índice de perigo obtidos na avaliação determinística do risco para os cenários de exposição 01, 02 e 03. Considerando-se as simulações efetuadas, os resultados mostram que o cenário de exposição 01, em que o receptor é considerado dentro da área contaminada, constitui o cenário mais crítico em termos de efeitos cancerígenos (índice de risco) e não cancerígenos (quociente de perigo e índice de perigo).

Verifica-se, a partir dos dados apresentados na Tabela 4, que o índice de risco obtido não ultrapassou o limite adotado usualmente (1x10<sup>-6</sup>). Destaca-se que somente o níquel foi utilizado no cálculo do índice do risco porque é o único contaminante classificado como cancerígeno (TOXNET, 2013).

Em relação ao quociente de perigo, nenhum dos contaminantes apresentou valor superior ao limite (1,0), quando considerados atuando isoladamente em uma via de exposição específica. Os resultados apresentados na Tabela 4 mostram que o índice de perigo associado à via de exposição água subterrânea superou o limite (1,0) para o cenário de exposição 01 e, como consequência, o índice de perigo total para o cenário de exposição 01 também é superior ao referido limite. O níquel (Ni) associado à exposição à água subterrânea apresentou o valor mais elevado de quociente de perigo (0,76), constituindo no maior contribuinte para o índice de perigo.

### Avaliação Probabilística do Risco - caso 01

O caso 01, como mencionado anteriormente, consistiu na determinação da distribuição de frequência do índice de risco (IR) para o contaminante Níquel, considerando-se a inalação de ar em ambientes abertos para o cenário de exposição 01, que constitui o pior contaminante e a pior via de exposição para o pior cenário de exposição, considerando-se os efeitos cancerígenos, a partir dos resultados da avaliação determinística do risco. A Tabela 5 apresenta um resumo

**Tabela 4 - Índice de risco, quociente de perigo e índice de perigo para os cenários de exposição 01, 02 e 03.**

Cenário de Exposição	Via de Exposição	Efeitos Cancerígenos	Efeitos não Cancerígenos			
		Índice de Risco	Quociente de Perigo			Índice de Perigo
		Níquel	Níquel	Zinco	Cobre	
01	Ar	1,8x10 <sup>-9</sup>	-	-	-	-
	Solo superficial	-	2,7 x 10 <sup>-3</sup>	5,3 x 10 <sup>-4</sup>	3,1 x 10 <sup>-3</sup>	6,3 x 10 <sup>-3</sup>
	Água subterrânea	-	0,76	0,26	0,19	1,2
02	Ar	1,1 x 10 <sup>-10</sup>	-	-	-	-
	Água subterrânea	-	0,38	7,7 x 10 <sup>-2</sup>	0,10	0,56
03	Ar	3,0 x 10 <sup>-11</sup>	-	-	-	-
	Água subterrânea	-	0,19	3,7 x 10 <sup>-2</sup>	4,6 x 10 <sup>-2</sup>	0,27



dos parâmetros das distribuições de frequência acumulada do índice de risco para o caso 01, considerando-se os diferentes coeficientes de correlação de ordem adotados na avaliação probabilística do risco.

Em relação aos valores de índice de risco, a partir da Tabela 5, verifica-se que não se obteve nenhum índice de risco superior ao limite de  $1 \times 10^{-6}$  (1 caso adicional de câncer a cada 1 milhão de pessoas expostas), o que era de se esperar em função dos resultados obtidos na avaliação determinística do risco. Uma consequência lógica da variação do coeficiente de correlação de ordem observada nos valores apresentados na Tabela 5 é a de que maiores coeficientes de correlação de ordem produzem distribuições de frequência com menor dispersão. Destaca-se ainda que os valores de média e mediana resultaram próximos entre si em razão da simetria das distribuições de probabilidade utilizadas para representar a massa corporal e a taxa de inalação do ar. A Figura 3 apresenta as curvas de probabilidade de excedência do índice de risco para o caso 01, obtidas para os diferentes valores de coeficiente de correlação de ordem adotados para o estudo.

Em relação ao comportamento das distribuições de probabilidade de excedência, apresentadas na Figura 3, é mais importante analisar o comportamento do trecho relativo a baixas probabilidades de excedência, nos quais é possível ter diferentes tomadas de decisão em relação à aceitação ou não do risco. No caso de altas probabilidades de excedência, a tomada de decisão em relação a não aceitação do risco será a mesma independente do coeficiente de correlação adotado entre as variáveis.

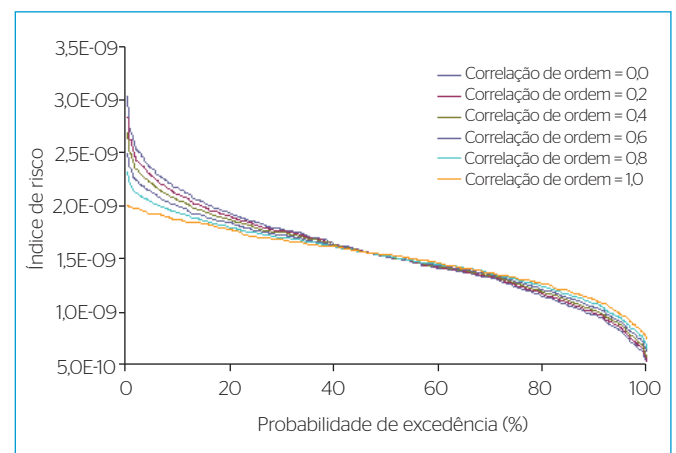
No caso 01, quando analisado o trecho relativo a baixas probabilidades de ocorrência, os resultados apresentados na Figura 3 mostram que a adoção da hipótese de independência entre as variáveis massa corporal e taxa de inalação (coeficiente de correlação de ordem = 0) conduz a decisões mais conservadoras em relação aos demais valores de coeficiente de correlação de ordem, pois implica em maiores probabilidades de excedência para um mesmo índice

de risco ou em maiores índices de risco para uma mesma probabilidade de excedência.

Ainda em relação à Figura 3, verifica-se que as distribuições se cruzam próximo à probabilidade de excedência de 50%. As principais razões para este cruzamento são: a taxa de inalação de ar e a massa corporal aparecem como uma razão dentro da expressão usada para o cálculo do índice de risco (Equação 1) e das diferentes dispersões que caracterizam as distribuições utilizadas para a representação da massa corporal e da taxa de inalação. O cruzamento ocorre próximo à probabilidade de excedência de 50% devido principalmente à simetria das distribuições usadas para representar a massa corporal e a taxa de inalação de ar.

### Avaliação probabilística do risco - caso 02

O caso 02, também mencionado anteriormente, consistiu na determinação da distribuição de frequência do quociente de perigo para o contaminante



**Figura 3** - Distribuições de probabilidade de excedência do índice de risco para o caso 01.

**Tabela 5** - Parâmetros das distribuições de frequência acumulada do índice do risco - caso 01.

Parâmetro	Coeficiente de correlação de ordem					
	0,0	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0
Média	$1,55 \times 10^{-9}$	$1,54 \times 10^{-9}$	$1,53 \times 10^{-9}$	$1,52 \times 10^{-9}$	$1,51 \times 10^{-9}$	$1,50 \times 10^{-9}$
Desvio-padrão	$4,53 \times 10^{-10}$	$4,24 \times 10^{-10}$	$3,93 \times 10^{-10}$	$3,59 \times 10^{-10}$	$3,22 \times 10^{-10}$	$2,83 \times 10^{-10}$
Mínimo IR	$4,99 \times 10^{-10}$	$5,32 \times 10^{-10}$	$5,69 \times 10^{-10}$	$6,20 \times 10^{-10}$	$6,48 \times 10^{-10}$	$7,43 \times 10^{-10}$
IR <sub>5%</sub>	$8,22 \times 10^{-10}$	$8,48 \times 10^{-10}$	$8,71 \times 10^{-10}$	$9,04 \times 10^{-10}$	$9,38 \times 10^{-10}$	$9,67 \times 10^{-10}$
IR <sub>10%</sub>	$9,64 \times 10^{-10}$	$9,87 \times 10^{-10}$	$1,01 \times 10^{-9}$	$1,04 \times 10^{-9}$	$1,08 \times 10^{-9}$	$1,11 \times 10^{-9}$
Mediana	$1,52 \times 10^{-9}$	$1,52 \times 10^{-9}$	$1,52 \times 10^{-9}$	$1,52 \times 10^{-9}$	$1,53 \times 10^{-9}$	$1,53 \times 10^{-9}$
IR <sub>90%</sub>	$2,16 \times 10^{-9}$	$2,11 \times 10^{-9}$	$2,06 \times 10^{-9}$	$2,00 \times 10^{-9}$	$1,93 \times 10^{-9}$	$1,87 \times 10^{-9}$
IR <sub>95%</sub>	$2,35 \times 10^{-9}$	$2,29 \times 10^{-9}$	$2,21 \times 10^{-9}$	$2,14 \times 10^{-9}$	$2,04 \times 10^{-9}$	$1,93 \times 10^{-9}$
Máximo IR	$3,02 \times 10^{-9}$	$2,83 \times 10^{-9}$	$2,69 \times 10^{-9}$	$2,49 \times 10^{-9}$	$2,32 \times 10^{-9}$	$2,00 \times 10^{-9}$
IR <sub>95%</sub> / IR <sub>5%</sub>	2,86	2,70	2,54	2,37	2,17	2,00

IR: índice do risco.

níquel, considerando-se a ingestão de água subterrânea para o cenário de exposição 01, que constitui o pior contaminante e a pior via de exposição para o pior cenário de exposição, considerando-se os efeitos não cancerígenos, a partir dos resultados da avaliação determinística do risco.

A Tabela 6 apresenta um resumo dos parâmetros das distribuições de frequência acumulada do quociente de perigo (*hazard index* – HI) para o caso 02, considerando-se os diferentes coeficientes de correlação de ordem adotados.

Em relação ao quociente de perigo, verifica-se, a partir da Tabela 6, que foram obtidos valores superiores ao valor limite (1,0), o que era esperado em função dos resultados da avaliação determinística. Os valores de média e mediana não resultaram tão próximos entre si, como no caso do índice de risco, em razão da assimetria da distribuição de probabilidade utilizada para representar a taxa de ingestão de água.

A Figura 4 apresenta as curvas de probabilidade de excedência do quociente de perigo para o caso 02, obtidas para os diferentes valores de coeficiente de correlação de ordem estabelecidos para o estudo. A probabilidade de excedência do valor limite (1,0) variou entre aproximadamente 36% (coeficiente de correlação de ordem igual a 1) e 38% (coeficiente de correlação de ordem igual a zero).

Em relação ao comportamento das distribuições de probabilidade de excedência, observa-se também para o caso 02, quando se analisa o trecho relativo a baixos valores de probabilidade, que a adoção da hipótese de independência entre as variáveis massa corporal e taxa de ingestão de água (coeficiente de correlação de ordem igual a 0) conduz a decisões mais conservadoras em relação aos demais valores de coeficiente de correlação de ordem.

Como observado no caso 01, as distribuições também se cruzam, mas o ponto de cruzamento não é tão bem definido como no caso anterior. As razões para elas se cruzarem são as mesmas

destacadas para o caso 01. No caso 02, o ponto de cruzamento não se dá exatamente na vizinhança da probabilidade de excedência de 50% em razão da adoção da distribuição lognormal (assimétrica em relação à média) para a representação da taxa de ingestão de água.

Existem vários trabalhos que utilizam a Avaliação de Probabilística de Risco (PRA), como Binkowitz e Wartenberg (2001), Benekos *et al.* (2007), Carlon *et al.* (2008) e Mari *et al.* (2009). Todos eles utilizam um número de variáveis aleatórias maior do que o utilizado no presente trabalho. No entanto, a maioria deles não avalia a questão da possível correlação entre algumas das variáveis envolvidas na estimativa do risco. Entre os trabalhos citados, apenas Benekos *et al.* (2007) utilizam a correlação entre massa corporal e taxa de ingestão de água para a geração das séries de variáveis aleatórias, mas os referidos autores utilizam uma relação empírica entre as duas variáveis mencionadas, ou seja, teoricamente, apenas um valor de correlação é analisado no estudo.

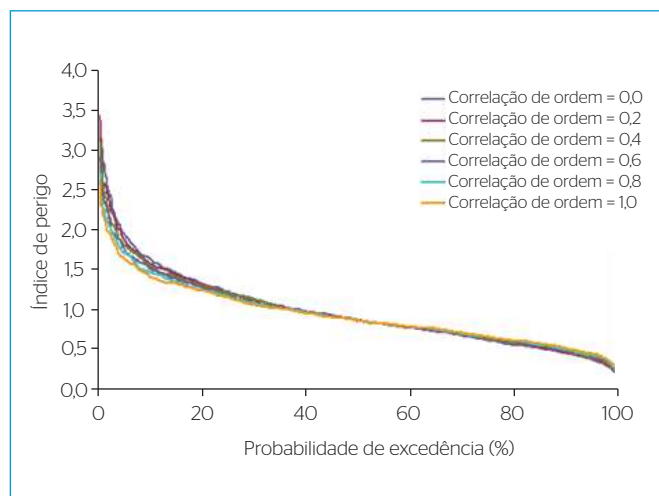


Figura 4 - Distribuições de probabilidade de excedência do quociente de perigo para o caso 02.

Tabela 6 - Parâmetros das distribuições de frequência acumulada do quociente de perigo - caso 02.

Parâmetro	Coeficiente de correlação de ordem					
	0,0	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0
Média	0,97	0,96	0,95	0,95	0,94	0,93
Desvio-padrão	0,50	0,48	0,45	0,42	0,40	0,37
Mínimo HI	0,20	0,20	0,22	0,22	0,23	0,27
HI <sub>5%</sub>	0,37	0,39	0,40	0,42	0,43	0,45
HI <sub>10%</sub>	0,45	0,46	0,47	0,48	0,50	0,51
Mediana	0,86	0,86	0,85	0,86	0,86	0,86
HI <sub>90%</sub>	1,64	1,57	1,55	1,50	1,47	1,41
HI <sub>95%</sub>	1,95	1,88	1,80	1,77	1,71	1,64
Máximo HI	3,43	3,43	3,14	2,91	2,71	2,62
HI <sub>95%</sub> / HI <sub>5%</sub>	5,27	4,82	4,50	4,21	3,98	3,64

HI: hazard index.

## CONCLUSÕES

O presente trabalho procurou estimar um índice de risco (efeitos cancerígenos) e um índice de perigo (efeitos não cancerígenos) associados à contaminação do solo pelo Aterro Controlado de Morretes (PR), utilizando os procedimentos estabelecidos pela metodologia RBCA. Adicionalmente, procurou-se avaliar o efeito da correlação entre determinadas variáveis (massa, taxa de inalação de ar e taxa de ingestão de água) sobre os resultados da avaliação de risco, adotando-se uma abordagem probabilística para a avaliação do risco.

Os resultados da avaliação determinística do risco mostraram que o índice de risco para efeitos cancerígenos não ultrapassou o limite adotado usualmente, 1 caso adicional de câncer para uma população de 1 milhão de pessoas expostas. Em relação ao índice de perigo, relacionado a efeitos não cancerígenos, nenhum dos contaminantes (níquel, zinco e cobre) apresentou valor superior ao limite (1,0), quando considerado atuando isoladamente em uma via de exposição específica. Para o cenário de exposição 01, foi obtido índice de perigo superior ao limite (1,0) quando se considerou o somatório dos contaminantes atuando na via de exposição ingestão de água subterrânea, o que implicou em índice de perigo total (soma de todos os contaminantes em todas as vias) superior ao limite (1,0). Em termos

de via de exposição, a maior contribuição para o índice de perigo foi a ingestão de água subterrânea. Já em termos de contaminante em uma via de exposição específica, o níquel (Ni), associado à ingestão de água subterrânea, foi o maior contribuinte para o índice de perigo.

Os resultados da avaliação probabilística do risco mostraram que, para baixas probabilidades de excedência, a adoção da hipótese de independência entre a massa corporal e taxa de inalação de ar e entre a massa corporal e a taxa de ingestão da água conduz a decisões mais conservadoras (a favor da segurança). Essa conclusão é importante porque, em geral, não existem informações disponíveis que permitam estabelecer a correlação entre as variáveis analisadas. Portanto, a adoção da hipótese de independência entre elas é recomendável quando não há informações suficientes que possam embasar uma boa estimativa para a correlação entre massa corporal e taxa de inalação de ar e entre massa corporal e taxa de ingestão de água.

Deve-se finalmente destacar a importância e recomendar a realização de estudos no país capazes de fornecer informações que permitam a caracterização das distribuições de probabilidade das variáveis aqui analisadas e da correlação entre elas, bem como de outras variáveis intervenientes no processo de Avaliação Probabilística do Risco.

## REFERÊNCIAS

- ATSDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. (2007) *Toxicological profile for lead*. Atlanta, 528 p. e anexos.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING MATERIALS. (1995) *Standard guide for risk-based corrective action applied at petroleum release sites*. Philadelphia, 52 p. Designation E1739-95.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING MATERIALS. (2000) *Standard guide for risk-based corrective action*. Philadelphia, 95 p. Designation E2081-00.
- BATCHELOR, B.B.; VALDÉS, J.; ARAGANTH, V. (1998) Stochastic risk assessment of sites contaminated by hazardous wastes. *Journal of Environmental Engineering*, v. 124, n. 4, p. 380-388.
- BENEKOS, I.D.; SHOEMAKER, C.A.; STEDINGER, J.R. (2007) Probabilistic risk and uncertainty analysis for bioremediation of four chlorinated ethenes in groundwater. *Stochastic Environmental Research Risk Assessment*, v. 21, n. 4, p. 375-390.
- BINKOWITZ, B.S. & WARTENBERG, D. (2001) Disparity in quantitative risk assessment: a review of input distributions. *Risk Analysis*, v. 21, n. 1, p. 75-90.
- CARLON, C.; PIZZOL, L.; CRITTO, A.; MARCOMINI, A. (2008) A spatial risk assessment methodology to support the remediation of contaminated land. *Environment International*, v. 34, n. 3, p. 397-411.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. (2001) *Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo*. São Paulo, 247 p.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. (2005) *Valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo*. São Paulo, 4 p.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. (2006) *Ações corretivas baseadas em risco (ACBR) aplicadas a áreas contaminadas com hidrocarbonetos derivados de petróleo e outros combustíveis líquidos: procedimentos*. São Paulo, 59 p. Anexo VII.
- EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1997) *Guidelines principles for monte carlo analysis*. Technical Panel. Report EPA/630/R-97/001. Disponível em: <<http://www.epa.gov/raf/publications/pdfs/montecar.pdf>>. Acesso em: 8 maio 2013.
- EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (2001) *Risk assessment guidance for superfund: volume III - part A, process for conducting probabilistic risk assessment*. Report EPA 540-R-02-002. Disponível em: <<http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/rags3adt/>>. Acesso em: 14 maio 2013.
- EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (2009) *Risk assessment*. Disponível em: <<http://www.epa.gov/risk/basicinformation.htm#arisk>>. Acesso em: 23 set. 2009.

- FINLEY, B. & PAUSTENBACH, D. (1994) The benefits of probabilistic exposure assessment: three case studies involving contaminated air, water and soil. *Risk Analysis*, v. 14, n. 1, p. 53-73.
- FINOTTI, A.R. & CORSEUIL, H.X. (1997) Uso da ação corretiva baseada no risco - RBCA - nos casos de contaminação de solos e águas subterrâneas por gasolina no Brasil. In: *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 19 Anais eletrônicos... Rio de Janeiro: ABES. CD-ROM.
- FRANÇA, M.L.S. (2007) *Estudo dos impactos ambientais gerados pelo chorume do aterro controlado de Morretes - PR*. 124 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Gestão Ambiental) - Universidade Positivo, Curitiba.
- GOMES, J. *Uso de uma abordagem estocástica para a avaliação do risco à saúde humana devido à ingestão de água subterrânea contaminada*. 302 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre;
- GS ENVIRONMENTAL INC. (1998) *RBCA tool kit for chemical releases: user's manual*. Houston, 120 p.
- IMAN, R.L. & CONOVER, W.J. (1982) A distribution-free approach to inducing rank correlation among input variables. *Communications in Statistics - Simulation and Computation*, v. 11, n. 3, p. 311-334.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (2010) *Pesquisa de orçamentos familiares 2008-2009: antropometria e estado nutricional de crianças, adolescentes e adultos no Brasil*. Rio de Janeiro, 130 p.
- IPARDES - INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL. (2011) *Perfil do município de Morretes*. Disponível em: <[http://www.ipardes.gov.br/perfil\\_municipal/MontaPerfil.php?Municipio=83350&btOk=ok](http://www.ipardes.gov.br/perfil_municipal/MontaPerfil.php?Municipio=83350&btOk=ok)>. Acesso em: 19 abr. 2011.
- JAIN, P.; KIM, H.; TOWNSEND, T.G. (2005) Heavy metal content in soil reclaimed from a municipal solid waste landfill. *Waste Management*, v. 25, n. 1, p. 25-35.
- KASASSI, A.; RAKIMBEI, P.; KARAGIANNIDIS, A. (2008) Soil contamination by heavy metals: measurements from a closed unlined landfill. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 18, p. 8578-8584.
- KOLLURU, R.V. (1996) Health risk assessment: principles and practices. In: KOLLURU, R.; BARTELL, S.; PITBLADO, R.; STRICOFF, S. (Eds.). *Risk assessment and management handbook for environmental, health and safety professionals*. New York: Mc-Graw Hill. Paginação irregular.
- LIU, Z.; ZHANG, Y.; LI, G.; ZHANG, X. (2007) Sensitivity of key factors and uncertainties in health risk assessment of benzene pollutant. *Journal of Environmental Sciences*, v. 19, n. 10, p. 1272-1280.
- LOUVAR, J.F. & LOUVAR, B.D. (1998) *Health and environmental risk analysis: fundamentals with applications*. Upper Saddle River: Prentice Hall PTR. 678 p.
- MARANHÃO, D.; TEIXEIRA, C.A.; TEIXEIRA, T.M.A. (2007) *Procedimentos de investigação e avaliação da contaminação em postos de combustíveis, utilizando metodologias de análise de risco: aplicação da ACBR em estudo de caso na RMS*. Monografia (Especialização em Gerenciamento de Tecnologias Ambientais e Tecnologias) - Universidade Federal da Bahia, Salvador.
- MARI, M.; NADAL, M.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J. L. (2009) Exposure to heavy metals and PCDD/Fs by the population living in the vicinity of a hazardous waste landfill in Catalonia, Spain: health risk assessment. *Environment International*, v. 35, n. 7, p. 1034-1039.
- ÖBERG, T. & BERGBÄCK, B. (2005) A review of probabilistic risk assessment of contaminated land. *Journal of Soils and Sediments*, v. 5, n. 4, p. 213-224.
- PORFÍRIO, B. *Avaliação de risco do aterro controlado de Morretes - PR usando a metodologia RBCA*. 132 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Gestão Ambiental) - Universidade Positivo, Curitiba;
- ROSEBERRY, A. & BURMASTER, D.E. (1992) Lognormal distributions for water intake for children and adults. *Risk Analysis*, v. 12, n. 1, p. 99-104.
- SOUSA, H.A.; ROESER, H.M.; MATOS, A.T. (2002) Métodos e técnicas aplicados na avaliação ambiental do aterro da BR-040 da prefeitura municipal de Belo Horizonte - MG. *Revista da Escola de Minas*, v. 55, n. 4, p. 291-300.
- TOXNET - TOXICOLOGY DATA NETWORK. (2013) *Hazardous substance data bank*. Disponível em: <<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>. Acesso em: 10 maio 2013.
- VROM - MINISTRY OF HOUSING, SPATIAL PLANNING AND ENVIRONMENT. (1994). *Intervention values and target values: soil quality standards*. The Hague, 19 p.