

**EXMO. SENHOR PRESIDENTE DA CÂMARA NORMATIVA RECURSAL (CNR) DO  
CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL - COPAM**

**Ref.: Recurso Administrativo**

**Pedido de exclusão da condicionante nº 11 – Certificado RENLO nº 79625465/2023**

**Processo Administrativo n. PA nº 00745/2012/006/2019**

**Processo híbrido SEI nº 1370.01.0006171/2019-14**

**ESSENCIS MG SOLUÇÕES AMBIENTAIS S/A** (“Essencis” ou “Empresa” ou “Recorrente”), pessoa jurídica de direito privado, inscrita no CNPJ sob o nº 07.004.980/0002-20, com endereço na rua Vicente Gavia, nº 435, bairro Paula Lima, Juiz de Fora/MG, CEP: 36.094-000, vem, por sua procuradora *in fine* assinada (Doc. 01), interpor **RECURSO ADMINISTRATIVO** em relação à condicionante n. 11 do certificado de licença em epígrafe, com fulcro no art. 40 e seguintes do Decreto Estadual n. 47.383/2018, pelas razões de fato e de direito a seguir expostas.

**1. DA TEMPESTIVIDADE**

A publicação da decisão do deferimento da renovação do licenciamento ambiental da Unidade de Valoração Sustentável (“UVS”) operado pela ESSENCIS em Juiz de Fora ocorreu no Diário Oficial do Estado (“DOE”) no dia 20.12.2023 (quarta-feira) (Doc. 02).

O art. 44 do Decreto Estadual n. 47.383/2018 estabelece o prazo de 30 (trinta) dias da publicação da decisão impugnada para interposição de recurso administrativo, razão pela qual esse Recurso Administrativo é próprio e tempestivo. Assim, a Recorrente requer o seu recebimento e encaminhamento para análise da autoridade julgadora, na forma da legislação.

## 2. DA CONDICIONANTE Nº 11 DO CERTIFICADO DE RENLO Nº 79625465/2023

Em 19/12/2023 a Câmara de Atividades de Infraestrutura de Energia, Transporte, Saneamento e Urbanização (“CIF”), em sua 74ª reunião ordinária, concedeu à Essencis a renovação da licença de operação de sua UVS, mediante condicionantes.

O licenciamento da mencionada UVS contempla as atividades de operação do aterro para disposição de resíduos sólidos industriais Classe IIA e Classe IIB, não perigosos Classe II, aterro para resíduos perigosos - Classe I, de origem industrial, e demais atividades correlatas de disposição de resíduos, tendo sido contemplado o conjunto de atividades em operação no local.

Abaixo, quadro das licenças ambientais que foram unificadas, conforme consta do Parecer Único Convencional FEAM/URA ZM - CAT nº. 71/2023 (“PU”), integrante do Parecer Técnico - FEAM/URA ZM - CAT nº. 71/2023 (Doc. 03):

PA	Certificado de licença	Data da concessão	Data de validade
00745/2012/002/2013	0740	11/07/2014	16/12/2019
00745/2012/002/2015	887	21/02/2017	16/12/2019
3830/2022	3830	22/12/2022	21/12/2032
2474/2021	2474	28/10/2021	28/10/2031
501/2022	501	03/02/2022	03/02/2032
3917/2020	3917	18/09/2020	18/09/2030

Dentre as condicionantes da operação do empreendimento, destacamos a condicionante nº 11, com o seguinte teor:

Condicionante nº 11 - Realizar estudo de dispersão de poluentes solúveis para as águas subterrâneas para diferentes tempos: 5, 10, 15, 20, 30 anos de projeto, visando mapear o alcance e concentrações de poluentes. Prazo: Anualmente, a contar da emissão da licença.

É necessário destacar que esta condicionante já foi cumprida pela Recorrente, uma vez que ela era uma das condicionantes da LO nº 887/2017, condicionante nº 12 (Doc. 04), concedida para o aterro Classe I, de origem industrial. Conforme se pode observar na fl. 3 do Doc. 04, a condicionante da LO nº 887/2017 possuía exatamente a mesma redação da condicionante nº 11 da RENLO nº 79625465/2023, possuindo como única diferença o prazo para o seu cumprimento. Explicitamos também que o cumprimento da mencionada condicionante foi atestado pelo PU, Doc. 03.

Esclarecemos que em 2017 a citada condicionante foi inserida por um dos i. Conselheiros da Câmara Técnica Especializada de Infraestrutura de Transporte, Saneamento e Urbanização, durante a sessão de julgamento que culminou na emissão da LO nº 887/2017.

Neste sentido, teria sido de considerável utilidade o devido registro na ata da mencionada sessão de julgamento das tratativas havidas à época que levaram à citada condicionante. Ocorre que a ata da reunião da 2ª reunião da Câmara Técnica Especializada de Infraestrutura de Transporte, Saneamento e Urbanização nada registra das discussões técnicas ocorridas na sessão de julgamento, conforme se pode apurar dos registros da ata anexa (Doc. 05).

Embora não se possa contar com este valioso instrumento de verificação do teor da sessão de julgamento, no caso, a ata, é possível resgatar que o motivo da condicionante à época era a de se apresentar um inédito estudo hipotético que trouxesse ao órgão ambiental modelo de simulação que indicasse o fluxo de dispersão de eventuais contaminantes no território.

A intenção do Colegiado, a partir da solicitação de um de seus Conselheiros, foi a apresentação de um estudo hipotético que indicasse como seria a dispersão no caso de eventual contaminação por elementos presentes nos materiais dispostos no aterro Classe I da Recorrente.

Assim, a Essencis contratou especialistas da Universidade Federal de Juiz de Fora, que elaboraram o estudo técnico *Avaliação do transporte de potenciais poluentes nas águas subterrâneas subjacentes ao aterro de resíduos perigosos da unidade de valorização sustentável da Essencis em Juiz de Fora, Minas Gerais, 2017* (“Estudo de dispersão”) (Doc. 06).

Conforme constante da fl. 2 do Estudo de dispersão:

*O **cenário** estudado é de uma **situação hipotética** onde por algum motivo é rompida a estanqueidade do fundo do aterro, implicando em um transporte de lixiviados do aterro para a camada de solo subjacente. O lixiviado é, nesta **situação hipotética**, transportado pelas camadas não saturadas e saturadas na direção do fluxo subterrâneo até pontos de controle estabelecidos nos estudos. (destacamos)*

Logo, se pode observar que a intenção do estudo era a apresentação de um estudo **hipotético de simulação de rompimento das barreiras de engenharia do aterro e das camadas de proteção natural do solo até alcançarem o aquífero subterrâneo.**

Em termos metodológicos, o estudo contemplou cenários conservativos para a simulação matemática do transporte de potenciais poluentes por meio das águas subterrâneas subjacentes ao

empreendimento. Foi considerado como termo fonte o volume máximo do Aterro (carga correspondente ao final da vida útil), os possíveis contaminantes presentes nos resíduos recebidos pelo empreendimento bem como o grau de toxicidade e mobilidade característica de cada dos contaminantes. Os resultados indicaram, para todos os diferentes tempos de projeto solicitados na condicionante, concentrações das substâncias nas águas subterrâneas inferiores aos limites estabelecidos por instrumentos normativos do COPAM.

Assim, considerando que o cenário estudado foi de final de operação do Aterro, cenário mais crítico (com carga potencial máxima de poluentes), solicita-se exclusão da condicionante, tendo em vista que o Estudo de dispersão apresentado cumpriu a expectativa que se propunha, ao identificar as concentrações resultantes da simulação matemática do transporte de potenciais poluentes nas águas subterrâneas e a dispersão destes para os tempos de 5, 10, 15, 20 e 30 anos, após hipotético rompimento de todas as barreiras de engenharia e consequente liberação do lixiviado.

Compreendido o escopo do estudo, qual seja, a verificação da tendência de dispersão geográfica de eventuais contaminantes no território, pode-se concluir que o estudo hipotético apresentado atendeu plenamente à intenção do Colegiado à época, não se fazendo necessário rerepresentá-lo, muito menos, em frequência anual.

Com o fim de elucidar qualquer dúvida remanescente do time da Unidade Regional de Regularização Ambiental Zona da Mata (“URA/ZM”) sobre o tema, Recorrente e URA se reuniram virtualmente em 15/01/2024. A ata/memória de reunião anexa (Doc. 07) corrobora os argumentos trazidos neste Recurso, indicado, inclusive, que o time técnico da URA já se dispôs a visitar o assunto:

*A gestora ambiental da URA – ZM, que analisou o processo à época em que tal condicionante foi estipulada pela primeira vez, resgatou o historio da solicitação, ponderado que foi sugestão de um conselheiro do COPAM e que o objetivo do estudo era verificar o alcance, em um caso hipotético de vazamento, dos poluentes.*

*Foi argumentado pela equipe da URA – ZM que a manutenção se deu pelo fato da solicitação na condicionante 2 do Parecer Único 71/2023 “Apresentar atualização da malha de monitoramento de águas Subterrâneas, uma vez que alguns poços se apresentam recorrentemente secos, inclusive não permitindo uma quantidade mínima de dados para elaboração do mapa potenciométrico.” No entanto a equipe se prontificou a revisar a necessidade de manutenção da condicionante, uma vez que não foi identificado relação da atualização da malha de monitoramento com o estudo solicitado. (destacamos)*

Neste contexto, tendo em vista que a condicionante se presta a repetir os mesmos termos da condicionante anterior, a elaboração de um **estudo hipotético** já apresentado ao órgão ambiental,

a solicitação não se encontra amparada nas hipóteses estabelecidas pelo art. 28 do Decreto Estadual n. 47.383/2018, que versa sobre a imposição de condicionantes:

*Art. 28 – O gerenciamento dos impactos ambientais e o estabelecimento de condicionantes nas licenças ambientais deve atender à seguinte ordem de prioridade, aplicando-se em todos os casos a diretriz de maximização dos impactos positivos, bem como de evitar, minimizar ou compensar os impactos negativos da atividade ou empreendimento:*

*I – evitar os impactos ambientais negativos;*

*II – mitigar os impactos ambientais negativos;*

*III – compensar os impactos ambientais negativos não mitigáveis, na impossibilidade de evitá-los;*

*IV – garantir o cumprimento das compensações estabelecidas na legislação vigente.*

(...)

*§ 3º – As condicionantes ambientais devem ser acompanhadas de fundamentação técnica por parte do órgão ambiental, que aponte a relação direta com os impactos ambientais da atividade ou empreendimento, identificados nos estudos requeridos no processo de licenciamento ambiental, considerando os meios físico, biótico e socioeconômico, bem como ser proporcionais à magnitude desses impactos. (destacamos)*

Restando claro e evidente que a condicionante não se visa evitar impactos ambientais negativos (trata-se de simulação matemática já concluída); a mitigar os impactos ambientais negativos (não se trata de mitigação de impacto e sim de modelagem de cenário hipotético); tampouco restando presente qualquer compensação de impactos, a condicionante é desprovida de fundamentação técnica e jurídica, restando ilegal.

Deve ser destacado que é fundamental o controle ambiental do empreendimento por meio do automonitoramento das águas subterrâneas, o que já se fez e se continuará fazendo, inclusive sendo objeto da presente licença a atualização da malha de monitoramento.

Diante do exposto, o presente recurso é interposto para solicitar a exclusão da condicionante nº 11 do Certificado de RENLO nº 79625465/2023.

### **3. EFEITO SUSPENSIVO**

A previsão de atribuição de efeito suspensivo a recurso administrativo encontra amparo no Parágrafo único do art. 57 da Lei Estadual n. 14.184/2002, que assim dispõe:

*Art. 57 Salvo disposição legal em contrário, o recurso não tem efeito suspensivo.*

*Parágrafo único. Havendo justo receio de prejuízo ou de difícil ou incerta reparação decorrente da execução, a autoridade recorrida ou a imediatamente superior poderá, de ofício ou a pedido do interessado, em decisão fundamentada, atribuir efeito suspensivo ao recurso.*

Dessa forma, tendo em vista que (i) a Recorrente já cumpriu a condicionante em debate, que, indevidamente, foi novamente imposta à Essencis, (ii) considerando também os ônus de seu cumprimento (dentre os ônus, além do impacto financeiro, se encontra o risco de eventual descumprimento de condicionante pelo risco da demora no julgamento do recurso) e (iii) ausência de justificativa para sua repetição, a Empresa pede imediata concessão de efeito suspensivo ao presente Recurso Administrativo e encaminhamento para julgamento pela CIF.

#### **4. PEDIDOS**

Com base nas razões de fato e de direito aqui expostas, a Recorrente pretende a revisão da decisão de que seja reapresentado estudo de dispersão, conforme teor da condicionante nº 11, e assim pede:

- a) a exclusão da condicionante nº 11 do Certificado RENLO nº 79625465/2023, em função de a condicionante já ter sido cumprida e sua manutenção ser desprovida de fundamentação técnica e jurídica, tornando-a ilegal;
- b) a concessão de efeito suspensivo ao presente recurso, a fim de se evitar os ônus decorrentes da repetida elaboração de estudo hipotético já apresentado pela Recorrente;
- c) a juntada da taxa de expediente.

Por fim, protesta pela juntada de documentos novos.

Nestes termos, pede deferimento.

Juiz de Fora, 19 de janeiro de 2024.

WANIA PINHEIRO  
MAGALHAES:02640728636

Assinado de forma digital por  
WANIA PINHEIRO  
MAGALHAES:02640728636  
Dados: 2024.01.19 19:15:13 -03'00'

---

Essencis MG Soluções Ambientais S.A



**AVALIAÇÃO DO TRANSPORTE DE POTENCIAIS  
POLUENTES NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS  
SUBJACENTES AO ATERRO DE RESÍDUOS  
PERIGOSOS DA UNIDADE DE VALORIZAÇÃO  
SUSTENTÁVEL DA ESSENCIS EM JUIZ DE FORA,  
MINAS GERAIS.**

**RELATÓRIO FINAL**

Juiz de Fora

2017



**AVALIAÇÃO DO TRANSPORTE DE POTENCIAIS  
POLUENTES NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS  
SUBJACENTES AO ATERRO DE RESÍDUOS  
PERIGOSOS DA UNIDADE DE VALORIZAÇÃO  
SUSTENTÁVEL DA ESSENCIS EM JUIZ DE FORA,  
MINAS GERAIS.**

**RELATÓRIO FINAL**

**Professores responsáveis**

Fabiano César Tosetti Leal  
Jonathas Batista Gonçalves Silva  
Luiz Evaristo Dias de Paiva  
Otávio Eurico de Aquino Branco

**Alunos bolsistas**

Ana Clara Rezende Gomes  
Ana Letícia Carvalho  
Guido de Melo Pessoa  
Vinícius Bignoto

Juiz de Fora

2017

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	iv
LISTA DE TABELAS .....	v
LISTA DE QUADROS .....	v
1 OBJETIVO .....	1
2 DESCRIÇÃO DO SERVIÇO .....	1
3 MATERIAIS E MÉTODOS .....	2
3.1 Cenário adotado .....	2
3.2 Metodologia .....	2
4 ÁREA DE ESTUDO .....	5
4.1 Apresentação e localização .....	6
4.2 Caracterização Física .....	7
4.2.1 Relevo .....	7
4.2.2 Pedologia .....	7
4.2.3 Geologia .....	10
4.2.4 Clima .....	12
4.2.5 Uso e ocupação do solo .....	15
4.2.6 Caracterização Hidrológica .....	18
5 CARACTERIZAÇÃO DO TERMO FONTE .....	28
5.1 Critérios de aceitação de resíduos .....	28
5.2 Inventário dos resíduos recebidos .....	30
5.3 Contaminantes selecionados para a modelagem .....	32
5.3.1 Volume dos resíduos depositados .....	32
5.3.2 Toxicidade .....	36
5.3.3 Mobilidade característica dos contaminantes no solo .....	38
6 ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO EFLUENTE DO TERMO FONTE .....	39
6.1 Definição dos parâmetros representativos .....	42
6.1.1 Vazão anual de líquidos percolados (Q) .....	42
6.1.2 Volume da unidade de disposição / aterro ( $V_{\text{dispunit}}$ ) .....	42
6.1.3 Teor de umidade do resíduo em condições não saturadas ( $\omega_{\text{cd}}$ ) .....	43
6.1.4 Massa específica do resíduo na unidade de disposição ( $\rho_{\text{bd}}$ ) .....	43
6.1.5 Coeficiente de distribuição do contaminante na unidade de disposição ( $K_{\text{dresíduo}}$ ) .....	43

6.1.6	Massa de contaminantes ao final da vida útil do aterro (MF) .....	44
6.1.7	Probabilidade de falha da manta de geomembrana de PEAD (F) .....	46
6.1.8	Concentração efluente dos contaminantes no termo fonte .....	47
6.1.9	Vazão anual de percolado sujeita a vazamento através da membrana PEAD (Q') .....	48
7	<b>SIMULAÇÃO FÍSICO-MATEMÁTICA DO TRANSPORTE DE CONTAMINANTES NA GEOSFERA</b> .....	49
7.1	Descrição da Área de Estudo .....	49
7.2	Modelo Conceitual da Área de Estudo .....	52
7.3	Direção do Fluxo Subterrâneo e Rotas de Transporte .....	56
7.4	Descrição e Conceptualização do Modelo Matemático e dos Parâmetros de Transporte .....	59
7.5	Implementação do modelo matemático .....	67
7.6	Resultados da modelagem de concentrações .....	74
8	Avaliação dos resultados e comparação com as normas vigentes .....	87
9	Comentários finais .....	103
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	105

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Imagem de satélite da localidade da UVS – Juiz de Fora, do Grupo Essencis.	6
Figura 2: Mapa de Solos da Zona da Mata mineira.....	8
Figura 3: Mapa Geológico da Região onde se situa a UVS – Juiz de Fora.....	11
Figura 4: Normais Climatológicas de Juiz de Fora, da estação 83692.....	14
Figura 5: Ocupação do Terreno da UVS – Juiz de Fora, com destaque para as áreas de preservação permanente. ....	17
Figura 6: Barragem de Chapéu D´Uvas em Ewbank da Câmara (MG). ....	19
Figura 7: Principais sub-bacias do rio Paraibuna. ....	21
Figura 8: Bacias hidrográficas na área de assentamento do aterro de resíduos.....	24
Figura 9: Curva regional de vazão específica média de longo termo.....	26
Figura 10: Planta do aterro da UVS – Juiz de Fora. ....	33
Figura 11: Seção em corte do aterro da UVS – Juiz de Fora. ....	34
Figura 12: Localização (Carta Índice) da Microbacia da UVS – Juiz de Fora.....	49
Figura 13: Área de Estudo para a Simulação Matemática.....	52
Figura 14: Modelo Conceitual da Área de Estudo .....	53
Figura 15: Modelo Conceitual (em Perfil) da Área de Estudo .....	55
Figura 16: Mapa Potenciométrico para a Região do Aterro Classe I (Inicial) .....	57
Figura 17 - Mapa Potenciométrico e Rotas Preferenciais de Transporte de Contaminantes .....	58
Figura 18: Dispersividade longitudinal X Escala de Estudo .....	72
Figura 19: Discretização da Área de Estudo Para Implementação do Modelo .....	74
Figura 20 –Pluma de dispersão do arsênio, para 30 anos de transporte .....	78
Figura 21 – Pluma de dispersão do zinco, para 30 anos de transporte .....	79
Figura 22 – Pluma de dispersão do cádmio, para 30 anos de transporte .....	80
Figura 23 - Pluma de dispersão do chumbo, para 30 anos de transporte .....	81
Figura 24 - Pluma de dispersão do cobre, para 30 anos de transporte .....	82
Figura 25 - Pluma de dispersão do cromo, para 30 anos de transporte .....	83
Figura 26 - Pluma de dispersão do manganês, para 30 anos de transporte .....	84
Figura 27 - Pluma de dispersão do mercúrio, para 30 anos de transporte.....	85
Figura 28 - Pluma de dispersão do níquel, para 30 anos de transporte .....	86
Figura 29 - Concentração nos pontos de interesse .....	88
Figura 30 - Variação temporal da concentração de arsênio próximo ao brejo .....	94
Figura 31 - Variação temporal da concentração de arsênio no PM-05 .....	94
Figura 32 - Variação temporal da concentração de cádmio próximo ao brejo.....	95
Figura 33 - Variação temporal da concentração de cádmio no PM-05 .....	95
Figura 34 - Variação temporal da concentração de chumbo próximo ao brejo.....	96
Figura 35 - Variação temporal da concentração de chumbo no PM-05 .....	96
Figura 36 - Variação temporal da concentração de cobre próximo ao brejo.....	97
Figura 37 - Variação temporal da concentração de cobre no PM-05 .....	97
Figura 38 - Variação temporal da concentração de cromo próximo ao brejo .....	98
Figura 39 - Variação temporal da concentração de cromo no PM-05.....	98
Figura 40 - Variação temporal da concentração de manganês próximo ao brejo.....	99
Figura 41 - Variação temporal da concentração de manganês no PM-05.....	99
Figura 42 - Variação temporal da concentração de mercúrio próximo ao brejo .....	100
Figura 43 - Variação temporal da concentração de mercúrio no PM-05.....	100

Figura 44 - Variação temporal da concentração de níquel próximo ao brejo.....	101
Figura 45 - Variação temporal da concentração de níquel no PM-05 .....	101
Figura 46 - Variação temporal da concentração de zinco próximo ao brejo.....	102
Figura 47 - Variação temporal da concentração de zinco no PM-05 .....	102

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Classes de solo da Zona da Mata mineira.....	9
Tabela 2: Coeficientes de permeabilidade na área do aterro de resíduos Classe I da UVS – Juiz de Fora, do Grupo Essencis.....	10
Tabela 3: Critérios de aceitação de resíduos do aterro Classe I da UVS – Juiz de Fora/ ESSENCIS.....	29
Tabela 4: Inventário de resíduos recebidos no aterro Classe I da UVS – Juiz de Fora/ ESSENCIS.....	30
Tabela 5: Estimativa da massa total por resíduo ao final da vida útil do aterro.....	35
Tabela 6: Valores de coeficiente de distribuição no resíduo ( $Kd_{\text{resíduo}}$ ) para cada contaminante.....	43
Tabela 7: Cálculo do $Kd_{\text{resíduo}}$ dos elementos Manganês e Zinco.....	44
Tabela 8: Massa de cada contaminante no resíduo ao final da vida útil do aterro .....	46
Tabela 9: Dados de entrada do modelo de liberação de contaminantes a partir do temo fonte .....	47
Tabela 10: Concentrações efluentes dos contaminantes no termo fonte .....	48
Tabela 11: Estimativa da eventual carga de contaminantes .....	48
Tabela 12: Parâmetros de Entrada do Modeo.....	73
Tabela 13: Concentração de Entrada e Coeficientes de Distribuição para os Contaminantes Analisados .....	74

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Precipitação total mensal e dias de chuva registrados na estação pluviométrica 021043020 em Chapéu D' Uvas. ....	22
Quadro 2: Estações selecionadas e suas vazões médias de longo termo.....	25
Quadro 3: Vazões características nas seções fluviais de interesse na área do aterro. ....	27
Quadro 4: Contaminantes característicos dos resíduos contemplados no critério de massa. ....	36
Quadro 5: Toxicidade dos contaminantes contidos nos resíduos pré-selecionados, segundo as fichas de informações de segurança de produtos químicos. ....	37
Quadro 6: Valores de $Kd$ para diferentes elementos .....	39
Quadro 7: Caracterização dos resíduos da UVS-Juiz de Fora.....	45
Quadro 8: Concentrações dos nove contaminantes para os pontos de maior interesse, nos intervalos de 5, 10, 15, 20 e 30 anos.....	76
Quadro 9 – Concentrações simuladas nos pontos de interesse e valores de referência das DN COPAM/CERH 2/2010 e COPAM/CERH 1/2008 .....	90
Quadro 10 – Concentrações máximas e respectivo tempo de ocorrência .....	103

## **1 OBJETIVO**

Este documento tem por objetivo apresentar os resultados dos estudos técnicos de avaliação do transporte potencial de contaminantes nas águas subterrâneas subjacentes ao aterro para resíduos perigosos - Classe I, da Unidade de Valorização Sustentável (UVS) da empresa ESSENCIS, localizado no bairro de Paula Lima, município de Juiz de Fora, Minas Gerais, no âmbito de contrato celebrado entre a referida empresa e a Fundação Centro Tecnológico de Juiz de Fora, vinculada a Faculdade de Engenharia da Universidade Federal de Juiz de Fora.

## **2 DESCRIÇÃO DO SERVIÇO**

Apresenta-se neste relatório os estudos necessários, visando atender à condicionante ambiental 12 da Licença de Operação 887 expedida pelo Conselho Estadual de Política Ambiental de Minas Gerais – COPAM - para a ESSENCIS MG Soluções Ambientais S.A., relativa ao licenciamento ambiental de Aterro para resíduos perigosos - Classe I, localizado no bairro de Paula Lima, município de Juiz de Fora, Minas Gerais, conforme abaixo discriminado:

*Realizar estudo de dispersão de poluentes solúveis para as águas subterrâneas para diferentes tempos: 5, 10, 15, 20 e 30 anos de projeto, visando mapear o alcance e concentração de poluentes.*

A seguir, ressaltam-se brevemente algumas características dos estudos desenvolvidos no âmbito desse contrato, evidenciando a estratégia recomendada internacionalmente de realizar tais estudos em fases crescentes de detalhamento, dependendo dos resultados obtidos em cada fase.

O prognóstico da concentração futura de contaminantes na água subterrânea subjacente ao sítio da ESSENCIS em Paula Lima, Juiz de Fora foi realizada utilizando-se de modelos matemáticos que simulam o fluxo e transporte destes poluentes em meios porosos, por meio de metodologia com grau crescente de detalhamento. Para esse estudo, fundamentado em dados secundários, foram utilizados modelos matemáticos simplificados, em geral bastante conservativos e com número reduzido de parâmetros de entrada. Tais estudos são referenciados na literatura como modelos de SCREENING ou de primeira fase.

### **3 MATERIAIS E MÉTODOS**

#### **3.1 Cenário adotado**

O cenário estudado é de uma situação hipotética onde por algum motivo é rompida a estanqueidade do fundo do aterro, implicando em um transporte de lixiviados do aterro para a camada de solo subjacente. O lixiviado é, nesta situação hipotética, transportado pelas camadas não saturadas e saturadas na direção do fluxo subterrâneo até pontos de controle estabelecidos nos estudos. Cinco pontos de controle foram considerados: um no ponto de maior concentração, um no encontro do lixiviado com o vale com regiões úmidas, outro no principal corpo hídrico superficial que drena a região do Aterro (córrego da Rocinha, afluente da margem esquerda do rio Paraibuna, a jusante da barragem de Chapéu D'úvas) e poços de monitoramento de água subterrânea da Unidade de Valorização Sustentável (UVS) da ESSENCIS em Juiz de Fora.

#### **3.2 Metodologia**

A metodologia adotada para o desenvolvimento dos estudos compõe-se de três etapas, conforme abaixo discriminado.

- Primeira etapa: Caracterização do termo fonte, ou seja, dos contaminantes a serem avaliados;
- Segunda etapa: Simulação matemática do transporte de contaminantes na geosfera e hidrosfera; e,
- Terceira etapa: Avaliação dos resultados obtidos com a modelagem e sua conformidade com a legislação pertinente.

No âmbito da primeira etapa foram identificados e caracterizados os principais contaminantes que poderão ser dispostos no aterro, utilizando-se de dados secundários do Parecer Único nº0096436/2017 da SEMAD, do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e do inventário de resíduos recebidos pela UVS - Juiz de Fora da ESSENCIS. Para tal, realizou-se as seguintes atividades:

- **Levantamento e compilação das informações existentes**

Para a busca, seleção e aquisição de informações pertinentes e realização do trabalho, a ESSENCIS disponibilizou pessoal altamente qualificado que auxiliou de forma imprescindível na execução dessa etapa da metodologia, bem como disponibilizou o Parecer Único nº0096436/2017, relatórios de monitoramento e Estudos de Impacto Ambiental (EIA). Diversos documentos foram consultados sendo que aqueles que efetivamente contribuíram para o presente estudo encontram-se referenciados ao final do relatório.

- **Seleção e caracterização do termo fonte**

Os critérios utilizados para selecionar os contaminantes do termo fonte foram: a massa de cada resíduo contendo o contaminante recebido pelo aterro, a toxicidade de cada contaminante e a mobilidade dos contaminantes no solo, baseado no coeficiente de distribuição (Kd).

A modelagem matemática contemplou diferentes cenários da operação do aterro, de uso e ocupação futura das cercanias da instalação e diferentes time-frames (estimativa das concentrações na água subterrânea para diferentes cenários de tempo). Para tal foram desenvolvidas as seguintes atividades:

- **Caracterização do modelo físico conceitual**

Para a caracterização do modelo físico conceitual foram consultadas as informações constantes no EIA e em seus anexos, além da investigação ambiental elaborada em 2011 pela consultoria “ESSENCIS Engenharia e Consultoria Ambiental” para avaliar a aquisição da área para a implementação da unidade de valorização de resíduos perigosos.

A partir da investigação e do diagnóstico ambiental constantes nesses documentos, foram obtidos valores paramétricos hidrogeológicos da bacia do empreendimento, como coeficiente de permeabilidade, porosidade, gradiente hidráulico (através de mapas potenciométricos), geologia, pedologia e tipo de aquífero, necessários para aplicação do modelo matemático. Desta forma, foi possível determinar as rotas preferenciais de transporte de contaminante e definir os coeficientes e simplificações adotadas.

Dentre as simplificações conservadoras empregadas no modelo físico conceitual, de forma a aplicar modelos matemáticos menos robustos e obter valores superestimados em relação à realidade, considerou-se que a contaminação não é retida na zona vadosa, e todo composto que ultrapassar as barreiras de impermeabilização e proteção do aterro atingirá a água subterrânea com a mesma concentração encontrada no termo fonte e com a mesma carga observada nos vazamentos. Desta forma, considera-se, no modelo conceitual, o nível da água em profundidade coincidente ao ponto mais baixo do aterro.

- **Caracterização do Modelo Hidrogeológico Conceitual**

Segundo informações constantes no EIA, o local de projeto está inserido em duas microbacias de drenagem, sendo que a de maior extensão compreende a área entre a BR 040 e a colina onde o aterro de resíduos Classe I foi implantado. A parte central desta microbacia é ocupada majoritariamente por um vale com regiões úmidas, onde existe a formação de um curso d'água, que flui em direção ao córrego da Rocinha.

De acordo com a investigação ambiental realizada na área pela “ESSENCIS Engenharia e Consultoria Ambiental”, observou-se a existência de um aquífero granular livre de porosidade primária, heterogêneo, anisotrópico e com nível da água variando entre 2,70 metros e 9,90 metros, com aprofundamento de noroeste para sudeste. Os gradientes hidráulicos horizontais variam entre 4,31% e 2,95%, com fluxo de sudeste para noroeste, em direção ao córrego da Rocinha, e foram medidas condutividades hidráulicas de  $4,36 \times 10^{-4}$  cm/s e  $1,34 \times 10^{-4}$  cm/s, em dois poços de monitoramento distintos, através de ensaios de *slug test*.

- **Simulação matemática do transporte de contaminantes selecionados**

As rotas de transporte de contaminantes foram estabelecidas a partir da direção preferencial de escoamento das águas subterrâneas, a partir do mapa potenciométrico apresentado na investigação ambiental da “ESSENCIS Engenharia e Consultoria”. Buscou-se conciliar os pontos de estimativa de concentração de contaminantes com os poços de monitoramento da empresa e definir outros junto ao limite da propriedade e ao ponto em que o lençol freático abastece o curso d'água.

A simulação do transporte dos contaminantes na camada vadosa não foi realizada, uma vez que essa se apresenta em pequena profundidade, a partir do fundo do aterro, e que essa simplificação resulta em valores conservativos, superiores aos que se

encontraria efetivamente em um evento real de infiltração. Essa abordagem é coerente com as metodologias usuais de avaliação preliminar (“*screening*”).

Ao longo deste texto serão detalhados os modelos e premissas utilizados em cada etapa da simulação do transporte de contaminantes na zona saturada do solo, bem como as simplificações adotadas.

Para a modelagem do transporte de lixiviados no aquífero, foi utilizado um modelo matemático simplificado, sendo aplicadas condições de contorno conservadoras. O modelo é determinístico, numérico e “pseudo-transiente” (estacionário em intervalos discretizados de tempo), baseado nas leis físicas básicas de transporte de solutos ou fase livre em meios porosos saturados. As condições de contorno foram fixadas a partir de pontos conhecidos de campo, e não foi possível utilizar nenhum ponto de controle para calibração ou validação do modelo.

A terceira etapa consiste em avaliar a conformidade dos resultados obtidos com a modelagem matemática, para diferentes cenários, com a legislação ambiental pertinente.

#### **4 ÁREA DE ESTUDO**

Todas as informações contidas neste documento são compilações originadas a partir das seguintes referências:

- GRAFOS. Estudo de Impactos Ambientais (EIA) - Diagnóstico Ambiental – Fase II. Central de Tratamento e Valorização Ambiental (CTVA) Juiz de Fora/MG. FOBI: 445059/2014C. FCEI: R135419/2014. PROCESSO: 00745/2012, 2011.
- POTAMOS ENGENHARIA E HIDROLOGIA LTDA. Relatório Técnico Sistema de Drenagem de Talvegue - Aterro de Resíduos Industriais Classe II. Central de Tratamento e Valorização Ambiental (CTVA) Juiz de Fora/MG, 2013.
- GOVERNO DO ESTADO DE MINAS GERAIS - SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (SEMAD). Parecer Único nº 0096436/2017. Ubá/MG, 26 janeiro 2017.

#### 4.1 Apresentação e localização

A ESSENCIS é uma empresa especializada em tratamento e disposição de resíduos e pertence ao Grupo Solví. A ESSENCIS Soluções Ambientais é uma das empresas que exercem liderança no mercado de soluções ambientais.

O compromisso da ESSENCIS Soluções Ambientais se dá no estabelecimento de parcerias com universidades e com seus clientes, buscando excelência na gestão operacional e ambiental.

A Unidade Valorização Sustentável de Juiz de Fora (UVS-Juiz de Fora) está situada na Rua Vicente Gávio, nº 435, próxima ao Km 762 da BR-040, bairro de Paula Lima no município de Juiz de Fora, estado de Minas Gerais (Figura 1)

Figura 1: Imagem de satélite da localidade da UVS – Juiz de Fora, do Grupo Essencis.



Fonte: Google, 2017

A região possui baixa densidade demográfica, constando dos bairros Barreira do Triunfo e Paula Lima e mais dois núcleos: Dias Tavares e Chapéu D’uvas, sendo que o Bairro Barreira do Triunfo participa com cerca de 48% deste contingente. É uma região de vocação industrial devido a diversos fatores importantes para o seu desenvolvimento,

tais como a presença da BR- 040 cortando-a em toda a sua extensão no sentido longitudinal. Com a implantação de diversas indústrias no Distrito Industrial II e a instalação do Porto Seco, em Dias Tavares, onde são comercializados produtos de importação e exportação, administrado pela empresa Multi-Terminais, a região foi consolidada como polo industrial.

O terreno do empreendimento possui uma área aproximada de 58,28 ha e tem a sua localização geográfica caracterizada pelas coordenadas UTM (*datum* oficial: SAD 69): E = 657000 metros e N = 761400 metros. O local está situado no extremo norte do município, distante da área central urbana, aproximadamente 35 km.

A seleção da área do empreendimento foi baseada em um estudo locacional a partir de análises realizadas em 17 terrenos com potencial para implantação da UVS Juiz de Fora. No rol dos critérios empregados, dentre as 17 áreas estudadas, o sítio em Paula Lima se destacou em virtude de apresentar condições favoráveis à implantação, destacando-se entre outras as características relacionadas ao solo (argiloso), a possibilidade de expansão, acesso e tamanho da área.

## **4.2 Caracterização Física**

### **4.2.1 Relevô**

O terreno do empreendimento possui relevo diversificado, com vales largos e planos associados a colinas e morros com inclinações moderadas a acentuadas que ocupam a porção mais a sul do terreno. As cotas dos vales se encontram entre 723m e 730m. As cotas superiores das colinas e morros se encontram entre 785m até 855m.

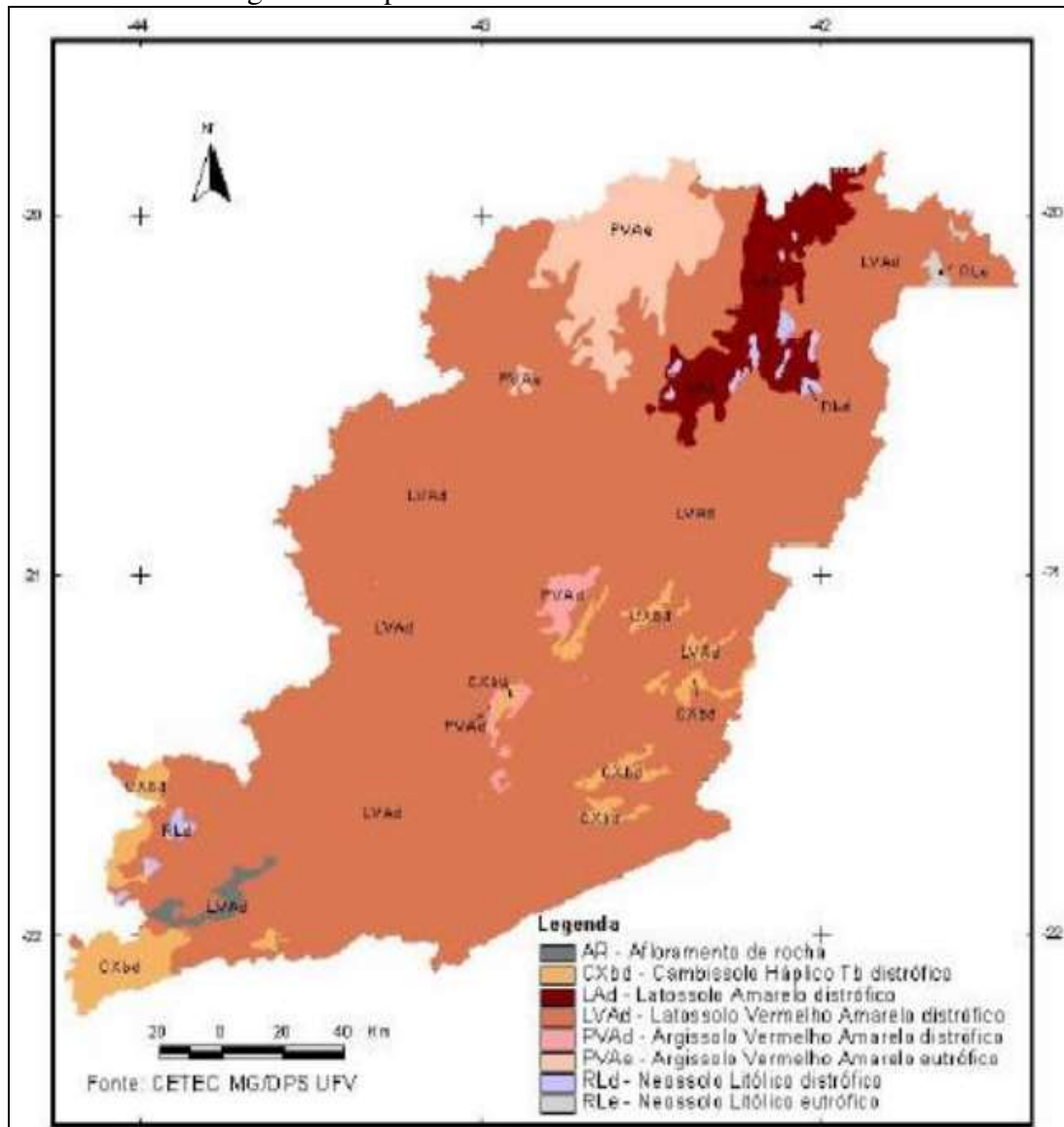
### **4.2.2 Pedologia**

Na Zona da Mata, em termos gerais, conforme constatado por Baruqui (1982), os principais solos das elevações são os Latossolos Vermelho-Amarelo distrófico e os Argissolos Vermelho-Amarelo predominantemente eutrófico. Nos trechos mais elevados da paisagem geral aparece o Latossolo Vermelho-Amarelo húmico. Ocorre, ainda localmente, Nitossolos, associados aos diques de rochas máficas. Nas baixadas, na posição de terraço, são encontrados os Argissolos Vermelho-Amarelos Câmbico distrófico e eutrófico; nos leitos maiores dos cursos de água, os solos aluviais, quase

sempre eutróficos, e nas partes mais rebaixadas, os solos hidromórficos, geralmente distrófico.

As informações de solo levantadas pelo RADAMBRASIL foram compiladas pelo Centro Tecnológico de Minas Gerais integrando a um banco de dados com informações mais refinadas para a elaboração do mapa de solos do Estado de Minas Gerais (CETEC, 2008) (Figura 2).

Figura 2: Mapa de Solos da Zona da Mata mineira.



Fonte: CETEC, 2008.

Observa-se que os Latossolos ocorrem de forma predominante, ocupando 88% da área, seguido dos Argissolos com 6 %, e em menor proporção aparecem os Cambissolos Háplicos e Neossolos Litólicos, conforme Tabela 1.

Tabela 1: Classes de solo da Zona da Mata mineira.

Classe de solo	Área (ha)	(%)
AR – Afloramento de rocha	20.492,0	0,57
CXbd – Cambissolo Háplico Tb distrófico	140.923,8	3,94
LAd – Latossolo Amarelo distrófico	168.193,2	4,71
LVAd – Latossolo Vermelho Amarelo distrófico	2.987.860,0	83,61
PVAd – Argissolo Vermelho Amarelo distrófico	27.780,5	0,78
PVAe – Argissolo Vermelho Amarelo eutrófico	196.824,5	5,51
RLd – Neossolo Litólico distrófico	24.344,9	0,68
RLe – Neossolo Litólico eutrófico	7.009,4	0,20
Soma	3.573.428	100

Fonte: Cetec, 2008.

O latossolo amarelo geralmente apresenta textura média onde o relevo do terreno é plano e suave ondulado. Os latossolos vermelhos apresentam uma textura argilosa.

Em termos locais, o sítio da UVS-Juiz de Fora, o solo é predominantemente silte arenoso fino, de coloração variando de amarelo avermelhado, vermelho escuro e marrom.

A camada mais superficial dos solos presentes na área corresponde a um solo de granulometria essencialmente argilosa, resultante de solos de cotas mais elevadas, transportadas por gravidade e pela ação da água. Observa-se maior espessura de solos argilosos nos vales (aluviões) próximos as drenagens onde o nível de água é mais elevado. O solo da camada seguinte, predominante na área, corresponde a siltes, arenosos e argilosos.

A camada superficial dos solos corresponde a um solo de granulometria essencialmente argilosa (argila siltosa), com espessuras entre 2m a 4m. Na camada seguinte, sub superficial, predominam solos siltosos identificados como silte argilosos, com espessura variável, atingindo profundidades de até 15m. Em seguida à camada sub superficial ocorre uma variação dos solos siltosos, identificados como siltes arenosos e

siltos muito arenosos. Tem-se na região do aterro de resíduos Classe I a camada subsuperficial de solos mais variável, com intercalações entre solos silte argilosos e silte arenosos.

Na região do aterro de resíduos Classe I as sondagens SP4, SP6, SP24, SP25 e SP 26 resultaram em impenetrável em profundidades de 8,0m a 12m, indicando presença de fragmentos de rocha, blocos ou matacão já que as sondagens próximas, chegaram a 20m de profundidade.

Ademais, na região de implantação dos aterros, tomando por base os resultados de resistência à penetração das sondagens executadas e tipo de litologia observada, não há indicações de restrições ou dificuldades do ponto de vista da estabilidade geotécnica e capacidade de suporte dos solos da fundação

Na Tabela 2 apresenta-se os resultados de ensaios de permeabilidade in situ realizado na área do aterro Classe 1.

Tabela 2: Coeficientes de permeabilidade na área do aterro de resíduos Classe I da UVS – Juiz de Fora, do Grupo Essencis.

<b>Intervalo (profundidade do ensaio) (m)</b>	<b>Intervalo Cota (m)</b>	<b>Material ensaiado</b>	<b>Coefficiente de permeabilidade (m/s)</b>	<b>Local do ensaio</b>
2,0 a 3,0 acima do N.A.	756,192 a 755,192	Argila siltosa	$2,488 \times 10^{-6}$	Aterro de resíduos classe I (ampliação)
4,0 a 5,0 acima do N.A.	754,192 a 753,192	Silte pouco argiloso	$1,654 \times 10^{-6}$	Aterro de resíduos classe I (ampliação)

Fonte: Grafos, vol. 2, 2014

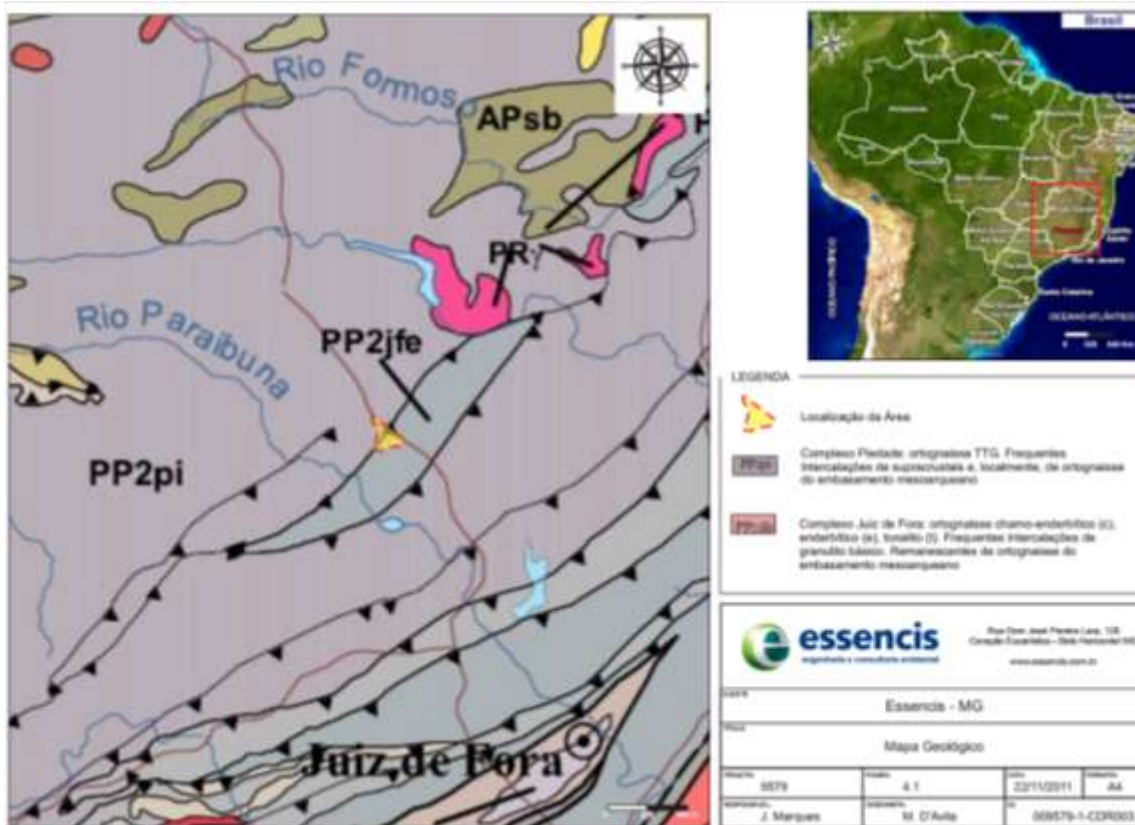
Ressalta-se que foram realizados diversos estudos para caracterização do solo na região, visando sustentar o processo de licenciamento (GRAFOS, 2014, POTAMOS, 2013).

### 4.2.3 Geologia

No contexto geológico regional, o município de Juiz de Fora/MG está inserido nos domínios da Província Mantiqueira, representado pelo Complexo Juiz de Fora e Complexo Piedade, os quais são constituídos por ortogneisses (COMIG – Companhia

Mineradora de Minas Gerais, 2003). Na Figura 3 apresenta-se o mapa geológico da região.

Figura 3: Mapa Geológico da Região onde se situa a UVS – Juiz de Fora.



Fonte: Grafos, vol. 2, 2014

As áreas do Complexo Juiz de Fora possuem relevo mais acidentado, principalmente nas faixas de distribuição dos Charnockitos e Kinsigitos. Constituem relevos elevados topograficamente com aspecto serrano e amplitudes topográficas que chegam a ultrapassar 200 m. Neste compartimento, a paisagem resultante da atuação dos agentes erosivos revela um aprofundamento do nível de base do rio Paraibuna, enquanto manteve soerguidos os fundos de vales de seus afluentes, sustentados por assoalhos rochosos, constituindo verdadeiros "vales suspensos". No domínio do Gnaiss Piedade, os Migmatitos nitidamente predominantes exibem um relevo altamente dissecado, com topos alongados e estreitos, além de rios com vales mais abertos.

O rio Paraibuna possui um perfil longitudinal escalonado, com declividades mais amenas entre o Distrito Industrial I e o centro da cidade. A declividade média do rio no município, numa extensão aproximada de 61 km, é de 4m/km. A planície aluvionar ao longo de seu percurso sinuoso possui larguras variáveis que chegam a alcançar 2 km, e

dois terraços, separados por desníveis de 3 e 5 m. Os depósitos coluvionares que revestem as vertentes formam rampas (Rampas de Colúvio) na base das encostas, próximos à planície aluvionar, onde a declividade do terreno é mais amena, às vezes penetrando várzea adentro, cobrindo parcialmente o terraço superior.

A litologia do Complexo Piedade bem como o Complexo Juiz de Fora, geralmente apresenta um solo mais profundo, resultado de um extenso manto de ação intempérica onde há um predomínio de colinas e morros de encostas menos íngremes e afloramentos rochosos e a existência de solos mais rasos nos relevos topograficamente mais elevados. O Complexo (ou Gnaiss) Piedade foi definido por Ebert em 1958 na região de Piedade do Rio Grande, tratando-se de metassedimentos gnáissicos com bandamento fino e atitude sub-horizontal. Em estudo realizado em 1978 por Silva e colaboradores, constataram que fora da localidade tipológica, tal gnaiss apresenta-se mais grosseiro e às vezes migmatítico (RADAM Brasil, 1983), próximo ao contato com o Complexo Juiz de Fora.

Juiz de Fora, localizada na Unidade Serrana da Zona da Mata, pertencente à Região Mantiqueira Setentrional, distingue-se por ser montanhosa, com altitudes próximas a 1.000 m nos pontos mais elevados, 670 a 750 m no fundo do vale do rio Paraibuna e níveis médios em torno de 800 m. O perímetro urbano do Município insere-se totalmente no curso médio do rio Paraibuna.

A região onde se encontra a UVS-Juiz de Fora pertence a unidade geológica conhecida como Complexo Piedade. A região é caracterizada por apresentar solos mais rasos nos relevos e encostas menos íngremes tal como é o local onde está instalada a referida UVS.

#### **4.2.4 Clima**

De acordo com Nimer (1989), na área de abrangência dos estudos predomina o clima tropical, caracterizado por dois períodos distintos ao longo de cada ano:

- Uma estação seca, que vai normalmente de junho a agosto, caracterizada por condições tropicais de natureza continental, com baixa umidade relativa do ar; e

- Uma estação chuvosa, que abrange o período de novembro a março, caracterizada pelo domínio da massa de ar continental equatorial úmida e instável, com umidade relativa do ar elevada e índice de precipitação alto.

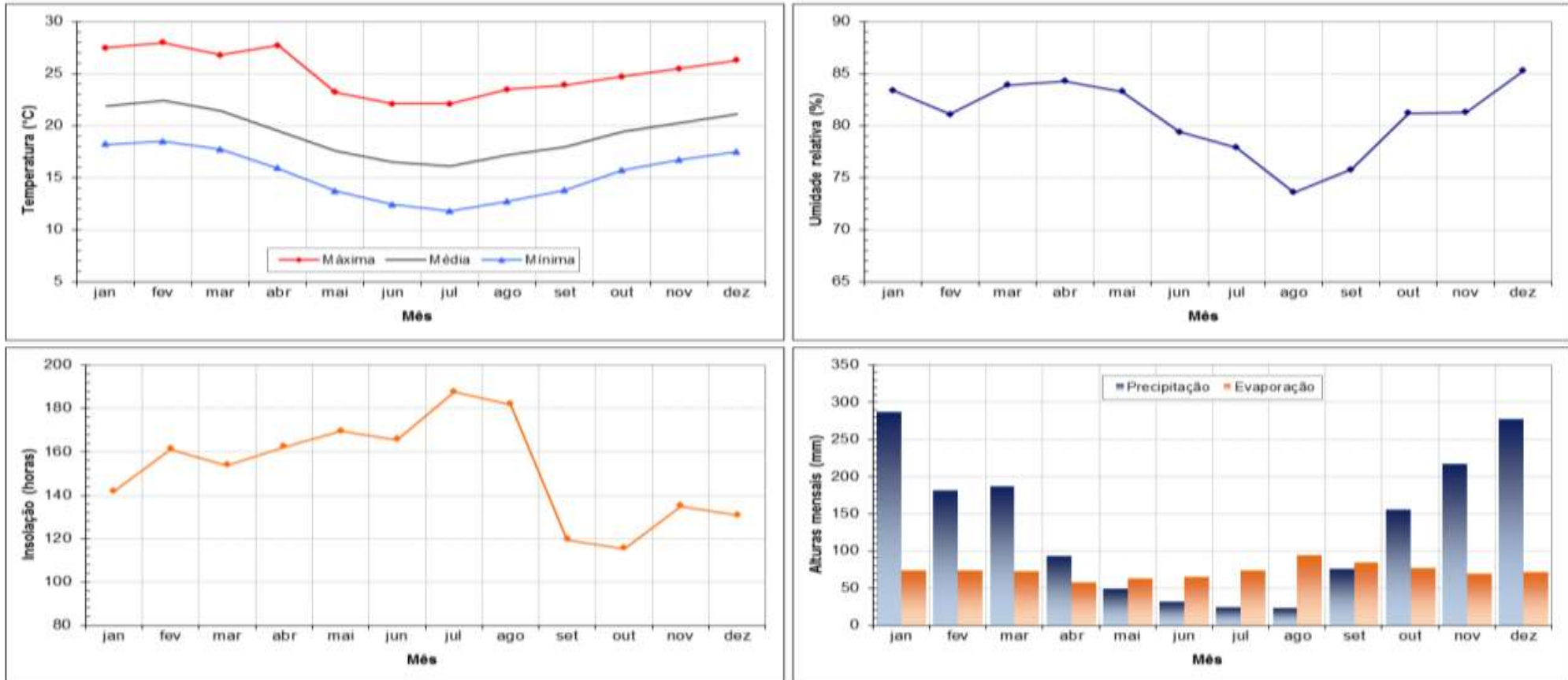
Além dessas duas estações bem definidas, existem os períodos de transição: um da estação seca para a úmida, correspondendo aos meses de setembro e outubro, e outro da estação úmida para a seca, nos meses de abril e maio. O máximo pluviométrico na região geralmente se dá em dezembro ou janeiro, estando ele relacionado à soma de chuvas associadas à presença de linhas de instabilidade tropicais e frentes polares, ou seja, à conjugação das correntes de circulação perturbada de W e de S.

Na área de interesse observa-se a influência do clima tropical sub-quente semi-úmido (4 a 5 meses secos). Nas regiões sujeitas a esse tipo de clima, a temperatura média anual é quase sempre inferior a 22°C, variando principalmente entre 18°C e 20°C. O verão é bastante quente, apesar de não serem registradas máximas diárias muito elevadas. O mês mais quente desse período acusa temperatura média superior a 22°C em quase todo o seu domínio. No inverno, verifica-se pelo menos um mês com temperatura média inferior a 18°C, mas não abaixo de 15°C no mês mais frio (junho ou julho).

Para consolidar a caracterização sobredita anteriormente, foram considerados os dados referentes às normais climatológicas registradas na estação de Juiz de Fora (83692), que apresenta média anual de temperatura, para o período de dados disponível, igual a 19,3°C. As temperaturas mais baixas ocorrem nos meses de junho e julho (mínimas de 11,8°C) e as mais altas nos meses de janeiro e fevereiro (máximas de 28,0°C). A umidade relativa do ar média anual é de 80,9% e o total anual médio de evaporação é de 869 mm, sendo os maiores índices evaporimétricos verificados nos meses de agosto, setembro e outubro. O índice médio de insolação total anual é de 1824 horas. A Figura 4 ilustra as normais climatológicas da referida estação.

Segundo a classificação climática do sistema internacional de Köppen-Geiger, na área de estudo predominam as características do clima temperado, com inverno seco e verão quente e úmido - Cwa (STRAHLER, 1989).

Figura 4: Normais Climatológicas de Juiz de Fora, da estação 83692.



Fonte: Grafos, vol. 2, 2014

#### **4.2.5 Uso e ocupação do solo**

- **Aspecto Regional**

A vocação do uso industrial da região se destaca pelo relevo favorável, como também pela proximidade à BR-040, o oleoduto e gasoduto que cortam a região e a proximidade aos grandes mananciais, facilitando assim a implantação de infra-estrutura.

O tipo de ocupação residencial da região é de habitações unifamiliares com população de baixa e média renda, com lotes pequenos nos núcleos dos bairros e granjas e sítios em seu entorno.

Apenas no Bairro Barreira do Triunfo existe uma área de ocupação subnormal, denominada Volta Grande (loteamento da EMCASA), onde não há qualquer tipo de saneamento básico e infraestrutura.

Os núcleos Paula Lima e Chapéu D'uvas surgiram na mesma época com características semelhantes, ou seja, áreas rurais de grandes extensões produtivas de gado leiteiro, gado de corte e culturas, que posteriormente foram desmembradas e formaram-se os povoados de pequena expressão em torno da via férrea, porém os núcleos se estagnaram devido ao crescimento da cidade no extremo oposto a esta região.

Com exceção da Bacia do Córrego Olaria, onde predominam maciços impróprios à ocupação, a região apresenta, em sua maior parte, relevo favorável, com maciços de baixa altitude e pequenas declividades, com destaque para as áreas de várzeas.

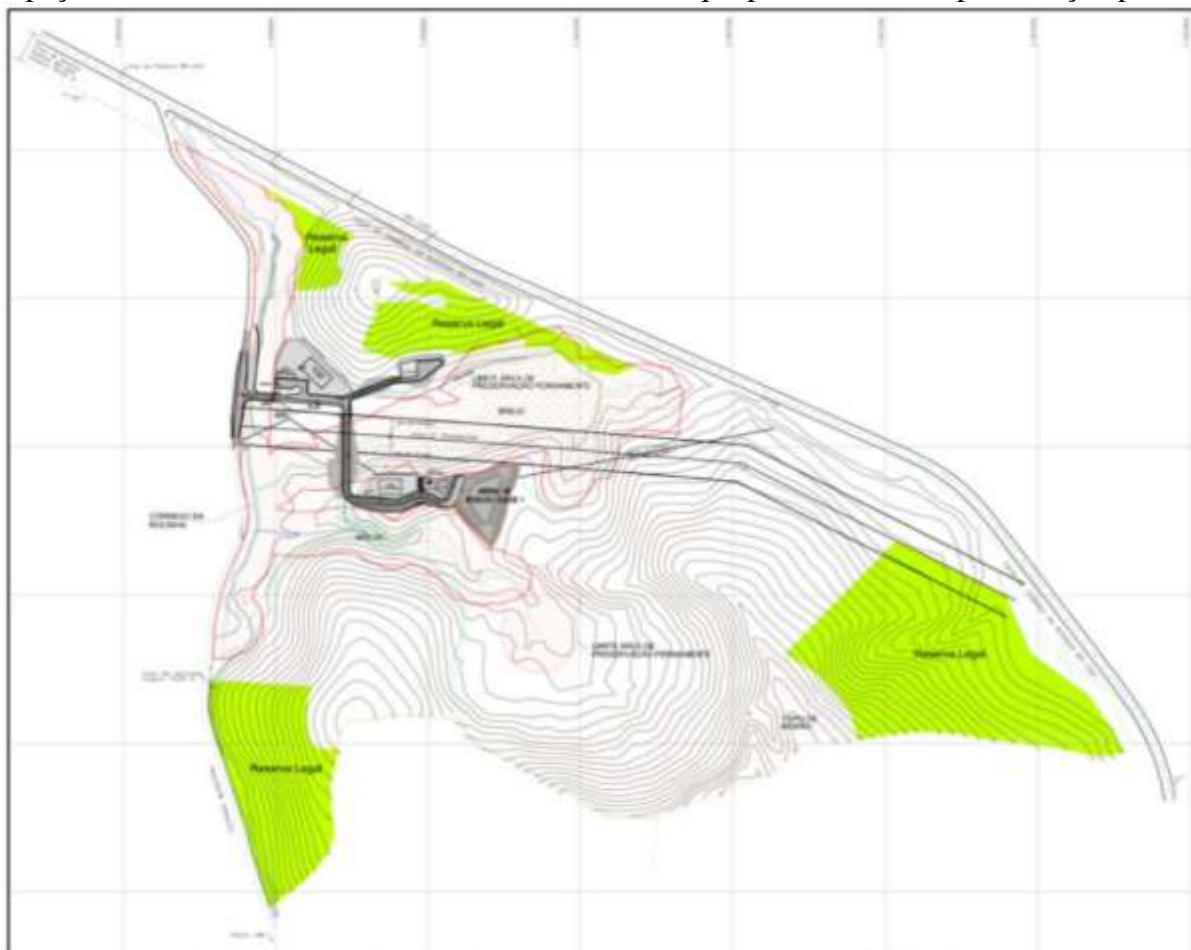
Apesar da distância ao Centro e o baixo índice de urbanização, a área não possui uma cobertura vegetal significativa, pois, como em toda região de Juiz de Fora, houve no passado o desmatamento para a criação de gado de corte e lavoura de café, deixando a região carente de matas. Por exemplo, o Bairro Barreira do Triunfo tem apenas 6% de sua área com cobertura vegetal. Existe na Fazenda da atual siderúrgica Arcelor Mittal a plantação de eucalipto que melhora um pouco a paisagem da região.

- **Aspecto local**

A área onde hoje está implantada a UVS-Juiz de Fora possuía originalmente feições rurais, sendo ocupada com pastagem e sede da antiga fazenda, onde eram realizadas atividades agropecuárias de pequeno porte.

Para a definição da ocupação inicial da UVS Juiz de Fora, foram consideradas as faixas de restrição existentes relativas a presença de linha de transmissão, via de acesso externo e áreas de preservação permanente. Na Figura 5 apresenta-se a ocupação do terreno pelo projeto licenciado em operação e as áreas de preservação permanentes identificadas.

Figura 5: Ocupação do Terreno da UVS – Juiz de Fora, com destaque para as áreas de preservação permanente.



Fonte: Grafos, vol. 1, 2014.

## 4.2.6 Caracterização Hidrológica

### • Hidrologia Regional

A UVS de Juiz de Fora está situada na bacia hidrográfica do rio Paraibuna, sub-bacia do rio Paraíba do Sul. O rio Paraibuna nasce na Serra da Mantiqueira, a cerca de 1200 metros de altitude, e percorre aproximadamente 166 km, dos quais 44 km como divisa natural dos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, até deságuar na margem esquerda do rio Paraíba do Sul a 250 metros de altitude, com uma vazão média de aproximadamente 200 m<sup>3</sup>/s.

A declividade média do rio Paraibuna é bastante variada, nos 4 km iniciais atinge valores máximos da ordem de 70 m/km. Já no trecho urbano de Juiz de Fora a declividade média é da ordem de 1,0 m/km e à jusante do município de Matias Barbosa até o encontro com o Rio Paraíba do Sul é da ordem de 5,0 m/km (FEAM, 1996) “apud” (IEA, 2013).

No rol dos mananciais de águas superficiais inseridos na região do empreendimento, outra obra importante é a barragem de Chapéu D'Uvas. Inicialmente concebida com a finalidade de regularização da vazão do referido rio, em complementação às obras de sua retificação, para fins de geração de energia elétrica pelas usinas operadas pela Companhia Mineira de Eletricidade, notadamente em períodos de estiagem. A visão estrategista para a construção da barragem de Chapéu D'Uvas justifica-se pelo intenso desenvolvimento industrial por qual passava a cidade de Juiz de Fora à época da sua concepção e pela conseqüente necessidade de ampliação da capacidade de geração de energia elétrica.

As obras de construção da Barragem de Chapéu D'Uvas, situada no município de Ewbank da Câmara (Figura 6) próximo à divisa com Juiz de Fora, tiveram início nos primeiros anos da década de 1960, sendo que a mesma permaneceu inoperante por muitos anos em função da necessidade de alguns serviços complementares nas suas comportas de fechamento e de desapropriações de áreas a serem inundadas na sua bacia de contribuição. Durante esse período o objetivo inicial da regularização de vazão para fins de produção de energia elétrica se perdeu, a partir da absorção da Cia. Mineira de Eletricidade pela Cemig – Companhia Energética de Minas Gerais. Apesar desse fato, o desenvolvimento do parque industrial de Juiz de Fora e a instalação da Siderúrgica Mendes Júnior, hoje Arcelor Mittal Aços Longos, exigiu aterros em áreas de várzeas

que serviam de amortecimento contra as descargas de cheias do rio Paraibuna, além de obras complementares de retificação de curso em alguns seus trechos.

A partir dessa nova realidade, que poderia possibilitar a ocorrência de novos eventos de enchentes na malha urbana da cidade, a entrada em operação da barragem de Chapéu D'Uvas, agora com a função regularizadora do nível do rio Paraibuna, voltou a ser prioridade. Concluídas as obras necessárias, a barragem foi inaugurada em 18 de dezembro de 1995, no governo do então presidente Itamar Franco, entrando em efetiva operação no ano de 2005, sob gestão da Cia. de Saneamento Municipal – Cesama. Segundo a Cesama, ao perenizar o rio a barragem vem permitindo à Cemig, através de suas usinas situadas próximas ao município de Matias Barbosa, incremento de 20% na sua capacidade produtiva.

Figura 6: Barragem de Chapéu D'Uvas em Ewbank da Câmara (MG).



Fonte: Google,2017.

Os principais afluentes do Rio Paraibuna, apresentam as seguintes características importantes: Rio Preto – nasce na Serra do Itatiaia, no sudoeste da bacia, a 2700 m de altitude; possui aproximadamente 170 km de extensão e é divisa natural entre os estados

do Rio de Janeiro e de Minas Gerais, deságua na margem direita do Paraibuna, com uma vazão média de 90 m<sup>3</sup>/s.

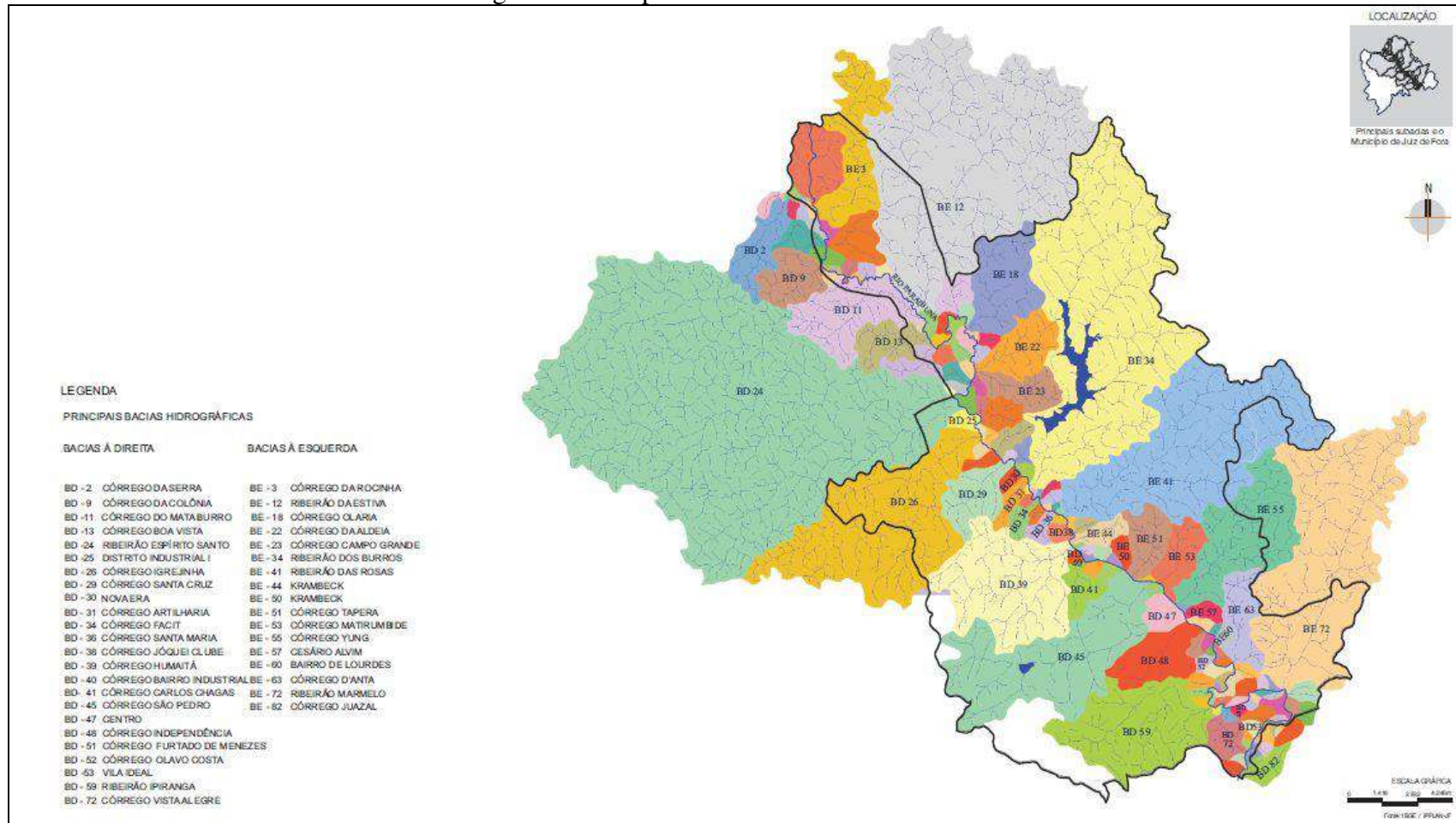
O Rio do Peixe nasce nos contrafortes da Serra da Mantiqueira, a 1200 m de altitude, tem uma extensão de aproximadamente 140 km, sendo que 50% do seu curso está dentro do município de Juiz de Fora; sua vazão aproximada é de 55 m<sup>3</sup>/s, representa a maior sub-bacia de Minas Gerais (2400 km<sup>2</sup>) e deságua na margem direita do Rio Paraibuna.

O Rio Cágado nasce a aproximadamente 750 m de altitude, percorre cerca de 105km, e apresenta a vazão aproximada de 15 m<sup>3</sup>/s e deságua na margem esquerda do Rio Paraibuna (FEAM, 1996).

Os afluentes do rio Paraibuna que banham o perímetro urbano de Juiz de Fora são o Ribeirão Ipiranga, o Lamaçal, o Matirumbide, o Yung, o São Pedro, o Carlos Chagas, o Humaitá, o Ribeirão das Rosas, o Facit, o Artilharia, o Ribeirão dos Burros, o Santa Cruz, o Três Pontes e o Ribeirão do Espírito Santo.

A jusante da barragem Chapéu D'Uvas, os afluentes do rio Paraibuna englobam o seguinte rol de cursos d'águas: o Córrego Taboões (margem esquerda); o Ribeirão Estiva (margem esquerda); o Ribeirão do Espírito Santo (margem direita); o Córrego Três Pontes (margem direita); o Córrego Santa Cruz (margem direita); o Ribeirão dos Burros (Represa João Penido) (margem esquerda); o Córrego da Artilharia (margem direita); o Córrego Facit (margem direita); o Ribeirão das Rosas (Muçungê) (margem esquerda); o Córrego Humaitá (margem direita) – o Milho Branco; o Córrego Carlos Chagas (margem direita); o Córrego da Tapera (margem esquerda); o Ribeirão São Pedro (margem direita); o Córrego Matirumbide (margem esquerda); o Ribeirão do Yung (Linhares) (margem esquerda); o Córrego Independência (onde o Lamaçal deságua - margem direita) ; o Córrego Ipiranga (margem direita) – deságua a jusante da cidade. Na Figura 7 apresenta-se uma visão espacial dos principais afluentes do rio Paraibuna contempladas no Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano de Juiz de Fora (PDDU, 2000).

Figura 7: Principais sub-bacias do rio Paraibuna.



Fonte: PDDU, 2000.

- **Hidrologia local**

Apresenta-se na sequência informações julgadas relevantes sobre a hidrologia local com uma abordagem que verse sobre assuntos relacionados a morfologia da bacia de assentamento do empreendimento e outras informações sobre a pluviometria e a fluviometria local. As informações foram obtidas através de dados secundários originados no documento “Relatório Técnico - Sistema De Drenagem De Talvegue” (POTAMOS, 2013).

- **Caracterização Pluviométrica**

Para análise do regime pluviométrico na região do empreendimento foram utilizados os dados registrados na estação Chapéu D’Uvas (02143020) durante o período de 1950 a 2013, cujos extratos das informações encontram-se apensadas no Quadro 1.

Quadro 1: Precipitação total mensal e dias de chuva registrados na estação pluviométrica 021043020 em Chapéu D’ Uvas.

Estação		Precipitação (mm) e Dias de Chuva												
		Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Anual
Chapéu D’Uvas (02143020) Per: 1950 - 2013	Méd	297,6	207,0	194,4	83,2	40,7	23,4	16,8	16,9	56,7	114,0	205,5	272,3	1519
	Máx	868,6	511,5	543,8	225,8	145,7	182,3	88,4	116,4	389,6	308,6	465,9	509,2	-
	Mín	105,3	0,0	22,8	11,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	16,8	36,7	53,4	-
Dias de Chuva		17	13	13	8	5	4	3	3	6	11	15	17	114

Fonte: POTAMOS, 2013.

Observando-se os dados compilados no Quadro 1, pode-se extrair as seguintes informações:

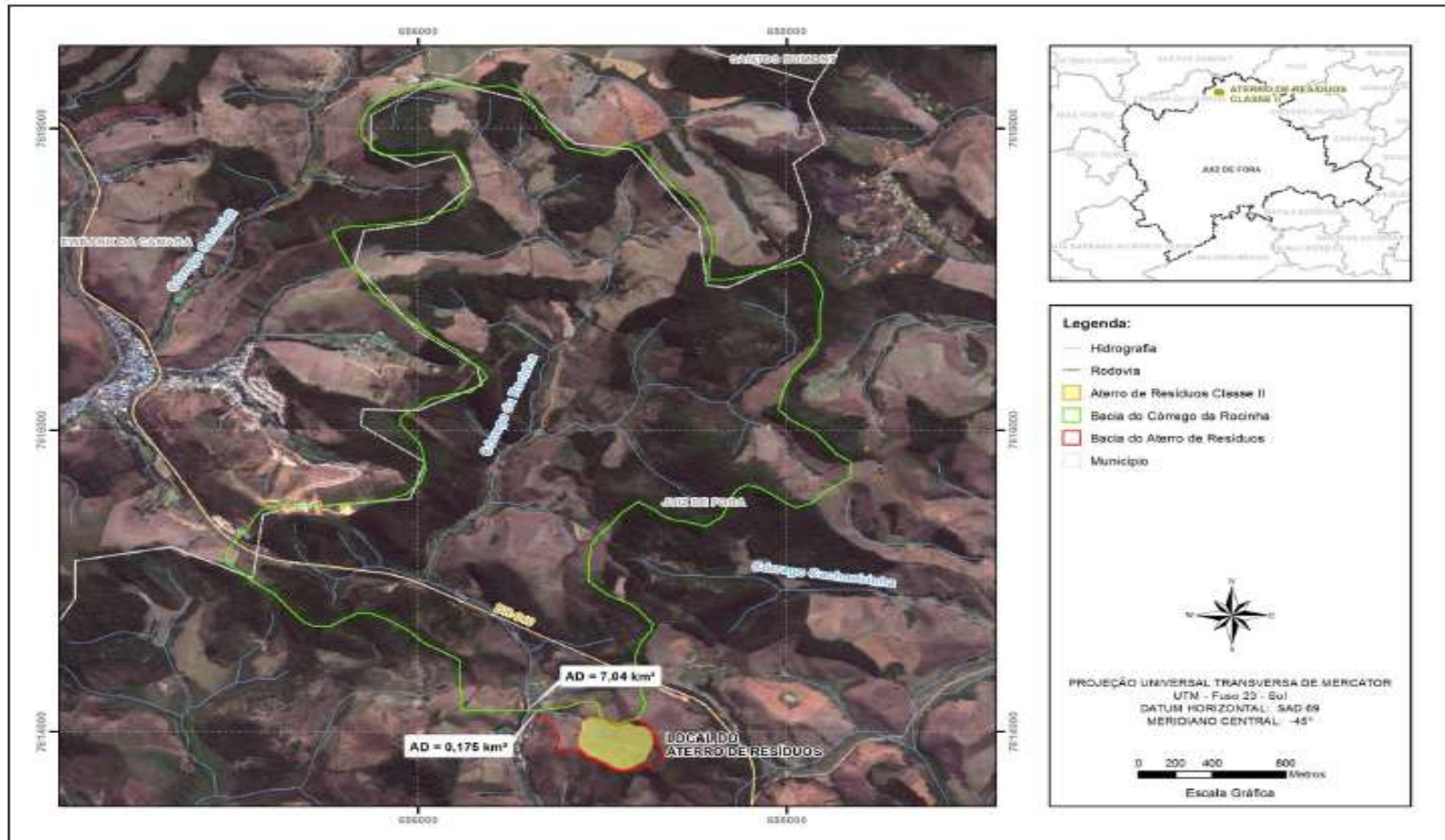
- O ano hidrológico na bacia inicia-se no mês de outubro, quando acontece a transição para o período chuvoso, e estende-se até setembro do ano seguinte.
- O trimestre mais chuvoso (dezembro, janeiro e fevereiro) responde por cerca de 51% do total anual precipitado, enquanto o trimestre mais seco (junho, julho e agosto) representa aproximadamente 4%.

- A precipitação total anual média no período de 1950 a 2013 é de 1519 mm. A maior precipitação referente ao total mensal, registrada na estação Chapéu D’Uvas no mesmo período de 1950 a 2013, ocorreu em janeiro de 1961 e assumiu o valor de 868,6 mm. Em média, chove cerca de 114 dias do ano na região.

- **Caracterização Fluviométrica**

A caracterização do regime fluviométrico foi realizada por Potamos (2013) com o intuito de estabelecer o entendimento acerca do regime hidrológico do curso de água sobre o qual se assentará o aterro de resíduos, bem como de calcular os quantis de vazões a serem considerados no dimensionamento hidráulico do sistema de drenagem de talvegue sob o aterro. Os estudos realizados não consideraram o aporte de deflúvios superficiais a esse sistema de drenagem, em razão das características do empreendimento. Os quantis são representados pelas vazões características médias e mínimas nas seções fluviais de interesse, a saber: (i) foz do curso de água que drena a bacia onde será implantado o aterro de resíduos, e (ii) córrego da Rocinha imediatamente a montante da confluência com o curso de água citado. A malha fluvial e suas respectivas bacias hidrográficas estão mostradas na Figura 8.

Figura 8: Bacias hidrográficas na área de assentamento do aterro de resíduos.



Fonte: Grafos, vol. 2., 2014

No estudo realizado pela Consultoria Potamos (2013), as vazões de longo termo para os cursos de água no sitio da UVS-Juiz de Fora foram estimadas através de dois procedimentos: o primeiro deles pela análise das vazões de longo termo observadas em sete estações com dados disponíveis na região, tal como se apresenta na Quadro 2. E o segundo foi pela aplicação da metodologia de regionalização de vazões descrita na publicação Deflúvios Superficiais no Estado de Minas Gerais (Hidrosistemas/ Copasa, 1993), utilizada pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) para avaliação e concessão de outorgas de direito de uso dos recursos hídricos no estado de Minas Gerais.

O critério de escolha das estações para o desenvolvimento do primeiro procedimento baseou-se na proximidade da área de interesse, situada na região serrana da Zona da Mata Mineira, com altitudes médias em torno de 800 m, aproximando-se de 1000 m nos pontos mais elevados. Em geral, as feições geomorfológicas tendem a uma convexidade das vertentes a partir do topo, aliada à formação de grande número de anfiteatros e planícies intermontanhas. Foi considerada ainda a magnitude das bacias hidrográficas, priorizando-se estações fluviométricas de cabeceira, com poucas centenas de quilômetros quadrados de área de drenagem. Observa-se no Quadro 2 que ao se avaliar os escores das vazões específicas nota-se que com exceção do rio Elvas com escores ligeiramente superior a 18 l/s.km<sup>2</sup> todas as demais remanescentes apresentam vazões específicas superiores a 20 l/s.km<sup>2</sup>. Todavia destaca-se que as estações do rio Formoso e do rio Piau apresentam escores da ordem de 27 l/s.km<sup>2</sup>.

Quadro 2: Estações selecionadas e suas vazões médias de longo termo.

Código	Nome	Curso de Água	Município	Área de Drenagem (km <sup>2</sup> )	Q <sub>MLT</sub> (m <sup>3</sup> /s)	q <sub>MLT</sub> (L/s.km <sup>2</sup> )
58470000	Chapéu D'Uvas	Rio Paraibuna	Juiz de Fora	360	8,10 <sup>(1)</sup> 7,89 <sup>(2)</sup>	22,49 <sup>(1)</sup> 21,90 <sup>(2)</sup>
58500000	Usina Brumado	Rio Brumado	Lima Duarte	144	3,14	21,78
58720000	Tabuleiro	Rio Formoso	Tabuleiro	322	8,91	27,66
58750000	Piau	Rio Piau	Piau	490	13,39	27,33
58755000	Rio Novo	Rio Novo	Rio Novo	835	17,65	21,14
61085000	Campolide	Rio das Mortes	Antônio Carlos	569	13,57	23,85
61100000	Ibertioga	Rio Elvas	Ibertioga	186	3,44	18,48

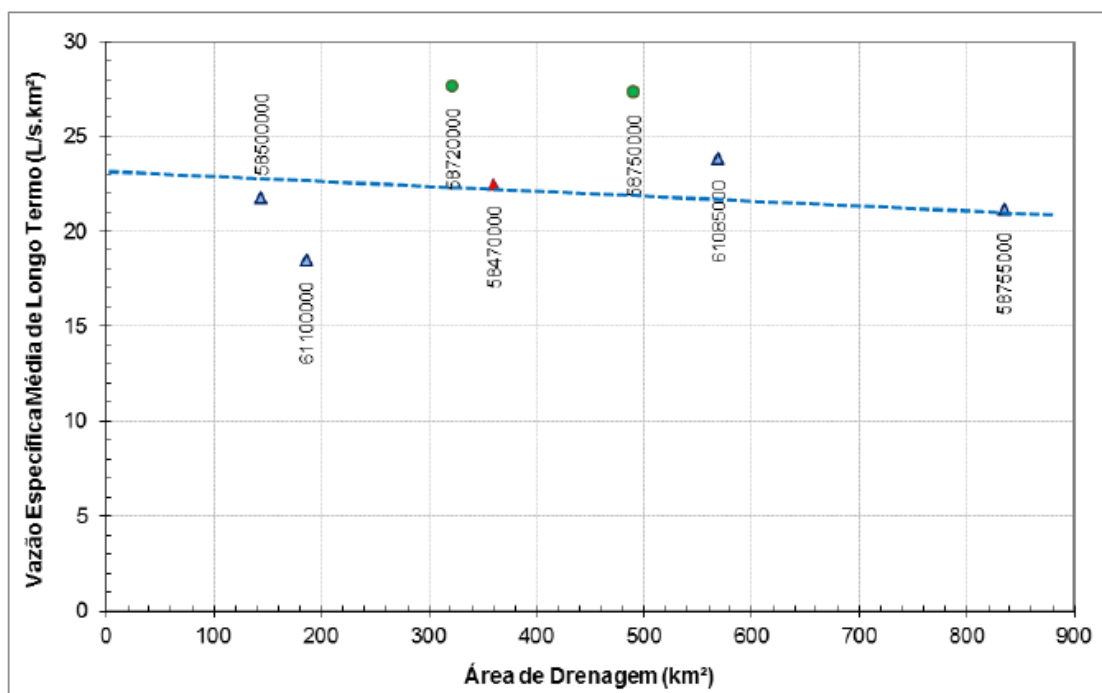
(1) Período anterior ao término da construção da barragem (09/1949 a 09/1993).

(2) Período completo (09/1949 a 03/2011).

Fonte: POTAMOS, 2013.

O resultado da regressão linear da curva regional de vazão específica média de longo termo ( $q_{MLT}$ ) (primeiro procedimento de estimativa da vazão) indicam que as vazões específicas médias de longo termo observadas na região (Figura 9) variam em torno de 20 a 25 L/s.km<sup>2</sup>, tendendo a 23 L/s.km<sup>2</sup>.

Figura 9: Curva regional de vazão específica média de longo termo.



Fonte: POTAMOS, 2013.

O segundo procedimento foi buscar alinhar as informações obtidas pelas vazões de longo termo observadas nas sete estações anteriormente relacionadas no Quadro 3 com a metodologia de regionalização de vazões descrita na publicação *Deflúvios Superficiais no Estado de Minas Gerais* (HIDROSISTEMAS/COPASA, 1993).

Tal procedimento deveu-se a ausência de monitoramento hidrométrico nos cursos de água de interesse e a grande diferença de área de drenagem entre as estações selecionadas e as bacias em questão, impondo a necessidade de aplicação de técnicas de regionalização de informações hidrológicas entre bacias.

De acordo com a metodologia de regionalização de vazões descrita na publicação *Deflúvios Superficiais no Estado de Minas Gerais* (HIDROSISTEMAS/COPASA, 1993), a área em estudo está inserida na Tipologia Regional Homogênea 311, que é caracterizada por uma pluviosidade anual superior a 1500 mm, predominância de relevo forte ondulado a montanhoso, com declividades superiores a 20%, terrenos com baixa

capacidade de infiltração (solo argiloso associado a substrato rochoso de baixa permeabilidade) e contribuições específicas médias ou altas. Quanto ao comportamento hidrológico, o regime é torrencial, indicando uma variação intra-anual intensa com cheias e estiagens bastante pronunciadas.

No Quadro 3 apresenta-se os valores de rendimento específico médio de longo termo ( $q_{MLT}$ ) e rendimento específico mínimo mensal com 10 anos de tempo de retorno ( $q_{M,10}$ ), obtidos com base nos mapas de isolinhas de vazões médias e mínimas, válidos para a região de abrangência dos estudos. Valendo-se das áreas das bacias de contribuição às seções de referência e dos parâmetros associados à Tipologia Regional Homogênea 311, foi possível determinar as respectivas vazões médias de longo termo ( $Q_{MLT}$ ) e vazões mínimas com 7 dias de duração e 10 anos de tempo de retorno ( $Q_{7,10}$ ), utilizadas como referência em processos de outorga no estado de Minas Gerais. Os valores obtidos também são apresentados no Quadro 3, que mostra ainda a  $Q_{MLT}$  calculada com base no rendimento específico médio de longo termo estimado pela curva regional da Figura 9. Nota-se no Quadro 3 que os valores das vazões específicas médias obtidas pela metodologia de análise das vazões de longo termo observadas nas sete estações estão alinhadas a metodologia dos deflúvios superficiais, mesmo com a constatação das diferenças expressivas nas áreas das bacias hidrográficas envolvidas.

Quadro 3: Vazões características nas seções fluviais de interesse na área do aterro.

Metodologia	Seção Fluvial	Área de Drenagem (km <sup>2</sup> )	Vazões Médias		Vazões Mínimas	
			$q_{MLT}$ (L/s.km <sup>2</sup> )	$Q_{MLT}$ (L/s.km <sup>2</sup> )	$q_{MLT}$ (L/s.km <sup>2</sup> )	$Q_{MLT}$ (L/s.km <sup>2</sup> )
Deflúvios Superficiais	1 – Foz do curso de água sob o aterro	0,175	20	3,5	8,0	1,3
	2 – Córrego da Rocinha a montante da confluência	7,04	20	141	8,0	51,2
Curva Regional (Fig.9)	1 – Foz do curso de água sob o aterro	0,175	23	4,0		
	2 – Córrego da Rocinha a montante da confluência	7,04	23	162		

Fonte: Adaptado de POTAMOS, 2013.

Para finalizar, é importante destacar que embora o aterro de resíduos ocupe no futuro a maior parte da bacia de contribuição do curso de água sobre o qual o maciço será construído (cerca de 60%), impermeabilizando as áreas de recarga e tendendo a tornar efêmero o referido curso de água (isto é, alimentado exclusivamente pela água de escoamento superficial durante os eventos de chuva, sem escoamento de base), trata-se de uma alteração pontual no regime hídrico local. De fato, pelo Quadro 3, percebe-se que se trata de uma bacia 40 vezes menor que a do córrego da Rocinha na seção da confluência, representando uma contribuição equivalente a apenas 2,5% da vazão do córrego da Rocinha nesse local. Sendo assim, a redução de vazão esperada no córrego da Rocinha em decorrência da implantação do aterro de resíduos será de magnitude insignificante, não afetando o seu regime hídrico.

## **5 CARACTERIZAÇÃO DO TERMO FONTE**

### **5.1 Critérios de aceitação de resíduos**

De acordo com o Estudo de Impacto Ambiental (EIA), elaborado para a expansão do aterro Classe I da Unidade de Valorização Sustentável (UVS) de Juiz de Fora, os resíduos passíveis de serem encaminhados para este aterro são aqueles classificados como perigosos na Norma ABNT/NBR 10004/04.

A NBR 10004/04 (ABNT) classifica os resíduos sólidos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, para que sejam gerenciados de forma adequada. Segundo esta Norma, os resíduos Classe I – perigosos são aqueles que apresentam periculosidade ou alguma característica de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.

Conforme descrito no EIA, existe um plano de pré-aceitação de resíduos, no qual são obtidas informações detalhadas sobre a natureza e composição do resíduo que será recebido, segundo orientação da ESSENCIS. Ao chegarem à UVS, os resíduos passam por processos de identificação, pesagem e testes de aceitação. Caso o resíduo necessite de ajuste para se adequar aos critérios de aceitação do aterro, poderá ser encaminhado a um galpão para tratamento, existente na UVS, para posterior disposição.

Na Tabela 3 apresenta-se uma relação de quais resíduos perigosos o aterro classe I em questão pode receber, baseado em informações obtidas na cartilha “Guia Rápido para Contratação de Serviço de Aterro Classe I”, encontrada no endereço eletrônico da ESSENCIS.

Tabela 3: Critérios de aceitação de resíduos do aterro Classe I da UVS – Juiz de Fora/ ESSENCIS.

<b>ATERRO CLASSE I</b>	
<b>PARÂMETROS CRÍTICOS</b>	<b>POSSIBILIDADE DE DESTINAÇÃO</b>
Radioatividade/ explosividade/ aerosol	NÃO
Reatividade	POSSÍVEL*
<b>Forte acidez (pH baixo &lt; 2)</b>	POSSÍVEL*
<b>Forte alcalinidade (pH alto &gt; 12)</b>	POSSÍVEL*
<b>Bifelinos Policlorados (PCB's)</b>	POSSÍVEL*
Metais pesados	SIM
<b>Totalmente inorgânico</b>	SIM
Domiciliares	NÃO
<b>Solo contaminado de hidrocarbonetos de petróleo oriundos de refinarias, bases de petróleo, postos de gasolina e áreas de tancagem de combustíveis localizadas em áreas industriais</b>	SIM
Cloro	SIM
<b>Líquidos livres</b>	POSSÍVEL*
Solventes	POSSÍVEL*
<b>Resíduos líquidos</b>	POSSÍVEL*
<b>Óleos e graxas</b>	POSSÍVEL*
<b>Inflamável (ponto de fulgor &lt; 60°C)</b>	POSSÍVEL*

\*Possível: após avaliação de parâmetros específicos do resíduo, poderá ser necessário realizar pré-tratamento para posterior destinação do resíduo ou rejeição da destinação.

Fonte: ESSENCIS.

De acordo com o critério de aceitação apresentado na Tabela 3, o aterro Classe I em questão pode receber metais pesados, resíduos totalmente inorgânicos, solos contaminados com hidrocarbonetos e cloro. Além disso, após avaliação de alguns parâmetros específicos, outras tipologias de resíduos são passíveis de serem dispostas no aterro caso passem no teste de aceitação, como resíduos reativos, com forte acidez ou alcalinidade, solventes, óleos e graxas e inflamáveis. Por outro lado, resíduos radioativos, explosivos, aerosol e resíduos domiciliares não podem ser destinados ao aterro de resíduos industriais.

## 5.2 Inventário dos resíduos recebidos

Dentre os resíduos perigosos contemplados nos critérios de aceitação, o aterro classe I da UVS Juiz de Fora recebe principalmente resíduos de sólidos contaminados, resíduos de pós (finos), resíduo de borra oleosa e resíduo de solo contaminado com metais pesados e hidrocarbonetos. Apresenta-se na Tabela 4 o inventário de resíduos recebidos na UVS-Juiz de Fora, desde a inauguração até junho de 2017, fornecido pelo próprio empreendimento.

Tabela 4: Inventário de resíduos recebidos no aterro Classe I da UVS – Juiz de Fora/ ESSENCIS.

RESÍDUO	PORCENTAGEM TOTAL (EM MASSA)	CONTAMINANTE PREDOMINANTE
RESIDUO DE SOLIDO CONTAM. (DISP. DIRETA)	53%	Hidrocarbonetos, metais pesados
RESIDUO DE POS / FINOS (EXCETO EXAUSTAO)	32%	Cont. com tinta e tiner
RESIDUO DE BORRA – OUTRAS	9%	Borra Oleosa
RESIDUO DE SOLO CONTAMINADO	3%	Metais pesados, hidrocarbonetos
RESIDUO DE LODO ETE	1%	Não informado
RESIDUO DE AMIANTO	1%	Não informado
RESIDUO DE TEXTIL	1%	Não informado
RESIDUO DE CINZAS	0,3%	Não informado
RESIDUO DE BORRA DE TINTA	0,2%	Não informado
RESIDUO DE ACIDOS	0,2%	Ácido fosfórico
RESIDUO DE TINTAS E VERNIZES	0,1%	Não informado
RESIDUO DE PILHAS E BATERIAS	0,04%	Não informado
RESIDUO DE OLEOS E GRAXAS	0,1%	Não informado
RESIDUO DE FARMACOS	0,02%	

Fonte: ESSENCIS.

Os resíduos de sólido contaminado, que correspondem a 53% da carga recebida no aterro, estão contaminados com substâncias oleosas e algumas apresentavam metais pesados. Já o resíduo de pós/finos (32% da carga recebida) encontra-se contaminado com tintas e tanners. As tintas e tanners podem apresentar na sua composição contaminantes como compostos orgânicos voláteis, cromo, chumbo, hidrocarbonetos aromáticos, álcoois e ésteres (UEMOTO *et al.*, 2002).

O resíduo de borra oleosa, que diz respeito à 9% de toda a massa de resíduo industrial que chega no aterro, consiste em uma mistura complexa de óleo, água, cinzas e compostos voláteis. Contaminantes como metais pesados, hidrocarbonetos totais de petróleo e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos também podem ser encontrados na borra oleosa (GUIMARÃES *et al.*, 2015).

Conforme informado pela UVS - Juiz de Fora, com base no reconhecimento e testes de aceitação pelos quais os resíduos que chegam ao aterro passam, o resíduo de solo contaminado (3% do total recebido) contém metais pesados e hidrocarbonetos. Exemplos de metais pesados incluem: Mercúrio (Hg), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Chumbo (Pb), Alumínio (Al), Arsênio (As), Manganês (Mn), Níquel (Ni) e Zinco (Zn). O resíduo de lodo de ETE contém principalmente material orgânico, incluindo óleos e graxas, além de outros contaminantes inerentes às características do esgoto (SANTOS, 2012). O resíduo de amianto contém fibras contaminantes, cuja composição química é dada por silicatos hidratados de ferro e magnésio, podendo conter cálcio e sódio (CETESB, 2015).

Os resíduos de têxteis podem conter ácidos, cola, látex, óleo lubrificante, solventes, além de inúmeros contaminantes contidos nos corantes utilizados para tingimento (OLIVEIRA, 2005; BORTOLUZZI *et al.*, 2012). Quanto ao resíduo de cinzas, estes podem conter metais pesados como Arsênio (As), Chumbo (Pb), Cromo (Cr), Cádmio (Cd) e Mercúrio (Hg) (SABEDOT *et al.*, 2011). A borra de tinta, também recebida no aterro, tem na sua composição água e as substâncias presentes nas tintas usadas no processo de pintura, como resinas, solventes orgânicos e óxidos de ferro e sulfato de chumbo (BITTELBRUNN *et al.*, 2014).

O resíduo de ácido contém principalmente ácido fosfórico, conforme informado pela própria UVS - Juiz de Fora. Resíduo de tintas e vernizes podem conter compostos orgânicos voláteis, cromo, chumbo, hidrocarbonetos aromáticos, álcoois e ésteres (UEMOTO *et al.*, 2002). Já os principais metais contaminantes que podem ser encontrados nas pilhas e baterias incluem: Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Lítio (Li), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni), Prata (Ag) e Zinco (Zn) (REIDLER *et al.*, 2003). Ressalta-se que em visita técnica ao aterro, verificou-se que as pilhas e baterias recebem um pré-tratamento antes da disposição, sendo encapsuladas em concreto armado.

No resíduo de óleos e graxas, encontram-se hidrocarbonetos (aldeídos, ésteres, cetonas, fenóis e etc.) e ácidos graxos com Cálcio (Ca), Sódio (Na), Lítio (Li), Alumínio (Al), Bário (Ba) e Magnésio (Mg). Os resíduos de fármacos possuem em sua composição os mais variados contaminantes, como fosfato de cálcio e hidróxido de alumínio (UEDA, 2009).

### **5.3 Contaminantes selecionados para a modelagem**

Os critérios utilizados para selecionar os contaminantes do termo fonte, visando a modelagem matemática do transporte na água subterrânea, foram:

- a massa dos resíduos depositados na UVS-Juiz de Fora;
- o grau de toxicidade característica de cada contaminante;
- a mobilidade característica dos contaminantes no solo.

#### **5.3.1 Volume dos resíduos depositados**

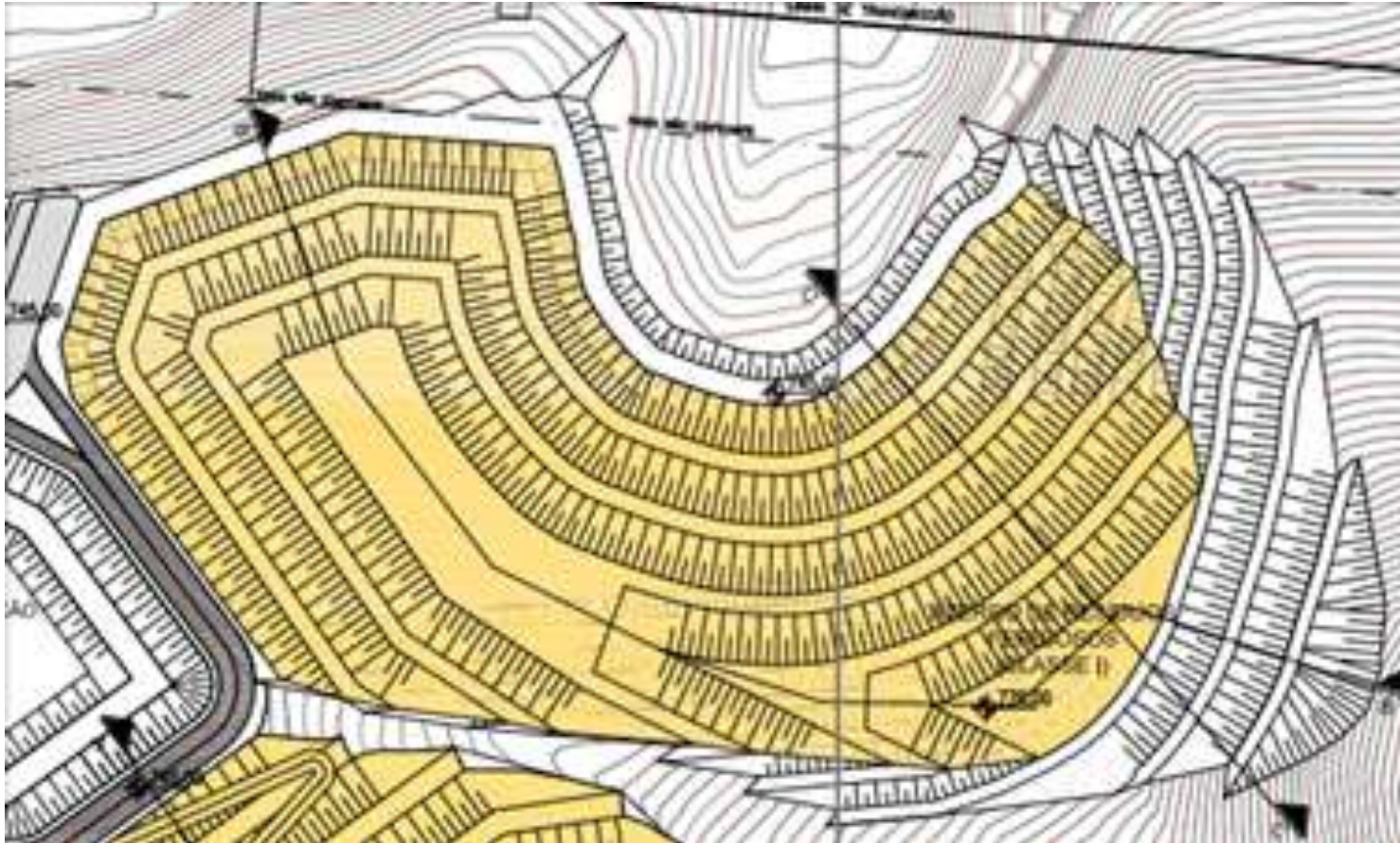
Quanto maior a quantidade de um resíduo depositado no aterro, maior a possibilidade de um contaminante presente nesse resíduo atingir o lençol freático e contaminar tanto as águas subterrâneas quanto as águas superficiais.

De acordo com o Parecer Único, o aterro inicial terá 6 camadas de ocupação, totalizando uma capacidade volumétrica de 197.000m<sup>3</sup>. No projeto considerou-se:

- ✓ Disposição de 31.200 t/ano de resíduos;
- ✓ Densidade média dos resíduos de 1,2 t/m<sup>3</sup>;
- ✓ Volume ocupado pelo solo de cobertura operacional de 10%.

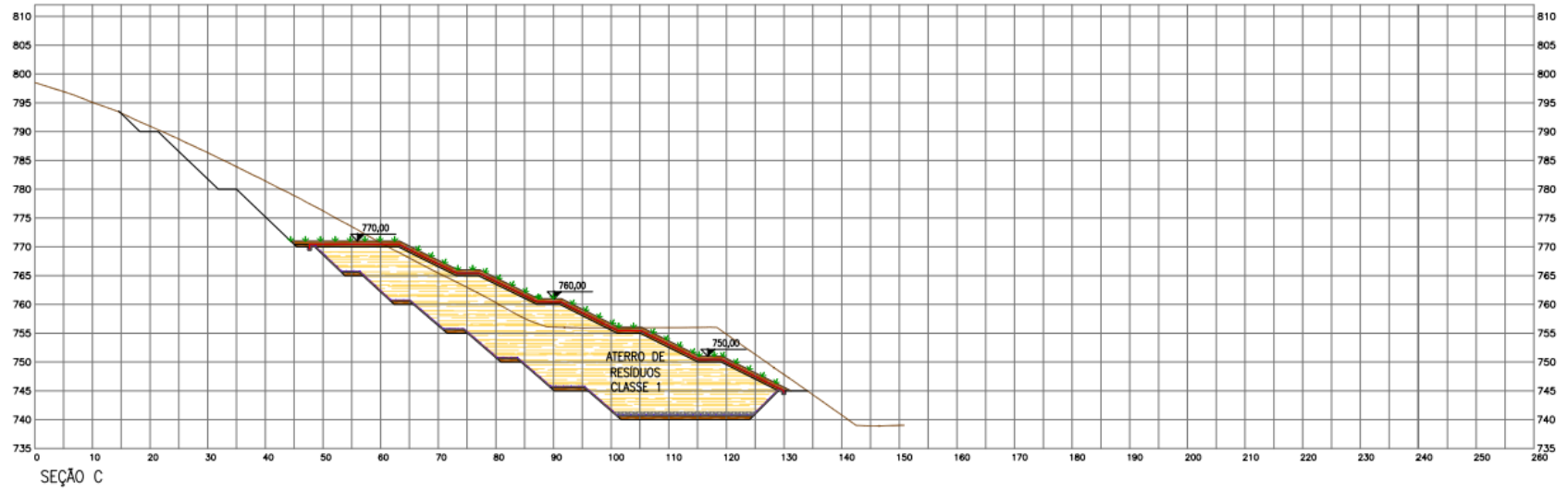
Dessa maneira a vida útil estimada para o aterro é de 6,8 anos, sendo que ao final terão sido depositados 177.300 m<sup>3</sup> de resíduos, o que corresponde a 212.760 t de resíduos. Nas Figuras 10 e 11 apresentam-se respectivamente a planta baixa e a seção do alteamento do aterro Classe 1 inicial.

Figura 10: Planta do aterro da UVS – Juiz de Fora.



Fonte: Grafos, 2014, vol. 1.

Figura 11: Seção em corte do aterro da UVS – Juiz de Fora.



Fonte: Projeto Executivo.

Na Tabela 5 apresenta-se a massa dos resíduos ao final da vida útil do aterro, considerando-se que a proporção de recebimento seguirá a tendência apresentada no inventário informado pela UVS - Juiz de Fora durante a vida útil do aterro.

Tabela 5: Estimativa da massa total por resíduo ao final da vida útil do aterro.

<b>RESÍDUO</b>	<b>PORCENTAGEM TOTAL (EM MASSA)</b>	<b>MASSA TOTAL (t)</b>
<b>RESIDUO DE SOLIDO CONTAM. (DISP. DIRETA)</b>	53%	11.3354,59
<b>RESIDUO DE POS / FINOS (EXCETO EXAUSTAO)</b>	32%	68.159,05
<b>RESIDUO DE BORRA – OUTRAS</b>	9%	18.451,60
<b>RESIDUO DE SOLO CONTAMINADO</b>	3%	5.606,07
<b>RESIDUO DE LODO ETE</b>	1%	2.514,88
<b>RESIDUO DE AMIANTO</b>	1%	1.454,26
<b>RESIDUO DE TEXTIL</b>	1%	1.393,61
<b>RESIDUO DE CINZAS</b>	0,3%	599,29
<b>RESIDUO DE BORRA DE TINTA</b>	0,2%	346,12
<b>RESIDUO DE ACIDOS</b>	0,2%	379,52
<b>RESIDUO DE TINTAS E VERNIZES</b>	0,1%	242,21
<b>RESIDUO DE PILHAS E BATERIAS</b>	0,04%	84,24
<b>RESIDUO DE OLEOS E GRAXAS</b>	0,1%	140,48
<b>RESIDUO DE FARMACOS</b>	0,02%	34,07

Fonte: ESSENCIS.

Considerando o critério massa, os estudos de modelagem contemplaram os contaminantes característicos dos resíduos de sólido contaminado (53%), resíduos de pós/finos (32%), resíduos de borra (9%) e resíduos de solo contaminado (3%), totalizando 97% dos resíduos potencialmente depositados ao final da vida útil do aterro Classe I da UVS- Juiz de Fora.

Apresenta-se no Quadro 4 os contaminantes característicos por resíduo.

Quadro 4: Contaminantes característicos dos resíduos contemplados no critério de massa.

Resíduo	Contaminantes predominantes
Resíduos de sólido contaminado	Hidrocarbonetos, Mercúrio (Hg), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Chumbo (Pb), Alumínio (Al), Arsênio (As), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Zinco (Zn).
Resíduos de pós	Compostos orgânicos voláteis, Cromo (Cr), Chumbo (Pb), hidrocarbonetos aromáticos, álcoois e ésteres
Resíduos de borra	Óleo, água, cinzas, compostos voláteis, hidrocarbonetos totais de petróleo e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos.
Resíduos de solo contaminado	Hidrocarbonetos, Mercúrio (Hg), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Chumbo (Pb), Alumínio (Al), Arsênio (As), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Zinco (Zn).

### 5.3.2 Toxicidade

De acordo com a *International Union of Pure and Applied Chemistry* (IUPAC), toxicidade é a capacidade de causar danos a um organismo vivo, definida com referência à quantidade de substância administrada, a forma de administração (inalação, ingestão, aplicação tópica, injeção), o tipo e gravidade da lesão, a natureza do organismo afetado, entre outras condições relevantes.

A toxicidade depende de vários fatores, incluindo a dose, a via de exposição e as espécies químicas, bem como idade, gênero, genética e estado nutricional de indivíduos expostos (TCHOUNWOU *et al.*, 2012). Os organismos podem sofrer exposições agudas quando entram em contato com o composto químico num evento único e os efeitos são imediatos ou exposição crônica; quando são expostos a baixas concentrações do agente tóxico que é liberado continuamente, nesse caso os efeitos se desenvolvem lentamente (RAND & PETROCELLI, 1985).

O segundo critério para a seleção dos contaminantes do termo fonte a serem modelados refere-se aos elementos elencados no Quadro 4, os quais foram avaliados segundo seu grau de toxicidade e o resultado é apresentado no Quadro 5. As informações sobre o grau

de toxicidade dos contaminantes foram obtidas através das Fichas de Informações de Segurança de Produtos Químicos (FISPQ), disponibilizadas pela *Science Lab Chemicals and Laboratory Equipment*.

Quadro 5: Toxicidade dos contaminantes contidos nos resíduos pré-selecionados, segundo as fichas de informações de segurança de produtos químicos.

<b>Contaminante</b>	<b>Grau de toxicidade</b>
Mercúrio	Altamente tóxico em caso de contato com a pele/olhos, ingestão ou inalação.
Compostos orgânicos voláteis	Não avaliado pela referência
Cromo	Tóxico em caso de contato com a pele/olhos ou inalação. Levemente tóxico em caso de ingestão.
Chumbo	Levemente tóxico em caso de contato com a pele, ingestão ou inalação.
Hidrocarbonetos	Levemente tóxico em caso de inalação.
Álcoois	Levemente tóxico
Ésteres	Levemente tóxico
Óleo	Não avaliado pela referência
Cinzas	Altamente tóxico em caso de inalação. Tóxico em caso de contato com pele/olhos.
Cádmio	Tóxico em caso de ingestão ou inalação. Levemente tóxico em caso de contato com a pele/olhos. Exposição severa pode resultar em morte.
Cobre	Altamente tóxico em caso de ingestão. Tóxico em caso de contato com os olhos ou inalação. Levemente tóxico em caso de contato com a pele.
Alumínio	Levemente tóxico em caso de contato com a pele. Não-tóxico em caso de ingestão.
Arsênio	Altamente tóxico em caso de ingestão ou inalação. Levemente tóxico em caso de contato com a pele.
Manganês	Tóxico em caso de inalação. Levemente tóxico em caso de contato com a pele/olhos ou ingestão
Níquel	Tóxico em caso de inalação. Levemente tóxico em caso de contato com a pele/olhos e ingestão.
Zinco	Levemente tóxico em caso de contato com a pele/olhos, ingestão ou inalação.

Fonte: Material Safety Data Sheet Listing. Science Lab Chemicals and Laboratory Equipment.

Com base no levantamento do grau de toxicidade dos potenciais contaminantes existentes no termo fonte, inerentes ao aterro Classe I da UVS - Juiz de Fora, associados aos riscos de exposição por ingestão direta ou de produtos irrigados com água contaminada, os

contaminantes que foram avaliados na modelagem do transporte pela água subterrânea são: Mercúrio, Cromo, Chumbo, Cádmio, Cobre, Manganês, Arsênio, Níquel e Zinco.

Ressalta-se que segundo Tchounwou *et al.* (2012), o arsênio, o cádmio, o cromo, o chumbo e o mercúrio classificam-se entre os metais prioritários que são de importância para a saúde pública devido ao seu alto grau de toxicidade. Estes elementos metálicos são considerados tóxicos sistêmicos que são conhecidos por induzir danos múltiplos aos órgãos, mesmo em níveis mais baixos de exposição. Eles também são classificados como carcinogênicos nos humanos (conhecidos ou prováveis) de acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos EUA e a Agência Internacional de Pesquisa sobre Câncer.

### **5.3.3 Mobilidade característica dos contaminantes no solo**

O terceiro critério para a seleção dos contaminantes do termo fonte que foram modelados refere-se à mobilidade potencial dos contaminantes selecionados no critério de toxicidade.

Um dos parâmetros mais importantes utilizados na estimativa do potencial de migração de contaminantes presentes nos solos e nas águas subterrâneas é o coeficiente de distribuição sólido-solução ( $K_d$ ) (USEPA, 1999). O  $K_d$  é definido como a relação entre a concentração do contaminante adsorvida ao sólido e a concentração em solução aquosa circundante, permitindo comparar a dinâmica do comportamento de contaminantes em diferentes tipos de solo. Os valores de  $K_d$  para cada contaminante dependem dos atributos do solo, como pH, tipos de minerais de argila presentes, teor de matéria orgânica e capacidade de troca catiônica (SOARES, 2004). Dessa forma, o  $K_d$  é específico para cada contaminante em determinado tipo de solo, podendo variar consideravelmente.

A utilização do coeficiente  $K_d$  é propícia pois possibilita a comparação entre diferentes solos e ou elementos através da análise das propriedades de adsorção (STAUNTON, 2001 apud SOARES, 2004). Altos valores de  $K_d$  revelam grande afinidade dos componentes sólidos do solo pelo contaminante, resultando em baixas concentrações disponíveis para o transporte do contaminante em meio às águas subterrâneas. Em contrapartida, baixos valores de  $K_d$  indicam que a maior parte do metal presente no sistema permanece em solução, disponível para o transporte (ANDERSON & CHRISTENSEN, 1988 apud SOARES, 2004).

Valores de referência do coeficiente de distribuição de alguns elementos químicos em solos brasileiros (latossolos e argissolos), foram compilados por Soares (2004), Campos *et al.* (2013) e Braz (2011). Para o Manganês os valores foram baseados em estudos realizados por Sheppard *et al.* (2009) para diferentes solos ao redor do mundo. A grande variabilidade foi atribuída aos diferentes protocolos experimentais utilizados. No Quadro 6 apresentam-se os valores de Kd encontrados.

Quadro 6: Valores de Kd para diferentes elementos

Elemento	K <sub>a</sub> médio (L/kg)	Mediana (L/kg)	Mínimo (L/kg)	Máximo (L/kg)	N
As	168,5	158,5	125,9	251,2	6
Cd	504,7	203,0	31,0	1.500,0	13
Cr	69,3	70,0	6,0	202,0	10
Cu	1.064,6	1.105,5	317,0	1.922,0	14
Hg	143,3	132,5	54,2	295,7	8
Mn	6.555,0	1.200,0	130,0	22.000,0	7
Ni	150,0	109,0	13,0	444,0	13
Pb	2.515,9	2.468,5	407,0	5.234,0	14
Zn	120,0	102,0	13,0	423,0	10

Fonte: Adaptado de SOARES (2004), CAMPOS *et al.* (2013), BRAZ (2011) e Sheppard *et al.* (2009)

Analisando-se o Kd mediano dos elementos selecionados observa-se que o Chumbo possui a menor mobilidade no solo, mas como ele é um dos elementos prioritários quando se trata de saúde pública, optou-se por não excluir nenhum elemento da modelagem pelo critério de mobilidade.

## 6 ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO EFLUENTE DO TERMO FONTE

A metodologia proposta para o desenvolvimento deste estudo contemplou a simulação matemática do transporte de contaminantes a partir do Aterro Classe I inicial da UVS Juiz de Fora. A abordagem utilizada foi a do tipo *screening*, adotando-se cenários prioritariamente conservadores, tanto do termo fonte quanto dos valores paramétricos adotados. Uma vez que os resultados das concentrações obtidas pela simulação ficaram adequados aos estabelecidos pela legislação pertinente, pode-se concluir que em cenários mais realistas esses impactos

serão ainda menores, demonstrando que a longo prazo os efeitos nocivos advindos do transporte de contaminantes do termo fonte serão irrelevantes.

Para a estimativa da concentração efluente do termo fonte utilizou-se de procedimento fundamentado em modelo desenvolvido pela *Division of Radiation and Waste Safety* (1999), para cenários de lixiviação de contaminantes no interior de aterros de resíduos. Este modelo considera que a taxa de liberação é proporcional ao inventário dos contaminantes remanescente no termo fonte.

Assim, a equação diferencial que descreve a evolução da massa residual do contaminante *i* no interior do aterro é:

$$\frac{dMr_i}{dt} = - ( F \cdot ALF ) \cdot Mr_i \quad \text{(Equação 1)}$$

Onde,

$Mr_i(t)$  descreve a massa residual no interior do Aterro;

*F* é a probabilidade de falha da manta de geomembrana de PEAD da unidade de disposição [adimensional];

*ALF* é a taxa de liberação do contaminante *i* (1/ano), e

*t* é o tempo (ano).

A taxa de liberação do contaminante *i* pode ser representada conforme apresentado na Equação 2:

$$ALF = \frac{M_i(t)/t}{Mr_i(t)} \quad \text{(Equação 2)}$$

Onde,

$M_i(t)$  é a massa do contaminante *i* liberada em *t*.

Destaca-se que a estimativa da taxa de liberação dos contaminantes a partir da base do aterro é o dado inicial básico para a simulação do transporte de contaminantes na geosfera.

$$ALF = \frac{Q}{V_{dispunit}(\omega_{cd} + \rho_{bd} \cdot Kd_{resíduo})} \quad (\text{Equação 3})$$

Onde:

$Q$  é a vazão anual de líquidos percolados no interior aterro [ $m^3 \cdot ano^{-1}$ ]

$V_{dispunit}$  é o volume da unidade de disposição/aterro [ $m^3$ ]

$\omega_{cd}$  é o teor de umidade do resíduo em condições não saturadas [adimensional]

$\rho_{bd}$  é a massa específica do resíduo na unidade de disposição [ $kg \cdot m^{-3}$ ]

$Kd_{resíduo}$  é o coeficiente de distribuição do contaminante na unidade de disposição [ $m^3 \cdot kg^{-1}$ ]

A carga anual efluente do termo fonte é representada por  $[Mi(t)]$  e é calculada utilizando-se a Equação 4:

$$Mi(t) = Mri(t) \cdot F \cdot ALF \quad (\text{Equação 4})$$

A solução analítica da Equação 1 que quantifica a massa total residual do contaminante  $i$  no aterro em  $t$  anos é  $[Mr_i(t)]$  e é apresentada na Equação 5:

$$Mr_i(t) = MF \cdot e^{-(F \cdot ALF) t} \quad (\text{Equação 5})$$

Onde:

$MF$  é a massa do contaminante  $i$  ao final da vida útil do aterro [kg]

$t$  é o tempo após fechamento do aterro [ano]

Para a estimativa da concentração do contaminante na geosfera, considera-se a massa anual efluente do contaminante  $i$   $[Mi(t)]$  e a vazão anual de líquidos percolados no interior do aterro. O valor estimado pela Equação 6 fornece a concentração de cada contaminante no

efluente do aterro, um dos dados de entrada do modelo de transporte de solutos na água subterrânea.

$$C = \frac{M_i(t)/t}{Q} \quad (\text{Equação 6})$$

Onde:

C é a concentração inicial do contaminante na água subterrânea [kg.m<sup>-3</sup>];

M<sub>i</sub>(t) é a massa do contaminante i liberada em t [kg.ano<sup>-1</sup>];

Q é a vazão anual de líquidos percolados [m<sup>3</sup>.ano<sup>-1</sup>]

## **6.1 Definição dos parâmetros representativos**

### **6.1.1 Vazão anual de líquidos percolados (Q)**

De acordo com dados disponíveis no Parecer Único nº0096436/2017, os valores estimados para a vazão média anual de líquidos percolados é 4.866,86 m<sup>3</sup>.ano<sup>-1</sup> ao final da vida útil do aterro inicial. A estimativa da vazão anual de líquidos percolados foi realizada a partir de balanço hídrico, pelo método Suíço, que tem como base os dados de precipitação para a cidade de Juiz de Fora disponíveis no INMET, a área de contribuição do aterro, e um coeficiente de contribuição que representa o grau de compactação do maciço.

Considerando-se que o modelo matemático de simulação do transporte de contaminantes na geosfera foi implementado para o cenário de fim de plano, ou seja ao final da vida útil do aterro, adotou-se o valor de 4.866,86 m<sup>3</sup>.ano<sup>-1</sup> para a vazão anual de líquidos percolados.

### **6.1.2 Volume da unidade de disposição / aterro (V<sub>dispunit</sub>)**

De acordo com o Parecer Único nº0096436/2017, o aterro inicial de resíduos classe I da UVS Juiz de Fora terá capacidade máxima de receber um volume de 197.000 m<sup>3</sup> (V<sub>dispunit</sub>).

### 6.1.3 Teor de umidade do resíduo em condições não saturadas ( $\omega_{cd}$ )

A estimativa do teor de umidade do resíduo foi baseada no laudo de caracterização dos resíduos do aterro classe I da ESSENCIS MG Soluções Ambientais - UVS Betim, que apresenta, para a amostra bruta dos resíduos, um teor de umidade igual a 0,4%.

### 6.1.4 Massa específica do resíduo na unidade de disposição ( $\rho_{bd}$ )

A massa específica adotada para o rejeito disposto no aterro em estudo foi extraída do Parecer Único nº0096436/2017, cujo valor médio estabelecido é de 1200 kg.m<sup>-3</sup>.

### 6.1.5 Coeficiente de distribuição do contaminante na unidade de disposição ( $Kd_{resíduo}$ )

Os valores de  $Kd_{resíduo}$  utilizados para os contaminantes considerados neste estudo estão apresentados na Tabela 6 e foram baseados em dados de referência da USEPA (1996 *apud* Allison & Allison, 2005). Destaca-se que esses valores do coeficiente de distribuição referem-se a partição dos contaminantes dentro do aterro.

Tabela 6: Valores de coeficiente de distribuição no resíduo ( $Kd_{resíduo}$ ) para cada contaminante

Elemento	$Kd_{resíduo}$ [L.kg <sup>-1</sup> ]	$Kd_{resíduo}$ [m <sup>3</sup> .kg <sup>-1</sup> ]
Arsênio	20	0,02000
Cádmio	431	0,43100
Chumbo	621	0,62100
Cobre	98	0,09800
Cromo	59	0,05900
Mercúrio	330	0,33000
Níquel	63	0,06300

Fonte: Adaptado de ALLISON & ALISSON (2005)

Uma alternativa para suprir a eventual ausência de dados de particionamento para sistemas de resíduos, é a utilização da equação de regressão que determina o  $Kd$  do resíduo baseado no  $Kd$  do solo, citada em Allison & Allison (2005), conforme apresentada na Equação 7:

$$\log Kd_{\text{resíduo}} = 0,7 \cdot \log Kd_{\text{solo}} + 0,3 \quad (\text{Equação 7})$$

Onde,

$Kd_{\text{resíduo}}$  é o coeficiente de distribuição de determinado metal no resíduo [ $L.kg^{-1}$ ];

$Kd_{\text{solo}}$  é o coeficiente de distribuição de determinado metal no solo [ $L.kg^{-1}$ ].

Para a obtenção do  $Kd_{\text{resíduo}}$  dos elementos zinco e manganês utilizou-se a Equação 7 e os resultados estão apresentados na Tabela 7. Ressalta-se que foi empregado a média do coeficiente de distribuição ( $Kd$ ) dos metais de interesse no solo.

Tabela 7: Cálculo do  $Kd_{\text{resíduo}}$  dos elementos Manganês e Zinco

Elemento	$Kd_{\text{solo}} - [L.kg^{-1}]$	$Kd_{\text{resíduo}} - [m^3.kg^{-1}]$	Fonte do $Kd$ do solo
<b>Mn</b>	6.555	0,937	Sheppard <i>et al.</i> (2009)
<b>Zn</b>	120	0,057	Soares (2004)

#### 6.1.6 Massa de contaminantes ao final da vida útil do aterro (MF)

A estimativa da massa total dos contaminantes contidos no aterro de resíduos da UVS Juiz de Fora foi baseada na caracterização dos resíduos disponibilizada pela ESSENCIS, cujas informações estão apresentadas no Quadro 7.

Quadro 7: Caracterização dos resíduos da UVS-Juiz de Fora

Resíduo	Porcentagem	Total (t)	Principais recebimentos (t)	Contaminantes/ características
Resíduo de Sólido contaminado	53%	37.122,08	13916	Contaminados com mercúrio
			5750	Pb = 6,6mg/kg Cr = 39mg/kg
			17456,08	Resíduos diversos
Resíduo de pós/finos	32%	22.321,16	15475	Hg = 0,00009mg/L lixiviado
			1760	Pó de câmara de combustão
			5.086,16	Resíduos diversos
Resíduo de borra	9%	6.042,65	5.480	Cd = 1,4 mg/kg Cu = 227 mg/kg Pb = 33,5 mg/kg Cr = 36,7 mg/kg Mn = 24 mg/kg Hg = 0,00017 mg/L Ni = 9,5 mg/kg Zn = 2.959 mg/kg
			562,65	-
Resíduo de solo contaminado	3%	1.835,91	767	Hidrocarbonetos
			414	Metais Pesados
			654,91	Diversos

Fonte: ESSENCIS.

Para a estimativa da massa final dos contaminantes a serem dispostos no aterro considerou-se que todo o resíduo a ser recebido ao longo da vida útil do aterro (212.760t) terá a mesma caracterização apresentada no Quadro 7. Para a estimativa da concentração efluente máxima dos contaminantes na geosfera utilizou-se as concentrações máximas observadas no Quadro 4, objetivando maximizar a massa de contaminantes ao final da vida útil do aterro da UVS Juiz de Fora. Os resultados estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8: Massa de cada contaminante no resíduo ao final da vida útil do aterro

Elemento	Concentração de contaminantes no resíduo (mg/kg)	Massa de contaminantes no aterro – $m_i$ (kg)
Arsênio*	-	-
Cádmio	1,40	297,864
Chumbo	33,50	7.127,46
Cobre	227,00	48.296,52
Cromo	39,00	8.297,64
Manganês	24,00	5.106,24
Mercurio*	-	-
Níquel	9,50	2.021,22
Zinco	2.959,000	629.556,84

\* As análises dos resíduos recebidos no aterro não permitem o cálculo da massa inicial do As e do Hg.

### 6.1.7 Probabilidade de falha da manta de geomembrana de PEAD (F)

Embora as geomembranas sejam consideradas impermeáveis, estas estão sujeitas a vazamentos por imperfeições de fabricação, instalação ou operação do sistema. Genericamente, qualquer abertura não intencional, perfuração, rasgo, furo, corte ou outra lesão presente em geomembranas instaladas é chamada de vazamento e constitui falha da manta de PEAD. Segundo um estudo conduzido por Giroud e Bonapart (1989), observa-se maior concentração de vazamentos nos cordões de solda devido à fase de soldadura. A fase de colocação das camadas minerais acima da geomembrana também pode acarretar vazamentos por efeito das máquinas ou objetos pontiagudos (GIROUD & BONAPART, 1989). A literatura pertinente indica que é muito baixa a frequência dos defeitos que ocorrem após o término da implantação (LUGLI, 2015).

Destaca-se ainda que o controle de qualidade, a tecnologia de solda e o fator humano influenciam a probabilidade de um vazamento, sendo possível observar diminuição expressiva na ocorrência de falhas quando programas de controle de qualidade da manta são aplicados (GIROUD & BONAPART, 1989; LUGLI, 2015).

Sobre a análise da confiabilidade das mantas de geomembranas de PEAD, uma simplificação usualmente empregada em avaliações tradicionais de risco hidrológico é assumir o pior caso: probabilidade de falha (F) igual a 100% (LEHMANN, 2007; PIVATO, 2011). Esta simplificação conservadora foi também adotada neste trabalho.

### 6.1.8 Concentração efluente dos contaminantes no termo fonte

Considerou-se que a liberação dos contaminantes do aterro para a geosfera ocorresse imediatamente no fechamento do aterro, quando a massa de contaminantes no seu interior é máxima. Este é o pior cenário e resulta na maior concentração de contaminantes, evidenciando o caráter conservativo do estudo realizado.

A concentração efluente dos contaminantes no termo fonte foi estimada pela Equação 6, cujos dados de entrada estão disponibilizados na Tabela 9. Os resultados das concentrações de cada contaminante estão apresentados na Tabela 10.

Tabela 9: Dados de entrada do modelo de liberação de contaminantes a partir do termo fonte

Dados de entrada		Fonte
$Q$ - [m <sup>3</sup> /ano]	4.866,86	Parecer Único
		Laudo de percolado
$\omega_{cd}$ - [-]	0,004	- Essencis UVS
		Betim
$\rho_{bd}$ - [kg/m <sup>3</sup> ]	1.200	Parecer Único
$V_{dispunit}$ - [m <sup>3</sup> ]	197.000	Parecer Único
$F$ - [-]	1	PIVATO (2011)
$t$ - [ano]	0	-

Tabela 10: Concentrações efluentes dos contaminantes no termo fonte

<b>Elemento</b>	<b>C – [mg/L]</b>
Arsênio*	120,0000
Cádmio	0,0029
Chumbo	0,0486
Cobre	2,0846
Cromo	0,5949
Manganês	0,0757
Mercúrio*	0,0030
Níquel	0,1357
Zinco	52,4009

\*Valores de referência baseados em estudo realizado por Pavelka *et al.* (1994).

### 6.1.9 Vazão anual de percolado sujeita a vazamento através da membrana PEAD (Q')

A parcela da vazão anual de percolado sujeita a vazamento está intimamente ligada à probabilidade de falha da geomembrana de PEAD. Segundo Benjamim (2013), valores típicos da taxa de vazamento para sistemas com barreiras compostas estão em torno de 10 L/dia.ha. Tem-se ainda que, de acordo como EIA, a área total a ser ocupada pela expansão aterro classe I da UVS - Juiz de Fora da ESSENCIS é de 19.793 m<sup>2</sup>. Ajustando a taxa típica de vazamento para a área em questão tem-se uma vazão (Q') de 7,224m<sup>3</sup>/ano.

A vazão (Q') foi utilizada para a estimativa da eventual carga de contaminantes que pode atingir a geosfera. Os valores estimados estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11: Estimativa da eventual carga de contaminantes

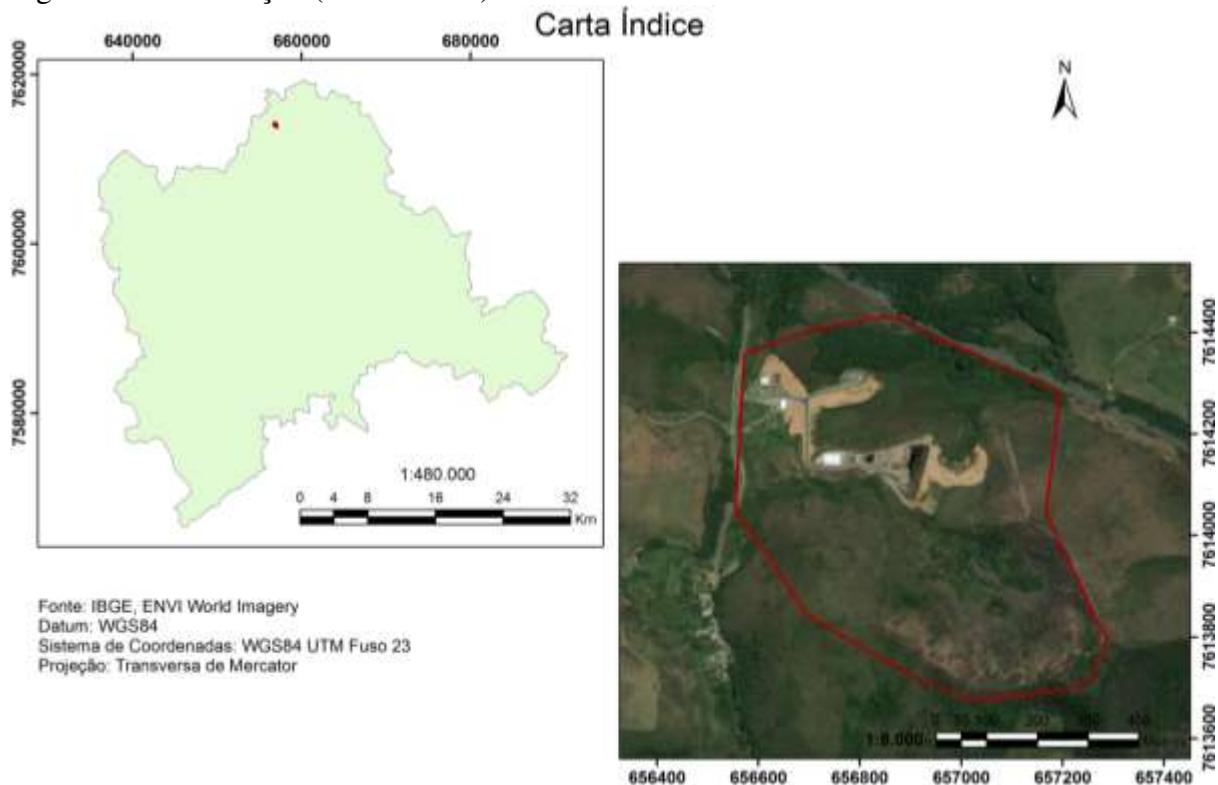
<b>Contaminante</b>	<b>Carga (g ano<sup>-1</sup>)</b>
<b>Arsênio</b>	866,88
<b>Cádmio</b>	0,02
<b>Chumbo</b>	0,35
<b>Cobre</b>	15,06
<b>Cromo</b>	4,30
<b>Manganês</b>	0,55
<b>Mercúrio</b>	0,02
<b>Níquel</b>	0,98
<b>Zinco</b>	378,54

## 7 SIMULAÇÃO FÍSICO-MATEMÁTICA DO TRANSPORTE DE CONTAMINANTES NA GEOSFERA

### 7.1 Descrição da Área de Estudo

Para a simulação matemática do transporte de contaminantes e construção do modelo conceitual optou-se por utilizar a bacia hidrográfica como unidade territorial, em detrimento do limite da propriedade na qual o aterro classe I da UVS-Juiz de Fora se insere, uma vez que é dentro daquela unidade na qual se processam a maior parte dos fenômenos de transferência de massa e energia nos campos da hidrologia e hidrogeologia. Considerou-se, também, que os domínios hidrogeológicos coincidem ou se aproximam da divisão topográfica do terreno, mostrando-se uma assunção consistente ao ser confrontada com as informações de sondagem, monitoramento ambiental e fluxo de água subterrânea. A Figura 12 apresenta a localização da bacia dentro do município de Juiz de Fora e uma imagem de satélite da área, com seu limite destacado. O exutório foi definido em um ponto sobre o Córrego Rocinha, após o encontro com os córregos da propriedade, de tal forma que a área de contribuição abrangesse toda a propriedade.

Figura 12: Localização (Carta Índice) da Microbacia da UVS – Juiz de Fora



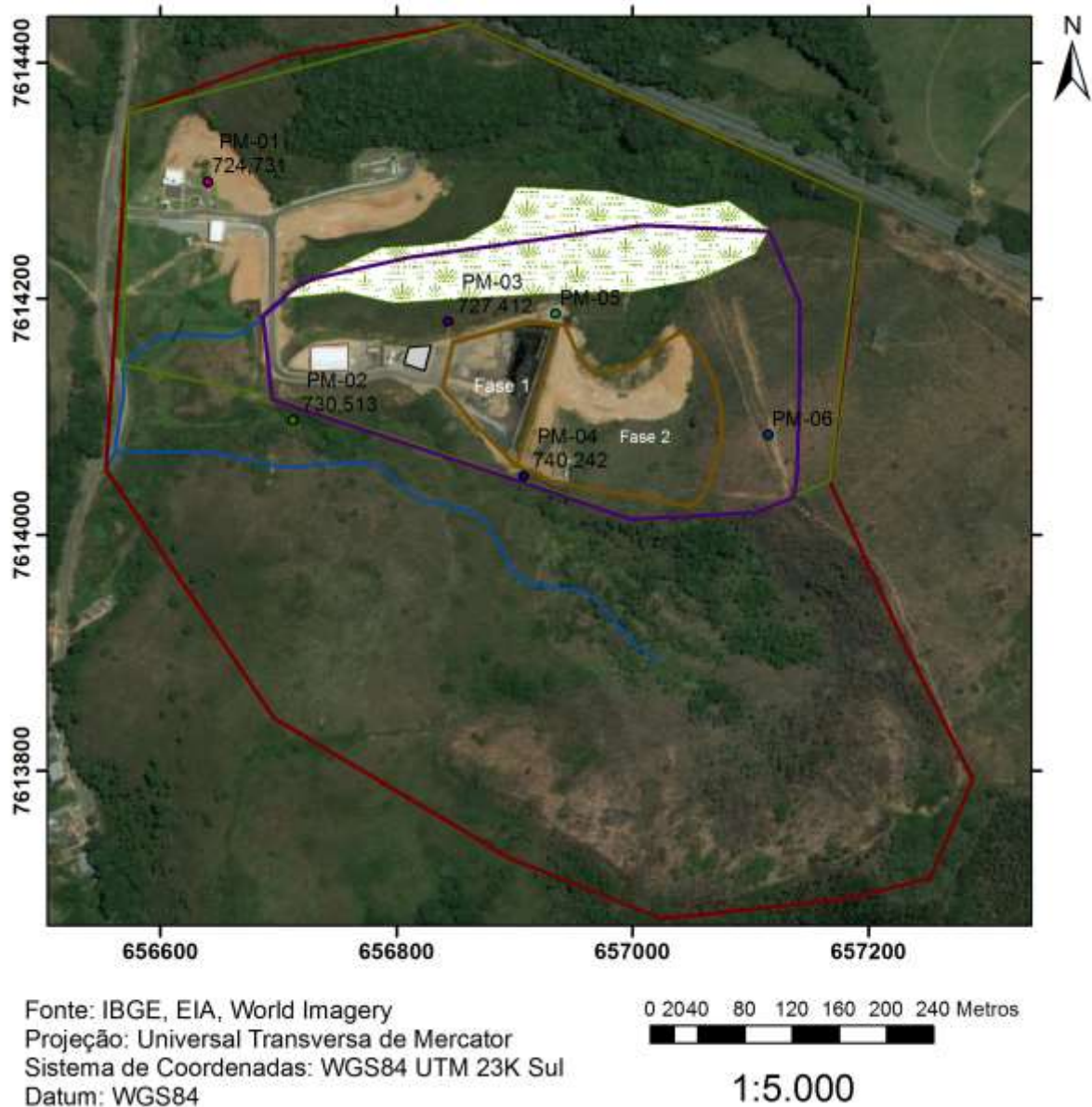
Foi observada a ocorrência de dois cursos d'água de pequena dimensão dentro da propriedade (doravante referidos como córrego Essencis NE e córrego Essencis SE, de acordo com a direção geográfica do ponto mais a montante), que dividem a região destacada anteriormente em duas microbacias e domínios hidrogeológicos distintos, conforme se apresenta na Figura 13. Ambos contribuem para o Córrego Rocinha em sua margem leste. Como o aterro classe I se situa em rampa com a encosta que atua como o divisor de água, sua influência predomina apenas sobre um dos domínios, do córrego NE. Este, por sua vez, apresenta caráter efêmero em grande parte de sua extensão, com vale de natureza “brejosa” (charco) na cota de 723 m, indicado com hachura específica na imagem, e uma baixa vazão nos trechos mais próximos à foz, representada como curso d'água superficial (linha azul). Os pontos PM-01, PM-02, PM-03, PM-04, PM-05 e PM-06 são os poços de monitoramento de água subterrânea, e o polígono em verde representa o limite da microbacia que sofre influência do aterro.

O polígono delineado em roxo é o limite da área de estudo na qual a simulação matemática do transporte de contaminantes solúveis em água subterrânea foi realizado. Essa representa a região potencial para o transporte e dispersão dos solutos, tendo sido definida a partir dos limites da topografia da área de contribuição da microbacia, da direção de fluxo da água subterrânea e das barreiras naturais (o vale úmido para o qual a água subterrânea na vizinhança converge). As regiões sudeste e leste da área de estudo apresentam cotas (topográficas e potenciométricas) mais elevadas, fazendo com que a maior parte da água que recai sobre estas regiões seja direcionada para o interior da área de estudo em questão, fluindo em direção ao vale úmido onde ocorre a formação do Córrego Essencis NE. A frente de contaminação potencial, portanto, não atingiria os pontos muito a montante do fluxo subterrânea, por efeito de convecção, e não ultrapassaria o fundo do vale (charco) no sentido norte, já que é o ponto de menor cota potenciométrica da água subterrânea (assim como topográfica). A partir daí, realizaria a migração no sentido nordeste-sudoeste, culminando no ponto de formação de água superficial com vazão mais significativa (início da linha em azul). Nesse momento, os contaminantes atingiriam o córrego e o seu transporte/dispersão passaria a ser regido por outros princípios. A área compreende, portanto, o aterro classe I (fonte potencial de contaminação), a lagoa de sedimentação de águas pluviais, o galpão de armazenamento de resíduos, os poços de monitoramento de água subterrânea PM-03, PM-04, PM-05 e PM-06 e o brejo onde se forma o Córrego Essencis NE.

Percebeu-se que dois dos seis poços de monitoramento se situam fora da área de influência do aterro, e não apresentam relevância para a simulação matemática (como

referencial/ponto de monitoramento). O PM-02 se encontra na bacia do Córrego Essencis SE, que não sofreria influência significativa de transporte de contaminantes do aterro, enquanto que o PM-01, apesar de se situar na mesma microbacia da fonte potencial de contaminação, encontra-se a norte do vale do Córrego Essencis NE, em cota mais elevada e em posição na qual a água subterrânea também não sofrerá influência, pelo efeito de barreira no vale e no córrego e por estar contra o fluxo. O PM-04, concebido com o poço a montante do aterro, é suficiente para apresentar a concentração de background dos solutos na região da UVS-Juiz de Fora, mas sua localização se encontra muito próxima da linha de cumeada, de tal forma que não seria atingido pela pluma hipotética de contaminantes, e na qual se torna difícil prever a direção preferencial do fluxo subterrâneo. Apesar disso, encontra-se muito próximo da área prevista para o aterro, podendo sofrer alguma interferência. Da mesma forma, o PM-06 é suficiente e bem localizado para a determinação das condições naturais (*background*) da região, porém sem grande representatividade para validação do presente estudo. Os poços PM-03 e PM-05 estão logo a jusante do aterro e seriam afetados por um potencial evento de contaminação, servindo como monitoramento de uma possível ocorrência e úteis para validação do modelo, se houver a presença de água, sendo pontos de interesse na simulação matemática realizada.

Figura 13: Área de Estudo para a Simulação Matemática

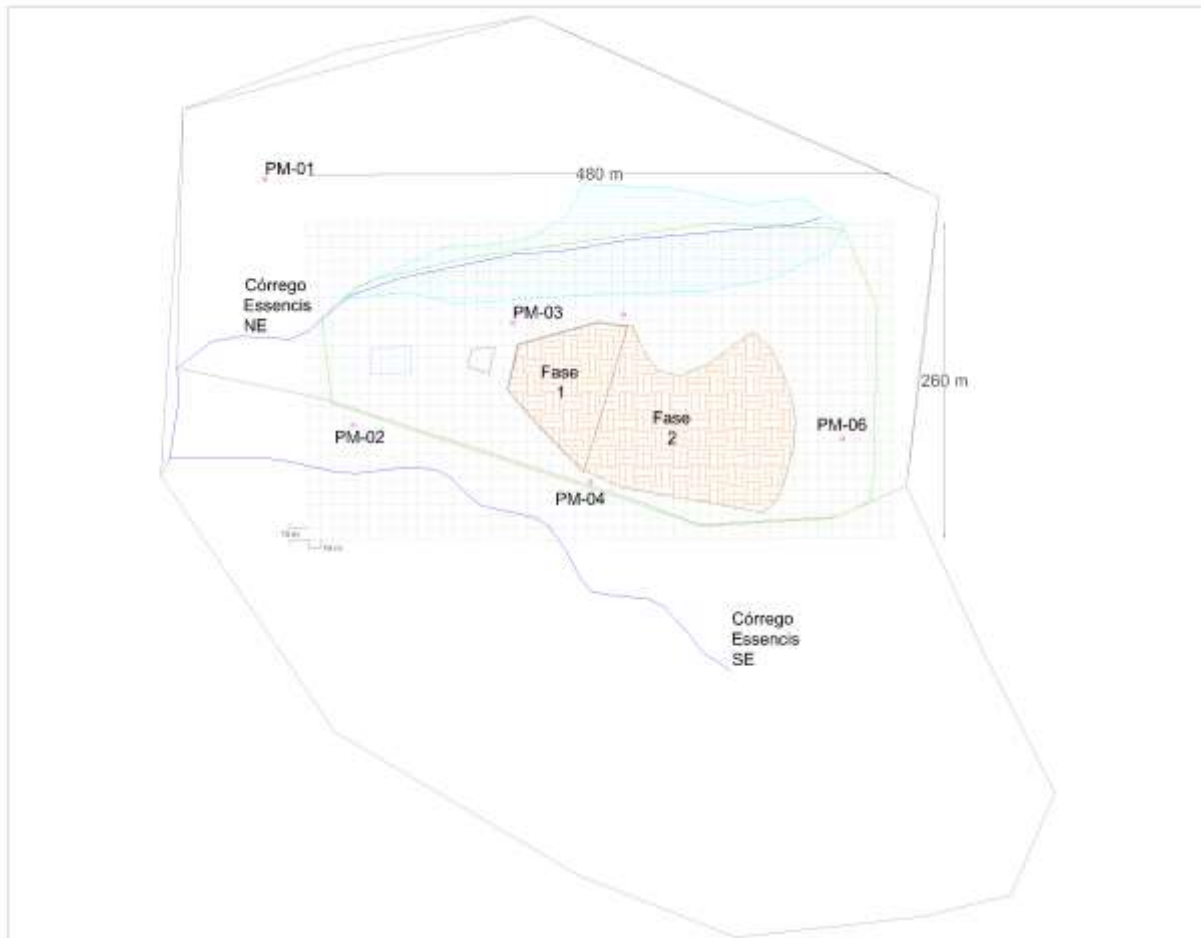


## 7.2 Modelo Conceitual da Área de Estudo

A Figura 14 representa o modelo conceitual da área utilizado para a realização da simulação matemática bidimensional, sendo elaborada através de ferramentas de CAD, com destaque para os principais elementos de interesse. De acordo com o estudo realizado pela ESSENCIS em 2011, o aquífero granular local possui caráter livre, contínuo, anisotrópico e heterogêneo. Como simplificação, foi considerado caráter homogêneo para parâmetros de massa específica aparente seca e porosidade efetiva, sobre os quais o modelo apresenta menor sensibilidade, e também para a condutividade hidráulica e dispersividade (longitudinal e transversal). Foi delimitada uma área de interesse para a simulação matemática, de acordo

com os divisores de água da bacia de contribuição na qual o aterro se encontra inserido, o vale do curso de água que realiza a drenagem daquela e a direção preferencial de fluxo subterrâneo, que representa a fração com maior potencial de contaminação, conforme detalhado no tópico 7.1. A malha aplicada, necessária para a discretização da área e aplicação do modelo (elementos finitos), possui dimensões de 10X10 metros, conforme discutido no tópico 7.4.

Figura 14: Modelo Conceitual da Área de Estudo

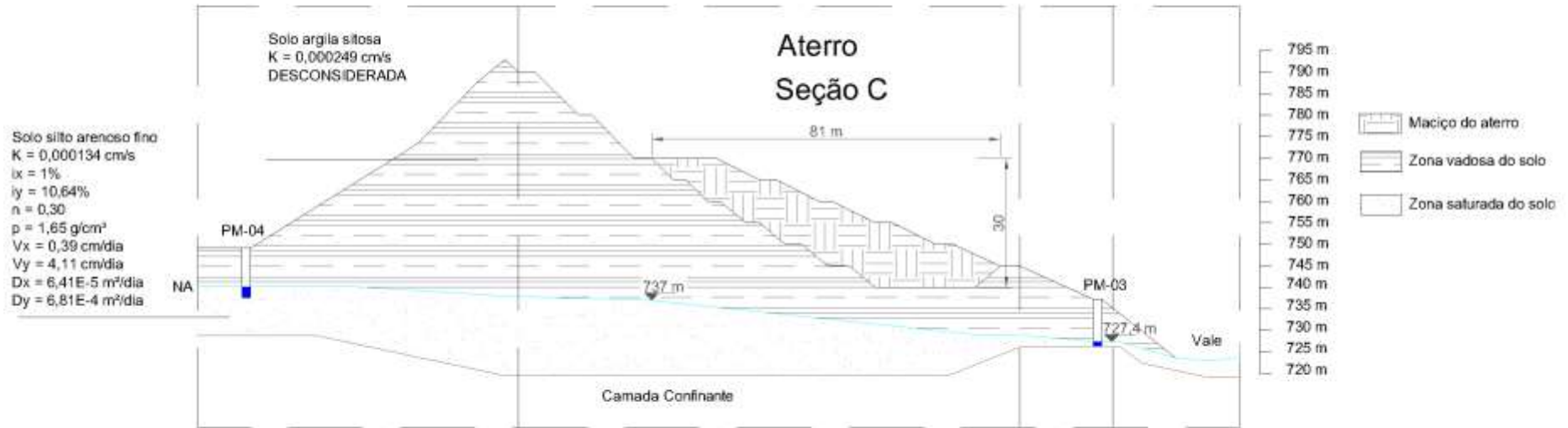


O modelo conceitual do terreno é apresentado na Figura 15, exibindo o perfil do aterro, o nível de água subterrânea, estimado de acordo com os dados de sondagem e o mapa potenciométrico, as camadas do solo e de confinamento e os elementos de maior importância, como poços de monitoramento (PM-03 e PM-04) e leito de curso d'água (Córrego Essencis NE). O perfil do aterro e as profundidades foram representados em escala, enquanto que as distâncias horizontais entre os demais pontos e o diâmetro dos poços são apenas figurativos. Conforme mencionado, a zona vadosa do solo, embora representada no desenho, foi desconsiderada para a simulação matemática do transporte de contaminantes, de tal forma

que uma possível infiltração do aterro atinge o aquífero granular sem interferência. Considerou-se para os solos da camada saturada a textura silto-argilosa e a classe dos latossolos e argissolos, já que são os mais observados na região para essa camada. De acordo com os dados do EIA e do monitoramento ambiental realizado pela empresa, adotou-se valores de porosidade eficaz de 0,3, massa específica aparentemente seca de 1650 kg/m<sup>3</sup> e condutividade hidráulica de 1,34E-6 m/s (valor obtido no *slugtest* para o PM-04, mais próximo da área de influência do aterro e possivelmente mais representativo das condições dessa).

Em um vazamento hipotético, de acordo com o modelo conceitual e simplificações adotadas, observar-se-ia a formação de uma pluma de contaminantes que se dispersaria nas duas dimensões (considerando mistura completa ao longo da profundidade, que se justifica pela natureza solúvel dos compostos e pela espessura razoavelmente baixa da camada saturada) ao longo do tempo, até atingir o vale úmido (charco) onde se observa a formação do Córrego Essencis NE. A partir desse ponto, migraria em velocidades mais baixas até atingir a água superficial do córrego no ponto em que este adquire vazão mais significativa. A advecção favorece o avanço da frente de contaminação, enquanto que a dispersão hidrodinâmica garante espalhamento ao longo da área e atenuação da concentração máxima em pontos mais distantes, em relação à fonte. A adsorção no solo, por sua vez, retarda o avanço da pluma e reduz as concentrações no meio líquido ao longo do tempo.

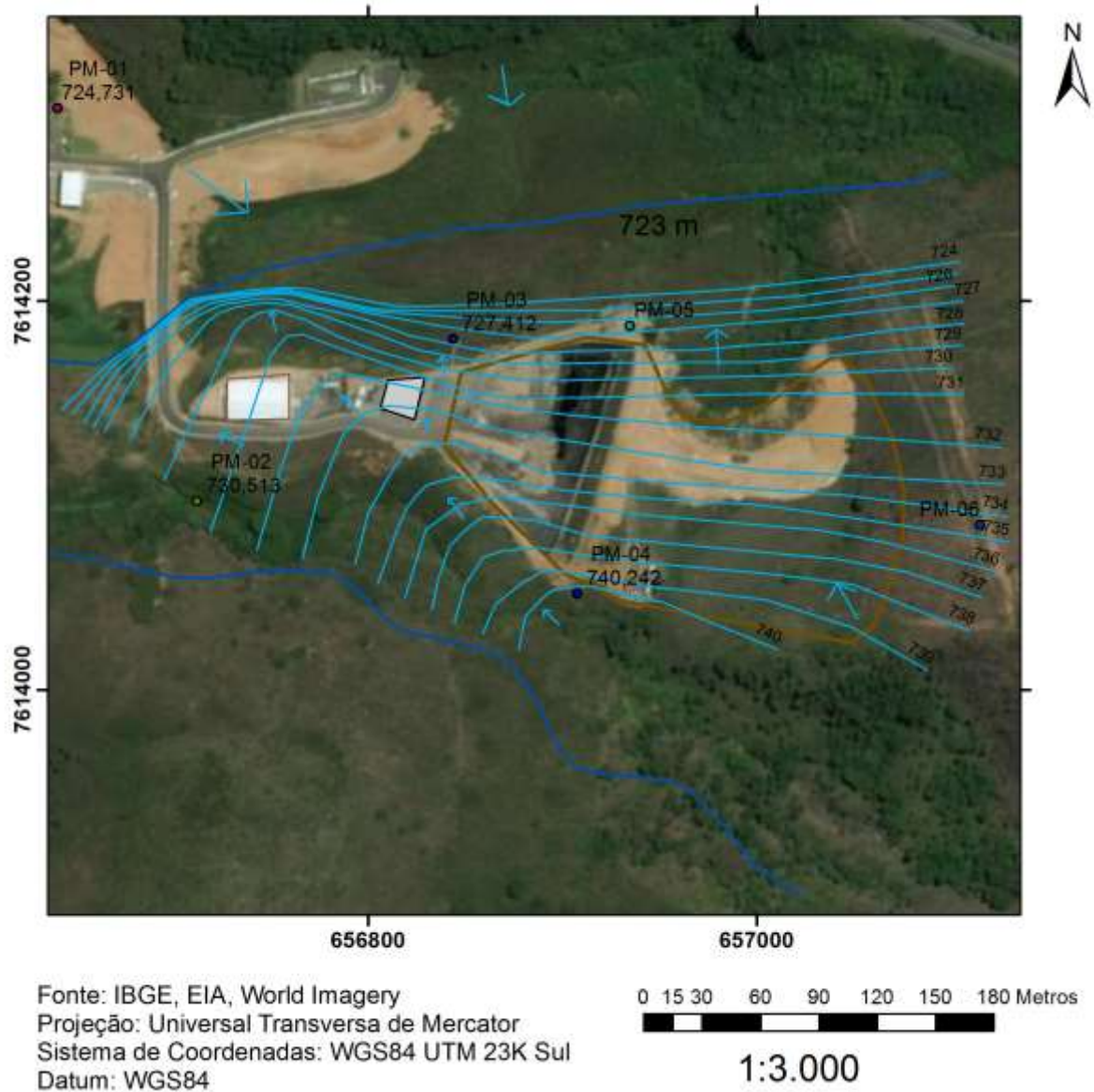
Figura 15: Modelo Conceitual (em Perfil) da Área de Estudo



### **7.3 Direção do Fluxo Subterrâneo e Rotas de Transporte**

Foi necessária a elaboração de um novo mapa potenciométrico para a determinação da direção do fluxo da água subterrânea, realizada a partir dos dados dos quatro pontos de monitoramento mais antigos, cotas do terreno e dados das sondagens. A Figura 16 apresenta as curvas equipotenciais sobrepostas à imagem de satélite da área de estudo. Pode-se visualizar com clareza o gradiente no sentido sudeste-noroeste, validando, assim, a assunção de que a influência de uma migração de contaminantes do aterro atingiria predominantemente a sub-bacia do Córrego Essencis NE, em sua porção centro-sudoeste. Os poços PM-05 e PM-06 não foram utilizados nesta etapa, já que foram instalados próximo à data de execução deste trabalho e apresentam poucos dados de monitoramento. Sugere-se, no entanto, a revisão/calibração futura do mapa potenciométrico com os novos dados disponíveis, visando fornecer uma melhor caracterização ambiental da área de influência direta do aterro classe I (inicial).

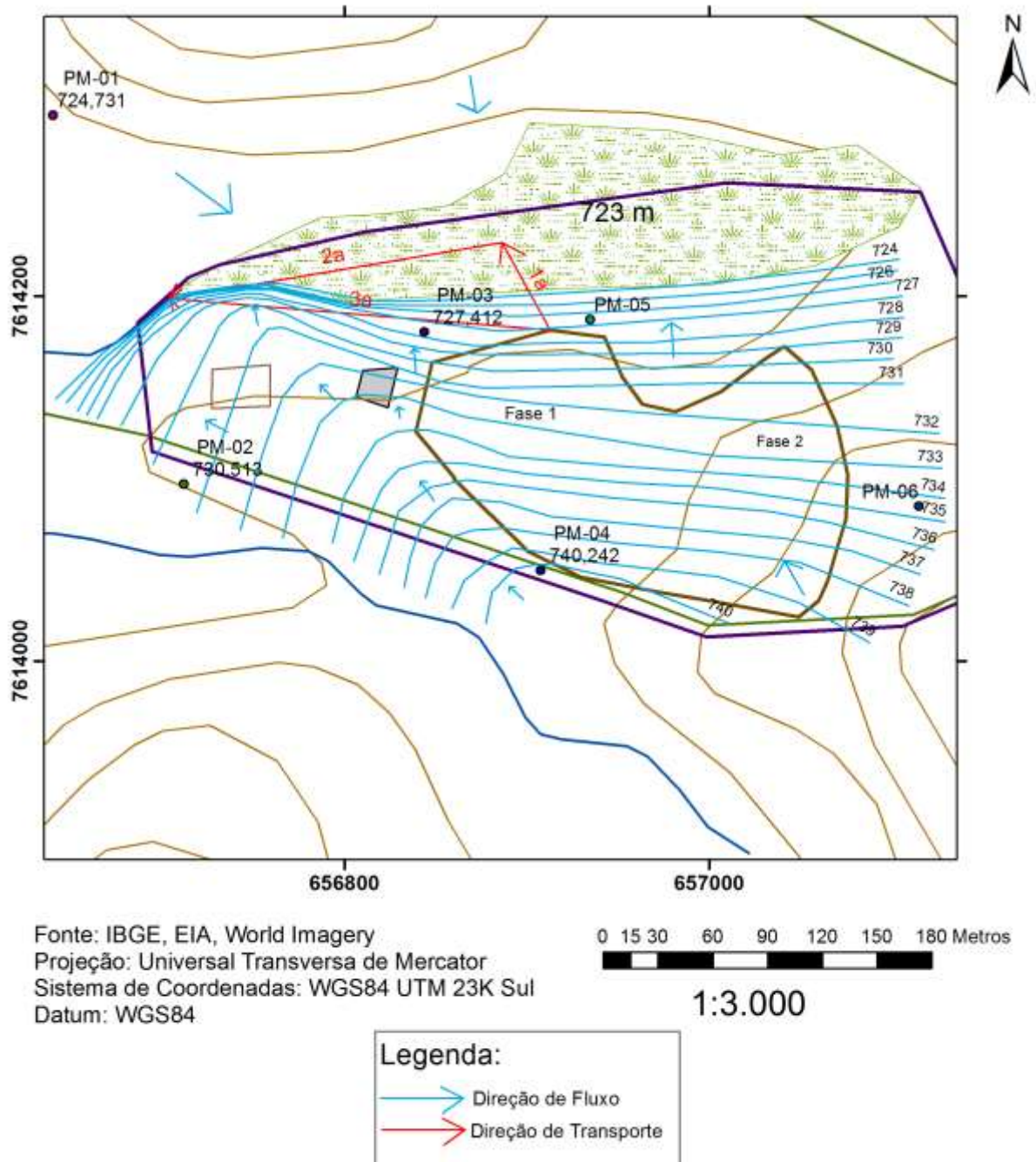
Figura 16: Mapa Potenciométrico para a Região do Aterro Classe I (Inicial)



A Figura 17 fornece outra apresentação do mapa potenciométrico, com apenas os elementos de interesse em destaque e as rotas preferenciais de transporte de contaminantes. Observa-se que, na área do aterro, há um fluxo preferencial de água subterrânea no sentido norte-nordeste, com um gradiente muito elevado, que fornece velocidades consideráveis de fluxo e transporte, até atingir o vale onde se observa o charco. A partir daí, tem-se fluxo a baixas velocidades no sentido do Córrego Essencis NE, em virtude do gradiente muito baixo no charco. Há, também, fluxo no sentido sudoeste-nordeste, a partir da extremidade mais distante do aterro, com gradiente médio. Assim, identificou-se duas rotas possíveis e simultâneas de transporte potencial de contaminantes do aterro: uma no sentido do charco em alta taxa (seta 1) e, ao atingi-lo, acompanhando lentamente o fluxo até o Córrego Essencis NE

(seta 2), e outra direto da fonte até o ponto de afluição no Córrego Essencis NE (seta 3), sendo a primeira a que se espera obter contribuição mais significativa. É importante notar que as duas convergem ao mesmo ponto, considerado crítico e de maior interesse na simulação. As linhas na coloração marrom representam as curvas de nível do terreno, de acordo com a carta vetorial do IBGE e MDE do radar ALOS/PALSAR, aplicadas para validar o modelo conceitual potenciométrico das águas subterrâneas e superficiais.

Figura 17 - Mapa Potenciométrico e Rotas Preferenciais de Transporte de Contaminantes



#### 7.4 Descrição e Conceptualização do Modelo Matemático e dos Parâmetros de Transporte

Para a simulação numérica do transporte de contaminantes no solo e águas subterrâneas adjacentes ao aterro classe I foi desconsiderada a zona não-saturada (vadosa) do solo, localizada entre a cota mínima do aterro e o nível freático da água. Assim, considera-se conservadoramente que qualquer carga contaminante que porventura ultrapassasse as camadas de proteção do aterro atingiria diretamente o aquífero freático. Essa simplificação foi adotada como critério de análise, em consonância aos procedimentos de “screening”, uma vez que o transporte de solutos na camada não saturada é de grande complexidade, apresentando ampla variação no espaço e no tempo para os parâmetros de teor de umidade volumétrico, coeficiente de dispersão, condutividade hidráulica e descarga específica (RITTER, 1994), requerendo, ainda, mais dados específicos do campo. Os valores da concentração de poluentes na água subterrânea encontrados com a simplificação descrita serão superestimados, enquanto que o tempo de chegada da frente de contaminação será subestimado, já que existe retardamento e atenuação significativos na camada vadosa. A simulação do transporte foi realizada apenas para o aquífero livre granular, por ser o mais vulnerável e aquele de que se dispõe de mais informações.

O modelo físico-matemático adotado para o transporte de contaminantes consiste em uma solução numérica por diferenças finitas em bloco centrado para a equação diferencial de advecção-dispersão-sorção em duas dimensões, apresentada pela Equação 8, que será conceitualizada e justificada adiante.

$$-\frac{\partial(V_x * C)}{\partial x} - \frac{\partial(V_y * C)}{\partial y} + \frac{\partial^2(D_x * C)}{\partial x^2} + \frac{\partial^2(D_y * C)}{\partial y^2} = \frac{\partial C}{\partial t} (1 + \frac{\gamma}{n} Kd) \quad (\text{Equação 8})$$

O termo da direita representa a taxa de variação da concentração de contaminante em um dado ponto ao longo do tempo, multiplicado por um fator de retardamento (que considera a massa específica aparentemente seca dos solo, a porosidade eficaz e o coeficiente de partição). Na esquerda, os primeiros termos (negativos) representam o transporte por advecção nas direções longitudinal e transversal ao fluxo e os últimos (positivos) a dispersão hidrodinâmica (dispersão mecânica e difusão molecular)

O transporte por advecção (ou convecção) é resultante do movimento longitudinal da água em um meio poroso, regido pela Lei de Darcy (em meios saturados, ou com teor de umidade volumétrico superior a 80%) (RITTER, 1994; MOLANO, 2003). A força diretriz que governa esse mecanismo, no solo, é a velocidade média real de percolação da água

subterrânea, não dependendo da composição e concentração dos solutos. A Equação 9 expressa a taxa de transporte de massa por tempo (fluxo) na advecção em meios porosos, onde “n” é a porosidade eficaz, “VI” a velocidade longitudinal do fluxo de água subterrânea, “C” a concentração do soluto e “At” a área transversal ao fluxo.

$$\vec{F} = n * VI * C * At \quad (\text{Equação 9})$$

A difusão molecular é um mecanismo de transporte governado por forças intermoleculares, quando há a ocorrência de um gradiente de concentração do soluto ao longo do meio. Assim, as partículas se movem por difusão de um ponto de maior concentração para um de menor concentração. Esse mecanismo promove um retardamento da frente de contaminação, e é o único que opera mesmo na ausência de movimento da água subterrânea. O fluxo por difusão por unidade de área é descrito pela primeira lei de Fick, expressa na Equação 10, que pode ser especificada para uma direção “l”, conforme Equação 11.

$$\vec{F} = - Dd \nabla c \quad (\text{Equação 10})$$

$$\vec{F} = - Dd \frac{\partial c}{\partial x} \quad (\text{Equação 11})$$

O termo Dd representa o fator de proporcionalidade, chamado coeficiente de difusão, que varia de acordo com as propriedades do soluto (p.e. tamanho, forma, valência, natureza química), do meio de transporte (p. e. viscosidade) e das condições ambientais (temperatura, pressão, pH). Para a água subterrânea no solo, deve-se considerar o efeito da tortuosidade ao longo dos poros interconectados, que retarda a taxa na qual a difusão molecular ocorre; dessa forma, deve-se adotar um coeficiente de difusão efetivo, obtido a partir do produto do fator de tortuosidade do solo para a área analisada pelo coeficiente de difusão em solução livre (RITTER, 1994). O termo diferencial representa o gradiente de concentrações, e o sinal indica o movimento da região de maior concentração para a de menor.

A segunda lei de Fick expressa a conservação da massa no transporte por difusão molecular; como esse ocorre em regime transiente, pode-se afirmar que qualquer alteração no fluxo (de soluto) em um volume de controle é igual à variação da concentração da espécie com o tempo (Equação 13). Essa lei pode ser modelada matematicamente, em uma dimensão específica, a partir da aplicação da Equação 12 na Equação 11, e encontra-se apresentada pela Equação 11 (RITTER, 1994; MOLANO, 2003).

$$-\frac{\partial F}{\partial l} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (\text{Equação 12})$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = Dd \frac{\partial^2 C}{\partial l^2} \quad (\text{Equação 13})$$

O transporte por dispersão mecânica é responsável pelo espalhamento do soluto através da movimentação da água subterrânea ao longo dos poros interconectados do solo. Isso ocorre devido à dissipação da energia cinética durante aquele movimento, seja pela rugosidade dos grãos do solo e a formação de um perfil de velocidades ao longo do interstício, pela sinuosidade do trajeto ou pela diferença de área entre os poros (RITTER, 1994). Este movimento apresenta um componente longitudinal e outro transversal (MOLANO, 2003). Como o processo é anisotrópico, a dispersão longitudinal é o componente mais forte (Freeze e Cherry, 1979; apud RITTER, 2004). O coeficiente de dispersão mecânica é proporcional à velocidade de advecção a partir de um fator de proporcionalidade, denominado dispersividade, característico das propriedades físicas e geométricas do meio. O fluxo por dispersão mecânica apresenta forma similar à descrita na primeira lei de Fick da difusão molecular.

Os mecanismos de transporte que promovem o retardamento da pluma contaminante, isto é, a dispersão mecânica e a difusão molecular, podem ser agrupados em um processo denominado dispersão hidrodinâmica, de mais fácil mensuração em análises laboratoriais ou de campo. A soma do coeficiente de difusão efetivo com o coeficiente de dispersão mecânica resulta no coeficiente de dispersão hidrodinâmica (a partir de então representado apenas como “D”). Este pode ser determinado, em laboratório, através de um ensaio em coluna, introduzindo um traçador não reativo na camada superior e traçando a curva de concentração efluente pelo tempo (RITTER, 1994). Este método é questionado por alguns pesquisadores e pode não ser representativo das condições de campo (FREEZE & CHERRY, 1979; DOMENICO & SCHWARTZ, 1998). Assim, o fluxo por difusão hidrodinâmica em uma dimensão “l” apresenta-se de acordo com a Equação 14.

$$F = -nD_l \frac{\partial C}{\partial l} A_t \quad (\text{Equação 14})$$

A análise da influência relativa dos processos de difusão e dispersão mecânica no retardamento do transporte de solutos, cujo conhecimento se faz necessário antes de se adotar suposições simplificadoras em um processo de modelagem, pode ser realizada através de um parâmetro adimensional denominado número de Péclet, dado pela razão entre a taxa de

transporte por advecção e a taxa por difusão (RITTER, 1994). Constata-se que em solos saturados com condutividade hidráulica muito baixa ( $<10^{-5}$  cm/s, como é o caso de siltes e argilas) e gradientes hidráulicos inferiores a 1, a dispersão mecânica é desprezível e a difusão molecular predominante, enquanto que em solos arenosos a dispersão mecânica costuma ser mais significativa, predominante para condutividades acima de  $10^{-3}$ cm/s. Já em relação à advecção, observa-se que em velocidades muito baixas (menores do que 0,6cm/ano) esse mecanismo também pode ser desprezível (RITTER, 1994). Dessa forma, considerando que a região na qual se insere o aterro recebeu tratamento de impermeabilização com a aplicação de argilas, o transporte vertical (originado de uma infiltração hipotética) predominante na base do maciço seria por difusão, podendo ocorrer advecção e dispersão mecânica significativas a partir do momento em que os contaminantes atingissem o aquífero fora da área tratada. No entanto, como optou-se por desconsiderar o transporte na zona vadosa e objetiva-se, no “screening” de nível 1, realizar uma simulação mais conservadora, gerando valores superestimados, foi considerado apenas o fluxo horizontal na zona saturada, nas camadas naturais de solo, desconsiderando os efeitos da difusão molecular, em virtude dos gradientes elevados. Os efeitos da proteção de engenharia e impermeabilização da área do aterro foram considerados no cálculo da carga contaminante afluente, a partir da aplicação de um fator de proporcionalidade visando propiciar uma estimativa realista da carga existente no aterro que poderia ser lixiviada, em uma situação hipotética de falha nas camadas de proteção.

Somando os termos relativos ao fluxo por advecção com o de dispersão hidrodinâmica, pode-se chegar ao fluxo de transporte de contaminantes pelos três mecanismos conjugados, conforme Equação 15. Adotando um volume de controle e aplicando um balanço de massa (a diferença entre a massa afluente e a massa efluente é a massa que se acumula no volume de controle em estudo), pode-se expressar o transporte advectivo-dispersivo pelas Equações 16 e 17 que, para simplificar o entendimento, foi apresentada na dimensão “x” (MOLANO, 2003).

$$\vec{F} = -n V_x C \Delta y \Delta z + n D_x \frac{\partial C}{\partial x} \Delta x \Delta y \Delta z \quad (\text{Equação 15})$$

$$-n V_x \frac{\partial C}{\partial x} \Delta x \Delta y \Delta z + n D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \Delta x \Delta y \Delta z = n \frac{\partial C}{\partial t} \Delta x \Delta y \Delta z \quad (\text{Equação 16})$$

$$-V_x \frac{\partial C}{\partial x} + D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (\text{Equação 17})$$

Além dos mecanismos físicos de transporte de solutos em meios porosos saturados, existem reações químicas que podem alterar a concentração do contaminante com o tempo.

Pode-se destacar os processos de sorção (absorção, adsorção e troca iônica), no qual os solutos são particionados entre a fase líquida e a interface sólida; a precipitação, em que a transferência de solutos para a interface sólida ocorre com a acumulação de uma nova substância em fase sólida; a oxirredução, reação qual as espécies químicas alteram seu estado de valência; a complexação, em que os cátions reagem com os ânions (orgânicos (ligantes mais fortes) ou inorgânicos) formando compostos complexos; e a biodegradação, na qual as reações de oxirredução se processam catalisadas pelo metabolismo de organismos biológicos, como bactérias e fungos, ou por bioacumulação/bioassimilação (RITTER, 1994). Como os compostos que podem ser lixiviados em um aterro classe I são de difícil degradação e tóxicos para os organismos (efeito ainda potencializado pela combinação entre as diferentes espécies químicas), a biodegradação pode ser efetivamente desconsiderada, resultando também em uma abordagem conservadora. Apesar de os mecanismos de precipitação, oxirredução e complexação ocorrerem com frequência para compostos metálicos, também optou-se por desconsiderá-los no processo de atenuação, já que são de difícil representação matemática e necessitam de análises laboratoriais mais avançadas, em desacordo com os objetivos da etapa de “screening” proposta. Assim, o único mecanismo de atenuação considerado nesta simulação foi a sorção, que pode ser representada por um parâmetro de mais fácil determinação e bastante difundido na literatura técnica, como o coeficiente de distribuição  $K_d$ . Ressalta-se que essa hipótese simplificadora resulta em uma superestimativa da distribuição de concentrações, já que não considera alguns mecanismos que influenciariam na atenuação da carga contaminante.

A sorção é o termo genérico utilizado para indicar a partição dos solutos entre a fase líquida e a interface sólida do solo. Dentre os mecanismos predominantes nesse processo, destacam-se a adsorção, na qual o soluto se adere por forças eletrostáticas à superfície da fase sólida, principalmente em argilo-minerais e compostos orgânicos, a absorção, em que o soluto sofre difusão para o interior dos poros das partículas sólidas que constituem o meio (não os poros relacionados aos interstícios do arranjo entre as partículas sólidas), e a troca iônica, em que íons adsorvidos em uma fase sólida carregada eletricamente são trocados por quantidades equivalentes (em energia) de outros íons de carga de mesmo sinal (RITTER, 2004). Ritter (2004) destaca que os processos de sorção geralmente ocorrem em velocidades muito superiores às de fluxo; nesse caso, quando a reação é reversível, pode-se descrever o processo pelas reações de superfície de equilíbrio. Já quando o processo for lento, como ocorre em solos mais neutros e de textura com predominância de diâmetros maiores, a autora apresenta

que o mecanismo deve ser descrito pelo modelo de sorção cinético. Mais detalhes acerca desses mecanismos são expostos no texto referenciado e em obras técnicas da literatura específica, como Domenico & Schwartz (1998).

A determinação laboratorial da sorção envolve a estimativa da concentração de soluto sorvida pela fase sólida, conhecendo a concentração de soluto afluente e medindo a removida. Assim, permite-se plotar um gráfico da concentração ou massa de soluto pela concentração ou massa sorvida pelo solo e, a partir do ajuste de curva, obtém-se as informações necessárias para caracterizar os processos de sorção (RITTER, 1994). Quando aquela é linear, tem-se a isoterma de sorção linear, na qual o coeficiente angular da reta corresponde ao coeficiente de distribuição,  $K_d$ . Este depende da interação entre as propriedades da fase sólida e a natureza química do contaminante. Ritter (2004) aponta duas limitações para esse modelo: não há definição de um limite superior da quantidade de soluto que pode ser sorvida (quando na realidade pode ocorrer a saturação da interface sólida) e que o ajuste de curva depende do número de ensaios realizados, podendo apresentar-se como linear se este for insuficiente. As isotermas lineares ocorrem com mais frequência para situações com baixo valor de  $K_d$ . Outras reações de superfície de equilíbrio são as isotermas de Freundlich, que considera uma relação não linear ( $C_s = KC^N$ ) (sendo a isoterma linear um caso particular da isoterma de Freundlich, quando  $N=1$ ) e a isoterma de Langmuir, que considera a quantidade de saturação no sólido e um fator relacionado à energia de ligação. Como as duas últimas são de aplicação mais complexa nos modelos matemáticos de transporte e requerem maior levantamento de dados primários, optou-se por adotar, como hipótese simplificadora, a sorção linear, que resulta mais uma vez em valores superestimados.

A inclusão do termo de sorção no modelo de transporte por advecção-dispersão expresso pela Equação 17 resulta em uma equação diferencial mais característica para a distribuição de contaminantes no meio poroso ao longo do tempo, expressa nas Equações 18, 19 e 20, em que  $\gamma$  é a massa específica aparente seca,  $\theta$  o teor de umidade volumétrico (que para os meios saturados é igual à porosidade eficaz “ $n$ ”) e  $R_f$  o fator de retardamento.

$$-V_x \frac{\partial C}{\partial x} + D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{\gamma}{\theta} \frac{\partial (K_d C)}{\partial t} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (\text{Equação 18})$$

$$-V_x \frac{\partial C}{\partial x} + D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = \frac{\partial C}{\partial t} \left(1 + \frac{\gamma}{n} K_d\right) \quad (\text{Equação 19})$$

$$-V_x \frac{\partial C}{\partial x} + D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = R_f \frac{\partial C}{\partial t} \quad (\text{Equação 20})$$

Para a simulação matemática de transporte de contaminantes na área da UVS-Juiz de Fora foi adotado, no entanto, modelo conceitual bidimensional, mais compatível com as condições reais de campo. A equação diferencial de advecção-dispersão-sorção em duas dimensões pode ser escrita através dos mesmos termos referentes à outra dimensão adotada (y), conforme a Equação 8 novamente apresentada

$$-\frac{\partial(V_x * C)}{\partial x} - \frac{\partial(V_y * C)}{\partial y} + \frac{\partial^2(D_x * C)}{\partial x^2} + \frac{\partial^2(D_y * C)}{\partial y^2} = \frac{\partial C}{\partial t} (1 + \frac{\gamma}{n} Kd) \quad (\text{Equação 8})$$

Por se tratar de uma equação diferencial bidimensional, as soluções mais simples são aquelas que fazem uso de métodos numéricos. Para tanto, adotou-se a aproximação dos termos diferenciais por diferenças finitas e a aplicação do método dos elementos finitos de bloco centrado. As Equações 21 e 22 expressam as relações básicas de aproximação de derivadas por diferenças finitas (que já foram empregadas para definir a Equação 16), que fazem uso da série de Taylor para aproximação dos diferenciais. Na solução por blocos centrados, divide-se o plano bidimensional da área de estudo em uma malha retangular com nós localizados no centro dos retângulos, identifica-se os parâmetros de entrada (como velocidades e coeficientes de dispersão) nas quatro áreas em torno de cada nó e aplica-se um balanço de massa nos nós, como o apresentado na Equação 23 (em que i representa a posição dos nós ao longo das colunas da matriz e j ao longo das linhas). Para simplificação do modelo, a área de estudo foi dividida em uma malha quadrangular, de tal forma que a distância entre as colunas corresponde à distância entre as linhas, representada por “a”. Outra hipótese simplificadora é de que os componentes (“x” e “y”) da velocidade real média da água subterrânea são constantes ao longo da área, bem como os coeficientes de difusão efetiva, as dispersividades e, assim, os coeficientes de dispersão longitudinal e transversal. Reorganizando os termos da Equação 23 para especificar a concentração no nó, obtém-se a Equação 24. Essa é a solução numérica iterativa da equação diferencial do transporte de contaminantes com sorção em condições ideais de homogeneidade e isotropia.

$$\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{C_{x+\Delta x} - C_{x-\Delta x}}{2\Delta x} \quad (\text{Equação 21})$$

$$\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = \frac{C_{x+\Delta x} - 2C_x + C_{x-\Delta x}}{\Delta x^2} \quad (\text{Equação 22})$$

$$\frac{(C_{i,j} - C_{i,j}^0)}{\Delta t} \left(1 + \frac{V}{n} Kd\right) = \frac{1}{\alpha} \left( \frac{Dx(C_{i-1,j} - 2C_{i,j} + C_{i+1,j})}{\alpha} \right) + \frac{1}{\alpha} \left( \frac{Dy(C_{i,j-1} - 2C_{i,j} + C_{i,j+1})}{\alpha} \right) + \frac{V_x}{2\alpha} (C_{i-1,j} - C_{i+1,j}) + \frac{V_y}{2\alpha} (C_{i,j-1} - C_{i,j+1}) \quad (\text{Equação 23})$$

$$C_{i,j} = \frac{Dx(C_{i-1,j} + C_{i+1,j}) + Dy(C_{i,j-1} + C_{i,j+1}) + \frac{V_x \Delta t}{2}(C_{i-1,j} - C_{i+1,j}) + \frac{V_y \Delta t}{2}(C_{i,j-1} - C_{i,j+1}) + \frac{\alpha^2}{\Delta t} C_{i,j}^0 (1 + \frac{V}{n} Kd)}{2Dx + 2Dy + \frac{\alpha^2}{\Delta t} (1 + \frac{V}{n} Kd)} \quad (\text{Equação 24})$$

Para melhor entendimento da solução numérica, cabe retomar a conceptualização dos parâmetros de entrada. Os termos representados por “Vx” e “Vy” constituem os componentes da velocidade real média do movimento da água subterrânea no sistema aquífero sobre o qual a simulação será realizada, nos eixos “x” e “y”, regida pela Lei de Darcy, e estão diretamente relacionados ao transporte advectivo e implicitamente ao transporte dispersivo. Os valores utilizados foram definidos a partir dos mapas potenciométricos e condutividade hidráulica fornecidos nos estudos ambientais. Trata-se da média das velocidades reais ao longo de todo o percurso, que variam ponto a ponto com o diâmetro dos interstícios entre os grãos de solo, a porosidade efetiva e a condutividade hidráulica, nos sistemas heterogêneos e anisotrópicos. Essas variações da velocidade, associadas às de trajetória, apresentam efeito, no entanto, na dispersividade mecânica. Já os termos apresentados como “Dx” e “Dy” tratam dos coeficientes de dispersividade hidrodinâmica, ao longo dos eixos “x” e “y” (que, dependendo do sentido preferencial de fluxo, correspondem aos fatores longitudinais e transversais), e são relacionados ao transporte dispersivo, que proporciona um retardamento na frente de contaminação e espalhamento da pluma em todas as dimensões consideradas. São constituídos pela soma entre o produto dos fatores de dispersividade pela velocidade advectiva com o coeficiente de difusão efetiva para o meio em questão, e podem ser obtidos através de ajuste de curva em ensaio de coluna em laboratório, ou conhecendo os parâmetros que o influenciam; maior detalhamento do processo de determinação desses valores será apresentado no tópico 7.5. A massa específica aparente seca e a porosidade eficaz são parâmetros físicos do solo, sendo que o último corresponde ao teor de umidade volumétrico para os solos saturados, e podem variar no espaço ou serem aproximados por uma média, já que o modelo é menos sensível a esses termos; o fator Kd é o coeficiente de distribuição da isoterma de sorção linear, dado pelo volume de contaminante retido por unidade de massa do solo. Como esse parâmetro varia para cada poluente de acordo com as especificidades do local, é ideal que seja mensurado para a situação de estudo; no entanto, em virtude da

abordagem proposta, optou-se por adotar os valores encontrados na literatura para situações similares que forneçam os resultados mais conservadores. A relação entre esses três últimos termos corresponde ao fator de retardamento, número adimensional que representa a porção de contaminantes retardada ou atenuada pelos efeitos de sorção no solo. Por fim, os termos de concentração indicam a concentração em cada nó vizinho, enquanto que o índice “0” sobrescrito representa a concentração no período de tempo “ $\Delta t$ ” anterior. A concentração em cada nó é calculada por iterações sucessivas, a partir de condições de contorno bem definidas, de acordo com o nível de refinamento desejado.

Ao longo do processo de implementação do modelo matemático, no entanto, observou-se que algumas das simplificações utilizadas para deduzir a Equação 22 não são válidas, já que as velocidades e coeficientes de dispersão não são constantes ao longo de toda a área. Assim sendo, a Equação 25, mais completa, é a que melhor se aplica às condições complexas do monitoramento:

$$C_{i,j} = \frac{Dx_{i+1/2,j} C_{i+1,j} + Dx_{i-1/2,j} C_{i,j} + Dy_{i,j+1/2} C_{i,j+1} + Dy_{i,j-1/2} C_{i,j-1} + \frac{\Delta x}{2} (Vx_{i+1/2,j} C_{i+1,j} - Vx_{i-1/2,j} C_{i,j}) + Vy_{i,j+1/2} C_{i,j+1} - Vy_{i,j-1/2} C_{i,j-1} + \frac{\Delta t}{2} C_{i,j}^0 (1 + \frac{1}{2} Kd)}{Dx_{i+1/2,j} + Dx_{i-1/2,j} + Dy_{i,j+1/2} + Dy_{i,j-1/2} + \frac{\Delta x}{2} (Vx_{i+1/2,j} - Vx_{i-1/2,j} + Vy_{i,j+1/2} - Vy_{i,j-1/2}) + \frac{\Delta t}{2} (1 + \frac{1}{2} Kd)} \quad \text{(Equação 25)}$$

Como o modelo é de bloco centrado (em que o nó se encontra localizado no centro dos blocos das malhas), pode-se considerar os parâmetros homogêneos ao longo de toda a extensão do bloco, como a velocidades e os coeficientes de dispersão. Os termos com índice “ $i+1/2,j$ ”, “ $i-1/2,j$ ”, “ $i,j+1/2$ ” e “ $i, j-1/2$ ” representam os parâmetros interbloco e são calculados pela média harmônica do valor nos dois blocos vizinhos, conforme o exemplo da equação 26.

$$Vx_{i+1/2,j} = \frac{\frac{\Delta x_{i,j}}{Vx_{i,j}} + \frac{\Delta x_{i+1,j}}{Vx_{i+1,j}}}{\frac{\Delta x_{i,j}}{Vx_{i,j}} + \frac{\Delta x_{i+1,j}}{Vx_{i+1,j}}} = \frac{2Vx_{i,j}Vx_{i+1,j}}{Vx_{i,j} + Vx_{i+1,j}} \quad \text{(Equação 26)}$$

## 7.5 Implementação do modelo matemático

A implementação do modelo matemático seguiu as etapas de definição da área de estudo, definição do modelo conceitual, levantamento dos parâmetros de entrada e das concentrações de entrada (termo-fonte), identificação do fluxo preferencial da água subterrânea e das rotas de transporte, definição das condições de contorno e a simulação matemática propriamente dita. A primeira fase encontra-se descrita nos tópicos 7.1 e 7.2, com

a discretização da área (de aproximadamente 93600 m<sup>2</sup>) em uma malha de elementos finitos de 10X10 metros. Para a segunda, descrita no tópico 7.2, foram adotadas algumas simplificações conservadoras, que podem ser resumidas da seguinte forma:

1. Foi desconsiderada a camada não-saturada do solo abaixo do aterro, de tal forma que uma hipotética infiltração de contaminantes pelas barreiras de engenharia atingiriam diretamente a água subterrânea. Dessa forma, a carga e as concentrações serão superestimadas, uma vez que se desconsidera a retenção na zona vadosa do solo, e o tempo de chegada da frente de contaminação é subestimado, pois não se considera o atraso que sofreria naquela.
2. Foi considerada mistura completa dos contaminantes ao longo da profundidade, de tal forma que o transporte advectivo-dispersivo ocorre apenas em duas dimensões, longitudinal e transversal. Essa consideração é razoável frente à pequena espessura da camada saturada (conforme se observa na figura x4) e a natureza solúvel dos contaminantes analisados.
3. Não foi considerada diluição na água subterrânea no momento de mistura com o lixiviado do aterro, de tal forma que as concentrações deste, estimadas no termo-fonte, correspondem às concentrações iniciais para a água subterrânea, superestimando os valores reais. Além de ser uma consideração conservadora, essa simplificação foi adotada em virtude da dificuldade de mensurar o armazenamento e a vazão média real para o aquífero granular existente, e é razoável face aos baixos volumes de água subterrânea esperados na área do aterro (devido às baixas de infiltração e a pequena área de contribuição a montante).
4. Optou-se por simular o transporte/dispersão dos contaminantes solúveis a partir de um pulso instantâneo de contaminação, de tal forma que a massa de contaminantes existente e passível de lixiviação entre no sistema integralmente em um único evento. Dessa forma, não é necessária a adoção de um modelo transiente, mais complexo e sensível, e adota-se uma abordagem conservadora, com as concentrações máximas superestimadas. De fato, observa-se pela curva de variação dos níveis de contaminantes ao longo do tempo que a infiltração pontual e instantânea de uma determinada massa de contaminantes provoca picos de concentração mais elevados e depleção mais rápida que o de fontes contínuas a determinada taxa de liberação.

5. Considerou-se a massa de contaminantes como de caráter conservativo (não degrada/decai com o tempo) e sujeita apenas aos fenômenos de sorção no solo, dentre os mecanismos de retenção/remoção. Assim, desconsiderou-se a complexação, oxi-redução, precipitação e biodegradação/bioassimilação, superestimando os valores de concentração.
6. Utilizou-se o modelo de sorção por isoterma de Freundlich no caso linear, em que não considera um limite de saturação para a sorção de contaminantes no meio sólido.
7. Foram considerados valores homogêneos para alguns parâmetros do modelo, como a porosidade eficaz, massa específica aparente seca, condutividade hidráulica, dispersividade e coeficiente de distribuição, apesar de se tratar de um sistema hidrogeológico heterogêneo, anisotrópico e complexo, devido à dificuldade de se obter valores reais em cada ponto do campo. Os valores foram adotados a partir dos dados de monitoramento ambiental e valores típicos esperados, sempre com abordagem conservadora.
8. A difusão molecular no transporte de contaminantes no meio saturado foi desconsiderada, pela sua baixa significância frente aos mecanismos de advecção e dispersão mecânica. Assim, a dispersão hidrodinâmica é diretamente proporcional a velocidade de fluxo, a partir do fator de dispersividade, com um componente longitudinal (no mesmo sentido do fluxo) e outro transversal (ortogonal ao fluxo).

Os parâmetros de entrada encontram-se resumidos na Tabela 12 e na Tabela 13, sendo aquela para as características do meio físico e esta do termo-fonte e dos contaminantes (e sua interação com o meio). Partindo dos princípios da segurança e de screening, ou seja, para se atingir resultados de concentração mais conservadores e superiores à realidade, buscou-se adotar o valor inferior da faixa de variação dos coeficientes de partição para cada espécie química, visando também a compensar a menor adsorção quando há interação da matriz com inúmeros compostos simultaneamente. Atentou-se, ainda, para a semelhança entre os solos testados na literatura e o do modelo conceitual adotado.

Especial atenção deve ser conferida à dispersividade, já que se trata de um dos dados de maior relevância nos estudos de transporte de massa na geosfera, mas também o de mais difícil obtenção, carecendo de metodologias consolidadas e economicamente viáveis para a sua determinação em campo (FREEZE & CHERRY, 1979; DOMENICO & SCHWARTZ,

1998). Domenico (1998) apresenta a dispersividade como uma propriedade microscópica do meio, e alerta para as limitações de se extrapolar os conceitos de dispersão de uma microescala para sistemas maiores. O autor demonstra que, nos estudos realizados em campo, observa-se um aumento do valor de dispersividade com a escala adotada; no entanto, aponta que essa relação é mais aparente do que real, já que os valores obtidos nos estudos mais confiáveis apresentam-se aproximadamente constantes, na faixa inferior da variação encontrada. Esclarece, também, que essa relação resulta principalmente de erros de observação e interpretação de dados, e conclui que a variabilidade das dispersividades são “artefatos de interpretação” do método adotado, sendo, muitas vezes, um parâmetro de calibração da curva do transporte dispersivo. Constata-se que, na macroescala, o parâmetro é função das heterogeneidades do meio, o que ajuda a justificar a variabilidade dos valores com a distância. Quando esta é pequena, o constituinte que sofre o processo não teve interação suficiente com as heterogeneidades, de tal forma que o valor medido é menor; à medida que cresce, há mais interação com aquelas e a sua magnitude é (aparentemente) maior (DOMENICO & SCHWARTZ, 1998). Assim, os valores obtidos para ensaios de coluna, em laboratório, comumente apresentados na literatura específica, não são válidos para a extrapolação a escala de campo, já que as colunas são de pequena dimensão e não apresentam volume suficiente para abranger as heterogeneidades do meio como um todo (DOMENICO & SCHWARTZ, 1998). Gelhar (1979, apud Domenico & Schwartz, 1998) demonstrou que os valores tendem a uma ordem de grandeza constante, que denominou dispersividade assintótica, atingida a partir da observação de traçadores a longas distâncias; no entanto, a determinação experimental desse valor pode ser impraticável (SUDICKY, 1986; apud DOMENICO & SCHWARTZ, 1998). Freezy & Cherry (1979) descrevem que, apesar de haver um número considerável de métodos disponíveis para estimativa de valores de campo para a dispersividade, não há consenso sobre qual deles é mais apropriado, se há algum que realmente o seja. Observa-se, na literatura, variação de 0,01 até 1 centímetro para as dispersividades longitudinais de teste de coluna e de 1 até 10000 metros para estudos de campo (DOMENICO & SCHWARTZ, 1998). Domenico (1998) cita que as variações comumente encontradas são de 2 a 3 ordens de magnitude, sendo provável a existência de valores acima de 10 metros, embora não existam estudos de larga escala com confiabilidade suficiente; estima-se, ainda, que os valores reais de campo são geralmente superiores aos teóricos e experimentais. O autor conclui, por fim, que a dispersividade é um modelo conceitual útil para descrever o fenômeno demasiadamente complexo da dispersão, apesar dessas limitações, que deve ser estudada com cautela.

Em relação à dispersividade transversal ( $\alpha_t$ ), percebe-se que os valores são cerca de dez vezes inferiores aos da dispersividade longitudinal ( $\alpha_l$ ) quando se trabalha com índices altos do número de Péclet, como é comum em regiões com gradiente médio e alto. Para o modelo conceitual e matemático adotado neste estudo, observa-se uma convergência mais satisfatória para valores de dispersividade longitudinal superiores a 5 metros, justificável em função das grandes distâncias e da heterogeneidade do meio. Sabe-se que, em modelos de fluxo unidimensional, a primeira constitui o fator de proporcionalidade entre o coeficiente de dispersão transversal ( $D_y$ , para fluxo em x) e a velocidade real no sentido em que se apresenta, enquanto que a última é o fator de proporcionalidade entre o coeficiente de dispersão longitudinal ( $D_x$ , para fluxo em x) e essa mesma velocidade. No entanto, em modelos com fluxo bidimensional, nos quais as velocidades de fluxo e real da água subterrânea apresentam componentes vetoriais não nulos nas duas dimensões ( $V_x$  e  $V_y$ ), aquela abordagem torna-se mais complicada, de forma que os coeficientes de dispersão longitudinal e transversal não coincidem com “ $D_x$ ” e “ $D_y$ ”. Pode-se imaginar que os dois coeficientes, que apresentam determinado ângulo em relação a algum dos eixos, podem ser decompostos em componentes em “X” e em “Y”, e os coeficientes “ $D_x$ ” e “ $D_y$ ” são dados pela soma dos coeficientes longitudinais e transversais em cada eixo. A análise vetorial permite concluir que essa relação apresenta identidade com a abordagem apresentada nas equações 27 e 28, em que o coeficiente em um dado eixo é dado pela soma do produto de “ $\alpha_l$ ” com o módulo do componente da velocidade nesse eixo com o produto de “ $\alpha_t$ ” com o módulo do componente da velocidade no outro eixo.

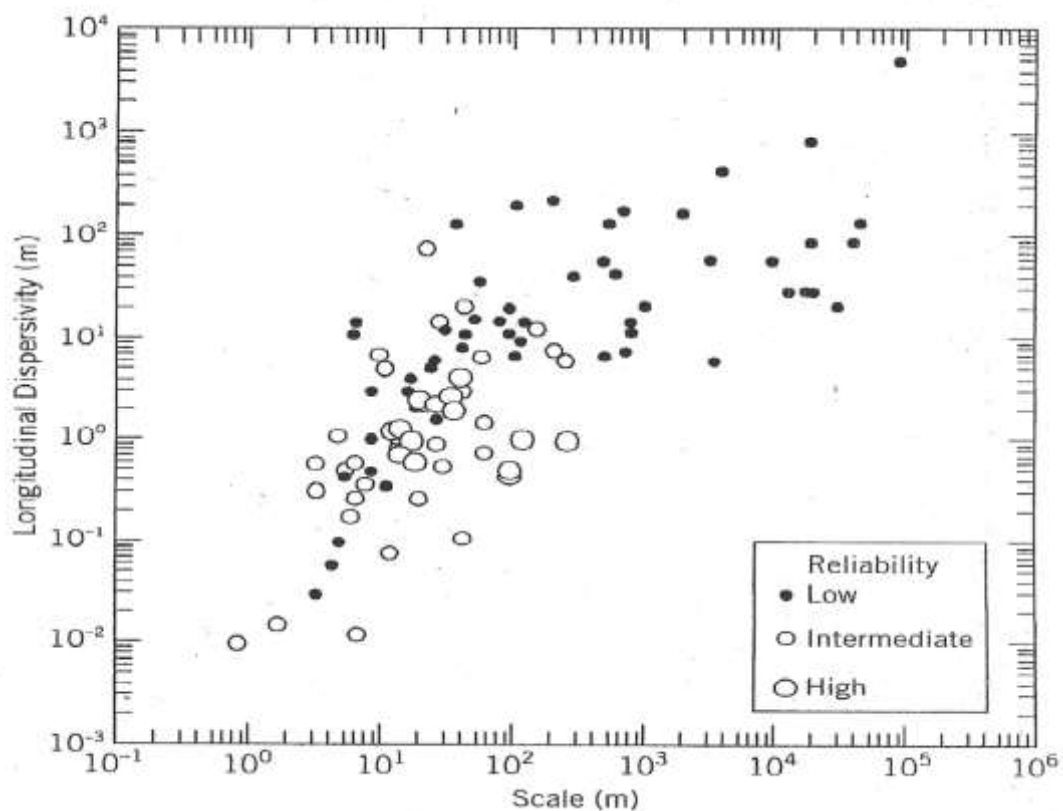
$$D_x = \vec{D}_l \text{sen}(\theta) + \vec{D}_t \text{sen}(90 - \theta) = \alpha_l V_x + \alpha_t V_y \quad (\text{Equação 27})$$

$$D_y = \vec{D}_l \text{sen}(90 - \theta) + \vec{D}_t \text{sen}(\theta) = \alpha_l V_y + \alpha_t V_x \quad (\text{Equação 28})$$

Na figura 18, elaborada por Gelhar et al. (1992) a partir da revisão crítica de experimentos realizados em 59 campos distintos (DOMENICO & SCHWARTZ, 1998), pode-se observar que a dispersividade longitudinal varia entre  $10^{-2}$  e  $10^4$  metros, com mediana em 5 metros. Os dados de maior confiabilidade alta, por sua vez, concentram-se na faixa entre 0,8m e 6m. Sabe-se que os valores mais confiáveis, próximos da dispersividade assintótica, são mensurados quando medidos em escala que abranja toda a área de dispersão da pluma, quando ocorre a consolidação de sua geometria e contato com a maior parte das

heterogeneidades do meio. A partir dos resultados preliminares da simulação matemática, observou-se que os contaminantes analisados tendem a se dispersar em uma distância média de 30 a 40 metros, para o intervalo de estudo de 30 anos; nesta escala, os valores de alta confiabilidade do gráfico também se encontram em torno de 5 metros. Baseado nas ponderações resumidas acima e nas faixas típicas da literatura adotou-se dispersividade longitudinal de 5 metros e transversal de 0,5 metros. Os valores adotados são coerentes com a abordagem conservativa empregada neste estudo, tendo em vista os valores significativamente maiores observados na literatura; até superiores a 100 metros (Webster et al, 1970).

Figura 18: Dispersividade longitudinal X Escala de Estudo



Fonte: Gelhar et al. (1992); apud Domenico & Schwartz (1998).

No tópico 7.3 foram apresentadas as considerações a respeito do fluxo de água subterrânea e das rotas preferenciais de transporte de contaminantes. As condições de contorno foram definidas com critérios similares aos utilizados para delimitação da área de estudo. A primeira diz respeito à concentração de entrada no sistema, no ponto mais baixo do aterro, definida para cada contaminante a partir do termo-fonte, e destacada na Tabela 13, junto aos coeficientes de distribuição; depois, considera-se que a contaminação não ultrapassa consideravelmente o ponto de menor cota potencial da água subterrânea no vale onde ocorre o

charco e a formação do Córrego Essencis NE, estimada a partir da rede de drenagem delineada no geoprocessamento, por efeitos de convecção, de tal forma que a concentração em torno desses pontos é zero. Da mesma forma, a pluma não ultrapassa o divisor de águas da área de contribuição, que também é formado por pontos de máximo da cota potenciométrica do lençol freático. E, como a área a leste-nordeste do aterro se situa a montante do fluxo subterrâneo, não se espera dispersão a uma distância considerável nesse sentido. A Figura 19 apresenta a malha aplicada sobre a área de estudo no Excel, já com os efeitos da discretização e as condições de contorno aplicadas. O ponto vermelho é aquele onde os contaminantes atingiriam o curso de água superficial, a área marcada em verde claro representa o charco e em rosa o poço de monitoramento, enquanto que as células em marrom indicam a posição do aterro e o ponto mais baixo, mais escuro, onde ocorreria a contaminação hipotética. As células em cinza claro são os limites da área de estudo e parte da condição de contorno.

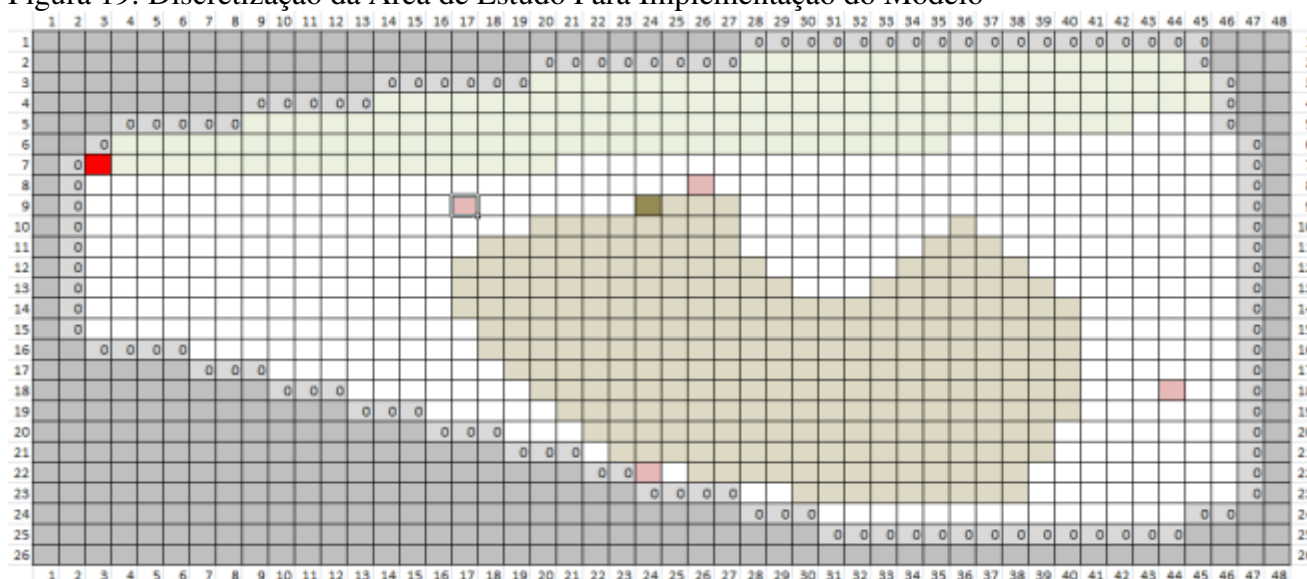
Tabela 12: Parâmetros de Entrada do Modeo

<b>Parâmetro</b>	<b>Dimensão</b>	<b>Valor</b>	<b>Fonte</b>
<b>Distância dos pontos</b>	Metros	10	-
<b>Condutividade hidráulica (isotrópico)</b>	Metros por dia	0,1158	Grafos, 2014
<b>Dispersividade longitudinal</b>	Metros	5	Domenico (1998)
<b>Dispersividade transversal</b>	Metros	0,5	Domenico (1998)
<b>Massa Específica Aparente Seca</b>	Kg/m <sup>3</sup>	1.650	Grafos, 2014
<b>Porosidade Eficaz</b>	Adimensional	0,30	Grafos, 2014
<b>Gradiente em x</b>	m/m	Entre 0,005 e 0,05	Mapa potenciométrico
<b>Gradiente em y</b>	m/m	Entre 0,001 e 0,333	Mapa potenciométrico
<b>Velocidade em x</b>	Metros por dia	Entre 0,00193 e 0,0193	Calculado
<b>Velocidade em y</b>	Metros por dia	Entre 0,0004 e 0,1285	Calculado
<b>Coefficiente de Dispersão em x</b>	m <sup>2</sup> /dia	Entre 0,0102 e 0,1672	Calculado
<b>Coefficiente de Dispersão em y</b>	m <sup>2</sup> /dia	Entre 0,0030 e 0,6783	Calculado

Tabela 13: Concentração de Entrada e Coeficientes de Distribuição para os Contaminantes Analisados

Contaminante	Concentração estimada [mg/L]	Coeficiente de distribuição (Kd) [m <sup>3</sup> /kg]
Arsênio	120,000	0,1259
Cádmio	0,0029	0,031
Chumbo	0,0486	0,4070
Cobre	2,0846	0,3170
Cromo	0,5949	0,0060
Manganês	0,0757	0,1300
Mercúrio	0,0030	0,0542
Níquel	0,1357	0,0130
Zinco	52,4009	0,0130

Figura 19: Discretização da Área de Estudo Para Implementação do Modelo



## 7.6 Resultados da modelagem de concentrações

A partir do modelo conceitual descrito nos tópicos 7.1, 7.2 e 7.5, dos parâmetros de entrada apresentados no tópico 7.5 e dos conceitos e procedimentos detalhados nos tópicos 7.4 e 7.5, foi realizada a simulação matemática de transporte e retenção de contaminantes para os compostos de arsênio, cádmio, cobre, cromo, chumbo, manganês, mercúrio, níquel e zinco, em intervalos de tempo de 5, 10, 15, 20 e 30 anos, considerando evento de liberação instantânea (pulso). O objetivo foi mapear as concentrações em pontos sensíveis e o alcance

da pluma de contaminação, para aqueles intervalos de tempo. O modelo apresentou convergência e comportamento satisfatório, de acordo com o esperado. No Quadro 8 apresentam-se os resultados para os pontos localizados na fonte de infiltração (ponto de menor cota no interior do aterro em estudo), os dois poços de monitoramento a jusante (PM-03 e PM-05), o limite mais próximo do vale úmido (brejo) e o ponto de encontro com o curso de água superficial (“Córrego Essencis NE”). Considerou-se que valores inferiores a  $1E-12$  mg/L são desprezíveis, correspondente a concentrações nulas, embora o limite de detecção dos métodos de análise comumente empregados sejam superiores. Devido à natureza química dos compostos estudados, a sorção foi o processo predominante no transporte, em todos os casos, e não se observou níveis alarmantes de concentração e nem área de influência muito grande para o evento, apesar de todas as suposições conservadoras adotadas.

O contaminante com maior alcance foi o cromo (mais baixo valor de  $K_d$ ), que não ultrapassou 50 metros, no sentido de maior dispersão (coincidente com o do fluxo de água subterrânea), considerando uma redução de um milhão de vezes o valor inicial. Foram encontradas concentrações significativas, mas não expressivas, para o arsênio, cromo, níquel e zinco no brejo e no PM-05, e de nenhum metal para a entrada do curso de água superficial.

Quadro 8: Concentrações dos nove contaminantes para os pontos de maior interesse, nos intervalos de 5, 10, 15, 20 e 30 anos.

CONTAMINANTE	TEMPO (ANOS)	CONCENTRAÇÃO NA FONTE (mg/L)	CONCENTRAÇÃO PRÓXIMO AO BREJO (mg/L)	CONCENTRAÇÃO NO PM-05 (mg/L)	CONCENTRAÇÃO NO PM-03 (mg/L)	CONCENTRAÇÃO NA CHEGADA DO CÓRREGO (mg/L)
ARSÊNIO	5	1,17E+02	1,01E-05	5,82E-06	0	0
	10	1,15E+02	3,99E-05	2,28E-05	0	0
	15	1,12E+02	9,81E-05	5,57E-05	0	0
	20	1,10E+02	1,93E-04	1,09E-04	0	0
	30	1,05E+02	5,87E-04	3,26E-04	0	0
CÁDMIO	5	2,66E-03	1,34E-08	7,21E-09	0	0
	10	2,45E-03	5,02E-08	2,65E-08	0	0
	15	2,25E-03	1,18E-07	6,09E-08	0	0
	20	2,07E-03	2,21E-07	1,12E-07	0	0
	30	1,76E-03	5,86E-07	2,78E-07	0	0
CHUMBO	5	4,83E-02	1,28E-10	7,43E-11	0	0
	10	4,79E-02	5,08E-10	2,95E-10	0	0
	15	4,76E-02	1,26E-09	7,33E-10	0	0
	20	4,73E-02	2,51E-09	1,46E-09	0	0
	30	4,67E-02	7,91E-09	4,56E-09	0	0
COBRE	5	2,07E+00	1,15E-08	6,69E-09	0	0
	10	2,05E+00	4,57E-08	2,65E-08	0	0
	15	2,03E+00	1,14E-07	6,57E-08	0	0
	20	2,01E+00	2,26E-07	1,30E-07	0	0
	30	1,98E+00	7,07E-07	4,06E-07	0	0
CROMO	5	4,12E-01	1,49E-04	6,15E-05	6,10E-12	0
	10	2,86E-01	4,58E-04	1,71E-04	3,50E-11	0
	15	2,00E-01	8,83E-04	2,98E-04	1,11E-10	0
	20	1,40E-01	1,37E-03	4,16E-04	2,63E-10	0
	30	7,60E-02	2,32E-03	5,45E-04	1,00E-09	0
MANGANÊS	5	7,41E-02	5,82E-09	3,34E-09	0	0
	10	7,26E-02	2,29E-08	1,31E-08	0	0
	15	7,11E-02	5,64E-08	3,20E-08	0	0
	20	6,96E-02	1,11E-07	6,27E-08	0	0
	30	6,67E-02	3,38E-07	1,88E-07	0	0
MERCÚRIO	5	2,85E-03	2,90E-09	1,62E-09	0	0
	10	2,72E-03	1,12E-08	6,17E-09	0	0
	15	2,58E-03	2,69E-08	1,47E-08	0	0
	20	2,46E-03	5,19E-08	2,79E-08	0	0
	30	2,23E-03	1,48E-07	7,68E-08	0	0
NÍQUEL	5	1,12E-01	6,02E-06	2,94E-06	0	0
	10	9,28E-02	2,09E-05	9,72E-06	0	0
	15	7,69E-02	4,56E-05	2,01E-05	0	0
	20	6,38E-02	7,95E-05	3,34E-05	1,89E-12	0
	30	4,54E-02	1,73E-04	6,37E-05	1,23E-11	0
ZINCO	5	4,33E+01	2,33E-03	1,13E-03	1,05E-11	0
	10	3,59E+01	8,08E-03	3,75E-03	7,00E-11	0
	15	2,97E+01	1,76E-02	7,78E-03	2,63E-10	0
	20	2,47E+01	3,07E-02	1,29E-02	7,30E-10	0
	30	1,75E+01	6,70E-02	2,46E-02	7,74E-09	0

Foram geradas imagens das plumas dos contaminantes supracitados para os intervalos de 5, 10, 15, 20 e 30 anos, a partir do método de interpolação IDW em ambiente GIS (Figuras 20 a 28). Nelas, é possível observar a migração e a atenuação dos compostos ao longo dos anos; visando proporcionar uma melhor visualização dos resultados obtidos com a simulação realizada. As imagens das plumas foram inseridas sobre a imagem de satélite da área estudada e são apresentadas em duas estruturas com escalas diferentes, uma (canto superior esquerdo) permitindo situar o alcance frente à vizinhança (comunidade de Paula Lima, BR-040 e sítios

vizinhos) e outra com maior aproximação da pluma, conferindo maior detalhamento. Além disso, foram atribuídas cores frias para baixas concentrações e cores quentes para as concentrações mais elevadas, adotando gradiente padrão para todas as imagens, conforme se observa nas figuras; a faixa inferior de concentrações ( $0 - 1E^{-12}$  mg/L) apresenta preenchimento vazio, sendo constituída por toda a seção da área de estudo que não se encontra coberta pela pluma. Comprova-se que os contaminantes que apresentaram maior dispersão/alcance foram o cromo, níquel e zinco, ainda assim insuficiente para atingir significativamente os elementos mais sensíveis do terreno. Já o arsênio foi o agente que resultou nas concentrações mais elevadas; no entanto, essas ficaram retidas próximas à fonte, devido à maior afinidade do solo por esse metal.

Apresenta-se no Anexo 1 todas as plumas de contaminação, por elemento estudado e para diferentes tempos de projeto, resultantes dos estudos de simulação do transporte realizado, evidenciando o alcance e a concentração dos potenciais poluentes solúveis nas águas subterrâneas subjacentes ao aterro para resíduos perigosos - Classe I da UVS da ESSENCIS em Juiz de Fora. Apresenta-se também no formato digital, através de vídeos, a evolução das plumas de contaminação de todos os poluentes a partir da fonte (Aterro Classe I), considerando todo o período de análise solicitado pelo órgão ambiental.

Figura 20 –Pluma de dispersão do arsênio, para 30 anos de transporte

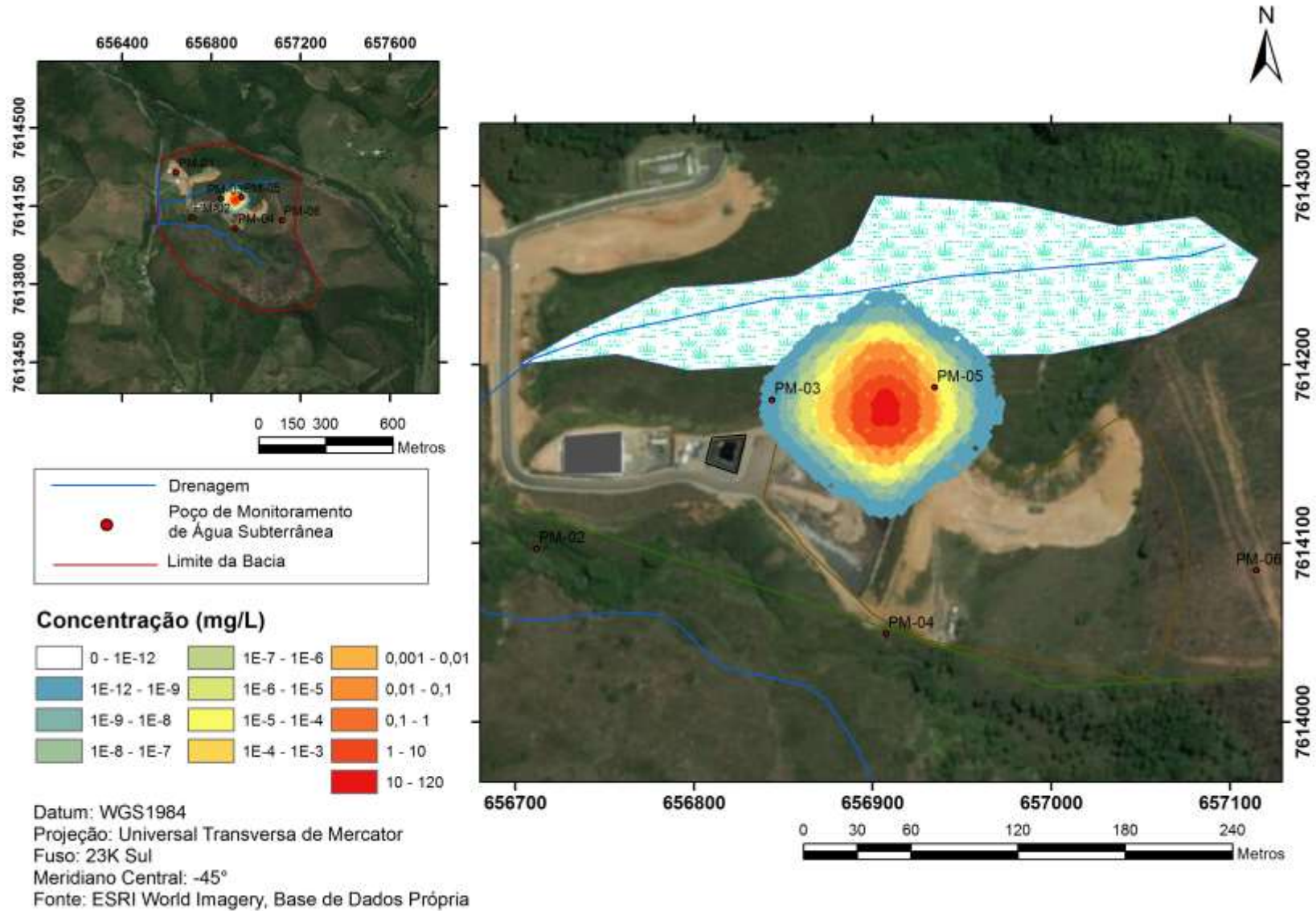


Figura 21 – Pluma de dispersão do zinco, para 30 anos de transporte

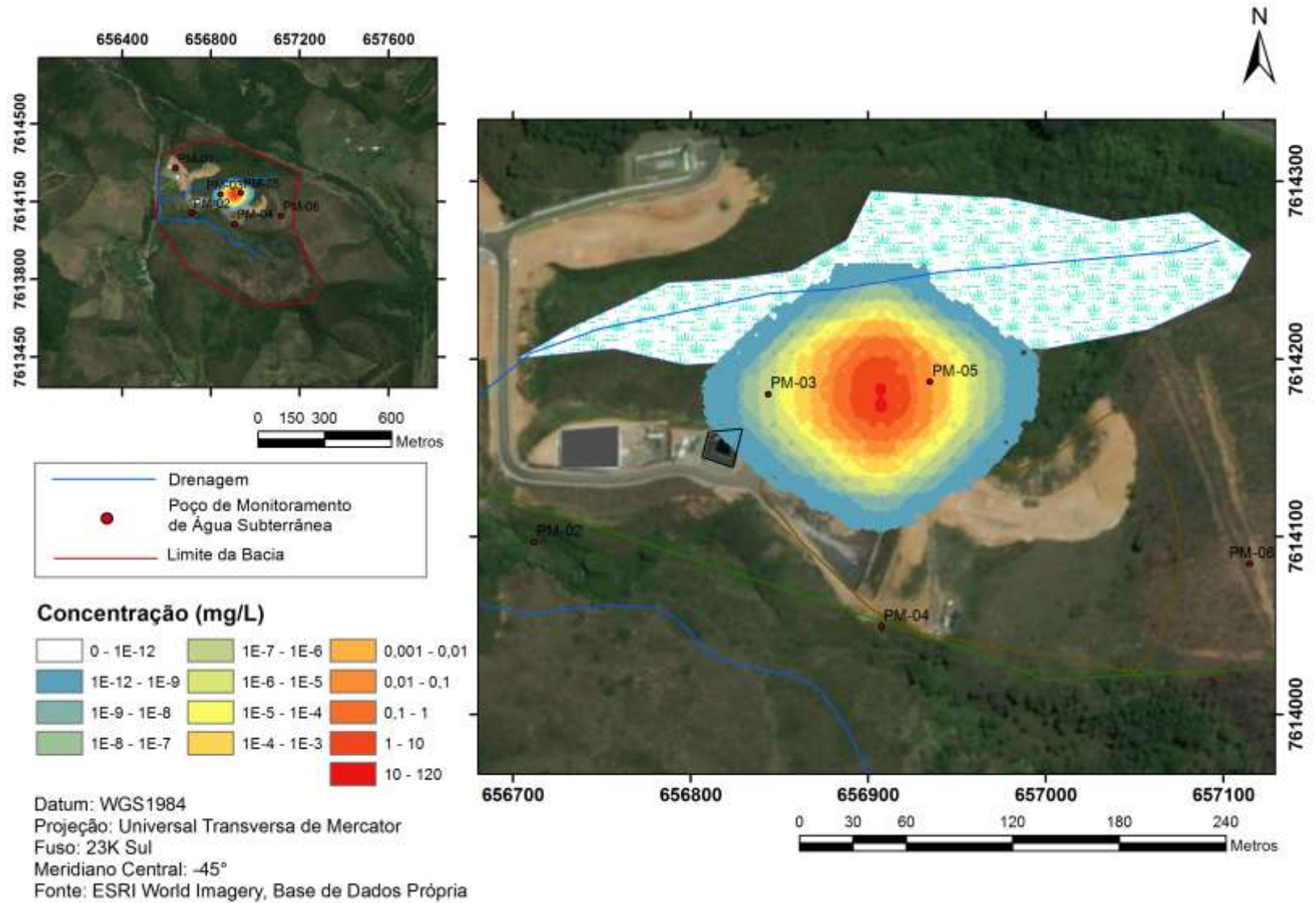


Figura 22 – Pluma de dispersão do cádmio, para 30 anos de transporte

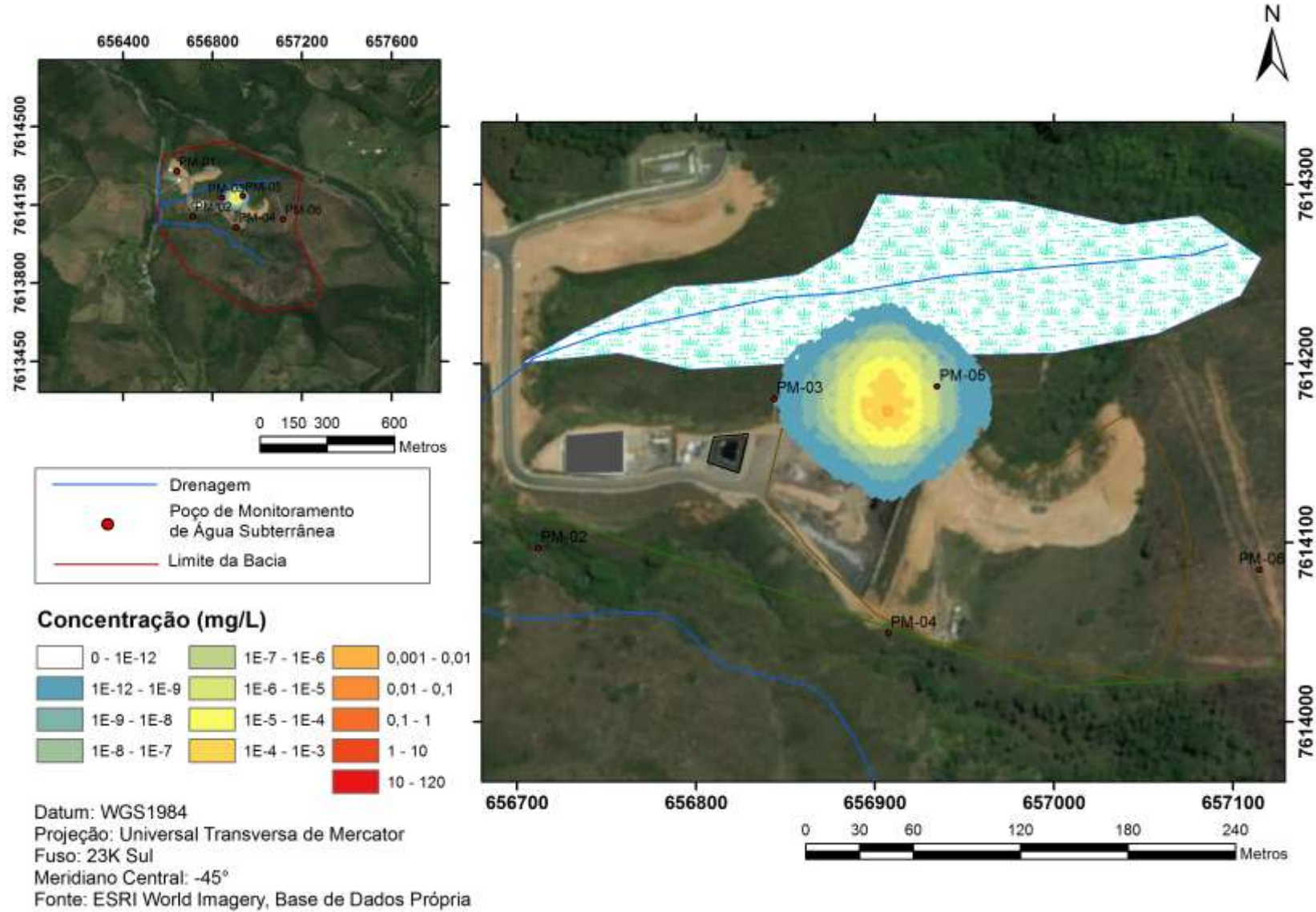


Figura 23 - Pluma de dispersão do chumbo, para 30 anos de transporte

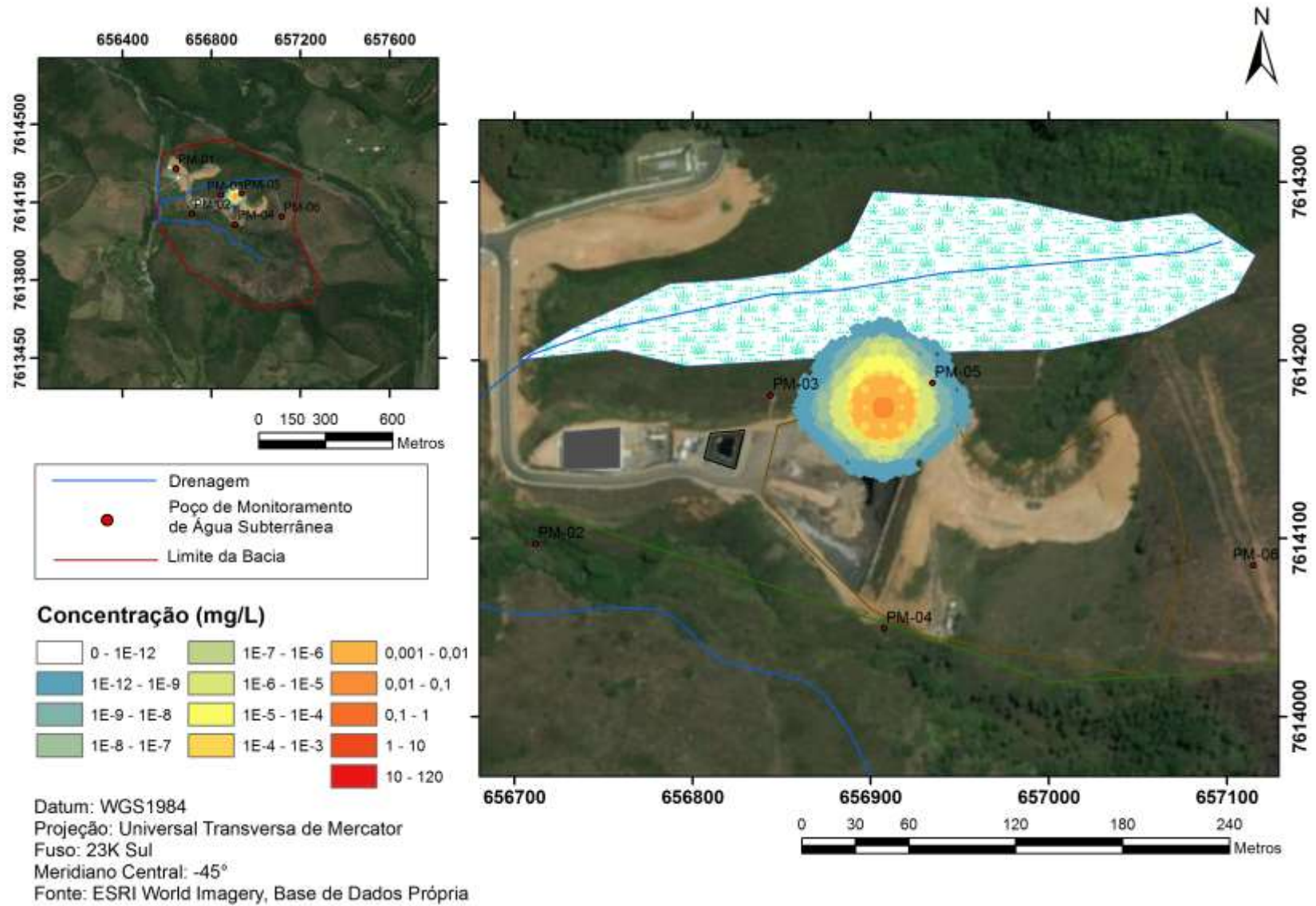


Figura 24 - Pluma de dispersão do cobre, para 30 anos de transporte

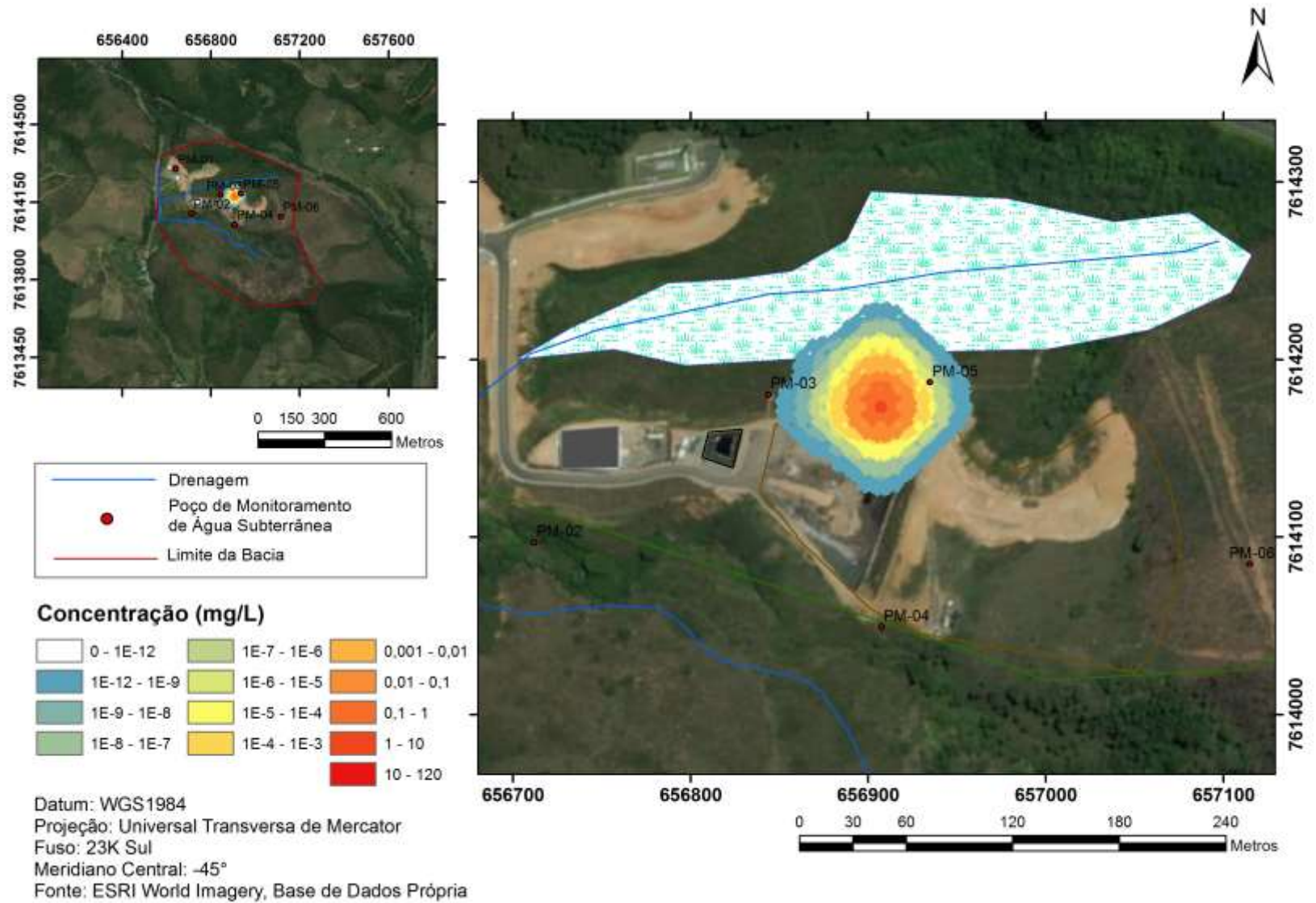


Figura 25 - Pluma de dispersão do cromo, para 30 anos de transporte

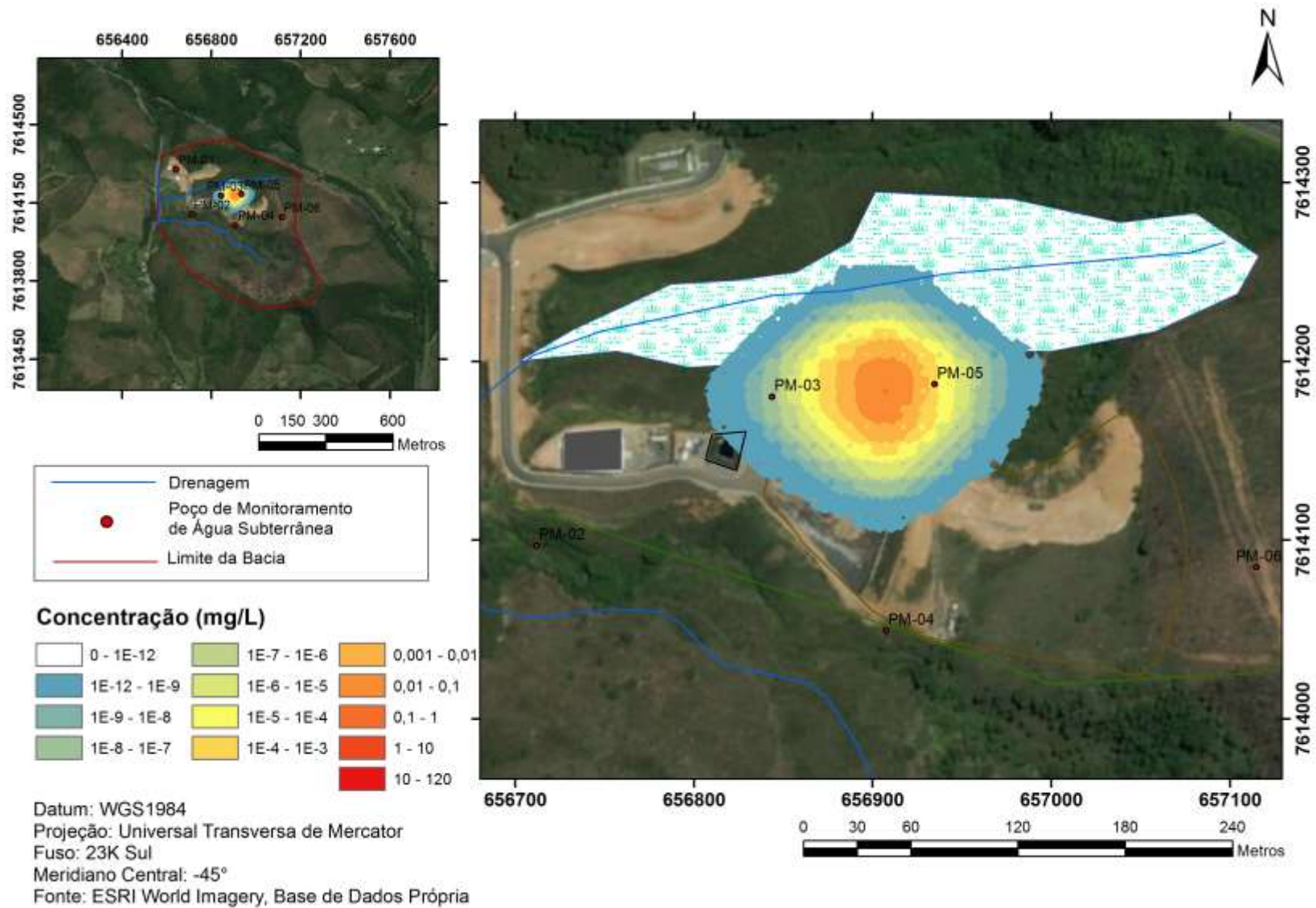


Figura 26 - Pluma de dispersão do manganês, para 30 anos de transporte

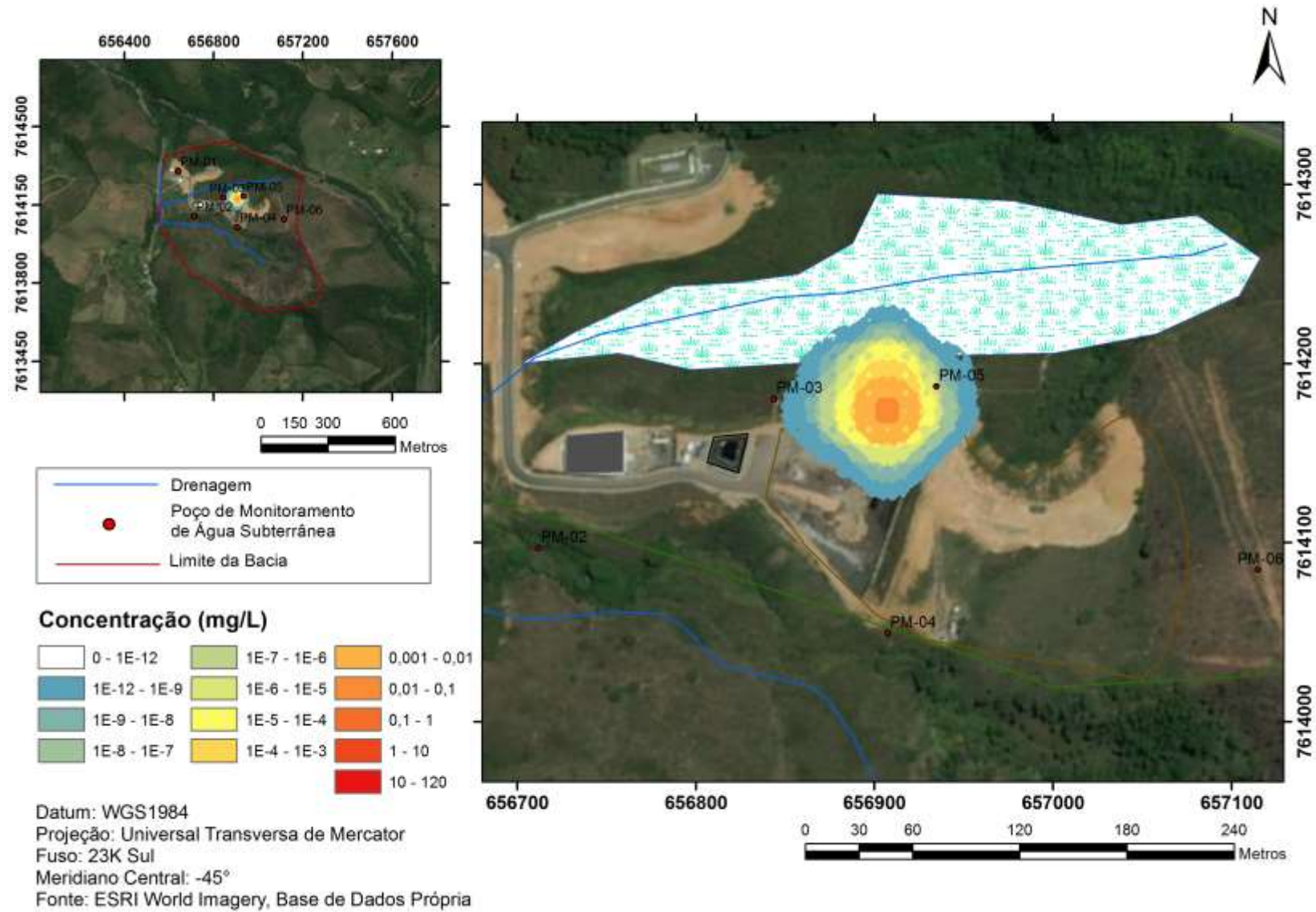


Figura 27 - Pluma de dispersão do mercúrio, para 30 anos de transporte

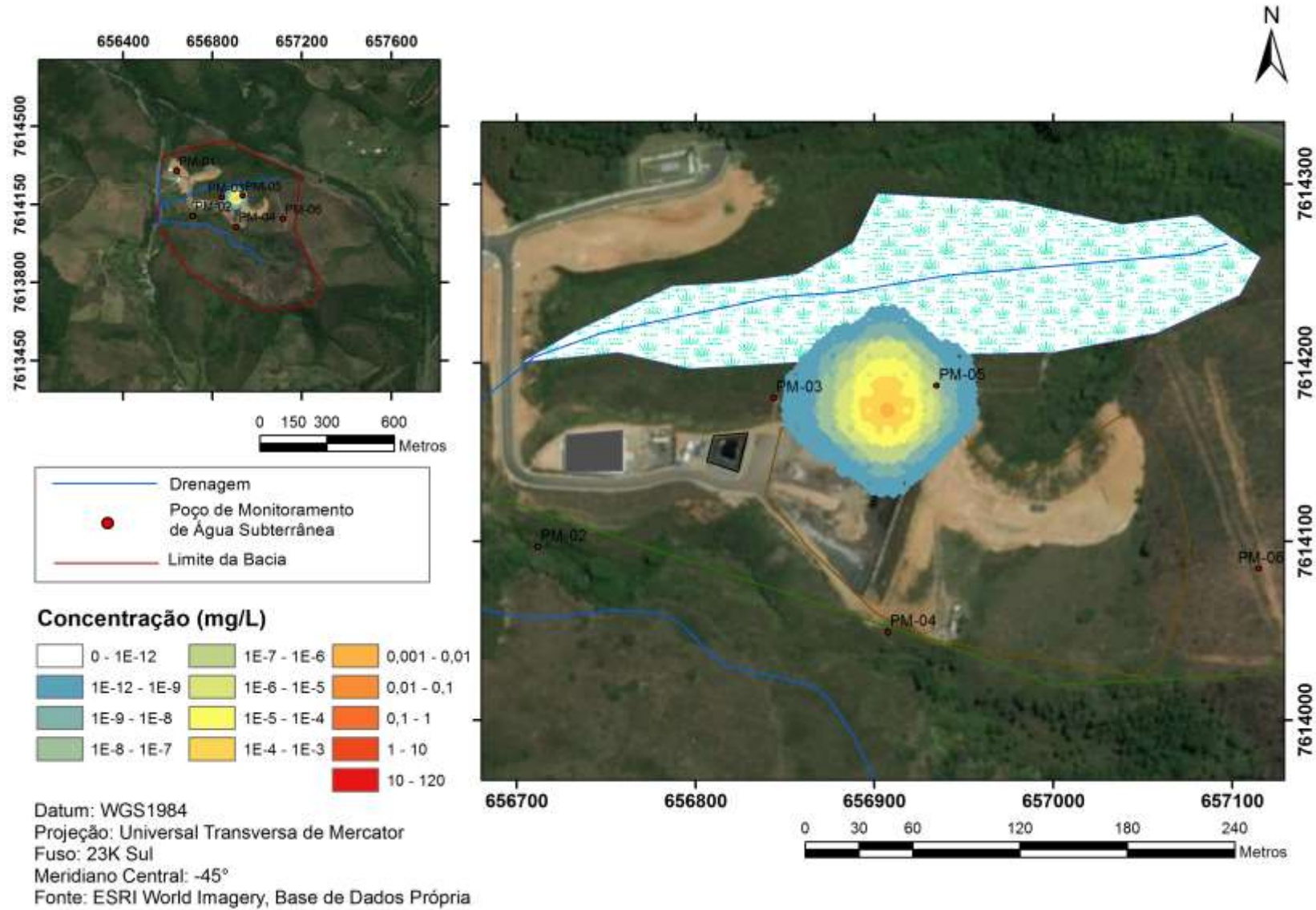
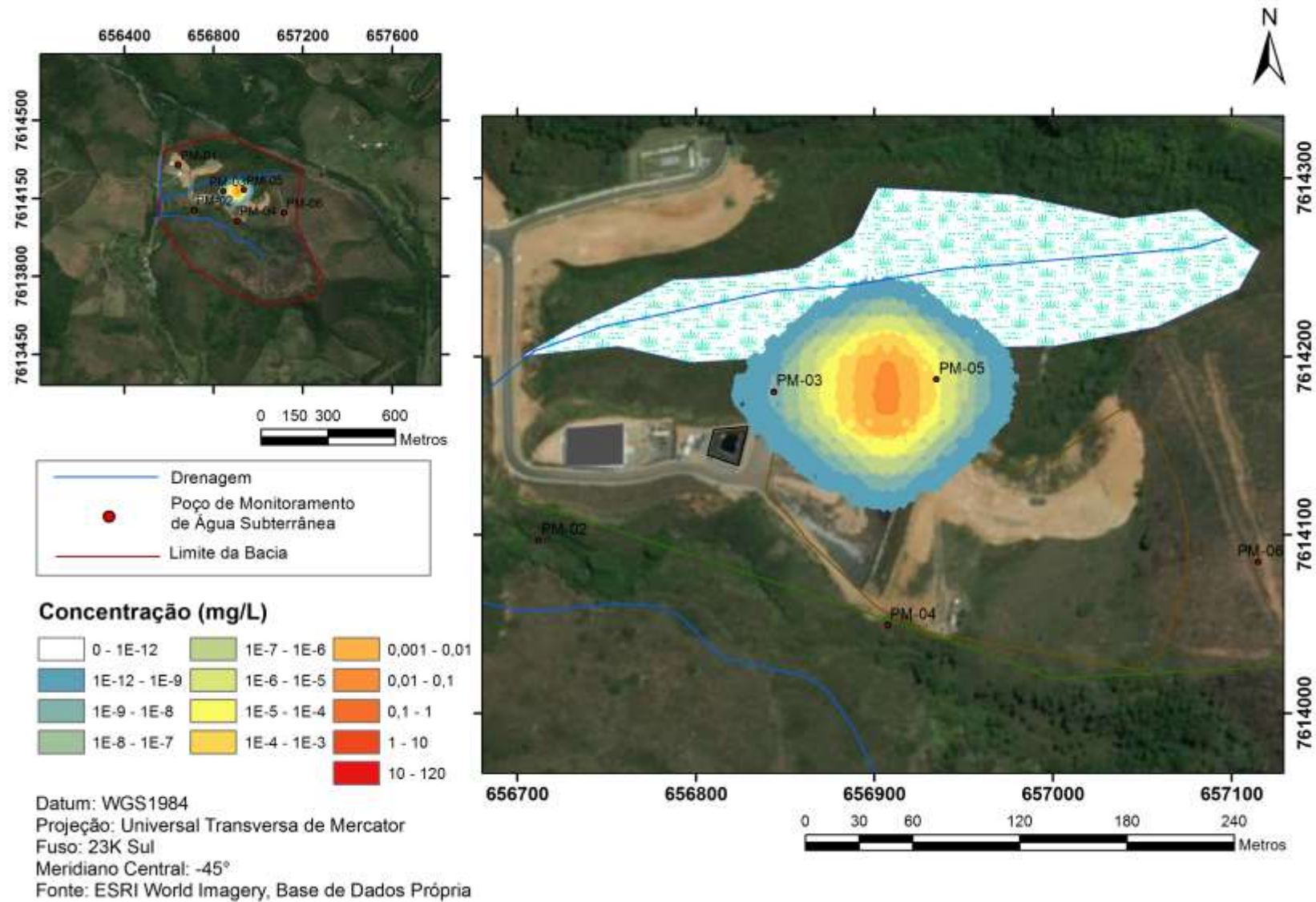


Figura 28 - Pluma de dispersão do níquel, para 30 anos de transporte



## 8 Avaliação dos resultados e comparação com as normas vigentes

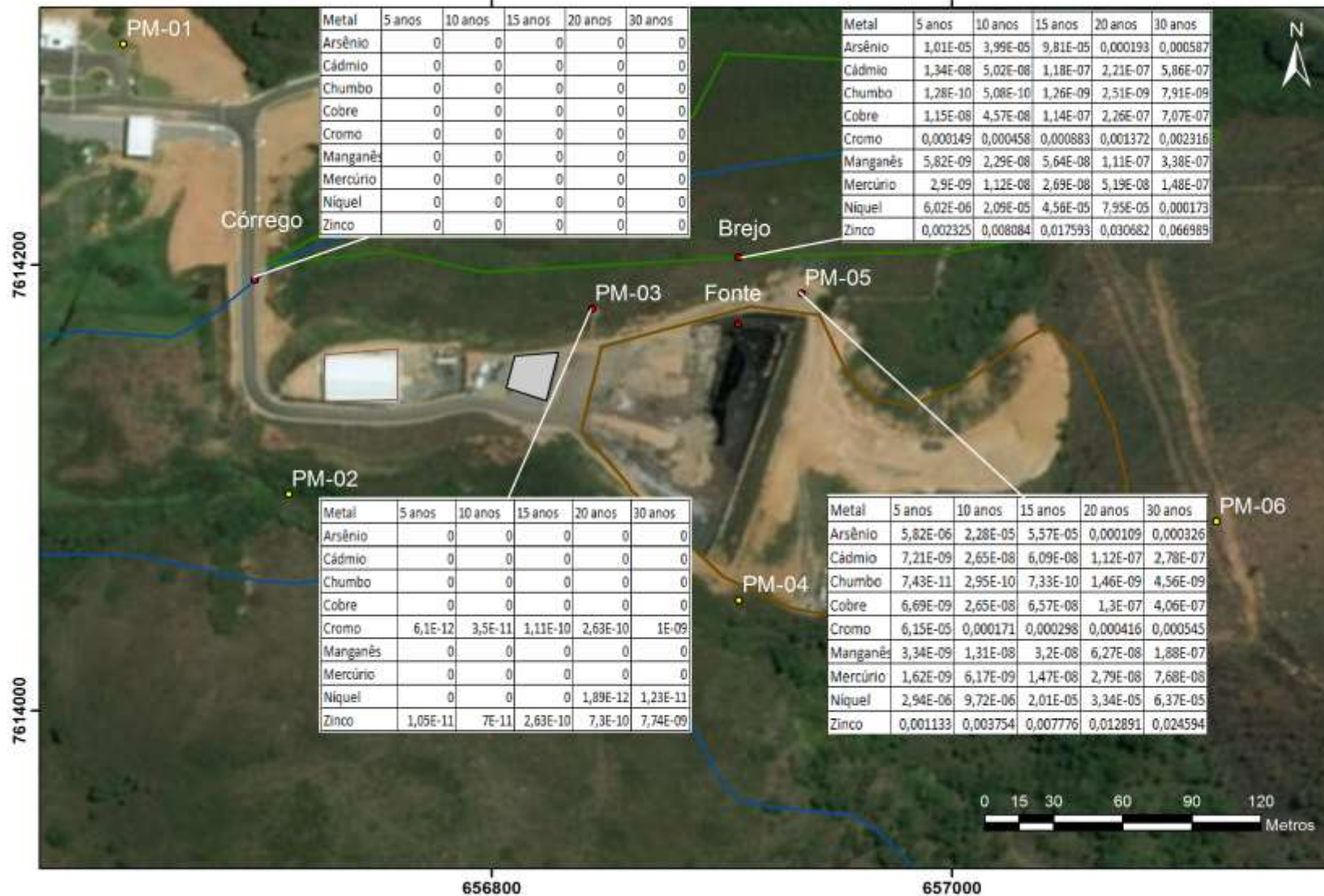
No Quadro 8 foram apresentadas as concentrações resultantes da simulação matemática do transporte de potenciais poluentes nas águas subterrâneas subjacentes ao aterro para resíduos perigosos - Classe I da UVS da ESSENCIS em Juiz de Fora, em 4 pontos de controle selecionados e também na fonte. Os estudos visaram avaliar a dispersão de poluentes potenciais para os tempos de 5, 10, 15, 20 e 30 anos, após hipotético rompimento de todas as barreiras de engenharia e consequente liberação do lixiviado, conforme solicitado pela condicionante ambiental 12 da Licença de Operação 887 expedida pelo COPAM, relativa ao licenciamento ambiental de Aterro para resíduos perigosos - Classe I, conforme abaixo discriminado:

*Realizar estudo de dispersão de poluentes solúveis para as águas subterrâneas para diferentes tempos: 5, 10, 15, 20 e 30 anos de projeto, visando mapear o alcance e concentração de poluentes.*

Visando avaliar a adequação dos resultados obtidos com os estudos desenvolvidos à legislação pertinente, foram selecionados quatro pontos de interesse ou de controle, a saber: os Poços de Monitoramento PM-03 e PM-05, já existentes na área de estudo para avaliação da qualidade da água subterrânea; o ponto mais vulnerável do brejo e o ponto de convergência das águas do brejo no corpo hídrico afluyente ao córrego da Rocinha (Córrego Essencis NE).

A localização destes pontos e as concentrações obtidas com a simulação matemática do transporte de poluentes, conforme solicitado pela SUPRAM, são apresentadas na Figura 29.

Figura 29 - Concentração nos pontos de interesse



As concentrações resultantes da simulação realizada foram comparadas com valores estabelecidos por dois instrumentos normativos:

- Deliberação Normativa Conjunta COPAM/ CERH nº02, de 8 de setembro de 2010, que estabelece as diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por substâncias químicas, e;
- Deliberação Normativa Conjunta COPAM/ CERH nº01, de 05 de março de 2008, que 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.

Ressalta-se que os valores estabelecidos pela DN COPAM/CERH nº02/2010 para águas subterrâneas foram consolidados a partir daqueles apresentados na Portaria Nº518/2004 do Ministério da Saúde com base em risco à saúde humana.

A adequação das concentrações estimadas dos poluentes que chegam ao córrego Essencis NE, afluente do córrego da Rocinha foi avaliada com base nos padrões de qualidade de água superficial para a Classe 1, conforme apresentados na DN COPAM/CERH nº01. Destaca-se que o córrego da Rocinha é enquadrado como classe 1, de acordo com a deliberação Normativa COPAM nº16 de 24 de setembro de 1996, que dispõe sobre o enquadramento das águas estaduais da bacia do rio Paraíba.

Na análise referente aos pontos dos poços de monitoramento PM-03 e PM-05 e no ponto mais vulnerável do brejo (mais próximo hidráulicamente da fonte), considerado ponto de descarga de água subterrânea, foi utilizada a DN COPAM/CERH 02/2010 para a interpretação dos resultados.

Os valores de referência podem ser observados no Quadro 9, confrontados com os valores de concentração simulados para os pontos de interesse e para os diferentes tempos solicitados na condicionante.

Quadro 9 – Concentrações simuladas nos pontos de interesse e valores de referência das DN COPAM/CERH 2/2010 e COPAM/CERH 1/2008

CONTAMINANTE	TEMPO (ANOS)	CONCENTRAÇÃO PRÓXIMO AO BREJO (mg/L)	CONCENTRAÇÃO NO PM-05 (mg/L)	CONCENTRAÇÃO NO PM-03 (mg/L)	DN COPAM 02/2010 (mg/L)	CONCENTRAÇÃO NA CHEGADA DO CÓRREGO (mg/L)	DN COPAM 01/2008 Classe 1 (mg/L)
ARSÊNIO	5	1,01E-05	5,82E-06	0	1,00E-02	0	1,00E-02
	10	3,99E-05	2,28E-05	0		0	
	15	9,81E-05	5,57E-05	0		0	
	20	1,93E-04	1,09E-04	0		0	
	30	5,87E-04	3,26E-04	0		0	
CÁDMIO	5	1,34E-08	7,21E-09	0	5,00E-03	0	1,00E-03
	10	5,02E-08	2,65E-08	0		0	
	15	1,18E-07	6,09E-08	0		0	
	20	2,21E-07	1,12E-07	0		0	
	30	5,86E-07	2,78E-07	0		0	
CHUMBO	5	1,28E-10	7,43E-11	0	1,00E-02	0	1,00E-02
	10	5,08E-10	2,95E-10	0		0	
	15	1,26E-09	7,33E-10	0		0	
	20	2,51E-09	1,46E-09	0		0	
	30	7,91E-09	4,56E-09	0		0	
COBRE	5	1,15E-08	6,69E-09	0	2,00E+00	0	9,00E-03
	10	4,57E-08	2,65E-08	0		0	
	15	1,14E-07	6,57E-08	0		0	
	20	2,26E-07	1,30E-07	0		0	
	30	7,07E-07	4,06E-07	0		0	

Quadro 9 – Concentrações simuladas nos pontos de interesse e valores de referência das DN COPAM 2/2010 e DN COPAM 1 (continuação)

CONTAMINANTE	TEMPO (ANOS)	CONCENTRAÇÃO PRÓXIMO AO BREJO (mg/L)	CONCENTRAÇÃO NO PM-05 (mg/L)	CONCENTRAÇÃO NO PM-03 (mg/L)	DN COPAM 02/2010 (mg/L)	CONCENTRAÇÃO NA CHEGADA DO CÓRREGO (mg/L)
CROMO	5	1,49E-04	6,15E-05	6,10E-12	5,00E-02	0
	10	4,58E-04	1,71E-04	3,50E-11		0
	15	8,83E-04	2,98E-04	1,11E-10		0
	20	1,37E-03	4,16E-04	2,63E-10		0
	30	2,32E-03	5,45E-04	1,00E-09		0
MANGANÊS	5	5,82E-09	3,34E-09	0	4,00E-01	0
	10	2,29E-08	1,31E-08	0		0
	15	5,64E-08	3,20E-08	0		0
	20	1,11E-07	6,27E-08	0		0
	30	3,38E-07	1,88E-07	0		0
MERCÚRIO	5	2,90E-09	1,62E-09	0	1,00E-03	0
	10	1,12E-08	6,17E-09	0		0
	15	2,69E-08	1,47E-08	0		0
	20	5,19E-08	2,79E-08	0		0
	30	1,48E-07	7,68E-08	0		0
NÍQUEL	5	6,02E-06	2,94E-06	0	2,00E-02	0
	10	2,09E-05	9,72E-06	0		0
	15	4,56E-05	2,01E-05	0		0
	20	7,95E-05	3,34E-05	1,89E-12		0
	30	1,73E-04	6,37E-05	1,23E-11		0

Quadro 9 – Concentrações simuladas nos pontos de interesse e valores de referência da DN COPAM 02/2010 e DN COPAM 01 (continuação)

CONTAMINANTE	TEMPO (ANOS)	CONCENTRAÇÃO PRÓXIMO AO BREJO (mg/L)	CONCENTRAÇÃO NO PM-05 (mg/L)	CONCENTRAÇÃO NO PM-03 (mg/L)	DN COPAM 02/2010 (mg/L)	CONCENTRAÇÃO NA CHEGADA DO CÓRREGO (mg/L)
ZINCO	5	2,33E-03	1,13E-03	1,05E-11	1,05E+00	0
	10	8,08E-03	3,75E-03	7,00E-11		0
	15	1,76E-02	7,78E-03	2,63E-10		0
	20	3,07E-02	1,29E-02	7,30E-10		0
	30	6,70E-02	2,46E-02	7,74E-09		0

Ao avaliar as concentrações resultantes da simulação realizada, para todos os poluentes e diferentes tempos de transporte, verifica-se que as concentrações obtidas foram significativamente inferiores aos limites estabelecidos nos instrumentos normativos utilizados.

É importante destacar que para a estimativa das concentrações foram adotadas neste estudo várias hipóteses e procedimentos conservativos visando obter um valor máximo esperado das concentrações simuladas para diferentes tempos de transporte, permitindo uma tomada de decisão com confiança, e que mesmo assim os valores obtidos na simulação foram inferiores aos estabelecidos pela legislação.

No que diz respeito à concentração dos poluentes em função do tempo, observou-se uma tendência de aumento da concentração com o passar dos anos (5, 10, 15, 20 e 30 anos), para todos os poluentes simulados. Este é o comportamento típico; para qualquer ponto de controle espera-se que as concentrações aumentem com o tempo até um valor máximo e a partir deste ponto de inflexão da curva de chegada do poluente há uma redução da concentração com o tempo.

Portanto, como a concentração máxima esperada nos quatro pontos de controle estabelecidos neste estudo não foram alcançadas no prazo de 30 anos, foi necessário simular o transporte de poluentes para tempos maiores. Os gráficos com os resultados dessas simulações estão apresentados nas Figuras 30 a 47, onde se pode visualizar o formato da curva de chegada dos potenciais poluentes nos pontos de controle PM-05 e brejo. As concentrações máximas e respectivos tempo de ocorrência, resultantes desta segunda fase da simulação do transporte de poluentes potenciais nas águas subterrâneas subjacentes ao aterro Classe 1 da UVC da ESSENCIS em Juiz de Fora, são apresentadas no Quadro 10.

Os gráficos relativos às concentrações máximas no PM-03 e no ponto onde o brejo deságua para as águas superficiais não estão apresentados, tendo em vista os valores extremamente baixos de concentração ( $< 10^{-6}$  mg/L) resultantes da simulação para qualquer tempo.

Figura 30 - Variação temporal da concentração de arsênio próximo ao brejo

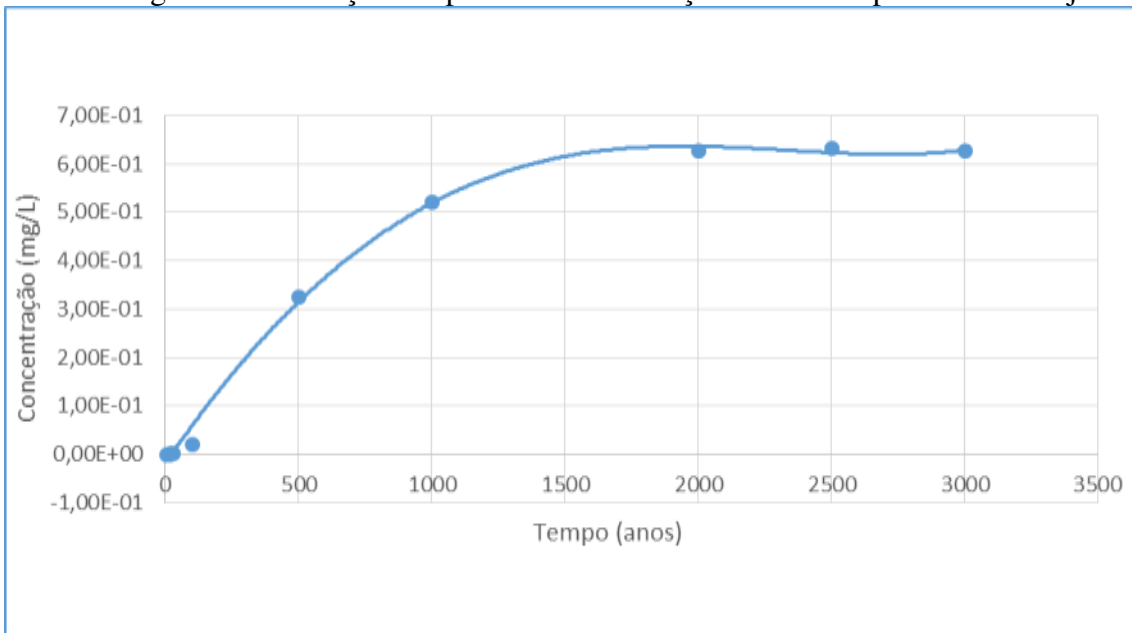


Figura 31 - Variação temporal da concentração de arsênio no PM-05

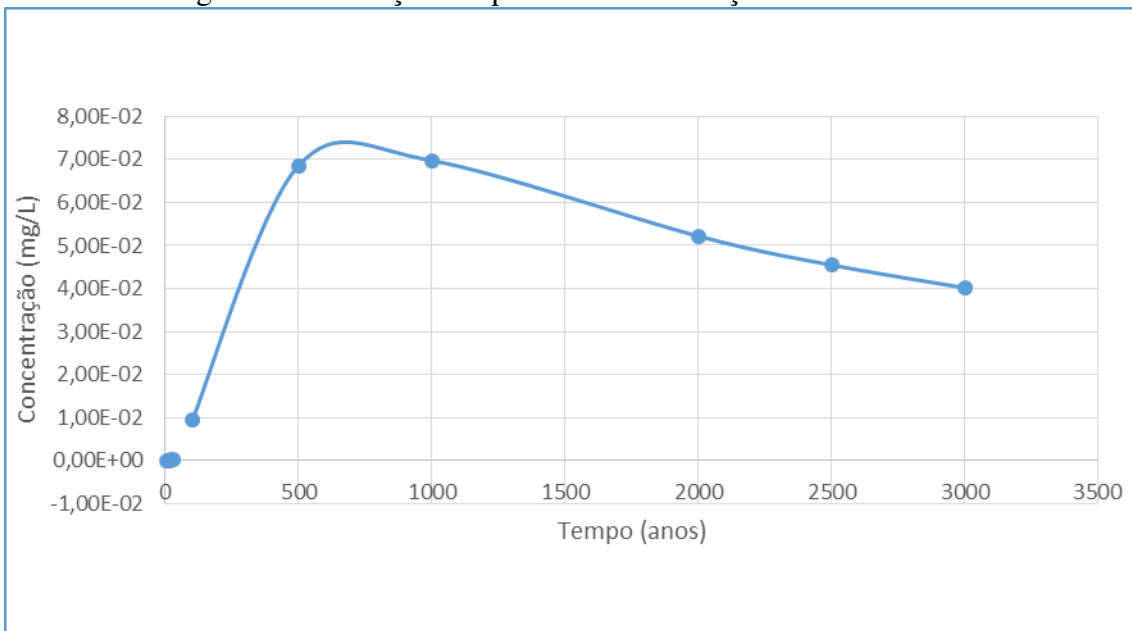


Figura 32 - Variação temporal da concentração de cádmio próximo ao brejo

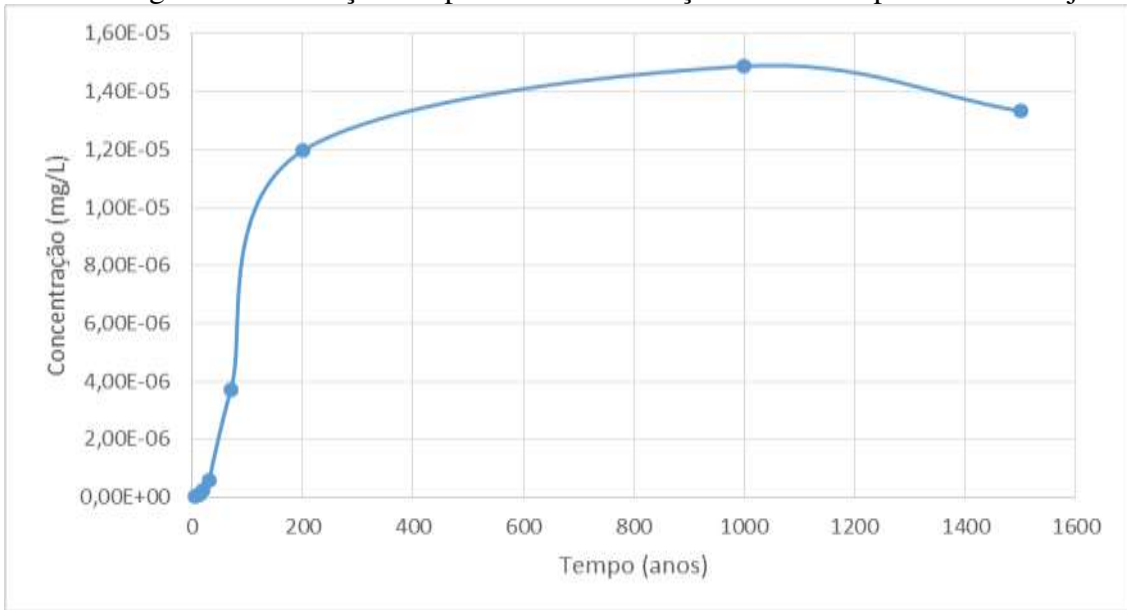


Figura 33 - Variação temporal da concentração de cádmio no PM-05

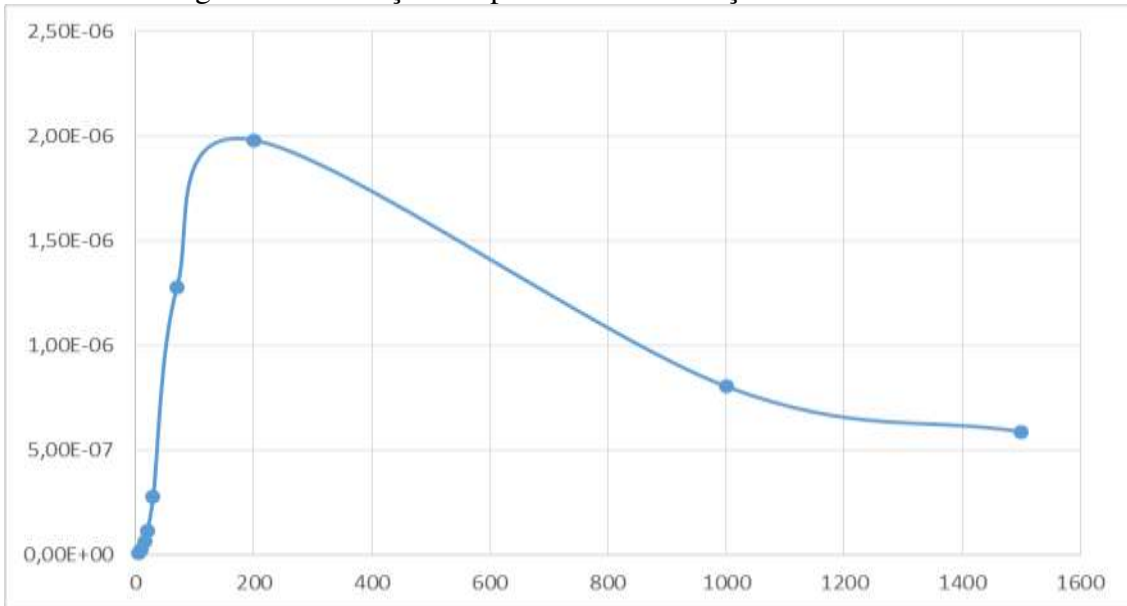


Figura 34 - Variação temporal da concentração de chumbo próximo ao brejo

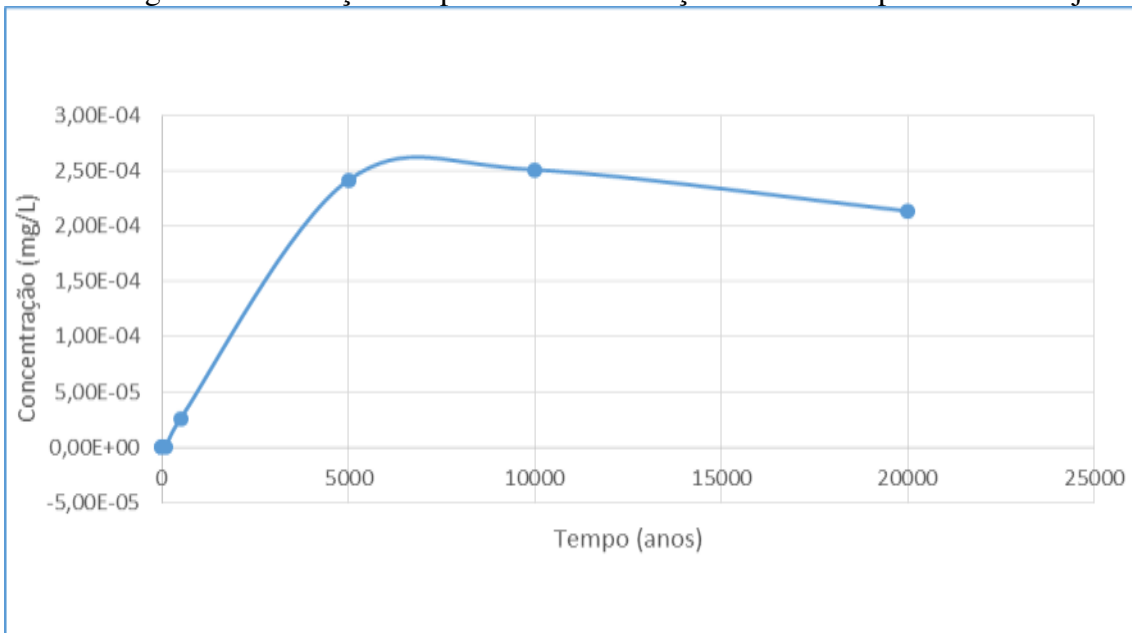


Figura 35 - Variação temporal da concentração de chumbo no PM-05

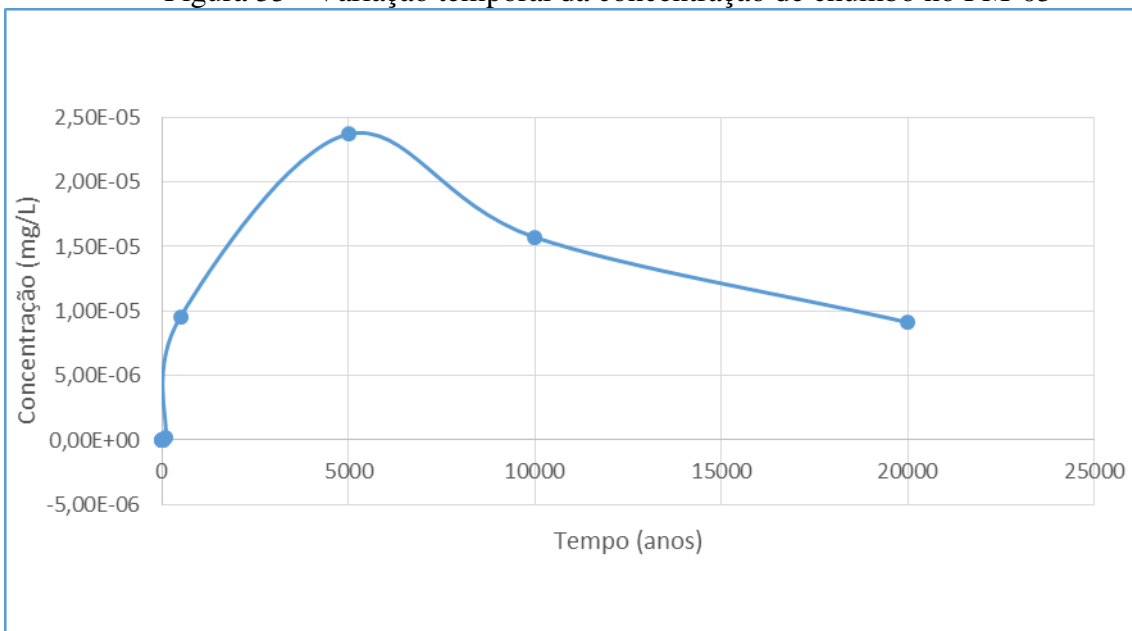


Figura 36 - Variação temporal da concentração de cobre próximo ao brejo

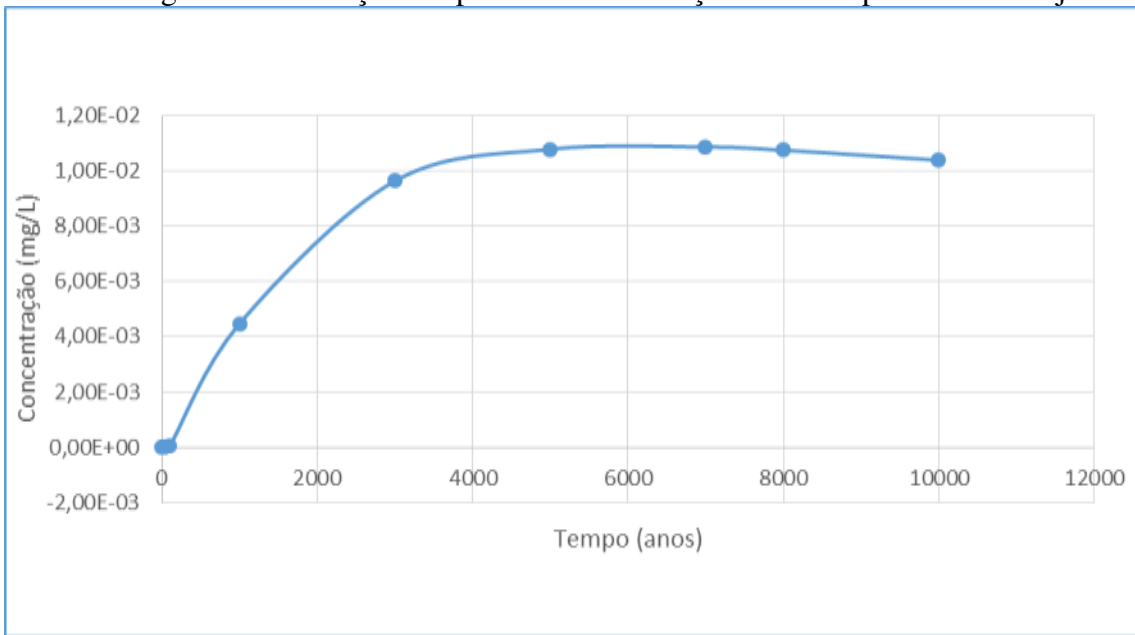


Figura 37 - Variação temporal da concentração de cobre no PM-05

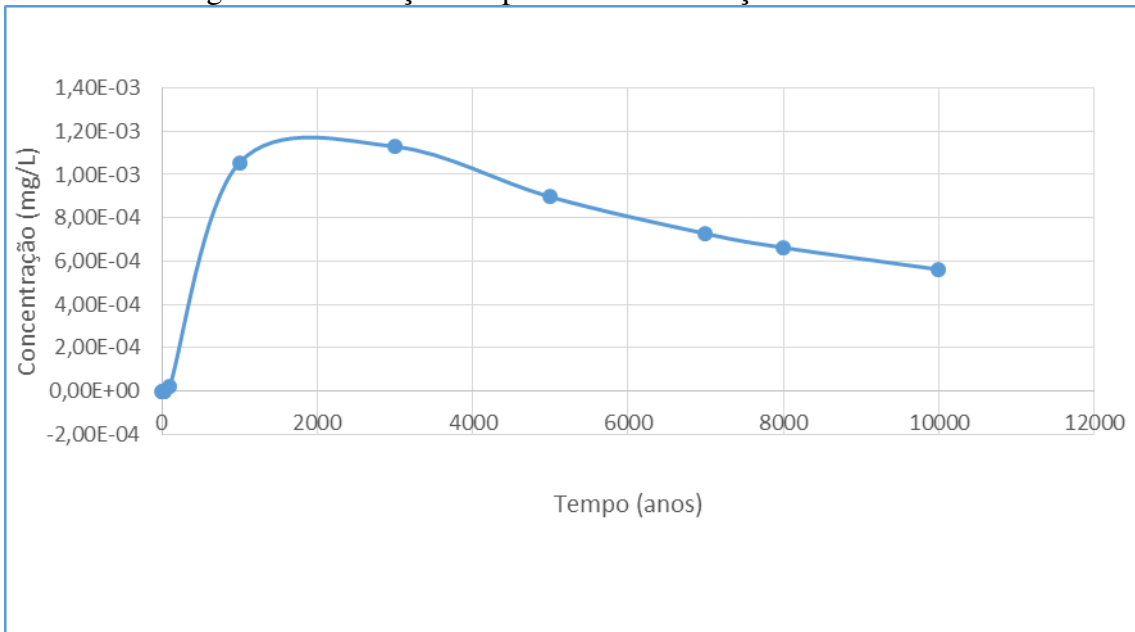


Figura 38 - Variação temporal da concentração de cromo próximo ao brejo

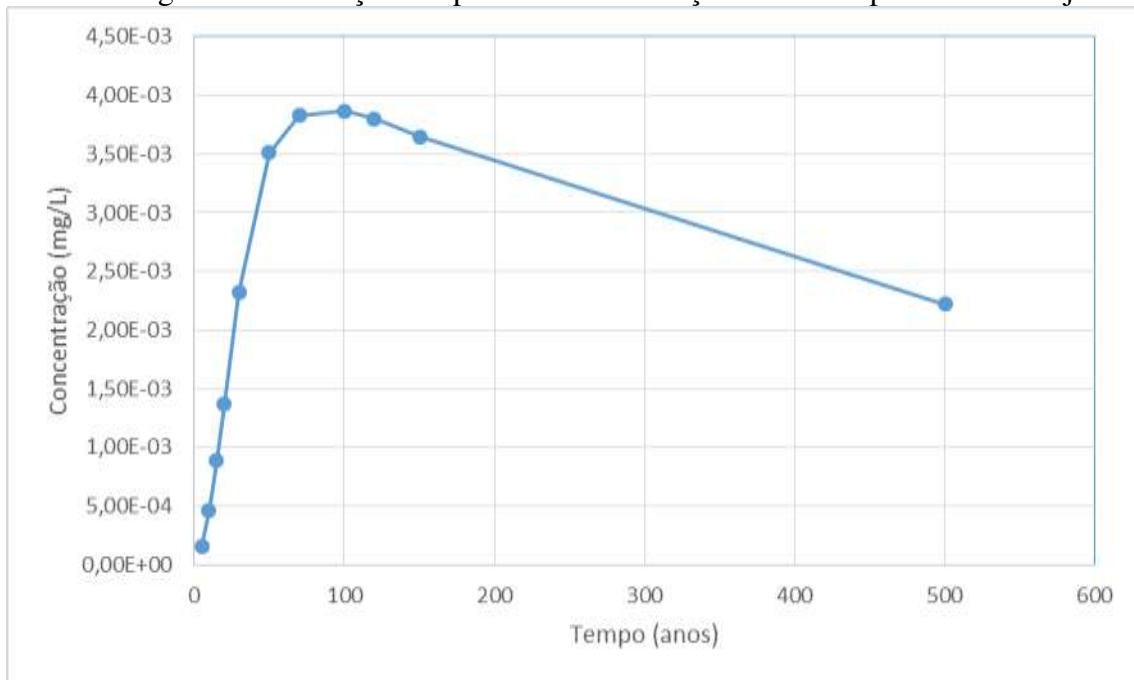


Figura 39 - Variação temporal da concentração de cromo no PM-05

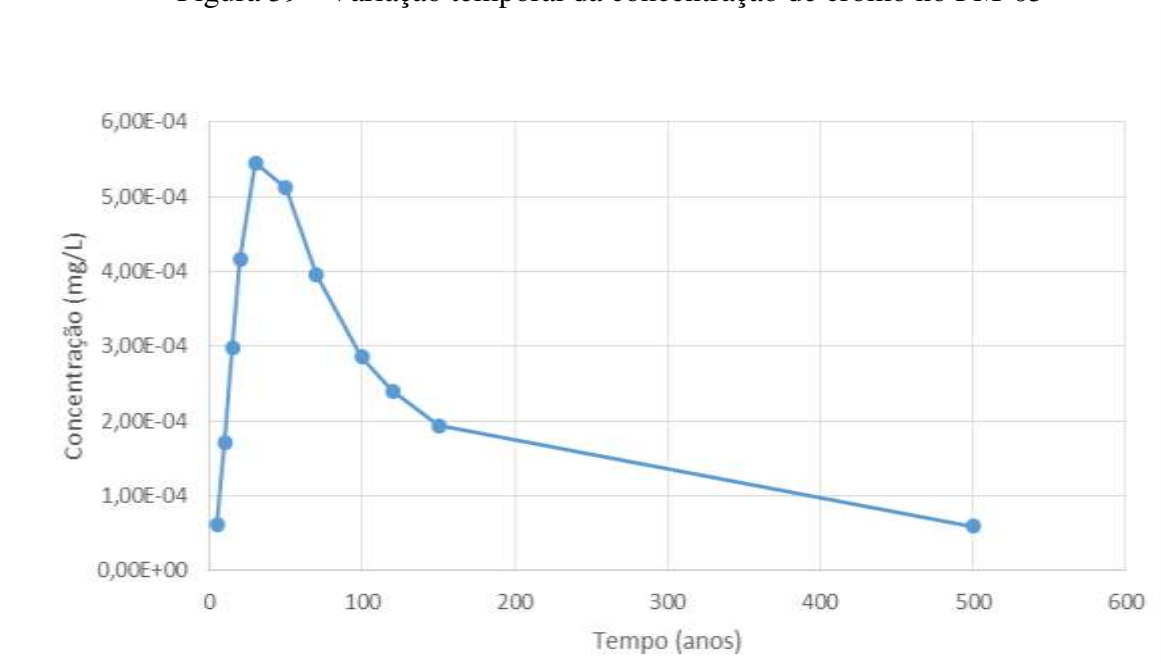


Figura 40 - Variação temporal da concentração de manganês próximo ao brejo

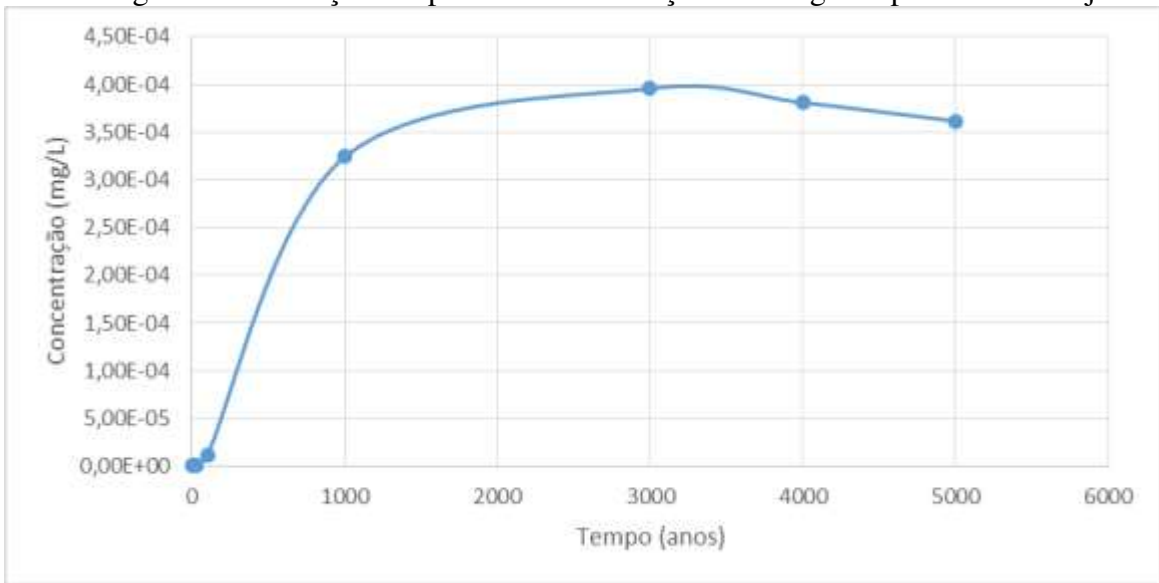


Figura 41 - Variação temporal da concentração de manganês no PM-05

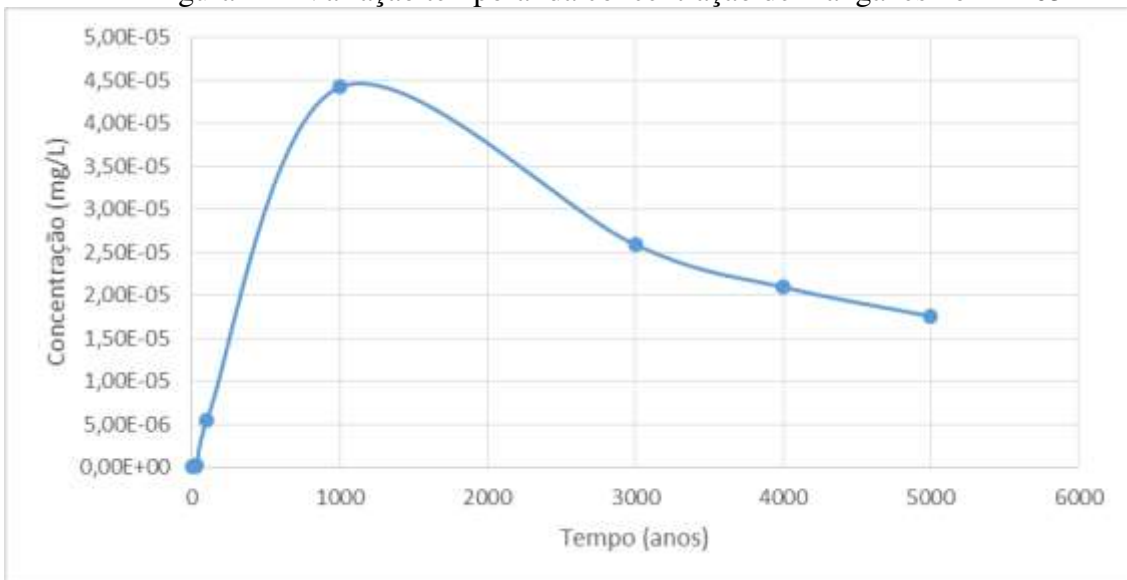


Figura 42 - Variação temporal da concentração de mercúrio próximo ao brejo

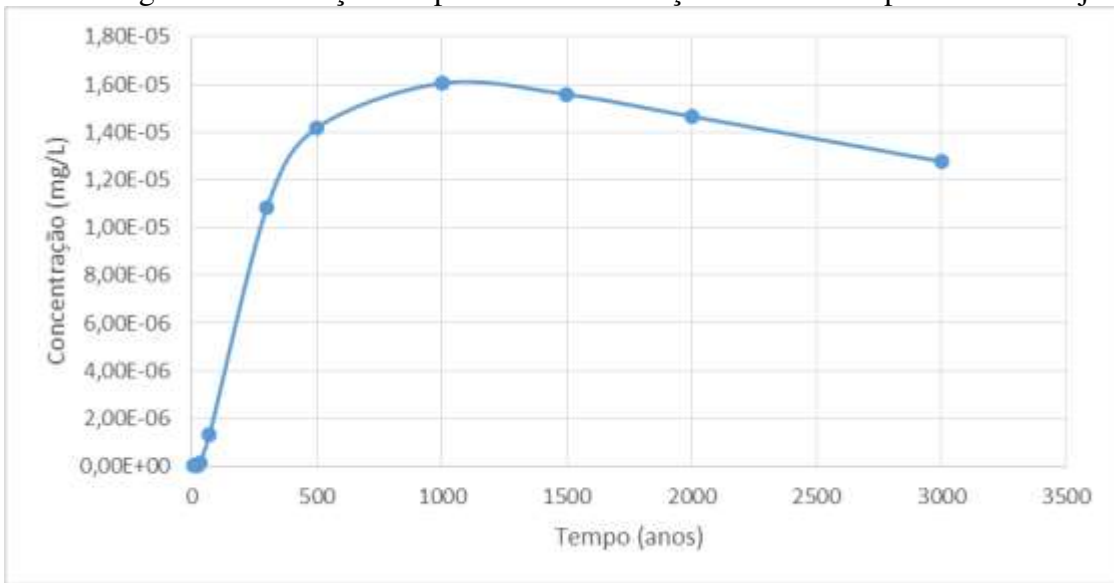


Figura 43 - Variação temporal da concentração de mercúrio no PM-05

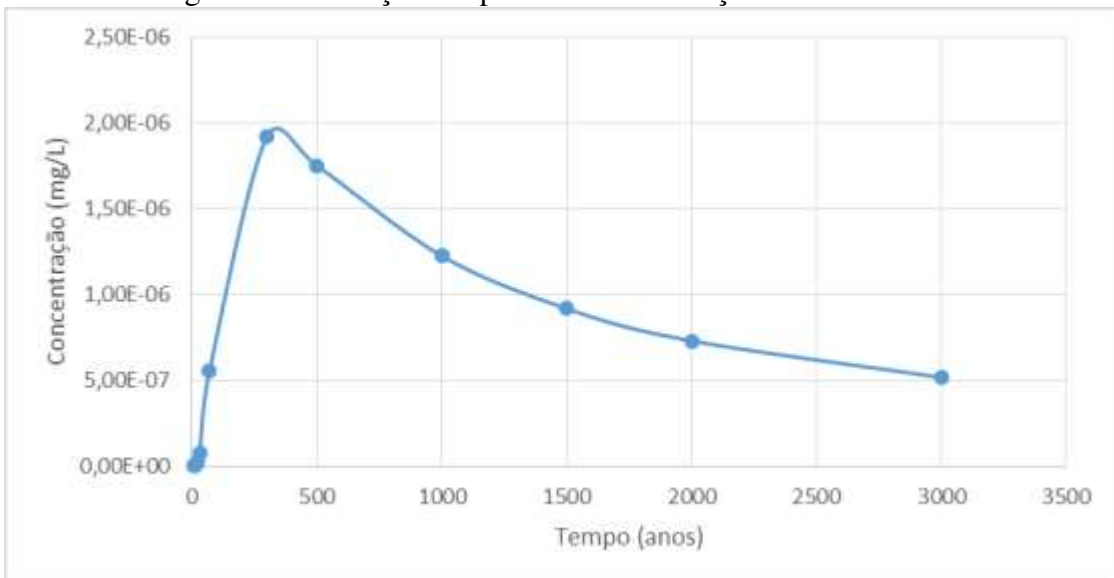


Figura 44 - Variação temporal da concentração de níquel próximo ao brejo

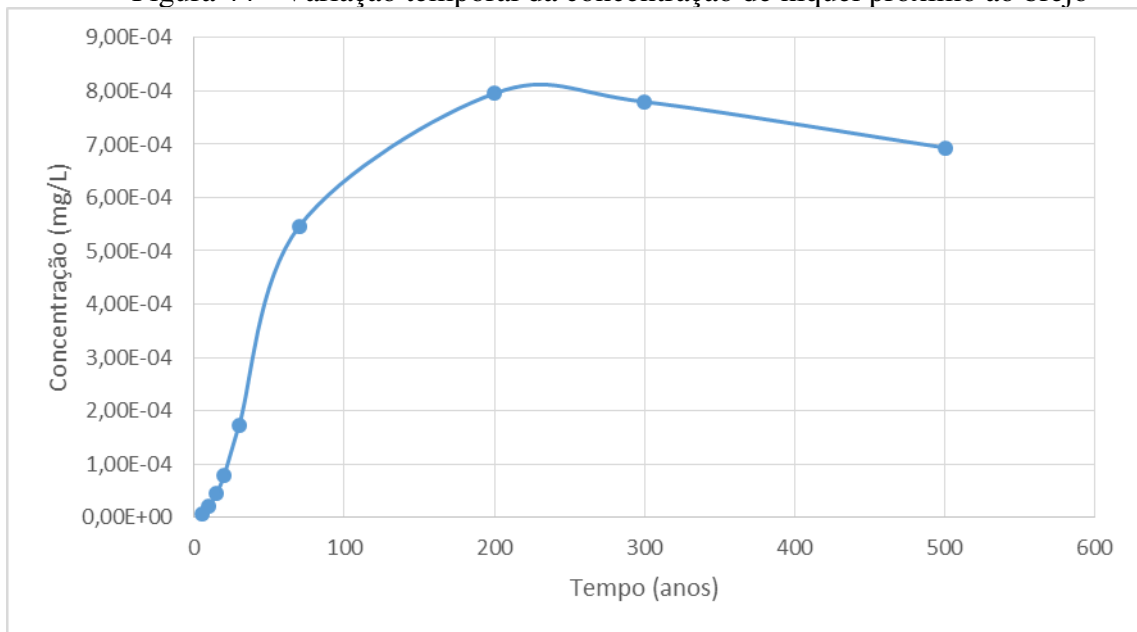


Figura 45 - Variação temporal da concentração de níquel no PM-05

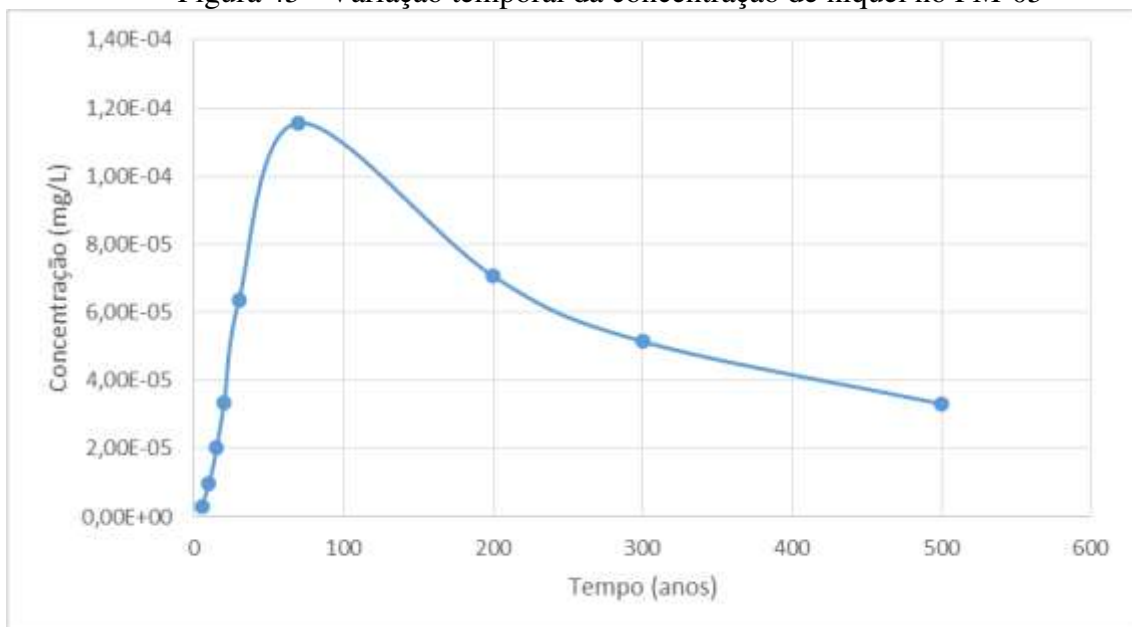


Figura 46 - Variação temporal da concentração de zinco próximo ao brejo

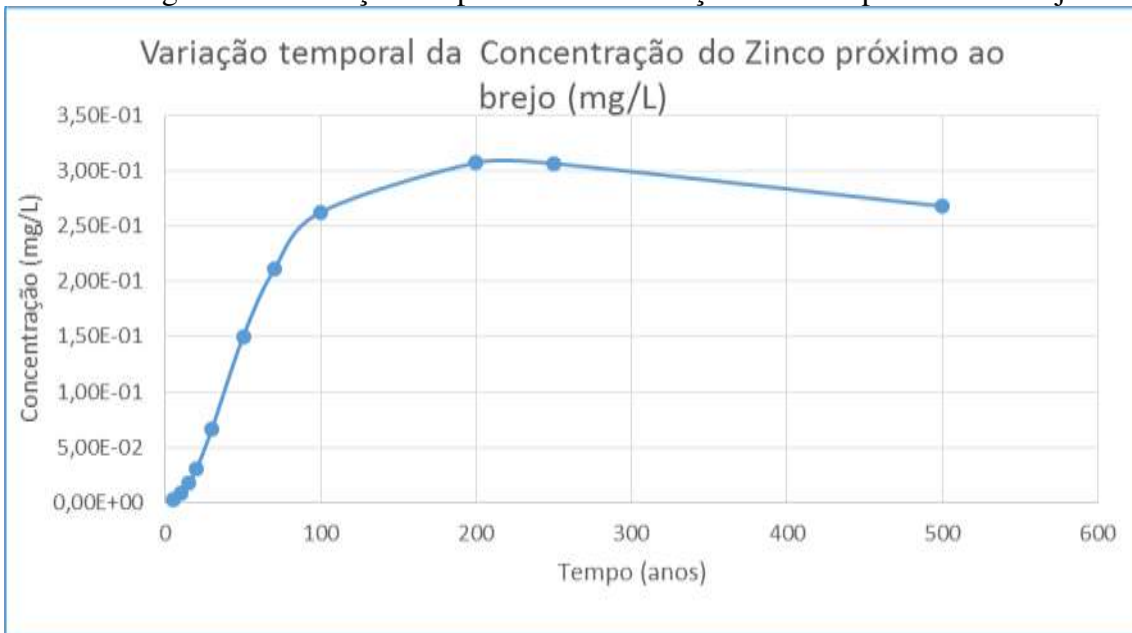
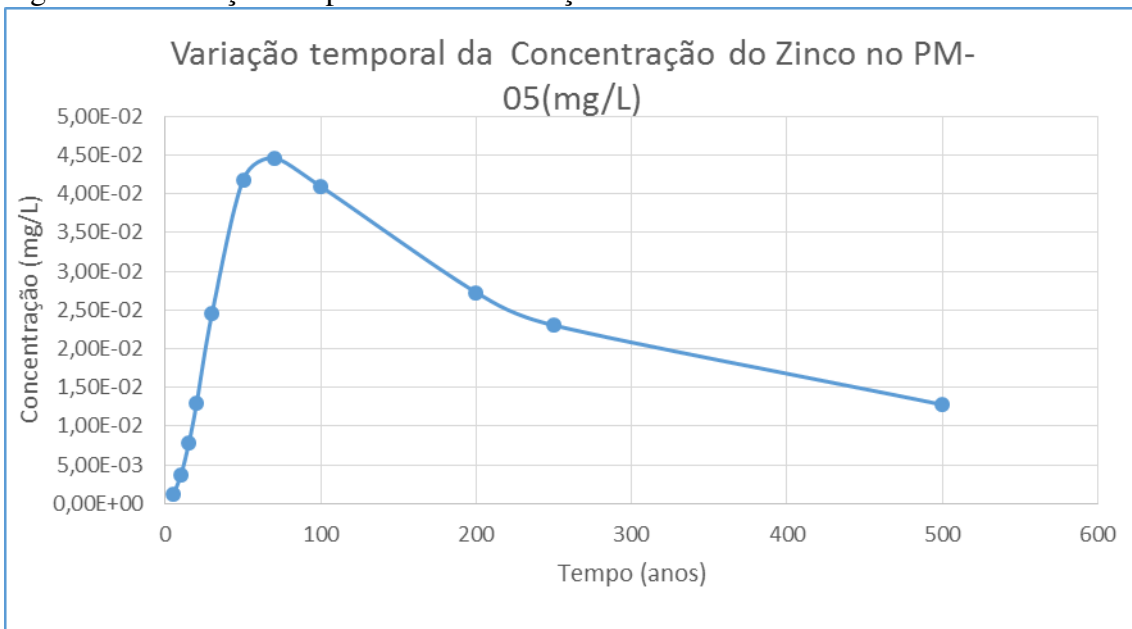


Figura 47 - Variação temporal da concentração de zinco no PM-05



Quadro 10 – Concentrações máximas e respectivo tempo de ocorrência

Contaminante	Brejo		PM-05		Limite DN COPAM 02/2010 (mg/L)
	Concentração de pico (mg/L)	Tempo do pico (anos)	Concentração de pico (mg/L)	Tempo do pico (anos)	
<b>Arsênio</b>	0,6317	2500	0,0697	1000	1,00E-02
<b>Cádmio</b>	1,49E-05	1000	1,98E-06	200	5,00E-03
<b>Chumbo</b>	2,60E-04	7000	2,37E-05	5000	1,00E-02
<b>Cobre</b>	1,09E-02	7000	1,19E-03	3000	2,00E+00
<b>Cromo</b>	3,87E-03	100	5,45E-04	30	5,00E-02
<b>Manganês</b>	3,96E-04	3000	4,43E-05	1000	4,00E-01
<b>Mercúrio</b>	1,61E-05	1000	2,00E-06	350	1,00E-03
<b>Níquel</b>	8,00E-4	230	1,16E-04	70	2,00E-02
<b>Zinco</b>	0,300	200	0,0446	70	1,05E+00

As concentrações máximas esperadas (para qualquer tempo de análise, para todos os nove poluentes potenciais avaliados e para todos os quatro pontos de controle) são inferiores aos limites estabelecidos pelas DN COPAM/CERH 02/2010 e DN COPAM/CERH01/2008, para qualquer tempo, com exceção do Arsênio, conforme pode ser observado no Quadro 10.

As concentrações máximas esperadas para o Arsênio nos pontos de controle PM-05 e brejo foram superiores ao estabelecido pela legislação. Devido à baixa mobilidade deste elemento esses valores máximos ocorrerão em milhares de anos.

Destaca-se que para a estimativa da concentração inicial deste elemento no lixiviado efluente na base do aterro considerou-se os valores máximos relatados nos estudos realizados em aterros similares do EUA (Pavelka et al., 1994), tendo em vista que as análises dos resíduos recebidos no aterro classe 1 da UVS- ESSENCIS de Juiz de Fora não permitiram o cálculo da massa inicial do As, constituindo-se também de outro procedimento conservativo adotado nos estudos.

## 9 Comentários finais

Os estudos realizados demonstraram a adequação à legislação das concentrações estimadas resultantes de uma potencial contaminação das águas subterrâneas subjacentes ao aterro de resíduos classe 1 da UVS da ESSENCIS em Juiz de Fora, para tempos de transporte de 5,10, 15, 20 e 30 anos.

Para a estimativa dessas concentrações foram selecionados nove poluentes e avaliadas as concentrações resultantes em quatro pontos de controle na área de influência do aterro. Os estudos fundamentaram-se em critérios e procedimentos conservativos, nos quais desconsiderou-se todas as barreiras de engenharia existentes na base do aterro e a camada de solo não saturada entre a base do aterro e o topo do aquífero; além de valores paramétricos conservativos, em especial da condutividade hidráulica e do coeficiente de partição. As concentrações resultantes devem ser vistas portanto como concentrações máximas esperadas em cada ponto de controle e para cada tempo de simulação.

Destaca-se ainda que as características do solo subjacente ao aterro em estudo contribuíram para a retenção observada dos poluentes estudados, tendo em vista suas características pedológicas. Em virtude das baixas concentrações dos poluentes observadas nas águas subterrâneas nos pontos de controle adotados, verifica-se que não há a necessidade de modelar a contaminação potencial das águas superficiais, uma vez que o aporte dos contaminantes pelo escoamento de base é insignificante.

Por fim, sugere-se o monitoramento da concentração e do volume de lixiviados gerados com a operação do aterro classe 1 da UVS ESSENCIS de Juiz de Fora.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, M. R. F. V. **Reciclagem de borra oleosa: uma contribuição para a gestão sustentável dos resíduos da indústria de petróleo em Sergipe**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2003.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY – ATSDR. Division of Toxicology and Human Health Sciences. **Priority list of hazardous substances**. Atlanta, GA, Out. 2015. Disponível em: <<https://www.atsdr.cdc.gov/SPL/index.html>>. Acesso em: 26 de julho de 2017.

ALISSON J. D.; ALISSON T. L. **Partition coefficients for metals in surface water, soil, and waste**. U. S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. EPA/600/R-05/074. Washington, DC, 20460. 2005.

ANDERSON, P.R. CHRISTENSEN, T.H. Distribution of coefficients of Cd, Co, Ni and Zn in soils. *Journal of Soil Science*, v.39, p. 15-22, 1988.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 10004**. Classificação de resíduos. Rio de Janeiro - Brasil, 2004.

BARUQUI, FM. Inter-relações solo-pastagens nas regiões Mata e Rio Doce do Estado de Minas Gerais [dissertação]. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa; 1982.

BENJAMIM, C. V. Geossintéticos em aterros sanitários: barreiras de fluxo. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA DE SAÚDE PÚBLICA, 4., 2013, Belo Horizonte. **Anais...**Belo Horizonte: EBC, 2013.

BITTELBRUNN, B.; PERINI, B. L. B.; SELLIN, N. Avaliação do aproveitamento de borra de tinta gerada em sistemas de pintura de processo metalúrgico. Congresso Brasileiro de Engenharia Química, 20, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: COBEQ, 2014.

BORTOLUZZI, F. L. O.; MORO, N. M. V.; KOHL, A. Resíduos em indústrias têxteis. **Congresso Internacional Responsabilidade e Reciprocidade**, v. 1, n. 1: Atos do Congresso Internacional Responsabilidade e Reciprocidade: Valores sociais para uma economia sustentável, 2012.

BRAZ, A. M. S. **Coeficiente de distribuição de metais pesados em solos paraenses**. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2011.

CAMPOS, M. L.; GUILHERME L. R. G.; ANTUNES A.S.; BORGES K. S. C. Teor de arsênio e adsorção competitiva arsênio/fosfato e arsênio/sulfato em solos de Minas Gerais, Brasil. **Ciência Rural**. Santa Maria, 2013.

CETESB. **Ficha de informação toxicológica: amianto**. Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental: 2015. Disponível em: <<http://laboratorios.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/47/2013/11/amianto.pdf>> . Acesso em: 01 de julho de 2017.

COMIG. **Mapeamento Geológico de Minas Gerais**. Minas Gerais, 2003.

DOMENICO, P.A.; SCHWARTZ, F.W. (1998). *Physical and Chemical Hydrogeology* (2nd ed.): John Wiley and Sons, Inc, New York, 506 p.

FREEZE, R.A. & CHERRY, J.A. **Groundwater**. Prentice Hall, Inc. U.S. 1979. 604 p.

GELHAR, L. W., WELTY, C.; REHFELDT, R. A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers, *Water Resour. Res.*, 28(7), 1955–1974, 1992. DOI:10.1029/92WR00607.

GIROUD J. P.; BONAPARTE R. Leakage through liners constructed with geomembranes - part I. Geomembrane liners. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 8, n. 1, p. 27-67. 1989.

GRAFOS. **Estudo de Impactos Ambientais (EIA) - Diagnóstico Ambiental – Fase II**. Central de Tratamento e Valorização Ambiental (CTVA) Juiz de Fora/MG. FOBI: 445059/2014C. FCEI: R135419/2014. PROCESSO: 00745/2012, 2011. Grafos, 2014.

GUIMARÃES, A. K. V.; CHIAVONE-FILHO, O.; NASCIMENTO, C. A. O.; TEIXEIRA, A. C. S. C.; MELO, H. N. S. Estudo da caracterização da borra de petróleo e processo de extração do óleo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.21, n. 2, 2015.

IAEA - Division of radiation and waste safety. **Derivation of quantitative acceptance criteria for disposal of radioactive waste to near surface facilities: development and implementation of an approach.** Draft Safety Report, Working Document, version 3.0, Vienna, Austria 1999.

IUPAC. **Compendium of Chemical Terminology, 2nd ed. (the "Gold Book").** Compiled by A. D. McNaught and A. Wilkinson. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1351/goldbook>.

JUIZ DE FORA. Lei nº 9.811, de 27 de junho de 2000.

LEHMANN, E. C. **Landfill Research Focus.** Nova Science Publishers. New York, 2007.

LUGLI, F. **Localização elétrica de vazamentos em geomembranas.** Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2015.

MOLANO, C. E. **Elementos de Hidrogeologia, Flujo y Contaminación de de Águas Subterráneas.** In: Taller sobre vulnerabilidad y contaminación de acuíferos. San José, Costa Rica, 2003.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil.** 2.ed. Rio de Janeiro: Fundação IBGE, 1989. 421p.

OLIVEIRA, D. P. **Corantes como importante classe de contaminantes ambientais – um estudo de caso.** Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

PAVELKA C.; LOEHR R. C.; HAIKOL B. **Hazardous Waste Landfill Leachate Characteristics.** Waste Management, Vol. 13, No. 8, pp. 573-580. Elsevier, 1994.

PIVATO, A. Landfill liner failure: an open question for landfill risk analysis. **Journal of Environmental Protection**, 2011, v. 2, p. 287-297. 2011.

POTAMOS ENGENHARIA E HIDROLOGIA LTDA. **Relatório Técnico Sistema de Drenagem de Talvegue - Aterro de Resíduos Industriais Classe II.** Central de Tratamento e Valorização Ambiental (CTVA) Juiz de Fora/MG, 2013.

RADAMBRASIL. Ministério de Minas e Energia. (1983) *Levantamento dos Recursos Naturais.*

RAND, G.M. & PETROCELLI, S.R. Introduction. In: RAND, G.M. & PETROCELLI, S.R., (Ed.). **Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications**, New York: Hemisphere, 1985. p.1-28.

REIDLER, N. M. V. L.; GÜNTHER, W. M. R. Impactos ambientais e sanitários causados por descarte inadequado de pilhas e baterias usadas. **Revista Limpeza Pública**, São Paulo, v. 60, p. 20-26, 2003.

RITTER, E. Transporte de Contaminantes em Solos. Seminário. COPPE, Rio de Janeiro, 1994

SABEDOTA, S.; SUNDSTRONB, M. G.; BÖERA, S. C.; SAMPAIO, C. H.; DIASA, R. G. O.; RAMOSA, C. G. Caracterização e aproveitamento de cinzas da combustão de carvão mineral geradas em usinas termelétricas. Congresso brasileiro de carvão mineral, 3, Gramado. **Anais...** Gramado, 2011.

SANTOS, H. M; **Caracterização química e ecotoxicológica dos resíduos gerados na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Goiânia/GO**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2012.

SAUVÉ, S.; HENDERSHOT, W.; ALLAN, H. E. Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: dependence on pH, total metal burden, and organic matter. *Environmental Science & Technology*, v. 34, n.7, p. 1125-1131, 2000.

SCIENCE LAB CHEMICALS AND LABORATORY EQUIPMENT. **Material Safety Data Sheet Listing**. Disponível em: <<https://www.sciencelab.com/msdsList.php>>. Acesso em: 05 julho 2017.

SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (SEMAD) – SUPERINTENDÊNCIA REGIONAL DA ZONA DA MATA. Parecer único nº 0096436/2017. SEMAD, 36 pg., Ubá, 2017.

SHEPPARD, S.; LONG, J.; SANIPELLI, B.; SOHLENIUS, G. **Solid/liquid partition coefficients (Kd) for selected soils and sediments at Forsmark and Laxemar-Simpevarp**.SKB, 2009.

SOARES, M. R. Coeficientes de Distribuição (Kd) de Metais Pesados em Solos de São Paulo. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

STRAHLER, A. N.; STRAHLER, A. H. 1989. Geografia Física. Barcelona: Ed.Omega.500 p.

TCHOUNWOU P.B., YEDJOU C.G., PATLOLLA A.K., SUTTON D.J. Heavy Metal Toxicity and the Environment. **Molecular, Clinical and Environmental Toxicology**. Experientia Supplementum, vol 101. Springer, Basel, 2012.

UEDA, J.; TAVERNARO, R.; MAROSTEGA, V.; PAVAN,W. Impacto Ambiental do Descarte de Fármacos e Estudo da Conscientização da População a Respeito do Problema. **Revista Ciências do Ambiente Online**, v. 5, n. 1, 2009. Disponível em: <<http://www.bhsbrasil.com.br/descarteconsciente/Estudo%20Unicamp.pdf>> . Acesso em: 03 de julho de 2017.

UEMOTO, K. L.; AGOPYAN, V. As tintas imobiliárias e o impacto ambiental. In: Encontro Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído, 9, 2002, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: ENTAC, 2002.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Office of Air and Radiation. **Understanding variation in partition coefficient,  $K_d$ , values**: The  $K_d$  model, methods of measurement, and application of chemical reaction codes. Washington: EPA, 1999. (EPA 402-R-99-004A).