

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

JONATHAN STEVEN MURCIA FANDIÑO

**MODELAGEM DA DISPERSÃO DE POLUENTES EM MEIOS POROSOS: CASO
DO ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DE JACAREZINHO (PR)**

CURITIBA

2020

JONATHAN STEVEN MURCIA FANDIÑO

**MODELAGEM DA DISPERSÃO DE POLUENTES EM MEIOS POROSOS: CASO
DO ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DE JACAREZINHO (PR)**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental, do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Curitiba.

Área de concentração: Tecnologias e Processos Ambientais

Orientador: Prof. Dr. André Nagalli
Coorientador: Prof. Dr. Roberto Carlos Moro Filho

CURITIBA

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

Murcia Fandiño, Jonathan Steven

Modelagem da dispersão de poluentes em meios porosos [recurso eletrônico] : caso do aterro de resíduos sólidos urbanos de Jacarezinho (PR) / Jonathan Steven Murcia Fandiño. -- 2020.

1 arquivo texto (107 f.) : PDF ; 5,32 MB.

Modo de acesso: World Wide Web

Título extraído da tela de título (visualizado em 03 mar. 2020)

Texto em português com resumo em inglês

Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Curitiba, 2020

Bibliografia: f. 72-79.

1. Tecnologia ambiental - Dissertações. 2. Resíduos sólidos. 3. Águas subterrâneas - Poluição. 4. Águas subterrâneas - Qualidade. 5. Aterros. 6. Contaminantes emergentes na água. 7. Lixiviação. I. Nagalli, André. II. Moro Filho, Roberto Carlos. III. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. IV. Título.

CDD: Ed. 23 – 363.7

Biblioteca Central da UTFPR, Câmpus Curitiba
Bibliotecário: Adriano Lopes CRB-9/1429



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Diretoria de Pesquisa e Pós-Graduação

A Dissertação de Mestrado intitulada **MODELAGEM DA DISPERSÃO DE POLUENTES EM MEIOS POROSOS: CASO DO ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DE JACAREZINHO (PR)**, defendida em sessão pública pelo(a) candidato(a) Jonathan Steven Murcia Fandiño, no dia 18 de fevereiro de 2020, foi julgada para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental, área de concentração Tecnologias e Processos Ambientais, e aprovada em sua forma final, pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. André Nagalli - Presidente - UTFPR

Prof. Dr. Michael Männich – UFPR

Prof. Dr. Fernando Oliveira de Andrade - UTFPR

A via original deste documento encontra-se arquivada na Secretaria do Programa, contendo a assinatura da Coordenação após a entrega da versão corrigida do trabalho.

Curitiba, 18 de fevereiro de 2020.

Carimbo e Assinatura do(a) Coordenador(a) do Programa

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus por me conceder a vida e a oportunidade de fazer um mestrado em um país estrangeiro. Por me dar a saúde, motivação, valentia e inteligência para vencer cada um dos obstáculos presentes durante o processo de estudo.

Aos meus amados pais, por me formarem como pessoa, darem-me força, apoio e serem minha fonte inspiração.

Aos meus orientadores, professor Dr. André Nagalli e professor Dr. Roberto Moro. Obrigado pela paciência, dedicação, compreensão e aprendizado. Sem vocês esta dissertação não seria possível.

Às queridas professoras Dra. Valma e professora Dra. Fátima, pelo aprendizado na área de resíduos sólidos.

Ao professor Dr. Marcus Liz por me ajudar no processo de adaptação da universidade.

À banca avaliadora, por dispor de tempo para avaliar o trabalho e pelas valiosas sugestões.

Aos meus amigos do programa de pós-graduação, Luis, Mariana e Heitor pelas sugestões e apoio na revisão da redação do idioma português. Obrigado também pela amizade e pelos momentos compartilhados.

À minha “mãe brasileira” Arlete, por toda atenção oferecida nos momentos que eu mais precisei aqui no Brasil.

À OEA – Organização de Estados Americanos, pelo trabalho de divulgar em América Latina a oportunidade de estudar no Brasil e me permitir realizar este sonho.

À CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela concessão da bolsa de mestrado.

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) por fornecer os recursos necessários para a realização deste projeto.

RESUMO

MURCIA, Fandiño Jonathan Steven. **Modelagem da Dispersão de Poluentes em Meios Porosos: Caso do Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Jacarezinho (PR)**. 2020. 107 p. Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental - Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2020.

Os sistemas de disposição final em solo de resíduos sólidos urbanos (RSU) continuam sendo problema sanitário e ambiental. A alta concentração de substâncias recalcitrantes e tóxicas presentes em líquidos originados da decomposição dos resíduos, misturados ou não às águas pluviais, pressupõe risco para a saúde humana e para o meio ambiente. Os sistemas de impermeabilização nem sempre estão disponíveis ou funcionam adequadamente de modo que os lixiviados podem infiltrar no solo e chegar às águas subterrâneas, contaminando-as. É necessário estabelecer mecanismos que permitam prever a dispersão do lixiviado a fim de determinar possíveis cenários e sistemas de controle. O presente trabalho teve por objetivo modelar a dispersão de lixiviados de resíduos sólidos urbanos através de solo saturado em um estudo de caso. O método de pesquisa incluiu a definição dos modelos conceitual e numérico, realização de simulação numérica e validação. Como estudo de caso utilizou-se o aterro municipal de Jacarezinho, no Estado de Paraná. O modelo conceitual baseou-se em dados existentes da geologia, hidrologia, hidrogeologia e de caracterização do lixiviado. Foram consideradas duas fontes geradoras de poluição: área de despejo do RSU e área de tratamento de efluentes líquidos. Foram utilizados os códigos *MODFLOW* e *MT3DMS*, tendo-se simulado a dispersão dos poluentes Cr, Pb, Cu e Zn. Os campos das concentrações mássicas de poluentes foram calculados em diferentes tempos: 1, 5, 10, 25 e 50 anos. Os resultados indicaram que os poluentes podem atingir o corpo hídrico mais próximo do aterro, o rio do Ouro Grande, em um período de 5 anos, e seu afluente em um período de 1 ano da geração inicial de chorume. Os poluentes no rio de Ouro Grande (P2) atingiram 0,006% do valor inicial da concentração da fonte geradora e se dispersaram em maiores concentrações na segunda camada teórica do solo que compreendeu 2 a 10 metros de profundidade. O fluxo de massa do Zn, foi calculado em sete vezes maior que o dos demais poluentes. Para o período final da simulação, o afluente do rio de Ouro Grande recebeu concentrações de Cu e Pb que ultrapassaram os valores máximos permitidos na legislação brasileira para atendimento ao padrão de qualidade do curso d'água. Em relação ao padrão de potabilidade, o Pb foi único poluente analisado que ultrapassou os valores de referência. As concentrações de poluentes calculadas não ultrapassaram os limites do padrão de lançamento de efluentes líquidos estabelecidos pela legislação brasileira. Da simulação realizada, concluiu-se que o aterro de RSU de Jacarezinho tem potencial para poluição de solos e águas subterrâneas do entorno.

Palavras-chave: Poluição, águas subterrâneas, transporte de poluentes, modelo numérico.

ABSTRACT

MURCIA, Fandiño Jonathan Steven. *Modeling of the dispersion of pollutants in porous media: Case of the Jacarezinho landfill*. 2020. 107 p. Master in Science and Environmental Technology - Graduate Program in Environmental Science and Technology, Federal Technological University of Paraná. Curitiba, 2020.

Municipal solid waste (MSW) disposal systems are still a sanitary and environmental problem. The high concentration of recalcitrant and toxic substances present in liquids arising from the decomposition of waste, mixed or not with rainwater, presents a risk to human health and the environment. Waterproofing systems are not always available or working properly so that leachate can seep into the ground and reach groundwater, contaminating it. It is necessary to establish mechanisms to predict leachate dispersion in order to determine possible scenarios and control systems. The present work aimed to model the dispersion of leachate from urban solid waste through saturated soil in a case study. The research method included the definition of conceptual and numerical models, numerical simulation and validation. As a case study, we used the municipal landfill of Jacarezinho in southern Brazil. The conceptual model was based on existing data from geology, hydrology, hydrogeology and leachate characterization. Two sources of pollution were considered: waste disposal area and wastewater treatment area. The codes MODFLOW and MT3DMS were used and the dispersion of pollutants Cr, Pb, Cu, and Zn was simulated. Pollutant mass concentration fields were calculated at different times: 1, 5, 10, 25 and 50 years. The results indicated that the pollutants can reach the nearest water body of the landfill, the Ouro Grande river, in a period of 5 years, and a respective tributary in a period of 1 year of the initial generation of leachate. The pollutants in the Ouro Grande River (P2) reached 0.006% of the initial value of the source concentration and dispersed in higher concentrations in the second theoretical soil layer that comprised 2 to 10 meters deep. The mass flow of Zn was calculated seven times higher than the other pollutants. For the final period of the simulation, the tributary of the Ouro Grande River received Cu and Pb concentrations that exceeded the maximum values allowed in Brazilian legislation to meet the watercourse quality standard. Regarding the potability standard, Pb was the only pollutant analyzed that exceeded the reference values. The calculated pollutant concentrations did not exceed the limits of the liquid effluent release standard established by Brazilian legislation. From the simulation performed, it was concluded that the Jacarezinho landfill has the potential for pollution of the surrounding soil and groundwater.

Keywords: Pollution, groundwater, pollutant transport, numerical model.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Discretização hipotética de um aquífero	29
Figura 2 – Malha apresentando os nós no centro dos blocos	30
Figura 3 – Fluxograma da metodologia de investigação organizado por etapas.....	40
Figura 4 – Localização do município de Jacarezinho, onde está situado o caso em estudo...	41
Figura 5 – Localização do aterro municipal de RSU Jacarezinho.....	42
Figura 6 – Digitalização da área de estudo em QGIS.....	43
Figura 7 – Curvas de nível extraídas do arquivo DEM	44
Figura 8 – Malha computacional, mostrando os pontos de observação P1 e P2.....	51
Figura 9 – Malha computacional na vertical	51
Figura 10 – Resultado da simulação 3D mostrando o campo da carga hidráulica.....	57
Figura 11 – Dispersão do Cromo para os períodos da simulação	59
Figura 12 – Dispersão do Chumbo para os períodos da simulação.....	61
Figura 13 – Dispersão do Cobre para os períodos da simulação.....	63
Figura 14 – Dispersão do Zinco para os períodos da simulação	65
Figura 15 – Vias de acesso aterro municipal de Jacarezinho	83
Figura 16 – Principais tipos de clima do Paraná	84
Figura 17 – Clima do Jacarezinho	85
Figura 18 – Unidades litoestratigráfica de Jacarezinho.....	88
Figura 19 – Estruturas geológicas de Jacarezinho.....	89
Figura 20 – Geomorfologia do Jacarezinho	91
Figura 21 – Pedologia do Paraná.....	92
Figura 22 – Formações fitogeográficas do Jacarezinho.	94
Figura 23 – Hidrografia do Jacarezinho	96
Figura 24 – Aquíferos do Jacarezinho.....	97

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Comparação entre a solução analítica e a solução numérica.....	56
Gráfico 2 – Concentração dos poluentes no ponto de observação P1	66
Gráfico 3 – Concentração dos poluentes no ponto de observação P2	67

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Variações das concentrações de lixiviados com a idade do aterro	21
Quadro 2 – Características do lixiviado de aterros sanitários brasileiros	22
Quadro 3 – Contribuições à área de modelamento do transporte de poluentes em água subterrânea	33
Quadro 4 – Informação utilizada no modelo conceitual	45
Quadro 5 – Informação da estação pluviométrica utilizada no fornecimento de dados.....	46
Quadro 6 – Base de dados climáticos para o município de Jacarezinho	47
Quadro 7 – Resultado da concentração dos metais pesados do lixiviado do Aterro Jacarezinho	49
Quadro 8 – Refinamento vertical da malha computacional	52
Quadro 9 – Informações incluídas no modelo numérico	53
Quadro 10 – Média histórica climáticas da Estação Cambara	86
Quadro 11 – Sub-unidades morfoesculturais de Jacarezinho.....	90

LISTA DE SIGLAS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AIAPAR	Instituto Agrônômico do Paraná
ANA	Agência Nacional de Águas
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DEM	Modelo de Elevação Digital
CHD	Condição de carga constante
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EEA	<i>European Environment Agency</i>
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FVMP	Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis
GHS	<i>Global Harmonized System</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
ITCG	Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná
MODFLOW	<i>Modular Finite-Difference Ground-Water Flow (model)</i>
MODPATH	<i>Particle Tracking Post-processing (model)</i>
MT3DMS	<i>Modular Transport, 3-Dimensional, Multi-Species model</i>
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SIG	Sistema de informação Geográfico
SNIRH	Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos
SNIS	Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento
USGS	<i>US Geological Survey</i>

LISTA DE SÍMBOLOS

v	Magnitude do vetor de velocidade de infiltração [LT^{-1}]
L	Comprimento característico, geralmente considerado como a largura da célula da grade [L]
D, D_x, D_y	Coefficiente de dispersão [L^2T^{-1}]
P_e	Número de Peclet, sem dimensão
D_{ij}, D_{yy}, D_{zz}	Componentes principais do tensor de dispersão hidrodinâmico [L^2T^{-1}]
α_L	Dispersividade longitudinal [L]
α_T	Dispersividade transversal [L]
D^*	Coefficiente de difusão molecular efetivo [L^2T^{-1}]
v_x, v_y, v_z	Componentes do vetor velocidade ao longo dos eixos x, y e z [LT^{-1}]
$ v $	$\sqrt{v_x^2 + v_y^2 + v_z^2}$ = magnitude do vetor de velocidade [LT^{-1}]
C	Concentração dissolvida das espécies k [M/L^3]
T	Tempo [T]
D_L	Coefficiente de dispersão hidrodinâmica longitudinal [L^2T^{-1}]
\bar{v}_x, \bar{v}_y	Componentes de velocidade na direção X e Z [LT^{-1}]
Q	Fluxo volumétrico [L^3T^{-1}]
K	Condutividade hidráulica do material na direção do fluxo [LT^{-1}]
A	Área da seção transversal perpendicular ao fluxo [L^2]
h_1-h_2	Diferença entre a carga hidráulica através do prisma paralelo ao fluxo [L]
Q_i	Fluxo na célula [L^3T^{-1}]
SS	Armazenamento específico na formulação de diferenças finitas [L^{-1}]
ΔV	Diferencial de volume na célula [L^3]
V	Volume da célula [L^3]
Δh	Alteração da carga hidráulica em um intervalo de tempo [L]
θ	porosidade do meio de subsuperfície, sem dimensão
$X_{i,j}$	Distância ao longo do respectivo eixo de coordenadas cartesianas [L]
v_i	Velocidade da água da infiltração ou poros lineares [LT^{-1}]
q_s	Vazão volumétrica por unidade de volume de aquífero representando fontes de fluido (positivas) e sumidouros (negativas) [T^{-1}]

C_s^k	Concentração da fonte ou fluxo de afundamento para as espécies k [ML ⁻³]
$\sum R_n$	Termo da reação química [ML ⁻³ T ⁻¹]
H	Carga hidráulica [L]
S_s	Armazenamento específico do aquífero [L ⁻¹]
A_m	Área de contribuição [L ²]
R	Coefficiente que depende do grau de compactação dos resíduos sólidos urbanos
P	Precipitação [L]
Cr	Cromo
Zn	Zinco
Cu	Cobre
Pb	Chumbo
Al	Alumínio
Ni	Níquel
Cd	Cadmio
Mn	Manganésio
Fe	Ferro

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
1.1	Justificativa.....	16
1.2	Objetivos.....	17
1.2.1	Objetivo geral	17
1.2.2	Objetivos específicos	17
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	19
2.1	Formas de Disposição de RSU em Solo	19
2.2	Características dos Lixiviados de RSU.....	20
2.3	Fenômenos de Transporte em Meios Porosos	23
2.4	Modelagem Matemática e Numérica.....	27
2.5	Contribuições para o Modelamento Numérico de Águas Subterrâneas	32
3	MÉTODO DE INVESTIGAÇÃO	40
3.1	Etapa 1 – Definição e Descrição do Caso em Estudo.....	41
3.2	Etapa 2 – Definição do Modelo Conceitual.....	42
3.3	Etapa 3 – Modelo Numérico.....	50
3.4	Etapa 4 – Simulação	54
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	55
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	71
5.1	Conclusões e Recomendações	71
5.2	Sugestões para Trabalhos Futuros	72
	REFERÊNCIAS	73
	ANEXOS.....	81
	ANEXO – A	82
	ANEXO – B	98
	ANEXO – C	102
	ANEXO – D.....	105

1 INTRODUÇÃO

O crescimento da população está correlacionado com o aumento da geração dos resíduos sólidos, tornando-se um problema considerável para o planejamento territorial e ambiental das cidades. Estimativas do ano 2016 mostraram que a geração de resíduos sólidos no mundo era de 2 bilhões de toneladas e projeta-se uma geração de 3,4 bilhões de toneladas por ano para 2050 (KAZA et al., 2018). Atualmente, cerca de 36,6% desses resíduos sólidos são dispostos em aterros sanitários (KAZA et al., 2018), revelando-se a técnica mais utilizada para a disposição final dos resíduos sólidos urbanos - RSU (KE et al., 2018).

O aterro sanitário é considerado uma técnica que mantém as condições e métodos adequados para confinar os resíduos, minimizando os impactos ambientais (DAJIC et al., 2016; EEA, 2007). Entretanto, esta técnica não elimina os poluentes advindos da disposição dos resíduos sólidos, além de que seus processos produzem gases e líquidos (lixiviados) que precisam ser tratados de maneira eficaz para se evitar a contaminação do meio ambiente (DONOVAN et al., 2010; MANAHAN, 2013; SLACK et al., 2007; THOMSEN; MILOSEVIC; BJERG, 2012).

Os lixiviados de RSU, também conhecidos como chorume, são resultantes dos diferentes líquidos gerados pela decomposição e acumulação dos resíduos sólidos e por infiltração de águas da chuva. Estes contêm mistura de substâncias tóxicas de diferentes origens consideradas perigosas (ABNT, 1992; FREIRE et al., 2003; GOMES, 2009; HAN et al., 2014; JAVADI; AL-NAJJAR, 2007; KE et al., 2018; SLACK et al., 2007) que pode impactar o solo quando este recebe grandes quantidades de resíduos potencialmente poluidores (MANAHAN, 2013), como exemplo os metais Al, Ni, Cd, Pb, Cr, Cu, Zn, Mn e Fe (KORF et al., 2008).

Outros problemas podem surgir da contaminação do solo, pois através da infiltração dos lixiviados as águas subterrâneas podem ser afetadas sem a possibilidade de se conhecer a magnitude do impacto (DUDA, 2004; FREIRE et al., 2003; GZYL et al., 2014; HAN et al., 2014; KORF et al., 2008; MURRAY; ROUSE; CARPENTER, 1981; MUSTAFA et al., 2016; TROWSDALE; LERNER, 2007; WANG; WANG, 2008; XU et al., 2018; ZANON, 2014).

A distribuição dos poluentes através do solo, descreve-se geralmente por meio de mecanismos de transporte como advecção, dispersão e parâmetros hidrodinâmicos (KUMAR et al., 2018; WU; JENG, 2017). Esses mecanismos são considerados pelos modelos numéricos, os quais conseguem determinar o tempo da viagem entre a fonte emissora de contaminantes e os recursos ambientais a serem protegidos, tornando-se ferramenta útil de proteção ambiental (BARRY et al., 2002; DASGUPTA et al., 1984), sendo confiáveis, práticos e necessários para

resolver este tipo de problema (AL-SOUFI, 1994; BIEDA, 2013). Desse modo, torna-se prática frequente na tomada de decisões (BIEDA, 2013; DASGUPTA et al., 1984) e no planejamento de estratégias corretivas (BARRY, 1992).

Por fim, nesta pesquisa pretende-se estudar a dispersão de lixiviados através do solo gerados pelo aterro de resíduos sólidos urbanos (RSU) do município de Jacarezinho (PR) no Brasil, a fim de se determinar seu impacto em diferentes cenários de tempo. É utilizada a simulação numérica computacional através dos *softwares* *MODFLOW* (MCDONALD; HARBAUGH, 1984) e *MT3DMS* (ZHENG; WANG, 1999). A simulação numérica é executada considerando um período de cinquenta (50) anos, analisando-se a dispersão dos metais pesados Cromo, Cobre, Chumbo e Zinco provenientes do lixiviado do aterro.

1.1 Justificativa

De acordo com a European Environment Agency (EEA, 2007), a disposição incorreta dos resíduos sólidos gera impactos adversos à saúde humana e ao meio ambiente (KORF et al., 2008), constituindo-se em uma das problemáticas que enfrentam os governos do mundo atualmente. Segundo informações da ABRELPE (2018), o Brasil gerou 214.868 toneladas de RSU no ano 2017, sendo coletados apenas 91,2%. Em 2017, o Brasil contava com 2.307 unidades para destinação final de RSU, das quais o 72,26% correspondiam a lixões e aterros controlados (SNIS, 2019). Além disso, somente 1.716 possuíam informações sobre o tratamento interno dos lixiviados, reportando que 1.453 unidades (84%) não contavam com tratamento interno deste fluido (SNIS, 2018).

Os recursos hídricos subterrâneos são cada vez mais ameaçados por lixiviados de aterros não controlados (HAN et al., 2014; MAO et al., 2006; PAN et al., 2017; THOMSEN; MILOSEVIC; BJERG, 2012; XU et al., 2018). O crescimento populacional, a urbanização e a variação do clima, tornam ainda mais difícil a tarefa de proteger e administrar as águas subterrâneas (AYVAZ, 2016; KALHOR et al., 2019; KUMAR et al., 2018), posto que o vazamento de poluentes em águas subterrâneas é extremadamente difícil de se detectar (COTA; LOUBACK; JACOMINO, 2010).

Cabe ressaltar que o movimento das águas subterrâneas é muito lento e as concentrações dos poluentes podem permanecer durante muitos anos (GHORABA; ZYEDAN; RASHWAN, 2013; GZYL et al., 2014) mantendo o risco de produzir reações geoquímicas complexas

(BARRY, 1992) que podem afetar a saúde do homem e do ambiente (HAN et al., 2014; KOHLAR H., 2001; KUMAR et al., 2018; PANDAY et al., 1997).

Assim, torna-se importante compreender os mecanismos de transporte de poluentes (FERNANDES; WARITH; LA FORGE, 1996; GULERIA et al., 2019; PAN et al., 2017), os impactos da infiltração nos sistemas de água subterrânea e as consequências para os recursos hídricos (JAVADI; AL-NAJJAR, 2007; KALHOR et al., 2019; KUMAR et al., 2018; WANG; WANG, 2008). Deste modo, os modelos numéricos assumem papel importante, pois consideram os processos físicos, hidrogeológicos e químicos mais relevantes e oferecem uma previsão do fluxo e transporte de substâncias químicas nos perfis do solo (BARRY et al., 2002; DASGUPTA et al., 1984; ZHANG; BRANAM; OLYPHANT, 2017). Dessa forma, permitindo analisar e avaliar grande quantidade de cenários de forma econômica e confiável (CUARTAS et al., 2018; SABA; UMAR; AHMED, 2016).

Atualmente, existem diversos estudos na área de modelamento do transporte de poluentes em águas subterrâneas que são desenvolvidas por ferramentas computacionais (BARRY et al., 2002; GZYL et al., 2014). No entanto, a modelagem para sistemas de águas subterrâneas ainda merecem pesquisas adicionais (BARRY et al., 2002; JAVADI; AL-NAJJAR, 2007; SABA; UMAR; AHMED, 2016).

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

O objetivo geral desta pesquisa foi simular numericamente a dispersão em meios porosos de poluentes provenientes de lixiviados de um aterro de resíduos sólidos urbanos (RSU).

1.2.2 Objetivos específicos

Constituíram-se objetivos específicos desta pesquisa:

- Estabelecer dados de entrada necessários para simular numericamente a dispersão dos poluentes no meio poroso.

- Realizar simulações para a observação e analisar a dispersão dos poluentes em um ponto de referência do rio de Ouro Grande.
- Comparar e discutir os resultados da dispersão dos poluentes no período de tempo final frente à normatividade Brasileira.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Este capítulo tem como objetivo analisar os princípios teóricos e matemáticos do modelamento numérico de poluentes advindos de lixiviados de aterros sanitários em meios porosos, além das contribuições de autores nesta área de estudo.

2.1 Formas de Disposição de RSU em Solo

De acordo com Otero e Vilhena (2000), existem três formas de se fazer a disposição final de RSU nas cidades: os lixões, os aterros controlados e os aterros sanitários.

O lixão é considerado uma forma inadequada de disposição final de RSU, onde são depositados indiscriminadamente no solo, sem qualquer tipo de tratamento, com elevado potencial de poluição e impactos negativos à saúde e ao meio ambiente principalmente sobre o solo e as águas subterrâneas pela infiltração do lixiviado (ABRELPE, 2018; SOUSA, 2012). No caso de fechamento ou remediação, demandam monitoramento geotécnico e ambiental (VILHENA, 2018).

O aterro controlado é uma técnica de disposição dos resíduos sólidos sobre o solo, atendendo alguns métodos de engenharia para prevenir os riscos sobre a saúde pública e o meio ambiente. Esta técnica produz poluição localizada, não dispõe de impermeabilização de base e sistemas de tratamento do percolado, comprometendo a qualidade das águas subterrâneas (OTERO; VILHENA, 2000; VILHENA, 2018).

O aterro sanitário é uma técnica de disposição definitiva de RSU, considerando critérios de engenharia para o correto manejo, reduzindo desta maneira os impactos sobre o meio ambiente e a saúde pública, além de que pode-se reduzir os custos e controlar melhor o teor de contaminação selecionando o lugar adequado para a construção (ABNT, 1992; WU; JENG, 2017).

Os critérios para a construção de um aterro sanitário para RSU no Brasil encontram-se na NBR 8419 (ABNT, 1992). Naturalmente existem barreiras geológicas que confinam os resíduos e mantêm os lixiviados destes distantes dos aquíferos, tornando-se importantes para a proteção e segurança ambiental. Porém, do ponto de vista técnico é necessário implantar sistema de impermeabilização de base, com vistas a garantir o desempenho técnico da obra (aterro sanitário). Na avaliação das áreas propícias à instalação de aterros sanitários são

necessários dados sobre as águas subterrâneas e superficiais, climatológicos, geológicos e geotécnicos (CUEVAS et al., 2012).

De acordo com Otero e Vilhena (2000), a identificação dos problemas em aterros sanitários, pode ser apresentada em âmbito sanitário (fogo, fumaça, odor e vetores de doença), ambiental (poluição do ar, águas, solo, estética e paisagem local) e operacional, como as vias de acesso, falta de controle (cercas, vigilância e catadores), descontrole dos resíduos recebidos, ausência de critérios para disposição do lixo no solo (manejo impróprio do lixo), além de existirem situações de emergência dentro de um aterro sanitário que exigirá decisões imediatas como a ineficiência da drenagem, ineficiência dos drenos de águas superficiais, ineficiência da impermeabilização de base, erosão nas camadas de cobertura de solo, migração de biogás e percolado para áreas vizinhas, estabilização de taludes de solo naturais e/ou construídos, ocorrência de trincas e deformações excessivas nas regiões com cobertura final e escorregamentos de massa de lixo.

Durante os processos de operação, além de circunstâncias imprevistas como terremotos, a membrana impermeável do aterro pode ser danificada, aumentando o risco de poluição do solo e das águas subterrâneas (MOR et al., 2006; PAN et al., 2017).

2.2 Características dos Lixiviados de RSU

De acordo com a NBR 8419 (ABNT, 1992) o lixiviado é um líquido, produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (demanda bioquímica de oxigênio).

Segundo Gomes (2009), o lixiviado de aterros sanitários é o resultado da biodegradação do material orgânico e da percolação de águas pluviais que podem solubilizar componentes orgânicos e inorgânicos, sendo normalmente de natureza tóxica e perigosa. No caso do Brasil, o lixiviado apresenta altas concentrações de nitrogênio na forma de amônia (GOMES, 2009).

A produção de lixiviado depende da precipitação, da recirculação, das características das camadas de cobertura, dos resíduos depositados, do método de impermeabilização (ELFADEL et al., 2002), da temperatura e da evapotranspiração (MURRAY; ROUSE; CARPENTER, 1981). Cada aterro sanitário tem características físicas, químicas e biológicas distintas na composição de seu lixiviado que dependem: do tipo de resíduos dispostos, das características de infraestrutura e operação do aterro, do clima onde se encontra localizado, do tempo de operação (REINHART; AL-YOUSFI, 1996; REINHART; GROSH, 1998), do grau

de decomposição, da época do ano e da profundidade do resíduo. No Quadro 1 é possível avaliar a relação entre as concentrações de lixiviados com a idade do aterro.

Quadro 1 – Variações das concentrações de lixiviados com a idade do aterro

Parâmetro	Idade do Aterro (anos)			
	0 a 5	5 a 10	10 a 15	>20
DBO (mg/L)	10.0000 – 25.000	1.000 – 4.000	50 – 1.000	<50
DQO (mg/L)	15.000 – 40.000	10.000 – 20.000	1.000 – 5.000	< 1.000
Nitrogênio Kjeldahl (mg/L)	1.000 – 3.000	400 – 600	75 – 300	< 50
Nitrogênio amônia (mg/L)	500 – 1.500	300 – 500	50 – 200	< 30
SDT (mg/L)	10.000 – 25.000	5.000 – 10.000	2.000 – 5.000	< 1.00
pH	3,0 – 6,0	6,6 – 7,0	7,0 – 7,5	7,5
Cálcio (mg/L)	2.000 – 4.000	500 – 2.000	300 – 500	< 300
Sódio e Potássio (mg/L)	2.000 – 4.000	500 – 1.500	100 – 500	< 100
Ferro e Magnésio (mg/L)	500 – 1.500	500 – 1.000	100 – 500	< 100
Zinco (mg/L)	100 – 200	50 – 100	10 – 50	< 10
Cloreto (mg/L)	1.000 – 3.000	500 – 2.000	100 – 500	< 100
Sulfato (mg/L)	500 – 2.000	200 – 1.000	50 – 200	< 50
Fosforo (mg/L)	100 – 300	10 – 100	–	< 10

Fonte: El-Fadel et al. (2002).

Portanto, os lixiviados podem ser gerados de acordo com fatores meteorológicos (precipitações, escoamento superficial, infiltração, evapotranspiração e temperatura), fatores relativos aos resíduos sólidos (composição, densidade e teor de umidade inicial) e os fatores relativos ao tipo de disposição (características de permeabilidade, idade e profundidade do aterro) (VILHENA, 2018).

De acordo com Christense et al. (2001), os lixiviados se caracterizam em cinco grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macro componentes inorgânicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-), metais pesados (Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+}) e compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos e fenóis, pesticidas,) e outros componentes como boro, arsênio, bário, selênio, mercúrio, e cobalto. No Quadro 2 são apresentadas características encontradas nos lixiviados de aterros sanitários brasileiros.

Quadro 2 – Características do lixiviado de aterros sanitários brasileiros

Variável	Faixa Máxima	Faixa Mais Provável	FVMP
pH	5,7 – 8,6	7,2 – 8,6	78%
Alcalinidade total (mg de CaCO ₃ /L)	750 – 11400	750 – 7100	69%
Dureza (mg de CaCO ₃ /L)	95 – 3100	95 – 2100	81%
Condutividade (µS/cm)	2950 – 25000	2950 – 17660	77%
DBO (mg/L)	< 20 – 30000	< 20 – 8600	75%
DQO (mg/L)	190 – 80000	190 – 22300	83%
Óleos e Graxas (mg/L)	10 – 480	10 – 170	63%
Fenóis (mg/L de C ₆ H ₅ OH)	0,9 – 9,9	0,9 – 4,0	58%
NTK (mg/L)	80 – 3100	não há	–
N-amonio (mg/L)	0,4 – 3000	0,4 – 1800	72%
N-orgânico (mg/L)	5 – 1200	400 – 1200	80%
N-nitrito (mg/L)	0 – 50	0 – 15	69%
N-nitrato (mg/L)	0 – 11	0 – 3,5	69%
P-total (mg/L)	0,1 – 40	0,1 – 15	63%
Sulfeto (mg/L)	0 – 35	0 – 10	78%
Sulfato (mg/L)	0 – 5400	0 – 1800	77%
Cloreto (mg/L)	500 – 5200	500 – 3000	72%
Sólidos totais (mg/L)	3200 – 21900	3200 – 14400	79%
Sólidos totais voláteis (mg/L)	630 – 20000	630 – 5000	60%
Sólidos totais fixos (mg/L)	2100 – 14500	2100 – 8300	74%
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5 – 2800	5 – 700	68%
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5 – 530	5 – 200	62%
Ferro (mg/L)	0,01 – 260	0,01 – 65	67%
Manganês (mg/L)	0,04 – 2,6	0,04 – 2,0	79%
Cobre (mg/L)	0,005 – 0,6	0,05 – 0,15	61%
Níquel (mg/L)	0,03 – 1,1	0,03 – 0,5	71%
Cromo (mg/L)	0,003 – 0,8	0,003 – 0,5	89%
Cádmio (mg/L)	0 – 0,26	0 – 0,065	67%
Chumbo (mg/L)	0,01 – 2,8	0,01 – 0,5	64%
Zinco (mg/L)	0,01 – 8,0	0,01 – 1,5	70%

Legenda: FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

Fonte: Souto e Povinelli (2007).

Existem íons que podem estar presentes no lixiviado, como Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ proveniente de material orgânico entulhos de construção e cascas de ovos, PO₄³⁻, NO₃⁻, CO₃²⁻ proveniente de material orgânico, Cu²⁺, Fe²⁺, Sn²⁺ proveniente de material eletrônico, latas e tampas de garrafas, Hg²⁺, Mn²⁺ pilhas comuns e alcalinas e lâmpadas fluorescentes, Ni²⁺, Cd²⁺, Pb²⁺, provenientes de baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio e automóveis), Al³⁺ provenientes de latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos e embalagens laminadas em geral, Cl⁻, Br⁻, Ag⁺ proveniente de Tubos de PVC, negativos de filmes e raio X e As³⁺,

Sb^{3+} , Cr^{x+} provenientes de embalagens de tintas, vernizes e solventes orgânicos (VILHENA, 2018).

Os lixiviados devem ser tratados para reduzir a carga poluidora e tóxica e, desta forma, ser disposto no meio ambiente. Embora, as características dos lixiviados variem dependendo do tipo de resíduos dispostos e torne o tratamento complexo (FERREIRA et al., 2001).

2.3 Fenômenos de Transporte em Meios Porosos

O transporte de contaminantes através de meios porosos é geralmente descrito por modelos de transporte de advecção, dispersão e sorção (BARRY, 1992). Desde meados do século XX, muitos pesquisadores têm trabalhado na equação de advecção-dispersão (ADE) através de abordagens analíticas, simulações numéricas e estudos experimentais de ambientes de solo completamente saturados (WU; JENG, 2017).

Existem mecanismos químicos de atenuação em meios porosos, entre esses a adsorção e a absorção de moléculas em solução à superfície de sólidos (SEA, 2012). A absorção física ocorre devido a forças eletrostáticas e a adsorção química a ligações químicas entre o soluto e as partículas sólidas (AL-SOUFI, 1994; ZANON, 2014).

É importante definir que para meios porosos, como o solo, o movimento é governado por múltiplas fases que, por sua vez, dependem das forças capilares juntamente com franjas capilares em macro e microescala (KUMAR et al., 2018). Porém, para definir a distribuição e a dispersão da massa dos poluentes no meio poroso, descreve-se geralmente por meio de modelos de transporte de advecção, dispersão e parâmetros hidrodinâmicos (GULERIA et al., 2019; KUMAR et al., 2018; WU; JENG, 2017).

A advecção descreve o transporte de solutos miscíveis na mesma velocidade que as águas subterrâneas. Para muitos problemas de transporte de contaminantes, o termo de advecção domina sobre outros termos. Para medir o grau de dominância da advecção, geralmente é usado o número de Peclet (ZHENG; WANG, 1999), definido como:

$$P_e = \frac{|v|L}{D} \quad (1)$$

Onde v é a magnitude do vetor velocidade de infiltração, LT^{-1} ; L é o comprimento característico, geralmente considerado como a largura da célula da grade, L e D é o coeficiente de dispersão, L^2T^{-1} .

A dispersão em meios porosos refere-se à disseminação de contaminantes em uma região maior do que seria previsto apenas a partir dos vetores médios de velocidade da água subterrânea (ANDERSON; CHERRY, 1979). A dispersão é causada por dispersão mecânica, resultado de desvios da velocidade real em uma microescala da velocidade média da água subterrânea e por difusão molecular impulsionada por gradientes de concentração. A difusão molecular é geralmente secundária e insignificante, comparada com os efeitos da dispersão mecânica, e só se torna importante quando a velocidade da água subterrânea é muito baixa (ZHENG; WANG, 1999).

O tensor de dispersão hidrodinâmico, D_{ij} , para um meio poroso isotrópico, é definido, de acordo com (BEAR, 1972), da seguinte forma:

$$D_{xx} = \alpha_L \frac{v_x^2}{|v|} + \alpha_T \frac{v_y^2}{|v|} + \alpha_T \frac{v_z^2}{|v|} + D^* \quad (2)$$

$$D_{yy} = \alpha_L \frac{v_y^2}{|v|} + \alpha_T \frac{v_x^2}{|v|} + \alpha_T \frac{v_z^2}{|v|} + D^* \quad (3)$$

$$D_{zz} = \alpha_L \frac{v_z^2}{|v|} + \alpha_T \frac{v_x^2}{|v|} + \alpha_T \frac{v_y^2}{|v|} + D^* \quad (4)$$

$$D_{xy} = D_{yx} = (\alpha_L - \alpha_T) \frac{v_x v_y}{|v|} \quad (5)$$

$$D_{xz} = D_{zx} = (\alpha_L - \alpha_T) \frac{v_x v_z}{|v|} \quad (6)$$

$$D_{yz} = D_{zy} = (\alpha_L - \alpha_T) \frac{v_y v_z}{|v|} \quad (7)$$

Onde D_{xx} , D_{yy} , D_{zz} são os componentes principais do tensor de dispersão, L^2T^{-1} ; D_{xy} , D_{xz} , D_{yx} , D_{yz} , D_{zx} , D_{zy} são os termos do tensor de dispersão, L^2T^{-1} ; α_L é a dispersividade longitudinal, L ; α_T é a dispersividade transversal, L ; D^* é o coeficiente de difusão molecular

efetivo, L^2T^{-1} ; v_x , v_y , v_z são os componentes do vetor velocidade ao longo dos eixos x , y e z , LT^{-1} e $|v| = \sqrt{v_x^2 + v_y^2 + v_z^2}$ é a magnitude do vetor de velocidade, LT^{-1} .

Como alternativa prática, pode-se considerar que o coeficiente de dispersão isotrópico também é aplicável a meios porosos anisotrópicos. Além da dispersão isotrópica descrita acima, o modelo de transporte *MT3DMS* (cujo uso é proposto neste trabalho) suporta uma forma alternativa que permite o uso de duas dispersividades transversais, uma dispersividade transversal horizontal, α_{TH} e uma dispersividade transversal vertical, α_{TV} , como proposto por (BURNETT; FRIND, 1987):

$$D_{xx} = \alpha_L \frac{V_x^2}{|v|} + \alpha_{TH} \frac{V_y^2}{|v|} + \alpha_{TV} \frac{V_z^2}{|v|} + D^* \quad (8)$$

$$D_{yy} = \alpha_L \frac{V_y^2}{|v|} + \alpha_{TH} \frac{V_x^2}{|v|} + \alpha_{TV} \frac{V_z^2}{|v|} + D^* \quad (9)$$

$$D_{zz} = \alpha_L \frac{V_z^2}{|v|} + \alpha_{TH} \frac{V_x^2}{|v|} + \alpha_{TV} \frac{V_y^2}{|v|} + D^* \quad (10)$$

$$D_{xy} = D_{yx} = (\alpha_L - \alpha_{TH}) \frac{v_x v_y}{|v|} \quad (11)$$

$$D_{xz} = D_{zx} = (\alpha_L - \alpha_{TH}) \frac{v_x v_z}{|v|} \quad (12)$$

$$D_{yz} = D_{zy} = (\alpha_L - \alpha_{TH}) \frac{v_y v_z}{|v|} \quad (13)$$

As Equações 8 a 13 tornam-se equivalentes às Equações 2 a 7 quando as duas dispersividades transversais são definidas como iguais.

O estudo da extensão da contaminação sustenta-se em equações de Advecção-Dispersão, usadas para modelar o fluxo espacial e temporal (GULERIA et al., 2019). Sendo o modelo unidimensional advecção-dispersão um dos mais usados para descrever o transporte de poluentes em meios porosos (MUSTAFA et al., 2016; OLIVEIRA, 2009).

A equação do transporte em solo saturado, homogêneo, em condição de fluxo permanente, para o caso unidimensional é descrita seguinte forma:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \bar{v}_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (14)$$

A qual pode-se expressar ao longo das linhas de fluxo utilizando $L = x$, onde L é a coordenada de direção ao longo do fluxo. D_L é o coeficiente de dispersão hidrodinâmica longitudinal e \bar{v}_x a velocidade média linear ao longo do fluxo (BIEDA, 2013; OLIVEIRA, 2009).

A equação de Advecção-Dispersão em duas dimensões é escrita como (WILSON; MILLER, 1978; ZHENG; WANG, 1999):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \bar{v}_x \frac{\partial C}{\partial x} - \bar{v}_z \frac{\partial C}{\partial z} \quad (15)$$

Onde C é a concentração dissolvida; t é tempo; D_x , D_z são coeficientes de dispersão; \bar{v}_x , \bar{v}_z são componentes de velocidade na direção X e Z .

A lei de Darcy é um equação que descreve o fluxo através de um meio poroso (MCDONALD; HARBAUGH, 1984), relacionando a vazão em volume com a perda da carga hidráulica entre duas secções do escoamento através de uma constante de proporcionalidade (condutividade hidráulica) (SEA, 2012). A lei de Darcy aplica-se ao fluxo laminar em meios porosos da seguinte forma:

$$Q = \frac{KA(h_1 - h_2)}{L} \quad (16)$$

Onde Q é o fluxo volumétrico (L^3T^{-1}); K é a condutividade hidráulica do material na direção do fluxo (LT^{-1}); A é a área da seção transversal perpendicular ao fluxo (L^2); $h_1 - h_2$ é a diferença entre a carga hidráulica através do prisma paralelo ao fluxo (L); L é o comprimento do prisma paralelo à direção do fluxo (L).

A condutividade hidráulica é a medida da habilidade de um meio poroso de conduzir um líquido (KUTILEK; NIELSEN, 1994). É considerado um parâmetro hidrogeológico que

combina as propriedades do fluido com as propriedades do meio (PIMENTEL, 2009). Quantifica a capacidade do solo de transferir água, depende das características do meio, da massa específica e da viscosidade da água, e corresponde à constante de proporcionalidade da Lei de Darcy (SEA, 2012). De acordo com a variedade de materiais do aquífero, a condutividade hidráulica pode variar de 10 cm/s para o cascalho a 10^{-10} cm/s para o xisto (KALHOR et al., 2019).

A anisotropia dos aquíferos em relação à condutividade hidráulica, é um parâmetro que pode ter um valor diferente em cada direção, só podendo ser considerada em modelos bi e tridimensionais (KALHOR et al., 2019). Para materiais geológicos isotrópicos o valor de K é o mesmo em todas as direções. Assim, a Lei de Darcy pode ser descrita para o caso tridimensional em um sistema de coordenadas retangular da seguinte forma:

$$\begin{bmatrix} v_x \\ v_y \\ v_z \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} k_x & 0 & 0 \\ 0 & k_y & 0 \\ 0 & 0 & k_z \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \frac{dh}{dx} \\ \frac{dh}{dy} \\ \frac{dh}{dz} \end{bmatrix} \quad (17)$$

2.4 Modelagem Matemática e Numérica

A modelagem de águas subterrâneas consiste em modelagem física ou modelagem matemática. A modelagem matemática pode ser classificada em modelos analíticos e numéricos. As técnicas numéricas utilizam os métodos de diferenças finitas (FDM), o método dos elementos finitos (FEM), o método dos volumes finitos (MVF) e o método dos elementos de contorno (BEM) (GHORABA; ZYEDAN; RASHWAN, 2013).

Os modelos matemáticos de poluição de águas subterrâneas têm sido estudados na literatura pelo menos, a partir de 1961, envolvendo de forma simplificada os princípios básicos do balanço de massa. Numericamente, os métodos de diferenças e de elementos finitos são abordagens comuns implementados por pesquisadores (MUSTAFA et al., 2016).

A simulação numérica do transporte de poluentes no subsolo é a área de intensa pesquisa. Os fenômenos de transporte de poluentes podem ser encontrados em diferentes problemas. Os modelos de transporte são muito assertivos, uma vez que podem considerar

processos de transferência de massa em regime transiente, possibilitando o cálculo das concentrações de espécies químicas que são infiltrados nos aquíferos (KUMAR et al., 2018; PANDAY et al., 1997).

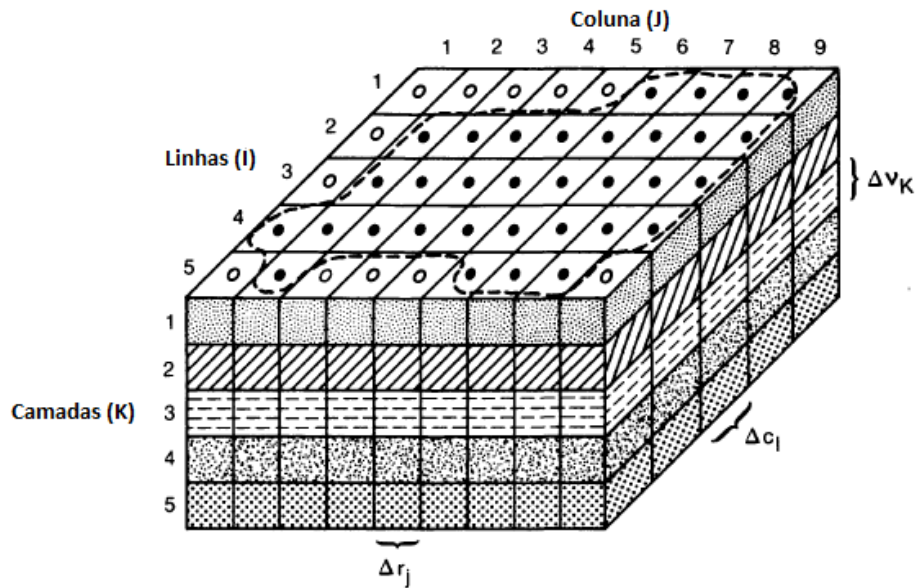
Como a convecção e a dispersão hidrodinâmica dependem da velocidade do fluxo da água subterrânea, o modelo matemático resolve duas equações diferenciais parciais simultâneas: (1) a equação de continuidade que fornece os componentes da velocidade da água subterrânea, e (2) a equação de transporte do soluto, que descreve a concentração química na água subterrânea (DASGUPTA et al., 1984).

A partir da década de 1980, foram realizadas simulações numéricas em problemas ambientais relacionados a águas subterrâneas e ao transporte de substâncias químicas, apenas considerando os processos físicos hidrogeológicos e químicos mais importantes (BARRY et al., 2002; KALHOR et al., 2019; PROMMA, 2010).

Atualmente, têm-se realizado vários estudos utilizando *softwares* como *MODFLOW*, *MT3DMS*, *PHREEQC* e *MODPATH*, para investigar o transporte de lixiviados de aterros (BARRY et al., 2002; BIEDA, 2013; CARNEIRO, 2002; COTA; LOUBACK; JACOMINO, 2010; CUEVAS et al., 2012; DASGUPTA et al., 1984; DUDA, 2004; HAN et al., 2014; KOHLAR H., 2001; MCNAB, 1997; OLIVEIRA, 2009; PAN et al., 2017; THOMSEN; MILOSEVIC; BJERG, 2012; VALLNER; GAVRILOVA; VILU, 2015; WU; JENG, 2017). Diversos estudos foram desenvolvidos para definir a distribuição de metais pesados através do solo utilizando em muitos dos casos, os softwares *MODFLOW* e *MT3DMS* (AL-SOUFI, 1994; ARORA; MOHANTY; MCGUIRE, 2015; FREIRE et al., 2003; GULERIA et al., 2019; KORF et al., 2008; MURRAY; ROUSE; CARPENTER, 1981; SABA; UMAR; AHMED, 2016; SLACK et al., 2007; ZANON, 2014; ZHANG; BRANAM; OLYPHANT, 2017).

O *MODFLOW* é o código de modelagem de águas subterrâneas do *USGS* mais comumente utilizado devido à sua capacidade de simular fluxos complexos de água subterrânea em três dimensões (MCDONALD; HARBAUGH, 1984). Conforme a Figura 1, o lugar modelado é representado por diversas camadas que podem ser simuladas como aquíferos, cada uma subdividida por diversas linhas e colunas, de maneira que se possa ter uma representação multicelular tridimensional da área estudada (CARNEIRO, 2002).

Figura 1 – Discretização hipotética de um aquífero



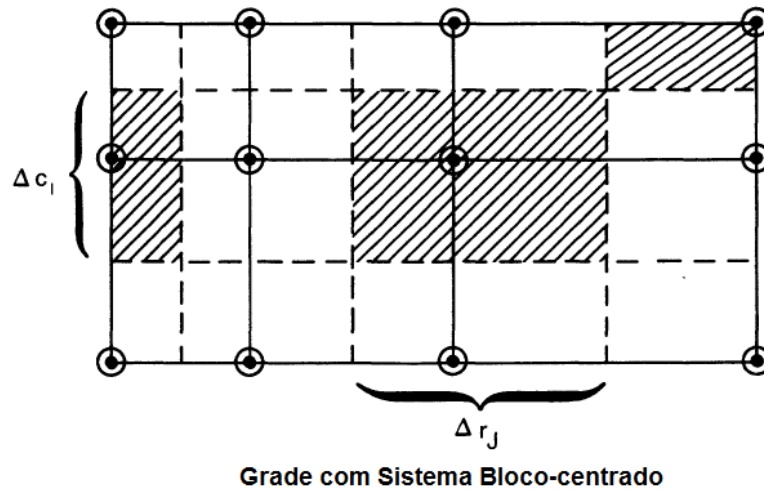
Descrição

- Limites do Aquífero
- Célula Ativa
- Célula Inativa
- Δr_j Dimensão da Célula ao Longo da Direção das Linhas. Subscrito (J) Indica o Número da Coluna
- Δc_l Dimensão da Célula ao Longo da Direção das Colunas. Subscrito (I) Indica o Número da Linha
- Δv_k Dimensão da Célula ao Longo da Direção Vertical. Subscrito (K) Indica o Número da Camada

Fonte: Adaptado de McDonald; Harbaugh, (1984)

O fluxo subterrâneo é simulado de acordo com o método das diferenças finitas e a abordagem centrada em blocos, ou células, da matriz tridimensional. Dessa forma, em cada bloco (*cell*) há um ponto em seu núcleo chamado de nó (*node*) central. Conforme apresentado na Figura 2 (KALHOR et al., 2019).

Figura 2 – Malha apresentando os nós no centro dos blocos



Descrição

- ⊙ Nós
- Linhas da Grade
- - - Limites de células para formulação centrada em pontos
- //// Células Associadas aos Nós Selecionados

Fonte: Adaptado de McDonald; Harbaugh, (1984)

O desenvolvimento da equação do fluxo da água subterrânea com a equação da diferença finita é baseado na equação da continuidade: “a soma de todas as entradas e saídas na célula deve ser igual à mudança no armazenamento dentro da célula”. Considerando que a densidade da água no solo é constante, a equação de continuidade é expressa da seguinte forma para cada célula:

$$\sum Q_i = SS \frac{\Delta h}{\Delta t} \Delta V \quad (18)$$

Onde Q_i é o fluxo na célula, L^3T^{-1} ; SS foi introduzido para fazer uma anotação específica na equação de diferença finita; portanto, SS é o volume de água que pode ser introduzido por unidade de volume de material de um aquífero por unidade de troca de carga hidráulica, L^{-1} ; ΔV é o diferencial de volume na célula, L^3 ; Δh é a alteração da carga hidráulica em um intervalo de tempo.

O código *MT3D*, desenvolvido pela *USGS*, possibilita a simulação numérica tridimensional do transporte de soluto em meios porosos (CLEMENT et al., 1998; KALHOR et al., 2019). O modelo *MT3DMS*, trouxe alguns aprimoramentos ao código anterior, *MT3D*. No *MT3DMS*, pode-se definir as reações químicas e seus parâmetros, as espécies envolvidas e as concentrações iniciais (OLIVEIRA, 2009).

A equação diferencial parcial que descreve o destino e o transporte de contaminantes da espécie *k* em sistemas tridimensionais de fluxo de águas subterrâneas transientes pode ser escrita da seguinte maneira:

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial X_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial C}{\partial X_j} \right) - \frac{\partial}{\partial X_i} (\theta v_i C) + q_s C_s^k + \sum R_n \quad (19)$$

Onde θ é a porosidade do meio de subsuperfície, sem dimensão; C é a concentração dissolvida das espécies k , ML^{-3} ; t é o tempo, T ; $X_{i,j}$ é a distância ao longo do respectivo eixo de coordenadas cartesianas, L ; D_{ij} é o tensor do coeficiente de dispersão hidrodinâmico, L^2T^{-1} ; v_i é a velocidade da água da infiltração ou poros lineares, LT^{-1} ; q_s é a vazão volumétrica por unidade de volume de aquífero representando fontes de fluido (positivas) e sumidouros (negativas), T^{-1} ; C_s^k é a concentração da fonte ou fluxo de afundamento para as espécies k , ML^{-3} ; $\sum R_n$ é o termo da reação química, $ML^{-3}T^{-1}$.

A velocidade v_i é calculada através da equação de Darcy do seguinte modo:

$$v_i = \frac{q_i}{\theta} = -\frac{K}{\theta} \frac{\partial h}{\partial x_i} \quad (20)$$

Onde K é a Condutividade hidráulica, LT^{-1} e h é a carga hidráulica, L .

A carga hidráulica é obtida a partir da solução da equação tridimensional do fluxo de águas subterrâneas

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left(K_i \frac{\partial h}{\partial x_i} \right) + q_s = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (21)$$

Onde S_s é o armazenamento específico do aquífero, L^{-1} e q_s é o termo do dissipador / fonte de fluido, conforme definido na Equação 19.

A solução real é desconhecida, portanto, é necessário especificar quando o ciclo de iterações deve ser interrompido. As variações nos valores das cargas hidráulicas devem ser menores que aqueles calculados em uma iteração anterior de acordo com o critério de convergência definido. Depois que a iteração é realizada, os valores da carga hidráulica em cada nó da malha são comparados com os valores calculados na iteração anterior e verificado o critério de convergência (MCDONALD; HARBAUGH, 1984).

2.5 Contribuições para o Modelamento Numérico de Águas Subterrâneas

No Quadro 3 se descrevem contribuições que fizeram alguns autores à área do modelamento matemático e numérico no transporte de poluentes em águas subterrâneas. Deste modo, conclui-se que pesquisas feitas nos últimos anos têm se valido de modelos numéricos, sendo o *MODFLOW* um dos mais usados nesta área.

Quadro 3 – Contribuições à área de modelamento do transporte de poluentes em água subterrânea

Autor	Local	Área de estudo	Software	O que foi estudado
Wilson e Miller (1978)	Long Island, New York	Transporte de poluentes	Modelo analítico	Desenvolveram um método baseado na solução analítica para a equação de transporte bidimensional–advectiva–dispersiva. Foi usada para descrever a pluma do cromo hexavalente em Long Island, New York.
Dasgupta et al. (1984)	Miami, Florida	Transporte de poluentes	Próprio (modelo numérico)	Realizaram um modelo numérico para simular o transporte de solutos nas águas do subsolo aplicado num problema de poluição de ferro em águas subterrâneas numa área de eliminação de resíduos indústrias em Miami.
Soufi (1994)	Não aplica	Transporte e reação de poluentes	Modelo analítico	Apresenta um modelo tridimensional para simular o transporte de cádmio no solo, baseado em um modelo tridimensional de advecção-dispersão. Foram definidos processos de adsorção e dessorção por meio de Modelos matemáticos, sendo comprovados mediante experimento de coluna de solo. Os resultados apresentaram uma forte relação entre o pH e a adsorção do metal.
O McNab (1997)	Estados Unidos	Transporte e reação de poluentes	Próprio (Modelo semianalítico)	Crio um modelo de transporte geoquímico reativo, baseado em uma solução analítica de transporte dispersivo e advectivo em duas dimensões, além de desenvolveu uma ferramenta para avaliar o impacto de contaminantes reativos nas características hidrogeoquímicas do aquífero, apresentou também a funcionalidade do modelo na simulação de fenômenos hidrogeoquímicos. Essas simulações têm sido relevantes para conhecer fenômenos de drenagem em minas ácidas, formação do solo e migração de resíduos radiativos.

Autor	Local	Área de estudo	Software	O que foi estudado
Panday et al. (1997)	Minnesota, EE. UU	Transporte e reação de poluentes	Próprio (modelo numérico)	Desenvolveram um modelo numérico que incluiu o fluxo e transporte multifase em zonas insaturadas e saturadas do subsolo. O modelo abarcou a infiltração, o fluxo ambiental do líquido em fase não aquosa, a absorção, a volatilização, a degradação, a dissolução dos constituintes químicos e o transporte por advecção e dispersão hidrodinâmica. Para garantir a eficácia do modelo, foi definido um caso de estudo no lugar de derrame de hidrocarbonetos em Minnesota, o qual foi comparado com os resultados do modelamento numérico, demonstrando a capacidade de representar situações reais de campo.
Kohlar (2001)	Buchs, Suíça	Transporte de poluentes	SWMS_2D	Incluiu no modelo bidimensional SWMS_2D, um componente de fluxo em macroporos para simular o fluxo e o transporte de químicos de um aterro municipal de cinzas produto da incineração dos resíduos sólidos. Os resultados foram satisfatórios para prever o transporte.
simunek Jirka; Vogel; Van Genuchten, (1992)	Não aplica	Transporte e reação de poluentes	SWMS_2D	Apresenta o manual para o uso de software SWMS_2D. O software simula o transporte da água e do soluto em duas dimensões para meios saturados. É um solucionador numérico à equação de Richards para fluxo de água em meio saturado e não saturado e a equação de convecção-dispersão para transporte de soluto.
Barry et al. (2002)	Dinamarca	Transporte e reação de poluentes	PHT3D	Forneceram uma estrutura abrangente e realista para a modelagem de sistemas complexos sob superfície que atinge múltiplos processos interativos, físicos, químicos e biológicos com foco principal em contaminantes orgânicos oxidáveis, desenvolvendo um exemplo de modelagem de poluição por metais de um aterro na Dinamarca.
Carneiro (2002)	DF - Brasil	Transporte de poluentes	<i>SPRING</i> , <i>HELP</i> , <i>MODFLOW</i> e <i>MODPATH</i>	Realizou um estudo da contaminação do lençol freático sob a área do aterro de lixo Jockey Club- DF em Brasil mediante à qualidade de água, utilizando 11 poços de amostragem e realizando uma modelagem matemática usando os softwares <i>SPRING</i> , <i>HELP</i> , <i>MODFLOW</i> e <i>MODPATH</i> com cenários futuros para os anos de 2010, 2030 e 2050. Os resultados da modelagem matemática foram similares aos resultados obtidos experimentalmente através da análise da água nos locais coletados.

Autor	Local	Área de estudo	Software	O que foi estudado
Duda (2004)	Lubin e Glogow em Polônia	Transporte de poluentes	<i>MODFLOW</i> e <i>MT3DMS</i>	Apresentou um estudo de caso do maior aterro industrial na Europa, simulando através do <i>MODFLOW</i> e <i>MT3DMS</i> a dispersão do cloreto através do solo. Foi realizado como ferramenta da avaliação do impacto ambiental e a predição da dispersão de poluentes nas águas subterrâneas.
Mao et al. (2006)	Não aplica	Transporte e reação de poluentes	<i>PHWAT</i> (<i>PHREEQC-2</i> e <i>SEAWAT</i>)	Desenvolveram um modelo (<i>PHWAT</i>) para simular o transporte reativo de múltiplos componentes no fluxo de água subterrânea de densidade variável. Fizeram o uso combinado de dois softwares: <i>PHREEQC-2</i> de reação geoquímica e <i>SEAWAT</i> para o transporte de solutos, este último sendo uma combinação de dois códigos existentes (<i>MODFLOW-88</i> e <i>MT3DMS</i>). O modelo foi avaliado com um experimento de coluna e comparando-o com o <i>PHREEQC-2</i> , demonstrando resultados de predição exatos.
Nobre et al. (2007)	Maceió Brasil	Vulnerabilidade e Transporte de poluentes	<i>MODFLOW</i> e <i>MODPATH</i>	Estabeleceram a vulnerabilidade de águas subterrâneas e mapa de riscos usando um GIS, num aquífero no Nordeste do Brasil. Utilizaram a metodologia DRASTIC, e o modelamento de poluentes foi realizado no <i>MODFLOW</i> e <i>MODPATH</i> . A integração dessas ferramentas permitiu avaliar o risco de poluição e estabelecer áreas de prioridade para monitoramento.
Trowsdale e Lerner (2007)	Nottingham, Reino Unido	Transporte de poluentes	<i>MT3DMS</i>	Realizaram um estudo da relação do uso do solo urbano como o fluxo da água e química subterrânea na cidade de Nottingham no Reino Unido. O modelamento numérico foi realizado no <i>software MT3DMS</i> e comparado com dados hidro químicos recopilados para verificar a predição do modelo.
Wang e Wang (2008)	Não aplica	Transporte de poluentes	<i>MT3DMS</i>	Elaboraram um tanque de solo no laboratório com modelos de infiltração periódica e continua para simular a migração de NH_4 e NO_3 no subsolo e água subterrânea incluindo áreas saturadas e não saturadas. Nesse estudo demonstrou-se que a zona do solo não saturado apresentou uma forte capacidade de remoção de contaminantes, além de apresentar a convecção e difusão como principais processos que governam o transporte de NH_4 e NO_3 no solo arenoso.

Autor	Local	Área de estudo	Software	O que foi estudado
Oliveira (2009)	Salvador Brasil	Transporte de poluentes	<i>PMWIN / MODFLOW</i>	Realizou um modelamento numérico para o entorno de um aterro sanitário usando o <i>software PMWIN/MODFLOW</i> , com diferentes valores de dispersividade, conseguindo representar o padrão de fluxo da água subterrânea e a consequente evolução de uma pluma de contaminação.
Cota, Louback e Jacomino (2010)	Minas Gerais - Brasil	Transporte de poluentes e fluxo da água	HYDRUS, MODFLOW e RT3D	Estabeleceram uma proposta para simular o transporte de poluentes provenientes do fosfogesso através da água subterrânea. O material foi utilizado como cobertura de um aterro sanitário municipal localizado no estado de Minas Gerais - Brasil. Usaram os modelos HYDRUS, MODFLOW e RT3D para descrever o fluxo de água subterrânea e o transporte de solutos.
Cuevas et al. (2012)	Barcelona, Espanha	Transporte e reação de poluentes	PHREEQC	Estudou a difusão de solutos em argila natural com base em uma solução que se compõe principalmente em íons de amônio, sódio e cloro com pH 8. Elaborou um programa experimental em grande escala para criar os modelos e compará-los com dados de um aterro sanitário de 20 anos de funcionamento.
Thomsen, Milosevic e Bjerg (2012)	Zelanda, Dinamarca	Transporte de poluentes	<i>MODFLOW</i>	Aplicaram um método de balanço de massa de poluentes (cloreto, Carvão orgânico dissolvido e amônio), num aterro sanitário em Dinamarca, como o fim de avaliar o impacto no recurso hídrico (subterrâneo e superficial). Os estudos hidrogeológicos foram gerados com o <i>software MODFLOW</i> .
Bieda (2013)	Cracovia, Polónia	Transporte de poluentes	CONTRANS	Aplicou o modelo estocástico para estimar a vida útil de um aterro sanitário de RSU, mediante ao cálculo do tempo de trânsito do lixiviado em meios porosos. O transporte foi apresentado em uma dimensão através da equação de advecção-dispersão enquanto o modelo numérico foi resolvido no <i>software CONTRANS</i> escrito em linguagem MATLAB.
Ghoraba, Zyedan e Rashwan (2013)	Delta do Egipto	Transporte de poluentes e fluxo da água	<i>MODFLOW MT3DMS</i>	Modelaram o transporte de nitrato em água subterrânea na parte central do Delta do Egipto, realizando os estudos de laboratório e aplicação de modelos matemáticos com o <i>software MODFLOW</i> para o modelo hidrodinâmico em meios porosos e <i>MT3DMS</i> para resolver problemas de transporte de poluentes através do tempo.

Autor	Local	Área de estudo	Software	O que foi estudado
Gzyl et al. (2014)	Jaworzno em Polônia	Transporte de poluentes	<i>MODFLOW</i> <i>MT3D</i>	Estudo de caso na Polônia identificando fontes e histórico de descargas de poluentes mediante a provas de bombeio, e de enfoque geoestatístico a uma indústria de produção de químicos entre eles os agrotóxicos. As simulações foram feitas no <i>software MODFLOW</i> com interface <i>PMWIN</i> , a simulação de transporte de poluentes foi realizada em <i>MT3D</i> .
Han et al. (2014)	Henan, China	Transporte de poluentes e fluxo da água	<i>MODFLOW</i> <i>MT3DMS</i>	Realizaram a avaliação do impacto da qualidade da água subterrânea de um aterro não controlado na China. Nesse trabalho, utilizou-se o <i>software MODFLOW</i> e <i>MT3DMS</i> para simular o transporte de poluentes como cloretos, ferro, manganês, amônio. Estabeleceu-se cenários considerando regime permanente e transiente e com um tempo de simulação de 13 anos.
Vallner, Gavrilova e Vilu (2015)	Estônia	Transporte de poluentes	<i>MODFLOW</i> e <i>MT3DMS</i>	Produziram um estudo na Estônia, onde realizou a simulação dos poluentes gerados em um aterro industrial originados na indústria dos hidrocarbonetos. Para caso da poluição do solo, foi utilizado o <i>software MODFLOW</i> e <i>MT3DMS</i> , com o fim de estabelecer os riscos ambientais e problemas de gerenciamento do aterro.
Mustafa et al. (2016)	França	Transporte de poluentes e fluxo da água	<i>MODFLOW</i>	Elaboraram um modelo de solução analítica unidimensional para investigar a influência do tempo e taxa de bombeio no transporte de poluentes em sistemas de filtração nas margens de rios. Foi tomado um caso de estudo na França e os resultados foram comparados com o <i>software MODFLOW</i> , encontrando similaridades nos resultados. Concluiu que esse modelo poderia ser aplicado em aterros sanitários.
Ayvaz (2016)	Não aplica	Transporte de poluentes e fluxo da água	<i>MODFLOW</i> e <i>MT3DMS</i>	Desenvolveu um novo enfoque de simulação e otimização para solucionar problemas de identificação de fontes de poluição das águas subterrâneas através de solução inversa. A simulação do fluxo e transporte de poluentes, foi feita em <i>MODFLOW</i> e <i>MT3DMS</i> e foi integrado num híbrido entre um algoritmo genético binário e um método generalizado de gradiente reduzido.

Autor	Local	Área de estudo	Software	O que foi estudado
Zhang; Branam e Olyphant (2017)	Uttar Pradesh Índia	Transporte de poluentes	<i>MODFLOW</i> e <i>MT3D</i>	Realizaram um modelo totalmente acoplado para simular reações químicas entre subprodutos de combustão de carbono projetados (purificador de lodo especificamente fixo) e águas subterrâneas ambientais. avaliaram a qualidade da água subterrânea numa cidade industrial de Uttar Pradesh Ocidental na Índia, mediante ao uso de <i>MODFLOW</i> e <i>MT3D</i> , considerando o Cloreto como poluente para o modelo.
(PRATT; FONSTAD, 2017).	Canada	Transporte e reação de poluentes	CTRAN PHREEQC	Um estudo realizado no Canadá fez uso da modelagem de geoquímicos para o transporte de contaminantes, incluindo reações de troca iônica ao longo do caminho do fluxo e demonstrou altas concentrações de amônio, ortofosfato, sulfato e outros íons no lixiviado, onde o transporte e a precipitação desses íons podem ocorrer por mais de 100 anos.
Wu e Jeng (2017)	Não aplica	Transporte de poluentes	Próprio	Fizeram um estudo de pesquisa numérica sustentada no modelo acoplado de transporte de solutos em solos insaturados deformáveis e simulação em um aterro sanitário. Concluiu-se que os poluentes se propagam mais rápido em solo estratificado com uma capa superior suave e permeável, demonstrando que as propriedades do solo estratificado podem gerar impactos nos resultados da migração dos solutos.
Xu et al. (2018)	Jiangxi, China	Transporte de poluentes	<i>MODFLOW</i> e <i>MT3DMS</i>	Fizeram uma pesquisa de poluição de águas subterrânea causadas por um parque industrial de monômeros de silicone perto do lago Poyang na China, demonstrando que aquelas indústrias estavam gerando grande quantidade de ácido clorídrico, o qual foi modelado em <i>MODFLOW</i> e <i>MT3DMS</i> .
Guleria et al. (2019)	Haryana, India	Transporte de poluentes e fluxo da água	ArcGIS	Apresentaram modelo de simulação baseado em SIG, para estudar a variação temporal e espacial de poluentes no meio subterrâneo numa região da Índia. O trabalho faz uma análise da concentração dos poluentes em diferentes profundidades do solo usando solução analítica da equação advecção-dispersão.

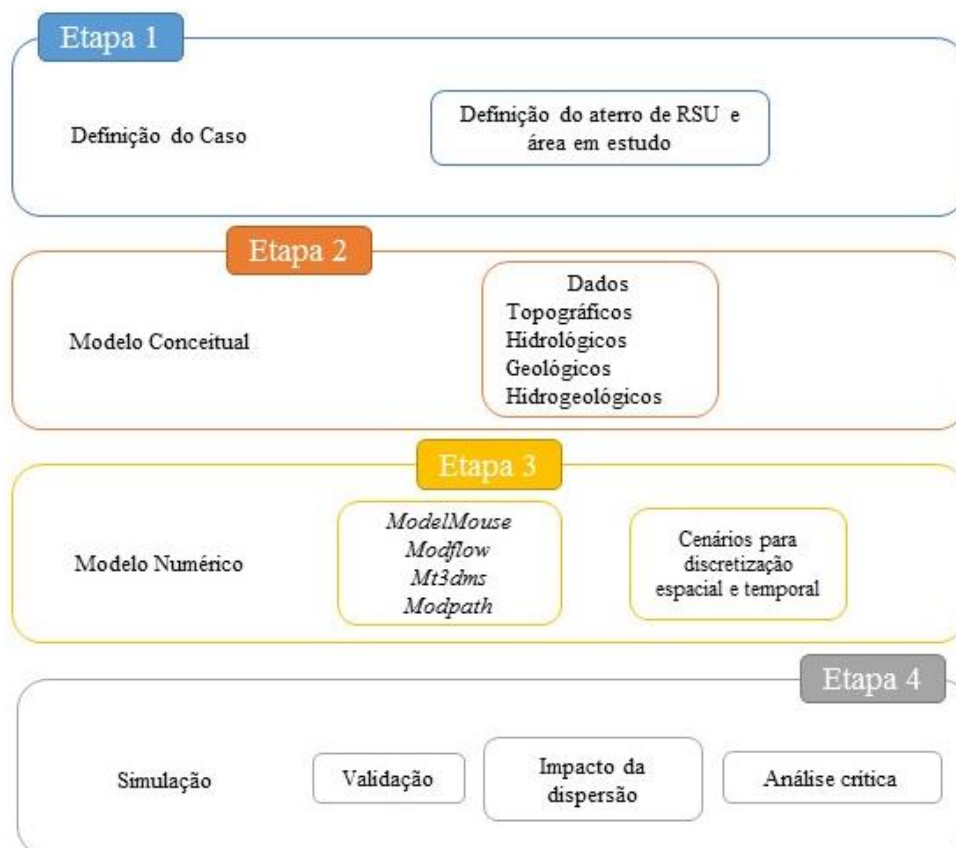
Fonte: O autor, (2019).

Conforme informações do Quadro 3, observam-se amplos estudos na área de simulação numérica para o transporte de solutos através do solo, alguns desses estudos focalizaram-se na reação dos contaminantes. Já existem estudos feitos para o transporte de lixiviados em aterros sanitários usando modelos numéricos como *MODFLOW* e *MT3DMS*, sendo mais frequentemente usados para resolver problemas de transporte de poluentes no começo deste milênio.

3 MÉTODO DE INVESTIGAÇÃO

O método para analisar a dispersão de poluentes oriundos do lixiviados do aterro municipal de Jacarezinho foi desenvolvido em quatro etapas, como se descreve na Figura 3. A primeira etapa definiu o estudo de caso, considerando principalmente a disponibilidade e acessibilidade a dados para estudo, a segunda etapa estabelece a compilação dos dados topográficos, hidrológicos, geológicos e hidrogeológicos, além dos dados da área em estudo. Na terceira etapa se desenvolveu o modelo numérico por meio dos *softwares MODFLOW* (modelo de fluxo) e *MT3DMS* (modelo de transporte de solutos). A etapa quatro, estabeleceu a validação do modelo e a simulação, estabelecendo o impacto da dispersão e elaborando-se o relato e análise crítica dos resultados da modelagem.

Figura 3 – Fluxograma da metodologia de investigação organizado por etapas.

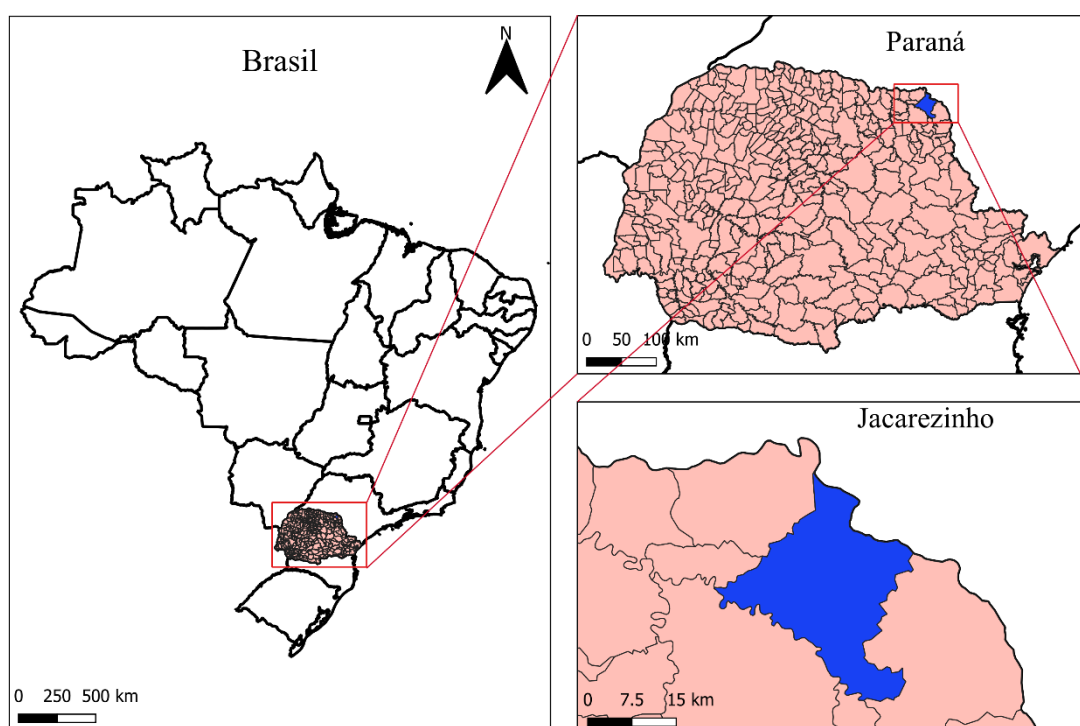


Fonte: O autor, (2019).

3.1 Etapa 1 – Definição e Descrição do Caso em Estudo

Jacarezinho é um município localizado no chamado norte pioneiro de Estado de Paraná. De acordo com informações do IBGE (2010), Jacarezinho tem uma população total estimada em 39.435 habitantes para o ano 2018. O município se estende por 602,5 km², com uma densidade demográfica de 64,93 habitantes/km². Situado a 445 metros de altitude, nas seguintes coordenadas geográficas: Latitude: 23° 9' 42" Sul, Longitude: 49° 58' 11" Oeste. Na Figura 4, pode-se verificar a localização do município de Jacarezinho.

Figura 4 – Localização do município de Jacarezinho, onde está situado o caso em estudo



Fonte: O autor, (2019).

O aterro municipal de Jacarezinho está localizado no centro geográfico do município de Jacarezinho. Seu posicionamento está definido pelas coordenadas Latitude: 23° 8' 02" Sul, Longitude: 49° 55' 28" Oeste. O aterro iniciou suas atividades em 2001 (RAMOS, 2004) e encontra-se situado sobre a área de recarga do aquífero Guarani.

Embora projetado para ser um aterro sanitário, o aterro para RSU de Jacarezinho é atualmente considerado pelo órgão ambiental estadual um aterro controlado (IAP, 2019). Na Figura 5 pode-se observar a área do aterro representada pelo polígono irregular da cor branco,

que abrange 5,346,128.2 m². O aterro encontra-se a 2 km aproximadamente da área urbana; porém, há fazendas habitadas a 320 m da área de operação. A 933 m pelo lado Oeste da área operacional está o Rio Ouro Grande, afluente do Rio Paranapanema.

Figura 5 – Localização do aterro municipal de RSU Jacarezinho



Fonte: O autor, a partir de *Google Earth* (2019).

As informações sobre vias de acesso, clima, geologia, geomorfologia, pedologia, flora/fauna e hidrografia da área em estudo, encontram-se descritas no Anexo – A, permitindo-se maior compreensão sobre as características do local de estudo.

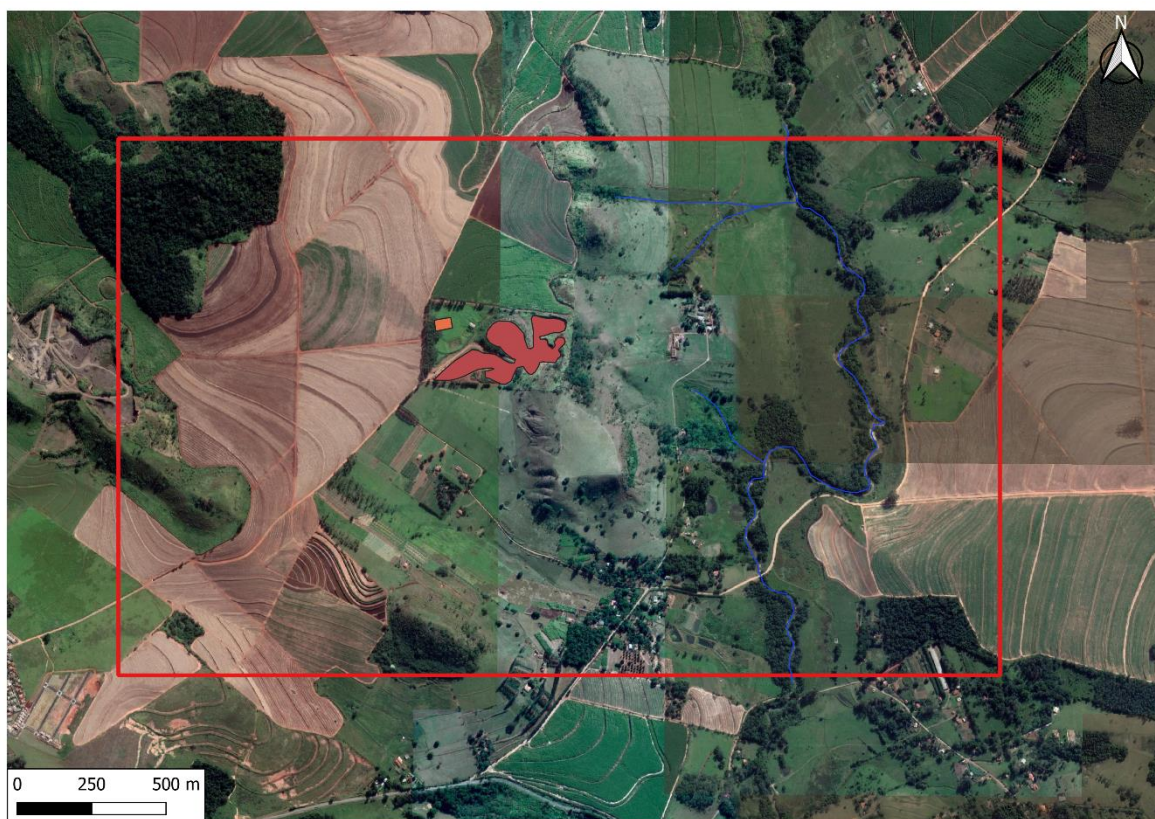
3.2 Etapa 2 – Definição do Modelo Conceitual

Para definir as condições hidrogeológicas que serão representadas no modelo numérico, é necessária uma revisão detalhada das informações disponíveis, trabalho de campo e estudos básicos, isto é chamado de modelo conceitual (COTA; LOUBACK; JACOMINO, 2010; DUDA, 2004; HAN et al., 2014; KALHOR et al., 2019; KE et al., 2018; PIMENTEL, 2009).

O software *QGIS* foi empregado para o desenvolvimento do modelo conceitual, usando o sistema de referência EPSG 31982 (SIRGAS 2000 / UTM zone 22S). Utilizaram-se os mapas de “*Google Satellite*” através do complemento *QuickMapServices* para definição das coordenadas e digitalização do modelo local. Também foram digitalizados o aterro, a lagoa de tratamento biológico secundário de lixiviados do aterro e o rio do Ouro Grande como representa a Figura 6.

Estabeleceu-se o modelo local com uma superfície de 5,346,128.2 m², considerando a área necessária para definir a possível abrangência e impacto dos poluentes ao rio de Ouro Grande, e também o requerido pelo modelo numérico para obter resultado adequados da pluma contaminante enquanto à localização do aterro e o rio. O aterro como fonte poluidora, foi localizado no centro do modelo local por quanto não se conhecia a direção que tomaria o fluxo.

Figura 6 – Digitalização da área de estudo em *QGIS*

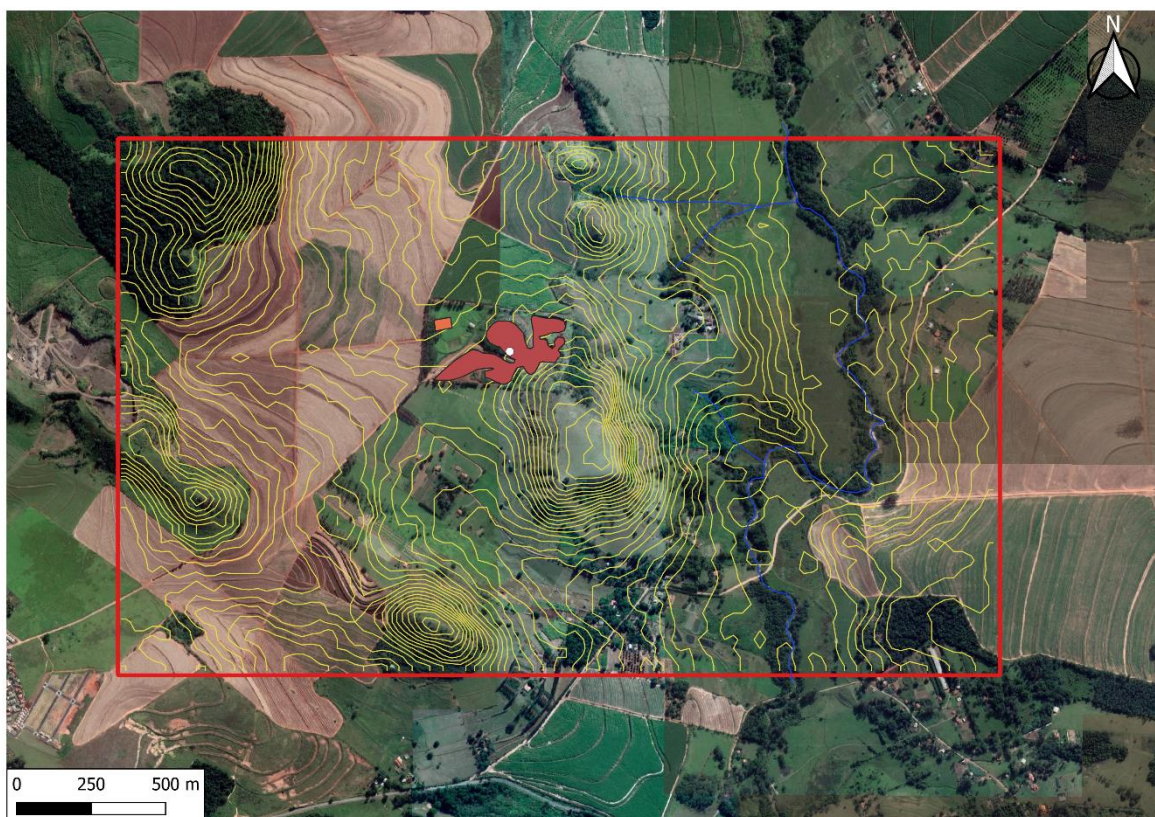


Fonte: O autor, a partir de *Google Earth* (2019).

Para estabelecer as curvas de nível do relevo no modelo, foi necessário ingressar no site earthexplorer.usgs.gov do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS, 2019) e descarregar o arquivo DEM (modelo de elevação digital) em ASTER GDEM da área onde encontra-se

localizado o aterro. O arquivo foi incluído no programa *QGIS* e recortado de acordo a área definida como escopo da modelagem. Posteriormente, dessa camada foram extraídas as curvas de nível a cada 10 m, como se apresenta na Figura 7. O ponto branco que se encontra localizado dentro da área do aterro, foi definido como o centróide do modelo.

Figura 7 – Curvas de nível extraídas do arquivo DEM



Fonte: O autor, a partir de *Google Earth* (2019).

As camadas criadas em *QGIS* (curvas de nível, aterro, lagoa de tratamento secundário e rio do Ouro Grande) foram salvas como arquivo *Shapefile* para serem compatíveis com o código *MODFLOW*.

Além dos dados geométricos e topográficos, utilizaram-se dados hidrológicos, hidrogeológicos e geológicos. No

Quadro 4, descrevem-se as informações detalhadas e a fonte de onde se obtiveram, sendo necessárias para o desenvolvimento do modelo numérico. As informações foram extraídas de fontes secundárias, de organizações internacionais como o *USGS*, nacionais como o ANA e SNIRH e estatais como IAP e ÁGUASPARANÁ, de forma a criar a base para o modelo conceitual.

Quadro 4 – Informação utilizada no modelo conceitual

Dados	Informação	Tipo da Descrição	Fonte
Global / Topográfico	Modelo de elevação digital - DEM	Mosaico digital da superfície da terra	<i>Google Satallite</i>
		Imagens <i>Landsat</i> e <i>MDT SRTM</i> (georreferenciadas)	<i>USGS, US Geological Survey</i>
	Fotografia aéreas	Fotografia aéreas	<i>Google Satallite</i>
Hidrológico	Precipitação	Resolução temporal	Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos - SNIRH. Agência Nacional de Águas – ANA
	Evapotranspiração	Resolução temporal	Nagalli (2005) / EMBRAPA/INMET
	Vazão do Rio do Ouro Grande	Resolução temporal	ÁGUASPARANÁ
Geológico / Hidrogeológico	Nível do lençol freático	Resolução temporal	Recopilação de dados (estudos públicos anteriores)
	Condutividade hidráulica	Valores da condutividade hidráulica do solo de acordo como a amostragem em campo.	Nagalli (2005)
	Estratificação do solo	Esquema dos materiais encontrados na profundidade do solo.	Sondagem feitos por outros estudos.

Fonte: adaptado de SEA, (2012)

Quanto aos dados de precipitação, estes foram obtidos junto ao sistema *HIDROWEB*, do Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos – SNIRH, criado pela Agência Nacional de Águas – ANA, o qual contava com uma estação meteorológica localizada a 5,5 km do aterro municipal de Jacarezinho. O histórico de dados desta estação inclui informações hidrológicas do ano 1941 ao ano 2000, tendo sido considerado adequado para fins de determinação de condições climáticas e suficiente para caracterizar o estudo de caso. As características da estação estão descritas no Quadro 5.

Quadro 5 – Informação da estação pluviométrica utilizada no fornecimento de dados

Bacia	RIO PARANÁ
Unidade da Federação	PR
Município	JACAREZINHO
Tipo	Pluviométrica
Código	2349028
Nome	JACAREZINHO
Latitude	-23,17°
Longitude	-49,97°
Início (Pluviômetro)	3/31/1941 21:00
Operando	Sim
Responsável	INMET

Fonte: SNIRH (2019).

Os dados históricos da estação meteorológica de Jacarezinho estão compilados no Anexo – D. A precipitação anual foi calculada em 1.447 mm/ano. Para o caso da evapotranspiração (ETP), as informações foram extraídas da base de dados climáticos EMBRAPA/INMET, mencionada por Nagalli (2005). De acordo com o Quadro 6, foram obtidos dados históricos entre 1961 e 1990, obtendo-se uma média anual 960 mm.

Quadro 6 – Base de dados climáticos para o município de Jacarezinho

Latitude: 23,15 S Longitude: 49,97 W Altitude: 470 m						
Período: 1961-1990						
Mês	T (°C)	ETP	ARM (mm)	ETR (mm)	DEF (mm)	EXC (mm)
Jan	22,9	110	100	110	0	70
Fev	24,7	118	100	118	0	58
Mar	23,2	109	100	109	0	26
Abr	20,3	74	98	74	0	0
Mai	17,5	52	100	52	0	28
Jun	15,8	38	100	38	0	29
Jul	15,8	39	100	39	0	8
Ago	17,5	51	97	51	0	0
Set	19	62	100	62	0	6
Out	21,5	90	100	90	0	41
Nov	22	101	100	101	0	39
Dez	23,2	116	100	116	0	77
TOTAIS		960	1195	960	0	382
MEDIAS	20,9	82	100	82	0	29

Fonte: adaptado de Nagalli (2005).

Nota: ETP - Evapotranspiração potencial, ARM – Armazenamento, ETR – Evapotranspiração Real, DEF – Deficiência, EXC – Excessos.

Baseado em informações do ÁGUASPARANÁ, (2019), não há dados específicos disponíveis para o rio do Ouro Grande. Para determinação da vazão $Q_{95\%}$, o ÁGUASPARANÁ utiliza dados de vazões específicas (L/s.km²) de estações fluviométricas instaladas na região. Devido à falta de estações fluviométricas instaladas nesta bacia utilizaram-se dados da estação UHE Chavantes, código 64270080 (Latitude S 23° 7' 41.16" e Longitude W 49° 43' 54.12"). No ponto informado, no rio Ouro Grande a área de drenagem é de 66,5 km². Multiplicando-se a área de drenagem pela vazão específica de 4,18 L/s.km², obtida dos dados estação UHE Chavantes, que constam do diagnóstico das demandas e disponibilidades hídricas superficiais de abril 2010 (PLERH), a vazão $Q_{95\%}$ foi equivalente a 277,97 L/s.

O modelo foi estabelecido para solo saturado, levando-se em consideração a condição mais desfavorável de fluxo de poluentes e, assim, em favor da segurança. Além disso, o *software* de modelamento numérico, tem um melhor desempenho no transporte de espécies químicas através de sistemas de águas subterrâneas.

O perfil de estratificação do solo foi estabelecido conforme boletins de sondagem de solo que constam do Anexo – A da pesquisa de Nagalli (2005). Porém, só há dados disponíveis

até os 6 metros de profundidade, tendo sido descritas as camadas do solo geralmente como argila arenosa.

Para a determinação do fluxo volumétrico, ou vazão de lixiviado do aterro, foi utilizado o método suíço (ROCCA, 1981), que considera a seguinte equação:

$$Q = \frac{(P \cdot A_m \cdot R)}{T} \quad (22)$$

Onde Q é a vazão média do percolado, em L/s; P é a precipitação média mensal, em mm; A_m é a área total do aterro, em m^2 ; T é o número de segundos em 1 mês (2592000 s); R é o coeficiente que depende do grau de compactação dos resíduos sólidos urbanos. Para o caso dos aterros fracamente compactados são atribuídos valores de R variando entre 0,25 e 0,50; para o aterros fortemente compactados valores de R entre 0,15 e 0,25 (ROCCA, 1981), considerando-se que quanto mais fraca a compactação dos resíduos maior o valor de R .

O método suíço é um dos métodos mais empregados para estimar o volume de lixiviado gerados nos aterros (CASTILHOS JUNIOR, 2003; GOMES, 2009), apresentando estimativas mais próximas à realidade quando comparados aos outros modelos (SEELIG et al., 2013). O método é baseado nas grandezas de entrada precipitação, área do aterro e compactação dos resíduos (SEELIG et al., 2013).

Fundamentado na Equação 22, o valor da precipitação mensal baseado em dados da ANA, foi de 120,6 mm, a área total do aterro em 45.222 m^2 e o valor de R foi definido em 0,4. O valor de R foi baseado nos estudos de Ramos (2004), onde evidenciou-se a falta de cobertura e compactação dos resíduos no aterro de Jacarezinho. Assim, o valor da vazão média do lixiviado do aterro foi de 0,84 L/s.

As informações das características químicas do lixiviado foram também obtidas da pesquisa de Nagalli (2005), cuja amostragem se deu em amostras de chorume do próprio aterro municipal de Jacarezinho. Os parâmetros selecionados para o modelo numérico foram os metais pesados (Cromo, Cobre, Chumbo e Zinco). Os valores da concentração dos metais apresentados no Quadro 7, estão baseados em caracterização química do lixiviado em dois pontos: lixiviado sem tratamento (LST) e lixiviado após a realização do tratamento biológico secundário (SEC).

Quadro 7 – Resultado da concentração dos metais pesados do lixiviado do Aterro Jacarezinho

PARÂMETRO	2ª CAMPANHA (estiagem)	
	LST	SEC
Chumbo (mg/L)	0,4	0,2
Cobre (mg/L)	0,65	<0,03
Cromo (mg/L)	0,64	<0,05
Zinco (mg/L)	2,80	0,05

Fonte: Adaptado de Nagalli, (2005)

Os dados do Quadro 7 foram utilizados como dados de entrada do modelo numérico. Foram consideradas como fontes emissões de poluentes, a área de 45.222 m² utilizada na disposição em solo dos RSU, à qual foram atribuídos os valores de LST; e, a área 2.063 m² referente ao sistema de tratamento biológico secundário, à qual foram atribuídas as concentrações relativas ao SEC. Desta forma, na simulação, adotou-se a premissa de que toda a área identificada na imagem aérea (Figura 6) como de atual disposição de RSU em solo gera chorume com as concentrações estabelecidas no Quadro 7. Tal premissa pode ser considerada válida com um caráter realista, já que o aterro de Jacarezinho não dispõe de sistema de impermeabilização de base, conforme evidenciou Nagalli (2005) e confirma classificação do aterro pelo IAP (2019). De modo análogo, considerando-se que o sistema de tratamento de chorume concebido para o aterro encontra-se inoperante e com sistema de impermeabilização falho, considerou-se que esta área também contribui como fonte poluidora, mas em menor medida, considerando os aspectos físicos de pré-tratamento do chorume, considerando as concentrações estabelecidas como SEC no Quadro 7.

Assim, tanto a frente de trabalho do aterro como o antigo sistema de tratamento de efluentes líquidos foram considerados fontes poluidoras. Trata-se de uma premissa conservadora, já que a imagem aérea que delimitou o aterro é do ano 2018, o aterro continua operante, aumentando sua área de disposição de RSU. Assim, constatada a poluição de solos e águas na simulação, é possível que em campo as concentrações medidas possam ser maiores, sendo esta uma limitação do modelo proposto.

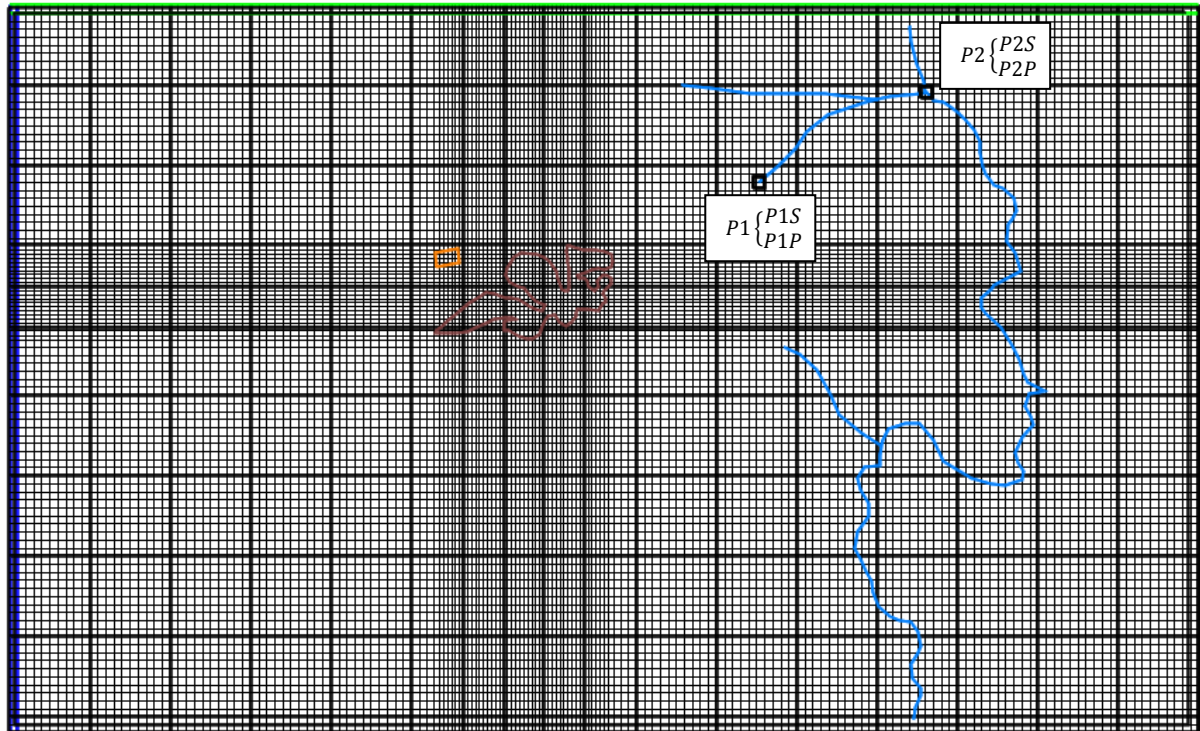
3.3 Etapa 3 – Modelo Numérico

O modelo numérico foi estabelecido no *software* de interface gráfica *ModelMuse* e simulado com o *software MODFLOW -2005* do *US Geological Survey – USGS* que resolve equação do fluxo, e o *software MT3DMS* que simula o transporte do poluente.

Conforme na Figura 8, foram importados no *software* o modelo local, a elevação do terreno para definir a topografia, a área do aterro, a lagoa de tratamento biológico secundário e o rio do Ouro Grande.

A área de estudo apresenta dimensões de 2.967 m de comprimento por 1.808 m de largura. A Figura 8 apresenta o plano x-y da malha computacional adotada nas simulações numéricas. No plano x-y, a malha foi definida considerando elementos ortogonais com Δx e Δy iguais a 20 metros e um maior refinamento, Δx e Δy iguais a 10 metros, na região próxima ao aterro. A Figura 9 apresenta a discretização espacial na vertical, em z, composta por três regiões. A primeira região, da superfície até 10 m de profundidade, a segunda região, na faixa de 10 m até 130 m e a terceira região, de 130 m até 370 m. O Quadro 8 apresenta os diferentes níveis de refinamento adotados em cada região (Δz). A espessura da primeira região foi definida segundo estudo de Nagalli (2005), esta camada se caracteriza por estar constituída essencialmente por argila arenosa com raízes, com rochas ou muito mole. A espessura das outras duas regiões, foram definidas teoricamente pelo autor. O refinamento foi maior nas camadas mais próximas na superfície, região onde ocorrem os maiores gradientes de carga e de concentração e, portanto, maior dispersão de poluentes.

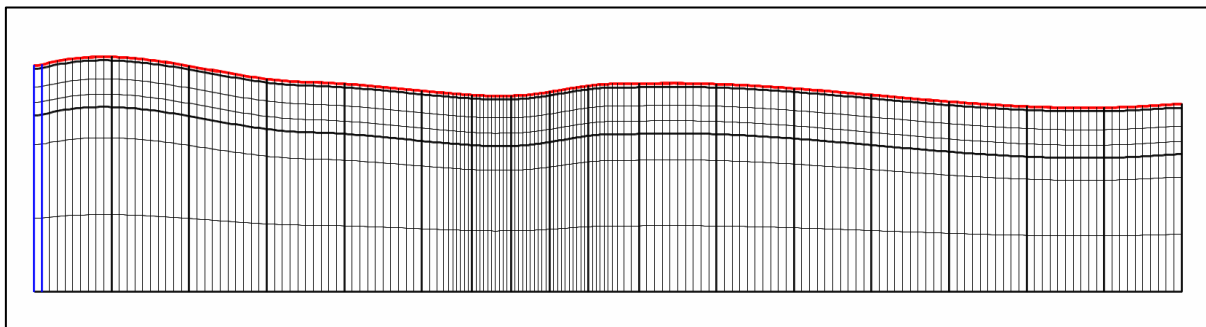
Figura 8 – Malha computacional, mostrando os pontos de observação P1 e P2



Fonte: O autor, (2019).

Nota: O ponto de observação um (P1), apresenta valores da concentração dos poluentes em duas profundidades: P1S (na superfície) e P1P (2 m abaixo da superfície), da mesma forma acontece para o ponto de observação dois (P2).

Figura 9 – Malha computacional na vertical



Fonte: O autor, (2019).

A condição de contorno adotada nas simulações numéricas foi a de valor prescrito de carga hidráulica na superfície e nas fronteiras do domínio. Para o caso do transporte de espécies químicas, foi estabelecido valor constante de concentração dos metais nas fontes geradoras (aterro e lagoa de tratamento secundário). O modelo de transporte de poluentes foi simulado considerando regime transiente.

Os valores adotados para a condutividade hidráulica para a camada superficial foram os mesmos apresentados no trabalho de Nagalli (2005). Os valores adotados para a condutividade hidráulica para as outras camadas foram estabelecidos considerando que quanto maior a profundidade, menor será a condutividade hidráulica. Isto ocorre devido à compactação e aumento da densidade aparente do solo (GÓNZALEZ; LÓPEZ; MINAYA, 2014), como se apresenta no Quadro 8. Os valores de condutividade foram considerados isotrópicos ($K_x = K_y = K_z$) e variam entre $5,5 \times 10^{-6}$ e 5×10^{-10} m/s.

Quadro 8 – Refinamento vertical da malha computacional

Região	Tipo de aquífero	Profundidade a partir da superfície (m)	Refinamento (m)	Condutividade hidráulica (m/s)
Superficial	Não confinado	10	2	$5,5 \times 10^{-6}$
			8	$5,5 \times 10^{-6}$
Media	Não confinado	130	40	5×10^{-7}
			40	5×10^{-7}
			40	5×10^{-8}
Inferior	Confinado	370	40	5×10^{-9}
			100	5×10^{-9}
			100	5×10^{-10}

Fonte: O autor, (2019).

No Quadro 9, se representam os parâmetros de entrada do modelo numérico. A maioria dos dados correspondem a informações do modelo conceitual; os valores das características do solo como a condutividade hidráulica, estratificação do solo e os valores de concentração dos poluentes foram obtidos da pesquisa de Nagalli (2005).

Quadro 9 – Informações incluídas no modelo numérico

Dados	Informação	Fonte
Modelo local (Sirgas 2000, UTM zone 22s - EPSG 31982)	Geometria e coordenadas do Aterro, lagoa de tratamento secundário, Rio do Ouro Grande e modelo local	<i>QGIS - QuickMapsServices-Google Satellite</i>
Relevo (msnm)	DEM, coordenadas	<i>USGS, US Geological Survey</i>
Condição de carga constante - CHD	Nível do lençol freático	-
Recarga - RCH	Precipitação Média anual	Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos - SNIRH. Agência Nacional de Águas – ANA.
Vazão do Rio do Ouro Grande	Vazão do Rio do Ouro Grande	ÁGUASPARANÁ.
Vazão do Aterro	Vazão do aterro e do tratamento biológico secundário	Método racional
Condutividade hidráulica -K (m/s)	Condutividade hidráulica	Nagalli, (2005)
Evapotranspiração (m/s)	Evapotranspiração	EMBRAPA/INMET
Estratificação do solo	Estratificação do solo	Nagalli, (2005)
Cromo (mg/L)	Concentração de Cromo	Nagalli, (2005)
Cobre (mg/L)	Concentração de Cobre	Nagalli, (2005)
Chumbo (mg/L)	Concentração de Chumbo	Nagalli, (2005)
Zinco (mg/L)	Concentração de Zinco	Nagalli, (2005)

Fonte: O autor, (2019).

As simulações do fluxo de contaminantes tiveram caráter conservativo. Ou seja, não foram consideradas as condições de atenuação do fluxo da contaminação no meio poroso decorrente de processos sorção, trocas iônicas e reações químicas.

A discretização temporal foi estabelecida a passo de um dia, para um tempo de simulação de 50 anos, analisando-se os resultados para os tempos 1, 5, 10, 25 e 50 anos.

Para definir os pontos de referência dos valores da concentração dos poluentes nos diferentes períodos de tempo, utilizou-se o *Transport Observation Package - TOB*, incluso no *Software MT3DMS*. Determina-se como o ponto de observação P1 a nascente do afluente que chega até o Rio de Ouro Grande (617 m do centroide do aterro) definido pelas coordenadas 23° 7'21.89" de latitude Sul e 49°55'8.37" de longitude Oeste. O ponto de observação P2 foi definido no ponto de contato do afluente com o Rio de Ouro Grande (a 1.089 m do centroide do aterro) definido pelas coordenadas 23° 7'14.46" de latitude Sul e 49°54'53.83" de longitude Oeste. Em total são dois pontos de observação conforme se apresenta na Figura 8. Cada ponto de observação foi observado em duas profundidades, a primeira na camada superficial para P1S e P2S e na segunda a dois metros abaixo da superfície para P1P e P2P.

3.4 Etapa 4 – Simulação

Somente quando o modelo é validado, é considerado que este possui uma capacidade preditiva adequada e faz sentido realizar as simulações.

A simulação foi realizada em um computador com sistema operativo de 64 bits e Windows 8.1 Pro. Processador Intel (R) Xeon (R) de 2.10 GHz e 16,0 GB de Memória RAM. A simulação do modelo hidrodinâmico no programa *MODFLOW* levou cerca de 10 minutos e o modelo de transporte de todos os poluentes no programa *MT3DMS* durou cerca de 3 horas e 30 minutos.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este capítulo tem como objetivo apresentar a validação do modelo e os resultados da dispersão através do solo dos metais pesados Cr, Pb, Cu e Zn advindos do lixiviado do aterro de Jacarezinho. Esses resultados foram modelados numericamente e seus resultados são analisados e discutidos com o fim de se estabelecer os impactos sobre o Rio de Ouro Grande, a saúde humana e o cumprimento à legislação ambiental brasileira.

Para o caso da validação, foi utilizado um problema de transporte unidimensional em um campo de infiltração uniforme com advecção e dispersão, o caso foi estudado por Van Genuchten e Alves (1982). O problema considerado na validação envolve as seguintes condições de contorno e condições iniciais:

$$\begin{aligned}
 C(x, 0) &= 0 \\
 C(0, T) &= C_o \quad T > 0 \\
 \frac{\partial C}{\partial x}(\infty, T) &= 0 \quad T > 0
 \end{aligned}
 \tag{23}$$

Um modelo numérico composto por 101 colunas, 1 linha e 1 camada é usado para resolver o problema para comparação com a solução analítica para as mesmas condições iniciais e de contorno apresentadas em Van Genuchten e Alves (1982). Os parâmetros do modelo usados na simulação estão listados abaixo:

Largura da célula ao longo das linhas (Δx) = 10 m

Largura da célula ao longo das colunas (Δy) = 1 m

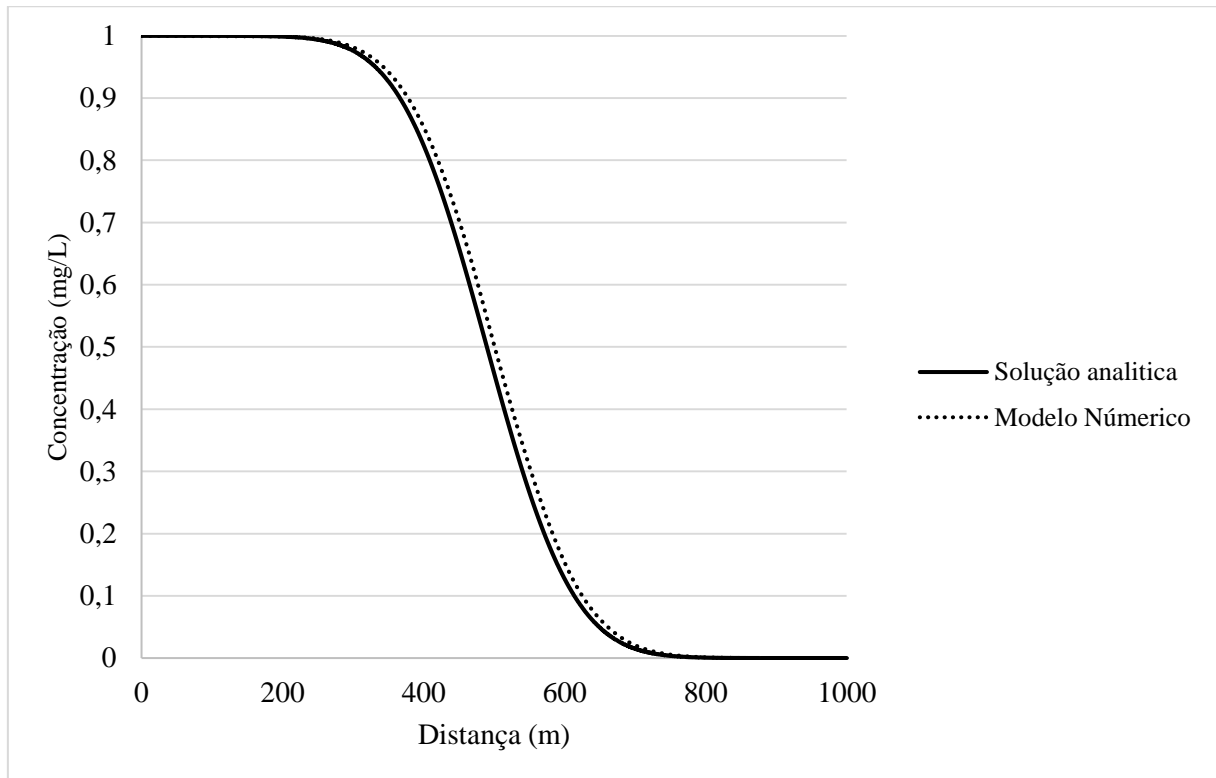
Espessura da camada (Δz) = 1 m

Taxa de filtração das águas subterrâneas (v) = 0,24 m / dia

Porosidade (θ) = 0,25

Tempo de simulação (T) = 2.000 dias

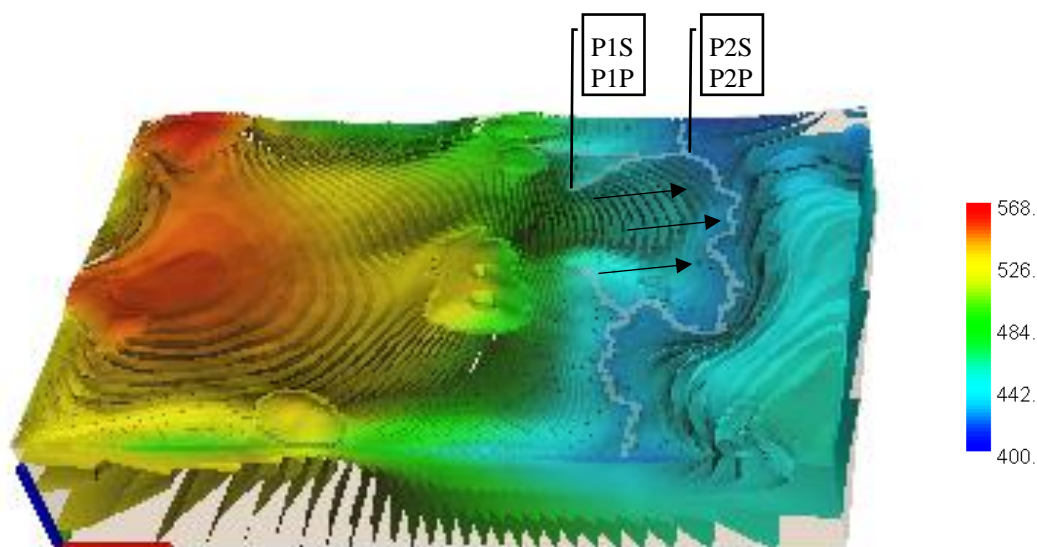
No modelo de fluxo, a primeira e a última coluna são limites de carga constante. No modelo de transporte, a primeira coluna é um limite de concentração constante com uma concentração relativa com valor igual a um. A simulação é executada usando valores de dispersividade, $\alpha_L = 10$, fator de retardo, $R=0$, e taxa de decaimento constante, $\lambda=0$. O Gráfico 1 mostra a comparação da solução analítica com a solução numérica. A maior diferença entre a solução analítica e a solução numérica foi de aproximadamente 4,8%.

Gráfico 1 – Comparação entre a solução analítica e a solução numérica

Fonte: O autor, (2019).

A Figura 10 apresenta, por meio da utilização do software *MODEL VIEWER* do *USGS*, o resultado da simulação do campo da carga hidráulica obtido no *MODFLOW* para o período de 50 anos. Conforme o balanço hídrico, a discrepância entre a vazão (volumétrica) que entra e a vazão (volumétrica) que sai é menor do que 0,001 %. Os valores estão representados em metros. A carga hidráulica no P1S é de 456 m e no ponto P2S é de 417 m. Se infere que a sentido de caminamento (fluxo) das águas subterrâneas é da direção de maior carga hidráulica para a de menor carga hidráulica, neste caso em direção ao Rio de Ouro Grande, conforme demonstram as setas na figura.

Figura 10 – Resultado da simulação 3D mostrando o campo da carga hidráulica



Fonte: O autor, (2019).

Nota: As unidades da carga hidráulica estão representadas em metros (m).

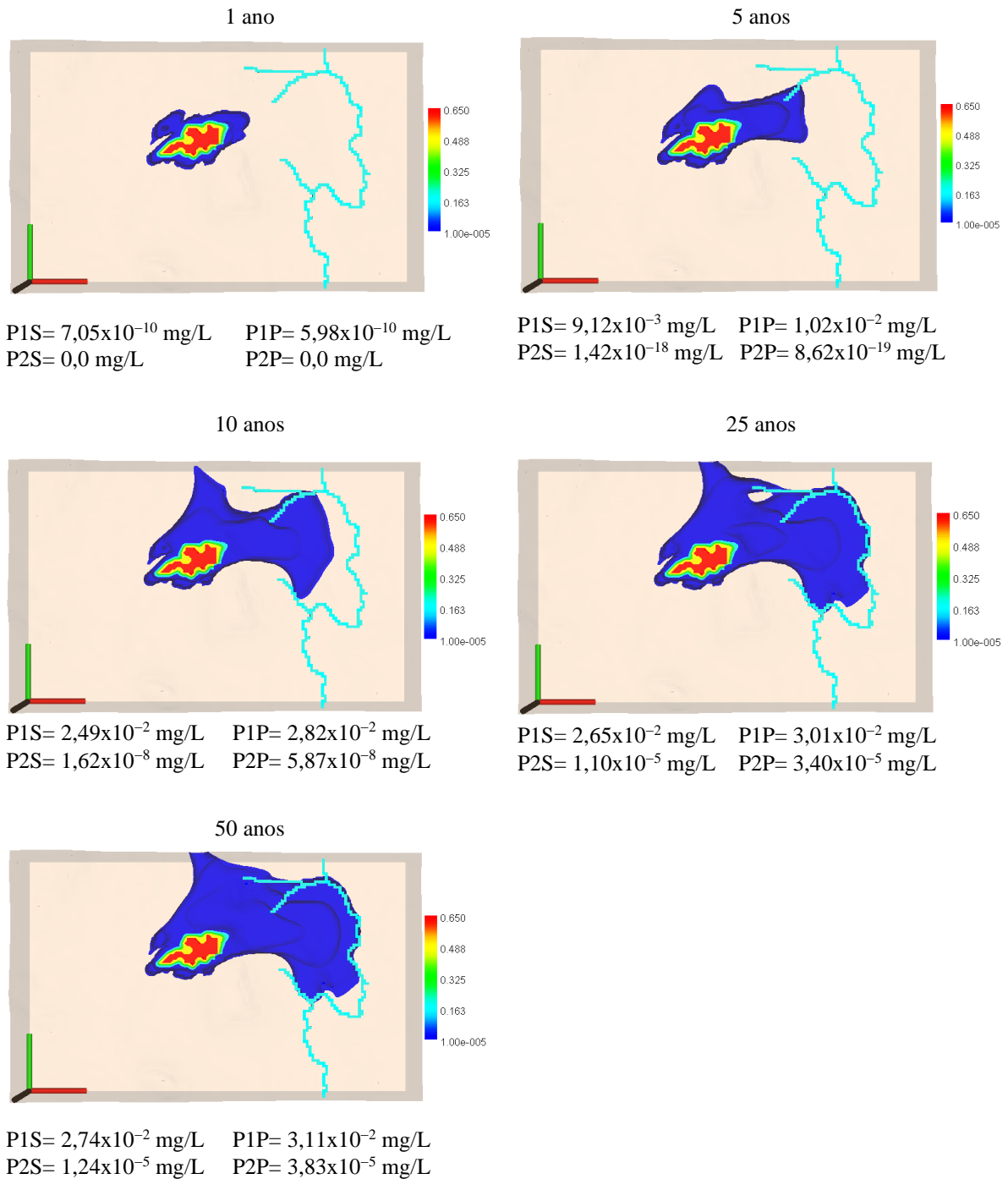
Os resultados apresentados nas Figuras 11 a 14, em plano horizontal, foram obtidos por meio do *software MODEL VIEWER* do *USGS*, sendo representadas apenas concentrações superiores a 1×10^{-5} mg/L (limite de representação definida pelo autor) com vistas à melhor representação dos dados no gráfico, pois se fossem colocados valores inferiores, estes abrangeriam uma maior área do gráfico e ainda assim continuaram-se vendo da cor azul.

A Figura 11 mostra a dispersão do Cromo nos distintos períodos de tempo da simulação. Para o primeiro ponto de observação P1 localizado na nascente do afluente do Rio de Ouro Grande, e considerando o nível da superfície P1S, observam-se concentrações inferiores de $7,1 \times 10^{-10}$ mg/L no primeiro ano da simulação, sendo concentrações muito baixas. Porém, para o quinto ano, a concentração alcança valores consideráveis de $9,1 \times 10^{-3}$ mg/L aumentando progressivamente até o ano cinquenta para $2,7 \times 10^{-2}$ mg/L. Por outro lado, para o primeiro ponto de observação e considerando os resultados obtidos para o ponto localizado a dois metros de profundidade P1P, observa-se que as concentrações para os períodos de tempo de cinco, dez, vinte e cinco e cinquenta anos são maiores comparando-as com as concentrações da camada superficial nos mesmos períodos de tempo, embora para o primeiro ano a concentração seja maior na superfície entende-se que nesta camada encontra-se a fonte geradora e o período de tempo ainda é pouco para que os processos de advecção e dispersão atuem. Finalmente para o

ano cinquenta, a concentração do Cr no ponto P1P chega a $3,77 \times 10^{-3}$ mg/L maior do que em P1S.

Para o segundo ponto de observação P2 e na camada superficial P2S, o Cr não apresenta valores de concentrações. Para o ano cinco a concentração é de $1,42 \times 10^{-18}$ mg/L. Para o ano cinquenta a concentração aumenta até $1,24 \times 10^{-5}$ mg/L. Para o caso do P2P, também não se observam valores de concentração de Cr para o ano um. Para o ano cinco atinge o valor de $8,6 \times 10^{-19}$ mg/L, menor do que P2S para o mesmo período. Entretanto, para os períodos de dez, vinte e cinco e cinquenta anos, a concentração em P2P é maior do que P2S. Para o ano cinquenta no P2P a concentração foi de $2,6 \times 10^{-5}$ mg/L, maior que a de Cr em P2S.

Figura 11 – Dispersão do Cromo para os períodos da simulação



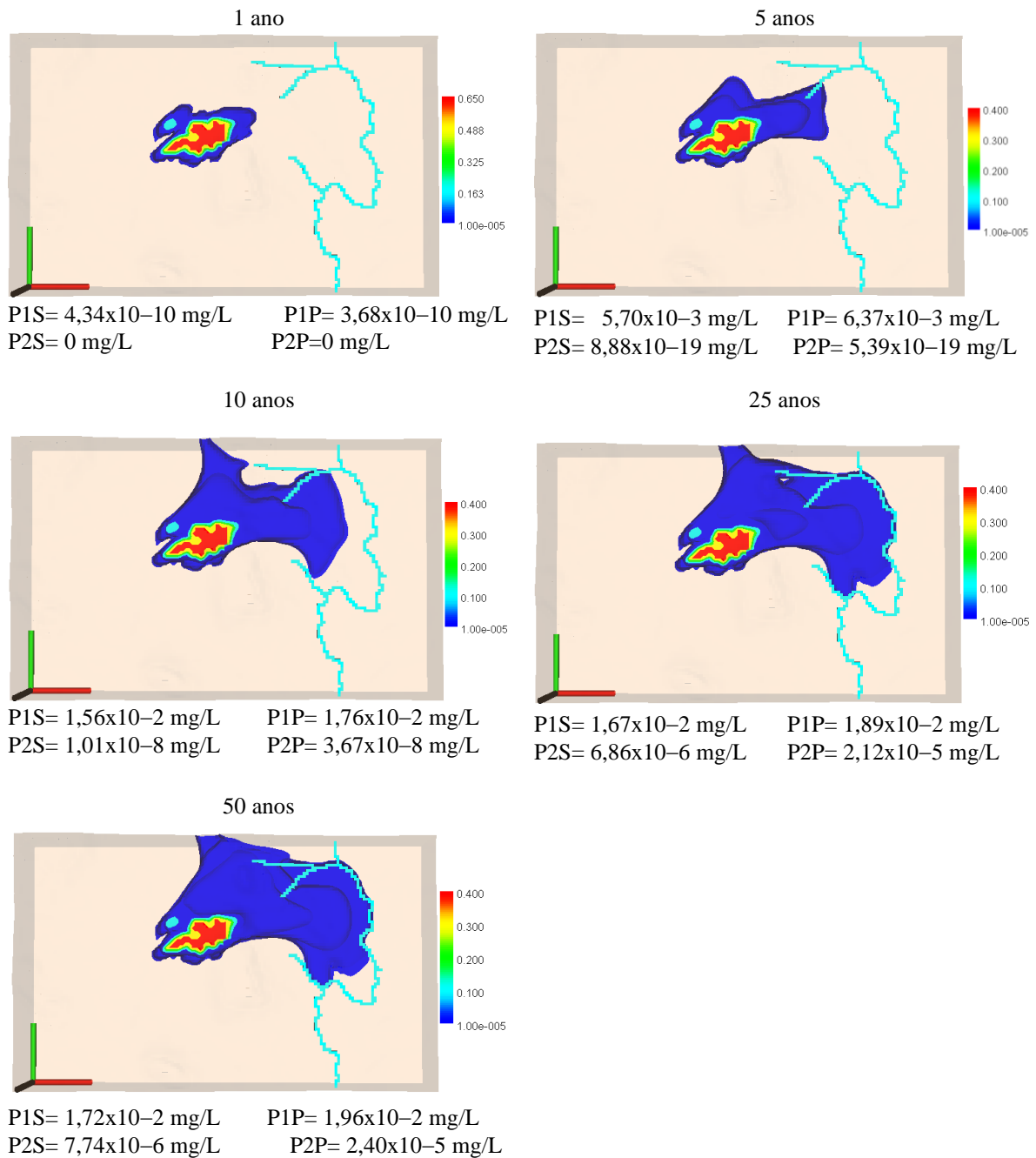
Fonte: O autor, (2019).

A Figura 12 apresenta a dispersão do chumbo para os distintos períodos. No caso do ponto de observação P1 na camada superficial P1S ao primeiro ano da simulação, a concentração é de $4,34 \times 10^{-10}$ mg/L aumentando para $1,72 \times 10^{-2}$ mg/L no ano 50 simulado. Para o caso do ponto de observação da camada inferior P1P, no ano um da simulação a concentração

obtida foi menor do que em P1S. Entretanto, nos demais períodos de tempo o P1P obteve um valor maior do que P1S, sendo para o ano cinquenta uma concentração de $1,96 \times 10^{-2}$ mg/L. A diferença de concentração entre P1S e P1P para cinquenta anos foi de 0,0024 mg/L, sendo maior do que em P1P.

Para P2S, este não apresenta valores de concentração para o ano um, sendo assim para este o período o poluente ainda não atingiu o Rio de Ouro Grande. Para o ano cinco, a concentração teve um valor de $8,88 \times 10^{-19}$ mg/L, porém para os outros períodos da simulação, as concentrações aumentaram até $7,74 \times 10^{-6}$ mg/L para o ano cinquenta. Para P2P, no ano um, o poluente também não apresenta concentrações. Para o ano cinco o poluente apresenta uma concentração de $5,39 \times 10^{-19}$ sendo menor do que em P2S no mesmo período. Entretanto, para os demais períodos, a concentração em P2P é maior do que P2S. A diferença de concentração entre esses pontos para o ano cinquenta é de $1,62 \times 10^{-5}$ mg/L sendo maior no ponto P2P.

Figura 12 – Dispersão do Chumbo para os períodos da simulação



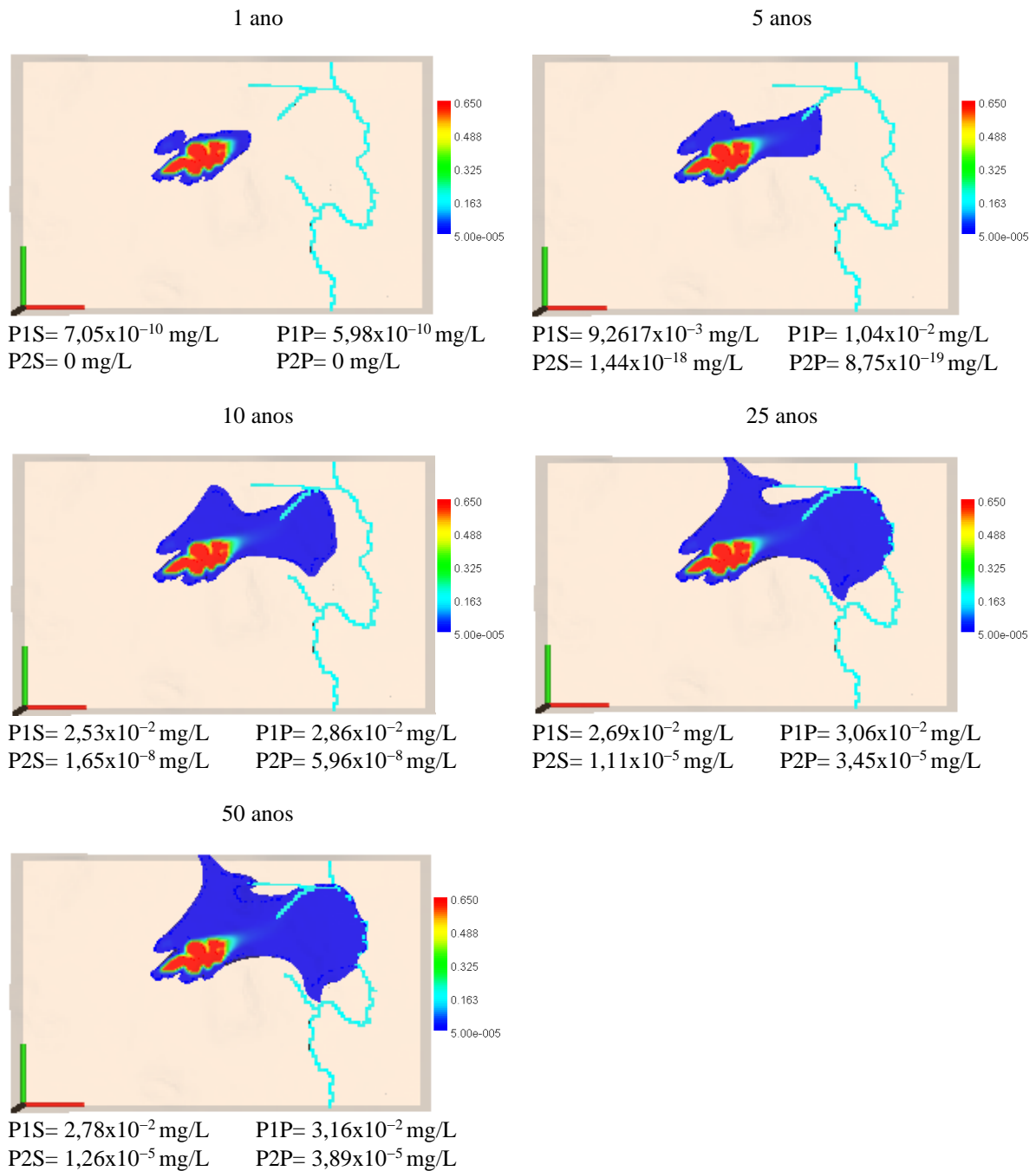
Fonte: O autor, (2019).

A Figura 13 expõe a dispersão do Cobre para os diferentes períodos da simulação. No ponto de observação um P1, e para a camada superficial P1S o Cobre atinge uma concentração de $7,05 \times 10^{-10}$ mg/L no ano um da simulação, e de $2,77 \times 10^{-2}$ mg/L para o ano 50 simulado, sendo o segundo poluente com maior concentração para o período final da simulação nesta camada. No caso da camada inferior P1P para o ano um da simulação a Cobre atinge uma

concentração de $5,98 \times 10^{-10}$ mg/L, esta concentração é menor do que em P1S, embora para os demais períodos as concentrações sejam maiores no P1P, conseguindo chegar até $3,16 \times 10^{-2}$ mg/L para o período da simulação de cinquenta anos. Há uma diferença de concentração entre P1S e P1P, para o último período avaliado na simulação, de $3,84 \times 10^{-3}$ mg/L, sendo maior no P1P.

Para o ponto de observação dos P2, na camada superficial P2S e considerando o período da simulação de um ano, não se evidenciam valores de concentração, porém para os demais períodos de tempo da simulação foi evidenciada a presença de Cobre, chegando até $1,258 \times 10^{-5}$ mg/L para o ano cinquenta. Para a camada inferior P2P também não se evidencia concentração de Cobre para o ano um da simulação. Já no ano cinco a concentração é de $8,75 \times 10^{-19}$ mg/L, sendo menor do que em P2S, embora nos outros períodos as concentrações sejam maiores do que em P2S, atingindo uma concentração de $3,89 \times 10^{-5}$ mg/L. A diferença de concentração entre os pontos P2S e P2P é de $2,6 \times 10^{-5}$ mg/L no período de cinquenta anos, sendo maior em P2P.

Figura 13 – Dispersão do Cobre para os períodos da simulação



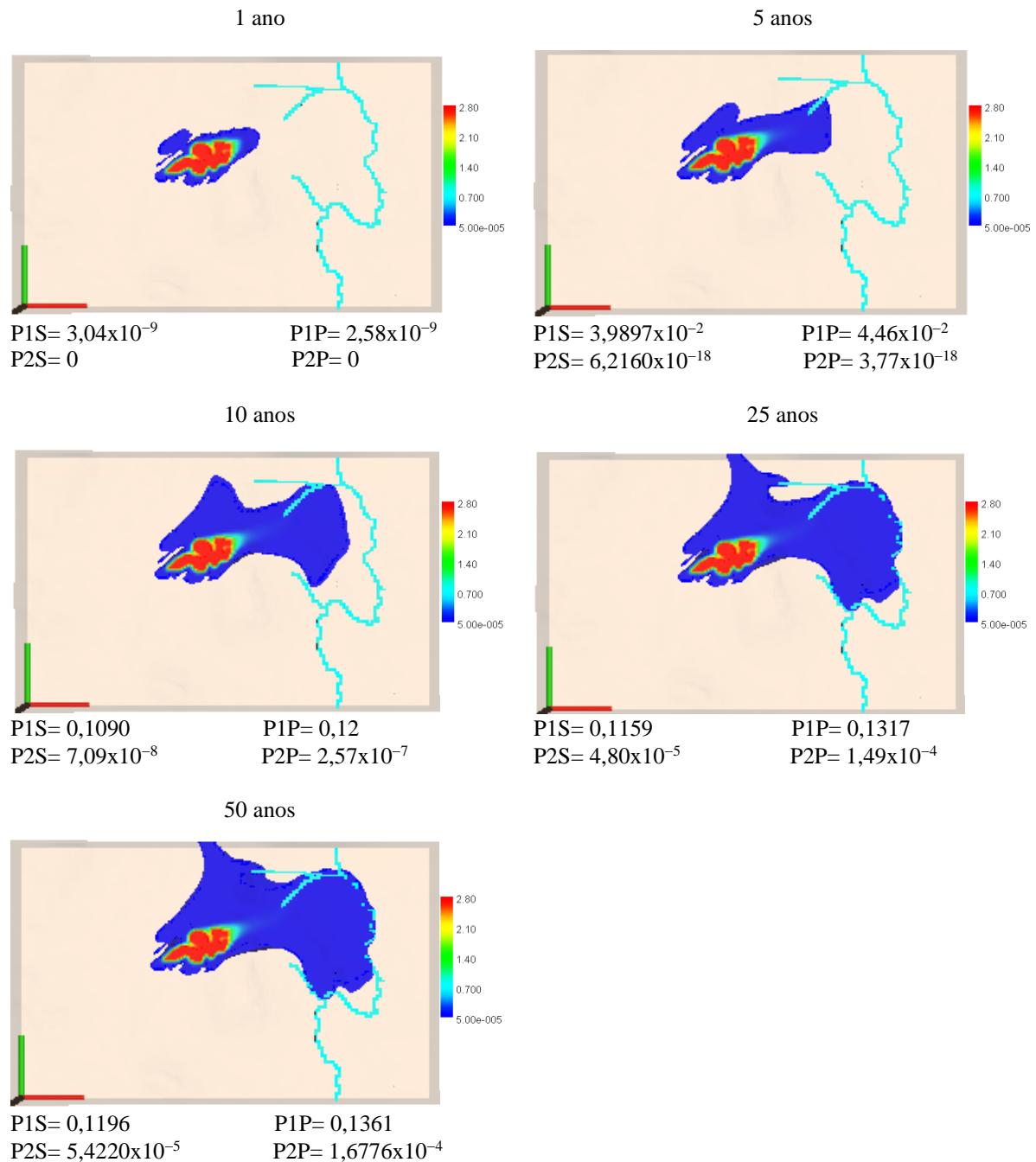
Fonte: O autor, (2019).

A dispersão do Zinco nos diferentes períodos da simulação apresenta-se na Figura 14. Para o primeiro ponto de observação P1 e considerando a camada superficial P1S, o Zinco atinge uma concentração de $3,04 \times 10^{-9}$ mg/L para o primeiro ano da simulação, já para os demais anos, a concentração aumenta progressivamente atingindo um valor final de concentração de 0,12 mg/L para o ano cinquenta. Para o caso da camada inferior P1P, a

concentração começa com $2,58 \times 10^{-9}$ mg/L no ano um e finaliza em 0,14 mg/L no ano cinquenta. Com exceção do ano um, todos os demais períodos apresentaram maior concentração em P1P do que P1S, atingindo uma diferença de $1,65 \times 10^{-2}$ mg/L para o ano cinquenta.

No caso do ponto de observação dois P2, e considerando a camada superficial P2P, foi demonstrado que o Zinco não apresenta valores de concentração para o ano um, embora para os outros anos haja presença, atingindo um valor de concentração de $5,42 \times 10^{-5}$ mg/L para o ano cinquenta. A camada inferior P2P também não apresenta concentração do Zinco para o período de um ano, mas apresenta concentração para os outros anos simulados. Para o caso do ano cinco, a concentração de Zinco é menor do que em P2S, porém para os outros anos a concentração é maior em P2P comparando com P2S. A diferença de concentração entre P2S e P2P para o ano cinquenta da simulação é de $1,1 \times 10^{-4}$ mg/L, sendo maior para P2P.

Figura 14 – Dispersão do Zinco para os períodos da simulação

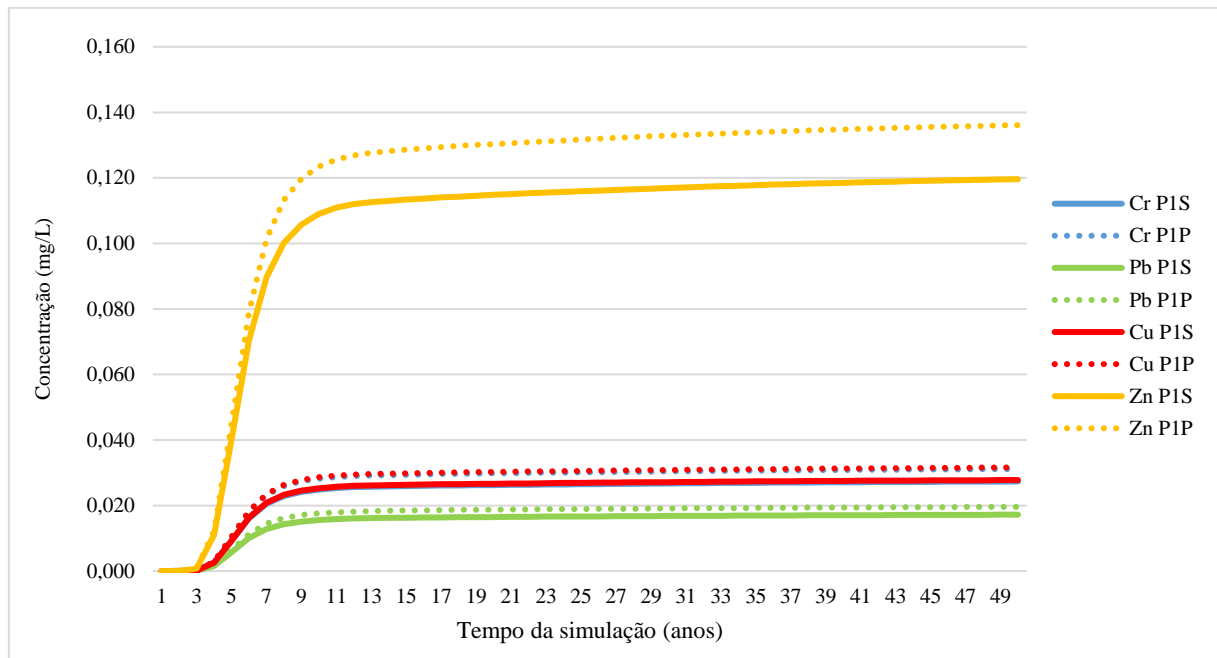


Fonte: O autor, (2019).

No Gráfico 2 se mostram as concentrações de todos os poluentes para o ponto de observação P1 nos diferentes períodos. Consegue-se observar que para o ano um da simulação, todos os poluentes começam com concentrações próximas de zero. Os poluentes demonstram um aumento considerável da concentração para o ano 5 da simulação. O maior aumento da concentração entre os períodos se dá entre os anos cinco e o ano 10 da simulação, sendo o Zinco

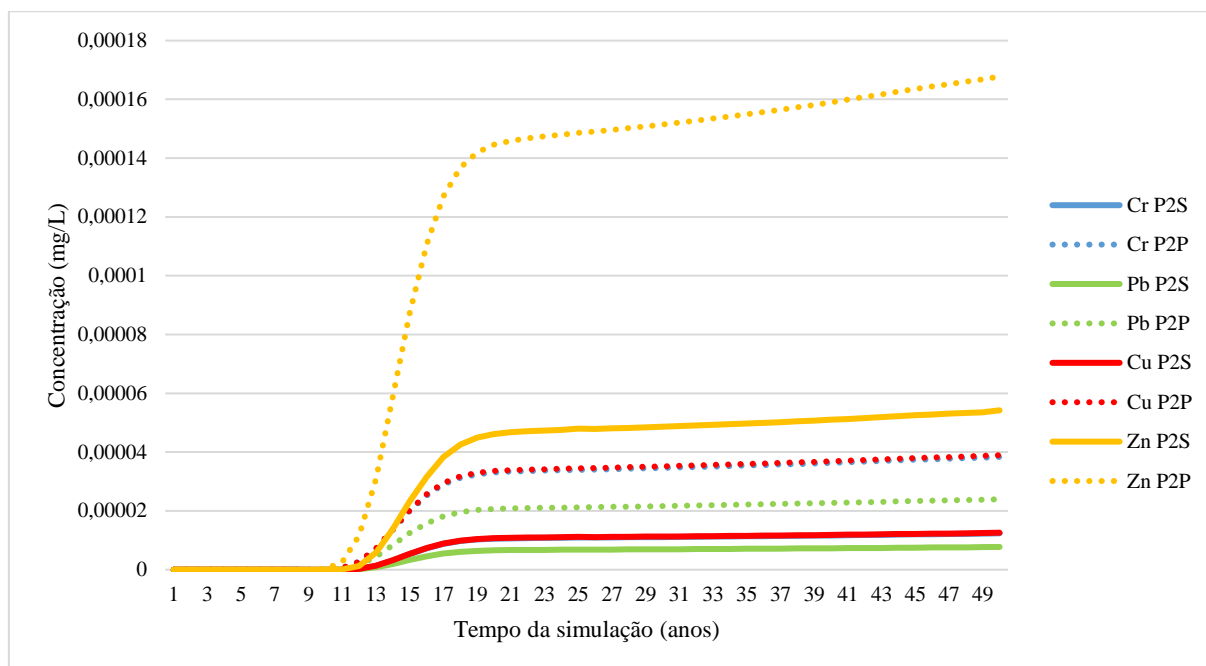
o poluente que maior aumento apresenta para esse período de tempo. Existe um aumento linear de todos os poluentes entre o ano 10 e o ano 50 da simulação. Por último, para o período final da simulação, os poluentes conseguem uma porcentagem máxima de 5% do valor inicial da fonte geradora.

Gráfico 2 – Concentração dos poluentes no ponto de observação P1



Fonte: O autor, (2019).

No Gráfico 3 se apresentam as concentrações de todos os poluentes para o ponto de observação P2 nos diferentes períodos de tempo. Observa-se que para o ano 1, não demonstra a presença dos poluentes. As concentrações de Cr, Pb, Cu e Zn começam a ser detectadas a partir do ano 5 em ordem de 10^{-19} mg/L. Para o ano 10 foi evidenciado um aumento grande das concentrações, em ordem de 10^{-8} mg/L. Para o ano vinte e cinco, a concentração dos poluentes aumenta em valores consideráveis em ordem de 10^{-5} mg/L. para a faixa de 25 a 50 anos, os poluentes continuam aumentando sua concentração, mas como uma diferença menor do que a faixa de 10 a 25 anos, indicando que a concentração está se estabilizando. Por fim, para o período final da simulação, os poluentes conseguem uma porcentagem máxima de 0,006% do valor inicial da fonte geradora.

Gráfico 3 – Concentração dos poluentes no ponto de observação P2

Em P1 a concentração dos poluentes começa a ser maior em P1P a partir do ano 5, caso distinto, acontece com P2 onde a concentração de P2P começa a ser maior a partir do ano 10, isso devido aos processos de advecção e dispersão presentes no modelo numérico além da distância dos pontos de observação.

Para P1, a diferença de concentração em P1P é de 12% a mais do que P1S, desconsiderando o ano 1 onde os processos de advecção e dispersão ainda não atuaram completamente sobre o modelo numérico. No caso de P2, a concentração difere em 68% a mais em P2P do que em P2S, isto a partir do ano 10 devido aos processos de transporte já terem atuado sobre o modelo numérico.

Finalmente, determina-se que para o período final da simulação, as concentrações de todos os poluentes foram maiores na segunda camada para os dois pontos de observação estabelecidos (P1 e P2), lembrando que esta camada se encontra entre os 2 e 10 metros de profundidade.

A Tabela 1 apresenta os padrões para lançamento de efluentes líquidos e o padrão de qualidade de água para cursos hídricos conforme Resolução CONAMA N° 430, de 13 de maio de 2011 e Resolução CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005. Na Tabela 1 são ainda apresentados os padrões de potabilidade de água, conforme Portaria Ministério da Saúde N° 2914, de 12 de Dezembro de 2011 frente aos resultados das concentrações nos diferentes pontos

de observação para o período final da simulação. É possível observar que as concentrações dos metais para P2S e P2P estão abaixo dos valores -limite estabelecidos pelas três normativas.

Para o período final da simulação, a concentração máxima que o Cr pode atingir valores de $3,1134 \times 10^{-2}$ mg/L em P1P e $3,8343 \times 10^{-5}$ mg/L em P2P, o Pb de $1,9589 \times 10^{-2}$ mg/L em P1P e $2,3965 \times 10^{-5}$ mg/L em P2P, o Cu de $3,1614 \times 10^{-2}$ mg/L para P1P e $3,8943 \times 10^{-5}$ para P2P e o Zn de 0,1361 mg/L para P1P e $1,6776 \times 10^{-4}$ mg/L para P2P. Conclui-se que essas são as concentrações que chegam na nascente do afluente (P1) e o Rio de Ouro Grande (P2).

Tabela 1 – Comparação dos valores máximos dos padrões de lançamento de efluentes

Parâmetros	Valores máximos de referência			Concentrações para o ano 50 da simulação			
	Resolução do Conama 357/05 (Classe do rio 2)	Resolução do Conama 430/11 (Padrão de lançamento de efluentes)	Portaria MS 2.914/11 (Padrão de potabilidade)	P1S	P1P	P2S	P2P
Chumbo (mg/L)	0,01	0,5	0,01	0,017	0,020	$7,7 \times 10^{-6}$	$2,4 \times 10^{-5}$
Cromo (mg/L)	0,05	0,1	0,05	0,027	0,031	$1,2 \times 10^{-5}$	$3,8 \times 10^{-5}$
Cobre (mg/L)	0,009	1	2	0,028	0,032	$1,3 \times 10^{-5}$	$3,9 \times 10^{-5}$
Zinco (mg/L)	0,18	5	5	0,120	0,136	$5,4 \times 10^{-5}$	$1,7 \times 10^{-4}$

Fonte: O autor, (2019).

Dos dados apresentados na Tabela 1, observa-se que no caso do P1S e P1P, nenhuma concentração atinge os valores-limite estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 430/11. Para o caso da Resolução CONAMA N° 357/05, as concentrações de Pb e Cu conseguem ultrapassar os seus valores máximos, o Cu começa a ultrapassar os valores no ano 5 da simulação e o Pb no ano 10 da simulação. Conforme Portaria MS N° 2.914/11, somente o parâmetro Chumbo ultrapassou o valor máximo permitido para substâncias químicas que apresentam risco à saúde, isto a partir do ano 10 da simulação. Segundo estes resultados, a água subterrânea para P1, não pode ser considerada um manancial para consumo humano, pelo menos até 10 metros de profundidade.

Considerando que o início das operações no aterro foi no ano 2001, à data de hoje teria transcorrido 19 anos, por quanto, baseados nos resultados da simulação, para o ano 2020 o Rio de Ouro Grande no P2S, estaria recebendo $1,03 \times 10^{-5}$ mg/L de Cr, $6,42 \times 10^{-6}$ mg/L de Pb, $1,04 \times 10^{-5}$ mg/L de Co e $4,49 \times 10^{-5}$ mg/L de Zn. No P2P, estaria recebendo $3,25 \times 10^{-5}$ mg/L de Cr, $2,03 \times 10^{-5}$ mg/L de Pb, $3,30 \times 10^{-5}$ mg/L de Co e $1,42 \times 10^{-4}$ mg/L de Zn. Nenhum desses valores ultrapassa os valores limites da normatividade brasileira. Caso contrário acontece com

o P1 onde os valores das concentrações de Chumbo (0,0165 mg/L no P2S e 0,019 mg/L no P2P) e Cobre (0,027 mg/L no P2S e 0,030 mg/L no P2P) já ultrapassam a Resolução CONAMA Nº 357/05. Espera-se que estas concentrações sejam menores pois a simulação foi realizada pensando no cenário a favor da segurança humana.

Os resultados da simulação numérica aproximaram-se para o parâmetro Zn (0,10 mg Zn / L), mostraram-se inferiores para o parâmetro Pb (0,25 mg Pb / L) aos resultados obtidos por Nagalli et al. (2005) que avaliaram a qualidade das águas subterrâneas de um poço de captação para consumo humano existente no local do aterro de Jacarezinho. Os autores obtiveram valores inferiores aos limites de quantificação para os parâmetros Cu e Cr. Atribuem-se as diferenças de valores à incerteza da data de início de operação do poço, e ao potencial de indução de contaminação provocado pelo sistema de bombeamento do poço, que pode induzir fluxo preferencial de contaminantes.

Por outro lado, a carga poluidora anual dos poluentes no ponto P2P será de 0,001 kg de Cr, 0,0006 kg de Pb, 0,001 kg de Cu e 0,004 kg de Zn. Nota-se que o fluxo de massa do Zinco, será até sete vezes maior do que os outros poluentes.

A infiltração de elementos tóxicos durante longos períodos de tempo afeta a qualidade de água subterrânea (ZHANG; BRANAM; OLYPHANT, 2017). Considera-se que o aterro de Jacarezinho está localizado em uma zona de altíssima fragilidade para o aquífero, porquanto pertence à zona de recarga do Sistema Aquífero Guarani (NAGALLI et al., 2005). Desse modo pode ocasionar efeitos prejudiciais ao ser humano e à biota (MURRAY; ROUSE; CARPENTER, 1981).

De acordo com o *Global Harmonized System – GHS*, o Cobre está classificado como nocivo por ingestão com categoria de perigo 4, isto quer dizer que se precisa de 2.000 mg/kg de peso corporal para produzir toxicidade aguda. Portanto, para que uma pessoa de 60 kg de peso consiga ter uma intoxicação aguda, deveria beber 63.264 L da água proveniente do P1, isto quer dizer que é pouco provável que exista intoxicação aguda por consumo de água em P1. O Cromo pode provocar reação alérgica na pele a concentrações $\leq 500 \mu\text{g}/\text{cm}^2$, pelo que precisa estar em contato com 10.432 L de água para estar exposto a uma concentração que possa causar alergia, isto também vai depender das características individuais da pessoa. Por outro lado, o Chumbo encontra-se na categoria de perigo por ser tóxico para reprodução humana, prejudicando a fertilidade e causando danos ao feto e às crianças em processo de amamentação, e não existe uma concentração sanguínea que possa ser considerada como não perigosa. O Cobre, Cromo, Chumbo e Zinco são classificados como perigo em curto prazo (agudo) para o meio ambiente aquático com categoria 1, o que quer dizer que é muito tóxico para os organismos

aquáticos em concentrações inferiores a 1 mg/L (CL₅₀ 96h para peixes), com efeitos nocivos duradouros (ONU, 2015). Não se deve esquecer que as características dos metais pesados possibilitam os processos de bioacumulação e em alguns casos a biomagnificação, mesmo uma concentração reduzida pode trazer dano a um ecossistema (BRAGA, 2005). Para o Cobre e Zinco não se encontraram evidências de biomagnificação (RUBIO et al., 2008).

Constatou-se então que para o caso de estudo e conforme os resultados da simulação, atualmente o afluente do Rio de Ouro Grande deve estar recebendo concentrações Pb, Cr, Cu e Zn que representa risco para o meio ambiente. As concentrações ainda sendo baixas são prejudiciais para a vida aquática como peixes, crustáceos, algas e plantas aquáticas. O Cr e o Pb são potenciais poluidores do meio ambiente, constatando que atualmente excedem os valores máximos do padrão de qualidade da água. O Pb atualmente também excede o valor máximo do padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde, por quanto existe risco que moradores da zona possam estar consumindo água de poços. É importante dizer que a tendência atual e futura, é que a quantidade RSU dispostos no aterro de Jacarezinho aumente e por tanto, a concentração dos metais pesados também possa aumentar mais enquanto aos valores que foram tomados para esta simulação, o que agrava a situação da contaminação. A situação da área de estudo é delicada e de extrema importância ambiental e sanitária pois está propensa a piorar o impacto ambiental.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este capítulo aborda as conclusões, recomendações e sugestões para trabalhos futuros derivados do desenvolvimento desta pesquisa.

5.1 Conclusões e Recomendações

Foi modelada a dispersão dos metais Cr, Pb, Cu e Zn presentes no lixiviado do aterro de RSU de Jacarezinho através de um modelo conceitual que levou consideração os parâmetros reais da hidrologia, geologia, topografia e hidrogeologia. No caso do modelo numérico, foram considerados cenários temporais de 1, 5, 10, 25 e 50 anos e estabelecendo dois pontos de observação. Para o período final da simulação, os poluentes atingiram o rio de Ouro Grande (P2) em 0,006% do valor inicial da fonte geradora. Evidenciou-se que o maior aumento da concentração dos poluentes se dá entre os anos 5 e 10 e o menor aumento se dá entre os anos 25 e 50. O fluxo de massa do Zn, foi de 1,47 kg/ano, sendo até sete vezes maior do que os demais poluentes analisados.

Os resultados derivados da integração dos programas *MODFLOW* e *MT3DMS* apresentaram maior compreensão sobre a dispersão dos poluentes, demonstrando-se que para o caso do Chumbo, este ultrapassa os valores limites estabelecidos pela Resolução Conama 357/05 e a Portaria MS 2.914/11. No entanto, para o caso do Cromo, este ultrapassa unicamente o valor limite estabelecido pela Resolução Conama nº 357/05 e, por este motivo, a poluição simulada representa risco potencial de impacto ao meio ambiente no local e no entorno do aterro de RSU de Jacarezinho, sendo recomendadas confirmações dos impactos em campo e intervenções de engenharia, se confirmados os resultados das simulações.

5.2 Sugestões para Trabalhos Futuros

Com a finalidade de se melhorar a robustez do modelo e os resultados de futuras pesquisas deste trabalho ou similares, torna-se importante a realização de visitas ao local para determinação dos parâmetros químicos atuais do lixiviado. Estudos adicionais para analisar a dispersão dos outros poluentes advindos dos lixiviados tornam-se necessários, além dos valores atuais da vazão do sistema de tratamento secundário. Julga-se importante determinar em campo a vazão do rio de Ouro Grande para se obter um valor real deste parâmetro. Também pode-se aproveitar a visita ao local dos aterros para identificação de todos os poços com características de captação de água e de recarga do modelo local, que podem repercutir sobre o fluxo hidrodinâmico.

Julga-se interessante a realização de uma simulação numérica com os valores de lençol freático reais tomados em campo, isto pode possibilitar o estudo da dispersão para meios porosos não saturados e para meios porosos saturados em seu conjunto.

Outro aspecto importante a ser considerado em futuras pesquisas, são as condições de atenuação do fluxo da contaminação no meio poroso decorrente de processos de sorção, trocas iônicas, reações químicas e até as biológicas.

Sugere-se que seja avaliado período de simulação maior que 50 anos, a fim de se ter uma escala temporal mais abrangente com os resultados das concentrações dos poluentes e, desse modo, se buscar determinar a estabilidade dos valores das concentrações.

Por último, é pertinente fazer uma análise de sensibilidade do modelo, podendo chegar a ser uma ferramenta adequada para garantir a validade do modelo numérico.

REFERÊNCIAS

- ABNT: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, 1992.
- ÁGUASPARANÁ. **Vazão do Rio de Ouro Grande** Curitiba ÁGUASPARANÁ, , 2019.
- AL-SOUFI, R. W. A method for simulating cadmium transport in soil: model development and experimental evaluation. **Journal of Hydrology**, v. 163, n. 3–4, p. 233–247, 1994.
- ANA. **Séries Históricas de Estações**. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/apresentacao.jsf>>. Acesso em: 3 jun. 2019.
- ANDERSON, M. P.; CHERRY, J. A. Using models to simulate the movement of contaminants through groundwater flow systems. **C R C Critical Reviews in Environmental Control**, v. 9, n. 2, p. 97–156, 1 nov. 1979.
- ARORA, B.; MOHANTY, B. P.; MCGUIRE, J. T. An integrated Markov chain Monte Carlo algorithm for upscaling hydrological and geochemical parameters from column to field scale. **Science of the Total Environment**, v. 512–513, p. 428–443, 2015.
- AYVAZ, M. T. A hybrid simulation – optimization approach for solving the areal groundwater pollution source identification problems. **Journal of Hydrology**, v. 538, p. 161–176, 2016.
- BARRY, D. A. **Modeling contaminant transport in subsurface: Theory and computer programs** Modeling chemical transport in soils, 1992.
- BARRY, D. A. et al. Modelling the fate of oxidisable organic contaminants in groundwater. **Advances in Water Resources**, v. 25, n. 8–12, p. 945–983, 2002.
- BEAR, J. **Dynamics of fluids in porous media**. New York: American Elsevier, 1972.
- BHERING, S. B. et al. **Embrapa Solos - Documentos (INFOTECA-E)**. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/339505>>. Acesso em: 4 jul. 2019.
- BIEDA, B. Stochastic approach to municipal solid waste landfill life based on the contaminant transit time modeling using the Monte Carlo (MC) simulation. **Science of the Total Environment**, v. 442, p. 489–496, 2013.
- BRAGA, B. **Introdução à Engenharia Ambiental: O Desafio do Desenvolvimento Sustentável**. São Paulo: Pearson Universidades, 2005.
- BURNETT, R. D.; FRIND, E. O. An alternating direction Galerkin technique for simulation of groundwater contaminant transport in three dimensions, 2, dimensionality effects. **Water Resources Research**, v. 23 (4), p. 695–705, 1987.
- CAMARGO, J. B. **Geografia Física, Humana e Econômica do Paraná**. 4ª Edição ed.

Maringá: Ideal Indústria, 2001.

CARNEIRO, G. A. Estudo de Contaminação do Lençol Freático Sob a Área do Aterro de Lixo do Jockey Club-Df e suas Adjacências. n. 1, p. 1–40, 2002.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. **Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte**. Rio de Janeiro: Rima/ABES, 2003.

CHRISTENSEN, T. H. et al. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Lyngby**, v. 16, p. 60, 2001.

CLEMENT, P. et al. Modeling Multispecies Reactive Transport in Ground Water. **Ground Water Monitoring & Remediation**, v. 18, p. 79–92, 1 maio 1998.

COTA, S.; LOUBACK, S.; JACOMINO, V. **Proposta metodológica para simulação de transporte de contaminantes através de barreira de argila de aterro sanitário**. VI CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E XVII ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS PROPOSTA. **Anais...**São Paulo: Revista Águas Subterrâneas, 2010

CUARTAS, M. et al. Analysis of landfill design variables based on scientific computing. **Waste Management**, v. 71, p. 287–300, 2018.

CUEVAS, J. et al. The performance of natural clay as a barrier to the diffusion of municipal solid waste landfill leachates. **Journal of Environmental Management**, v. 95, n. SUPPL., p. S175–S181, 2012.

DAJIĆ, A. et al. Landfill design: need for improvement of water and soil protection requirements in EU Landfill Directive. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 18, n. 3, p. 753–764, mar. 2016.

DASGUPTA, D. et al. Two-dimensional time-dependent simulation of contaminant transport from a landfill. **Applied Mathematical Modelling**, v. 8, n. 3, p. 203–210, 1984.

DER. **Mapas Rodoviários 2019**. Disponível em: <<http://www.der.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=445>>. Acesso em: 31 maio. 2019.

DONOVAN, S. M. et al. Modelling the behaviour of mechanical biological treatment outputs in landfills using the GasSim model. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 8, p. 1979–1984, 2010.

DUDA, R. V.5 Regional prediction of the transport of contaminants from the flotation tailings dam: a case study. **Waste Management Series**, v. 4, n. C, p. 693–715, 2004.

EEA (ED.). Sustainable consumption and production. In: **Europe's environment: the fourth assessment**. Copenhagen: Elsevier Ltd, 2007. p. 452.

EL-FADEL, M. et al. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. v. 22, p. 269–282, 2002.

FERNANDES, L.; WARITH, M. A.; LA FORGE, F. Modelling of contaminant transport

within a marshland environment. **Waste Management**, v. 16, n. 7, p. 649–661, 1996.

FERREIRA, J. A. et al. **Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do rio de janeiro**. Disponível em:

<<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/resisoli/brasil/iii-108.pdf>>. Acesso em: 20 ago. 2018.

FREIRE, A. S. et al. **Deslocamento Miscível de Cobre e Zinco em Colunas de Solo Saturado Proveniente de Aterro Sanitário**. Disponível em:

<<http://www.cbcn.org.br/simposio/2010/palestras/deslocamento.pdf>>. Acesso em: 31 maio. 2019.

GHORABA, S. M.; ZYEDAN, B. A.; RASHWAN, I. M. H. Solute transport modeling of the groundwater for quaternary aquifer quality management in Middle Delta, Egypt. **Alexandria Engineering Journal**, v. 52, n. 2, p. 197–207, 2013.

GOMES, L. P. Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. In: PROSAB, P. DE P. EM S. B. (Ed.). **Tratamento, disposição e reciclagem de resíduos sólidos, com ênfase no tratamento do lixiviado e tendo em vista a proteção dos corpos d'água**. 05. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES, 2009. p. 362.

GÓNZALEZ, F. H.; LÓPEZ, A. M.; MINAYA, M. T. G. La Conductividad Hidraulica de los Suelos como Funcion del Contenido y de la Tension Hidrica. **Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria.**, p. 361–366, 2014.

GULERIA, A. et al. Understanding the spatial and temporal dependence of the migration of conservative contaminant plume in urban groundwater environment in Panchkula region, Haryana, India. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 8, n. 301, p. 93–103, 2019.

GZYL, G. et al. Contaminant source and release history identification in groundwater: A multi-step approach. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 157, p. 59–72, 2014.

HAN, D. et al. Evaluation of the impact of an uncontrolled landfill on surrounding groundwater quality, Zhoukou, China. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 136, p. 24–39, 2014.

IAP. **Relatório da Situação da Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Estado do Paraná 2017**. Disponível em:

<http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Monitoramento/Diagnostico_RSU_2012-_VERSAO_FINAL_com_MAPAS-2.pdf>. Acesso em: 7 mar. 2018.

IAPAR. **Médias Históricas em Estações do IAPAR**. Disponível em:

<<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1070>>. Acesso em: 24 jun. 2019a.

IAPAR. **ESTACAO: CAMBARA**. Disponível em:

<http://www.iapar.br/arquivos/Image/monitoramento/Medias_Historicas/Cambara.htm>. Acesso em: 27 jun. 2019b.

IBGE. **População**. Disponível em:

<<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/jacarezinho/panorama>>. Acesso em: 31 maio. 2019.

ITCG. **Mapa Geológico**. Disponível em:

<<http://www.minerpar.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=22>>. Acesso em: 26 jun. 2019.

ITCG. **Dados e informações geospaciais temáticos**. Disponível em:

<<http://www.itcg.pr.gov.br/modules/faq/category.php?categoryid=9#>>. Acesso em: 5 jul. 2019.

JAVADI, A. A.; AL-NAJJAR, M. M. Finite element modeling of contaminant transport in soils including the effect of chemical reactions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 143, n. 3, p. 690–701, 2007.

KALHOR, K. et al. Assessment of groundwater quality and remediation in karst aquifers: A review. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 8, n. October 2018, p. 104–121, 2019.

KAZA, S. et al. **What a Waste 2.0 : A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. Washington, DC: World Bank, 2018.

KE, H. et al. Analytical solution of leachate flow to vertical wells in municipal solid waste landfills using a dual-porosity model. **Engineering Geology**, v. 239, n. October 2017, p. 27–40, 2018.

KOHLAR H., A. K. C. F. M. VAN G. M. T. S. R. Simulating Unsaturated Flow and Transport in a macroporous Soil to tile drains subject to entrance head: model development and preliminary evaluation. **Journal of hydrology**, v. 254, p. 67–81, 2001.

KORF, E. P. et al. Retenção de metais em solo da antiga área de disposição de resíduos sólidos urbanos de Passo Fundo - RS. **Revista Ciências Ambientais**, v. 2, p. 43–60, 2008.

KUMAR, M. et al. Contaminant transport and fate in freshwater systems – Integrating the fields of geochemistry, geomorphology and nanotechnology. **Groundwater for Sustainable Development**, n. September, p. 1–7, 2018.

KUTILEK, M.; NIELSEN, D. R. **Soil Hidrology**. Berlin: Verlag: GeoEcology, 1994.

LARACH, J. O. 1. et al. Levantamento de Reconhecimentos Solos do Estado do Paraná. **EMBRAPA**, p. 1–427, 1984.

LIMA, V. C.; DE LIMA, M. R.; MELO, V. DE F. Conhecendo os Principais Solos do Paraná, Abordagem para professores do ensino fundamental e médio. **SBCS**, v. 1ª edição, p. 26, 2012.

MANAHAN, S. E. **Química ambiental**. 9. ed. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.

MAO, X. et al. Three-dimensional model for multi-component reactive transport with variable density groundwater flow. **Environmental Modelling and Software**, v. 21, n. 5, p. 615–628, 2006.

MCDONALD, M. G.; HARBAUGH, A. W. A modular three dimensional finite difference groundwater flow model: U.S. Geological Survey Open File Report 83 875, 528 p. 1984.

MCNAB, W. W. Simulation of reactive geochemical transport in groundwater using a semi-

analytical screening model. **Computers and Geosciences**, 1997.

MINEROPAR. **Atlas Geológico do Estado do Paraná**. Disponível em: <<http://www.mineropar.pr.gov.br/arquivos/File/MapasPDF/atlasgeo.pdf>>. Acesso em: 2 jul. 2019.

MINEROPAR. **Potencialidades e Fragilidades das Rochas do Estado do Paraná**. Disponível em: <http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/Contribuicoes_ZEE/Mineropar_2006.pdf>. Acesso em: 2 jul. 2019.

MOR, S. et al. Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. **Environment Monitoring and Assessment**, v. 118 (1–3), p. 435–456, 2006.

MURRAY, J. P.; ROUSE, J. V.; CARPENTER, A. B. Groundwater contamination by sanitary landfill leachate and domestic wastewater in carbonate terrain: Principal source diagnosis, chemical transport characteristics and design implications. **Water Research**, v. 15, n. 6, p. 745–757, 1981.

MUSTAFA, S. et al. Modelling contaminant transport for pumping wells in riverbank filtration systems. **Journal of Environmental Management**, v. 165, p. 159–166, 2016.

NAGALLI, A. **Diagnóstico e Avaliação dos Impactos Ambientais de Aterros de Disposição de Resíduos no Estado do Paraná – Estudo de Caso dos Municípios de Jacarezinho e Barra do Jacaré**, 2005.

NAGALLI, A. et al. Áreas de disposição de resíduos como fontes potenciais de contaminação do Sistema Aquífero Guarani. **XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, v. 1, p. 1–10, 2005.

NITSCHKE, P. R. et al. **Atlas Climático do Estado do Paraná**. Disponível em: <http://www.iapar.br/arquivos/File/zip_pdf/AtlasClimaticoPR.pdf>. Acesso em: 6 fev. 2019.

NOBRE, R. C. M. et al. Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS, modeling and a fuzzy logic tool. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 94, n. 3–4, p. 277–292, 2007.

NOGAROLLI, M. Evolução Climática do Estado do Paraná : 1970 – 1999. p. 1–153, 2007.

OKA-FIORI, CHISATO; SANTOS, L. **Atlas Geomorfológico Do Estado Do Paraná**. Disponível em: <http://www.mineropar.pr.gov.br/arquivos/File/MapasPDF/Geomorfologicos/atlas_geomorfolologico.pdf>. Acesso em: 6 fev. 2019.

OLIVEIRA, J. B. D. E. Estudo paramétrico da contaminação no entorno de um aterro sanitário. p. 1–99, 2009.

ONU: ORGANIZACIÓN DE NACIONES UNIDAS. **Sistema Globalmente Armonizado de Clasificación y Etiquetado de Productos Químicos (SGA)**. Sexta edic ed. Nueva York y Ginebra: Naciones Unidas, 2015.

OTERO, D. M. .; VILHENA, A. **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**. 2.

ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.

PAN, H. et al. Assessment on the leakage hazard of landfill leachate using three-dimensional excitation-emission fluorescence and parallel factor analysis method. **Waste Management**, v. 67, p. 214–221, 2017.

PANDAY, S. et al. A composite numerical model for assessing subsurface transport of oily wastes and chemical constituents. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 25, n. 1–2, p. 39–62, 1997.

PIMENTEL, M. L. **Simulação de fluxo de água e transporte de solutos na zona não-saturada do solo pelo método de elementos finitos adaptativo**, 2009.

PRATT, D. L.; FONSTAD, T. A. Geochemical modelling of livestock mortality leachate transport through the subsurface. **Biosystems Engineering**, v. 162, p. 67–80, 2017.

PROMMA, K. Approximate solution to simulate dissolved contaminant transport in groundwater from prism source. **Journal of Hydrology**, v. 389, n. 3–4, p. 381–389, 2010.

RAMOS, S. I. P. **Sistematização Técnico-Organizacional de Programas de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos no Estado do Paraná**. Curitiba, 2004.

REINHART, D. R.; AL-YOUSFI, B. A. The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. **Waste Management & Research**, v. 14, n. 4, p. 337–346, 1996.

REINHART, D. R.; GROSH, C. J. **Analysis of Florida MSW Landfill Leachate Quality** Gainesville, FL, 1998. Disponível em:
<<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd48/analysis-florida.pdf>>

ROCCA, A. C. C. Drenagem sub-superficial em aterros sanitários. **Revista de Limpeza Pública**, v. 8, n. 19, p. 16–27, 1981.

RUBIO, C. L. et al. **Avaliação de Risco à Saúde Humana por Exposição aos Resíduos de Plumbum no Município de Adrianópolis– PR**. Curitiba: Ministério da Saúde do Brasil, 2008. Disponível em:
<<http://portal.arquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2015/janeiro/06/avaliacao-risco-adrianopolis-parana-08-Chumbo.pdf>>.

SABA, N. US; UMAR, R.; AHMED, S. Assessment of groundwater quality of major industrial city of Central Ganga plain, Western Uttar Pradesh, India through mass transport modeling using chloride as contaminant. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 2–3, p. 154–168, 2016.

SCAPIN, P. J. **Fundamentos Geográficos do Paraná**, 2006.

SEA. **Guía para el uso de modelos de aguas subterráneas en el SEIA**. Chile: Servicio de Evaluación Ambiental, SEA, 2012.

SEELIG, M. et al. **Incerteza na Estimativa da Geração de Lixiviado por Aterros pelo Método Suíço** Porto Alegre 4 Forum Internacional de Resíduos Sólidos, , 2013.

SIMUNEK JIRKA, J.; VOGEL, T.; VAN GENUCHTEN, M. The SWMS_2D Code for Simulating Water Flow and Solute Transport in Two-Dimensional Variably Saturated Media. **U.S DEPARTMENT AGRICULTURE**, p. 217, 1992.

SLACK, R. J. et al. Household hazardous waste disposal to landfill : Using LandSim to model leachate migration. v. 146, p. 501–509, 2007.

SNIS. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2016**. Brasília,: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS, 2018.

SNIS. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2017**. Brasília: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS, 2019.

SOUSA, C. O. **Política Nacional dos Resíduos Sólidos: avanços e desafios**, 2012.

THOMSEN, N. I.; MILOSEVIC, N.; BJERG, P. L. Application of a contaminant mass balance method at an old landfill to assess the impact on water resources. **Waste Management**, v. 32, n. 12, p. 2406–2417, 2012.

TROWSDALE, S. A.; LERNER, D. N. A modelling approach to determine the origin of urban ground water. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 91, n. 1–2, p. 171–183, 2007.

USGS. **EarthExplorer - Home**. Disponível em: <<https://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 19 mar. 2019.

VALLNER, L.; GAVRILOVA, O.; VILU, R. Environmental risks and problems of the optimal management of an oil shale semi-coke and ash landfill in Kohtla-Järve, Estonia. **Science of the Total Environment**, v. 524–525, p. 400–415, 2015.

VAN GENUCHTEN, M. T.; ALVES, W. J. Analytical Solutions of One Dimensional Convective Dispersive Solute Transport Equations. **U.S. Department of Agriculture Technical Bulletin**, v. 1661, p. 149, 1982.

VILHENA, A. **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**. 4. ed. São Paulo: Compromisso Empresarial para Reciclagem Cempre, 2018.

WANG, C.; WANG, P. F. Migration of Infiltrated NH₄ and NO₃ in a Soil and Groundwater System Simulated by a Soil Tank Project supported by the National Key Basic Research Program (973 Program) of China (No. 2002CB412303), the National Natural Science Foundation of China (No. 5070. **Pedosphere**, v. 18, n. 5, p. 628–637, 2008.

WILSON, J.; J. MILLER, P. Two-dimensional plume in uniform groundwater flow. **Journal of the Hydraulics Division**, v. 104, n. 4, p. 503–514, 1 abr. 1978.

WILSON, J. L. J. L.; MILLER, P. J. P. J. P. J. Two-dimensional plume in uniform groundwater flow. **Journal of the Hydraulics Division**, v. 104, n. 4, p. 503–514, 1978.

WU, S.; JENG, D. SHENG. Numerical modeling of solute transport in deformable unsaturated layered soil. **Water Science and Engineering**, v. 10, n. 3, p. 184–196, 2017.

XU, B. et al. Hydrological buffering during groundwater acidification in rapidly industrializing alluvial plains. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 218, p. 19–33, 2018.

ZANON, T. V. B. **Avaliação da Contaminação de um Solo Laterítico por Laboratório e Análise de Dados de Campo**, 2014.

ZHANG, Q.; BRANAM, T.; OLYPHANT, G. Development and testing of a model for simulating weathering and trace elements release from fixated scrubber sludge utilized in abandoned coal mine reclamation site. **International Journal of Coal Geology**, v. 169, p. 92–105, 2017.

ZHENG, C.; WANG, P. P. **MT3DMS: A Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion, and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems; Documentation and User's Guide**. **U.S. Army Corps of Engineers**, n. December, p. 1–219, 1999.

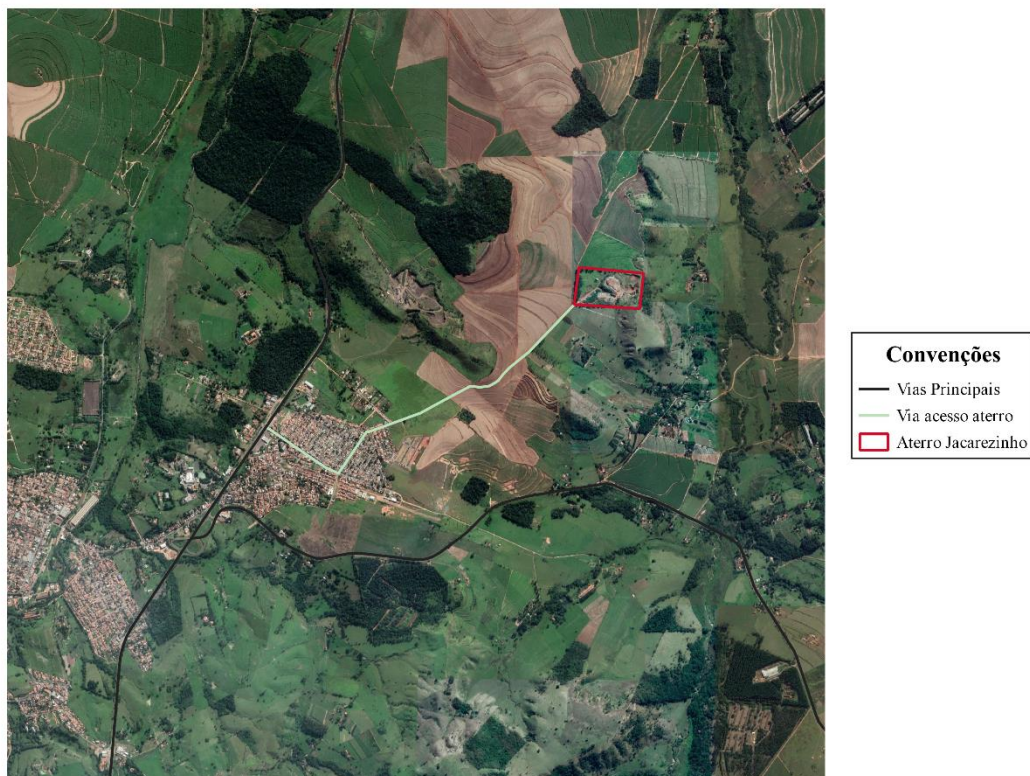
ANEXOS

ANEXO – A
CARACTERÍSTICAS DA ÁREA EM ESTUDO

Vias de acesso

A Figura 15 apresenta as vias de acesso até o aterro municipal de Jacarezinho, sendo as linhas na cor preta as rodovias fornecidas pelo DER (2019); a linha na cor bege representa a via que chega até o aterro a partir da rodovia principal. O acesso principal ao aterro municipal de Jacarezinho se dá pela Rodovia BR-153, conhecida como Rodovia Transbrasiliana, a partir de desvio à margem direita, pela Rua Fernando Botareli que leva à parte central da área urbana do município de Jacarezinho. Nesta rua pode-se virar à margem esquerda para chegar até a Rua Dr Caldas que leva até a entrada do aterro. Esta última rua tem 1,71 km de vias sem pavimentar após de terminar a área urbana.

Figura 15 – Vias de acesso aterro municipal de Jacarezinho

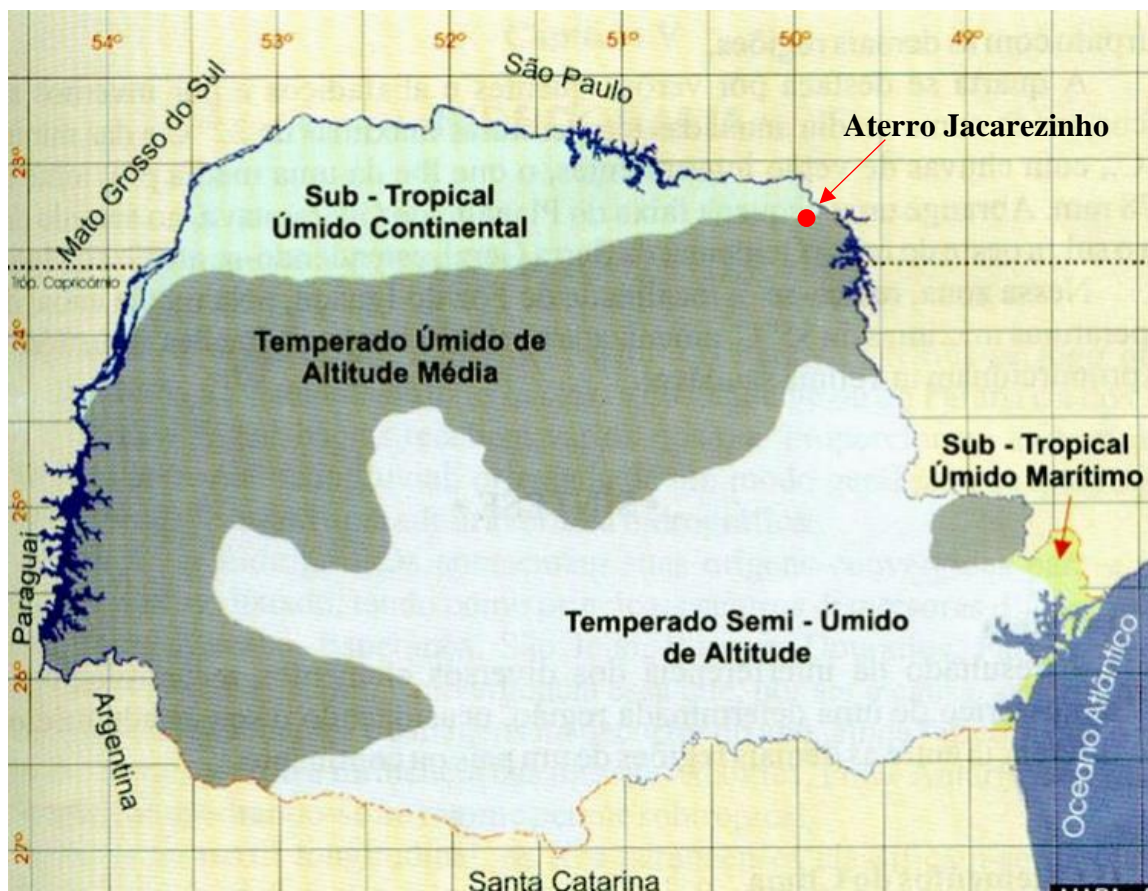


Fonte: Autor, a partir de *Google Earth* (2019)

Clima

Conforme na Figura 16, e de acordo com a classificação do Köppen, no norte do Estado do Paraná predomina o clima Cfa, caracterizado por apresentar um clima Subtropical úmido, com verão quente, sem estação seca de inverno definida, e geada menos frequentes (NOGAROLLI, 2007; SCAPIN, 2006).

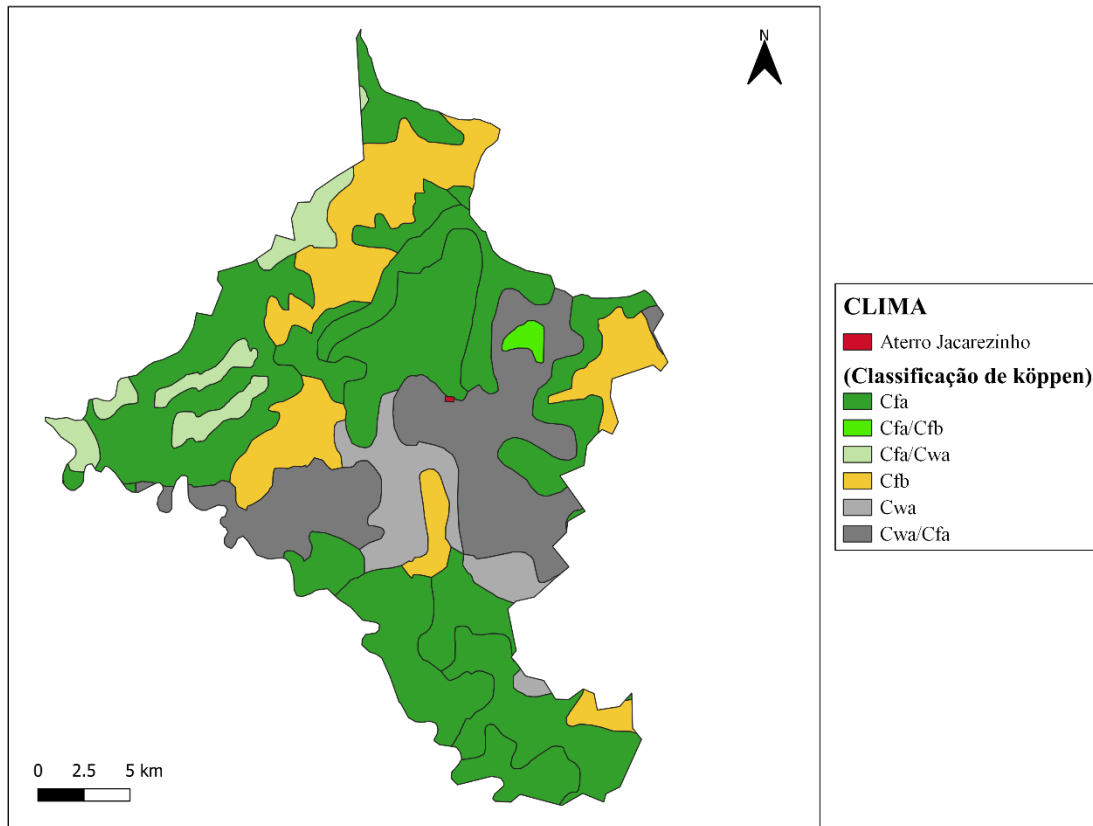
Figura 16 – Principais tipos de clima do Paraná



Fonte: Camargo (2001)

Como se apresenta na Figura 17, o aterro Jacarezinho encontra-se na transição entre os tipos de climas Cfa e Cfa-Cwa; o primeiro caracteriza-se pela subtropicalidade, condicionado pela latitude e altitudes baixas, mas ainda sobre forte influência da maritimidade. O segundo, é o tipo Cfa(h), periodicamente Cwa, caracteriza-se por ser um clima tropical marginal modificado pela altitude, as geadas são raras (NOGAROLLI, 2007).

Figura 17 – Clima do Jacarezinho



Fonte: O autor, a partir de ITCG (2010).

Para a definição das variáveis climáticas, realizou-se uma pesquisa nos diferentes sites das entidades federais e estaduais, concluindo que o IAPAR mantém uma compilação das estações meteorológicas próprias, do SIMEPAR e do IAP; desse modo, foram procuradas as estações meteorológicas que incluem a maioria das variáveis meteorológicas e que estiveram mais próximas ao Aterro de Jacarezinho. Concluiu-se que a estação meteorológica no município de Cambará - Paraná, localizada na latitude 23.00 Sul e longitude 50.02 Oeste, no limite Noroeste do município de Jacarezinho, fornece informações sobre o histórico do clima (IAPAR, 2019a), podendo-se acomodar sua informações para o caso de estudo por causa da proximidade como o aterro. No Quadro 10 se apresentam as informações da temperatura, umidade relativa, direção do vento, precipitação, evaporação e insolação num período que compreende desde 1957 até 2010.

Quadro 10 – Média histórica climáticas da Estação Cambara

ESTAÇÃO: CAMBARA / CODIGO: 02350017 / LAT: 23.00 S / LONG: 50.02 W /										
ALT: 450 M										PER.: 1957/2010
Mês	Temperatura do Ar(.c)			U Rel.	Vento		Precipitação		ETP.	Insolação
	Média máxima	Média mínima	Média comp.	Média %	Dir pr.	m/s	Total	Dias de chuva	Total mm	Total horas
JAN	30,6	19,9	24,3	78	SE	2,3	194,8	15	88,1	198,7
FEV	31	19,9	24,3	79	SE	2,1	173,6	13	76,6	186,3
MAR	30,7	18,8	23,6	77	SE	2,2	149,4	13	94,2	219,1
ABR	29	16,2	21,5	75	SE	2,3	81,6	7	92,1	226,1
MAI	26,1	13	18,4	77	SE	2,1	80,1	7	77,9	216,7
JUN	25	11,3	16,9	77	SE	1,9	66,1	6	72,2	207,7
JUL	25,3	10,9	16,8	73	SE	2,3	53,4	5	91,6	227
AGO	27,6	12,2	18,7	66	SE	2,5	46,4	5	124	237,4
SET	28,3	14,5	20,5	66	SE	3,2	79,8	7	134,8	192,4
OUT	29,7	16,9	22,4	68	SE	3,4	137,4	10	142,7	214,9
NOV	30,4	18	23,4	69	SE	3,4	137	10	140,4	221
DEZ	30,5	19,3	24,1	74	SE	2,8	176,6	14	114,1	201,5
ANO	28,7	15,9	21,2	73,3		2,5	1376	112	1249	2549

Fonte: Adaptado de IAPAR (2019b)

No Anexo – B apresentam-se mapas meteorológicos individuais com dados dos elementos meteorológicos anuais de precipitação, temperatura média, umidade relativa, evapotranspiração, radiação solar e insolação; Esses mapas estão compilados no atlas que tem origem na rede de estações meteorológicas do IAPAR – Instituto Agrônômico do Paraná, do SIMEPAR – Sistema Meteorológico do Paraná, e da rede de estações pluviométricas do Instituto das Águas do Paraná, abrangendo o período de 1976 a 2015, perfazendo uma série temporal de 40 anos (NITSCHKE et al., 2019).

Geologia

De maneira geral, o município de Jacarezinho encontra-se localizado geologicamente na bacia de Paraná, caracterizado pela cobertura vulcânica, sedimentar e intracratônica ou sinéclise. Seu início foi no período devoniano, terminando o cretáceo, e evoluiu por fases de subsidência e erosão o que possibilitou a acumulação de uma grande espessura de sedimentos, lavas basálticas e sills de diabásio, ultrapassando 5.000 metros na porção mais profunda. Sua

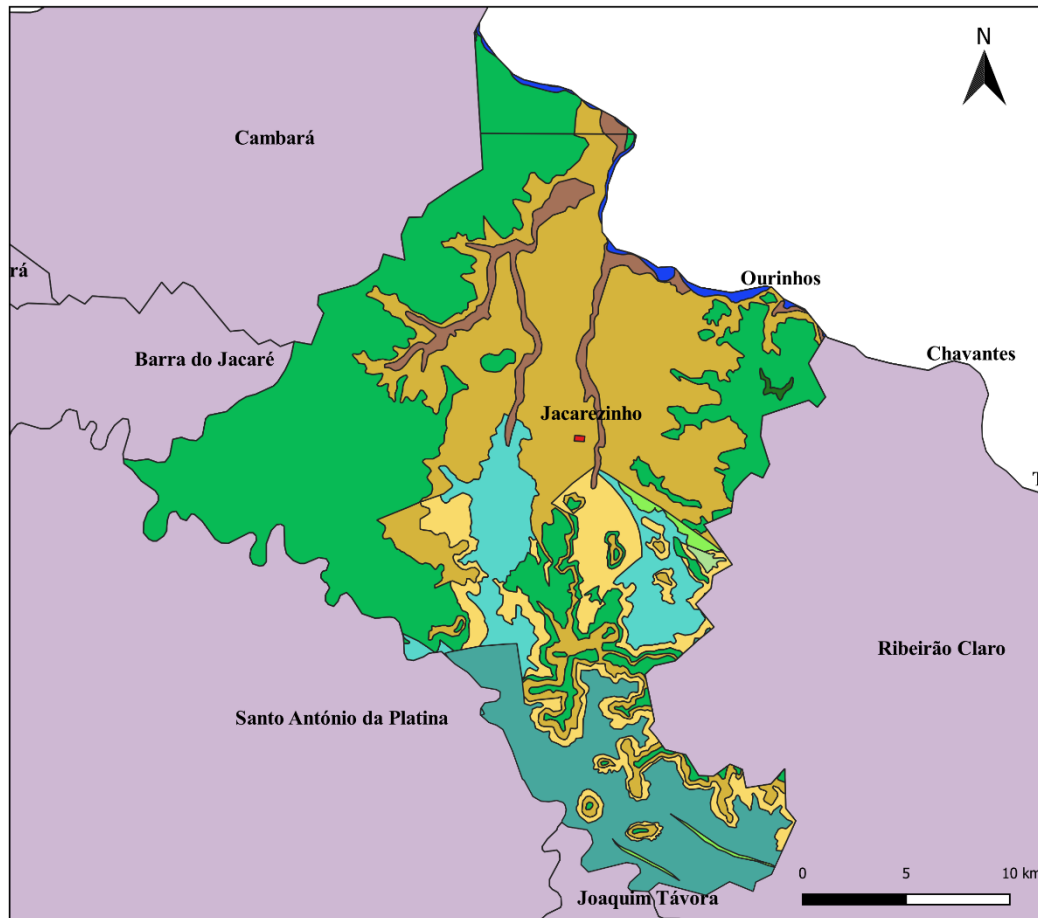
evolução final se deu no Ciclo Tectono-magmático brasileiro, entre o pré-cambriano superior e o eo-paleozóico (MINEROPAR, 2001).

A meso-região norte pioneiro abrange uma grande variedade de rochas no substrato geológico, com grande variação dos índices de vulnerabilidade à denudação (intemperismo e erosão) das rochas. O município Jacarezinho, contém camadas sedimentares de rupe Passa Dois, camadas não discriminadas das formações Pirambóia e Botucatu, constituídas de arenitos esbranquiçados a avermelhados, finos a médios, síltico-argilosos, com finas camadas de argilitos e siltitos intercaladas, bem como leitos de arenitos conglomeráticos e bancos de conglomerados na base das duas formações; recobertos por rochas básicas e ácidas dos derrames da formação Serra Geral (MINEROPAR, 2006).

Segundo cartas geológicas Marília e Cornélio Procópio (1:250.000) fornecidas pelo ITCG em 2005, essas compõem o município de Jacarezinho, contendo informações das unidades litoestratigráficas como se apresenta na Figura 18. Conseguindo-se observar formações de sedimentos recentes que data da idade do quaternário holoceno, caracterizada pelos sedimentos de deposição fluvial (aluviões), com areias, siltes, argilas e cascalhos, depositados em canais, barras e planícies de inundação.

A formação do grupo São Bento da idade mesozoica, caracterizado pelos derrames de basaltos, soleiras de diabásio e corpo de arenitos intertrapps. Outro tipo de formação pertence ao grupo Passa Dois e grupo Itararé da idade do permiano- devoniano. O primeiro grupo, apresenta siltitos e argilitos intercalados de arenitos finos, cores esverdeadas, avermelhadas e arroxeadas, níveis ocasionais de calcário e sílex e laminações paralelas, por vezes cruzadas. O segundo apresenta siltitos e argilitos esverdeados e avermelhados, ocasionais níveis de arenito cinza médio, laminações paralelas inclinadas, lenticulares, convolutas, calcilutitos com lâminas argilosas e ocasionais níveis limonitizados. Finalmente, a formação Botucatu da idade triássica-jurássica, caracteriza-se por ter arenitos de granulação muito fina a grosseira, níveis conglomeráticos, estratificação cruzada e níveis de argilito (lamito) (ITCG, 2005).

Figura 18 – Unidades litoestratigráficas de Jacarezinho



DESCRIÇÃO DAS UNIDADES LITOESTRATIGRÁFICAS

■ Área do Aterro de Jacarezinho

■ Corpo Hídrico

QUATERNÁRIO HOLOCENO

Sedimentos Recentes

■ Qha - Sedimentos de deposição fluvial (aluviais), com areias, siltes, argilas e cascalhos, depositados em canais, barras e planícies de inundação.

MESOZÓICO

Grupo São Bento

■ JKsg - Derrames de basalto.

■ JKsgs - Soleiras de diabásio.

■ JK1 - Corpos de arenito intertrapps.

PERMINANO-DEVONIANO

Grupo Passa Dois

■ Prr - Siltitos e argilitos intercalados de arenitos finos, cores esverdeadas, avermelhadas e arroxeadas, níveis ocasionais de calcário e sílex. Laminações paralelas, por vezes cruzadas.

■ Prr+Pc - Formação Rio do Rasto: Siltitos e argilitos intercalados de arenitos finos, cores esverdeadas, avermelhadas e arroxeadas, níveis ocasionais de calcário e sílex. Laminações paralelas, por vezes cruzadas.

Grupo Itararé

■ Pc - Siltitos e argilitos esverdeados e avermelhados, ocasionais níveis de arenito cinza médio, laminações paralelas inclinadas, lenticulares, convolutas. Calcilitos com lâminas argilosas. Ocasionais níveis limonitizados

TRIÁSSICO-JURÁSSICO

Formação Botucatu

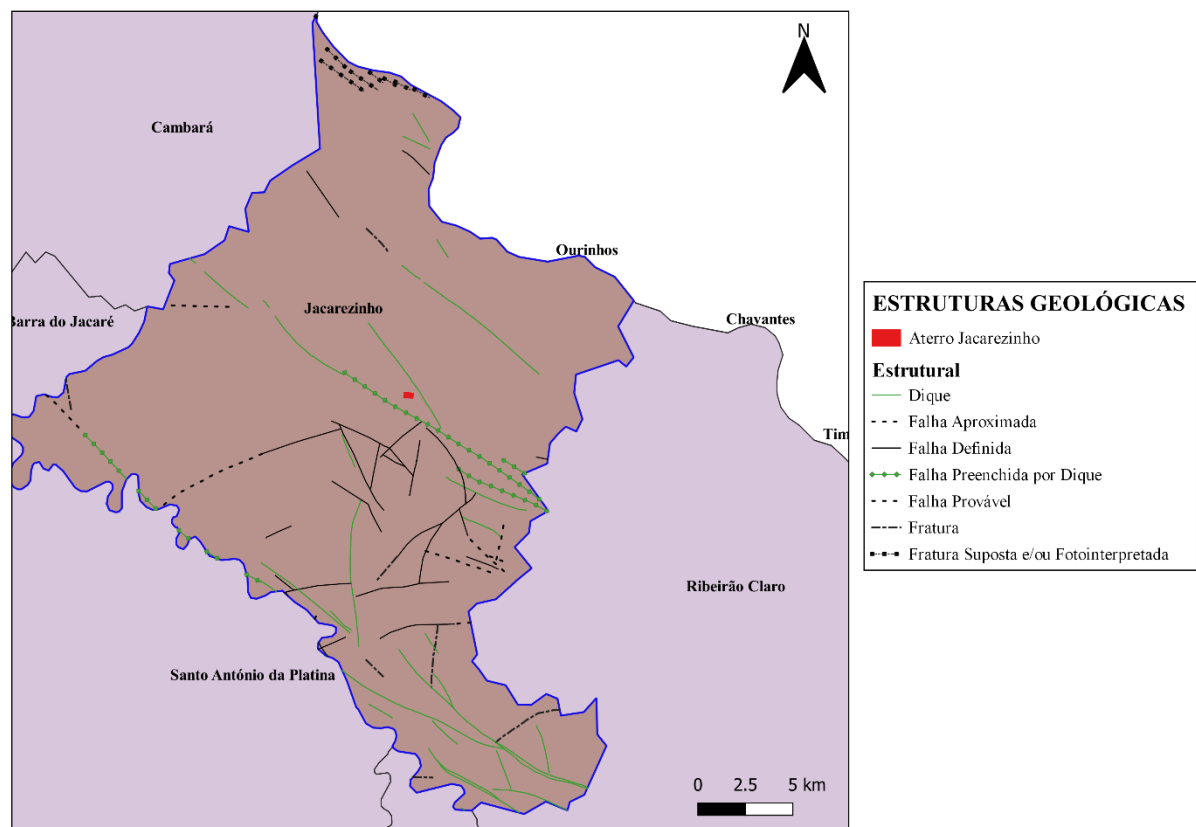
■ TRp - Arenitos de granulação muito fina a grosseira, níveis conglomeríticos, estratificação cruzada. Níveis de argilito (lamito).

■ TRJb - Arenitos de granulação muito fina a grosseira, níveis conglomeríticos, estratificação cruzada. Níveis de argilito (lamito).

Fonte: O autor, a partir de ITCG (2005)

De acordo com a Figura 19, o aterro municipal de Jacarezinho encontra-se localizado sobre sedimentos da formação Botucatu, caracterizado pela sequência de arenitos avermelhados, finos a médios, quartzosos e friáveis, altamente vulneráveis à contaminação pela alta porosidade e baseados em informações da Figura 19, além, encontra-se localizado numa interseção de falhas geológicas que delimitam um bloco estrutural. Pode-se concluir que não foram considerados os aspectos geológicos para estabelecer a área de implantação do aterro (NAGALLI, 2005).

Figura 19 – Estruturas geológicas de Jacarezinho



Fonte: O autor, a partir de ITCG (2005).

Geomorfologia

O estado do Paraná tem três unidades topográficas distintas: região de planície, região de escarpas e região de planalto (CAMARGO, 2001). Jacarezinho faz parte da região de planalto, caracterizado por ter solo argilosos de rochas sedimentares e basálticas, situada na região do planalto de Guarapuava, que vai das escarpas e serra da esperança, até a fronteira do

rio Paraná, abrangendo 14.884 km² (SCAPIN, 2006). Apresenta-se inclinado de leste para oeste, com cota de altitude de 1,250 m na região da serra da esperança, e 300 m no vale de rio Paraná (CAMARGO, 2001).

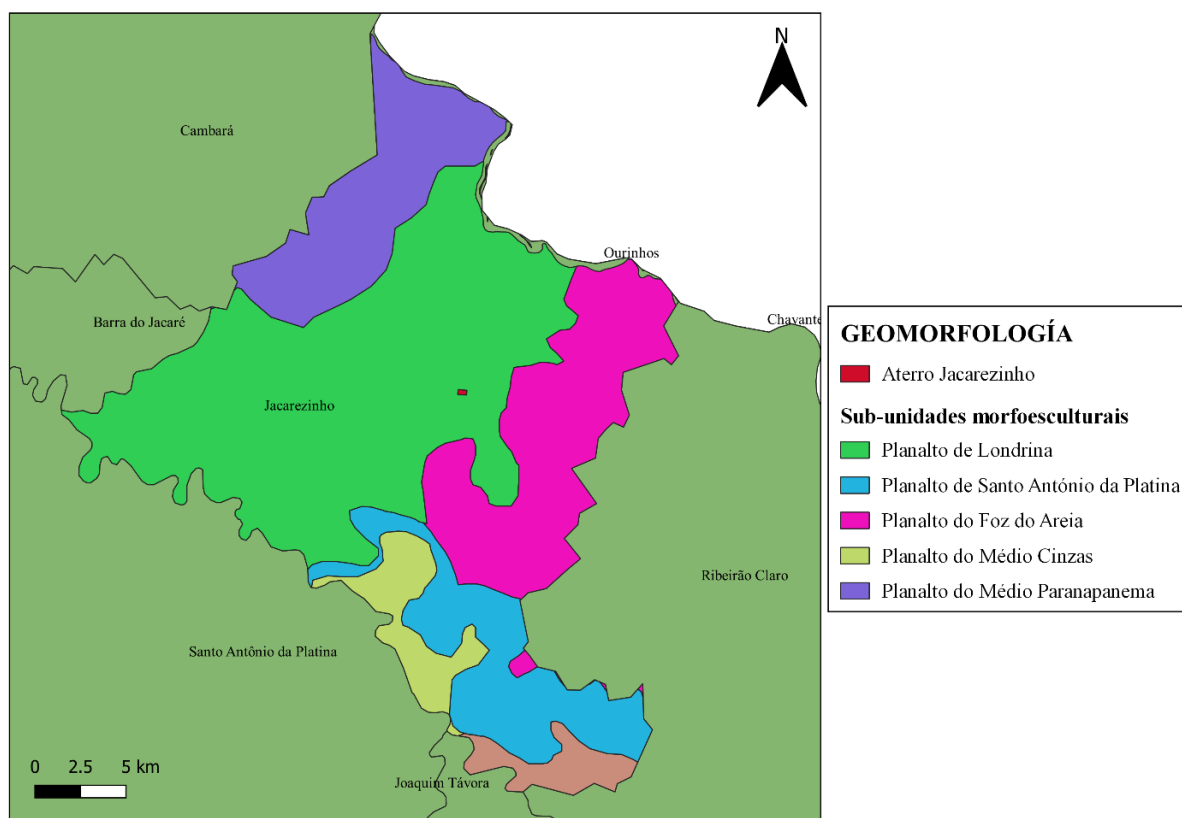
De acordo com as cartas geomorfológicas de Marília e Cornélio Procópio do Anexo – C, o município de Jacarezinho contém as sub-unidades morfoesculturais descritas no Quadro 11. Conforme na Figura 20, o aterro municipal de Jacarezinho faz parte da sub-unidade morfoescultural do planalto de londrina, com uma altitude média de 490 m. s. n. m.

Quadro 11 – Sub-unidades morfoesculturais de Jacarezinho.

SUB-UNIDADE MORFOESCULTURAL	DESCRIÇÃO
Planalto do Médio Paranapanema.	Em relação ao relevo, apresenta um gradiente de 160 m com altitudes variando entre 340 (min.) e 500 (máx.) m. s. n. m. As formas predominantes são topos aplainados, vertentes convexas e vales em “V”, modeladas em rochas da Formação Serra Geral.
Planalto de Londrina	Em relação ao relevo, apresenta um gradiente de 260 m com altitudes variando entre 340 (min) e 600 (máx.) m. s. n. m. As formas predominantes são topos aplainados, vertentes convexas e vales em “V”, modeladas em rochas da formação Serra Geral.
Planalto do Foz do Areia/Ribeirão Claro	Em relação ao relevo, apresenta um gradiente de 780 m com altitudes variando entre 400 (min.) e 1.180 (máx.) m. s. n. m. As formas predominantes são topos alongados, vertentes retilíneas e côncavas e vales em degraus. A direção geral da morfologia é NW/SE, modelada em rochas da formação Serra Geral.
Planalto de Santo Antônio da Platina	Em relação ao relevo, apresenta um gradiente de 740 m com altitudes variando entre 440 (min.) e 1.180 (máx.) m. s. n. m. As formas predominantes são topos isolados, vertentes convexas e vales em “V”. A direção da morfologia é NW/SE, modelada em rochas da formação Rio do Rastro.
Planalto do Médio Cinzas	Em relação ao relevo, apresenta um gradiente de 340 m com altitudes variando entre 440 (min.) e 780 (máx.) m. s. n. m. As formas predominantes são topos aplainados, vertentes convexas e vales abertos de fundo chato. A direção geral da morfologia é NW/SE, modelada em rochas das formações Rio do Rastro, Teresina, Serra Alta, Rio Bonito e Grupo Itararé.
Planalto de Carlópolis	Em relação ao relevo, apresenta um gradiente de 380 metros com altitudes variando entre 480 (min.) e 860 (máx.) m. s. n. m. As formas predominantes são topos aplainados, vertentes convexas e vales em “V” aberto. A direção geral da morfologia é NW/SE, modelada em rochas das Formações Rio do Rastro, Teresina e Grupo Itararé.

Fonte: Adaptado de OKA-FIORI, CHISATO; SANTOS, (2006)

Figura 20 – Geomorfologia do Jacarezinho



Fonte: O autor, a partir de (ITCG, 2010).

Pedologia

Conforme na Figura 21, na região do município de Jacarezinho encontra-se formações pedológicas de latossolo vermelho, argissolos vermelhos-amarelos e neossolos litológicos sendo as principais encontradas (BHERING et al., 2007; ITCG, 2010).

Os latossolos são solos quimicamente estáveis devido à baixa capacidade de troca de cátions de suas argilas, que são predominantemente caulínicas, bem como a abundância de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio. O tipo de formação latossolo vermelho encontrado no Jacarezinho tem uma textura argilosa ou média, ricos em sesquióxidos, porém com teores de óxidos de ferro, titânio e manganês. São muito profundos, de sequência de horizonte A, B, C, sendo a espessura de A + B superior a 3 metros, muito porosos e permeáveis (LARACH et al., 1984). São solos majormente álicos e distróficos, tendo uma acidez alta, e pouca distinção entre o horizonte A e B. O horizonte A pode variar entre os 10 e 60 cm com cor bruno-avermelhado-escuro, e o horizonte B superior a 250 cm com cor geralmente vermelho-escuro. As baixas percentagens de saturação de bases (V%), expressam a intensa lixiviação, salvo nos casos dos

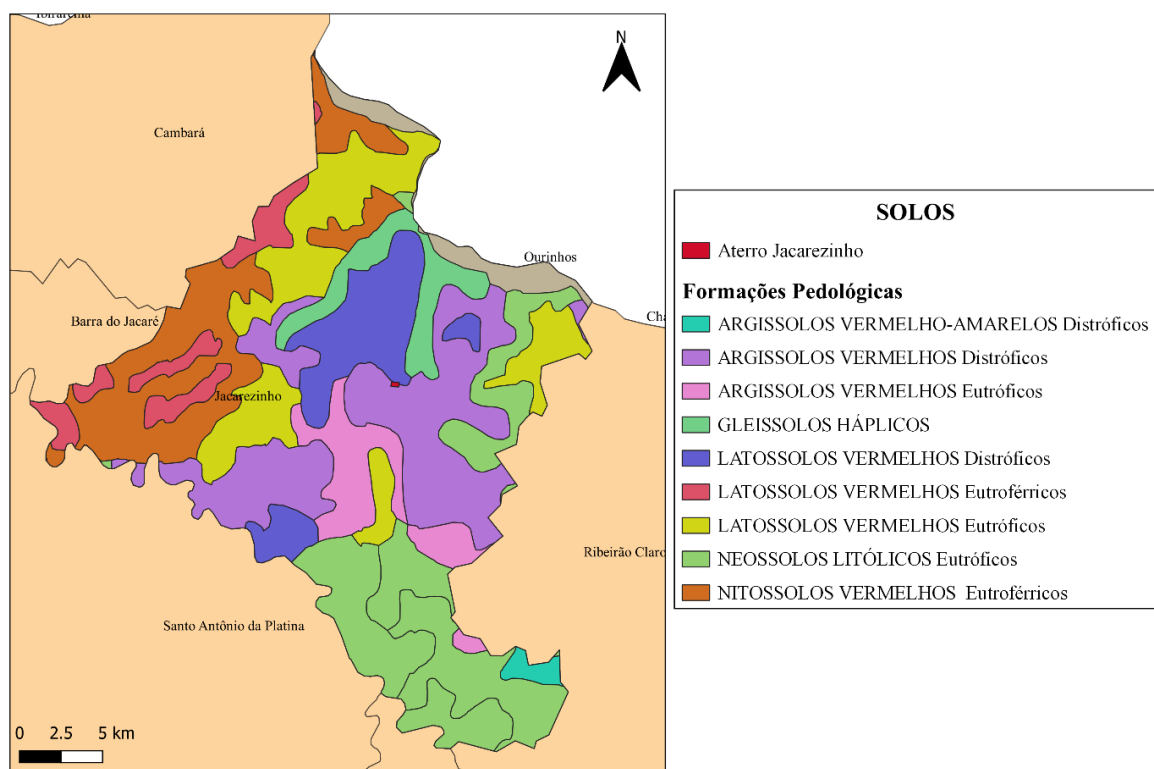
solos eutróficos. As características peculiares a estes solos referentes à drenagem, fraca coesão, grande friabilidade, plasticidade e pegajosidade pouco acentuadas em relação aos teores de argila e sua grande resistência à erosão, decorrem em grande parte do elevado grau de fílodulação da argila do solo e da constituição desta (LARACH et al., 1984).

Os solos argissolos vermelhos-amarelos, apresentam acúmulo de argila no horizonte B, ou seja, o horizonte A possui mais areia que o horizonte B. Além disso, apresentam reduzida capacidade de reter nutrientes para as plantas no horizonte A. São solos bastante susceptíveis à erosão, principalmente em relevos mais declivosos. Muitos dos problemas de erosão existentes no noroeste do Paraná ocorrem neste tipo de solo (LIMA; DE LIMA; MELO, 2012).

Os solos neossolos litológicos, constituem áreas extremamente frágeis, são solos rasos em etapa inicial de evolução, apresentando mais comumente apenas horizonte A sobre o horizonte C ou sobre a rocha de origem (camada R). Devido à pequena capacidade de retenção de substâncias químicas e água, resultam em sua baixa capacidade de atuar como filtro de materiais poluentes (LIMA; DE LIMA; MELO, 2012).

Sendo os solos encontrados na área de disposição de Jacarezinho classificados como argissolos. A classificação mostrada em ITCG (2010), atribui ao solo do aterro de Jacarezinho a classificação de argissolo vermelho amarelo distróficos, como mostrado na Figura 21.

Figura 21 – Pedologia do Paraná



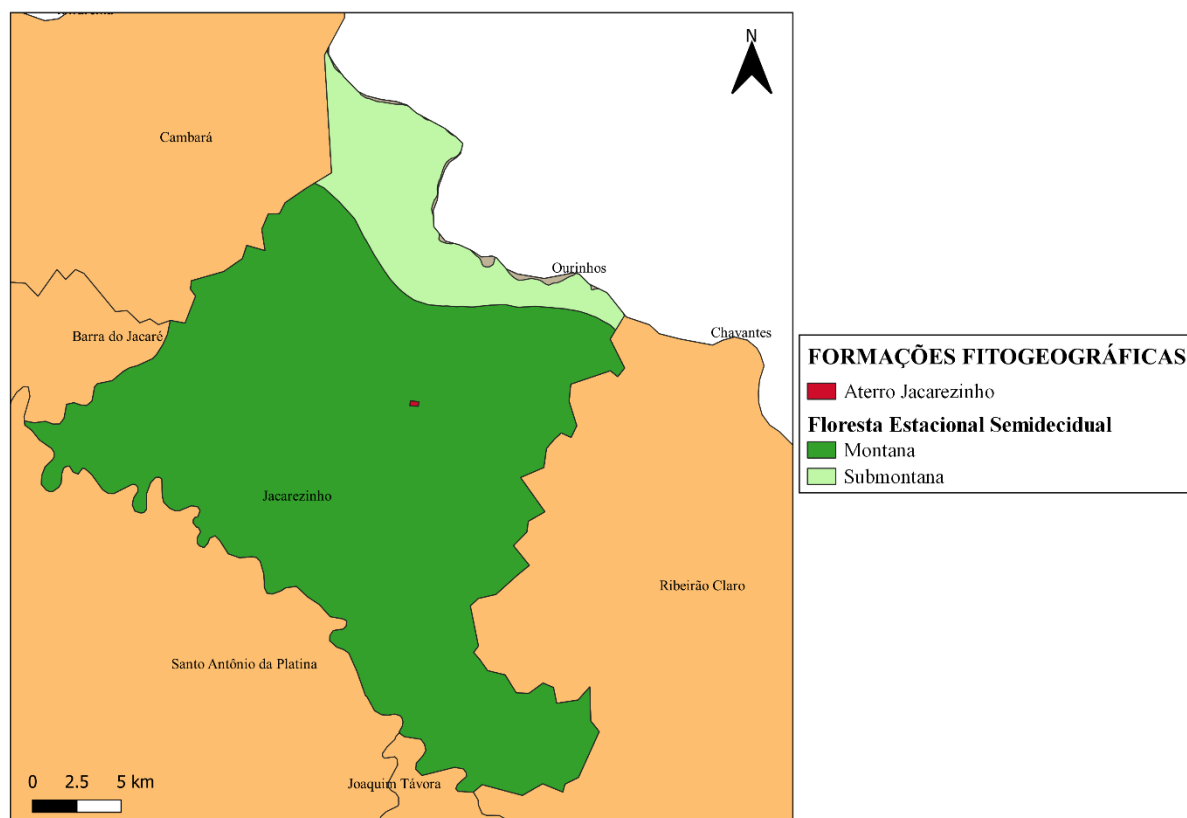
Fonte: O autor, a partir de (ITCG, 2010).

Flora e Fauna

Devido as diferenças da hidrologia, relevo, tipo de solo e zona climática subtropical, o estado de Paraná tem vegetação de tipo floresta tropical, subtropical, campos, vegetação litorânea, mata atlântica e vegetação pantaneira. A mata atlântica é fundamental à manutenção do equilíbrio socioambiental; cerca de 70% da população brasileira vive em seu domínio, regula o fluxo dos mananciais hídricos, assegura a fertilidade do solo, controla o clima e protege escarpas e encostas das serras (SCAPIN, 2006).

O município de Jacarezinho encontra-se na mata atlântica, sendo um dos ecossistemas mais ameaçados de extinção do mundo é considerada por entidades internacionais como um dos biomas prioritários para execução de políticas de conservação; porém, abriga uma parcela significativa da diversidade biológica brasileira. A mata atlântica ainda possui 20 mil espécies de plantas, das quais 8 mil são endêmicas e se constitui no segundo maior bloco de floresta tropical do País (SCAPIN, 2006). Conforme na Figura 22, na região predomina a floresta estacional semidecidual, neste tipo de vegetação, a porcentagem das árvores caducifólias, no conjunto florestal e não das espécies que perdem folhas individualmente, situa-se entre 20 e 50% (NAGALLI, 2005).

Figura 22 – Formações fitogeográficas do Jacarezinho.



Fonte: O autor, a partir de (ITCG, 2010).

A fauna paranaense caracteriza-se não pelo tamanho de seus animais nem por sua ferocidade, mas sim pelas suas características próprias a outras regiões brasileiras. Além dos domésticos, no interior das matas e dos campos, encontramos na fauna cervo do pantanal, jacaré do papo amarelo, onça, tamanduá bandeira, tamanduá mirim, veado, anta, capivara, caiteto, queixada, tamanduá, preguiça, lobo guará, tatu, cutia, paca, coati, jaguatirica, lontra, mico-leão, etc. Bem variadas são também as quantidades de aves: tucanos, papagaios, jandaias, maracanãs, tiribas, tuins, gralhas-azuis, maitacas, codornas, inhambus, perdizes, macucos, sabiás, caturitas, jacutingas e demais. Ainda destacam-se os ofídios, tais como: a muçurana, a boipeba, a cascavel, a urutu, a jararaca e outras (CAMARGO, 2001).

O aterro municipal de Jacarezinho encontra-se localizado numa região de áreas agrícolas e campos, com uma reduzida biodiversidade entre eles a fauna original; na área do aterro, observam-se urubus, moscas, mosquitos, ratos e tatus em função da abundância de alimentos (restos) encontrados em meio ao lixo, além de roedores silvestres como preá, furão, rato silvestre, graxaim, tatu, e de répteis como o teiú, jararaca, urutu, cobra-d'água (NAGALLI, 2005).

Hidrografia

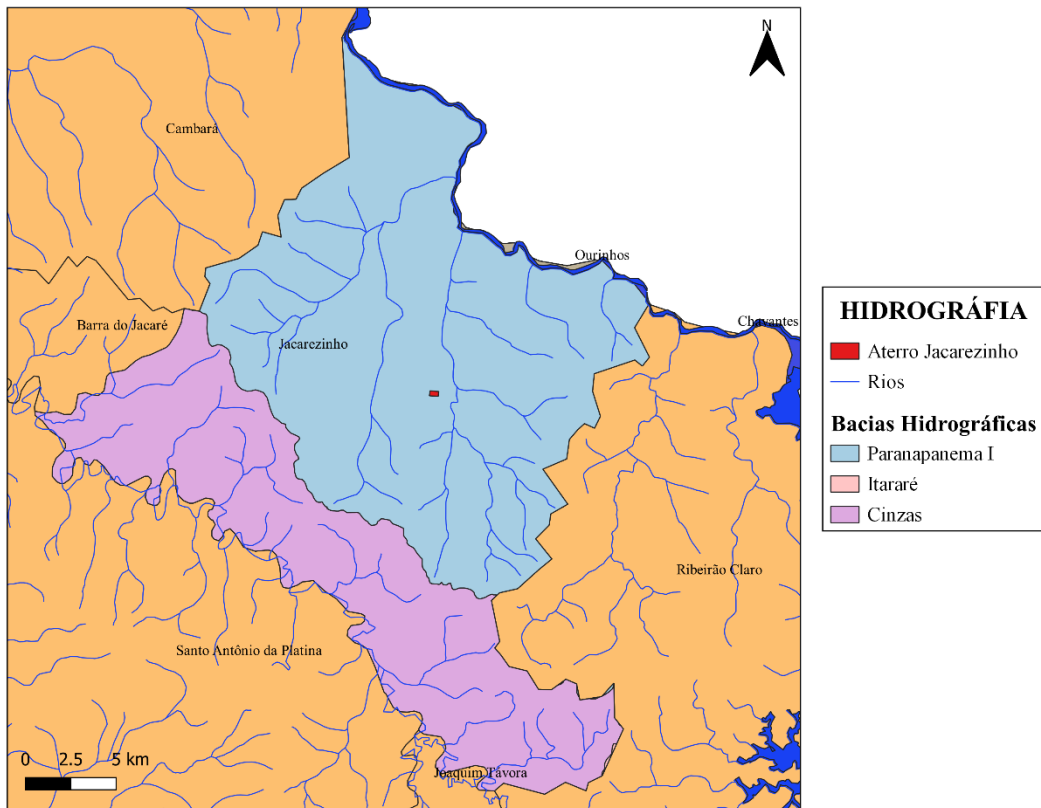
No estado do Paraná, existem duas bacias: a do ocidente ou do paraná e a do oriente ou do atlntico. Essa bacias recebem vários rios que proporcionam uma grande rede fluvial, orientada de um modo geral para os quatro pontos cardeais, com uns regimes influenciados por as massas atlântica, polar antártica e equatorial continental, enquadrando-se no regime perene subtropical (CAMARGO, 2001). A rea hidrográfica é de 198.829 km², dos quais, 184.155 é da bacia do ocidente ou do paraná, 14,674 da bacia do oriente ou do atlntico e 494 km² de águas internas represadas (SCAPIN, 2006).

A maioria dos rios do Paraná possui um regime perene devido às intensas chuvas que caem quase todo o ano, influenciadas pelas massas atlânticas, subtropicais e polares, embora, as vezes, há ocorrência de enchentes ou estiagem prolongadas, além, são classificados como rios de planalto; por isso são utilizados para a construção de usinas hidrelétricas (SCAPIN, 2006).

De acordo com a Figura 23, o aterro de Jacarezinho encontra-se localizado na bacia paranapanema I, pertencente  bacia do ocidente ou do paraná (ITCG, 2010), essa bacia é formada pelo rio paranapanema, que nasce na vertente ocidental da serra de paranapiacaba no estado de São Paulo, correndo inicialmente no sentido sudoeste até receber pela margem esquerda o Itararé, da mudando de direção para oeste, ater atingir o rio paraná (CAMARGO, 2001).

O aterro municipal de Jacarezinho está inserido na bacia hidrográfica do rio das cinzas e ambos os rios são afluentes do rio paranapanema, esse último tem uma extensão total de 929km em um desnível de 570m, desenvolvendo-se no sentido geral leste-oeste (NAGALLI, 2005).

Figura 23 – Hidrografia do Jacarezinho

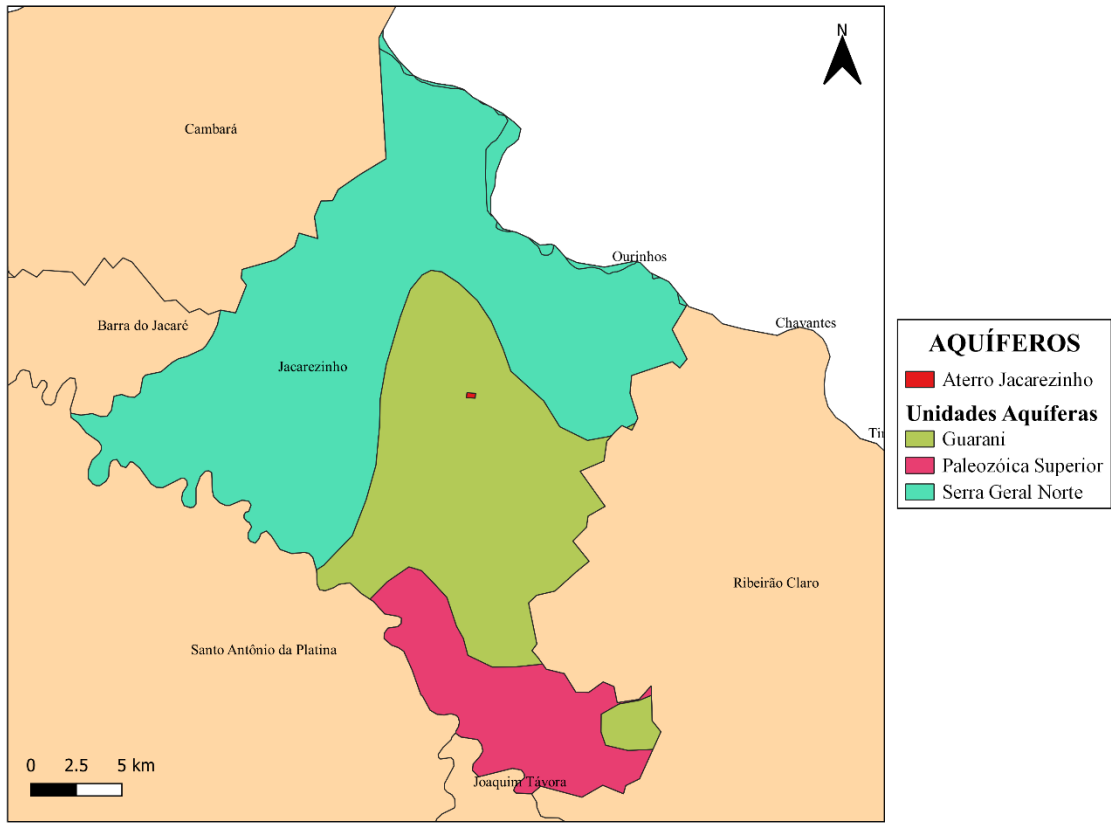


Fonte: O autor, a partir de (ITCG, 2010).

Baseado na Figura 24, o aterro municipal de Jacarezinho, encontra-se localizado no Aquífero Guarani cuja composição é de arenito das Formações Piramboia e Botucatu (ITCG, 2010).

O Aquífero Guarani é o maior manancial de água doce subterrânea do mundo, sua maior ocorrência se dá em território brasileiro (2/3 da área total), abrangendo os estados de Goiás, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, sua espessura varia de valores superiores a 800 metros até a ausência completa de espessura em áreas internas da bacia, considerando uma espessura média aquífera de 250 metros e porosidade efetiva de 15% (SCAPIN, 2006).

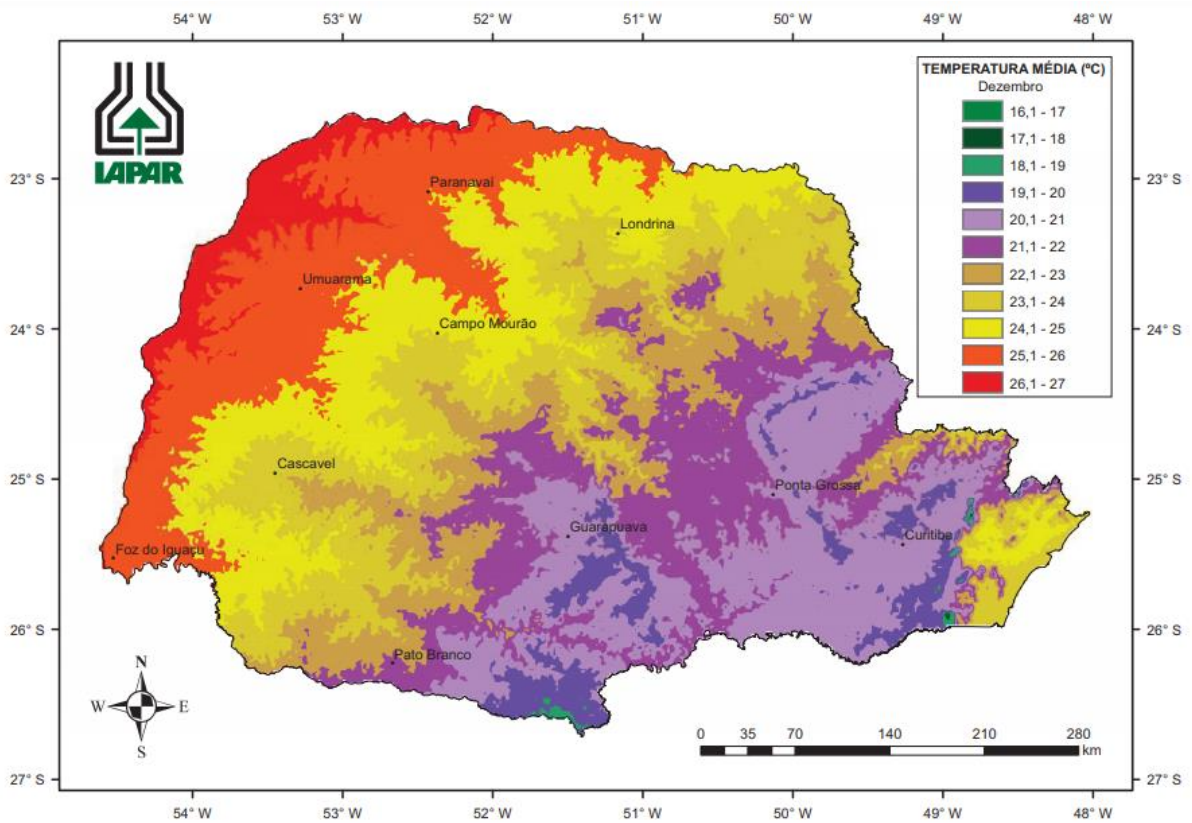
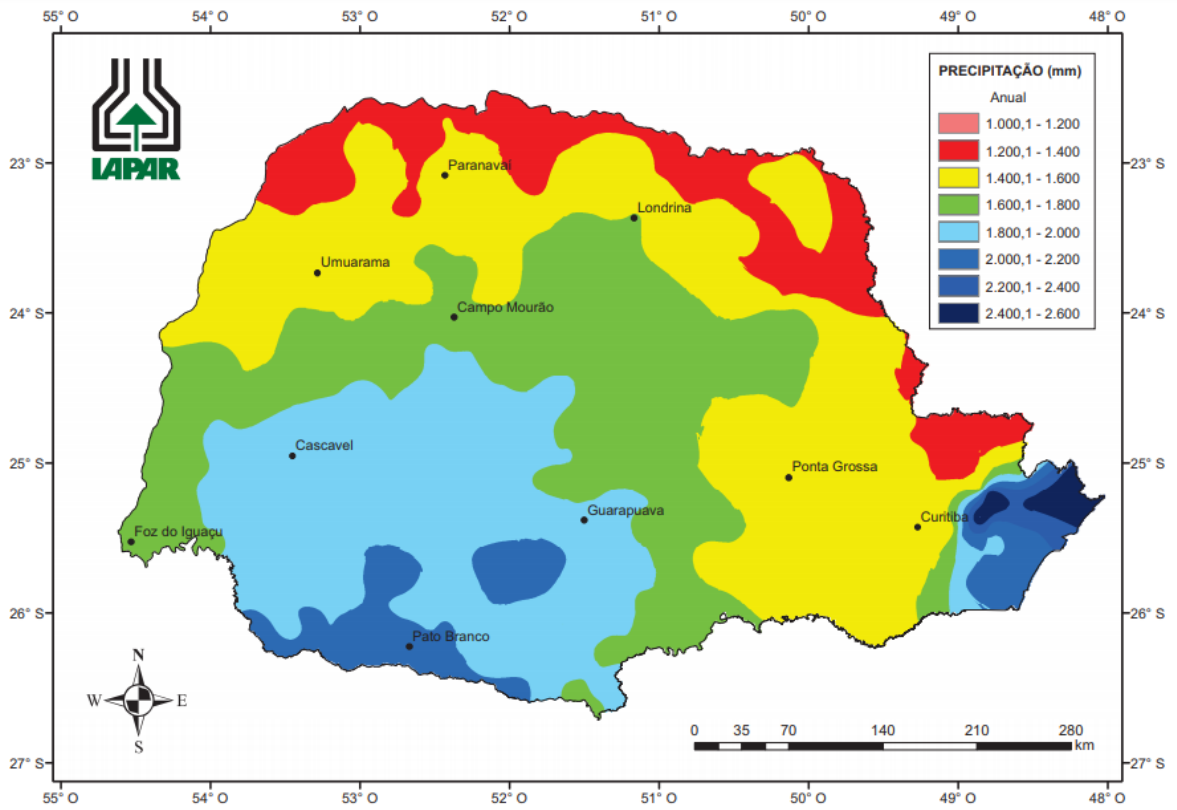
Figura 24 – Aquíferos do Jacarezinho

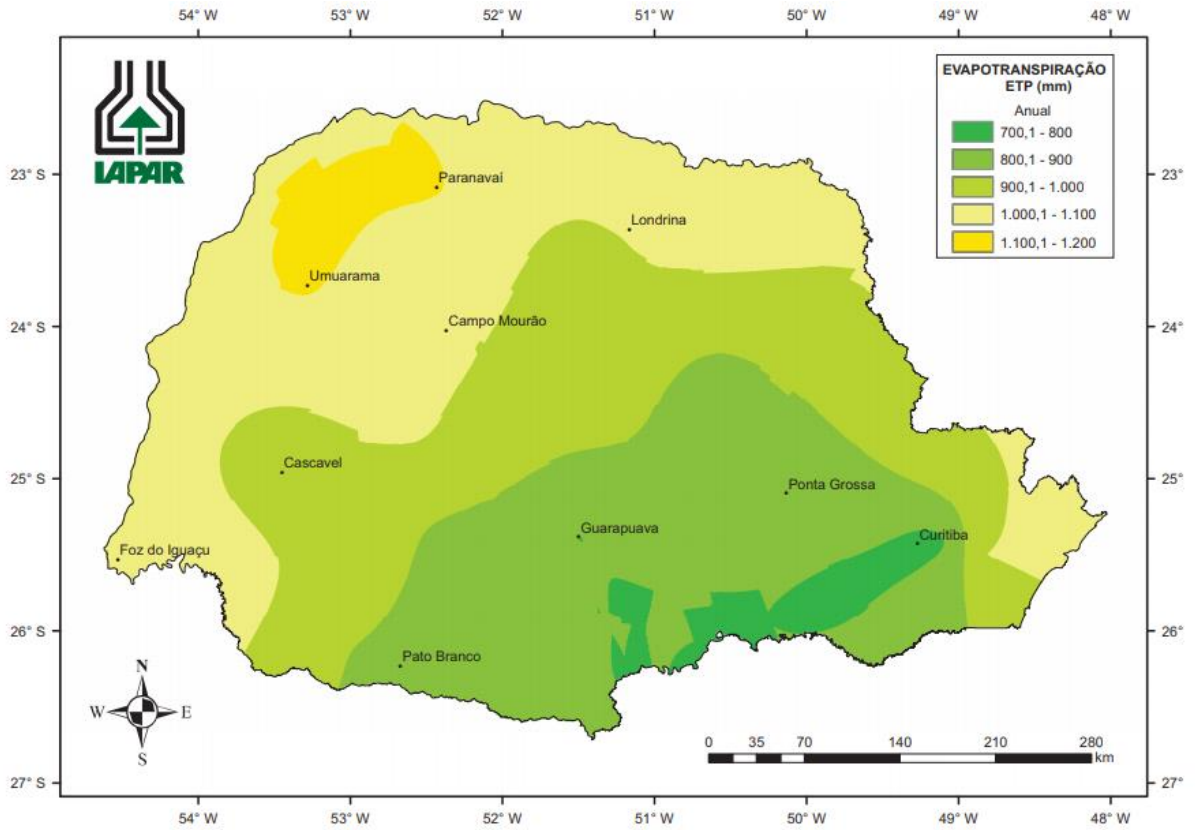
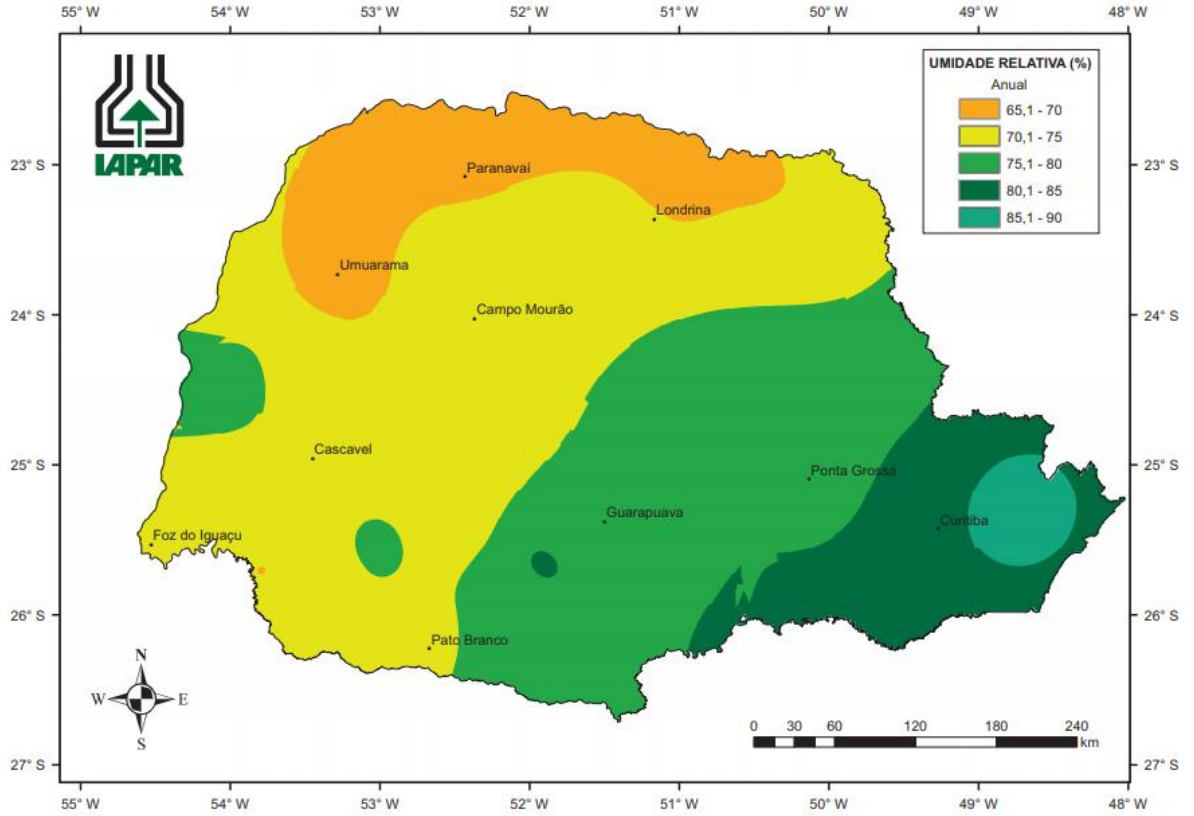


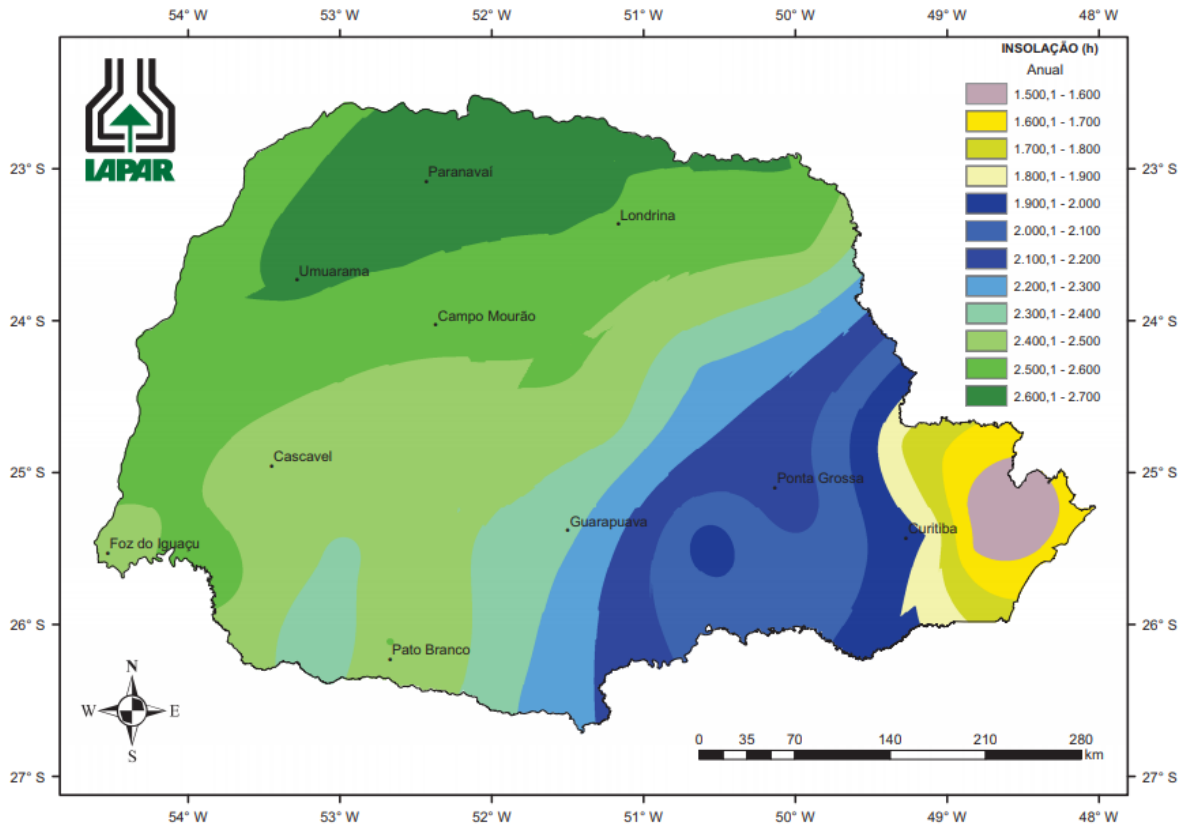
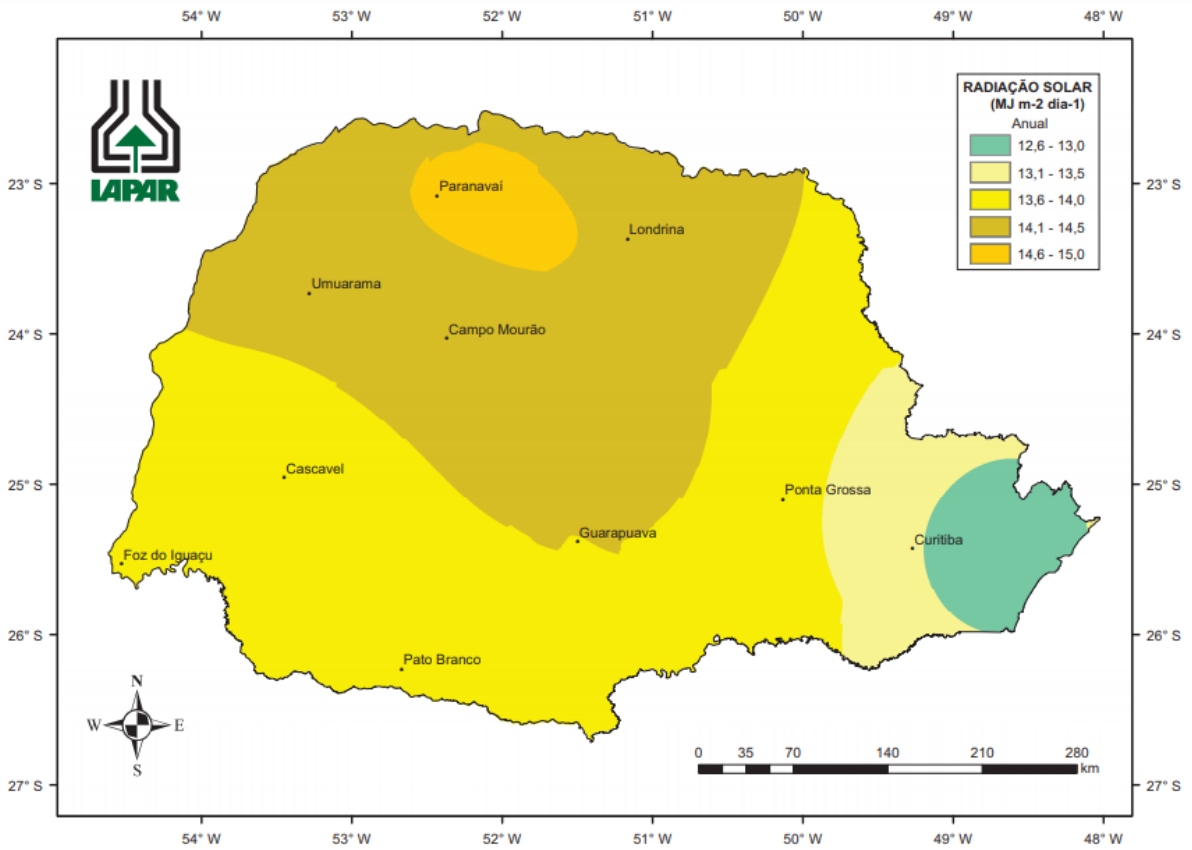
Fonte: O autor, a partir de (ITCG, 2010).

O balanço hídrico do município de Jacarezinho foi determinado pela EMBRAPA e pelo INMET através da metodologia desenvolvida por Thornthwaite & Mather (1955), utilizando uma base entre histórica 1961 a 1990. Observa-se superávit hídrico (balanço hídrico positivo), embora nos meses de abril e agosto a precipitação pluvial apresenta pequenos déficits, esses são repostos nos meses subsequentes. Esse análise é importante no âmbito da disposição dos RSU na medida em que confirma a existência de líquidos, que percolam e lixiviam o aterro e vão para o subsolo, durante quase o ano todo, o que favorece a contaminação do meio (NAGALLI, 2005).

ANEXO – B
ATLAS CLIMÁTICO ANUAL DO ESTADO DO PARANÁ
FONTE: NITSCHÉ et al., (2019)

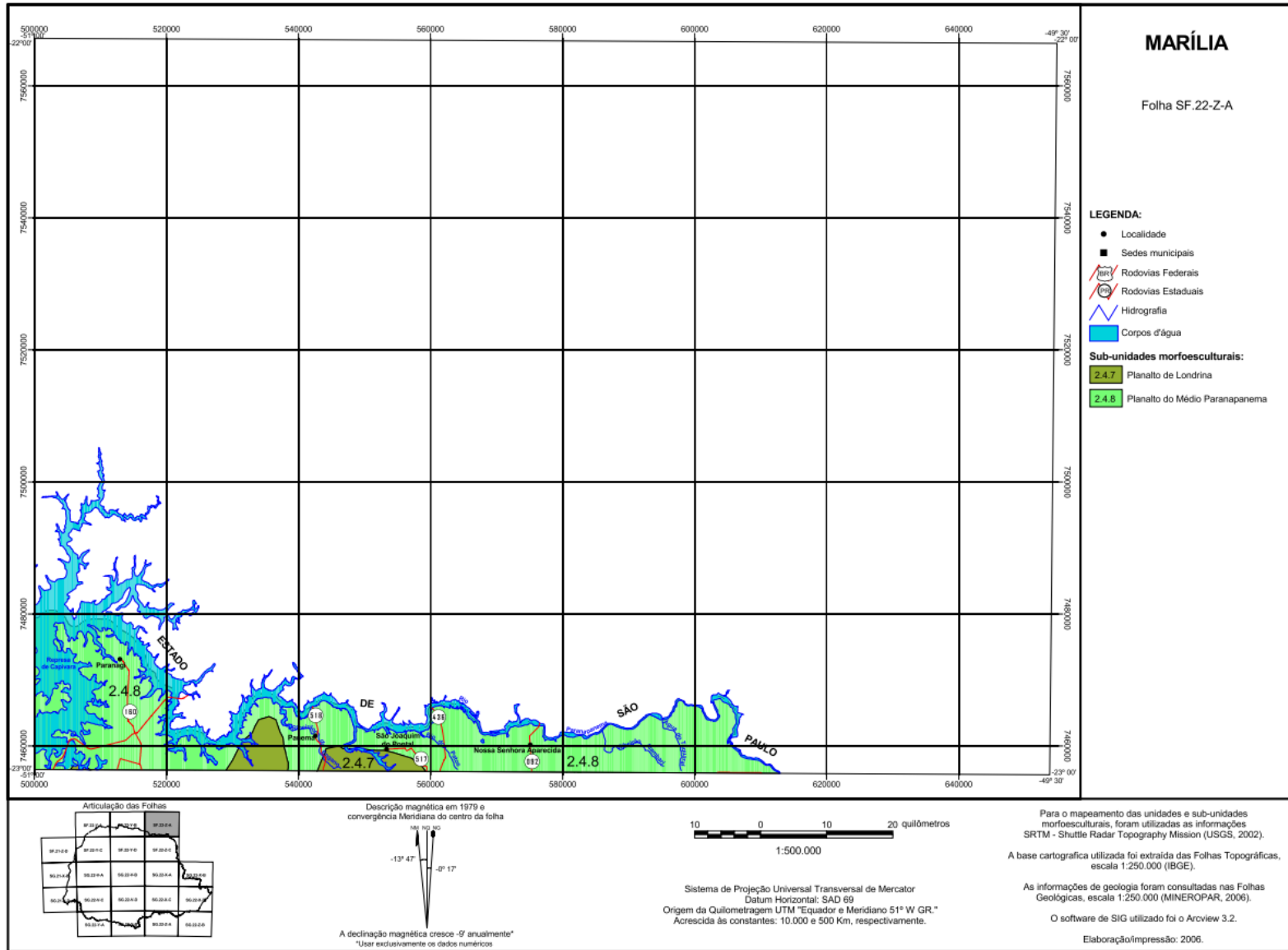


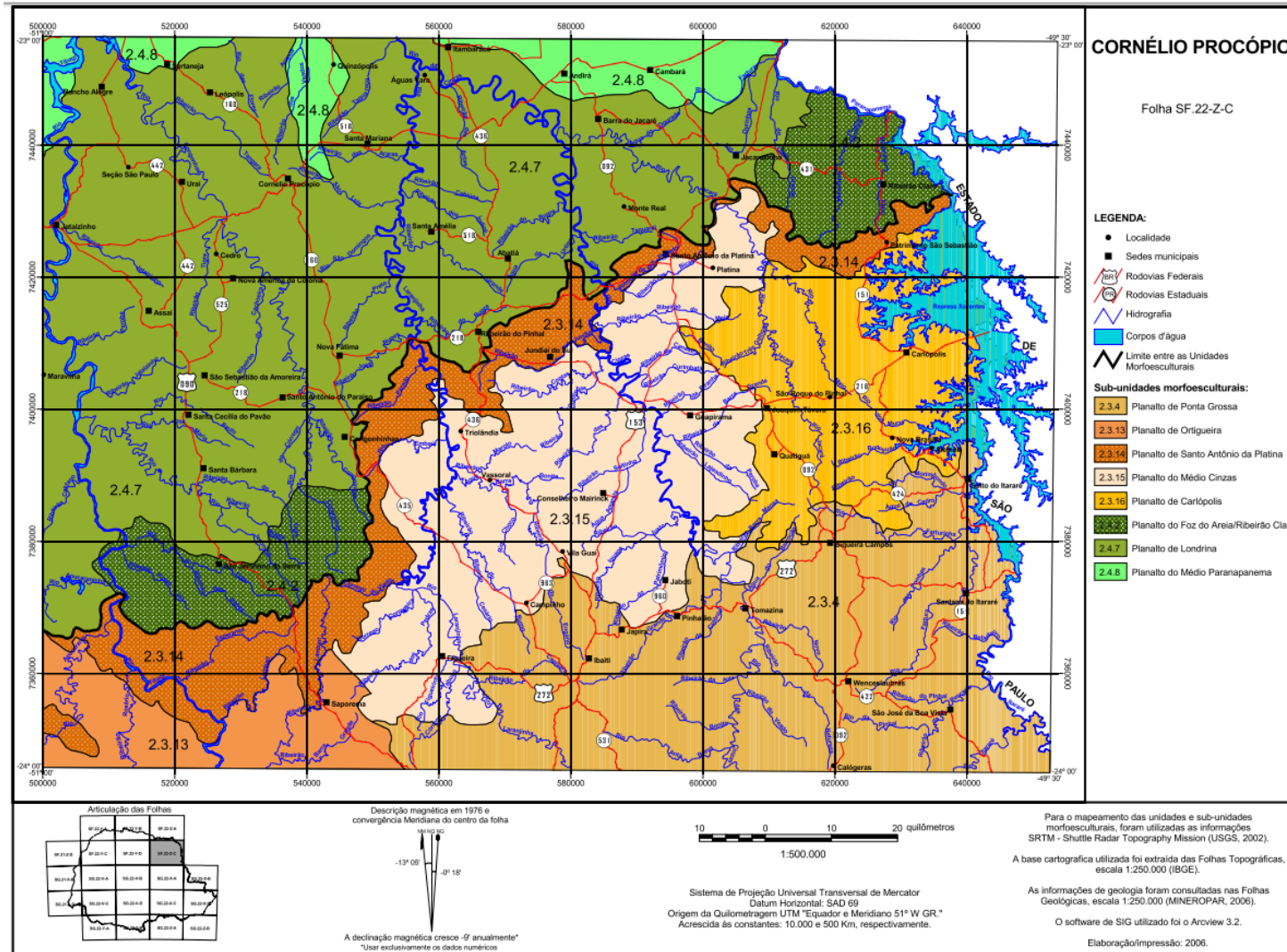




ANEXO – C
CARTAS GEOMORFOLÓGICAS DE MARILIA E CORNÉLIO PROCÓPIO

FONTE: OKA-FIORI, CHISATO; SANTOS, (2006)





ANEXO – D
HISTÓRICO DE DADOS HIDROLÓGICOS DA ESTAÇÃO JACAREZINHO

FONTE: ANA, (2005)

Bacia	RIO PARANÁ	Unidade da Federação		PR	Município	JACAREZINHO		Tipo	Pluviométrica			
Código	2349028	Nome	JACAREZINHO		Latitude	-23,17	Longitude	-49,97				

	Janeiro	fevereiro	Março	Abril	Mai	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro	Total Anual
1941	218,2	257,6	205,1	113,8	46,1	12,9	110,2	66,1	138,3	54,3	231,6	255,7	1710,0
1942	175,8	239,4	177,5	105,6	50,1	123,6	86,5	0,0	117,0	43,4	43,3	108,8	1271,0
1943	207,7	96,1	75,6	39,4	8,9	35,2	4,8	1,6	101,1	249,9	67,1	92,6	980,0
1944	90,0	134,5	97,7	14,6	12,1	28,0	6,8	0,0	18,7	18,1	236,8	23,3	680,6
1945	220,8	225,6	102,8	26,0	18,7	154,1	66,8	9,2	72,5	109,4	84,1	135,2	1225,2
1946	269,6	455,9	84,3	19,3	77,6	104,6	124,2	3,9	49,4	139,4	112,4	178,1	1618,7
1947	260,0	282,9	157,0	52,7	100,5	9,7	58,0	67,6	140,0	98,1	63,5	164,2	1454,2
1948	303,3	162,1	56,6	65,8	15,6	2,6	125,1	28,2	38,3	85,3	182,3	69,6	1134,8
1949	159,0	134,1	101,5	130,8	71,3	50,3	3,0	21,4	34,0	59,1	40,6	269,7	1074,8
1950	173,1	264,6	191,8	87,6	26,8	23,9	40,8	1,3	31,0	203,4	108,0	36,3	1188,6
1951	336,4	187,9	183,9	56,3	35,4	77,1	3,7	61,4	27,2	129,7	165,7	135,5	1400,2
1952	141,8	226,2	143,0	10,4	0,0	104,6	2,2	17,9	46,3	222,7	211,7	152,8	1279,6
1953	242,0	250,6	71,9	163,5	94,9	25,6	37,4	22,4	80,4	124,2	77,7	104,8	1295,4
1954	258,9	178,7	168,5	151,8	245,0	86,9	84,3	0,0	36,7	130,4	15,6	178,1	1534,9
1955	189,8	109,3	274,2	169,9	25,3	108,0	42,9	114,2	0,3	95,9	103,7	203,3	1436,8
1956	138,4	120,4	163,6	129,0	306,5	97,2	141,6	114,1	64,8	117,1	38,9	72,9	1504,5
1957	236,7	175,6	168,8	54,9	13,6	68,7	283,7	85,5	170,3	87,9	68,7	211,3	1625,7
1958	47,3	133,0	212,1	62,4	136,0	63,1	26,1	5,2	130,1	186,5	135,9	121,3	1259,0
1959	195,7	192,8	114,4	109,7	70,5	23,6	5,6	67,6	22,1	124,2	259,0	83,6	1268,8
1960	248,6	128,7	27,1	234,4	85,6	50,6	0,2	34,6	17,1	224,2	189,3	173,0	1413,4
1961	179,0	239,5	137,5	174,9	8,8	21,7	1,1	19,2	46,0	115,4	124,7	175,6	1243,4
1962	97,6	185,0	164,4	53,6	26,7	69,8	21,3	46,4	56,7	195,8	95,3	174,7	1187,3

1963	270,7	142,7	151,8	32,4	12,8	43,3	0,0	0,0	53,3	165,3	189,0	84,7	1146,0
1964	122,7	436,9	153,7	80,1	84,3	57,0	66,5	39,6	43,5	133,5	76,1	241,5	1535,4
1965	274,3	264,1	85,0	160,1	165,5	46,2	65,8	44,9	65,2	155,0	131,7	327,8	1785,6
1966	180,5	176,1	94,8	72,0	56,0	27,4	30,2	30,2	69,3	275,8	95,8	173,6	1281,7
1967	170,3	157,7	185,5	106,4	123,4	105,2	74,3	54,3	103,2	156,4	160,8	201,1	1598,6
1968	165,8	195,7	155,8	86,5	100,3	85,5	60,4	44,1	83,8	119,7	90,7	110,8	1299,1
1969	95,3	141,8	104,4	62,4	63,5	77,2	20,9	13,0	76,3	148,3	225,3	47,7	1076,1
1970	198,1	274,5	85,5	48,3	44,7	100,4	13,0	121,1	103,6	122,4	42,6	355,3	1509,5
1971	212,0	176,8	98,8	44,8	78,3	158,7	100,3	5,0	73,2	40,6	53,7	153,6	1195,8
1972	390,3	345,8	97,6	55,9	62,2	16,0	155,8	122,5	138,5	336,3	172,9	121,1	2014,9
1973	268,1	215,9	107,3	90,2	136,2	62,2	80,7	128,1	29,7	245,0	99,2	371,1	1833,7
1974	282,9	62,7	394,7	32,7	123,1	140,9	3,8	45,6	28,3	241,1	75,9	320,5	1752,2
1975	99,0	240,1	69,8	46,1	29,1	39,3	66,9	15,1	69,2	160,3	292,6	159,2	1286,7
1976	219,0	150,5	1130,6	66,5	178,4	106,1	88,5	217,0	179,9	126,0	136,4	180,7	2779,6
1977	242,9	136,9	205,8	67,2	1,9	55,1	23,0	16,2	39,2	72,1	155,0	150,0	1165,3
1978	92,9	44,7	312,6	4,4	83,5	23,1	130,4	11,7	116,1	105,5	159,6	190,7	1275,2
1979	235,6	136,0	221,5	122,9	142,6	121,5	85,8	85,8	119,2	180,7	185,7	232,3	1869,6
1980	189,3	223,5	177,9	98,7	114,5	97,6	68,9	50,4	82,8	87,2	95,4	197,1	1483,4
1981	154,6	51,8	98,3	145,8	2,3	91,7	25,9	8,5	3,9	170,1	119,4	335,7	1208,0
1982	118,7	202,6	159,6	30,8	62,1	189,4	98,4	16,8	27,1	167,1	358,3	436,3	1867,2
1983	124,5	89,7	145,4	139,8	345,0	240,3	5,0	0,0	171,3	118,2	177,5	100,7	1657,4
1984	188,3	31,1	83,0	44,4	59,0	0,4	2,6	74,1	101,7	28,9	135,9	282,4	1031,8
1985	122,6	107,4	133,9	130,9	105,5	17,2	21,8	7,2	18,0	19,1	87,2	36,1	806,9
1986	150,1	329,7	162,9	168,0	147,3	0,0	10,7	198,3	84,5	49,1	162,1	230,1	1692,8
1987	106,5	174,4	50,3	40,4	156,7	171,0	22,5	9,5	71,7	133,1	164,5	164,4	1265,0
1988	143,3	125,6	138,5	91,7	115,6	74,1	0,0	0,0	56,6	189,8	72,3	153,7	1161,2
1989	247,9	143,9	227,8	18,3	50,9	73,4	112,8	39,2	84,5	49,4	202,3	185,4	1435,8
1990	366,9	141,5	117,4	143,6	33,1	8,8	125,0	106,1	88,7	115,2	196,9	130,1	1573,3

1991	257,2	306,2	197,0	121,4	43,8	84,4	23,5	3,8	93,3	138,6	148,9	327,5	1745,6
1992	94,4	96,9	258,3	125,2	198,8	15,3	14,6	11,4	266,3	149,2	147,8	85,4	1463,6
1993	275,4	346,0	78,1	63,9	53,8	80,4	36,9	34,0	102,2	127,3	98,4	172,2	1468,6
1994	94,4	96,9	258,3	125,2	198,8	15,3	14,6	11,4	266,3	149,2	147,8	85,4	1463,6
1995	275,4	346,0	78,1	63,9	53,8	80,4	36,9	34,0	102,2	127,3	98,4	172,2	1468,6
1996	209,4	152,7	120,4	96,3	79,1	79,8	27,8	0,0	7,5	66,3	230,5	245,0	1314,8
1997	58,9	351,9	17,3	100,4	198,3	89,9	253,1	186,1	82,3	10,4	124,1	129,1	1601,8
1999	332,2	392,2	88,3	244,9	93,7	396,9	289,3	0,0	356,5	59,6	22,0	327,5	2603,2
2000	241,3	347,9	93,6	125,8	70,6	124,4	87,9	64,2	122,0	185,0	190,2	237,9	1891,0