

TIAGO DE MORAIS FARIA NOVAIS

**APLICAÇÃO DE MODELOS À GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E
À CONTAMINAÇÃO DE SOLO POR SUA DISPOSIÇÃO FINAL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2016

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

N935a
2016
Novais, Tiago de Moraes Faria, 1986-
Aplicação de modelos à geração de resíduos sólidos
urbanos e à contaminação de solo por sua disposição final /
Tiago de Moraes Faria Novais. – Viçosa, MG, 2016.
ix, 80f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Mônica de Abreu Azevedo.
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Gestão integrada de resíduos sólidos. 2. Solos - Poluição.
3. Aterro sanitário. I. Universidade Federal de Viçosa.
Departamento de Engenharia Civil. Programa de Pós-graduação
em Engenharia Civil. II. Título.

CDD 22 ed. 363.728

TIAGO DE MORAIS FARIA NOVAIS

**APLICAÇÃO DE MODELOS À GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E
À CONTAMINAÇÃO DE SOLO POR SUA DISPOSIÇÃO FINAL**

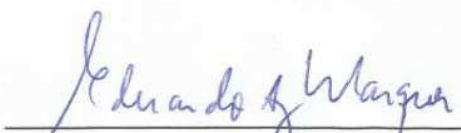
Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

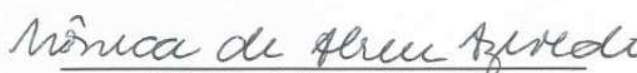
APROVADA: 29 de setembro de 2016.


Leonardo Campos de Assis


Roger Alexandre Nogueira Gontijo


Maria Lúcia Calijuri


Eduardo Antonio Gomes Marques
(Coorientador)


Mônica de Abreu Azevedo
(Orientadora)

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	iv
LISTA DE TABELAS	v
RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	viii
CAPÍTULO 1	
INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1. Objetivos	8
1.2. Justificativa.....	9
1.3. Organização da pesquisa.....	11
1.4. Referências	12
CAPÍTULO 2	
MODELO DE PREDIÇÃO DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS COM O USO DE VARIÁVEIS ECONÔMICAS.....	14
2.1. Introdução	14
2.2. Caracterização da área de estudo	16
2.3. Material e Métodos.....	18
2.4. Resultados e Discussão.....	21
2.5. Conclusões	28
2.6. Referências	29
CAPÍTULO 3	
MODELAGEM DA VULNERABILIDADE E DO RISCO DE CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM LOCAIS DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	32
3.1. Introdução	32
3.2. Material e Métodos.....	36
3.2.1 <i>Índice de Vulnerabilidade DRASTIC</i>	36
3.2.2 <i>Índice de Poluição (Ip)</i>	39
3.2.3 <i>Área de estudo</i>	41
3.3. Resultados e Discussão.....	43
3.4. Conclusões	47
3.5. Referências	48

CAPÍTULO 4

MODELAGEM DA DISPERSÃO DE CONTAMINANTES METÁLICOS EM UM ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS 52

4.1. Introdução	52
4.2. Material e Métodos.....	57
4.2.1 <i>Escolha da área de estudo</i>	58
4.2.2 <i>Instrumentação e coleta de amostras</i>	60
4.2.3 <i>Análises laboratoriais</i>	61
4.2.4 <i>Modelagem</i>	62
4.2.5 <i>Concepção do modelo hidrogeológico</i>	64
4.3. Resultados e Discussão.....	64
4.4. Conclusões	72
4.5. Referências	73

CAPÍTULO 5

CONCLUSÕES GERAIS 78

CAPÍTULO 6

RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS..... 80

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1: Distribuição das densidades populacionais na zona urbana de Divinópolis (MG) em 2000	17
Figura 2.2: Distribuição das densidades populacionais na zona urbana de Divinópolis (MG) em 2010	18
Figura 2.3: Evolução de Tributos no município de Divinópolis – MG	22
Figura 2.4: Evolução per capita de Tributos no município de Divinópolis - MG	23
Figura 2.5: Gráficos de correlação entre RSU e (a) ICMS e (b) ISS	24
Figura 2.6: Gráficos Quantil-Quantil das distribuições $\ln(\text{ICMS})$, $\ln(\text{ISS})$ e $\ln(\text{RSU})$	25
Figura 2.7: Gráfico de predição entre RSU e ICMS/ISS.....	26
Figura 3.1: Situação dos municípios brasileiros segundo situação de disposição final de Resíduos Sólidos	33
Figura 3.2: Localização e Topografia da Área de Estudo.....	41
Figura 3.3: Mapa de vulnerabilidade da área segundo Índice DRASTIC	45
Figura 4.1: Localização da área de estudo	59
Figura 4.2: Localização dos pontos de amostragem	61
Figura 4.3: Gráfico box-plot das variações de concentração dos elementos analisados	65
Figura 4.4: Gráfico box-plot da variação de densidade seca ao longo das profundidades analisadas	66
Figura 4.5: Gráfico box-plot da variação de pH ao longo das profundidades analisadas	67
Figura 4.6: Simulação da variação das concentrações de Zinco ao longo de 20 anos com a ferramenta MT3DMS	68
Figura 4.7: Simulação da variação das concentrações de Cromo ao longo de 20 anos com a ferramenta MT3DMS	69
Figura 4.8: Simulação da variação das concentrações de Níquel ao longo de 20 anos com a ferramenta MT3DMS	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1: Resumo de dispositivos legais acerca de RSU no Brasil e no exterior	04
Tabela 2.1: Resultados para os valores de predição dos MLG	27
Tabela 2.2: Valores para teste Wald e p-test	27
Tabela 3.1: Valores e pesos dos parâmetros do Índice DRASTIC	38
Tabela 3.2: Fatores de determinação do Índice de Poluição Ip.....	40
Tabela 3.3: Poços tubulares próximos ao local de estudo cadastrados no SIAGAS	42
Tabela 3.4: Valores de condutividade hidráulica para solos argissolos vermelho-amarelo	44
Tabela 3.5: Resumo dos valores considerados no Índice DRASTIC	44
Tabela 3.6: Resumo dos valores considerados no Índice de Poluição Ip	46
Tabela 4.1: Parâmetros considerados na modelagem	64

RESUMO

NOVAIS, Tiago de Moraes Faria, D.Sc. Universidade Federal de Viçosa, setembro de 2016. **Aplicação de modelos à geração de resíduos sólidos urbanos e à contaminação de solo por sua disposição final.** Orientadora: Mônica de Abreu Azevedo. Coorientadores: Eduardo Antonio Gomes Marques e Dario Cardoso de Lima.

No que tange à disposição final de resíduos sólidos urbanos (RSU), dois aspectos se destacam nos estudos relacionados aos dispositivos e métodos de destinação final dos RSU: a quantificação (intrinsecamente relacionada às medidas de redução da geração) e as tecnologias de minimização dos impactos ambientais e acondicionamento dos resíduos. O objetivo desta pesquisa foi dividido em três pontos principais: a correlação de variáveis econômicas de um município e sua geração de resíduos sólidos urbanos, a susceptibilidade de uma área de destinação final de resíduos e o potencial poluidor do aterro inserido neste local e a análise e simulação da mobilidade de metais pesados em uma vala de disposição de resíduos em um horizonte de vinte anos. Todos os objetivos foram propostos para o município de Divinópolis, Minas Gerais. Para o primeiro objetivo foram obtidas informações quanto à arrecadação de impostos estaduais (ICMS, Imposto Sobre Circulação de Mercadorias e Serviços) e municipais (ISSQN, Imposto Sobre Serviços de Qualquer Natureza), correlacionando-os à geração de resíduos sólidos com a aplicação do método estatístico conhecido como Modelo Linear Generalizado. No desenvolvimento do segundo objetivo foi utilizado um método para a avaliação da susceptibilidade conhecido como DRASTIC (sigla americana que remete às variáveis analisadas) e um método de avaliação do potencial poluidor conhecido como Índice de Poluição (I_p). As informações necessárias para a aplicação destes métodos deste segundo objetivo foram obtidas em mapas temáticos e levantamentos topográficos da área, todos advindos de portais eletrônicos de órgãos ambientais. Quanto ao terceiro objetivo, a aplicação do modelo MT3DMS (modelo de dispersão de contaminantes metálicos) foi realizada após a determinação de vinte pontos de amostragem no aterro de resíduos sólidos do município estudado, onde foram realizadas

sondagens para coleta de amostras e análises laboratoriais das mesmas quanto à concentração de zinco, níquel e cromo. A correlação das variáveis econômicas indicou que a geração de resíduos sólidos pode ser explicada em 5,44% quanto ao ISSQN e 1,64% quanto ao ICMS, demonstrando que a explicação por estas variáveis não se mostra forte o suficiente para ser adotada como prioritária, apesar de sua grande aplicabilidade em decorrência da facilidade na obtenção de informações. Na análise da susceptibilidade, foi possível obter um índice de 76 a 79 na metodologia DRASTIC (considerada baixa ou irrelevante), mas um índice de poluição de 15,1, considerado crítico, requerendo uma intervenção imediata na área. Por fim, na análise dos metais pesados estudados foi possível observar uma grande mobilidade dos mesmos em uma simulação de vinte anos, indicando que intervenções, como o recobrimento dos resíduos com solo periodicamente, pode atenuar a possibilidade da contaminação de águas subterrâneas decorrente da contaminação do solo por estes poluentes.

ABSTRACT

NOVAIS, Tiago de Moraes Faria, D.Sc. Universidade Federal de Viçosa, september, 2016. **Application of models to the generation of municipal solid waste and soil contamination by its final disposal.** Adviser: Mônica de Abreu Azevedo. Co-Advisers: Eduardo Antonio Gomes Marques e Dario Cardoso de Lima.

Regarding the final disposition of municipal solid wastes, two aspects stand out in the studies related to the devices and methods of final destination of the MSW: the quantification (intrinsically related to the measures of reduction of the generation) and the technologies of minimization of the environmental impacts and packaging of the waste. The objective of this research was divided into three main points: the correlation of economic variables of a municipality and its generation of solid urban waste, the susceptibility of an area of final destination of residues and the potential pollutant of the landfill inserted in this place and the analysis and simulation of the mobility of heavy metals in a waste disposal ditch over a twenty year horizon. All the objectives were proposed for the municipality of Divinópolis, Minas Gerais. For the first objective, information was collected on the collection of state taxes (ICMS, tax on circulation of goods and services) and municipal taxes (ISSQN, tax on services of any nature), correlating them to solid waste generation with the application of the method Statistical known as the Generalized Linear Model. In the development of the second objective, a method was used to evaluate the susceptibility known as DRASTIC (an American acronym that refers to the analyzed variables) and a method to evaluate the pollutant potential known as the Pollution Index (I_p). The necessary information for the application of these methods of this second objective were obtained in thematic maps and topographic surveys of the area, all coming from electronic portals of environmental organs. Regarding the third objective, the MT3DMS model (dispersion model of metallic contaminants) was applied after the determination of twenty sampling points in the solid waste landfill of the studied municipality, where samples were taken for sample collection and laboratory analysis Concentration of zinc, nickel and chromium. The correlation of the economic variables indicated that solid waste generation

can be explained in 5.44% for the ISSQN and 1.64% for the ICMS, demonstrating that the explanation for these variables is not strong enough to be adopted as a priority, despite its great applicability due to the ease in obtaining information. In the susceptibility analysis, it was possible to obtain an index of 76 to 79 in the DRASTIC methodology (considered low or irrelevant), but a pollution index of 15.1, considered critical, requiring an immediate intervention in the area. Finally, in the analysis of the heavy metals studied, it was possible to observe a great mobility of the same in a simulation of twenty years, indicating that interventions, such as the covering of the residues with soil periodically, can attenuate the possibility of contamination of groundwater due to the contamination of the only by these pollutants.

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO GERAL

A ocupação urbana e sua expansão sistemática no planeta, verificada nas últimas décadas, têm motivado discussões, acordos e legislações acerca de seus impactos sociais, econômicos e ambientais. Neste último aspecto são diversas, porém recentes, as tentativas de compreensão dos efeitos adversos relacionados à ocupação humana de espaços naturais e utilização de seus recursos ambientais limitados. Assim, entre os subprodutos gerados pela atividade humana, destacam-se os resíduos sólidos, fonte de risco de contaminação do meio físico e biológico dos quais a sociedade depende para sua sobrevivência.

A modernização dos meios produtivos e a mudança no padrão de consumo e renda da população têm exigido produtos e serviços mais elaborados e em maior quantidade, o que tem fomentado as atividades extrativistas e, ao final, pressionado a necessidade por maiores áreas de disposição de resíduos sólidos. Nesta lógica de produção e consumo, apenas o desenvolvimento e aprimoramento de técnicas de disposição destes resíduos não é suficiente para a solução do problema: mostra-se necessário uma readequação nos padrões de consumo, reutilização e reciclagem de materiais. Para essa mudança são necessárias, entre várias medidas, políticas públicas que abranjam todo o “ciclo de vida” de materiais, buscando desde sua cadeia produtiva até sua destinação final (GIURCO *et al.*, 2015).

O gerenciamento de resíduos sólidos encontra, em todo o mundo, desafios diversos, os quais podem ser apontados como principais a operação, a viabilidade financeira, os hábitos culturais, a cadeia produtiva, ferramentas de gestão e aspectos legais e normativos que direcionem políticas públicas locais e nacionais (Grupo de Resíduos Sólidos - GRS, 2014). Neste último aspecto, alguns países e regiões têm se destacado quanto ao aprimoramento de dispositivos legais que norteiam essa vertente do saneamento, como os Estados Unidos e a União Europeia. Apesar das particularidades que cada um destes locais citados apresentam, servem de referência para a discussão dos instrumentos disponíveis no Brasil.

Nos Estados Unidos a normatização e fiscalização das questões relacionadas a resíduos sólidos, assim como as questões ambientais de uma forma geral, são de responsabilidade de uma agência pública - a *United States Environmental Protection Agency* (ou Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, conhecida como USEPA, ou apenas EPA). A EPA define as diretrizes ambientais as quais cada estado deve seguir em suas definições legais acerca do referido tema, uma vez que, pela constituição americana se basear no princípio federativo, cada estado americano possui autonomia, mas devendo seguir os delineamentos do governo nacional (PINHO, 2011). Assim encontra-se como principal instrumento regulatório acerca da gestão de resíduos sólidos nos EUA a Lei de Conservação e Recuperação de Recursos (*Resource Conservation and Recovery Act* – RCRA, de 1976), a qual estabelece diretrizes gerais e delega aos estados condicionantes de gerenciamento de resíduos. Destacam-se também duas importantes ferramentas legais na gestão americana de resíduos sólidos: a Lei de Resíduos Sólidos (*Federal Solid Waste Disposal Act*) de 1965 e a as Emendas de Resíduos Sólidos e Perigosos (*Hazardous and Solid Waste Amendments*, HSWA) de 1984. Ambos os dispositivos legais definem os mecanismos de disposição final de resíduos sólidos, bem como das exigências para o licenciamento das atividades de destinação final em aterros sanitários (GRS, 2014).

Na União Europeia as especificações acerca do tema resíduos sólidos baseiam-se em diretivas, um dos três mecanismos de decisão (regulamentos, recomendações e diretivas). Nesse mecanismo são definidos objetivos obrigatórios para todo o seu território, porém cada país membro tem sua autonomia para definir a forma e os meios de implantação da diretiva, utilizando de sua legislação própria, para tal. Assim as diretivas 75/442 e 2008/98, dentre outras, podem ser citadas como norteadoras de políticas públicas na Comunidade Europeia: a primeira uniformiza o tratamento de resíduos sólidos nos países-membros e a segunda estabelece medidas de proteção do ambiente e da saúde humana. O arcabouço legal de diretivas da UE prioriza, além do estabelecimento de sistemas de destinação final, o reaproveitamento, a minimização e a reciclagem de resíduos como medidas prioritárias na concepção do gerenciamento de RSU.

No Brasil, a concepção da proteção de recursos naturais de empreendimentos impactantes à qualidade ambiental inicia-se na Lei Federal 6.398 de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente. A referida lei define alguns critérios que viriam a se mostrar importantes, posteriormente, para a elaboração de sistemas de destinação final de RSU, como degradação, poluição e impactos ambientais. Décadas depois seria sancionada a Lei 11.445 de 2007 (e regulamentada pelo Decreto 7.217 de 2007) que estabelece as diretrizes básicas para o saneamento básico. Desta forma, a referida lei define e estabelece direcionamentos básicos de políticas públicas e medidas de sustentabilidade financeira na gestão de RSU, além de indicar arranjos institucionais que viabilizem sua concepção e operacionalidade (como a formação de consórcios públicos possibilitada pela Lei 11.107 de 2005, regulamentada pelo Decreto 6.017 de 2005).

Contudo, é apenas na elaboração da Lei 12.305 de 2010, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (a PNRS, regulamentada pelo Decreto 7.404 de 2010) que instrumentos mais direcionados à gestão de RSU são propostos operacionalmente. A PNRS assemelha-se, de certa forma, aos instrumentos legais previstos nos EUA, com a proposição de diretrizes gerais para o país, mas deixando a cargo dos estados e municípios as medidas efetivas para sua implantação. No entanto, a PNRS também se assemelha, em alguns pontos, às diretivas europeias no que tange a minimização da geração de resíduos e de seu reaproveitamento, promovendo medidas que induzam, de forma sistemática, a reduzir o volume de resíduos a ser disposto. Na Tabela 1.1 pode ser visualizado um resumo dos instrumentos legais descritos neste capítulo.

No quesito disposição final de resíduos sólidos, dois aspectos se destacam nos estudos relacionados aos dispositivos e métodos de destinação final dos RSU: a quantificação (intrinsecamente relacionada às medidas de redução da geração) e as tecnologias de minimização dos impactos ambientais e acondicionamento dos resíduos. A evolução das diversas técnicas de disposição final de resíduos sólidos tem sido evidenciada de forma a equacionar estas duas variáveis em conjunto e, correlacioná-las com seus respectivos custos de implantação e operação, observadas sob a análise da eficiência e viabilidade.

Tabela 1.1: Resumo de dispositivos legais acerca de RSU no Brasil, nos Estados Unidos e na União Europeia.

País ou Região	Mecanismo Legal	Objeto
Estados Unidos	Lei de Resíduos Sólidos (Solid Waste Disposal Act) – 1965.	Define resíduos sólidos e indica a existência de métodos ecologicamente racionais para a disposição dos resíduos doméstico, comercial e industrial.
	Lei de Conservação e Recuperação de Recursos (Resource Conservation and Recovery Act – RCRA) – 1976.	Principal lei federal que rege a disposição de resíduos sólidos e de resíduos perigosos. Estabelece orientações para a gestão de resíduos sólidos não perigosos e dá autoridade a EPA para controlar todo o processo dos resíduos sólidos perigosos.
	Emendas de resíduos sólidos e perigosos (Hazardous Solid Waste Amendments – HSWA) – 1984.	Amplia o âmbito e os requisitos do RCRA. Exige da EPA o desenvolvimento de um programa abrangente para a regulamentação dos sistemas reservatórios subterrâneos para proteger a saúde humana e o meio ambiente. Estabelecem diretrizes e condições para a operação e o licenciamento da atividade de destinação de resíduos sólidos em Aterros Sanitários.
União Europeia	Diretiva 75/442/CEE, do Conselho da UE	Uniformização do tratamento dos resíduos sólidos nos Estados-membros.
	Diretiva 91/156/CEE, do Conselho da UE	Foco na reutilização e na reciclagem; busca-se a prevenção ou a redução da produção, da nocividade e da periculosidade dos resíduos.
	Diretiva 94/62/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho da UE.	Harmonização das disposições nacionais referentes aos resíduos de embalagens, para prevenir e reduzir o seu impacto no ambiente.
	Diretiva 1999/31/CE, do Conselho da UE	Redução dos efeitos negativos sobre o ambiente relacionados aos resíduos que vão para os aterros (poluição das águas de superfície, das águas subterrâneas, do solo e da atmosfera).
	Diretiva 2000/76/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho da UE	Prevenção ou redução ao mínimo dos efeitos negativos no ambiente e dos riscos para a saúde humana, resultantes da incineração e coincineração de resíduos.
	Diretiva 2006/12/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho da UE	Enquadramento legal para o tratamento dos resíduos na comunidade. Definição de conceitos-chave, dos requisitos essenciais para a gestão de resíduos e da obrigação de os Estados-Membros elaborarem planos de gestão de resíduos.
Brasil	Diretiva 2008/98/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho da UE	Medidas de proteção do ambiente e da saúde humana, prevenindo ou reduzindo os impactos adversos decorrentes da geração e gestão de resíduos; redução dos impactos da utilização dos recursos e melhoria da eficiência dessa utilização.
	Lei nº 6.938/1981	Institui a Política Nacional do Meio Ambiente
	Lei nº 11.445/2007 (PNSB) e Decreto 7217/2007	Institui a Política Nacional de Saneamento Básico e regula a prestação de serviços de saneamento básico
	Lei nº 12.305/2010 (PNRS) e Decreto 7404/2010	Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, estabelecendo as responsabilidades em todo o gerenciamento de RSU

A quantificação da geração de resíduos sólidos tem sido um fator de pesquisa de grande valia na compreensão e concepção de alternativas de sistemas de gestão de RSU. Os fatores e parâmetros que alteram quantitativamente o volume de resíduos a ser disposto, têm sido amplamente discutidos e, segundo autores (TUKAHIRWA, *et al.*, 2013; HAASTRUP, *et al.*, 1998; MARCONSIN, *et al.*, 2013; QU, *et al.*, 2013), podem ser citados como condicionantes: clima, hábitos culturais, nível de industrialização, eficiência do sistema de coleta, cobrança pelo serviço de coleta e renda da população (entre outros). Contudo, a renda da população é evidenciada como um dos principais parâmetros, sendo correlacionada com a geração de RSU, qualitativamente e quantitativamente. Neste último parâmetro, a análise estatística é uma ferramenta valiosa, porém utilizada com limitações, uma vez que as informações disponíveis acerca de parâmetros econômicos e de geração de resíduos mostram-se como um grande empecilho para a sua validação (GIURCO *et al.*, 2015). Desta forma, indicadores alternativos à renda, mas remetentes à atividade econômica de uma determinada população podem ser úteis na concepção de modelos de análise da supracitada correlação entre atividade econômica e geração de resíduos sólidos urbanos.

Paralelamente à compreensão da dinâmica geradora de resíduos de uma população nos sistemas de gerenciamento de RSU, há a consequente necessidade da concepção de tecnologias de disposição final destes resíduos, mitigando o potencial poluidor que estes empreendimentos possuem em decorrência das propriedades e características dos materiais dispostos. Assim, são possíveis alternativas de empreendimentos para a disposição e/ou tratamento, tais como incineradores, autoclaves, unidades de triagem e compostagem, aterros sanitários, entre outros. A ausência destes dispositivos caracteriza, de uma forma geral, os vazadouros a céu aberto ou, como são popularmente conhecidos, os lixões, os quais são definidos como uma forma inadequada de disposição de resíduos sólidos por não dispor de meios e mecanismos de proteção ao ambiente e, conseqüentemente, à saúde humana.

Os danos ambientais ocasionados por sistemas inadequados de disposição e tratamento de resíduos, impõem ao poder público, universidades, técnicos, engenheiros e à sociedade organizada, propostas e alternativas para soluções céleres que contemplem a viabilidade técnica e financeira deste

problema evidenciado, principalmente, nos países em desenvolvimento. O objetivo principal de legislações e normas relacionadas ao tema é a proteção ambiental, impondo (ou propondo) medidas que possibilitem a viabilização de empreendimentos e seu licenciamento, restringindo áreas e implantando mecanismos que diminuam o risco de contaminação do espaço natural. Contudo, propostas de avaliação, classificação e quantificação de impactos e vulnerabilidade de áreas impactadas foram, e continuam sendo, objeto de pesquisas que se dedicam ao propósito de elaborar e comprovar teorias de ampla aplicabilidade (GHIANI, *et al.*, 2012; USÓN, *et al.*, 2013), como as metodologias DRASTIC, POSH e GOD (acrônimos com os parâmetros analisados em cada método).

Todavia, mesmo com as várias vertentes de poluição possíveis, advindas da disposição inadequada dos resíduos sólidos, a contaminação do solo caracteriza-se como uma das principais, uma vez que sua efetivação implica no risco de contaminação de águas subterrâneas e da persistência de elementos e substâncias nocivas ao meio ambiente, tendo em vista a capacidade de percolação de fluidos nesse meio poroso que é o solo (NEZHAD *et al.*, 2011; JOHARI *et al.*, 2010). Para a análise desta percolação, a modelagem matemática e computacional é uma ferramenta que, recentemente, tem tido aplicação e aceitação por parte de pesquisadores, mas com diversificação de modelos que contemplam as particularidades de cada local e do meio poluidor (VIOTTI *et al.*, 2005; PELILLO *et al.*, 2014; ESTABAGH *et al.*, 2013). Assim, a frequente aplicação de modelos existentes com o objetivo de validá-los e/ou aperfeiçoá-los, bem como a elaboração de novos meios de avaliação da contaminação de solos ocasionada pela disposição inadequada de resíduos sólidos, constitui um importante campo de estudos e pesquisas.

A aplicação de modelos existentes e o estudo das condicionantes e dos parâmetros que influenciam no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, mostram-se necessários em diversas partes do mundo, mas com grande relevância em países cuja situação acerca do saneamento ainda se encontra defasada ou precária. Assim, no Brasil destacam-se muitos estudos de caso em potencial, uma vez que, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, mais da metade de seus municípios deposita seus resíduos em

vazadouros a céu aberto, sem aplicação de métodos e tecnologias para o controle de substâncias nocivas ao meio ambiente (IBGE, 2010).

O município de Divinópolis, localizado no estado de Minas Gerais, possui uma população de aproximadamente 230 mil habitantes, e um PIB (Produto Interno Bruto) de cerca de 5 bilhões de reais anuais, ocupando a décima sexta posição no estado neste quesito (FJP, 2015). Apesar de sua posição econômica relevante em relação ao Estado, Divinópolis ainda dispõe seus resíduos sólidos em um vazadouro a céu aberto, sem qualquer tecnologia ou meio de proteção ambiental. Por se tratar de uma área com eminente contaminação do solo e por receber um volume de resíduos consideravelmente elevado, esta pesquisa é focada na análise de impactos ambientais do local de disposição de resíduos nesse município, aplicando metodologias de avaliação da contaminação do solo por metais pesados, além de propor uma metodologia de correlação de parâmetros econômicos indiretos que auxiliem no gerenciamento de RSU no município, afim de propiciar informações suficientes para o embasamento de medidas corretivas e políticas públicas relacionadas a este tema.

1.1. Objetivos

A presente pesquisa visou a aplicação de modelos matemáticos voltados para a compreensão de dinâmicas econômicas de geração de resíduos sólidos urbanos e a modelagem da contaminação de solos em uma área de disposição final de resíduos.

De forma intrínseca aos objetivos principais, neste estudo, buscou-se delinear:

- A relação entre parâmetros econômicos municipais e a geração de resíduos sólidos per capita;
- A aplicação de um modelo de análise de vulnerabilidade para áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos e seu potencial de poluição de águas subterrâneas;
- A aplicação de modelos de dispersão de contaminantes metálicos em meios porosos para áreas de disposição inadequada de resíduos sólidos;

1.2. Justificativa

A compreensão da interação entre os diversos parâmetros relacionados ao gerenciamento de resíduos sólidos urbanos encontra na literatura exemplos de tentativas baseadas em metodologias distintas, sejam estas matemáticas, gráficas ou por outros métodos. A disponibilidade de informações e aplicação dos resultados encontrados são preponderantes para que os referidos estudos fundamentem políticas públicas que visem a proteção ambiental, seja mitigando os efeitos adversos gerados pelos subprodutos dos resíduos ou pela minimização do volume gerado.

As metodologias de avaliação da relação entre parâmetros econômicos e a geração de resíduos per capita encontram relevantes dificuldades no Brasil, carecendo de informações disponíveis. Assim, alternativas reais que viabilizem esta correlação, perpassam a obrigatoriedade da transparência da gestão pública no que tange a arrecadação de impostos. Informações acerca da arrecadação de impostos, independente da esfera pública em questão, são de mais fácil acesso ao público em geral, possibilitando, assim, sua aplicação em modelos matemáticos que vislumbrem sua interação com a geração de resíduos sólidos. Esses modelos podem embasar Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (objeto do Plano Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS) e políticas municipais que propiciem um gerenciamento e disposição final adequados.

A disposição final de resíduos sólidos constitui problema contundente na realidade brasileira, tendo suas limitações originadas nas dificuldades impostas por questões estruturantes de um sistema de gestão de resíduos. Algumas dessas questões estruturantes podem ser citadas, como: falta de planejamento e dotação orçamentária do poder público em questões sanitárias, falta de informações técnicas acerca da geração de resíduos sólidos, inexistência de infraestrutura básica de disposição final em muitos municípios, conflitos de interesses imobiliários em áreas tidas como apropriadas para a disposição de resíduos e a baixa prioridade na resolução de problemas relacionados ao

saneamento básico. Assim, com a disposição dos resíduos em locais inadequados, sem licenciamento ambiental e sem controle tecnológico de sua disposição, o impacto ambiental ocasionado segue sem mitigação, controle ou mesmo compreensão de sua área de abrangência.

As diversas formas de poluição decorridas da incorreta disposição de resíduos são alvo de estudos do meio científico na tentativa de suprir a ausência de informações e ações efetivas relacionadas ao tema. A poluição do ar, das águas e do solo tem sido insistentemente avaliada por pesquisadores no intuito de propor soluções e criar modelos que auxiliem e simplifiquem a compreensão dos mecanismos físicos, químicos e biológicos que interferem na contaminação do espaço físico. A relativa complexidade de tais mecanismos de contaminação tem sido regredida a modelos que devem, constantemente, ser aprimorados, expandidos e revistos, de forma a promoverem uma melhor eficiência das ferramentas de gestão, tratamento e destinação final de resíduos sólidos urbanos.

A necessidade de evoluir a forma de compreensão dos mecanismos de interação entre sociedade e meio ambiente na questão resíduos sólidos urbanos impulsiona pesquisas como esta, dividida em três principais eixos: geração, disposição e contaminação por resíduos sólidos. A aplicação de metodologias desenvolvidas em países distintos economicamente, socialmente e geograficamente ao Brasil serviram como fator determinante para que se justificasse a realização desta pesquisa, na qual se pode encontrar uma visão crítica de modelos e critérios utilizados em observações práticas e acadêmicas relacionadas ao tema.

1.3. Organização da pesquisa

Os resultados do presente estudo são apresentados em quatro capítulos, dos quais três se constituem em artigos científicos que compilam os trabalhos desenvolvidos. A pesquisa foi desenvolvida no município de Divinópolis, estado de Minas Gerais, no local utilizado pelo município para a disposição final dos resíduos sólidos gerados.

Esta pesquisa buscou contemplar áreas distintas da gestão de resíduos sólidos urbanos, a fim de que, uma vez reunidas, pudessem oferecer uma perspectiva para a compreensão da geração, disposição final e contaminação ambiental ocasionados pelos resíduos sólidos urbanos. Tem-se, assim, a distribuição apresentada a seguir.

No primeiro artigo é proposta uma correlação entre impostos municipais e estaduais e a geração de resíduos sólidos urbanos no município. A utilização de tributos foi escolhida como uma maneira de tornar a correlação viável para sua replicação em outros estudos, uma vez que as informações acerca deste parâmetro são de fácil acesso e de periodicidade satisfatória para um tratamento estatístico dos dados. Assim, foi proposta a aplicação de um Modelo Linear Generalizado (uma análise de regressão múltipla) para a avaliação da interação entre os dois tributos e o peso per capita de resíduos gerado diariamente.

No segundo artigo é analisada a vulnerabilidade hidrogeológica da área de disposição final dos resíduos com a utilização da metodologia DRASTIC (ALLER *et al.*, 1987), correlacionando-a com um fator de poluição de águas subterrâneas do vazadouro de resíduos sólidos, quantificado por um índice proposto por Rapti-Caputo *et al.* (2006).

No terceiro artigo é abordada uma comparação de duas modelagens de contaminação de solos por cinco metais (cádmio, zinco, chumbo e cromo) e simulada a contaminação futura por esses elementos, utilizando-se de parâmetros de mobilidade pesquisados em referências bibliográficas e valores

de contaminação obtidos em ensaios laboratoriais com amostras coletadas no local de disposição final de RSU no município avaliado.

1.4. Referências

ESTABRAGH, A. R., PERESHKAFTI, M. R. S., JAVADI, A. A. Comparison Between Analytical and Numerical Methods in Evaluating the Pollution Transport in Porous Media. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 31, n. 1, p. 93–101, fev./dez. 2013.

EUA. Resource Conservation and Recovery Act. (RCRA). 42 U.S.C. §6901. (1976). United States Environmental Protection Agency-EPA. Disponível em: <<http://www.epw.senate.gov/rcra.pdf>> Acesso em: 16 mar. 2016.

FJP – FUNDAÇÃO JOÃO PINHEIRO (Minas Gerais). Boletim de Conjuntura Econômica de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG, v. 9, nº 1, Out./Dez. 2015. Disponível em < <http://fjp.mg.gov.br/index.php/produtos-e-servicos1/2759-boletim-de-conjuntura-economica-de-minas-gerais>>. Acesso em: 23 mar. 2016.

GHIANI, G., LAGANÀ, D., MANNI, E., TRIKI, C. Capacitated location of collection sites in an urban waste management system. **Waste Management**, v. 32, n. 7, p. 1291-1296, jul. 2012.

GIURCO, D., HERRIMAN, J., TURNER, A., MASON, L., WHITE, S., MOORE, D., KLOSTERMANN, F. Integrated Resource Planning for Urban Waste Management. **Resources**, v. 4, n. 1, p. 3-24, mar. 2015.

GRUPO DE RESÍDUOS SÓLIDOS (GRS) – UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO. **Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão**. Jaboatão dos Guararapes, 2014.

HAASTRUP, P., MANIEZZO, V., MATARELLI, M., RINALDI, F. M., MENDES, I., PARUCCINI, M., 1998. A decision support system for urban waste management. **European Journal of Operational Research**, v. 109, n. 2, p. 330-341, set. 1998.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB**, 2010.

JOHARI, W. L. W., DIAMESSIS, P. J., LION, L. W. Mass transfer model of nanoparticle-facilitated contaminant transport in saturated porous media. **Water Research**, v. 44, n. 4, p. 1028 – 1037, fev. 2010.

MARCONSIN, A. F., ROSA, D. S. A comparison of two models for dealing with urban solid waste: Management by contract and management by public–private

partnership. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 74, n. 1, p. 115-123, mai. 2013.

NEZHAD, M. M., JAVADI, A. A., REZANIA, M. Modeling of contaminant transport in soils considering the effects of micro- and macro-heterogeneity. **Journal of Hydrology**, v. 404, n. 3-4, p. 332-338, jul. 2011.

PELILLO, V., PIPER, L., LAY-EKUAKILLE, A., LANZOLLA, A., ANDRIA, G., MORELLO, R. Geostatistical approach for validating contaminated soil measurements. **Measurement**, v. 47, n. 1, p. 1016–1023, jan. 2014.

PINHO, P. M. O. 2011. **Avaliação dos planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos urbanos na Amazônia brasileira**. 2011. 249 f. Tese (Doutorado em Ciência Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2011.

QU, L., ZHANG, T., LIANG, S. Waste management of urban agglomeration on a life cycle basis. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 78, n. 1, p. 47-53, ago. 2013.

RAPTI-CAPUTO, D., SDAO, F., MASI, S. Pollution risk assessment based on hydrogeological data and management of solid waste landfills. **Engineering Geology**, v. 85, n. 1-2, p. 122–131, mai. 2006.

TUKAHIRWA, J. T., MOL, A. P. J., OOSTERVEER, P. Comparing urban sanitation and solid waste management in East African metropolises: The role of civil society organizations. **Cities**, v. 30, n. 1, p. 204-211, fev. 2013.

USÓN, A. A., FERREIRA, G., VÁSQUEZ, D. G., BRIBIÁN, I. Z., SASTRESA, E. L., 2013. Environmental-benefit analysis of two urban waste collection systems. **Science of the Total Environment**, v. 463-464, n. 1, p. 72-77, out. 2013.

VIOTTI, P., PAPINI, M. P., STRACQUALURSI, N., GAMBA, C. Contaminant transport in an unsaturated soil: laboratory tests and numerical simulation model as procedure for parameters evaluation. **Ecological Modelling**, v. 182, n. 2, p. 131–148, mar. 2005.

CAPÍTULO 2

MODELO DE PREDIÇÃO DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS COM O USO DE VARIÁVEIS ECONÔMICAS

2.1. Introdução

A crescente geração de resíduos sólidos urbanos tem se tornado, principalmente nas últimas décadas, objeto de discussões entre diversos setores envolvidos, como poder público, iniciativa privada, população e comunidade acadêmica. O gerenciamento dos resíduos sólidos, definido como as etapas de coleta, transporte, tratamento e disposição final, caracteriza-se como desafio constante para a sociedade, não somente no âmbito de impactos ambientais, mas também para a saúde pública (MASSUKADO, 2004).

Os diversos aspectos técnicos relativos ao gerenciamento dos resíduos sólidos são pouco abordados pelos atores responsáveis por sua execução, uma vez que sua total compreensão é de rara frequência entre profissionais incumbidos de sua implantação (PIRES, 2011). Como as características poluidoras dos resíduos sólidos são potencializadas pelo grande volume gerado nos centros urbanos, este aspecto é diretamente relacionado às dinâmicas sociais e populacionais (KUMAR & GOEL, 2009), portanto, notória a necessidade de correlacionar variáveis como população, renda, condições sociais ou composição dos resíduos, com o intuito de possibilitar planejamentos no setor de saneamento compatíveis com a realidade de cada município.

A modelagem da quantificação da geração de resíduos sólidos urbanos tem como objetivo auxiliar os gestores municipais na tomada de decisões e direcionamento do aparato público ou privado na otimização de recursos. Sendo assim, a determinação do melhor modelo aplicável a um município torna-se um processo regionalizado e específico para a área de estudo, e tem como principal dificuldade, a falta de informações consistentes que permitam a confiabilidade do modelo final adotado (CHANG & DAVILA, 2008).

A geração de resíduos sólidos pode ser influenciada por diversos parâmetros sociais, econômicos, políticos ou ambientais, sendo este um campo de pesquisa de diversos autores. Beigl (2008) avaliou 45 modelos de predição

de geração de resíduos sólidos urbanos, identificando diversos parâmetros que possuem significativa relevância no quantitativo de resíduos gerados e suas condições de aplicação.

Li (2011), Gu (2015) e Dai (2011) delinearão os parâmetros de predição de geração de resíduos, considerando a atividade econômica dos residentes e o consumo de bens e serviços. Estes estudos de caso foram realizados em algumas cidades da China, com áreas limitadas, apesar da elevada densidade demográfica.

Keser *et al.* (2012), Gallardo *et al.* (2014), Azadi *et al.* (2016) e Grazhdani (2016) correlacionaram a geração de resíduos per capita com dados espacializados, analisando a influência do espaço geográfico com parâmetros sociais, urbanos e econômicos. Esta última abordagem apresenta significativa importância, uma vez que a regionalização da geração de resíduos permite a obtenção de modelos mais flexíveis e, conseqüentemente, mais dinâmicos quanto a alterações espaço-temporais, apesar de necessitarem de um volume maior de informações que, como mencionado anteriormente, caracteriza-se como uma dificuldade limitadora nos países em desenvolvimento.

No entanto, Dias *et al.* (2012) correlacionaram a renda com a geração per capita de resíduos sólidos urbanos em Belo Horizonte, Brasil, com informações categorizadas por regiões de planejamento do referido município.

Todavia, para municípios do interior do Brasil ou de outros países, a aplicação do modelo empregado por Dias *et al.* (2012), mostra-se limitada pela restrição de informações disponíveis sobre a renda da população com intervalos menores que o anual, dificultando a aplicação de modelos estatísticos que consigam obter níveis de significância satisfatória. Além deste fato, pode ser citada a escassez de informações dos municípios brasileiros como principal limitador da compreensão da relação entre as atividades econômicas com a geração de resíduos sólidos urbanos. A tributação pelo poder público dessas atividades econômicas é realizada, principalmente, por meio da cobrança do ICMS – Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços – e pelo ISSQN (ou apenas ISS) – Imposto Sobre Serviços de Qualquer Natureza. O ICMS, de responsabilidade do poder público estadual, caracteriza-se como um significativo indicador da atividade comercial de uma determinada região e o ISSQN, de responsabilidade do poder público

municipal, serve de parâmetro para a análise das atividades de prestação de serviços no município. Ambos os tributos possuem um banco de dados acessível e confiável, disponibilizados eletronicamente e com periodicidade mensal em todos os estados brasileiros.

Tendo em vista a importância da geração de dados e informações sobre a geração de resíduos sólidos, correlacionando-a a aspectos demográficos e econômicos, o presente artigo visa apresentar uma metodologia desenvolvida para avaliar a interdependência entre a taxa per capita de geração de resíduos sólidos e a arrecadação de impostos municipal e estadual (ICMS e ISSQN), utilizando-se de um método estatístico denominado Modelo Linear Generalizado. A pesquisa foi realizada no município de Divinópolis, Minas Gerais, Brasil. O intuito foi propor um mecanismo para estimar a geração de resíduos sólidos, baseado em dados amplamente disponíveis e de fácil acesso, de forma a contribuir para a melhoria dos sistemas de gestão de resíduos sólidos praticados nas municipalidades brasileiras.

2.2. Caracterização da área de estudo

O município de Divinópolis localiza-se na macrorregião Oeste do Estado de Minas Gerais, nas coordenadas 20°08'20" S e 44°53'02" W e possuía em 2015, segundo estimativa do IBGE (2016), aproximadamente 230.848 habitantes. Ainda segundo os dados do IBGE, sua economia baseia-se principalmente na indústria do vestuário e na indústria siderúrgica (IBGE, 2016), o que contribui com a ocupação predominantemente urbana e um Índice de Desenvolvimento Humano de 0,764 (PNUD, 2013).

Nas Figuras 2.1 e 2.2 são apresentadas a distribuição espacial da população entre as zonas urbana e rural, nos anos de 2000 e 2010, respectivamente, divididas por regiões censitárias, ou seja, divisões espaciais adotadas pelo IBGE para a realização do censo demográfico. A área total do município é de 708,11 km², resultando em uma densidade média de aproximadamente 300,8 hab/km² em 2010 (IBGE, 2010). O município evidenciou um acentuado crescimento populacional entre os anos de 2000 e 2010 (cerca de 4,2% ao ano), o que contribui para agravar, consideravelmente,

os problemas urbanos decorrentes da ausência de planejamento e de políticas públicas urbanas.

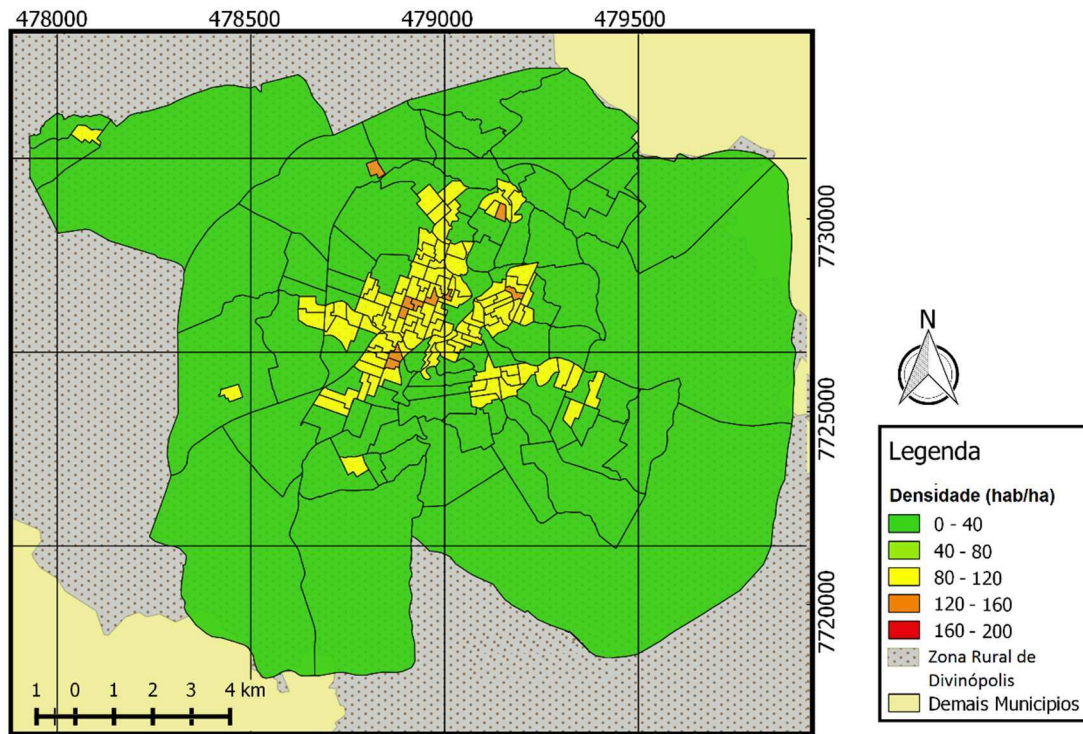


Figura 2.1: Distribuição das densidades populacionais na zona urbana de Divinópolis (MG) em 2000.

FONTE: Adaptado de IBGE, 2010

Com o referido crescimento populacional, além da expansão da zona urbana do município, como pode ser inferido na Figura 2.2, houve um aumento da ocupação da região central, uma vez que a verticalização desta área se mostra como uma tendência no país, conforme evidenciado no censo demográfico brasileiro de 2010 (IBGE, 2010).

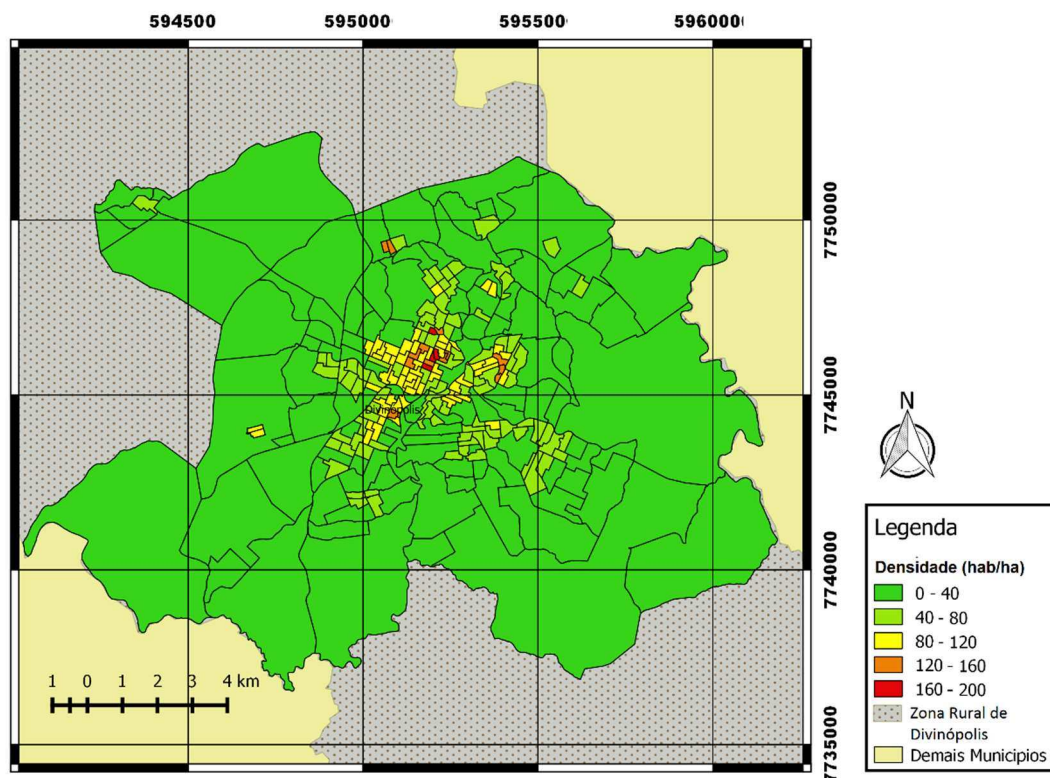


Figura 2.2: Distribuição das densidades populacionais na zona urbana de Divinópolis (MG) em 2010.

FONTE: Adaptado de IBGE, 2010

Dentre os principais serviços públicos afetados pela ausência de planejamento e pelo rápido crescimento populacional em termos qualitativos e quantitativos, pode-se citar o saneamento básico. O município, apesar de ter uma arrecadação de aproximadamente 524 milhões de reais, em 2014 (FJP, 2015), apresenta uma situação precária em relação à prestação dos serviços de saneamento básico.

2.3. Material e Métodos

Para realização deste estudo, foram utilizados os seguintes dados secundários referentes ao município de Divinópolis, MG:

- a) Arrecadação do poder público municipal, obtidos junto às Secretaria Municipal de Fazenda e Secretaria de Estado de Fazenda de Minas Gerais;
- b) Densidade populacional, dados censitários fornecidos pelo IBGE;

c) Quantidade diária de resíduos sólidos urbanos coletada, fornecida pela Empresa Viasolo Ambiental S/A, responsável pela coleta de resíduos sólidos em Divinópolis e pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente.

O período de dados analisado neste estudo abrangeu os meses de janeiro de 2005 a dezembro de 2014, totalizando 120 dados mensais, o que propiciou à pesquisa significância estatística, visando minimizar os efeitos de variação não explicados pelas correlações propostas na hipótese de análise pelo modelo linear generalizado.

Para a análise da atividade econômica do município e de sua posterior correlação com os demais dados do estudo, foram ordenados os valores relativos à arrecadação do poder público municipal, incluindo o repasse do governo do Estado de Minas Gerais por meio da parcela do ICMS (Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços), gerado no município, além do ISSQN (Imposto Sobre Serviços de Qualquer Natureza).

Ao se considerar a arrecadação do município como referência de sua atividade econômica (e não os valores agregados do Produto Interno Bruto - PIB) viabiliza-se o tratamento estatístico desses dados, uma vez que este parâmetro possui registro mensal contabilizado pela Secretaria de Planejamento e Orçamento do Estado de Minas Gerais, ao contrário do PIB, que possui registro anual, dificultando sua utilização por apresentar um menor número de valores registrados. Com vista a garantir um mesmo padrão comparativo de valores, foi aplicado o Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (IBGE, 2016), o qual caracteriza-se como um índice de inflação, corrigindo os valores analisados com base no mês de dezembro de 2014.

A coleta de RSU é realizada em 12 subdivisões da área do município - todas com o uso de caminhões compactadores com capacidade para 12 toneladas. Após a coleta, os veículos coletores encaminham os resíduos diretamente ao atual local de disposição: um vazadouro a céu aberto, sem o uso de estações de transbordo, mas com a aferição do peso líquido, uma vez que este é o parâmetro utilizado para o repasse de recursos à referida empresa. Assim, cabe ressaltar que os dados utilizados são relativos à massa de resíduos sólidos coletados advindos de residências, comércio, prestação de serviço e lixeiras públicas. Não foram considerados os resíduos provenientes

da varrição pública (de gerenciamento direto pela Prefeitura Municipal e sem registro de quantidades) e resíduos de serviços de saúde.

Para a análise da correlação entre as variáveis, e consequente obtenção de modelos de predição, procedeu-se a escolha de um método estatístico cuja relevância e flexibilidade permitisse uma relação de causa e efeito. Segundo Conceição et al (2001), os Modelos Lineares Generalizados representam uma classe de modelos estatísticos que procuram atribuir valores de predição para a interação entre diversas variáveis independentes. Estes modelos foram concebidos, em 1972, por Nelder e Wedderburn (1972).

Nessa classe de modelos estatísticos, diversas são as formas de interação entre variáveis, como os modelos de quase verossimilhança, regressão log-linear de Poisson, recíproco gama, log-linear binomial negativo, entre outros. Entre os referidos modelos, a regressão Log-linear de Poisson tem sido utilizada em diversos estudos que visam a explicação de sazonalidades em variáveis múltiplas e sua correlação com a geração de resíduos sólidos, como no estudo realizado por Hoek et al (2008), que utilizou esse modelo na explicação de pesquisas em epidemiologia. Dias *et al.* (2012) aplicaram um modelo de regressão linear para explicar a interação entre a renda familiar (deflacionada) de diversas regiões de Belo Horizonte e sua respectiva geração per capita de resíduos sólidos urbanos.

Os modelos lineares generalizados podem ser descritos de forma sucinta, de acordo com Nelder e Wedderburn (1972), pela seguinte função de ligação:

$$n = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n \quad (2.1)$$

Sendo β o coeficiente de regressão (representando o vetor do parâmetro a ser estimado). O modelo de distribuição determina a função de ligação n , podendo ser normal, logarítmica de Poisson, binomial, entre outras (TADANO *et al.*, 2009). Segundo Gu (2015), a estimativa do modelo normal pode ser descrita pela Equação 2.2:

$$G_{Z_1 Z_2} = \beta_0 + \beta_1 Z_1 + \beta_2 Z_2 \quad (2.2)$$

Em que:

G – Geração per capita de resíduos sólidos urbanos;

β_0 – Intercepto;

β_1, β_2 – Valores de predição para a interação com a variável dependente (G);

Z_1 – Variável categórica que representa a arrecadação de ICMS por habitante;

Z_2 – Variável categórica que representa a arrecadação de ISS por habitante.

A avaliação do modelo que melhor se ajusta ao estudo em questão se deu por meio da análise do teste de Wald e da análise do erro padrão. Nessa análise, o modelo mais explicativo para a correlação entre os parâmetros se justifica pela razão entre a estimativa de máxima verossimilhança do parâmetro (β) e a estimativa de seu erro padrão. No entanto, como as unidades de medida dos parâmetros a serem comparados pelo modelo diferem drasticamente (unidade de moeda com unidade de peso por habitante por dia), mostrou-se necessário que todas as correlações pelo referido modelo estatístico fossem realizadas com o logaritmo natural das variáveis, provendo assim uma correlação entre parâmetros adimensionais.

Para que seja assumida a hipótese da correlação entre as arrecadações significativas estatisticamente, ou seja, para que possa ser inferida a correlação entre estes parâmetros e a variável dependente (nesse caso a geração de resíduos sólidos urbanos), foi verificada a adequação do modelo quanto a possíveis discrepâncias das predições. Para tal, a observação da precisão e interdependência das estimativas foi realizada com a construção de um gráfico dos resíduos padronizados versus valores ajustados, o qual indica se a relação funcional variância/média é satisfatória.

Assim, com o uso do software Statistica, procedeu-se com as correlações pelo modelo normal, escolhido com base na pesquisa de Ibáñez *et al.* (2011), na qual correlacionou-se a geração de resíduos a diversas variáveis utilizando-se um modelo linear generalizado.

2.4. Resultados e Discussão

Inicialmente, ao se avaliar a evolução da arrecadação do poder público municipal, é possível perceber um aumento, tanto no parâmetro ICMS quanto no ISSQN, denotando um notório incremento das receitas no município, durante o período avaliado, como pode ser visto na Figura 2.3.

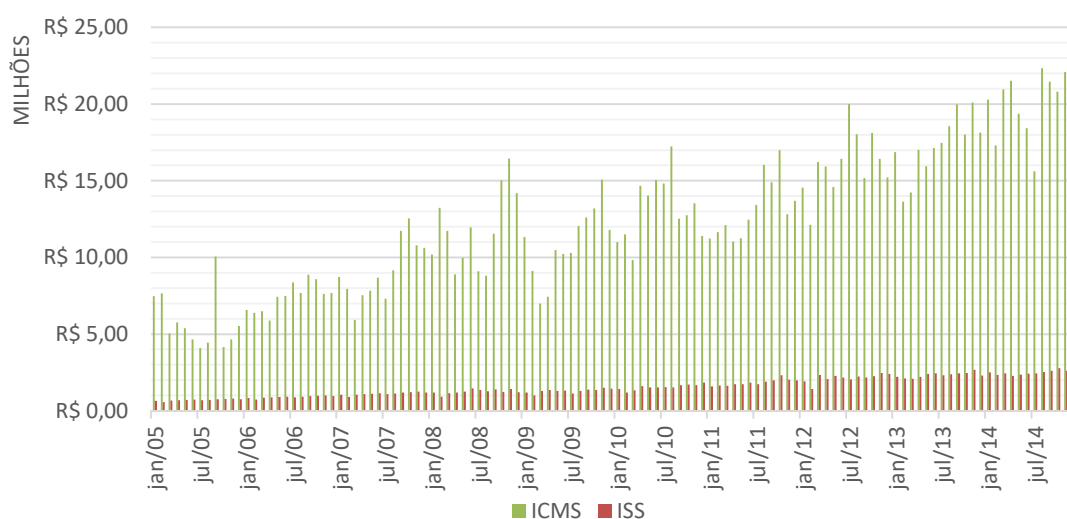


Figura 2.3: Evolução de Tributos no município de Divinópolis – MG.

No entanto, analisar apenas a evolução das receitas pelos tributos relacionados neste estudo não caracteriza a melhoria das condições de produção e qualidade de vida da população em estudo. A caracterização da renda per capita, como já citado, apesar de constituir uma metodologia direta de análise, é de difícil obtenção na grande maioria dos municípios brasileiros. Ao se analisar a evolução das receitas do poder público por tributos que incidem diretamente sobre a produção e comércio de mercadorias e sobre a contratação de prestação de serviços, permite-se a verificação das condições econômicas da região. Todavia, o crescimento populacional pode provocar o incremento na arrecadação destes tributos, dificultando sua análise. Para contornar este problema, foi realizada a análise da evolução dessas arrecadações por habitante (tributo per capita), conforme ilustrado na Figura 2.4. Ressalta-se que, na Figura 2.4 constam, ainda, os valores corrigidos pelo IPCA, atualizado em maio de 2016 (IBGE, 2016).

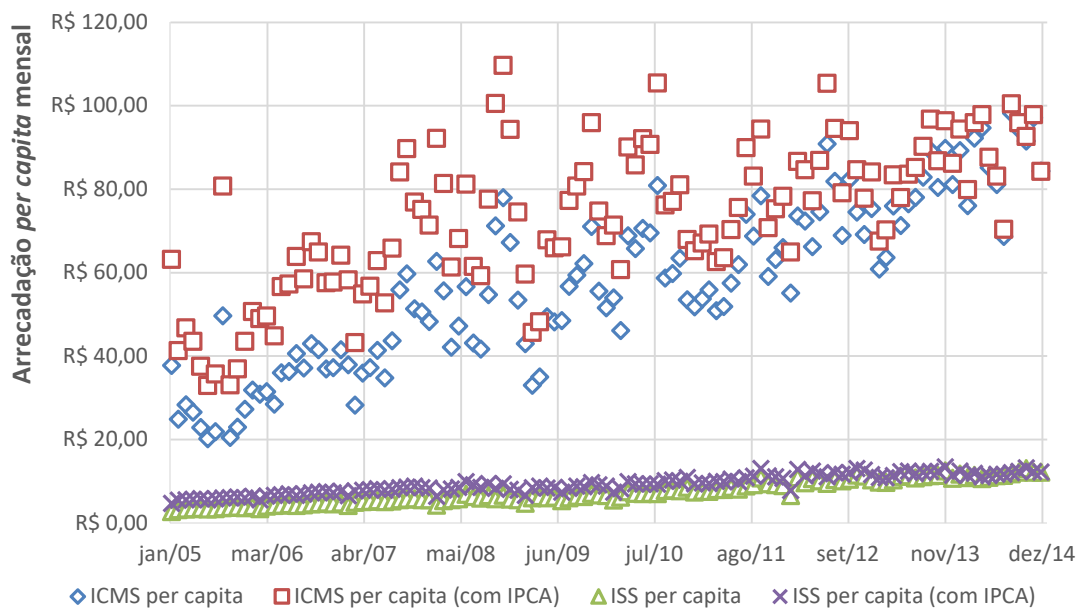


Figura 2.4: Evolução per capita de Tributos no município de Divinópolis – MG.

Ainda conforme observado na Figura 2.4, não é possível determinar o modelo de evolução dos referidos tributos ao longo do período analisado. Desta forma, procedeu-se com a regressão logaritma dos valores e suas correlações. Os gráficos da Figura 2.5 ilustram a variação entre os parâmetros analisados neste trabalho utilizando-se da aplicação de logaritmo natural.

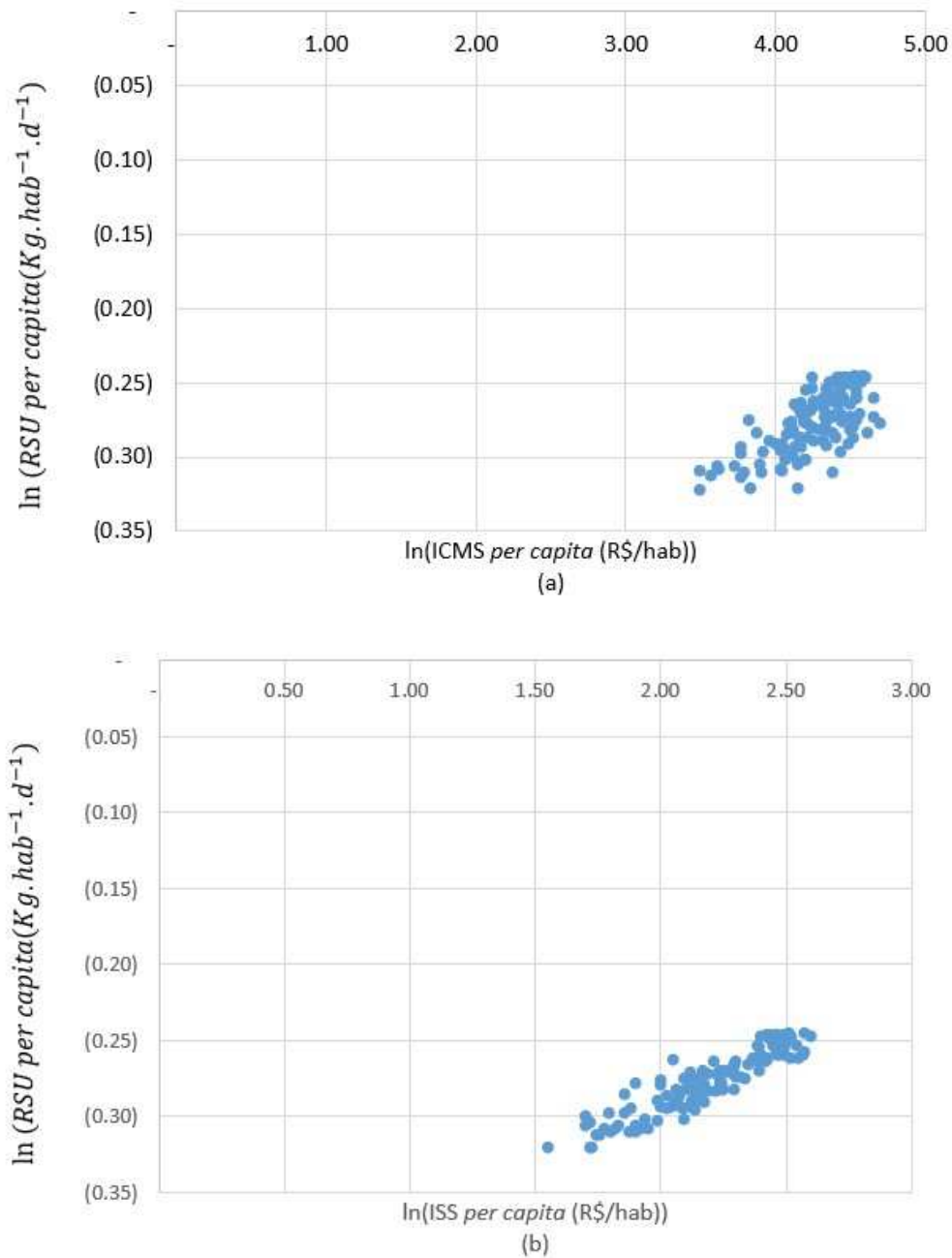


Figura 2.5: Gráficos de correlação entre RSU e (a) ICMS e (b) ISS.

A correlação entre os três parâmetros verifica-se em intensidades semelhantes às observadas por Dias *et al.* (2012), quando analisados valores de renda per capita. Porém, no referido estudo, os autores procederam com uma regressão simplificada, uma vez que os parâmetros se constituíam como bastante correlatos quando analisados pelo coeficiente de Pearson. Em outra pesquisa, Gu *et al.* (2015) aplicam, como ferramenta de análise, os gráficos quantil-quantil, uma vez que nem sempre o parâmetro renda per capita é

acessível ou possui quantificações periódicas o suficiente para permitir uma análise estatística aprofundada. Ao se observar a correlação da geração de resíduos com os dois parâmetros em questão, o gráfico quantil-quantil fornece uma correlação satisfatória, uma vez que, com esta ferramenta, condiciona-se o número de observações a uma predição matemática, que possibilita a escolha do modelo linear generalizado, objeto deste estudo. Por meio dos gráficos quantil-quantil (Figura 2.6), a modelagem em que a evolução dos valores per capita dos parâmetros se correlaciona é explicada de forma mais precisa e satisfatória quando uma correlação exponencial comum se aplica. Essas correlações também podem ser inferidas nos estudos de Dai *et al.* (2011).

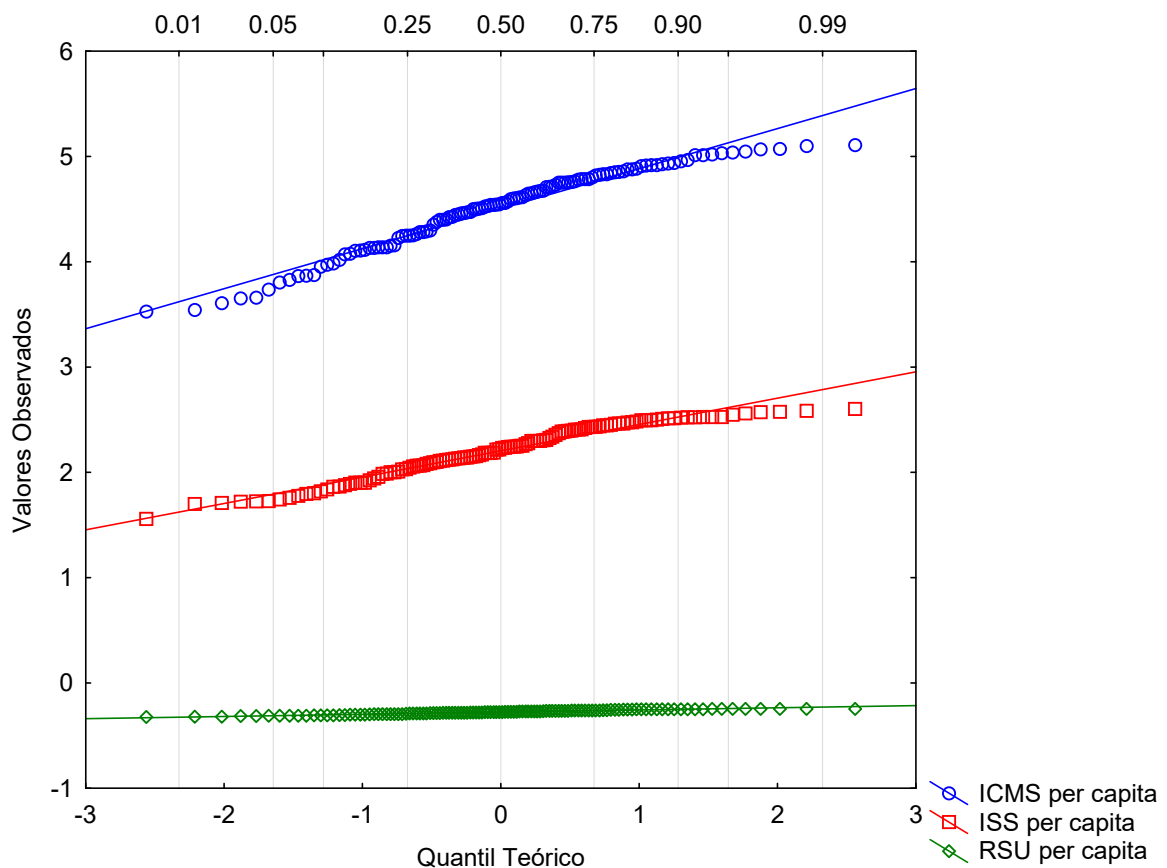


Figura 2.6 - Gráficos quantil-quantil das distribuições $\ln(\text{ICMS})$, $\ln(\text{ISS})$ e $\ln(\text{RSU})$.

Ao se observar o gráfico da Figura 2.6, verifica-se que a distribuição normal é adequada como função de ligação para a aplicação do modelo, uma vez que, segundo Baxter *et al.* (1997), um modelo bem ajustado delimita o

maior número possível de pontos em um gráfico de valores observados entre -2 e 2 para o quantil teórico. Assim, para as três variáveis deste estudo (RSU, ICMS e ISS) o modelo normal de ligação entre as variáveis mostra-se como mais propício para este estudo. Neste modelo, a flexibilidade na obtenção dos parâmetros explicativos justifica sua escolha, uma vez que as variáveis deste estudo possuem uma correlação com os RSU de forma mais indireta que no trabalho de Ibañez *et al.* (2011).

Optando-se pela distribuição normal, procedeu-se com o ajuste da curva e confirmação do referido modelo, como pode ser observado no gráfico da Figura 2.7, o qual apresenta a grande maioria dos pontos correlacionados dentro da faixa de predição de 95% de confiabilidade.

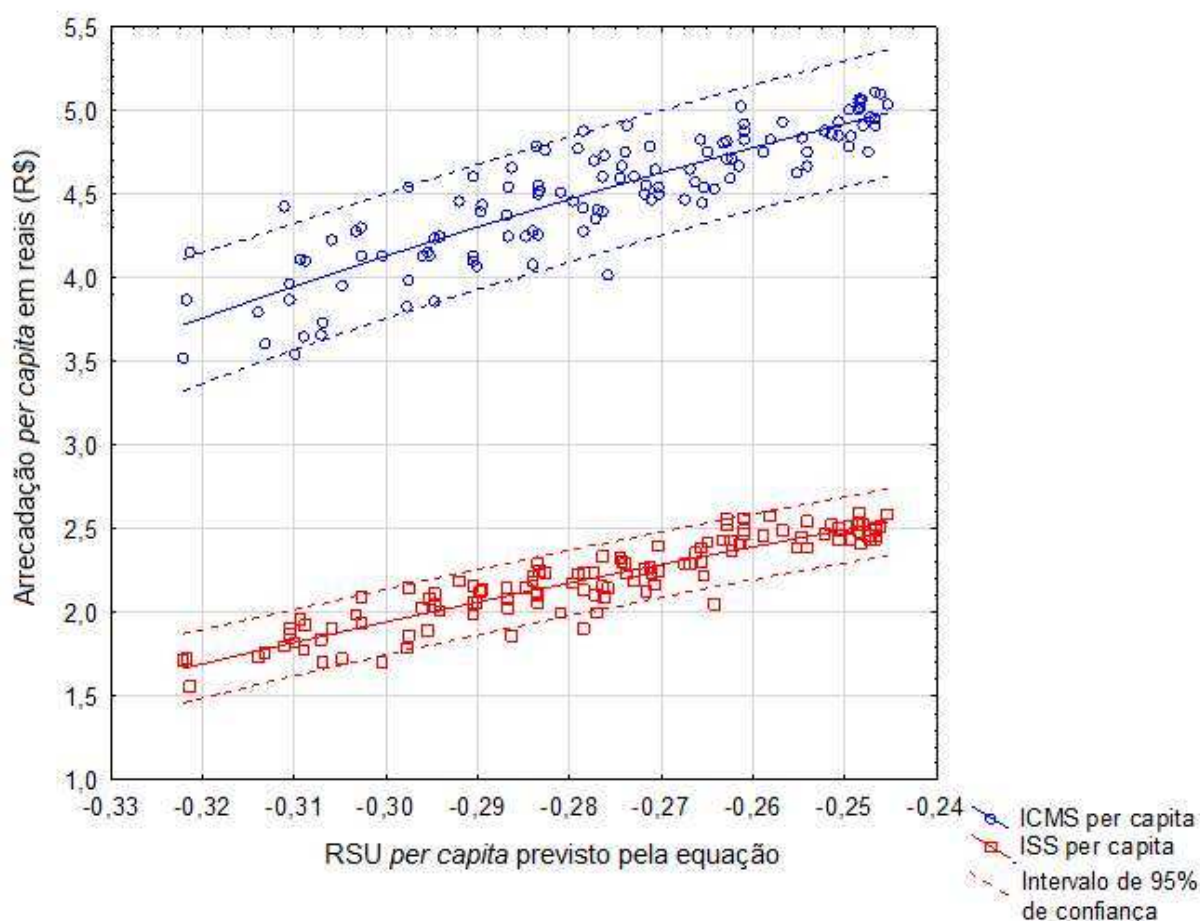


Figura 2.7: Gráfico de predição entre RSU e ICMS/ISSQN.

Ao se observar o gráfico da Figura 2.7, é possível evidenciar que a função normal se adequa às variáveis e ao modelo proposto de correlação,

uma vez que a maior parte dos pontos dos valores reais estão dentro do intervalo de variação para a equação proposta. Assim, a predição dos parâmetros referidos na Equação 2.2 pôde ser realizada, observando os erros obtidos na regressão. A Tabela 2.1 demonstra os intervalos superior e inferior, os valores de erro padrão e os parâmetros β , denotados nas Equações (2.1) e (2.2).

Tabela 2.1: Resultados para os valores de predição do Modelo Linear Generalizado.

Parâmetro	Valor	Erro Padrão (%)	Intervalo Superior (95%)	Intervalo Inferior (95%)
$\beta_0 - \text{Intercepto}$	-0,470570	0,008198	-0,486639	-0,454501
$\beta_1 - \text{ISS}$	0,054379	0,005369	0,043855	0,064903
$\beta_2 - \text{ICMS}$	0,016394	0,003529	0,009478	0,023310

Na Tabela 2.2, pode ser comprovada a hipótese de que o modelo normal se ajusta ao estudo proposto, ao se observar o teste Wald, o qual representa aplicabilidade da proposta, utilizado em condições em que o modelo impõe restrições aos coeficientes de regressão múltipla.

Tabela 2.2: Valores para teste Wald e p-test.

Parâmetro	Normal	
	Teste Wald	p
$\beta_0 - \text{Intercepto}$	3294,450	0,000000
$\beta_1 - \text{ISS}$	102,570	0,000000
$\beta_2 - \text{ICMS}$	21,584	0,000003

Assim, a Equação 2.3 denota a correlação entre os parâmetros deste estudo:

$$\mu(Z_{\ln(ISS)}, Z_{\ln(ICMS)}) = -0,470570 + 0,054379 \cdot Z_{\ln(ISS)} + 0,016394 \cdot Z_{\ln(ICMS)} \quad (2.3)$$

Portanto, o acréscimo de arrecadação de ISS pode explicar em 5,44% a geração de resíduos sólidos urbanos e o acréscimo de ICMS, em 1,64%. Considerando a população estimada em 2015 de 230.848 habitantes para o município (de acordo com IBGE), o referido acréscimo de arrecadação pode promover o incremento da geração de RSU em 11,44 toneladas. Este acréscimo justifica uma considerável preocupação com o gerenciamento e disposição final destes resíduos, uma vez que, como a população do município

apresenta uma dinâmica de crescimento relativamente intensa, os impactos sociais e ambientais relacionados a esta temática necessitam de políticas públicas que considerem este modelo de crescimento da geração em função dos parâmetros econômicos.

Ressalta-se aqui que a utilização destes tributos (ICMS e ISS) configura-se como uma proposta para a compreensão das dinâmicas populacionais e econômicas quanto à geração de resíduos sólidos. Neste caso, ampliam-se as possibilidades de aplicação do referido modelo, podendo ser replicadas, ajustadas e/ou incrementadas para todos os municípios brasileiros. A melhoria do gerenciamento de RSU em todo o território nacional enfrenta como principal impedimento a falta de recursos e informações de relevante confiabilidade, devendo ser objeto de ações e pesquisas que tenham este objetivo principal. Ao se propor a utilização do modelo desenvolvido neste estudo, ampliam-se as possibilidades de pesquisas e a aplicabilidade do método, independentemente do porte populacional, atividade econômica ou posição geográfica do município analisado.

2.5. Conclusões

A correlação entre a geração de resíduos sólidos urbanos e a arrecadação do poder público pelo ISSQN e ICMS, parâmetros indiretos de atividade econômica, pode ser comprovada utilizando-se um modelo linear generalizado com função de ligação normal. Ressalta-se que outras formas de regressão podem ser utilizadas para correlacionar os parâmetros deste estudo, no entanto, o modelo linear generalizado permite analisar as correlações como não sendo as únicas explicativas do incremento da variável dependente, no caso a geração de resíduos.

A aplicação da função de ligação normal para o referido modelo se mostrou satisfatória, tendo em vista os valores de erro padrão e aplicação do teste Wald, com intervalo de confiança de 95%. Com este modelo, chegou-se a consideráveis valores de correlação que apontam a arrecadação sobre serviços (ISSQN) como mais impactante na geração de RSU (5,44%, frente aos 1,64% do ICMS), o que pode ser explicada pelo fato de 57,65% do PIB do município ser relativo à prestação de serviços.

A utilização de modelos lineares generalizados para correlacionar arrecadação de impostos e a geração de resíduos apresenta-se como uma ferramenta no gerenciamento de RSU nos municípios, uma vez que a disponibilidade de informações relativas à renda e ao PIB é de escassa periodicidade, restringindo-se a frequências anuais, limitando a significância estatística da maioria dos modelos estatísticos.

2.6. Referências

AZADI, S., KARIMI-KASHNI, A. Verifying the performance of artificial neural network and multiple linear regression in predicting the mean seasonal municipal solid waste generation rate: A case study of Fars province, Iran. **Waste Management**, v. 48, p. 14-23, fev. 2016.

BAXTER, L. A., FINCH, S. J., LIPFERT, F. W., YU, Q. Comparing estimates of the effects of air pollution on human mortality obtained using different regression methodologies. **Risk Analysis**, v. 17, n. 3, p. 273-278, 1997.

BEIGL, P., LEBERSORGER, S., SALHOFER, S. (2008) Modelling municipal solid waste generation: a review. *Waste Management*. Elsevier, 28, 200-214.
CHANG, N. B. e DAVILA, E. (2008) Municipal solid waste characterizations and management strategies for the Lower Rio Grande Valley, Texas. *Waste Management*, 28 776–794

CONCEICAO, G. M. S., SALDIVA, P. H. N., SINGER, J. M. Modelos MLG e MAG para análise da associação entre poluição atmosférica e marcadores de morbi-mortalidade: uma introdução baseada em dados da cidade de São Paulo. **Revista brasileira de epidemiologia**, v. 4, n. 3, p. 206-219, nov. 2001.

DAI, C., LI, Y. P., HUANG, G. H. (2011) A two-stage support-vector-regression optimization model for municipal solid waste management – A case study of Beijing, China. *Journal of Environmental Management*, 92, 3023-3037.

DIAS, D. M., MARTINEZ, C. B., BARROS, R. T. V., LIBÂNIO, M. Modelo para estimativa da geração de resíduos sólidos domiciliares em centros urbanos a partir de variáveis socioeconômicas conjunturais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 3, 325-332, jul/set. 2012.

FJP – FUNDAÇÃO JOÃO PINHEIRO (Minas Gerais). Boletim de Conjuntura Econômica de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG, v. 9, nº 1, Out./Dez. 2015. Disponível em <<http://fjp.mg.gov.br/index.php/produtos-e-servicos1/2759-boletim-de-conjuntura-economica-de-minas-gerais>>. Acesso em: 23 mar. 2016.

GALLARDO, A., CARLOS, M., PERIS, M., COLOMER, F. J. Methodology to design a municipal solid waste generation and composition map: A case study. **Waste Management**, n. 34, p. 1920-1931, 2014.

GRAZHDANI, D. Assessing the variables affecting on the rate of solid waste generation and recycling: An empirical analysis in Prespa Park. **Waste Management**, v. 48, p. 3-13, fev. 2016.

GU, B., WANG, H., CHEN, Z., JIANG, S., ZHU, W., LIU, M., CHEN, Y., WU, Y., HE, S., CHENG, R., YANG, J., BI, J. Characterization, quantification and management of household solidwaste: A case study in China. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 98, p. 67-75, mai. 2015.

HOEK, G., BEELEN, R., HOOGH, K., VIENNEAU, D., GULLIVER, J., FISCHER, P., BRIGGS, D. A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 33, p. 7561–7578, out. 2008.

IBÁÑEZ, M. V., PRADES, M., Simó, A. Modelling municipal waste separation rates using generalized linear models and beta regression. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, p. 1129-1138, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Sistema Nacional de Índices de Preços ao Consumidor, IPCA e INPC, Junho de 2016. Disponível em <
http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/precos/inpc_ipca/ipca-inpc_201606caderno.pdf >. Acesso em: 23 mar. 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Sinopse do Senso Demográfico de 2010**. Rio de Janeiro, 2011.

KESER, S., DUZGUN, S., AKSOY, A. Application of spatial and non-spatial data analysis in determination of the factors that impact municipal solid waste generation rates in Turkey. **Waste Management**, v. 32, p. 359-371, 2012.

KUMAR, K. N., GOEL, S. (2009) Characterization of Municipal Solid Waste (MSW) and a proposed management plan for Kharagpur, West Bengal, India. **Resources, Conservation and Recycling**, 53 166-174

LI, Z., FU, H., QU, X. Estimating municipal solid waste generation by different activities and various resident groups: A case study of Beijing. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 15, p. 4406-4414, set. 2011.

MASSUKADO, L. M. **Sistema de Apoio à Decisão: avaliação de cenários de gestão integrada de resíduos sólidos urbanos domiciliares**. 2004. 230 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, 2004.

NELDER, J. A. e WEDDERBURN, R. W. M. Generalized linear models. **Journal of the Royal Statistical Society Series A**, v. 135, n. 3, p. 370-384, 1972.

OSPINA, R., FERRARI, S. L. P. A general class of zero-or-one inflated beta regression models. **Computational Statistics and Data Analysis**, v. 56, n. 6, p. 1609-1623, jun. 2012.

PIRES, A., MARTINHO, G., CHANG, N. Solid waste management in European countries: A review of systems analysis techniques. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 4, p. 1033-1050, abr. 2011.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO. **Índice do Desenvolvimento Humano Municipal Brasileiro**. Brasília: PNUD, Ipea, FJP, 2013.

TADANO, Y. S., UGAYA, C. M. L., FRANCO, A. T. Método de regressão de Poisson: metodologia para avaliação do impacto da poluição atmosférica na saúde populacional. **Ambiente & Sociedade**, v. 12, n. 2, p. 241-255, jul/dez. 2009.

CAPÍTULO 3

MODELAGEM DA VULNERABILIDADE E DO RISCO DE CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM LOCAIS DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

3.1. Introdução

O licenciamento ambiental de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil tem seguido as resoluções e direcionamentos do CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente – além de normas da ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. Dentre estas resoluções e normas, destaca-se a NBR 13896/1997, a qual estabelece condições mínimas para projeto e implantação de aterros sanitários (aterros de resíduos não perigosos), dentre as quais podem ser citadas: a distância mínima de 200 metros de cursos d'água, declividade do terreno entre 1 e 30%, zona não saturada com espessura superior a 3,0 m, distância mínima de núcleos populacionais de 500 metros, permeabilidade inferior a $10^{-6} cm.s^{-1}$, dentre outras especificações. No entanto, o atendimento aos referidos itens não inibe, por completo, a possibilidade de ocorrência de impactos ambientais nesses locais, mas apenas mitiga esses impactos. Todavia, a ausência desses critérios, além de outros parâmetros de implantação e operação, configura a área de disposição como um vazadouro a céu aberto, popularmente conhecidos como lixões.

No Brasil, conforme relatado pela ABRELPE (2014), o número de áreas caracterizadas como lixões reduziu de 2.620, em 2000, para 1.569 em 2014. O Gráfico da Figura 3.1 ilustra o número de depósitos de RSU conforme o tipo de destinação e porte do município em 2008, data da mais recente Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB (IBGE, 2010).

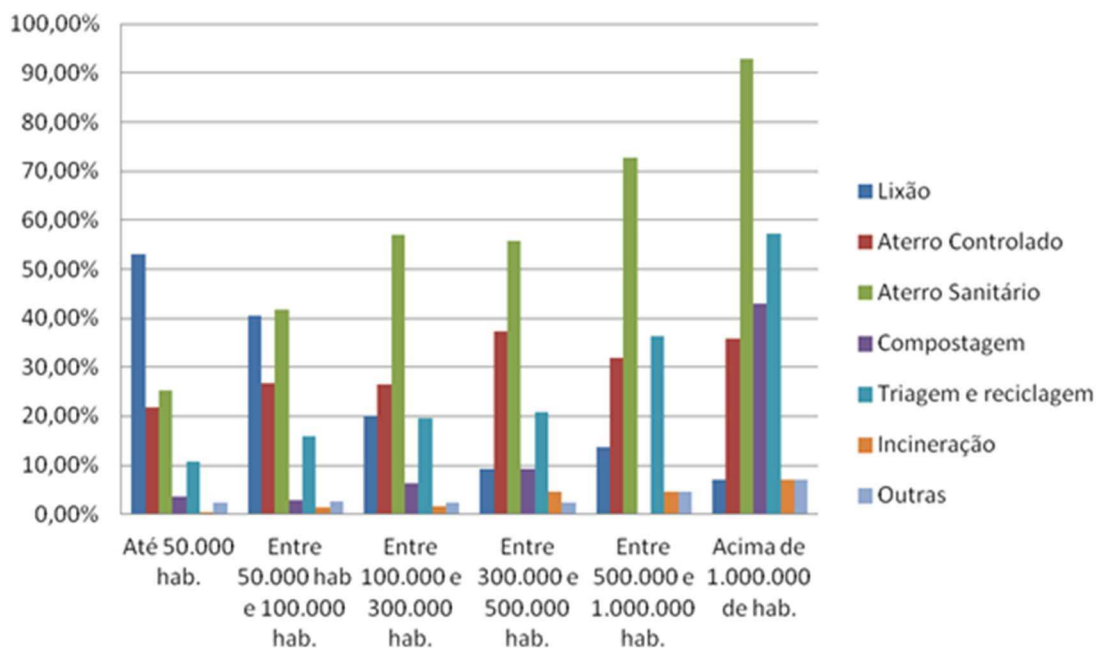


Figura 3.1: Situação dos municípios brasileiros em 2008 segundo situação de disposição final de Resíduos Sólidos.

Fonte: IBGE, 2010

Ainda conforme a PNSB de 2008 (IBGE, 2010), cerca de 50,8% dos municípios brasileiros dispõe seus resíduos em lixões (aproximadamente 2.862 municípios), 22,5% em aterros controlados (aproximadamente 1.252 municípios) e 27,7% em aterros sanitários (1.541 municípios). Este panorama preocupante caracteriza o grande potencial poluidor que esta atividade implica ao meio ambiente e que deve se tornar alvo não só de políticas públicas, mas também de pesquisas acadêmicas norteadas à sua solução.

A capacidade poluidora dos chamados vazadouros a céu aberto (lixões) potencializa-se em virtude do entorno no qual o mesmo está inserido. A poluição do ar, da água e do solo é proporcional ao tipo e ao volume de material; à permeabilidade do material da base do local de disposição final, à existência do sistema de drenagem de líquidos percolados (oriundos da degradação bioquímica dos resíduos) e de drenagem de gases, à mecanismos de controle de vetores de doenças e a outras medidas atenuadoras do potencial de degradação ambiental destes dispositivos urbanos (PALMIOTTO et al, 2014; DAVOLI et al, 2010). O atendimento a essas condições citadas, depende das legislações e normatizações da região na qual o local de

disposição está inserido. No Brasil, a norma NBR 13.896 (ABNT, 1997), que define os parâmetros para a implantação de aterros sanitários, dispõe condições relativamente generalizadas para a mitigação dos impactos ambientais. Condições essas que não definem o tipo de material de recobrimento, de material drenante, da técnica de tratamento do líquido percolado e, principalmente, não exige, de forma clara, a metodologia e periodicidade do monitoramento das condições hidrogeológicas do aterro sanitário.

As técnicas e dispositivos de construção e operação de um aterro sanitário (tido como o método de disposição adequada mais utilizado) existem com a função de mitigar os impactos ambientais relacionados à natureza do material depositado que, no caso, por possuir uma vasta gama de substâncias e compostos químicos e biológicos (componentes dos resíduos sólidos urbanos), apresentam um fator de risco ao meio ambiente e à saúde humana. Atribui-se o conceito de risco ao conceito de probabilidade de um ou mais poluentes advindos do local de disposição de RSU virem a alterar a qualidade de um recurso natural ou impactar a saúde humana de populações vizinhas (CONAMA, 2009; BUTT, 2011; DAWSON, 1983).

A avaliação do risco oferecido pelo vazadouro ao seu entorno depende, de certa forma, do conceito de impacto ambiental atribuído em sua análise. Ao se considerar a degradação da qualidade das águas subterrâneas, Li *et al.* (2012), Gwenzi (2016) e Galitskaya *et al.* (2014), consideram que fatores topográficos, geológicos, geotécnicos e climáticos são predominantes na análise do risco atribuído ao local de disposição, porém são dependentes das condições de operação do aterro ou vazadouro (neste caso, inexistência de operação adequada) e, conseqüentemente, variáveis ao longo de um determinado tempo. Assim, Demirbilek *et al.* (2013) e Butt (2014) reiteram que o potencial poluidor de um determinado aterro de RSU, no que tange o aspecto qualidade de águas subterrâneas, é uma variável a ser quantificada em diferentes recortes temporais e passíveis de atenuação ou agravamento, seja de forma natural ou em virtude de ação humana.

Outros parâmetros de impacto ao meio ambiente podem ser a emissão de gases nocivos à atmosfera, conforme estudado por Ravindra *et al.* (2015), que analisou a dispersibilidade de materiais particulados e odor oriundos de um

aterro em Chandigarh, na Índia. Um estudo realizado por Liu (2014), avaliou a estabilidade de taludes, enquanto a mobilidade de metais pesados dentro do corpo do aterro foi estudada por Aydi (2015). Contudo, o impacto na saúde humana e a percepção da população da magnitude desses impactos têm sido objeto de discussão e quantificação por parte de trabalhos como os realizados por Coimbra (2012) e Azevedo (2004), que analisaram os impactos à saúde de populações vizinhas à áreas utilizadas para a disposição final de resíduos sólidos urbanos, considerando como cenários ambientais: o lixão ou vazadouro a céu aberto, as unidades de triagem e compostagem e o aterro sanitário. Azevedo (2004) realizou esta análise de riscos à saúde humana em populações vizinhas à um aterro sanitário que, mesmo caracterizado como uma forma admissível de disposição de resíduos, permanece como um empreendimento ambientalmente impactante.

Mari (2009) e Bastian *et al.* (2013) avaliaram a exposição a dioxinas por inalação, ingestão e absorção dérmica; de populações vizinhas a aterros sanitários. No entanto, a ocorrência de danos à saúde pública pode não ser percebida por habitantes suscetíveis a esses impactos, análise esta realizada por Marcon (2015), que aplicou questionários a 3.854 indivíduos em Viadana (Itália), obtendo, como resultado, indicadores de que as populações residentes em áreas próximas ao local de disposição de RSU se preocupam menos com os danos à saúde que aquelas que habitam locais mais distantes.

A quantificação do risco de um determinado impacto ambiental associado ao local de disposição de RSU está condicionada à utilização de modelos matemáticos, fluxogramas, questionários ou outras ferramentas que auxiliem na compreensão das alterações do espaço físico no qual o vazadouro ou aterro está inserido. No entanto, cada metodologia de quantificação de risco, limita-se a determinados parâmetros de contaminação (água subterrânea, superficial, partículas inaláveis, dentre outras) e a informações disponíveis para a sua avaliação. Assim, tem-se como área de estudo, a análise da vulnerabilidade de determinada área geográfica e o potencial poluidor de um local de disposição de resíduos.

A comparação entre a vulnerabilidade de contaminação de águas subterrâneas e o fator de impacto poluidor de um aterro de resíduos sólidos, tem sido, nas últimas décadas, discutida, e objeto de metodologias estipuladas

por pesquisadores e/ou agências ambientais governamentais. Neste aspecto, o modelo DRASTIC (ALLER *et al.*, 1987) se destaca como um modelo de análise da vulnerabilidade de determinada área, caracterizado como um sistema paramétrico, o qual utiliza de variáveis hidrogeológicas que influenciam na susceptibilidade da área a infiltrações e, conseqüentemente, nos danos ambientais ocasionados pela contaminação por fluidos. Esse método tem obtido aceitação no meio acadêmico em diferentes locais de estudo, sendo aplicado por Al-Adamat *et al* (2003), Babiker *et al* (2005) e Zhang (2016) em regiões com variadas configurações litológicas, geológicas, pedológicas e climáticas.

Quanto à avaliação do impacto poluidor de determinado empreendimento, vários são os Índices de Fator de Poluição (I_p), caracterizados pelo risco de contaminação de águas subterrâneas (YU, 2008; ZHANG *et al*, 2016; RAPTÍ-CAPUTO *et al*, 2006). Esses índices diferem entre si conforme a natureza do empreendimento, sendo a disposição de RSU um importante meio de contaminação de recursos hídricos.

Tendo em vista a necessidade de propiciar estudos que validem metodologias de análise supracitadas, pretende-se neste trabalho, relacionar o potencial poluidor de um vazadouro a céu aberto, situado no município de Divinópolis, Oeste do estado de Minas Gerais (Brasil), com a vulnerabilidade da área a qual o mesmo está inserido, utilizando um fator de potencial poluidor (I_p , como fator de risco de contaminação) e o modelo DRASTIC (como índice de vulnerabilidade), comparando seus resultados a áreas avaliadas nos estudos de autores que utilizaram, previamente, essas metodologias.

3.2. Material e Métodos

3.2.1 Índice de Vulnerabilidade DRASTIC

O modelo de análise de vulnerabilidade de áreas conhecido como DRASTIC (acrônimo que remete aos parâmetros analisados) foi proposto pela primeira vez, em 1987, pela Agência de Proteção Ambiental norte americana, a USEPA (United States Environmental Protection Agency) (ALLER *et al.*, 1987). Este modelo tem sido comumente utilizado em estudos de áreas onde há

disponibilidade de informações geográficas e hidrogeológicas, como os trabalhos realizados por Al-Adamat *et al.* (2003), Babiker *et al.* (2005) e Zhang *et al.* (2016), mostrando-se, portanto, uma metodologia aplicável a diferentes regiões do planeta. Assim, nesse método, são considerados como parâmetros indicadores de vulnerabilidade, as seguintes variáveis: profundidade da água subterrânea na região, a capacidade de infiltração do solo, a geologia do local, o tipo de solo, a topografia, o impacto na zona vadosa e a condutividade hidráulica do solo. A Equação 3.1 correlaciona o índice DRASTIC com as variáveis e seus respectivos pesos de consideração.

$$DRASTIC = D * W_D + R * W_R + A * W_A + S * W_S + T * W_T + I * W_I + C * W_C \quad (3.1)$$

D, W_D Classe da profundidade da água subterrânea e seu peso, respectivamente

R, W_R Classe da capacidade de infiltração e seu peso, respectivamente

A, W_A Classe da litologia do local e seu peso, respectivamente

S, W_S Classe do tipo de solo do local e seu peso, respectivamente

T, W_T Classe da topografia da superfície do local e seu peso, respectivamente

I, W_I Classe do impacto na zona vadosa e seu peso, respectivamente

C, W_C Classe da condutividade hidráulica do solo do local e seu peso, respectivamente

Cada um dos sete parâmetros analisados recebe uma classificação numérica que varia de 1 a 10 conforme as condições hidrogeológicas do local e cada fator é multiplicado por um peso, que varia de 1 a 5, conforme a importância de cada quesito (ZHANG, 2016). A Tabela 3.1 ilustra a variação destas classificações e pesos, conforme denotado por Aller *et al.* (1987).

Tabela 3.1: Valores e pesos dos parâmetros do Índice DRASTIC.

Fator	Intervalo/Características	Valor	Peso
D Profundidade da água subterrânea(m)	0 - 1,5	10	5
	1,5 - 4,6	9	
	4,6 - 9,3	7	
	9,3 - 15	5	
	15 - 23	3	
	23 - 30	2	
	> 30	1	
R Recarga (mm/dia)	0 - 50	1	4
	50 - 100	3	
	100 - 175	6	
	175 - 250	8	
	> 250	9	
A Litologia	Folhelho Maciço	1 - 3	3
	Rochas ígneas e metamórficas	2 - 5	
	Rochas ígneas e metamórficas alteradas	3 - 5	
	Sucessões finamente acamadas de arenitos, calcários e folhelhos	5 - 9	
	Arenitos maciços	4 - 9	
	Calcários maciços	4 - 9	
	Areias e cascalhos	6 - 9	
	Basaltos	2 - 10	
Calcários e Cársticos	9 - 10		
S Tipo de Solo	Argila não expansiva	1	1
	Franco argiloso	3	
	Silto arenoso	4	
	Franco	5	
	Franco arenoso	6	
	Argila expansiva	7	
	Solo arenoso	9	
	Solo com cascalho	10	
T Declividade do terreno (%)	0 - 2	10	1
	2 - 6	9	
	6 - 12	5	
	12 - 18	3	
	> 18	1	
I Zona Vadosa	Argilas e siltes	1 - 2	5
	Xistos	2 - 5	
	Calcários	2 - 7	
	Arenitos	4 - 8	
	Calcários, arenitos e folhelhos	4 - 8	
	Areias e cascalhos com teor significativo de silte e argila	4 - 8	
	Rochas ígneas e metamórficas	2 - 8	
	Areias e cascalhos	6 - 9	
Basaltos	2 - 10		
Calcários cársticos	8 - 10		
C Condutividade hidráulica (m/dia)	1 - 4,1	1	4
	4,1 - 12,2	2	
	12,2 - 28,5	4	
	28,5 - 40,7	6	
	40,7 - 81,5	8	
> 81,5	10		

Fonte: Aller *et al.* (1987); Zhang *et al.* (2016); MOURA (2014)

Após as análises das condicionantes requeridas pelo método, o índice DRASTIC deve ser calculado e comparado em três diferentes categorias: índices menores que 135, denotam uma baixa vulnerabilidade da área; índices entre 135 e 150, representam média vulnerabilidade e, índices maiores que 150, indicam uma alta vulnerabilidade do local a impactos ambientais relativos às águas subterrâneas.

3.2.2 Índice de Poluição (I_p)

O Índice de Poluição caracteriza-se como uma análise probabilística paramétrica que atribui a fatores de interesse, valores numéricos correspondentes a sua interferência no sistema. Assim, parâmetros que influenciam a contaminação do solo e, conseqüentemente, das águas subterrâneas, são hierarquizados e padronizados segundo o peso de influência no sistema. Dessa forma, obtém-se um valor adimensional cujo objetivo é comparar o risco que diferentes áreas de disposição final de RSU oferecem ao seu entorno. No presente estudo, avalia-se o risco relacionado à contaminação do solo pela percolação de líquidos oriundos de precipitação atmosférica e degradação biológica e química dos resíduos aterrados, com base nos parâmetros, valores e pesos propostos por Rapti-Caputo (2006). A Equação 3.2 descreve o cálculo do referido índice.

$$I_p = \sum_{i=1}^8 W_i * R_i \quad (3.2)$$

Em que W refere-se ao peso do parâmetro de risco (importância do parâmetro, variando de 1 a 5) e R o fator de risco quanto aos quesitos (a) volume de resíduos aterrados, (b) o destino dos líquidos percolados, (c) tipo de resíduo, (d) estado físico do resíduo, (e) a biodegradabilidade dos resíduos, (f) a forma de monitoramento do local, (g) a compactação dos resíduos e (h) o material de recobrimento do aterro/vazadouro. A Tabela 3.2 evidencia os

valores para R e o peso W para cada um dos oito parâmetros analisados neste estudo.

Tabela 3.2: Fatores de determinação do Índice de Poluição I_p .

Risco	Peso (W)	Classe	R
Volume de resíduos disposto	5	< 10 toneladas/dia	0,1
		10 a 50 toneladas/dia	0,2
		50 a 500 toneladas/dia	0,4
		> 500 toneladas/dia	1
Sistema de drenagem de percolado	5	Drenagem externa e interna existente	0,1
		Drenagem interna existente	0,3
		Reuso do percolado no próprio sistema	0,5
		Drenagem ausente	1
Tipo de resíduos	3	Inerte*	0,1
		Urbano	0,5
		Industrial – não perigoso	0,8
		Perigoso	1
Estado físico dos resíduos	3	Solidificado com a matriz inerte	0,1
		Sólido	0,2
		Lodo com umidade menor que 70%	0,5
		Lodo com umidade maior que 70%	1
Tipologia de estabilização	2	Não biodegradável	0,1
		Aeróbico	0,3
		Aeróbico e anaeróbico	0,5
		Anaeróbico	1
Sistema de monitoramento	2	Poço de monitoramento e geomembrana	0,1
		Geomembrana	0,3
		Poço de monitoramento	0,5
		Ausente	1
Compactação dos resíduos	1	Compactado com equipamento pneumático	0,1
		Compactado com trator de esteira	0,2
		Compactado manualmente	0,5
		Sem compactação	1
Recobrimento final	1	Solo compactado com argila	0,1
		Argila compactada	0,2
		Solo não compactado	0,5
		Ausente	1

Fonte: Rapti-Caputo *et al.* (2006)

* Resíduos inertes e urbanos diferenciados na metodologia: resíduos urbanos contemplam os potencialmente recicláveis mais matéria orgânica

Conforme Rapti-Caputo *et al.* (2006), aterros/vazadouros com índice I_p menor que 3 apresentam um baixo potencial poluidor, podendo estar localizados em qualquer área; índice I_p entre 3 a 6 podem estar situados em áreas de média vulnerabilidade; índices entre 6 e 9 podem estar situados em áreas de baixa vulnerabilidade e aqueles que apresentam índices maiores que 10 devem ter uma intervenção imediata quanto à mitigação de seu impacto às águas subterrâneas.

3.2.3 Área de estudo

O local escolhido como estudo de caso para este trabalho foi a área utilizada para a disposição final dos resíduos sólidos urbanos produzidos no município de Divinópolis, localizado a oeste do Estado de Minas Gerais, Brasil, situado nas coordenadas 20°08'20" S e 44°53'02" W. O local de disposição pode ser caracterizado como um vazadouro a céu aberto, por não possuir nenhum mecanismos de controle das diversas formas de poluição ocasionadas. O referido vazadouro opera desde o início da década de 1980, conforme informações fornecidas pelo poder público municipal. Na Figura 3.2 é ilustrada a localização do vazadouro e as curvas de nível da topografia da área, obtidas na Secretaria Municipal de Planejamento Urbano e Meio Ambiente (SEPLAM).

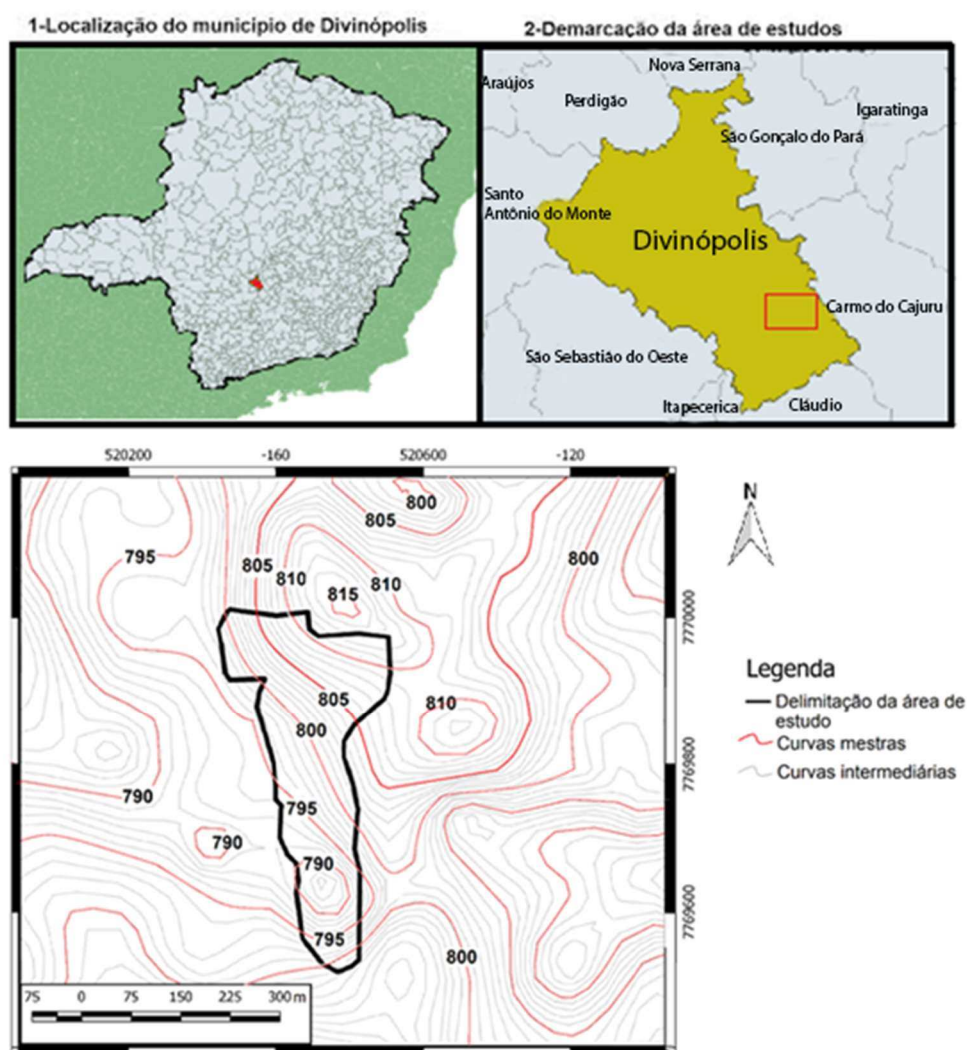


Figura 3.2: Localização e topografia da área de estudo

A coleta de informações que possibilitou a análise da vulnerabilidade da área e do fator de impacto às águas subterrâneas, como proposto nesta pesquisa, baseou-se em mapas temáticos e trabalhos prévios de órgãos e agências governamentais dedicadas ao estudo e avaliação hidrológica, geológica, meteorológica e afins. Assim, com a utilização do mapa hidrogeológico do Brasil (CPRM, 2014), do mapa hidrogeológico do Estado de Minas Gerais (CETEC, 1981), do atlas digital das águas de Minas (UFV, 2011), do banco de solos de Minas Gerais (FEAM, 2016), foi possível obter os parâmetros necessários à aplicação da metodologia DRASTIC. Além das variáveis supracitadas, as informações relativas a dois poços tubulares do tipo cisterna, localizados próximos à área de estudo, foram obtidas no Sistema de Informação e Gestão de Águas Subterrâneas, SIAGAS (CPRM, 2016), especificados na Tabela 3.3, os quais possibilitaram a determinação da profundidade do nível e da capacidade de recarga de águas subterrâneas, conforme discriminado na Equação 3.3.

Tabela 3.3: Poços tubulares próximos ao local de estudo cadastrados no SIAGAS

Nome	Número do ponto	Coordenadas (metros)*	
		Longitude (E)	Latitude (N)
Ferrador	3100021350	520896,35	7767972,82
Chácara Beira Rio	3100021351	509895,92	7770036,14

* Sistema de coordenadas WGS 84 – UTM Fuso 23

$$R = S_y \cdot \frac{\Delta H}{\Delta t} \quad (3.3)$$

Em que S_y representa o rendimento específico do meio poroso saturado e ΔH e Δt , a variação da altura do nível de água em um determinado tempo, respectivamente.

Para a obtenção das variáveis acerca do local de disposição de resíduos sólidos (volume disposto diariamente, operação, monitoramento e compactação dos resíduos, além do sistema de drenagem), informações advindas do poder público municipal, por intermédio da SEPLAM, além de levantamentos topográficos e fotográficos da empresa Viasolo S/A (responsável pelo gerenciamento de resíduos e

disposição no município) que proporcionaram a determinação dos parâmetros necessários para formulação do índice poluidor I_p .

3.3. Resultados e Discussão

Avaliando as informações obtidas nos mapas hidrogeológicos do Brasil e de Minas Gerais (CPRM, 2014a; CETEC, 1981) é possível concluir que a região em que se situa o vazadouro de RSU (assim como toda a área do município de Divinópolis) está compreendida em um embasamento fraturado indiferenciado, composta predominantemente por rochas metamórficas. Essa informação, corroborada pelo trabalho de Carneiro e Barbosa (2008), permitiu a caracterização do parâmetro “A” do índice de vulnerabilidade, atribuindo-se o valor 5 a esta variável.

A tipologia do solo da região pode ser considerada, segundo o mapa de solos do estado de Minas Gerais (FEAM, 2013), como argissolo vermelho-amarelo distrófico na área do vazadouro, encontrado como solo arenoso em camadas superficiais e argiloso com o aumento da profundidade analisada. Assim, atribuiu-se o valor de 6 para a zona vadosa, valor definido para solos argilo-siltosos compreendida como o tipo de solo susceptível à percolação abaixo dos resíduos, definido no parâmetro “I”. No entanto, o solo superficial caracteriza-se como um solo areno-siltoso, proveniente de jazidas próximas ao aterro, de coloração clara, de elevada permeabilidade e ausente de compactação. Essas informações permitem a estimativa do parâmetro “S”, definido como a classificação do solo superficial, que influencia na capacidade de percolação de água no solo, o qual neste estudo foi atribuído o valor 4 (conforme Tabela 3.1).

As considerações acerca da profundidade do nível de água subterrânea puderam ser realizadas apenas com as informações obtidas no SIAGAS, conforme descrito nos materiais e métodos, e foram extraídas de dois poços de captação de água, os quais apresentaram uma profundidade média de 67 m até o nível estático de água. Essa profundidade considerável atenua o fator de vulnerabilidade em larga escala para o índice proposto, o qual, neste parâmetro (“D”) pôde ser atribuído o valor 1.

Utilizando-se da classificação do solo da zona vadosa, relacionado como um solo argissolo vermelho-amarelo foi possível estimar condutividade hidráulica do

referido meio com a avaliação de estudos prévios de outros pesquisadores deste tema, conforme pode ser observado na Tabela 3.4.

Tabela 3.4: Valores de condutividade hidráulica para solos argissolos vermelho-amarelo.

Autor	Rocha	K (cm/s)
Carvalho (2013)	Gnaisse	$3,40 \times 10^{-6}$
Betim (2013)	Gnaisse	$3,43 \times 10^{-6}$
Fineza (2015)	Gnaisse	$3,06 \times 10^{-5}$

Apesar das diferenças dos dois primeiros estudos citados com os estudos de Fineza (2015), todos os valores apresentam condutividade hidráulica menor que 1 metro por dia, definindo-se como variável de valor igual a 1 (parâmetro C). Com esse valor de condutividade hidráulica e com o tipo de solo da zona vadosa, pôde ser definida a capacidade de recarga das águas subterrâneas, discriminada na Equação 3.3, sendo obtido um valor de 150 mm/dia (parâmetro “R”).

Na Tabela 3.5 apresenta-se um resumo das informações anteriormente descritas e necessárias para a aplicação do modelo DRASTIC, juntamente com os fatores relacionados a cada parâmetro obtido.

Tabela 3.5: Resumo dos valores considerados no Índice DRASTIC.

Fator	Característica da área	Valor atribuído	Peso (W)	Fator*W
D	Profundidade do nível de água subterrânea – 67 m (> 30m)	1	5	5
R	Capacidade de infiltração 100 a 175 mm	6	4	24
A	Rochas metamórficas	5	3	15
S	Solo superficial silto arenoso	4	5	20
T	Declividade média entre 10 e 30%	5 a 1	1	5 a 1
I	Zona vadosa com predominância de argila	6	1	6
C	Condutividade hidráulica < 1 m/dia	1	4	4
Índice DRASTIC:				76 a 79

Ao aplicar a espacialização do índice DRASTIC obtido na Tabela 3.5 (uma vez que há uma variação nos valores) na área do estudo, obteve-se o mapa da Figura 3.3, o qual demonstra que, apesar da variação nos valores, atribui-se valores do índice DRASTIC que caracterizam a área como de baixa vulnerabilidade à contaminação de águas subterrâneas.

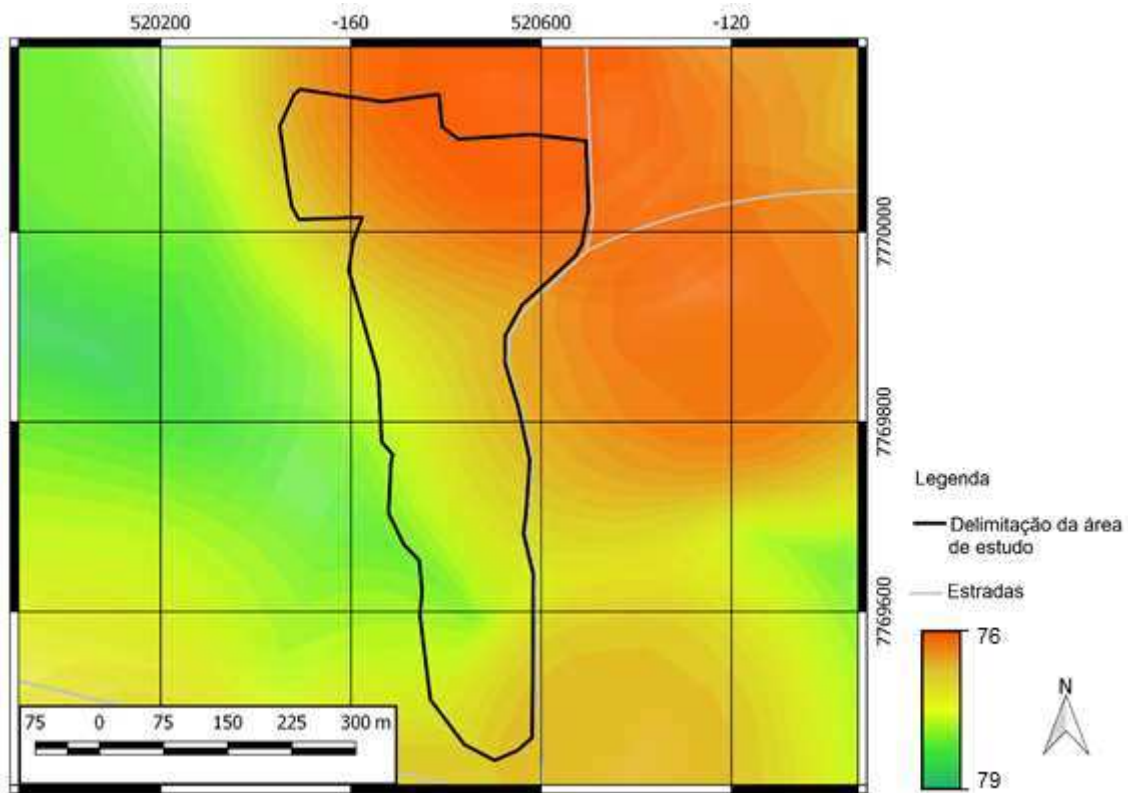


Figura 3.3: Mapa de vulnerabilidade da área segundo Índice DRASTIC.

Conforme descrito previamente, nos materiais e métodos, os valores 76 a 79 para o índice DRASTIC denotam uma área com baixa vulnerabilidade de contaminação de águas subterrâneas. Este valor para o referido índice pode ser justificado, entre outros valores, pela baixa permeabilidade do solo e pela profundidade do nível do lençol freático, os quais obtiveram valores atribuídos relativamente baixos, além do peso dos referidos parâmetros ser de grande magnitude na determinação do índice.

Quanto ao vazadouro, segundo levantamento topográfico realizado pela Viasolo S/A, este possui declividade média entre 8 e 10%. O referido local de disposição recebe, diariamente, cerca de 165 toneladas de resíduos sólidos urbanos, não sendo recebidos resíduos provenientes de estabelecimentos de saúde e da construção civil. Neste vazadouro inexistente qualquer tipo de drenagem interna de percolados e de águas pluviais externas às valas de operação. O recobrimento final das valas de disposição ocorre semanalmente utilizando-se de solo obtido na superfície do próprio local, caracterizado por uma granulometria arenosa e sem compactação. Ressalta-se que durante a operação, não são compactados os

resíduos dispostos no local, e que também inexistem qualquer forma de monitoramento do vazadouro. A Tabela 3.6 resume as informações relativas ao vazadouro, cujos valores do índice de poluição estão atribuídos para cada parâmetro, bem como dos pesos de consideração.

Tabela 3.6: Resumo dos valores considerados no Índice de Poluição I_p .

Fator de risco	Situação	R	W	R*W
Volume de resíduos aterrados	160 ton/d	0,4	5	2
Sistema de drenagem	Inexistente	1	5	5
Tipo de resíduo	Urbano	0,5	3	1,5
Estado físico dos resíduos	Sólido	0,2	3	0,6
Biodegradabilidade dos resíduos	Anaeróbica	1	2	2
Monitoramento do local	Inexistente	1	2	2
Compactação dos resíduos	Sem compactação	1	1	1
Material de recobrimento final	Solo sem compactação	1	1	1
			I_p	15,1

O índice de poluição demonstra uma elevada capacidade de contaminação e, segundo Rapiti-Caputo (2006), valores acima de 10 remetem à áreas cuja intervenção imediata se mostra necessária, uma vez que a exposição dos recursos naturais da área às substâncias nocivas, oriundas do processo de decomposição dos resíduos, possui elevado risco qualitativa e quantitativamente. O valor de 15,1 para o I_p justifica-se pelos parâmetros relativos à ausência do sistema de drenagem, à biodegradabilidade dos resíduos, à ausência de monitoramento do local, à ausência de compactação dos resíduos e ao material de recobrimento final apresentarem a situação menos favorável dentro das possibilidades apresentadas na metodologia, caracterizando um local de disposição com condições de operação invariavelmente inadequadas.

Pode-se ressaltar que, apesar do índice de susceptibilidade DRASTIC se caracterizar, neste caso, como relativamente baixo, em decorrência do profundo nível de água e baixa permeabilidade do solo, o potencial poluidor encontrado para o empreendimento localizado nesta área evidencia a importância da análise de ambas as vertentes desta fase do gerenciamento de resíduos sólidos: a escolha da área e operação do local de disposição final, sem os quais não se pode afirmar mitigação dos impactos ocasionados por aterros de resíduos sólidos.

3.4. Conclusões

A avaliação da susceptibilidade de uma área passível de recebimento de resíduos sólidos caracteriza uma etapa importante na sua escolha durante a etapa de implantação de um aterro sanitário. No entanto, esta etapa comumente é ignorada ou reduzida à verificação do atendimento a critérios de simplicidade demasiada, como no caso das exigências da NBR 13.896 (ABNT 1997), em comparação aos critérios analisados pela metodologia DRASTIC. Na referida metodologia, analisada nesta pesquisa, as variáveis de observação são consideradas de forma empírica, mas que não necessitam de complexos ensaios de caracterização ou quantificação, sendo de relativo fácil acesso por banco de dados governamentais, ampliando sua aplicação, mas usualmente não existe na escala adequada.

Quanto à análise do potencial poluidor pelo índice de poluição I_p , caracterizado nesta pesquisa, evidencia a importância da correta operação dos sistemas de disposição final de resíduos sólidos, como o recobrimento periódico, a coleta de gases, drenagem de percolados, compactação de resíduos, entre outros. A importância destes critérios de operação na metodologia de quantificação do potencial poluidor, apresentada neste trabalho, reforça a necessidade de fiscalizações mais criteriosas destes locais, uma vez que sua inadequada condução pode acarretar em danos irreversíveis ao meio ambiente. Embora a susceptibilidade da área tenha sido considerada baixa, mostra-se necessária uma intervenção imediata no local.

Estas duas análises, vulnerabilidade e potencial poluidor, reforçam a necessidade da revisão dos processos de licenciamento de áreas de disposição final de resíduos sólidos, uma vez que os atuais critérios e parâmetros analisados são de reduzida profundidade, realçada por recentes metodologias de análise destes empreendimentos, como os descritos nesta pesquisa.

3.5. Referências

- AL-ADAMAT, R. A. N., FOSTER, I. D. L., BABAN, S. M. J. Groundwater vulnerability and risk mapping for the Basaltic aquifer of the Azraq basin of Jordan using GIS, Remote sensing and DRASTIC. **Applied Geography**, v. 23, n. 4, p. 303–324, out. 2003.
- ALLER, L., BENNETT, T., LEHR, J. H., PETTY, R. J., HACKETT, G. **DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings**. Dublin, Ohio: USEPA, 1987.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2014**. São Paulo: ABRELPE, 2014.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004**: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro: 2004. 71 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.896**: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro: 1997. 12 p.
- AYDI, A. Assessment of heavy metal contamination risk in soils of landfill of Bizerte (Tunisia) with a focus on application of pollution indicators. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 4, p. 3019-3027, mar. 2015.
- AZEVEDO, M. A. **Avaliação do Risco à Saúde da População Vizinha às Áreas de Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos: O Aterro Sanitário como Cenário de Exposição Ambiental**. 2004. 307 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2004.
- BABIKER, I. S., MOHAMED, M. A. A., HIYAMA, T., KATO, K. A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, central Japan. **Science of The Total Environment**, v. 345, n. 1-3 p. 127–140, jun. 2005.
- BASTIAN, L., YANO, J., HIRAI, J., SAKAI, S. Behavior of PCDD/Fs during open burning of municipal solid waste in open dumping sites. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 15, n. 2, p. 229-241, fev. 2013.
- BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**. São Carlos: EESC/USP, 1999. 120 p.
- BRASIL, Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos**; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.

BUTT, T. E., GOUDA, H. M., BALOCH, M. I., PAUL, P., JAVADI, A. A., ALAM, A. Literature review of baseline study for risk analysis — The landfill leachate case. **Environmental International**, v. 63, p. 149-162, fev. 2014.

BUTT, T. E., INGLES, A. J. D., BALOCH, M. I. A Conceptual Model Outline for Integrated Exposure Assessment of Waste Disposal Sites. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 30, n. 4, p. 696 -708, jan. 2011.

CARNEIRO, M. A., BARBOSA, M. S. C. Implicações Geológicas e Tectônicas da Interpretação Magnetométrica da Região de Oliveira, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 26, n. 1, p. 87-98, mar. 2008.

CETEC - FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS. **Mapa Hidrogeológico de Minas Gerais**. Secretaria de Ciência e Tecnologia – Instituto de Geociências Aplicadas. Belo Horizonte, 1981. Escala 1:1.000.000.

CHANG, N. B., DAVILA, E. Municipal solid waste characterizations and management strategies for the Lower Rio Grande Valley, Texas. **Waste Management**, v. 28, n. 5, p. 776–794, jun. 2008.

COIMBRA, J. B. **Avaliação de Impactos na Saúde Ocasionalmente pela Destinação Final de Resíduos Sólidos: O Lixão e a Unidade de Triagem e Compostagem como Cenários de Exposição**. 2013. 100 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução Nº 420 de dezembro de 2009. **Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas**.

CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Mapa Hidrogeológico do Brasil**. Ministério de Minas e Energia – Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral. Brasília, 2014. Escala 1:5.000.000.

CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Sistema de Informações de Águas Subterrâneas**. Brasília, 2016. Disponível em < <http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/> >. Acesso em: 20 jun. 2016.

CURRIE, J., GREENSTONE, M., MORETTI, E. Superfund Cleanups and Infant Health. **American Economic Association: Papers and Proceedings**, v. 101, n. 3, p. 435-441, mar. 2011.

DAVOLI, E., FATTORE, E., PAIANO, V., COLOMBO, A., PALMIOTO, M., ROSSI, A. N., GRANDE, M. II., FANELLI, R.. Waste management health risk assessment: A case study of a solid waste landfill in South Italy. **Waste Management**, v. 30, n. 8-9, p. 1608-1613, ago/set. 2010.

DAWSON, G. W. Risk Management and the Landfill in Hazardous Waste Disposal. **Journal of Hazardous Materials**, v. 8, n. 1, p. 43-57, 1983.

DEMIRBILEK, D., ÖNAL, A. Ö., DEMIR, V., USLU, G., ARSLANOGLU-ISIK, H., 2013. Characterization and pollution potential assessment of Tunceli, Turkey municipal solid waste open dumping site leachates. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 11, p. 9435-9449, nov. 2013.

FINEZA, A. G. **Modelagem Hidrogeológica de um Aquífero Freático Poroso com o Visual Modflow e por Meio de Redes Neurais Artificiais**. 2015. 163 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2015.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (Minas Gerais). **Banco de Solos de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 2016. Disponível em < <http://www.feam.br/noticias/1/949-mapas-de-solo-do-estado-de-minas-gerais> >. Acesso em 20 jun. 2016.

GALITSKAYA, I. V., PUTILINA, V. S., YUGANOVA, T. I. Substantiation of Managerial Decisions for Minimizing the Risk of Groundwater Contamination at the Sites of Solid Municipal Waste Disposal. **Water Resources Management**, v. 41, n. 7, p. 844-853, nov. 2015.

GOUVEIA, N., PRADO, R. R. Riscos à saúde em áreas próximas a aterros de resíduos sólidos urbanos. **Revista de saúde pública**, v. 44, n. 5, p. 859-866, set. 2010.

GWENZI, W., GORA, D., CHAUKURA, N., TAURO, T. Potential for leaching of heavy metals in open-burning bottom ash and soil from a non-engineered solid waste landfill. **Chemosphere**, v. 147, p. 144-154, mar. 2016.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico** – PNSB, 2010.

LEBERSORGER, S., BEIGL, P. Municipal solid waste generation in municipalities: Quantifying impacts of households structure, commercial waste and domestic fuel. **Waste Management**, v. 31, n. 9-10, p. 1907-1915, set/out. 2011.

LI, Y., LI, J., CHEN, S., DIAO, W. Establishing indices for groundwater contamination risk assessment in the vicinity of hazardous waste landfills in China. **Environmental Pollution**, v. 165, p. 77-90, mar. 2012.

LIU, Y., PENG, R., XU, Y., NAI, C., DONG, L., REN, J. Mechanical behavior of typical hazardous waste and its influence on landfill stability during operation. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 16, n. 4, p. 597-607, jun. 2014.

MARCON, A., NGUYEN, G., RAVA, M., BRAGGION, M., GRASSI, M., ZANOLIN, M. E. A score for measuring health risk perception in environmental surveys. **Science of the Total Environment**, v. 527–528, p. 270–278, set. 2015.

MARI, M., NADAL, M., SCHUHMACHER, M., DOMINGO, J. L. Exposure to heavy metals and PCDD/Fs by the population living in the vicinity of a hazardous waste landfill in Catalonia, Spain: Health risk assessment. **Environmental International**, v. 35, n. 7, p. 1034-1039, out. 2009.

PALMIOTTO, M., FATTORE, E., PAIANO, V., CELESTE, G., COLOMBO, A., DAVOLI, E. Influence of a municipal solid waste landfill in the surrounding environment: Toxicological risk and odor nuisance effects. **Environment International**, v. 68, p. 16-24, jul. 2014.

RAPTI-CAPUTO, D., SDAO, F., MASI, S. Pollution risk assessment based on hydrogeological data and management of solid waste landfills. **Engineering Geology**, v. 85, n. 1-2, p. 122–131, mai. 2006.

RAVINDRA, K., KAUR, K., MOR, S. System analysis of municipal solid waste management in Chandigarh and minimization practices for cleaner emissions. **Journal of Cleaner Production**, v. 89, p. 251-256, fev. 2015.

SCHALCH, V. **Estratégias para a Gestão e o Gerenciamento de Resíduos Sólidos**. 2002. 149 f. Tese (Livre-docência) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2002.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA. **Atlas Digital das Águas de Minas**. Viçosa, 2011. Disponível em < <http://www.atlasdasaguas.ufv.br/home.html> >. Acesso em 20 jun. 2016.

YU C., YAO Y. Y., HAYES G., ZHANG B. X., ZHENG C. M. Quantitative assessment of groundwater vulnerability using index system and transport simulation, Huangshuihe catchment. **Science of The Total Environment**, v. 408, n. 24, p. 6108–6116, nov. 2010.

YU, L. An approach to the study on investigation, monitoring, prevention and control of groundwater Pollution in Beijing's plain area. **Urban Geology**, v. 3, p. 1–4, jun. 2008.

ZAMAN, A. U., LEHMANN, S. Urban growth and waste management optimization towards 'zero waste city'. **City, Culture and Society**, v. 2, n. 4, p. 177-187, dez. 2011.

ZHANG, B., LI, G., CHENG, P., YEH, T. C. J., HONG, M. Landfill Risk Assessment on Groundwater Based on Vulnerability and Pollution Index. **Water Resources Management**, v. 30, n. 4, p. 1465-1480, jan. 2016.

CAPÍTULO 4

MODELAGEM DA DISPERSÃO DE CONTAMINANTES METÁLICOS EM UM ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

4.1. Introdução

A contaminação ambiental devido às ações antropogênicas tem sido um problema recorrente no planeta, tendo se agravado após a segunda fase da revolução industrial no século XIX. O comprometimento do meio ambiente por meio de diversas formas de poluição requer medidas de mitigação e remediação equivalentes ao impacto ambiental ocasionado, sendo, portanto, de suma importância a quantificação e a qualificação dos impactos ambientais ocasionados no meio natural, tanto por meio de técnicas consolidadas, quanto em processo de desenvolvimento, decorrentes da constante evolução do conhecimento humano.

Uma área pode ser caracterizada como contaminada por diferentes metodologias, que se baseiam em critérios qualitativos e quantitativos, constantes nos dispositivos legais, específicos de cada país, no qual essa área está inserida. O número de áreas contaminadas é reflexo de investimentos e políticas públicas de cada região política e geográfica, sujeitas às pressões governamentais e mercadológicas, muitas vezes comprometidas prioritariamente com o desenvolvimento econômico e financeiro em detrimento da manutenção e proteção ambiental (Xu & Liu, 2009).

Contudo, para que as técnicas adequadas de remediação sejam implantadas é necessário que seja determinada a natureza da fonte contaminante, uma vez que o conhecimento das propriedades físicas, químicas e biológicas são primordiais para a compreensão da dinâmica da evolução espaço-temporal da área contaminada (Sorvari e Seppälä, 2010).

A fonte de contaminação e as características originais do meio ambiente são apontadas como o limiar de investigação de áreas contaminadas. A legislação, em diversos países, indica como condicionantes para a classificação como área contaminada, as propriedades originais do solo ou da água, utilizando-se de valores de concentração de substâncias químicas ou biológicas como referência para a confirmação de determinado local como contaminado (ZABEO et al, 2011). A avaliação das metodologias de investigação e análise está intrinsecamente

correlacionada às condições tecnológicas disponíveis e limites impostos por órgãos ou agências reguladoras (Aller et al, 1987). Assim, o conceito de contaminação difere conforme a localidade e pode se basear em condições que priorizam à proteção do solo, da água e/ou do ar.

Em alguns países, a classificação de uma área como contaminada se dá pela característica da área e do risco associado à mesma. Nos Estados Unidos, a caracterização de uma área contaminada pode ser feita em diferentes categorias, pelo exposto, pela caracterização, pela propriedade da área, segundo a USEPA (2016):

- *superfund*: locais sem controle ou abandonados que possuem potencial poluidor;
- *brownfields*: áreas, normalmente não pertencentes ao poder público, que apresentam risco de contaminação;
- *Resource Conservation and Recovery Act*: Ato de Conservação de Recurso, compreendido como a regulação de áreas que podem apresentar contaminação em andamento, mas que possuem plano de gestão e recuperação;
- *UST's: Underground Storage Tanks*, ou Tanques de Armazenamento Subterrâneo, caracterizado por áreas com contaminação subterrânea advinda de petróleo ou outras substâncias nocivas);
- *Federal Facilities*: Instalações Federais, caracterizada como áreas contaminadas onde o poder público federal é o proprietário;
- *State Sites*: locais contaminados em poder dos estados da federação.

Na União Europeia (UE), a classificação de áreas contaminadas é realizada pela European Environment Agency (EEA), e se divide em duas categorias: áreas potencialmente contaminadas e áreas contaminadas. Essa divisão se baseia no fato da presença de elementos e substâncias contaminantes de origem antropogênica, ser suspeita ou confirmada (BROMBAL et al, 2015). Essa classificação caracteriza-se de forma objetiva em virtude de vários países componentes da União Europeia já possuírem normas e regulamentações relativas ao tema, não sendo estas suprimidas ou tornadas obsoletas. Para que essa classificação se aplique, a UE delimita uma metodologia de verificação do local contaminado, caracterizada pelas seguintes etapas, em sequência, conforme a EEA (2000): pesquisa preliminar

(quando são realizadas verificações visuais e análise do histórico do local), investigação preliminar do local (quando apenas algumas amostras de solo e/ou água são coletadas e analisadas) e investigação principal do local (quando amostras e monitoramento são realizados).

No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) define critérios e valores de concentração de contaminantes no solo para a classificação de determinada área como contaminada e se assemelha de forma significativa às definições da agência ambiental europeia, a EEA. O CONAMA define, com a Resolução nº 420 de 2009 (CONAMA, 2009), quatro diferentes classes de qualidade do solo (em função do número de substâncias químicas que apresentam valores maiores que o VRQ – Valores de Referência Química). Essas classes servem de referência para a caracterização da área em: Área Suspeita de Contaminação (As), Área Contaminada sob Investigação (AI), Área Contaminada sob Intervenção (ACI) e Área em Processo de Monitoramento para Reabilitação (AMR). A referida classificação não diferencia a natureza do empreendimento da contaminação nem define pesos diferenciados para cada elemento ou substância química, mas atribui valores de referência para a contaminação do solo.

A disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos (RSU) constitui um problema recorrente em diversos países e, no Brasil, tem sido alvo de recentes legislações com o objetivo de reduzir os locais de disposição inadequada de resíduos, devido ao inadequado controle do potencial poluidor, sendo fonte de impactos ambientais diversos. Estima-se que cerca de 50,8% dos 5.564 municípios brasileiros disponham seus resíduos sólidos urbanos em locais inadequados, denominados vazadouros a céu aberto ou lixões (IBGE, 2011). Dessa forma a degradação ambiental ocasionada pela disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos é objeto de estudos de diversos autores em suas diferentes formas de ocorrência. A contaminação da água, do solo, do ar e a dispersão de vetores de doenças ocasionados por esta atividade são de difícil recuperação e caracteriza-se como um dos maiores problemas ambientais enfrentados no Brasil (Oliveira et al, 2013). A contaminação de águas superficiais e subterrâneas ocasionadas pela dispersão de contaminantes no solo é uma das formas de poluição frequentemente estudada por pesquisadores, bem como os mecanismos de biodegradação envolvidos neste processo. Como exemplos destes estudos, podem ser citados

Gwenzi et al (2016), que analisaram a contaminação por metais pesados presentes em percolados de resíduos sólidos oriundos de um lixão de grande porte, além da pesquisa realizada por Li et al (2014), a qual estabeleceu índices de percolação de líquidos em maciços de solo saturado. Outras pesquisas podem também ser citadas como exemplos de tentativas de compreensão dos mecanismos de contaminação de águas superficiais e subterrâneas, como as realizadas por Aydi (2015) e Butt et al (2014).

A compreensão dos mecanismos e processos resultantes da contaminação de águas subterrâneas, em consequência da contaminação dos solos, caracteriza-se como uma necessidade inerente à concepção de aterros sanitários e locais corretos de disposição final de resíduos sólidos. A implantação destes empreendimentos, altamente impactantes ao meio ambiente, requer que sejam controlados os meios de poluição decorrentes da natureza dos resíduos dispostos, dentre os quais os percolados líquidos, ricos em matéria orgânica e substâncias nocivas à qualidade das águas e dos recursos naturais diversos. Analisar qualitativa e quantitativamente esta forma de contaminação deve constituir-se como um dos principais objetivos de pesquisas acadêmicas e científicas relacionadas à modelagem ambiental, possibilitando a formulação de normas, legislações e técnicas que atentem para a proteção mais eficiente e precisa dos meios de contaminação das áreas de disposição final de resíduos sólidos.

A dispersão de contaminantes metálicos em meios saturados e não saturados constitui objeto de vários estudos quanto à sua modelagem e identificação dos fatores envolvidos na mobilidade de elementos dessa natureza. O transporte de contaminantes depende, entre vários fatores, dos processos de advecção, dispersão, difusão molecular, sorção, precipitação, complexação, entre outros, que potencializam ou atenuam a mobilidade de elementos em meios porosos (JESUS, 2009). A compreensão desses processos constitui premissa básica para a proposição de modelos de simulação.

Os desafios envolvidos na modelagem do transporte de contaminantes incluem a ponderação de uma gama de variáveis cuja complexidade de interação constitui um campo de estudo de modelos matemáticos e computacionais (WANG et al, 2015). Os modelos computacionais desenvolvidos nas últimas duas décadas têm auxiliado na compreensão e simulação de fluxos de contaminação de diferentes

tipos, destacando-se o de elementos e substâncias metálicas (ZHOU et al, 2014). As particularidades de cada modelo computacional se baseiam em considerações acerca dos mecanismos de interação entre partículas de solo, da condição de saturação e de permeabilidade do meio poroso (solo), da viscosidade do contaminante e outras considerações específicas de cada modelo (SEWAYBRICKER, 2009). Podem ser citados alguns modelos já consolidados no meio acadêmico e profissional para a simulação de contaminantes diversos em meios porosos e de fluxo de substâncias como o MODFLOW (MCDONALD & HARBAUGH, 1988) e o MODPATH (POLLOCK, 1994). A ferramenta MT3DMS (ZHENG, 2004) pode ser aplicada em conjunto ao modelo MODFLOW, uma vez que tem por objetivo simular o fluxo de contaminação considerando mecanismos de sorção. Esses modelos, comprovados em pesquisas, se destacam pela aplicabilidade e flexibilidade dos parâmetros considerados, definindo-se como métodos de interface relativamente simples.

O modelo MODFLOW pode ser compreendido como um modelo baseado em uma interface gráfica cuja modelagem de fluxo saturado se dá pela interação entre células pré-definidas com a utilização do método dos elementos finitos. Este método foi desenvolvido pelo Centro de Pesquisas Geológicas dos Estados Unidos (United States Geological Survey) em 1998 (MCDONALD & HARBAUGH, 1988). O modelo MODPATH constitui-se como uma pós-análise do modelo MODFLOW, possibilitando ao pesquisador localizar um conjunto de partículas deslocadas por advecção em um meio saturado, após determinado período de tempo, em uma simulação do fluxo de contaminantes (POLLOCK, 1994). O modelo MT3DMS (Modular Transport, 3-Dimensional, Multi-Species ou Transporte Modular, Tridimensional, Multi-Espécies) caracteriza-se como um módulo tridimensional de transporte para a simulação de advecção, dispersão e reações químicas de constituintes dissolvidos em sistemas de águas subterrâneas, permitindo uma simulação de contaminação por vários elementos simultaneamente (ZHENG, 2004). Este último modelo caracteriza-se como uma ferramenta do MODFLOW, simulando a perda de concentração de contaminantes em decorrência de mecanismos de sorção, potencializados ou atenuados por afinidades do meio analisado.

A aplicação dos referidos modelos de dispersão de contaminantes pode ser estendida a elementos metálicos diversos, os quais possuem sua capacidade de

mobilidade definida pelas propriedades do metal e do meio ao qual os mesmos estão submetidos.

A heterogeneidade em um meio poroso foi analisada por Nezhad et al (2011) como uma variável importante a ser considerada na simulação de fluxos de substâncias metálicas, utilizando o método de Monte Carlo¹, assim como proposto por Bieda (2013). Zhu et al (2012) avaliou a interação entre zonas saturadas e não-saturadas na modelagem do fluxo contaminante, onde a chamada “zona vadosa” (zona não saturada anterior à zona saturada) apresenta grande impacto na mobilidade de elementos, sendo considerada uma variável atenuante no impacto de águas subterrâneas. Bakis & Tuncan (2011) avaliaram a contaminação por metais pesados em um local de disposição final de resíduos sólidos na Turquia, onde os metais Zinco, Níquel e Cromo foram encontrados em concentrações elevadas, caracterizando um impacto ambiental significativo. Por fim, Wu et al (2015) ponderou a mobilidade de Cádmio em um aterro de resíduos eletrônicos em Longtang, na China.

A necessidade de pesquisas relacionadas à exposição de recursos naturais à contaminação por locais de disposição inadequada de resíduos sólidos e sua modelagem serviu de propósito a esta pesquisa, caracterizada como um estudo de caso. Desta forma, foi proposto neste trabalho a aplicação dos modelos MODFLOW e MT3DMS em conjunto na simulação de contaminantes metálicos em uma área de disposição final de resíduos sólidos localizada no município de Divinópolis, Minas Gerais.

4.2. Material e Métodos

Para a realização desta pesquisa, a metodologia do trabalho foi dividida em quatro etapas sequencialmente interligadas: escolha do local de estudo, instrumentação e coleta de amostras, análises laboratoriais e modelagem. Assim, algumas suposições foram consideradas para a elaboração desta pesquisa:

- . O local de estudo é constituído por meios porosos: solo e resíduos sólidos;

¹ Segundo Almeida & Silva (2015), Monte Carlo constitui-se como um conjunto de métodos estatísticos que utilizam uma grande quantidade de amostras aleatórias para a estimação de valores reais. Assim, o método Monte Carlo é utilizado quando não se conhece a distribuição dos parâmetros de interesse.

- . Os resíduos sólidos dispostos no vazadouro são de natureza orgânica e inorgânica, sendo assumidos como a fonte dos elementos metálicos analisados;
- . O volume de resíduos foi considerado como um meio poroso saturado.

4.2.1 Escolha da área de estudo

Nesta pesquisa, foi escolhido como área de estudo o local de disposição final de resíduos sólidos urbanos gerados no município de Divinópolis, Minas Gerais. O local recebe, diariamente, cerca de 165 toneladas de resíduos sem qualquer controle tecnológico de proteção ambiental, como impermeabilização de base nas valas de aterramento, drenagem de líquido percolado e gases, limitando-se apenas à quantificação do recebimento (uma vez que a coleta é prestada por empresa privada) e ao controle de acesso às dependências do local. O referido vazadouro possui, ao todo, aproximadamente nove hectares de área e localiza-se a oito quilômetros do centro da zona urbana do município. Sua operação, de acordo com informações da Secretaria de Meio Ambiente do município, data de aproximadamente trinta anos, com a ausência de meios de mitigação de seu potencial poluidor. Por possuir uma extensa área de disposição, optou-se neste estudo por delimitar uma fração do referido vazadouro, tendo sido escolhida uma área de resíduos recentemente aterrados e cuja operação se encerrou em 2013. A área escolhida localiza-se na fração inferior esquerda do local de disposição, totalizando 0,6 hectares. É possível observar o vazadouro, sua localização e a área escolhida para este estudo na Figura 4.1.

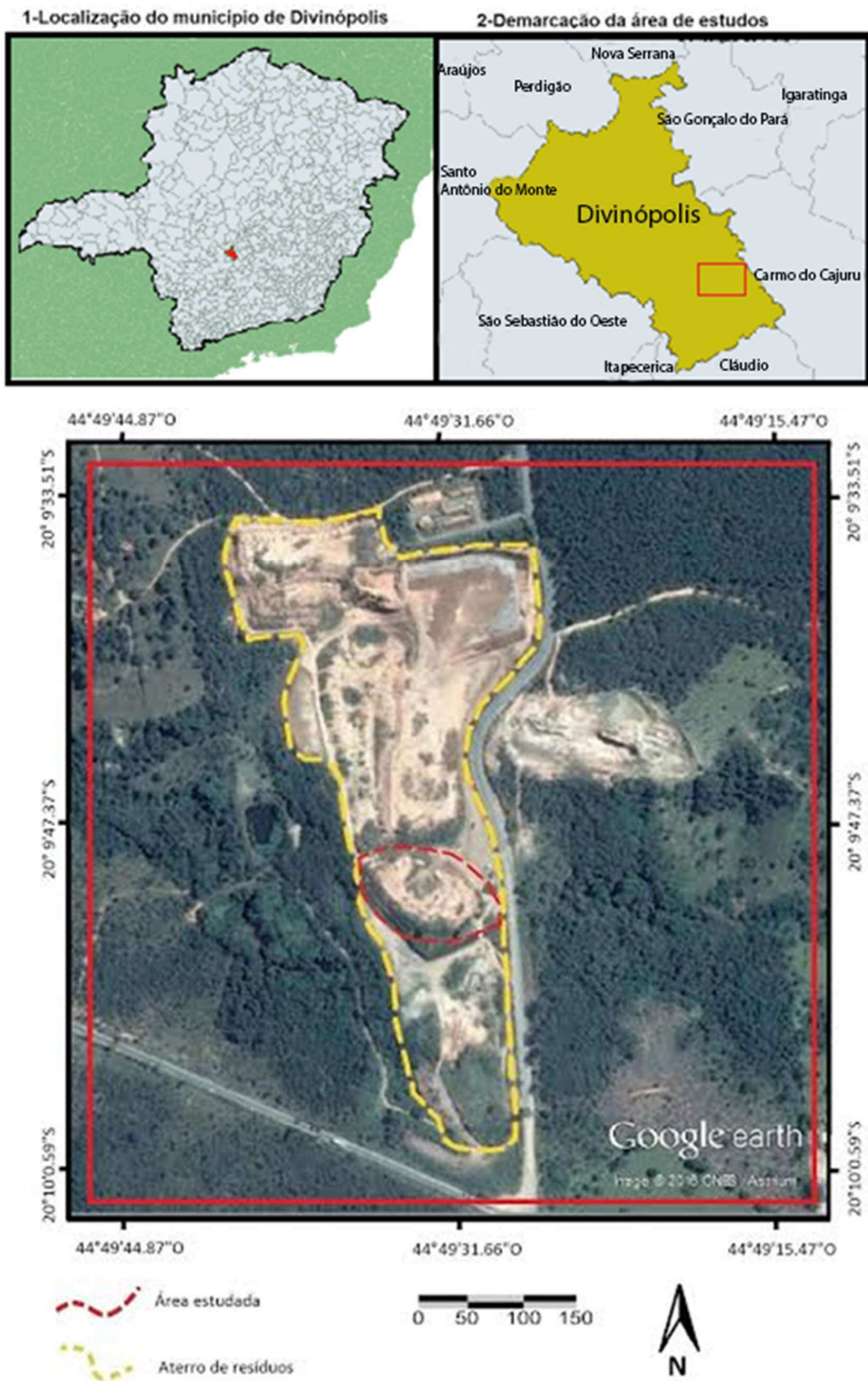


Figura 4.1: Localização da área de estudo

4.2.2 Instrumentação e coleta de amostras

Dentro da área escolhida, foram utilizados 20 (vinte) pontos de amostragem, cuja localização buscou a abrangência de todo o espaço delimitado pelo perímetro do local de estudo. Nesses referidos pontos foram realizadas coletas de material (resíduos e solo) com a utilização do ensaio SPT (Standard Penetration Test, ou teste de penetração padrão) seguindo as prescrições normatizadas pela NBR 6484 (ABNT, 2001).

Foram coletadas duzentas e quarenta amostras entre 300 a 400 gramas cada uma, por metro de profundidade, perfazendo um total de 12 metros em cada ponto amostrado. O material coletado foi armazenado em recipientes plásticos lacrados, protegidos da luz solar e mantidos sob refrigeração constante, em temperaturas próximas de 4°C, conforme especificado por Byrnes (2009), seguindo o recomendado para a manutenção das propriedades químicas e biológicas em amostras de material orgânico. A fim de obter parâmetros de comparação, foram utilizados como referência de concentração os valores orientadores especificados no anexo II da Resolução N° 420 de 2009 do CONAMA. Após cada coleta, as amostras foram imediatamente levadas ao laboratório de matéria orgânica do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa a fim de quantificar as concentrações dos componentes estudados neste trabalho. A Figura 4.2 ilustra a fração da área estudada com os respectivos pontos de amostragem.



Figura 4.2: Localização dos pontos de amostragem

4.2.3 Análises laboratoriais

As análises químicas foram realizadas no laboratório de matéria orgânica e resíduos da Universidade Federal de Viçosa, onde as metodologias de determinação dos elementos seguiram o disposto por Rocha (2008). Para o desenvolvimento do presente estudo, foram escolhidos os elementos Zinco (Zn), Cromo (Cr) e Níquel (Ni), tidos, por Kulikowska et al (2015) e Luo et al (2015), como metais com sistemática presença em solos em meio urbano, em virtude de disposição de resíduos sólidos e outras fontes de origem de atividades antropogênicas. Em conjunto a essas análises, também foram determinadas a densidade seca e o pH de cada amostra, de forma a permitir, posteriormente, a aplicação de modelos pré-estabelecidos.

Para a quantificação dos parâmetros citados, primeiramente foram extraídos os metais Zn^{2+} , Cr^{3+} e Ni^{2+} procedendo-se com as seguintes etapas: digestão com Água Régia concentrada ($1HNO_3:3HCl$, v/v), extraíveis por Mehlich-1 e por EDTA (MURAOKA, 1983), e solúvel em água deionizada (relação sólidos: solução 1:2,5, agitação por 1 h). Os valores obtidos pelo extrator Água Régia forneceram estimativas dos teores totais dos elementos. Na determinação dos elementos foi utilizado um espectrômetro de emissão atômica com plasma de argônio acoplado (ICP-AES), Perkin Elmer – Optima 3300 DVTM Spectrometer. Empregaram-se as linhas espectrais: Ni-231,604 nm, Cd-214,440 nm, Zn- 213,857 nm e Cr-267,716 nm.

4.2.4 Modelagem

O transporte de contaminantes metálicos foi simulado utilizando-se um software de modelagem tridimensional de águas subterrâneas e transporte de contaminantes em meios variavelmente saturados, heterogêneos e sujeitos a condições de contorno definidas por ferramentas como MODFLOW, MODPATH e MT3DMS (ZHOU *et al.*, 2014). O software Visual Modflow (versão 2015.1, da Waterloo Hydrogeologic, Nova Metrix LLC) foi adotado neste estudo e possui as ferramentas descritas. O modelo MODFLOW de fluxo de líquidos também utilizado neste estudo com o auxílio do software, pode ser resumido pela Equação 4.1, descrita por Harbaugh (2005):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) - W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (4.1)$$

Em que K_x , K_y e K_z são os valores de condutividade hidráulica ao longo dos eixos x, y e z respectivamente; h é a superfície potenciométrica (em $L.T^{-1}$); W é o fluxo volumétrico por unidade de volume que sai ou ingressa no sistema, sendo $W > 0$ para o fluxo que sai do sistema e $W < 0$ para o fluxo que adentra o sistema (L^{-1}); S_s caracteriza o acúmulo específico do meio poroso (L^{-1}) e t denota o tempo (T).

O modelo de dispersão de contaminantes MT3DMS segue o modelo descrito por Zheng & Wang (2000), demonstrado na Equação 4.2:

$$\frac{\partial(\theta)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial C^k}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta v_i C^k) + q_s C_s^k + \sum R_n \quad (4.2)$$

Na referida Equação 4.2, C^k denota a concentração do contaminante no fluido ($m.L^{-3}$); θ é a porosidade do meio (adimensional); t denota o tempo (t); x_i é a distância nas referidas coordenadas cartesianas (L); D_{ij} é o coeficiente de dispersão hidrodinâmica ($L^2.t^{-1}$); v_i é a infiltração ou a velocidade linear no meio poroso ($L.t^{-1}$); q_s representa o fluxo volumétrico por unidade de volume de água subterrânea que adentra ou sai do sistema (t^{-1}); C_s é a concentração da fonte de entrada ou saída de fluido ($m.L^{-3}$) e $\sum R_n$ representa o termo de reação química ($m.l^{-3}.t^{-1}$).

A resolução das equações de fluxo e de dispersão de contaminantes foi realizada utilizando-se do método de elementos finitos, em uma malha tridimensional de células cúbicas com um metro de aresta. Assim, a aplicação das equações supracitadas valeu-se da interação entre as células obtidas na estratificação da área estudada, cujos parâmetros químicos e hidrogeológicos foram considerados como interdependentes para a modelagem.

A adsorção dos elementos metálicos caracteriza-se pelo acúmulo na interface solo-solução, a qual pode ser simulada por diferentes metodologias (LINHARES et al, 2010). Neste trabalho foi utilizado o modelo de Freundlich, amplamente utilizado e caracterizado pela capacidade máxima de retenção de substâncias na superfície da interface solo, conforme descrito na Equação 4.3.

$$q = k_F \cdot C_{eq}^{1/n} \quad (4.3)$$

Na Equação acima, q : e a quantidade de metal adsorvido em $\mu g.g^{-1}$ de solo; C_{eq} é a concentração do metal na solução de equilíbrio em $\mu g.ml^{-1}$; b é a capacidade máxima de adsorção ($\mu g.g^{-1}$); k é a constante relacionada com a energia de ligação ($\mu g.ml^{-1}$) do metal no solo; K_F e o coeficiente de adsorção de Freundlich, intercepto que indica a capacidade de um solo em reter um soluto ($\mu g.g^{-1}$), e n e um parâmetro adimensional, que indica a afinidade do solo pelo soluto (CAIRES, 2009). Por fim, ressalta-se que a espacialização inicial dos dados foi realizada procedendo-se com a krigagem ordinária na área de estudo.

4.2.5 Concepção do modelo hidrogeológico

Tendo em vista a modelagem descrita no item anterior, foi necessária a obtenção de parâmetros hidrogeológicos por meio de estudos prévios realizados na área pesquisada ou em locais, cujas características geológicas fossem semelhantes ao estudo de caso. Assim, os parâmetros e variáveis utilizados neste estudo foram obtidos nas referências descritas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1: Parâmetros considerados na modelagem

Parâmetro	Referência
Permeabilidade de argissolos	Fineza (2015)
Permeabilidade e densidade de resíduos sólidos	Rocha (2008)
Coefficientes de acúmulo específico de meios porosos	Fineza (2015), Iritani (1999)
Recarga de fluxo subterrâneo	Fineza (2015), Pizarro (2009)
Parâmetros de adsorção de Freundlich	Linhares <i>et al.</i> (2010), Braz (2011), Jesus (2009)

4.3. Resultados e Discussão

Os elementos zinco, cromo e níquel foram encontrados em concentrações variáveis ao longo das profundidades dos pontos amostrados. O zinco foi encontrado em concentrações que variam entre 20 e 603 $mg.kg^{-1}$. Conforme a Resolução CONAMA Nº 420 de 2009, o valor de referência para a concentração de prevenção do referido elemento no solo é de 300 $mg.kg^{-1}$. Esse valor de referência de concentração do solo conforme a referida resolução para o elemento cromo é de 75 $mg.kg^{-1}$, o qual pôde ser constatado, neste estudo, em concentrações entre 14 e 180 $mg.kg^{-1}$. Por fim, o elemento níquel tem como valor de referência (ainda conforme a resolução do CONAMA), a concentração de 30 $mg.kg^{-1}$. Assim, as concentrações de níquel encontradas variam entre 3 e 90 $mg.kg^{-1}$. Em todos os pontos de amostragem foram evidenciadas concentrações relativamente menores nas camadas superficiais, em profundidades não superiores a 2 metros. A camada superficial, composta de material de recobrimento, naturalmente tende a apresentar valores de concentração menores, uma vez que sua contaminação por fontes dos metais analisados se faz pouco presente. Já nas camadas mais profundas, as concentrações encontradas foram significativamente maiores, possivelmente em função de processos de percolação e transporte de metais ocorridos ao longo da

vida útil da referida área. Essa variação das concentrações dos metais analisados caracteriza e indica a hipótese de que os processos de advecção, dispersão e sorção no maciço de resíduos desta pesquisa encontram-se em atividade, cuja dinâmica e intensidade dependem das especificidades do meio contaminado e dos contaminantes. Na Figura 4.3 é apresentado um gráfico que demonstra a variação dos valores encontrados neste estudo para os metais analisados.

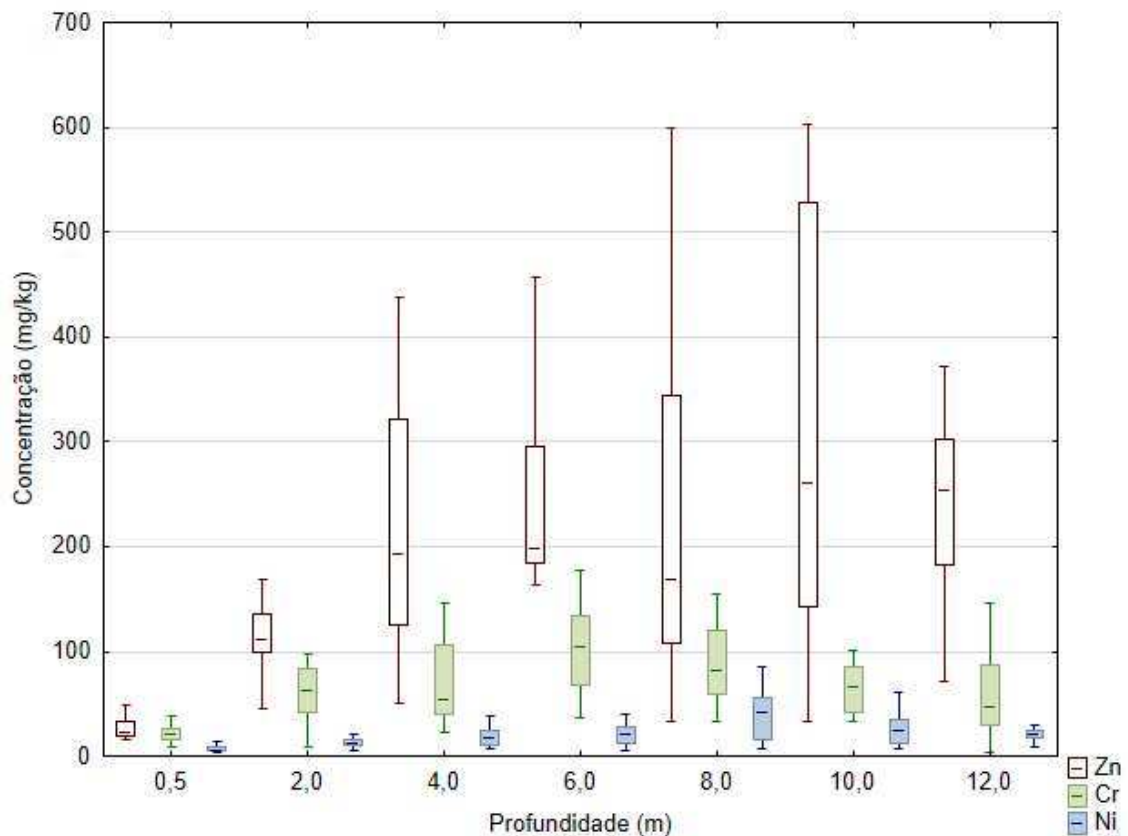


Figura 4.3: Gráfico box-plot das variações de concentração dos elementos analisados

Ao serem analisadas as densidades secas dos materiais amostrados, pode ser reforçada a hipótese de que as camadas mais profundas (cerca de 12 metros) são compostas de solo natural, uma vez que a diferença entre os valores de densidades em profundidades intermediárias difere de forma significativa, sendo evidenciadas no gráfico da Figura 4.4.

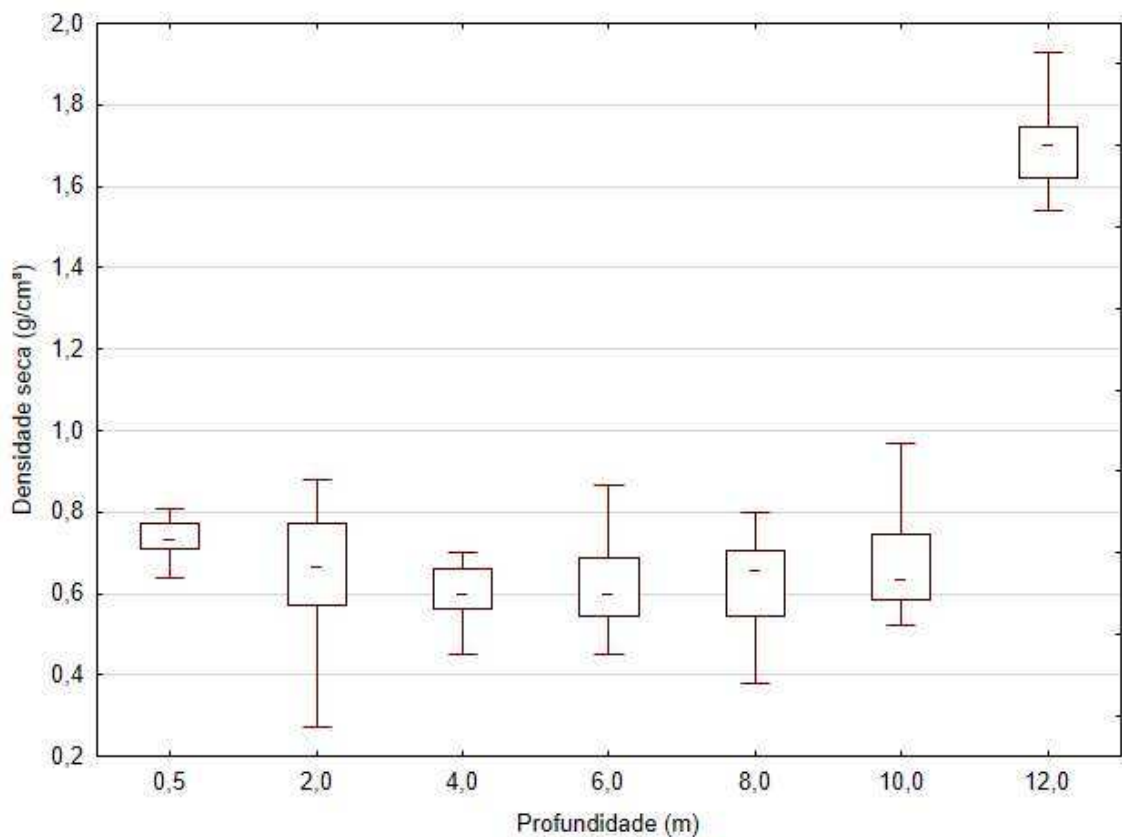


Figura 4.4: Gráfico box-plot da variação de densidade seca ao longo das profundidades analisadas

Para a aplicação do modelo pretendido neste estudo, o MT3DMS, foi necessária a espacialização das concentrações dos elementos estudados, sendo o princípio da simulação de dispersão de contaminantes. No entanto, a determinação do pH das amostras constitui-se como etapa imprescindível para a aplicação dos parâmetros (como coeficientes de dispersão e adsorção) no referido modelo. Assim, foram obtidos, nos vinte pontos de amostragem em suas respectivas profundidades, os valores de pH especificados no gráfico da Figura 4.5.

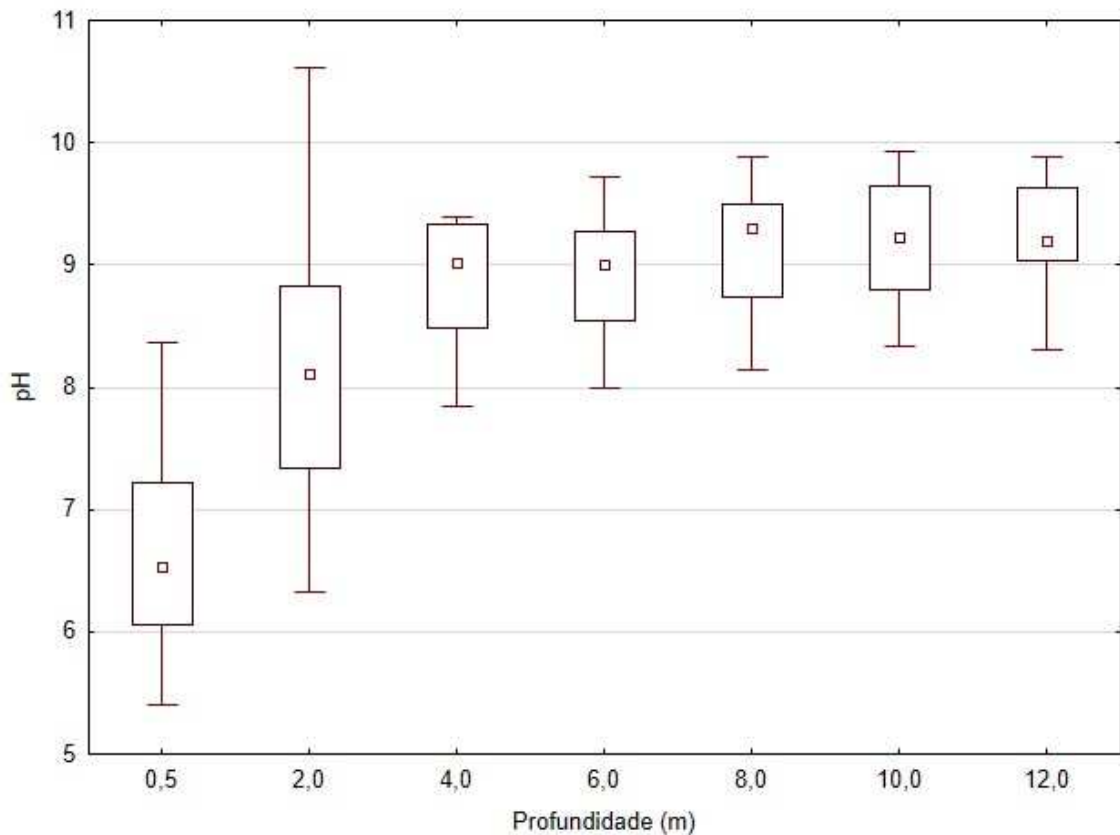


Figura 4.5: Gráfico box-plot da variação de pH ao longo das profundidades analisadas

Percebe-se que os valores de pH evidenciam meios básicos em maiores profundidades, provavelmente explicados pela idade dos resíduos dispostos nestas camadas, tendo sido degradados por meios anaeróbios e, possivelmente, estabilizados. Estes valores compreendem ponto vital de caracterização da dispersão dos elementos metálicos, uma vez que denotam propriedades do meio analisado, como os coeficientes de dispersão e de sorção, além das curvas de calibração dos contaminantes escolhidos neste trabalho, obtidos nos estudos de Braz (2011).

Ao se proceder com a interpolação dos valores obtidos dos metais, com a krigagem dos resultados espacializados, foram obtidos os mapas de concentrações dos três elementos quantificados, possibilitando uma visualização da situação no tempo inicial, caracterizado pelo início da simulação. A aplicação do modelo MT3DMS para a simulação da mobilidade dos elementos pode ser visualizada nas Figuras 4.6, 4.7 e 4.8.

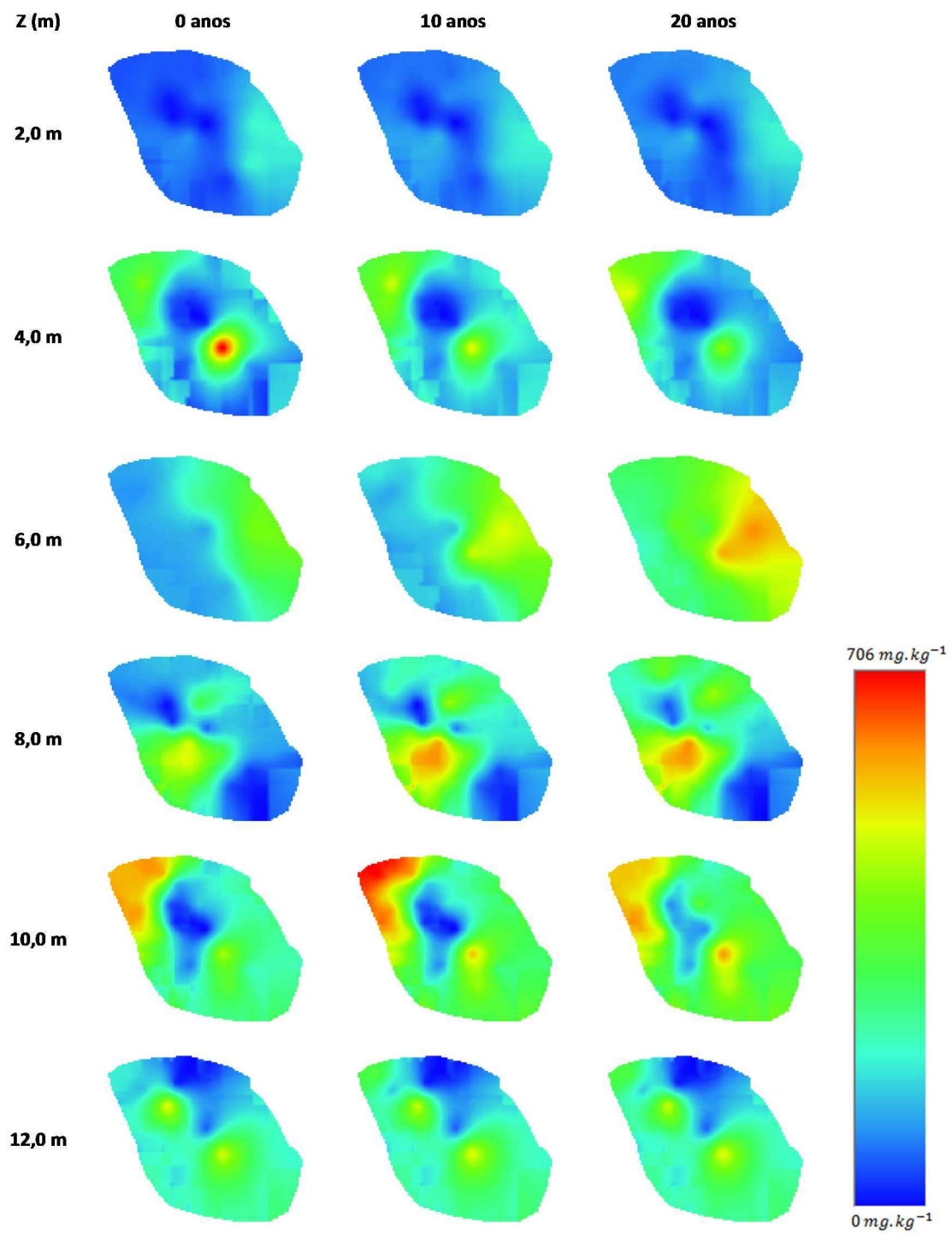


Figura 4.6: Simulação da variação das concentrações de Zinco ao longo de 20 anos com a ferramenta MT3DMS

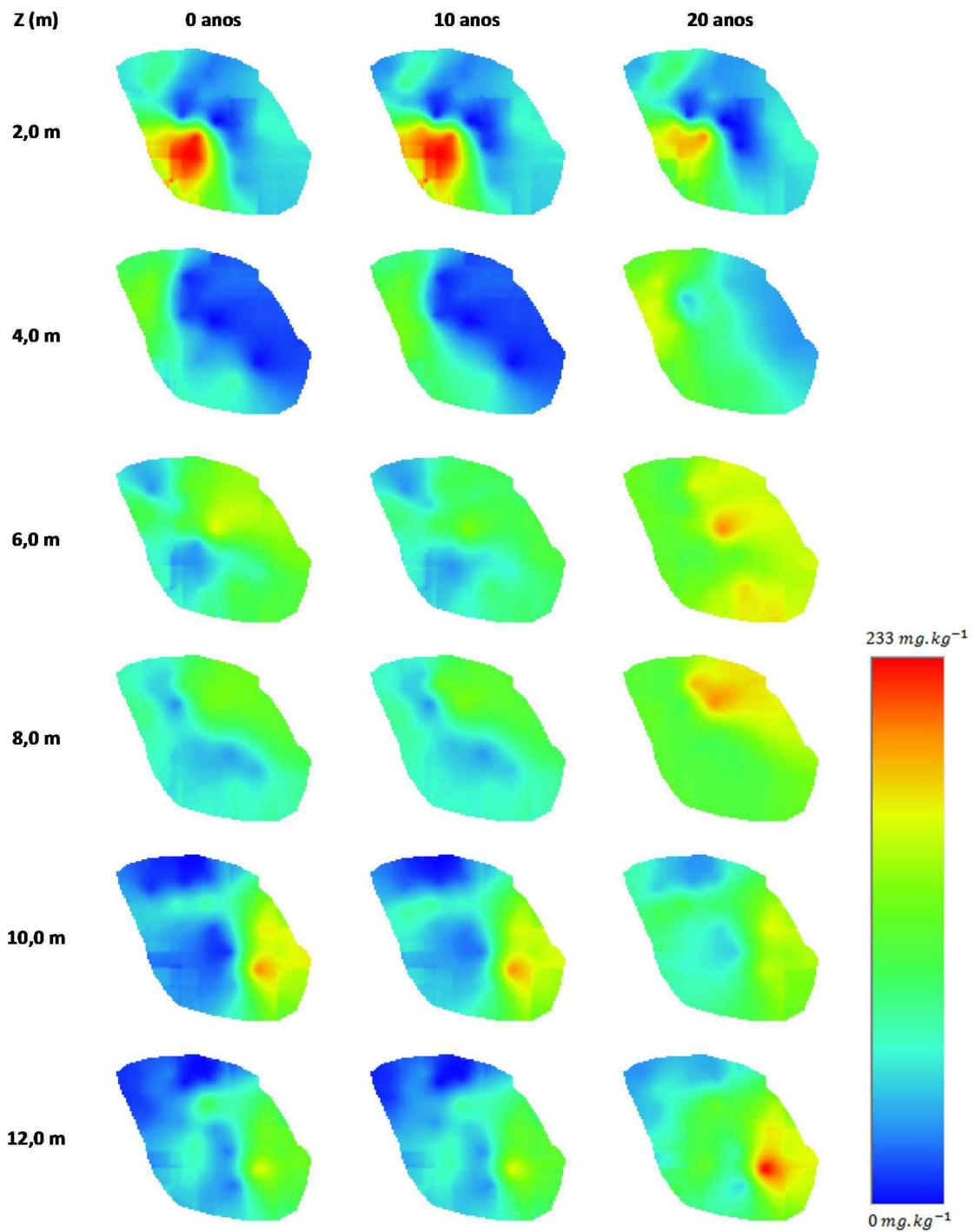


Figura 4.7: Simulação da variação das concentrações de Cromo ao longo de 20 anos com a ferramenta MT3DMS

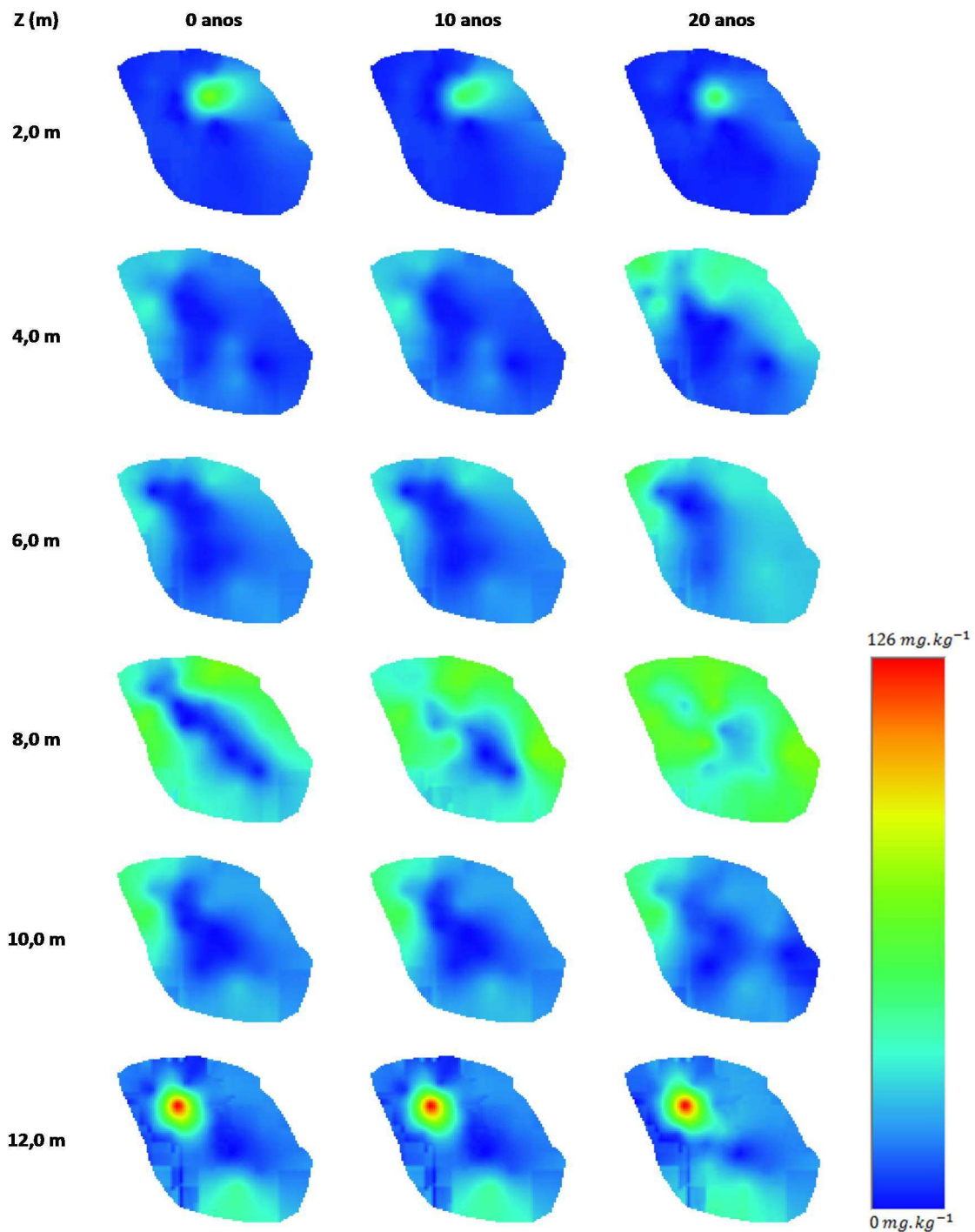


Figura 4.8: Simulação da variação das concentrações de Níquel ao longo de 20 anos com a ferramenta MT3DMS

É possível observar nas Figuras 4.6, 4.7 e 4.8, que a variação das concentrações nas diferentes profundidades, ao longo de 20 anos de simulação se mostra significativa, evidenciando uma considerável mobilidade dos contaminantes metálicos no volume estudado. A variação das concentrações de zinco se mostrou mais intensa nas profundidades de 4 e 6 metros, fato observado de forma similar

para o cromo nas profundidades 4, 6 e 8 metros e para o níquel a 8 metros de profundidade. O zinco, na profundidade de 4 metros e segundo o modelo, deve reduzir sua concentração ao longo dos 20 anos de simulação, fato inverso evidenciado nas profundidades de 6, 8 e 10 metros, provavelmente em função da migração da concentração de camadas superiores.

Analisando as variações de concentração do cromo, evidencia-se um aumento de concentração do referido metal nas profundidades de 4, 6 e 8 metros, cuja explicação pode se dar pela redução da presença deste elemento na superfície, caracterizada como a camada de maior concentração observada. A mobilidade do cromo na profundidade de 12 metros é um fator significativo neste estudo, uma vez que sua capacidade de contaminação e potencial poluidor são de grande impacto ao subsolo estudado.

As concentrações do elemento níquel foram as menores dentre os contaminantes analisados neste estudo, alcançando uma concentração máxima de 126 mg.kg^{-1} . Contudo, a camada mais atingida por sua mobilidade pode ser descrita como a de 4 metros de profundidade, tida como a de maior variação de sua concentração ao longo da simulação. A justificativa para esse fato pode estar contida na evidente migração horizontal deste elemento, distinta dos demais analisados neste estudo, caracterizados pela migração vertical contínua na simulação da modelagem proposta.

Todavia, todos os elementos apresentaram uma menor concentração aos 4 metros de profundidade (se comparado com o restante do vazadouro), possivelmente evidenciando uma descontinuidade da disposição de resíduos, caracterizada por uma fina camada de recobrimento. É importante ressaltar que nesse local de estudo não eram feitos os recobrimentos regulares dos resíduos sólidos, tendo sido iniciados apenas após a Deliberação Normativa do COPAM Nº 52, de 2001. Assim, esta descontinuidade pode caracterizar-se como uma barreira à dispersão dos contaminantes situados nas camadas superiores, denotadas por resíduos sólidos mais recentes. De um modo geral, a migração dos contaminantes presentes nas camadas superiores aos 4 metros de profundidade evidencia a continuidade do processo de contaminação da área, ilustrada pelo aumento das concentrações em períodos de 20 anos, estipulado como final da simulação neste estudo.

Em profundidades maiores (10 a 12 metros), foi possível observar uma mobilidade ínfima dos elementos zinco e níquel, com pouca variação das concentrações observadas no estudo. Assim, o potencial poluidor por estes elementos pode ser compreendido como menos preocupante do que pelo elemento cromo, evidenciado como variações significativas nas referidas profundidades.

4.4. Conclusões

Após as quantificações dos contaminantes metálicos, foi possível observar que a variação das concentrações dos elementos zinco, cromo e níquel foi muito significativa ou de grande relevância ao longo do período analisado. As características do meio dispersor, variando entre solo e resíduos sólidos, denotam um fator de elevada importância, uma vez que as particularidades de disposição, como o tempo de utilização do local e a frequência de recobrimento dos resíduos sólidos, contribuem para potencializar ou atenuar a dispersão dos contaminantes metálicos, reforçando a importância das recomendações de operação de locais de disposição final de RSU pelos principais órgãos ambientais no Brasil.

A aplicação do modelo MT3DMS evidencia-se como importante forma de avaliar os impactos ambientais oriundos do transporte de contaminantes em meios saturados e não-saturados, uma vez que a referida ferramenta complementa a modelagem pelo método MODFLOW, amplamente utilizado em estudos hidrogeológicos. No entanto, sua aplicação depende da confiabilidade e precisão dos parâmetros necessários para sua funcionalidade, como porosidade, condutividade hidráulica, coeficientes de dispersão, coeficientes de adsorção e densidade do meio analisado. Com seus resultados de variação das concentrações de contaminantes é possível nortear ações de recuperação da área contaminada, como a revegetação do local, remoção dos resíduos do local ou drenagem de gases, a fim de atenuar os impactos ambientais causados pela incorreta disposição dos resíduos sólidos urbanos.

A migração destes elementos em diferentes profundidades levanta a necessidade de maiores estudos em projetos e processos de licenciamento de aterros sanitários e métodos semelhantes de disposição final de resíduos sólidos, uma vez que a aplicação de metodologias de modelagem, como a proposta nesta pesquisa, caracteriza-se como primordial na compreensão da abrangência dos

impactos ocasionados pela mobilidade de metais pesados oriundos de resíduos sólidos urbanos. A inobservância destes elementos como potenciais contaminantes de águas subterrâneas e sua simulação pode ocasionar a potencialização da contaminação dos recursos naturais.

Ressalta-se, por fim, que o recobrimento periódico dos resíduos pode servir de barreira para a mobilidade de contaminantes como os estudados nesta pesquisa, reforçando a hipótese de que uma maior frequência deste recobrimento deve ser premissa básica dos manuais de operação de aterros, mesmo aqueles de menor porte, hoje atenuados por uma normatização subjetiva e permissiva neste aspecto. De um modo geral, análises pormenorizadas com a utilização de monitoramento e/ou modelagem da dinâmica de contaminação nos aterros caracteriza-se como uma ferramenta fundamental na melhoria da efetividade da proteção ambiental.

4.5. Referências

ALLER, L., BENNETT, T., LEHR, J. H., PETTY, R. J., HACKETT, G. **DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings**. Dublin, Ohio: USEPA, 1987.

ALMEIDA, G. C. F., SILVA, I. R. Intervalos de Confiança via Simulação Monte Carlo: O Estado da Arte. **Revista da Estatística da Universidade Federal de Ouro Preto**, v. 4, p. 559 – 622, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004**: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro: 2004. 71 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6484**: Solo - Sondagens de simples reconhecimento com SPT - Método de ensaio. Rio de Janeiro: 2001. 17 p.

AYDI, A. Assessment of heavy metal contamination risk in soils of landfill of Bizerte (Tunisia) with a focus on application of pollution indicators. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 4, p. 3019-3027, mar. 2015.

BAKIS, R., TUNCAN, A. An investigation of heavy metal and migration through groundwater from the landfill area of Eskisehir in Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 176, n. 1, p. 87-98, mai. 2011.

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, nov. 2013.

BRAZ, A. M. S. **Coeficiente de Distribuição de Metais Pesados em Solos Paraenses**. 2011. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 2011.

BROMBAL, D., WANG, H., PIZZOL, L., CRITTO, A., GIUBILATO, E., GUO, G. Soil environmental management systems for contaminated sites in China and the EU. Common challenges and perspectives for lesson drawing. **Land Use Policy**, v. 48, p. 286-298, nov. 2015.

BUTT, T. E., GOUDA, H. M., BALOCH, M. I., PAUL, P., JAVADI, A. A., ALAM, A. Literature review of baseline study for risk analysis — The landfill leachate case. **Environmental International**, v. 63, p. 149-162, fev. 2014.

BYRNES, M. E. **Field Sampling Methods for Remedial Investigations**. Second Edition. Boca Raton: CRC Press, 2009.

CAIRES, S. M. **Determinação dos Teores Naturais de Metais Pesados em Solos do Estado de Minas Gerais Como Subsídio ao Estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade**. 2009. 304 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, MG, 2009.

CHANG, N. B. e DAVILA, E. Municipal solid waste characterizations and management strategies for the Lower Rio Grande Valley, Texas. **Waste Management**, v. 28, n. 5, p. 776–794, jun. 2008.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução Nº 420 de dezembro de 2009. **Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas**.

EEA – EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. Management of contaminated sites in Western Europe - Topic Report N. 13/1999. Copenhagen, 2000. Disponível em < file:///C:/Users/Tiago/Downloads/topic_13_1999.pdf >. Acesso em 20 jun. 2016.

FINEZA, A. G. **Modelagem Hidrogeológica de um Aquífero Freático Poroso com o Visual Modflow e por Meio de Redes Neurais Artificiais**. 2015. 163 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2015.

GRUPO DE RESÍDUOS SÓLIDOS (GRS) – UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO. **Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão**. Jaboatão dos Guararapes, 2014.

HARBAUGH, A. W. **MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model—the Ground-Water Flow Process**. Reston, VA: USGS, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Sinopse do Senso Demográfico de 2010**. Rio de Janeiro, 2011.

IRITANI, M. A. **Modelação Matemática Tridimensional para a Proteção das Captações de Água Subterrânea**. 1999. 200 f. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 1999.

JESUS, S. C. **Estudo *In Situ* e em Laboratório da Mobilidade de Metais Pesados em Solo**. 2009. 134 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2009.

KULIKOWSKA, D., GUSIATIN, Z. M., BULKOWSKA, K., KLIK, B. Feasibility of using humic substances from compost to remove heavymetals (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) from contaminated soil aged for different periods of time. **Journal of Hazardous Materials**, v. 300, p. 892-891, dez. 2015.

LEBERSORGER, S. & BEIGL, P. Municipal solid waste generation in municipalities: Quantifying impacts of households structure, commercial waste and domestic fuel. **Waste Management**, v. 31, n. 9-10, p. 1907-1915, set/out. 2011.

LINHARES, L. A., EGREJA FILHO, F. B., BELLIS, V. M., SANTOS, E. A., IANHEZ, R. Utilização dos modelos de Langmuir e de Freundlich na adsorção de cobre e zinco em solos Brasileiros. **Acta Agronômica**, v. 59, n. 3, p. 303-315, 2010.

LUO, X., XUE, Y., WANG, Y., CANG, L., XU, B., DING, J. Source identification and apportionment of heavy metals in urban soil profiles. **Chemosphere**, v. 127, p. 152-157, mai. 2015.

MCDONALD, M. G., HARBAUGH, A. W. **A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model: Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey**. Denver, CO: USGPO, 1988.

MURAOKA, T. Efeito de fontes de nitrogênio na absorção de fósforo pelo trigo. **Energia Nuclear e Agricultura**, v. 5, p. 31-40, 1983.

NEZHAD, M. M., JAVADI, A. A., REZANIA, M. Modeling of contaminant transport in soils considering the effects of micro- and macro-heterogeneity. **Journal of Hydrology**, v. 404, n. 3-4, p. 332-338, jul. 2011.

OLIVEIRA, F. J. S., CALIXTO, R. O. R., FELIPPE, C. E. C., FRANCA, F. P. Waste management and contaminated site remediation practices after oil spill: A case study. **Waste Management and Research**, v. 31, n. 12, p. 1190-1194, out. 2013.

PIZARRO, M. L. P. **Simulação de Fluxo de Água e Transporte de Solutos na Zona Não-Saturada do Solo pelo Método de Elementos Finitos Adaptativo**. 2009. 185 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2009.

POLLOCK, D. W. **User's Guide for MODPATH/MODPATH-PLOT, Version 3: A particle tracking post-processing package for MODFLOW, the U. S. Geological Survey finite-difference ground-water flow model.** Reston, VA: USGS, 1994.

ROCHA, E. F. **Determinação da Condutividade Hidráulica e da Capacidade de Campo de Resíduos Sólidos Urbanos.** 2008. 73 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.

ROELSMA, J. & HENDRIKS, R.F.A. Comparative study of nitrate leaching models on a regional scale. **Science of Total Environment**, v. 499, p. 481 – 496, nov. 2014.

SEWAYBRICKER, V. V. S. **Estudo de Método para Avaliação de Incerteza na Simulação de Fluxo em Meios Porosos.** 2009. 61 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2009.

SORVARI, J., SEPPÄLÄ, J. A decision support tool to prioritize risk management options for contaminated sites. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 8, p. 1786-1799, mar. 2010.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Ground-Water Modeling Compendium – Model Fact Sheets, Descriptions, Applications and Cost Guidelines.** Second Edition. USEPA, 1994.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Types of Contaminated Sites.** Abr. 2016. Disponível em < <https://www.epa.gov/enforcement/types-contaminated-sites> >. Acesso em 20 jun. 2016.

WANG, H., GAO, J. E., ZHANG, M., LI, X., ZHANG, S., JIA, L. Effects of rainfall intensity on groundwater recharge based on simulated rainfall experiments and a groundwater flow model. **Catena**, v. 127, p. 80-91, ago. 2015.

WU, Q., LEUNG, J. Y. S., GENG, X., CHEN, S., HUANG, X., LI, H., HUANG, Z., ZHU, L., CHEN, J., LU, Y. Heavy metal contamination of soil and water in the vicinity of an abandoned e-waste recycling site: Implications for dissemination of heavy metals. **Science of the Total Environment**, v. 506-507, p. 217-225, fev. 2015.

XU, L., LIU, G. The study of a method of regional environmental risk assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 11, p. 3290-3296, ago. 2009.

ZABEO, A., PIZZOL, L., AGOSTINI, P., CRITTO, A., GIOVE, S., MARCOMINI, A. Regional risk assessment for contaminated sites Part 1: Vulnerability assessment by multicriteria decision analysis. **Environment International**, v. 37, n. 8, p. 1295-1306, nov. 2011.

ZHENG, C. Model Viewer: A Three-Dimensional Visualization Tool for Ground Water Modelers. **Groundwater Software Spotlight**, v. 42, n. 2, p. 164-166, mar/abr. 2004.

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. Washington, DC: U.S. Army Corps of Engineers, 2000.

ZHOU, Y., JIANG, Y., AN, D., MA, Z., XI, B., YANG, Y., LI, M., HAO, F., LIAN, X. Simulation on forecast and control for groundwater contamination of hazardous waste landfill. **Environmental Earth Sciences**, v. 72, n. 10, p. 4097-4104, nov. 2014.

ZHU, Y., SHI, L., LIN, L., JANG, J., YE, M. A fully coupled numerical modeling for regional unsaturated-saturated water flow. **Journal of Hydrology**, v. 475, p. 188-203, dez. 2012.

CAPÍTULO 5

CONCLUSÕES GERAIS

Ao final deste trabalho, pode-se chegar a conclusões que tendem a explicar os efeitos e parâmetros relacionados à geração de resíduos sólidos e a contaminação de solos oriunda da incorreta disposição destes materiais:

- A relação entre indicadores econômicos do município de Divinópolis (MG) e sua geração de resíduos sólidos pôde ser quantificada por um modelo de regressão múltipla. Assim, o aumento da geração de resíduos sólidos urbanos pode ser explicada em 5,44% pelo incremento de ISS e 1,64% pelo incremento do ICMS. Essa correlação entre os parâmetros econômicos indiretos, caracterizados por tributos municipais e estaduais, constitui uma ferramenta de ampla aplicação para os demais municípios do estado de Minas Gerais e, possivelmente, para o restante do país, uma vez que estes dados secundários são de fácil acesso, necessitando-se apenas de informações acerca da geração de RSU;
- A análise da vulnerabilidade da área de disposição final de RSU, utilizada pelo município de Divinópolis, MG, para a disposição dos resíduos sólidos gerados, utilizando-se da metodologia DRASTIC, desenvolvida pela agência de proteção ambiental dos Estados Unidos, apresentou valores relativamente baixos, variando entre 101 e 105. Esta caracterização da área como de baixa vulnerabilidade deve-se, entre outros parâmetros, ao profundo nível de águas subterrâneas, ao solo de média permeabilidade e à declividade significativa do terreno, verificados na área pesquisada. Apesar desta baixa vulnerabilidade, o empreendimento analisado, o vazadouro de disposição de RSU, analisado pelo índice de fator de impacto, evidenciou que este local necessita de uma imediata intervenção para sua recuperação, uma vez que os meios de poluição se encontram potencializados pela incorreta operação do referido local;
- A utilização da ferramenta MT3DMS para a modelagem de transporte de contaminantes em meios saturados possibilitou a análise da variação das concentrações dos elementos zinco, cromo e níquel em uma profundidade máxima de 12 metros na área de estudo. A concentração dos elementos supracitados demonstra pequena variabilidade em 10 e 20 anos de simulação realizada utilizando-se do modelo MODFLOW com a referida ferramenta MT3DMS. No

entanto, diversos pontos de amostragem apresentaram concentrações para os três elementos (zinco, cromo e níquel) superiores à referência indicada na Resolução do CONAMA N° 420 para sua consideração como área contaminada.

CAPÍTULO 6

RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Aplicação de diferentes metodologias de regressão múltipla para estimação da geração de resíduos sólidos, como o Modelo Aditivo Generalizado, recentemente aplicado em estudos de epidemiologia;
- Utilização de novos parâmetros para a estimação da geração de RSU, como IPI (Imposto sobre Produção Industrial) ou outros tributos municipais, estaduais ou federais;
- Aplicação de diferentes modelos de estimação da vulnerabilidade da área de disposição, como POSH (Pollutant Origin, Surcharge Hydraulically) ou GOD (Ground water hydraulic confinement; Overlaying strata; Depth to groundwater table), cujas particularidades de determinação diferem do modelo DRASTIC utilizado;
- Comparação entre modelos e ferramentas de dispersão de poluentes em áreas externas a vazadouros ou aterros, de forma a caracterizar a influência da disposição na contaminação de áreas adjacentes a estes locais, bem como simular sua abrangência em diferentes períodos de tempo.