



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

FACULDADE DE ARQUITETURA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO URBANO E REGIONAL



BÁRBARA MARIA GIACCOM RIBEIRO

Tese de Doutorado:

**Modelagem Socioambiental de Resíduos Sólidos em
Áreas Urbanas Degradadas: Aplicação na Bacia Mãe d'Água,
Viamão, RS**

UFRGS

Porto Alegre – RS – Brasil

Setembro de 2017



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

FACULDADE DE ARQUITETURA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO URBANO E REGIONAL



BÁRBARA MARIA GIACCOM RIBEIRO

Tese de Doutorado:

**Modelagem Socioambiental de Resíduos Sólidos em
Áreas Urbanas Degradadas: Aplicação na Bacia Mãe d'Água,
Viamão, RS**

Tese de Doutorado apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Planejamento Urbano e Regional no Programa de Pós-Graduação em Planejamento Urbano e Regional – PROPUR da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS.

Orientador: Dr. Carlos André Bulhões Mendes

UFRGS

Porto Alegre – RS – Brasil

29 de Setembro de 2017



CIP - Catalogação na Publicação

Ribeiro, Bárbara Maria Giacom
Modelagem Socioambiental de Resíduos Sólidos em
Áreas Urbanas Degradadas: Aplicação na Bacia Mãe
d'Água, Viamão, RS / Bárbara Maria Giacom Ribeiro. --
2017.
429 f.
Orientador: Carlos André Bulhões Mendes.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio
Grande do Sul, Faculdade de Arquitetura, Programa de
Pós-Graduação em Planejamento Urbano e Regional, Porto
Alegre, BR-RS, 2017.

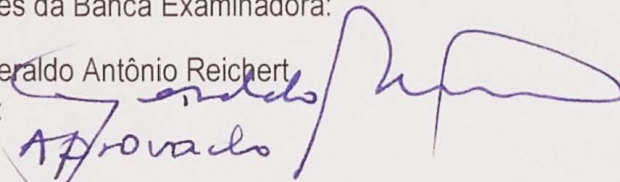
1. Ciclo Lixológico. 2. resíduos sólidos. 3.
drenagem urbana. 4. modelagem. 5. sistemas de
informações geográficas (SIG). I. Mendes, Carlos
André Bulhões, orient. II. Título.

ATA Nº 46

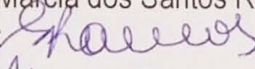
Às quatorze horas do dia vinte e nove de setembro de dois mil e dezessete, o Professor Dr. Carlos André Bulhões Mendes, integrante do Corpo Docente do Programa de Pós-Graduação em Planejamento Urbano e Regional da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Orientador e Presidente da Banca, deu início ao ATO PÚBLICO de Conclusão do Curso de Doutorado da Arquiteta e Urbanista **BÁRBARA MARIA GIACCOM RIBEIRO**, apresentando os componentes da Banca Examinadora da Tese de Doutorado intitulada **MODELAGEM SOCIOAMBIENTAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM ÁREAS URBANAS DEGRADADAS: APLICAÇÃO NA BACIA MÃE D'ÁGUA, VIAMÃO, RS**. São eles: Prof. Dr. Geraldo Antônio Reichert (Examinador Externo do PPG em Engenharia e Ciências Ambientais/UCS), Prof.ª Dr.ª Marcia dos Santos Ramos Berreta (Examinadora Externa da UFRGS - Unidade de São Francisco de Paula/RS), Prof. Dr. André Luiz Lopes da Silveira (Examinador Interno do PROPUR/UFRGS) e Prof. Dr. João Farias Rovati (Examinador Interno do PROPUR/UFRGS). Na sequência, o Presidente da Banca solicitou à aluna que iniciasse a apresentação da súmula de seu trabalho, que foi realizada num período de 50 minutos. A doutoranda passou a ser arguida, inicialmente, pelo Prof. Dr. Geraldo Antônio Reichert, na sequência pela Prof.ª Dr.ª Marcia dos Santos Ramos Berreta, a seguir pelo Prof. Dr. André Luiz Lopes da Silveira e, finalmente, pelo Prof. Dr. João Farias Rovati. Terminada a arguição, o Presidente da Banca, juntamente com a Comissão Julgadora, apresentou o resultado final que, com base nos dispositivos regimentais, decidiu pela [] **APROVAÇÃO** [] **APROVAÇÃO COM CORREÇÕES** [] **REPROVAÇÃO** da tese da doutoranda BÁRBARA MARIA GIACCOM RIBEIRO. Em caso de aprovação, após a entrega da versão definitiva da tese na Secretaria do PROPUR, que deverá ocorrer no prazo de até noventa dias a contar desta data, ficará como acervo da Biblioteca Setorial da Faculdade de Arquitetura da Universidade Federal do Rio Grande do Sul um (1) exemplar em formato eletrônico (CD) da tese apresentada pela aluna. Nada mais havendo a tratar, foi encerrada a presente ata que está assinada pelo Professor Orientador e Presidente da Banca, pelos demais componentes e pela Secretária do Programa de Pós-Graduação em Planejamento Urbano e Regional da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Componentes da Banca Examinadora:

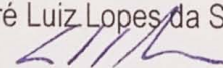
Prof. Dr. Geraldo Antônio Reichert

Assinatura: Avaliação: Aprovado

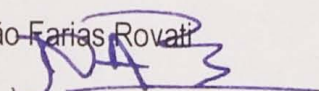
Prof.ª Dr.ª Marcia dos Santos Ramos Berreta

Assinatura: Avaliação: Aprovado

Prof. Dr. André Luiz Lopes da Silveira

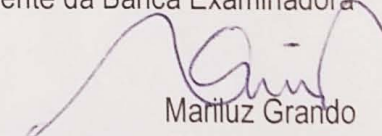
Assinatura: Avaliação: APROVADA

Prof. Dr. João Farias Rovati

Assinatura: Avaliação: Aprovado

Prof. Dr. Carlos André Bulhões Mendes

Orientador e Presidente da Banca Examinadora


Mariluz Grando

Secretária do PROPUR/UFRGS

Enquanto os homens quiserem continuar vivendo juntos
em um espaço complexo o qual chamamos de cidade,
serão necessários os urbanistas.

(Arquiteto Eduardo Mangada, 2015)

Este fruto de muito suor, risos e lágrimas, dedico:

a meus amados
pais, Vitor e Cristina,
Clódis e Carla,
pelo apoio incondicional na realização dos meus sonhos . . .

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Dr. Carlos André Bulhões Mendes, pela confiança depositada, orientação, paciência e incentivo na realização deste Doutorado. A motivação veio sob forma de desafio, instigando e conduzindo-me além das minhas próprias expectativas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pelo apoio financeiro à execução desta pesquisa.

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS e ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento Urbano e Regional – PROPUR, pela oportunidade de estudos e utilização de suas instalações, e acima de tudo, pelas enriquecedoras experiências proporcionadas durante o Curso de Doutorado. Ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH, por ter acolhido esta “propuriana” durante todo o desenvolvimento desta pesquisa.

Aos membros da banca de defesa da tese de doutorado, que acrescentaram contribuições valiosíssimas à pesquisa e ao corpo de conhecimento de todos que estiveram presentes prestigiando o evento: professora Dra. Márcia dos Santos Ramos Berreta (UERGS – Universidade Estadual do Rio Grande do Sul), professor Dr. Geraldo Antônio Reichert (UCS – Universidade de Caxias do Sul/ DMLU–PMPA), professor Dr. João Farias Rovati (PROPUR/UFRGS) e professor Dr. André Luiz Lopes da Silveira (PROPUR e IPH/UFRGS).

À Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMMA) da Prefeitura Municipal de Viamão, pela cessão dos dados de resíduos sólidos do município de Viamão, e em especial, à Ana Rocchi Salles, pelo suporte, neste assunto, ao longo de toda a pesquisa de doutorado.

À Secretaria de Gestão e Relações Institucionais (SGRI) da Prefeitura Municipal de Viamão, na pessoa de Fernando Ribeiro Dornelles, pela cessão dos dados cadastrais da área de estudo, no município de Viamão.

Ao Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU) da Prefeitura Municipal de Porto Alegre, na pessoa de Geraldo Antônio Reichert, pela cessão de dados de resíduos sólidos do município de Porto Alegre.

À Secretaria Municipal de Urbanismo (SMUrb) da Prefeitura Municipal de Porto Alegre, na pessoa de Tiago Rutsatz Salomoni, pela cessão dos dados cartográficos do município de Porto Alegre.

Ao Núcleo de Informações em Saúde (NIS) da Secretaria Estadual da Saúde (SES) do Rio Grande do Sul, na pessoa de Barbara Rejane da Cruz, pela cessão de dados especializados de nascidos vivos.

Aos pesquisadores Me. Karina da Silva de Souza e Me. Cristiano Penido, pela cessão dos dados brutos de suas pesquisas de mestrado, que muito subsidiaram a construção do raciocínio desta pesquisa de doutorado.

Special thanks to Mrs. Gael Arnold, whom gently sent printed New-Zealander-reports all the way from Gold Coast, Australia; and to Veronica Gama, who came to my rescue when the Post Office delivery failed.

Special thanks to Professor Neil Armitage, for kindly sending his complete set of papers and technical reports, and also for, together with Professor Harro Von Blottnitz, supporting a proposal for a Doctoral exchange internship at the University of Cape Town, South Africa, which didn't took place only due to the Brazilian political crisis.

À empresa Esteio Engenharia e Levantamento S.A., na pessoa de Márcio Miguel Tavares, pela cessão dos dados de perfilamento a laser (dados LiDAR) e da ortofoto.

À empresa SulSoft Serviços de Processamento de Dados Ltda., na pessoa de Michael Steinmayer, pela cessão de licença temporária do *software* Envi 5.3 e módulo LiDAR.

Aos moradores da Bacia Mãe d'Água que tão gentilmente me receberam sempre que necessário, nas muitas visitas a campo; em especial, ao então presidente da Associação de Amigos e Moradores do Jardim Universitário (AAMJU), Jessé Sangalli.

A todos aqueles que se esforçaram para me dar suporte e subsídio nas atividades acadêmicas e científicas, em especial, ao professor Dr. André Luiz Lopes da Silveira, pela aquisição de dados (imagens WorldView-2), pelo apoio à realização da missão científica junto ao *ARUS – Advanced Research in Urban Systems, Universität Duisburg-Essen* (Essen, Alemanha) e pelo imenso suporte na realização do Ateliê Intensivo Internacional, que, além de proporcionar a incrível experiência com os parceiros estrangeiros, muito me auxiliou na pesquisa de doutorado.

Em termos de desenvolvimento pessoal e filosófico, agradeço muito por todo apoio, paciência e infinitas conversas, ao professor Dr. João Farias Rovati, cuja contribuição, muito além da pesquisa de doutorado, não se limitou a palavras. Agradeço também a oportunidade de ter auxiliado na organização dos cursos de extensão “Produção Social do Habitat - Teoria e Prática” e “Ateliê Intensivo Internacional - Práticas de Projeto Urbano - O futuro dos bairros autoconstruídos junto a nascentes e cursos d'água” e de ter podido conhecer e conviver com a equipe de alunos e professores da UFRGS, da *École Nationale Supérieure d'Architecture de Paris La Villette* (ENSA-PLV, França) e da *Universidad Nacional del Litoral* (UNL, Argentina).
Merci à tous!

À professora Dra. Clarice Maraschin e aos “configuracionais”, por terem me acolhido como filha da casa, permitindo meu desenvolvimento nos sistemas urbanos, área pela qual me apaixonei! Ao Grupo de Pesquisa Sistemas Urbanos, pelas muitas parcerias, infinitas elucubrações e ideias incríveis que a discussão do urbano nos tem proporcionado. Em especial, à amizade dos queridos Henrique Lorea Leite (parceiro na motivação mútua!), Juliana Lombards Souza, Alice Rauber Gonçalves, Ana Lilian Brock, Fernanda Giacomel da Costa e Fernando Calvetti; e aos meus amados “BFFFs” Laís Corteletti e Leonardo da Silva e Lima, por tudo o que se tornaram na minha vida e nesta jornada do Doutorado.

Ao Grupo de Pesquisa de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos, que reúne a riqueza de temas proporcionada pelos integrantes advindos dos Programas de Pós-Graduação em Planejamento Urbano e Regional (PROPUR) e em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

(PPGRHSA). Em especial, aos amigos-irmãos desta longa jornada: Ada (Madrina) Liz Arancibia Samaniego, *mi muy estimada y saudosa hermanita*; "sis" Rosane Barbosa Lopes Cavalcante, amiga, "coorientadora" e fomentadora; às "sis" Joseli Andrades Maia, por toda sua musicalidade, e Valéria Borges Vaz, por sempre nos lembrar o quanto devemos ser agradecidos, acima de tudo!; aos "bros" Carlos Henrique (Guantanamero) Pereira Assunção Galdino, pelo companheirismo e enriquecedoras discussões no nosso dia-a-dia no IPH, e John Fernando de Farias Würdig, exemplo de garra e determinação. Não poderia deixar de agradecer à amizade da querida shoya, Luciana Almeida de Andrade, por todo apoio, raciocínio conjunto e companheirismo, mesmo à distância!

Aos novos amigos e colegas cultivados ao longo desta jornada, no PROPUR, no IPH, em Porto Alegre, em São Francisco de Paula, provenientes de todos os cantos em que cultivei uma sementinha de bem-querer.

A todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram com o desenvolvimento deste trabalho, tanto em termos técnicos, quanto pessoais, emocionais, psicológicos. Em especial, aos meus amigos do INPE, pela força e incentivo nos momentos difíceis, e descontração nos momentos de reencontro da querida turma PG-SER 2008, que mesmo dispersa em todas as unidades desta federação, se faz presente e atenciosa como se nunca houvésemos nos separado. Infinitos agradecimentos a Vanessa da Silva Brum Bastos, pela amizade à distância e pelas muitas ajudas *online*.

Aos amigos joseenses, "paulistanos" e inpeanos, por entenderem minhas ausências e vibrarem com minhas (raríssimas) presenças.

Aos meus familiares, por sempre frisarem o quanto eu faço falta, fazendo meu coração doer de saudades! "Acaba logo para voltar para casa" – foi a frase que mais ouvi nesses anos! Ter um porto seguro é sempre uma motivação para ir mais longe.

A minha família, pai, mãe e irmã, por sempre acreditarem em mim e nunca me deixarem desistir. Ao Clódis de Oliveira Andrades Filho, pelo apoio, suporte, fomento, companheirismo e paciência! Sem vocês como pilares, nada seria possível.

Por fim, sou grata por ter me deparado com versos motivadores logo no início desta pesquisa, que me deram esperanças quanto a este tema:

"Garimpeiro,
dos resíduos sólidos,
objetos eliminados caracterizaste.
O que desejava encontraste.
Um título de doutorado, do lixo retiraste."

De: Manoella Neves Para: Marllus Gustavo

(NEVES, 2006, p. V).

A todas as pessoas que torceram por mim. Muito Obrigada!

RESUMO

As cidades são consideradas as mais elevadas formas de organização social; são redes onde acontecem as conexões sociais – dentro de outras redes: sociais, espaciais e de infraestrutura –, que possibilitam que pessoas, coisas e informações interajam através do espaço urbano. Entretanto, também é no ambiente urbano que se deflagram as maiores ameaças à urbanidade e à salubridade dos remanescentes de ambiente natural. Sendo o sistema urbano considerado um sistema de sistemas integrados, um dano em uma fração de uma rede urbana, e em um único local, pode gerar consequências em uma extensa área geográfica e envolvendo diversas dimensões do sistema urbano, afetando diretamente a economia local e regional. Em áreas urbanas caracterizadas pela ocupação irregular, já com algum grau de consolidação, devido a fatores relacionados à ineficiência de infraestrutura urbana e de serviços e às condições socioeconômicas e culturais, os sistemas de drenagem urbana tornam-se correias de transporte de resíduos sólidos aos cursos d'água. A presença de resíduos na rede de drenagem, além dos muitos impactos ao meio ambiente natural e à saúde humana, compromete a eficiência desses sistemas, estando diretamente relacionadas a entupimentos, inundações, ondas de resíduos sólidos e perdas econômicas. Além disso, aumentam os custos de limpeza na drenagem, bem como o subsídio financeiro, i.e., o custo não investido ou não internalizado, que o ambiente transfere para sociedade. Estudos e ações, em escala de bacia hidrográfica urbana, para identificação do ciclo de geração, transporte e disposição final dos resíduos sólidos são essenciais para se evitar ou minimizar as destinações indevidas de resíduos e, conseqüentemente, o comprometimento dos recursos hídricos. Esta pesquisa propõe e define o "Ciclo Lixológico" a partir da integração de variáveis relativas ao ambiente físico, às características socioeconômicas da população e às condições da infraestrutura urbana existente. Toma-se a bacia hidrográfica da barragem Mãe d'Água, localizada na divisa de Porto Alegre e Viamão (RS) como estudo de caso. São utilizados dados espacializados relativos a características do relevo, dos corpos d'água e do sistema de drenagem, da infraestrutura de acesso e circulação; bem como dados de uso e ocupação do solo; dados demográficos e socioeconômicos, e informações de cobertura e regularidade do serviço de coleta de resíduos. Com base nestas informações, é proposta a modelagem da geração e do transporte de resíduos sólidos no contexto da bacia hidrográfica. A verificação do modelo utiliza observações de campo e dados *in situ* de resíduos sólidos capturados por uma armadilha instalada no exutório de uma das drenagens principais da bacia. Adicionalmente à quantificação da carga no exutório, o modelo permite a espacialização de resultados relativos à dinâmica de transporte de resíduos nas vias de escoamento naturais e antrópicas, bem como à identificação de locais de acumulação, ainda que temporária, de resíduos sólidos. Este modelo mostra-se operacional e passível de reprodução em outras bacias hidrográficas urbanas, de modo a contribuir com as futuras gestões de recursos hídricos e de resíduos sólidos, orientando o planejamento e a implementação de intervenções a curto e longo prazo.

Palavras-chave: Ciclo Lixológico, resíduos sólidos, drenagem urbana, modelagem, sistemas de informações geográficas (SIG).

ABSTRACT

Socio-environmental modelling of solid waste in urban degraded areas: a case study of Mãe d'Água Watershed, city of Viamão, Rio Grande do Sul, Brazil

Cities are the highest level of social organization, they are the networks where social connections are made. Within the city there are social, spatial, and infrastructural sub networks, which enable the interaction between people and things in the urban space. In the same space lie the biggest threatens to the urbanity and salubrity of the natural environment reminiscent. The urban system is a composition of integrated sub systems, therefore any damage to one fraction of this system may have a knock-on effect on a large geographic area and across multiple dimensions of the urban system; which can negatively affect the local and regional economy. Particularly in informal settlements, the inefficiency of the urban services and infrastructure together with socioeconomic and cultural conditions turn the urban drainage systems into routes of solid waste to rivers and water bodies. The existence of solid waste in urban drainage systems compromises the efficiency of the system and it is linked to clogging, floods, litter waves and economic losses. In addition, it also poses risk to human health, environment and increases the maintenance and social cost of the drainage system. For this reason, it is essential to develop studies and action plans, at watershed scale, to identify and describe the cycle of genesis, transportation and final disposition of solid waste. These studies can help minimizing the inappropriate discard of solid waste and potential damage to the freshwater resources. This research proposes and defines the "Wastelological Cycle" through the integration of variables related to physical environment, socioeconomic characteristics, and quality of the urban infrastructure. The study is applied to Mãe d'Água dam watershed at Viamão city, Porto Alegre Metropolitan Region, Rio Grande do Sul state, Brazil. This study incorporates spatial data on the local geomorphology, hydrology, urban drainage system, access and circulation infrastructure, land cover, land use, demography, socioeconomic characteristics and information on the coverage and frequency of the solid waste collection service. Based on these data we modeled the genesis and transportation of solid waste within the watershed; the quality of the model was assessed via field observations and in situ data on solid waste collected by a trap at the estuary of one of the main drainage in the watershed. In addition to the quantification of the solid waste charge in the river mouth, the model allows spatial visualization of the dynamics of solid waste transportation at natural and anthropic water flow networks and the identification of hotpots for solid waste accumulation. The model is operational and reproducible for other urban watersheds, it has potential to contribute to the management of solid waste and hydrological resources in the future and may be used as a tool to direct and plan interventions in the short and long term.

Keywords: Wastelological Cycle, solid waste, urban planning, modelling, geographic information systems (GIS).

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 – Ilustração esquemática da delimitação do problema.....	7
Figura 1.2 – Estratégia de gestão integrada de resíduos em uma bacia hidrográfica.....	8
Figura 2.1 – Quatro casos ilustrados de APP: (a) em torno de nascentes e nas faixas marginais de rios e córregos; (b) em encostas, devido a altas declividades; e (c) em topos de morro.....	23
Figura 2.2 – Gráfico da distribuição dos domicílios segundo rendimento nominal mensal per capita, em 2010 – conforme definição de extrema pobreza, pobreza e não-pobreza do IPEA.....	34
Figura 2.3 – Gráfico da distribuição dos domicílios segundo rendimento nominal mensal per capita, em 2010, em Viamão, no bairro Passo do Sabão e nos aglomerados subnormais do município.....	35
Figura 2.4 – Fotos de materiais originalmente passíveis de reciclagem:	49
Figura 2.5 – Classificação dos resíduos sólidos conforme sua origem – Lei Federal nº 12.305/2010.	51
Figura 2.6 – Classificação dos resíduos sólidos conforme sua origem e em termos de gerenciamento:.....	55
Figura 2.7 – Relação das dimensões do Índice de Bem-Estar Urbano – IBEU e seus indicadores.....	58
Figura 2.8 – Exemplo de modelo Pressão–Situação–Resposta.	63
Figura 2.9 – Ilustração da varredura de um sistema LiDAR aerotransportado (a) e uma nuvem de pontos (b).....	69
Figura 2.10 – Sistema LiDAR aerotransportado, equipado com o sistema GPS-INS.	70
Figura 2.11 – Espectros obtidos em laboratório para as amostras de alvos comumente encontrados em áreas urbanas, confrontados com as faixas espectrais do sensor WorldView-2.	72
Figura 2.12 – Mapeamento da população utilizando técnicas dasimétricas.....	80
Figura 3.1 – Gráfico da evolução da geração, coleta e disposição dos resíduos sólidos urbanos no Rio Grande do Sul e no Brasil, de 2009 a 2016.....	88
Figura 3.2 – Mapas do panorama brasileiro quanto à coleta e destinação final dos resíduos sólidos.	88
Figura 3.3 – Destinação adequada dos resíduos sólidos em 80% dos municípios do Rio Grande do Sul.	89
Figura 3.4 – Componentes de uma estratégia de gestão integrada de resíduos em uma bacia hidrográfica.....	94
Figura 3.5 – Gráfico da distribuição percentual dos resíduos sólidos, conforme composição gravimétrica, amostrados para três bairros de Santa Cruz do Sul, RS.	101

Figura 3.6 – Gráfico da distribuição percentual dos resíduos sólidos conforme composição gravimétrica, amostrados nas coletas regular e seletiva, em Lajeado, RS.....	102
Figura 3.7 – Gráficos da distribuição percentual dos domicílios segundo quantidade de resíduos sólidos gerados per capita anualmente, relacionada aos (a) tipos de domicílios e (b) grupos etários.	103
Figura 3.8 – Gráfico boxplot da taxa de geração de resíduos sólidos domiciliares diária per capita do experimento de Onofre (2011), realizado em João Pessoa (PB).....	105
Figura 3.9 – Média aritmética da taxa de geração per capita diária de resíduos sólidos domiciliares para cada edifício e para o conjunto de dados de Athayde Jr. et al. (2007; 2008), realizado em João Pessoa.....	106
Figura 3.10 – Variação semanal da geração de resíduos sólidos nos dois condomínios do experimento de Souza (2012), realizado em Florianópolis (SC).	107
Figura 3.11 – Gráfico do montante per capita de resíduos sólidos urbanos gerados em domicílios regulares e irregulares de Porto Alegre, em 2002.	110
Figura 3.12 – Gráfico do montante total anual e per capita diário de resíduos sólidos domiciliares coletados em Porto Alegre, de 1992 a 2016.....	110
Figura 3.13 – Correlação entre resíduos sólidos e precipitação no experimento de Gonçalves (2013).	115
Figura 3.14 – Correlação entre resíduos sólidos e precipitação no experimento de Salles (2010).	116
Figura 3.15 – Correlação entre resíduos sólidos e precipitação no experimento de Gava (2012).	117
Figura 3.16 – Fotos do experimento de coleta e caracterização de resíduos sólidos da bacia Mãe d'Água	118
Figura 3.17 – Correlação entre resíduos sólidos e precipitação no experimento da bacia Mãe d'Água.	119
Figura 3.18 – Renda per capita versus geração per capita de resíduos sólidos urbanos no município de Belo Horizonte.	129
Figura 3.19 – Relação de fatores importantes que afetam a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados nos setores residencial e comercial segundo estudo de Intharathirat et al. (2015); os fatores mais representativos de cada setor estão sublinhados.....	131
Figura 3.20 – Diagrama de relações causais do modelo de gestão de resíduos sólidos, desenvolvido no estudo de Karavezyris et al. (2002) utilizando o software Vensim.....	133
Figura 3.21 – Relações entre a geração diária de resíduos sólidos per capita ajustadas a partir dos dados apresentados por Purcell e Magette (2009) e Xiao et al. (2015) (valores máximos e mínimos).	137

Figura 3.22 – Exemplo de resultado do modelo de rota ideal para um veículo tipo A, do estudo de Ghose et al. (2006), desenvolvido para a cidade industrial de Asansol, Índia.	139
Figura 3.23 – Exemplo hipotético de um bairro para estudo dos pontos de acúmulo de resíduos:	140
Figura 3.24 – Definição da localização do contêiner (i.e., PARS) pelo algoritmo proposto.....	140
Figura 3.25 – Resultados do modelo de Valencia (2016) aplicados à bacia Engenho Nogueira (Belo Horizonte) para os anos de 2010, 2011 e 2012.....	143
Figura 3.26 – Caracterização do gradiente e o movimento de uma corrida de massa.	145
Figura 3.27 – Vista esquemática em planta do trajeto do fluxo de detritos.	147
Figura 3.28 – Estrutura generalizada do modelo UBCDFLOW atual.....	148
Figura 3.29 – Mapa de propagação do fluxo de detritos do estudo de Michel et al. (2014).....	149
Figura 4.1 – Ilustração do ciclo hidrológico.....	154
Figura 4.2 – Função do ciclo hidrológico e do ciclo sedimentológico.	155
Figura 4.3 – Esquema teórico do Ciclo Lixológico.	158
Figura 4.4 – Diagrama do modelo linear de transporte de sedimentos na escala da bacia hidrográfica, adaptado para o transporte dos resíduos sólidos.....	163
Figura 5.1 – Síntese dos fluxos metodológicos propostos.	172
Figura 5.2 – Curvas de nível e pontos cotados (formato vetorial) (a), a partir dos quais foi gerado o Modelo Digital de Elevação (b).	174
Figura 5.3 – (a) Codificação usada para distinguir as oito direções de fluxo possíveis no método D8; (b) atribuição de direção de fluxo pela regra da maior declividade.	178
Figura 5.4 – Fluxograma das etapas para extração da rede de drenagem e bacia hidrográfica.	179
Figura 5.5 – Classificação da nuvem de pontos LiDAR: (a) nuvem de pontos completa, (b) pontos sobre o solo, (c) pontos sobre vegetação arbórea, e (d) pontos sobre edificações.....	187
Figura 5.6 – Influência da declividade sobre o escoamento superficial e sub-superficial.	188
Figura 5.7 – Influência da curvatura vertical sobre o escoamento superficial e sub-superficial. Representação da esquerda para direita de um terreno convexo, retilíneo e côncavo.....	188
Figura 5.8 – Representação esquemática combinada das curvaturas horizontal e vertical.	189
Figura 5.9 – Representação esquemática da classificação quanto à acumulação de fluxos....	191
Figura 5.10 – Passos metodológicos para pré-processamento da imagem, classificação da cobertura, do uso e da ocupação do solo.....	193

Figura 5.11 – Correspondência entre os polígonos dos setores censitários e o polígono das quadras.	201
Figura 5.12 – Diagrama de procedimentos do método de georreferenciamento de dados do CNEFE, com as operações, softwares e formatos de arquivo envolvidos em cada etapa.	203
Figura 5.13 – Elaboração conceitual do módulo de transporte de resíduos sólidos.....	205
Figura 5.14 – Representação por trechos de rua:.....	207
Figura 5.15 – Exemplo de Voronoi / Thiessen construído sobre uma base de pontos.	209
Figura 5.16 – Procedimentos para construção da rede de transporte de resíduos sólidos.....	209
Figura 5.17 – Orientação das vertentes: (a) indicação da direção do escoamento sobre as curvas de nível, que é expressa em graus a partir de 0° (Norte); (b) classificação dos pixels em 9 classes (8 direções + “plano”, i.e., sem escoamento) conforme direção do escoamento.....	210
Figura 5.18 – Representação esquemática de como ocorre a transferência de variáveis entre a base espacial (i.e., polígonos de Thiessen) e os trechos da rede de transporte.	212
Figura 5.19 – Modelo conceitual da geração de resíduos sólidos.	214
Figura 5.20 – Meios de identificação de resíduos sólidos exógenos: (a) por interpretação de imagens de sensoriamento remoto e (b) por meio de visitas a campo (foto de 25 de julho de 2014).....	215
Figura 5.21 – Gráfico da geração de resíduos sólidos residenciais por pessoa por dia conforme faixas de rendimento per capita.	218
Figura 5.22 – Gráfico da geração de resíduos sólidos residenciais por pessoa por dia conforme a densidade de moradores por domicílio.....	218
Figura 5.23 – Gráfico da estimacão de resíduos sólidos residenciais per capita para as faixas etárias dos Cenários 4 e 5.	219
Figura 5.24 – Fotos de pesagem de fraldas utilizadas (sujas):	220
Figura 5.25 – Gráfico da estimacão de resíduos sólidos per capita por faixas etárias, conforme proposto para os Cenários 4, 5 e 6.....	221
Figura 5.26 – Diagrama de fluxos das etapas de construção das bases de dados da geração de resíduos sólidos não-residenciais.....	223
Figura 5.27 – Elaboração esquemática da rede de transporte de resíduos sólidos.....	229
Figura 5.28 – Localização da Bacia Mãe d’Água.	235
Figura 5.29 – Localização da bacia do Arroio Dilúvio (em verde) abrangendo áreas dos municípios de Porto Alegre e de Viamão, RS; em laranja está destacada a bacia Mãe d’Água.	236
Figura 5.30 – Fotos da Ecobarreira de resíduos sólidos instalada no Arroio Dilúvio.	241

Figura 5.31 – Fotos de equipes da Secretaria Municipal de Serviços Urbanos (SMSurb, Porto Alegre) realizando limpeza da orla do Guaíba – os resíduos apareceram devido ao recuo das águas do lago, causado por ventos intensos.	242
Figura 6.1 – Mapas da extração da rede de drenagem e delimitação da bacia hidrográfica..	247
Figura 6.2 – Mapa da rede de drenagem principal da bacia Mãe d’Água	248
Figura 6.3 – Mapa temático: delimitação das áreas de APP em torno dos corpos d’água da Bacia Mãe d’Água.	250
Figura 6.4 – Mapa de declividades da Bacia Mãe d’Água.....	251
Figura 6.5 – Mapa de densidade de pontos propensos à acumulação de resíduos sólidos....	253
Figura 6.6 – Mapa temático da cobertura do solo da Bacia Mãe d’Água, em 2014.....	254
Figura 6.7 – Gráfico da distribuição percentual das classes de cobertura do solo conforme mapeadas na área de estudo.....	255
Figura 6.8 – Gráfico da evolução da taxa de urbanização da área da Bacia Mãe d’Água,	256
Figura 6.9 – Mapa da diferença dos domicílios mapeados para os anos de 2014 e 2010, na Bacia Mãe d’Água.	258
Figura 6.10 – Mapas da densidade de domicílios por hectare (ha) nas quadras, na Bacia Mãe d’Água	260
Figura 6.11 – Exemplo de discordância nos valores obtidos para cômputo da quantidade de domicílios por quadra, segundo os três métodos testados. A imagem orbital ao fundo dá evidências de que os resultados mais adequados são aqueles obtidos pela aplicação do Método 3.....	261
Figura 6.12 – Gráficos da evolução demográfica e habitacional em Viamão (RS),.....	262
Figura 6.13 – Gráficos do número de domicílios e de habitantes estimados para a Bacia Mãe d’Água	262
Figura 6.14 – Mapa temático: ocupações irregulares na Bacia Mãe d’Água.	264
Figura 6.15 – Mapa da distribuição dos domicílios não próprios na Bacia Mãe d’Água.....	265
Figura 6.16 – Mapa da diferença entre as quantidades de domicílios mapeados, em 2010,.....	266
Figura 6.17 – Mapa da densidade habitacional da Bacia Mãe d’Água.....	268
Figura 6.18 – Mapa temático da densidade demográfica da Bacia Mãe d’Água.....	269
Figura 6.19 – Mapa temático da densidade domiciliar da Bacia Mãe d’Água	269
Figura 6.20 – Gráfico da pirâmide etária da população residente na bacia Mãe d’Água, por gênero, em 2010.	270
Figura 6.21 – Mapa da taxa de População em Idade Ativa (15 a 65 anos) da Bacia Mãe d’Água	271
Figura 6.22 – Mapa da distribuição da população da Bacia Mãe d’Água por gênero.....	271
Figura 6.23 – Mapa da taxa de alfabetização da população da Bacia Mãe d’Água.....	272

Figura 6.24 – Gráfico da distribuição percentual dos domicílios da Bacia Mãe d'Água por faixas de rendimento domiciliar per capita.....	273
Figura 6.25 – Mapa da distribuição das quadras por faixas de rendimento nominal per capita, referente ao ano de 2010, por quadras da Bacia Mãe d'Água.....	274
Figura 6.26 – Gráfico da distribuição dos estabelecimentos não-residenciais e dos funcionários de tais estabelecimentos conforme as categorias de atividade na Bacia Mãe d'Água.	275
Figura 6.27 – Mapa de localização dos estabelecimentos não-residenciais da Bacia Mãe d'Água.	275
Figura 6.28 – Mapa da distribuição dos domicílios conforme acesso ao sistema de abastecimento de água, por quadras, na Bacia Mãe d'Água.....	276
Figura 6.29 – Mapa da distribuição dos domicílios conforme acesso à rede oficial de fornecimento de energia elétrica, por quadras, na Bacia Mãe d'Água.	276
Figura 6.30 – Mapa da distribuição dos domicílios conforme acesso ao sistema de coleta de esgoto sanitário, por quadras, na Bacia Mãe d'Água.....	277
Figura 6.31 – Mapa da distribuição dos domicílios conforme acesso ao serviço de coleta de resíduos sólidos porta-a-porta, por quadras, na Bacia Mãe d'Água.....	277
Figura 6.32 – Mapa da distribuição dos domicílios conforme condição do entorno – existência de esgoto sanitário escoando a céu aberto, por quadras, na Bacia Mãe d'Água.	278
Figura 6.33 – Mapa da distribuição dos domicílios conforme condição do entorno – existência de resíduos sólidos lançados nos logradouros, por quadras, na Bacia Mãe d'Água.	278
Figura 6.34 – Mapa da distribuição dos domicílios conforme condição do entorno – carência de pavimentação dos logradouros, por quadras, na Bacia Mãe d'Água; contraposta com a classificação da cobertura do solo das vias, em 2014.....	279
Figura 6.35 – Mapa da distribuição dos domicílios conforme condição do entorno – inexistência de bueiros e bocas-de-lobo nos logradouros, por quadras, na Bacia Mãe d'Água.	279
Figura 6.36 – Gráfico: resíduos sólidos domiciliares coletados mensalmente, de 2012 a 2015, nas áreas urbanas e rurais de Viamão.....	283
Figura 6.37 – Composição gravimétrica de resíduos sólidos do município de Viamão.....	284
Figura 6.38 – Mapa dos setores da coleta regular de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água; em roxo, localização dos contêineres de coleta de resíduos sólidos recicláveis.	285
Figura 6.39 – Tela da interface do usuário do sistema de monitoramento dos veículos de coleta de RSU, em fase de implantação na Prefeitura de Viamão.....	286
Figura 6.40 – Mapa dos deslocamentos realizados pelos veículos de coleta de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água durante 15 dias.	287

Figura 6.41 – Fotos do aterro de Viamão	288
Figura 6.42 – Mapa da rede de transporte de resíduos sólidos da Bacia Mãe d'Água.	294
Figura 6.43 – Mapa da rede de transporte de resíduos sólidos da Bacia Mãe d'Água.....	294
Figura 6.44 – Mapa da base espacial de geração de resíduos sólidos da Bacia Mãe d'Água. ...	295
Figura 6.45 – Mapa da distribuição da geração de resíduos sólidos em estabelecimentos não-residenciais na bacia Mãe d'Água, para o ano de 2014.....	296
Figura 6.46 – Gráfico boxplot da distribuição dos dados dos seis conjuntos de resultados da geração de resíduos sólidos residenciais (i.e., Cenários 1 a 6).....	298
Figura 6.47 – Mapa da geração de resíduos sólidos residenciais (Cenário 6), na Bacia Mãe d'Água	299
Figura 6.48 – Mapa da diferença dos valores de geração de resíduos sólidos residenciais obtidos para o Cenário 6 e 2, na Bacia Mãe d'Água.....	299
Figura 6.49 – Gráfico boxplot dos seis conjuntos de resultados da geração de resíduos sólidos residenciais e não-residenciais referentes aos Cenários 2, 3 e 6.....	300
Figura 6.50 – Mapa da geração total de resíduos sólidos: residenciais (Cenário 2) e não-residenciais, na Bacia Mãe d'Água	300
Figura 6.51 – Mapa da geração total de resíduos sólidos: residenciais (Cenário 6) e não-residenciais, na Bacia Mãe d'Água	300
Figura 6.52 – Geração de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água × áreas atendidas pelo serviço de coleta de resíduos sólidos urbanos. Mapa em perspectiva com exagero vertical.	301
Figura 6.53 – Gráfico da quantidade de resíduos sólidos coletados pelo serviço de coleta regular na totalidade das áreas urbanas de Viamão e na Bacia Mãe d'Água.	302
Figura 6.54 – Gráfico boxplot dos quatro conjuntos de resultados da espacialização dos resíduos sólidos coletados nas unidades da base espacial de resíduos sólidos.	303
Figura 6.55 – Mapa da distribuição dos resíduos sólidos coletados na Bacia Mãe d'Água (MP-1)	304
Figura 6.56 – Mapa da distribuição dos resíduos sólidos coletados na Bacia Mãe d'Água (MP-2)	304
Figura 6.57 – Mapa da distribuição dos resíduos sólidos coletados na Bacia Mãe d'Água (MP-3)	304
Figura 6.58 – Mapa da distribuição dos resíduos sólidos coletados na Bacia Mãe d'Água (MP-4)	304
Figura 6.59 – Gráfico boxplot dos doze conjuntos de dados de resíduos sólidos remanescentes	306
Figura 6.60 – Gráfico de barras dos doze conjuntos de dados de resíduos sólidos remanescentes.....	306

Figura 6.61 – Mapas da distribuição dos resíduos disponíveis para transporte na Bacia Mãe d'Água conforme (a) PT-1 e (b) PT-2.....	307
Figura 6.62 – Histograma (em escala logarítmica de base 10) das UBE classificadas quanto aos montantes de resíduos sólidos coletados a mais (em verde) ou remanescentes (em laranja) na Bacia Mãe d'Água – PT-1 e PT-2.	308
Figura 6.63 – Mapa do transporte de resíduos sólidos sem impedância na Bacia Mãe d'Água – RT-1	310
Figura 6.64 – Mapa do transporte de resíduos sólidos sem impedância na Bacia Mãe d'Água – RT-2	310
Figura 6.65 – Mapa do transporte de resíduos sólidos com impedância na Bacia Mãe d'Água – RT-3	311
Figura 6.66 – Mapa do transporte de resíduos sólidos com impedância na Bacia Mãe d'Água – RT-4	311
Figura 6.67 – Gráfico boxplot dos dois conjuntos de dados de resíduos sólidos acumulados, resultantes das modelagens do transporte de resíduos RT-3 e RT-4.	312
Figura 6.68 – Mapa de ocorrência de locais de acúmulo de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água.....	314
Figura 6.69 – Mapa de densidade de pontos de acúmulo de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água.....	314
Figura 6.70 – Mapa de densidade de resíduos sólidos acumulados na Bacia Mãe d'Água – RT-3.....	315
Figura 6.71 – Mapa de densidade de resíduos sólidos acumulados na Bacia Mãe d'Água – RT-4,.....	315
Figura 6.72 – Mapa de ocorrência de locais de acúmulo de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água sobre posto ao mapa de densidade acumulação de fluxos (obtido pelo IRPA).....	316
Figura 6.73 – Fotos de disposição inadequada de resíduos sólidos em locais impróprios para este fim – logradouros (2 e 4) , terrenos baldios (3), margens de arroios (1 e 5).....	316
Figura 6.74 – Fotos de experimentos de coleta de resíduos sendo realizados com a armadilha.....	317
Figura 6.75 – Gráfico do montante de resíduos sólidos capturados na armadilha instalada no Arroio Central da bacia Mãe d'Água, em relação à precipitação acumulada nos 7 dias anteriores de cada evento de coleta.....	318
Figura 6.76 – Mapa do transporte de resíduos sólidos com impedância na Sub-bacia do Arroio Central, na Bacia Mãe d'Água – RT-3.....	319
Figura 6.77 – Mapa do transporte de resíduos sólidos com impedância na Sub-bacia do Arroio Central, na Bacia Mãe d'Água – RT-4.....	319

Figura 6.78 – Gráfico de dispersão entre os dados de resíduos sólidos remanescentes (DT-1) e dados de rendimento domiciliar total.....	320
Figura 6.79 – Gráfico da dispersão entre os dados de resíduos sólidos remanescentes (DT-2) e dados de rendimento domiciliar total.....	320
Figura 6.80 – Gráfico dispersão entre os dados de resíduos acumulados resultantes da modelagem RT-3 e dados de rendimento domiciliar total.....	320
Figura 6.81 – Gráfico dispersão entre os dados de resíduos acumulados resultantes da modelagem RT-4 e dados de rendimento domiciliar total.....	320
Figura 6.82 – Mapa de locais potenciais a intervenções para minimização dos problemas ambientais de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água, por meio de: instalação de armadilhas de resíduos sólidos e intensificação ou implantação de serviço de coleta de resíduos e limpeza urbana.....	323
Figura 6.83 – Diagrama de fatores atuantes na bacia hidrográfica.....	327
Figura C.1 – Representação esquemática do fluxo de resíduos sólidos, desde sua geração até a chegada no exutório da bacia hidrográfica.....	379
Figura A.1 – Classificação dos tipos de domicílios, segundo o IBGE, para o ano de 2010.	392

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1 – Estudos realizados para medição direta e indireta de resíduos sólidos.	111
Quadro 3.2 – Características dos resíduos sólidos em sistemas de drenagem urbana.	122
Quadro 3.3 – Parâmetros de geração semanal de resíduos orgânicos dos estabelecimentos comerciais conforme os sete tipos de atividades estabelecidos por Purcell e Magette (2009).	136
Quadro 3.4 – Parâmetros de geração semanal de resíduos orgânicos dos setores residenciais	137
Quadro 3.5 – Relação entre o gradiente e as características do movimento de uma corrida de massa.	145
Quadro 4.1 – Diferenças entre coisas e processos naturais e artificiais.	157
Quadro 4.2 – Variáveis associadas às três fases do Ciclo Lixológico proposto.	159
Quadro 5.1 – Métricas básicas de paisagem que podem traduzir um conjunto de atributos hidrológicos sintético útil para avaliação dos ciclos hidrológicos urbanos.	176
Quadro 5.2 – Estimadores adotados para geração de resíduos sólidos em estabelecimentos comerciais.	222
Quadro 5.3 – Relação entre a declividade das vias e as características do movimento relativo ao transporte de resíduos sólidos.	228
Quadro 5.4 – Trabalhos realizados sobre diferentes assuntos relativos à Bacia Mãe d'Água.	243
Quadro 6.1 – Empresas responsáveis por serviços relativos à limpeza urbana e à coleta de resíduos no município de Viamão.	283
Quadro 6.2 – Cronograma da coleta regular de resíduos sólidos nos setores da área de estudo.	285
Quadro 6.3 – Estimativas de geração de resíduos não domiciliares no município de Viamão.	293
Quadro D.1 – Resultados dos testes de normalidade dos dados obtidos nos seis Cenários de geração de resíduos sólidos, calculados conforme Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk (considerando-se $D_{crítico} = 0,03092$ e $W_{crítico} = 0,947$, para $\alpha = 0,05$).	384
Quadro D.2 – Matriz de resultados do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney, calculado para cada par de conjunto de dados dos seis cenários de geração de resíduos sólidos residenciais na Bacia Mãe d'Água.	385
Quadro D.3 – Matriz de resultados do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney, calculado para cada par de conjunto de dados dos Cenários 2, 3 e 6 de geração total de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água.	387

Quadro D.4 – Matriz de resultados do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney, calculados para cada par de conjunto de dados modelados de coleta de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água.	388
Quadro D.5 – Matriz de resultados do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney, calculados para os conjuntos de dados de resíduos sólidos acumulados na Bacia Mãe d'Água.	389

LISTA DE TABELAS

Tabela 5.1 –	Classes de cobertura do solo das vias de transporte de resíduos sólidos e respectivos valores de coeficiente de rugosidade de Manning.....	211
Tabela 5.2 –	Características consideradas no cálculo da massa diária de resíduos sólidos relativas ao uso de fraldas por bebês de 0 a 24 meses.....	220
Tabela 6.1 –	Características das redes de drenagem e bacia hidrográfica obtidos pelo Método 1 e 2.	247
Tabela 6.2 –	Principais características físicas das microbacias dos afluentes principais na bacia Mãe d'Água.	248
Tabela 6.3 –	Principais características físicas das sub-bacias dos afluentes principais e da bacia Mãe d'Água.	249
Tabela 6.4 –	Distribuição da área da bacia Mãe d'Água por classes de declividade.	251
Tabela 6.5 –	Limites inferiores da classificação por quartis das variáveis morfométricas declividade, curvaturas horizontal e vertical calculadas para a bacia Mãe d'Água.	252
Tabela 6.6 –	Síntese dos dados de ocupação do solo obtidos.....	259
Tabela 6.7 –	Densidades demográfica, habitacional e domiciliar para a Bacia Mãe d'Água	269
Tabela 6.8 –	Estimativa de geração de resíduos sólidos urbanos a partir da taxa de geração per capita de 0,53 kg/hab/dia e dos dados de caracterização do município de Viamão.	292
Tabela 6.9 –	Valores estimados de geração de resíduos sólidos não-residenciais e residenciais (i.e., para cada um dos seis cenários propostos) para a Bacia Mãe d'Água.	301
Tabela 6.10 –	Características dos setores de coleta regular de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água:	303
Tabela 6.11 –	Aspectos gerais relativos aos resíduos sólidos disponíveis para transporte PT-1 e PT-2, na Bacia Mãe d'Água.....	308
Tabela 6.12 –	Balanco de massa das quatro modelagens de transporte de resíduos sólidos (i.e., RT-1, -2, -3 e -4), na Bacia Mãe d'Água.	311
Tabela 6.13 –	Aspectos de uma "nova coleta" dos resíduos sólidos remanescentes ao longo da rede de transporte, por setor de coleta regular, na Bacia Mãe d'Água.....	313
Tabela 6.14 –	Balanco de massa das modelagens de transporte de resíduos sólidos RT-3 e -4 relativo à sub-bacia do Arroio Central, na Bacia Mãe d'Água.	318
Tabela 6.15 –	Resultados da análise de correlação pelo coeficiente de Spearman entre as variáveis independentes de resíduos sólidos remanescentes (DT-1 e -2) e acumulados (RT-3 e -4).	321

Tabela A.1 – Matriz de confusão da classificação da cobertura do solo e medidas de acurácia por classe: exatidão do usuário e do produtor.....	373
Tabela A.2 – Índice Kappa-condicional e variância do índice para cada classe de cobertura do solo.	374
Tabela B.1 – Resultado da estimação do número de domicílios e habitantes na Bacia Mãe d'Água a partir de três métodos, por quadras, para o ano de 2010.....	375
Tabela D.1 – Matriz de correlação de postos de Spearman calculados para cada par de conjunto de dados dos seis cenários de geração de resíduos sólidos residenciais na Bacia Mãe d'Água.	385
Tabela D.2 – Matriz de correlação de postos de Spearman calculados para cada par de conjunto de dados dos Cenários 2, 3 e 6 de geração total de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água.	386
Tabela D.3 – Matriz de correlação de postos de Spearman calculados para cada par de conjuntos de dados modelados de coleta de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água.	387
Tabela D.4 – Matriz de correlação de postos de Spearman calculados para os conjuntos de dados modelados de acúmulo de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água.	389

SUMÁRIO

RESUMO.....	ix
ABSTRACT	xi
LISTA DE FIGURAS	xiii
LISTA DE QUADROS.....	xxiii
LISTA DE TABELAS	xxv
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Definição do problema	6
1.2 Relevância e justificativa da pesquisa	7
1.3 Hipótese e objetivos da pesquisa.....	8
1.3.1 Hipótese.....	9
1.3.2 Objetivos.....	9
1.4 Limitações da pesquisa	10
1.5 Delimitação da pesquisa.....	10
1.6 Estrutura do documento.....	12
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	13
2.1 A cidade como sistema integrado.....	13
2.2 O ambiente urbano	15
2.3 Degradação ambiental.....	17
2.3.1 Área de Preservação Permanente – APP.....	20
2.4 Urbanização, expansão, ocupações irregulares.....	27
2.4.1 O lugar dos "pobres urbanos"	32
2.4.2 Regularização fundiária em APP.....	36
2.5 Infraestrutura urbana e saneamento ambiental.....	40
2.5.1 Recursos hídricos.....	42
2.5.2 Drenagem urbana	43
2.5.3 Resíduos sólidos	46
2.5.3.1 Definição e classificação.....	48
2.5.4 Qualidade ambiental urbana	56
2.6 Bacias hidrográficas urbanas	60
2.7 Análises urbanas por meio de Sensoriamento Remoto.....	63

2.7.1	Dados bidimensionais	65
2.7.2	Dados tridimensionais.....	67
2.7.2.1	LiDAR.....	69
2.7.3	Extração de informações	71
2.7.4	Geoprocessamento.....	74
2.7.5	Caracterização socioespacial	76
2.8	Modelagem espacial.....	81
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA: RESÍDUOS SÓLIDOS	87
3.1	Disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos	91
3.2	Modelagem de resíduos sólidos.....	97
3.2.1	Quantificação de resíduos sólidos urbanos.....	100
3.2.1.1	Captura de resíduos sólidos na drenagem urbana.....	113
3.2.2	Modelos preditivos de geração de resíduos sólidos.....	126
3.2.3	Modelos de transporte de resíduos sólidos	138
3.2.3.1	Debris flow – Fluxo de detritos.....	144
4	ELABORAÇÃO TEÓRICA	151
4.1	Inspiração em ciclos naturais.....	152
4.2	Classificação teórica	156
4.3	“Ciclo Lixológico”	158
5	METODOLOGIA	169
5.1	Material.....	169
5.2	Métodos.....	172
5.2.1	Caracterização do meio físico	172
5.2.1.1	Caracterização geomorfométrica.....	173
5.2.1.2	Extração da rede de drenagem e delimitação da bacia hidrográfica... 176	
5.2.1.3	Delimitação das Áreas de Preservação Permanente (APP).....	185
5.2.1.4	Modelagem da superfície antropizada.....	186
5.2.1.5	Mapeamento da cobertura, uso e ocupação do solo.....	191
5.2.1.5.1	Pré-processamento.....	193
5.2.1.5.2	Classificação da cobertura do solo.....	195
5.2.1.5.3	Classificação do uso do solo.....	198
5.2.1.5.4	Classificação da ocupação do solo.....	198
5.2.2	Caracterização do meio socioeconômico.....	199
5.2.2.1	Inferência populacional	200
5.2.2.2	Desagregação dos dados socioeconômicos	200

5.2.2.3	Espacialização dos dados não-residenciais	202
5.2.3	Construção da base espacial para modelagem	204
5.2.3.1	Rede espacial de transporte de resíduos sólidos.....	207
5.2.3.2	Base espacial de geração de resíduos sólidos.....	211
5.2.4	Modelagem da geração e transporte de resíduos sólidos	213
5.2.4.1	Geração de resíduos sólidos.....	213
5.2.4.1.1	Estimativa da geração residencial de resíduos sólidos	217
5.2.4.1.2	Estimativa da geração não-residencial de resíduos sólidos.....	222
5.2.4.1.3	Distribuição espacial dos resíduos sólidos coletados.....	223
5.2.4.2	Transporte de resíduos sólidos.....	226
5.2.4.3	Acumulação de resíduos sólidos.....	230
5.2.4.4	Representatividade dos dados.....	231
5.2.5	Verificação da modelagem.....	232
5.2.5.1	Capacidade de explicação dos modelos.....	233
5.3	Área de estudo: bacia hidrográfica da barragem Mãe d'Água	234
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	245
6.1	Caracterização: bacia hidrográfica da barragem Mãe d'Água.....	246
6.1.1	Meio Físico.....	246
6.1.1.1	Cobertura do solo	253
6.1.2	Meio Antrópico e Socioeconômico	257
6.1.2.1	Uso e ocupação do solo	257
6.1.2.2	Caracterização socioeconômica e demográfica.....	259
6.1.2.2.1	Desagregação dos dados socioeconômicos.....	259
6.1.2.2.2	População inferida para o ano de 2014	261
6.1.2.2.3	Aspectos demográficos.....	267
6.1.2.2.4	Aspectos socioeconômicos.....	272
6.1.2.2.5	Aspectos de saneamento básico e infraestrutura urbana	276
6.2	Manejo dos resíduos sólidos.....	280
6.3	Modelagem socioambiental de resíduos sólidos	293
6.3.1	Bases espaciais para a modelagem.....	293
6.3.2	Geração de resíduos sólidos.....	295
6.3.2.1	Resíduos sólidos coletados	302
6.3.2.2	Resíduos sólidos disponíveis para transporte	305
6.3.3	Transporte de resíduos sólidos.....	309
6.3.4	Acúmulo de resíduos sólidos	312

6.3.5	Verificação do modelo	317
6.3.6	Explicação do modelo	319
6.3.7	Utilidade prática da modelagem	321
6.4	Externalidades.....	323
7	CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	329
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	333
	APÊNDICE A – AVALIAÇÃO DAS CLASSIFICAÇÕES.....	369
	APÊNDICE B – DADOS DEMOGRÁFICOS ESTIMADOS.....	375
	APÊNDICE C – CÓDIGOS E NOMES ATRIBUÍDOS ÀS VARIÁVEIS DE RESÍDUOS SÓLIDOS.....	379
	APÊNDICE D – ANÁLISES ESTATÍSTICAS DOS DADOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS	381
	ANEXO A	391

1 INTRODUÇÃO

“Ninguém se pergunta para onde os lixeiros levam os seus carregamentos: para fora da cidade, sem dúvida; mas todos os anos a cidade se expande e os depósitos de lixo devem recuar para mais longe; [...] Acrescente-se que, quanto mais Leônia se supera na arte de fabricar novos materiais, mais substancioso torna-se o lixo, resistindo às intempéries, à fermentação e à combustão. E uma fortaleza de rebotalhos indestrutíveis que circunda Leônia, domina-a de todos os lados como uma cadeia de montanhas. [...] quanto mais Leônia expele, mais coisas acumula; as escamas do seu passado se solidificam numa couraça impossível de se tirar; renovando-se todos os dias, a cidade conserva-se integralmente em sua única forma definitiva: a do lixo de ontem que se junta ao lixo de anteontem e de todos os dias e anos e lustros” (CALVINO, 1990, p. 106-107).

Chamamos de “lixo” uma grande diversidade de resíduos sólidos de diferentes procedências, dentre eles os resíduos e rejeitos gerados no dia-a-dia. A geração de resíduos está relacionada aos hábitos de consumo de cada cultura, estando correlacionada ao poder econômico da população.

A existência do homem sempre esteve acompanhada da existência de resíduos, já que sua geração é inevitável. No século XVIII, êxodo rural, industrialização, urbanização e vertiginoso crescimento da população construíram o cenário para intensificação dos impactos ambientais decorrentes das diversas formas de poluição. Dentre elas, os resíduos acumulavam-se pelas ruas e imediações das cidades, provocando epidemias e causando morte de pessoas aos milhares. Naquele momento, a solução para os resíduos não configurava algo complexo, pois era suficiente afastá-lo, descartando-o em áreas mais distantes dos centros urbanos.

Atualmente, com a maioria das pessoas vivendo nas cidades¹ e com o avanço mundial da indústria, provocando mudanças nos hábitos de consumo da população, a geração de resíduos possui diferentes facetas em termos de quantidade e diversidade. No Brasil, os resíduos gerados são constituídos, em sua maior parte, de material orgânico; contudo, nos últimos anos, é expressiva a parcela de produtos descartáveis, principalmente diversos tipos de plásticos. O consumo de produtos descartáveis é atrativo devido à facilidade de manuseio e este consumo desenfreado aliado ao descarte inadequado dos resíduos é visto hoje como um dos maiores

¹ Em 2014, 54% da população mundial vivia em áreas urbanas, uma proporção que se espera venha a aumentar para 66% em 2050 (UN, 2014). No Brasil, quase 85% da população reside em domicílios em área urbana (IBGE, 2011).

problemas ambiental, pois sua disposição inadequada faz com que os mesmos sejam carreados pelo sistema de drenagem urbana e impulsionem a poluição hídrica.

Com o crescimento das cidades, o desafio da limpeza urbana não consiste apenas em remover os resíduos de logradouros e edificações, mas, principalmente, em dar um destino final adequado aos resíduos coletados (MONTEIRO ET AL., 2001). UNGARETTI (2010) aponta que grande parte das cidades brasileiras se encontra em uma situação muito delicada em relação aos resíduos sólidos gerados, decorrente dos modelos de gestão adotados, que, desde sua implantação, já apresentam uma série de dificuldades; decorrentes também do desconhecimento da importância de associar e incorporar sistematicamente o tratamento e destinação final de resíduos à sua geração.

O correto gerenciamento dos resíduos sólidos é um dos principais desafios dos grandes centros urbanos no início deste novo milênio (REICHERT, 2013). Até pouco tempo atrás, as ações no campo dos resíduos sólidos restringiam-se à limpeza urbana, ou seja, os recursos eram destinados somente à coleta e à limpeza das vias públicas, ficando o tratamento e a disposição final dos resíduos completamente relegados.

Nas últimas décadas, várias ações e projetos têm sido propostos para a melhoria da disposição final e do tratamento dos resíduos sólidos urbanos. Dados de 2016 divulgados pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE, por meio do “Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – 2016”, apontam que 78,6% dos municípios brasileiros têm serviços de manejo de resíduos sólidos, o que representa um crescimento de 3% em relação ao ano anterior. Pouco mais de 69,6% dos municípios registraram alguma iniciativa de coleta seletiva² (ABRELPE, 2017).

Das mais de 214 mil toneladas de resíduos sólidos urbanos gerados diariamente no ano de 2016, cerca de 91,16% foram coletadas; deste montante, apenas 58,4% receberam destinação adequada (ABRELPE, 2017). Enquanto que 1.559 municípios brasileiros possuíam lixões e 1.774, aterros sanitários; em apenas 2.244 (40%) municípios haviam aterros sanitários; 65 faziam uso de usina de compostagem; no total, 3.334 municípios conferem destinação inadequada aos seus resíduos sólidos urbanos (ABRELPE, 2017; MCIDADES/SNSA, 2015a). No Rio Grande do Sul, em 2014, 80% dos municípios enviavam seus resíduos para aterros sanitários próprios ou em outras cidades; cinco municípios ainda possuíam lixões (FEPAM, 2014).

² Embora pareça expressiva a quantidade de municípios com iniciativas de coleta seletiva, convém salientar que muitas vezes estas atividades resumem-se à disponibilização de pontos de entrega voluntária ou convênios com cooperativas de catadores, que não abrangem a totalidade do território ou da população do município (ABRELPE, 2017).

O descarte inadequado³ dos resíduos provoca sérias e danosas consequências à saúde pública e ao meio ambiente. Em tempos de chuva, por exemplo, o acúmulo de resíduos sólidos em regiões inadequadas pode trazer diversos perigos: sua disposição ilegal em locais como terrenos baldios, margens de córregos e rios e nas ruas e calçadas, contribui diretamente com as enchentes, potencializando-as, pois entope bocas de lobo e galerias de água pluvial, diminuindo a capacidade de escoamento de água das mesmas; além de assorear córregos e rios, o que altera a seção transversal dos mesmos, reduzindo a sua profundidade e aumentando, então, a cota de inundação para um mesmo evento de chuva. As enchentes espalham os resíduos sólidos, que podem contaminar a água e alimentos. As perdas econômicas incluem os recursos destinados à limpeza das áreas atingidas, ao socorro às vítimas que perderam bens ou mesmo foram retiradas de suas residências, à recuperação de redes de infraestrutura que tenham sido danificadas (e.g., fornecimento de energia elétrica, abastecimento de água, transporte coletivo, etc.), bem como prejuízos decorrentes da interrupção das atividades cotidianas (e.g., transporte de pessoas e cargas que é interrompido, cortes de energia elétrica, estabelecimentos comerciais e de serviços que são obrigados a interromper suas atividades,

³ A Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Federal nº 12.305/2010) estabelece que a “destinação final ambientalmente adequada [é]: destinação de resíduos que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do SISNAMA [Sistema Nacional do Meio Ambiente], do SNVS [Sistema Nacional de Vigilância Sanitária] e do SUASA [Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária], entre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos;” e a “disposição final ambientalmente adequada [é]: distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos” (BRASIL, 2010).

O **lixão** é um grande espaço destinado apenas a receber resíduos sólidos, não tendo sido planejado para “abrigar” os resíduos de forma menos agressiva ao meio ambiente. Os resíduos ficam a céu aberto e não há tratamento para o chorume, que contamina a água superficial, o ar, o solo, o lençol freático, atraindo vetores de doenças, como germes patológicos, insetos e animais. Além de ser uma forma inadequada de disposição, é ilegal segundo a legislação brasileira, estando o infrator sujeito a penalidades perante a Lei de Crimes Ambientais (Lei nº 9.605/1998).

O **aterro sanitário** é uma obra de engenharia em que os resíduos sólidos são depositados em local onde o terreno passou por processos de nivelamento, impermeabilização e selagem, o que impede o vazamento de lixiviado para o subsolo. Diariamente, o material é aterrado com equipamentos específicos para este fim. Tubulações captam o metano (i.e., gás liberado pela decomposição de matéria orgânica) que é tratado e armazenado para novo uso, ou queimado. As construções desses aterros são pautadas em normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas.

Os ditos **aterros controlados** seriam “intermediários” entre lixão e aterro sanitário. Neles, há cobertura diária dos resíduos com terra, importante para evitar a contaminação do ar e a proliferação de insetos e animais, mas a capacidade de impedir a contaminação do solo e águas subterrâneas não é completa, pois não possuem impermeabilização do solo nem sistema de dispersão de gases e de tratamento do chorume gerado. Esta solução, entretanto, é classificada como um lixão e, portanto, é considerada ilegal. A NBR/ABNT 8849/1985, que fixava condições mínimas exigíveis para a apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos, foi cancelada em junho de 2015, sem substituição. Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), regulamentada pelo Decreto nº 7.404/2010, existem apenas duas formas de disposição final de resíduos sólidos: a adequada (em aterros sanitários) e a inadequada (em lixões). No estado de São Paulo, existe uma categoria “intermediária”: **aterro sanitário em valas**, que consiste em uma técnica para a disposição de resíduos urbanos no solo, em municípios de pequeno porte (i.e., com geração diária de resíduos sólidos inferior a dez toneladas). Nestes locais, o confinamento dos resíduos ocorre sem compactação em valas escavadas abaixo do nível natural do terreno; tampouco é exigida a impermeabilização complementar das valas com mantas de PEAD (Polietileno de Alta Densidade) ou outro material semelhante, e nem a colocação de solo argiloso no seu fundo (CETESB, 2010). NASCIMENTO ET AL. (2017) identificaram que 98% dos aterros em valas localizam-se em áreas de média e alta suscetibilidade ambiental.

etc.). As consequências do lançamento inadequado de resíduos sólidos no ambiente acontecem sob efeito cascata, refletindo-se de montante à jusante na bacia hidrográfica.

A análise do quadro institucional atual evidencia seu caráter negativo apesar de transcorrido tempo razoável após o que seria uma fase de transição. A maioria das Prefeituras Municipais ainda não dispõe de recursos técnicos e financeiros para solucionar os problemas ligados à gestão de resíduos sólidos. São ignoradas, muitas vezes, possibilidades de estabelecer parcerias com segmentos que deveriam ser envolvidos na gestão e na busca de alternativas para a implementação de soluções. Raramente utiliza-se das possibilidades e vantagens da cooperação com outros entes federados por meio do estabelecimento de consórcios públicos nos moldes previstos pela Lei de Saneamento Básico – Lei nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007) e da Lei de Consórcios Públicos – Lei nº 11.107/2005 (BRASIL, 2005) (MMA, 2011). Ainda é frequente observar a execução de ações em resíduos sólidos sem prévio e adequado planejamento técnico–econômico, sendo esse quadro agravado pela falta de regulação e controle social no setor.

Neste ponto, é importante diferenciar os termos gestão e gerenciamento, que, em geral, adquirem conotações distintas na área de resíduos sólidos urbanos, embora possam ser empregados como sinônimos. O termo gestão é utilizado para definir decisões, ações e procedimentos adotados em nível estratégico, enquanto o gerenciamento visa à operação do sistema de limpeza urbana (LIMA, 2001). A Lei nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, em seu Artigo 3º, apresenta as seguintes definições:

“X - gerenciamento de resíduos sólidos: conjunto de ações exercidas, direta ou indiretamente, nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, de acordo com plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos ou com plano de gerenciamento de resíduos sólidos, exigidos na forma desta Lei;

XI - gestão integrada de resíduos sólidos: conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável;” (BRASIL, 2010).

As soluções mundialmente mais adotadas baseiam-se no gerenciamento integrado dos resíduos sólidos, conceito que combina várias técnicas para o manejo dos distintos elementos do fluxo de resíduos (REICHERT, 2013). Em um sistema de gerenciamento integrado, todos os elementos fundamentais são avaliados e utilizados, e todas as suas

interfaces e conexões são consideradas para se conseguir a solução mais eficaz e econômica (TCHOBANOGLIOUS ET AL., 1993). O gerenciamento integrado e sustentável de resíduos sólidos é uma forma diferenciada de manejo de resíduos que combina diferentes métodos de coleta e tratamento para lidar com todos os materiais no fluxo de geração e descarte de resíduos, de maneira ambientalmente efetiva, economicamente viável e socialmente aceitável. Este sistema inclui a segregação na origem e a coleta de todos os tipos de resíduos e de todas as fontes, seguido por uma, ou mais, das seguintes opções: recuperação ou valorização secundária de materiais (reciclagem), tratamento biológico da matéria orgânica, tratamento térmico e aterro sanitário (com e sem recuperação de energia) (MCDUGALL ET AL., 2001).

Esforços consideráveis têm sido feitos na análise e pesquisa dos aspectos práticos dos sistemas municipais de manejo de resíduos (como coleta, transporte, tratamento e disposição final) (e.g., BRUSADIN, 2004; CAMPANI, REICHERT, 2006; COSTA, 2011; CAMPANI, 2012; CIASCA, SACCARO JR., 2012;) e sobre a percepção das pessoas sobre separação na origem, reciclagem, incineração e aterro sanitário (e.g., OLIVEIRA, 2006; MUCELIN; BELLINI, 2008; PEREIRA; MELO, 2008), porém, os administradores e gerentes de sistemas de manejo de resíduos muitas vezes não têm a perspectiva de análise do sistema em longo prazo (REICHERT, 2013).

A investigação sobre a disposição inadequada de resíduos sólidos de uma dada área de estudo demanda conhecimento sobre a gestão do programa de coleta de resíduos do município em questão. Entretanto, os dados oficiais constituem uma janela que permite apenas uma visão parcial da realidade da geração e transporte de resíduos. Dentre o universo de dados e informações que empresas de coleta de resíduos e limpeza urbana, e/ou administrações públicas possuem sobre a geração de resíduos sólidos, os dados de lançamento inadequado de resíduos no ambiente constituem justamente o dado que não se afere com facilidade.

Em virtude de métodos diretos de medição da geração de resíduos sólidos apresentarem restrições, principalmente de ordem econômica, vários estudos vêm sendo desenvolvidos de forma a quantificar a geração de resíduos sólidos indiretamente, a partir de parâmetros, como renda média domiciliar, Produto Interno Bruto do município, consumo de água e de energia elétrica nas unidades habitacionais, áreas das edificações e/ou das propriedades, entre outros. Algumas experiências são apresentadas no Item 3.

Nesse contexto, este estudo investiga as relações de geração, transporte e acumulação de resíduos sólidos em uma bacia hidrográfica urbana degradada, considerando as questões socioeconômicas e territoriais que podem atuar no ciclo dos resíduos. De modo geral, considera-se que áreas urbanas degradadas resultam da fragmentação do tecido urbano e da exclusão da população mais pobre, que tem menor acesso à infraestrutura, aos

equipamentos públicos e à cidade, resultando em perdas na urbanidade⁴; na maioria dos casos, também está associada a degradação do ambiente natural. Nesse cenário, os recursos hídricos tornam-se os receptores dos problemas ambientais decorrentes da ação do homem, como a erosão do solo urbano, lançamento *in natura* de esgotos sanitários, depósitos de resíduos sólidos. Como estudo de caso representativo desta realidade, foi escolhida a Bacia da Barragem Mãe d'Água, localizada quase integralmente no município de Viamão, na Região Metropolitana de Porto Alegre, Rio Grande do Sul.

1.1 Definição do problema

O popular “lixo urbano” (chamado, alternativamente, de detrito, sujeira, impureza, sobra, entulho, destroços, refugo, poluente bruto, entre outros) é um problema grave em diversas cidades brasileiras. Composto, geralmente, de materiais industrializados, tais como garrafas, latas, embalagens plásticas e de papel, jornais, sacolas de supermercado, maços de cigarros, seringas e agulhas hipodérmicas, mas também podendo incluir itens como peças de veículos, entulho de construção civil, móveis velhos, além dos resíduos orgânicos e animais mortos. Os resíduos se acumulam nas imediações de centros comerciais, pátios de estacionamento público, estações de trem e ônibus, estradas, escolas, parques públicos, lixeiras públicas, lixões, depósitos de coleta de recicláveis e ecopontos. Até que “alguém” vá removê-lo, permanece nesses locais; mas existe também a possibilidade de ser transportado pela força de ventos e/ou de chuvas, sendo, muitas vezes, conduzido no sistema de drenagem urbana (ARMITAGE, 2007).

Devido a fatores relacionados à ineficiência de infraestrutura urbana e serviços e às condições socioeconômicas e culturais, os sistemas de drenagem urbana são, atualmente, vias de transporte de resíduos aos cursos d'água. Estando uma vez no o sistema de drenagem, os resíduos podem ser transportados nos condutos, canais e cursos d'água naturais até alcançarem rios maiores, lagos naturais ou artificiais, estuários ou o mar (ARMITAGE; ROOSEBOOM, 2000a; TUDOR; WILLIAMS, 2001). No caminho, entretanto, itens são frequentemente emaranhados na vegetação ao longo das margens dos córregos, rios ou lagos. A maioria provavelmente é enterrada pelos sedimentos dos rios, lagos ou praias (ARMITAGE ET AL., 1998).

A presença de resíduos sólidos na rede de drenagem, além dos muitos impactos ao meio ambiente natural e à saúde humana, compromete a eficiência dos sistemas de drenagem

⁴ Uma ampla e multifacetada discussão sobre o(s) conceito(s) de urbanidade pode ser encontrada em “Urbanidades” (AGUIAR; NETTO, 2012).

urbana, estando diretamente relacionadas a entupimentos, inundações, ondas de resíduos e diversas perdas econômicas.

Desta forma, o **problema de pesquisa** reside nos resíduos que permanecem à parte dos sistemas de gestão e de gerenciamento de resíduos sólidos, i.e., aqueles que são dispostos de forma inadequada, sendo lançados em vias públicas, terrenos baldios e cursos d'água.

Na Figura 1.1, ilustra-se o delineamento do problema de pesquisa.

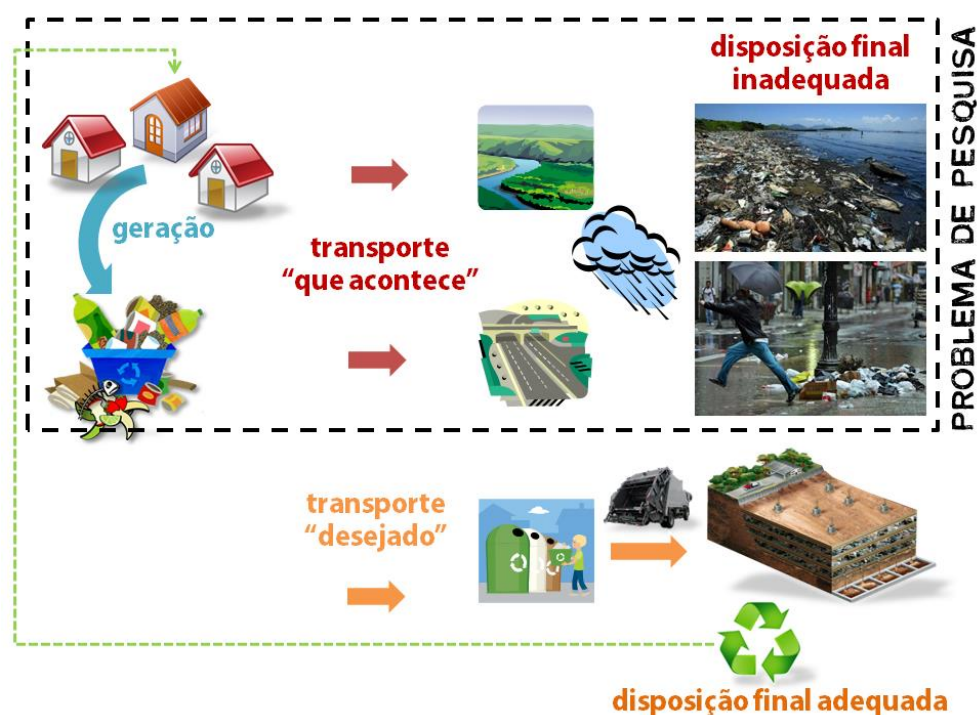


Figura 1.1 – Ilustração esquemática da delimitação do problema.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2013).

1.2 Relevância e justificativa da pesquisa

A redução na geração de resíduos sólidos, bem como a remoção destes do ambiente urbano, é um problema complexo e difícil, especialmente para países em desenvolvimento. Para ARMITAGE (2007), a solução deste problema depende do desenvolvimento, por cada autoridade local, de uma estratégia de gestão integrada de resíduos sólidos no âmbito da bacia hidrográfica, que inclua controles de planejamento, de fonte e estruturais.

Os estudos encontrados na literatura sobre resíduos sólidos, que tratam de sua captura e caracterização, só analisaram estes aspectos de modo generalista. Não foram levadas em consideração, contudo, características da área de estudo, como relevo e hidrografia, (i.e.,

condicionantes da acumulação e dispersão dos resíduos); nem tampouco de sua ocupação, como a distribuição espacial da ocupação humana, o perfil socioeconômico da população residente nesta área, etc. Este é o diferencial desta pesquisa: analisar a condição geográfica na definição e caracterização do Ciclo Lixológico.

Na Figura 1.2, apresentam-se os componentes de uma estratégia de gestão integrada de resíduos em uma bacia hidrográfica (conforme MARAIS; ARMITAGE, 2003; MARAIS ET AL., 2004). A **contribuição** do presente estudo é fornecer insumos (i.e., informações qualitativas espacializadas) que auxiliem nas etapas iniciais da estratégia de gestão integrada, tornando as propostas e medidas mais adequadas à realidade local.

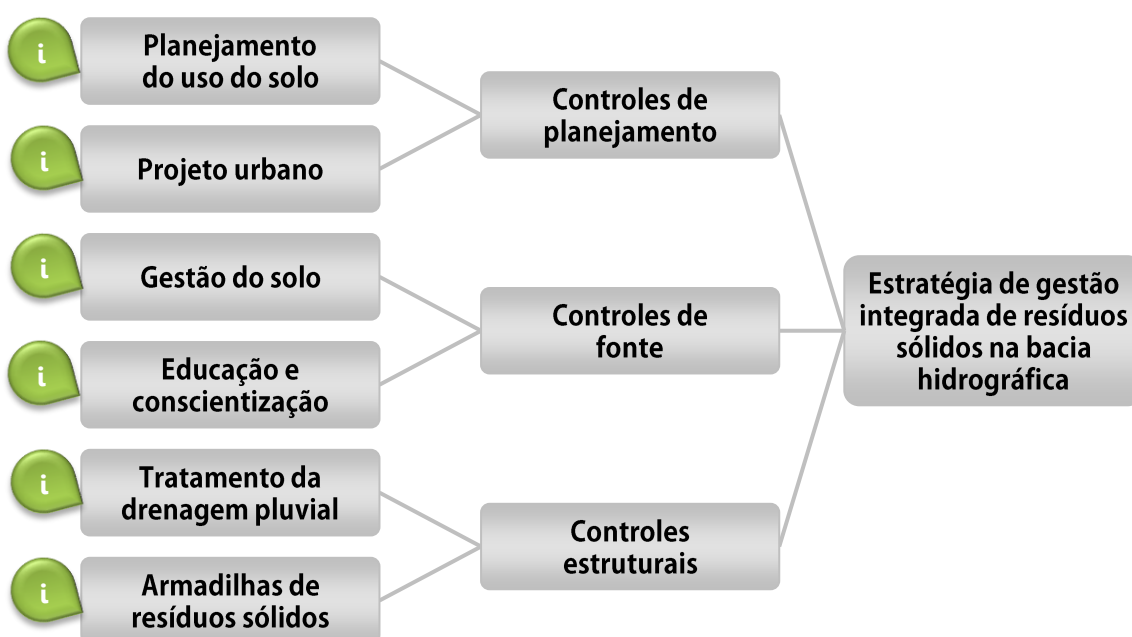


Figura 1.2 – Estratégia de gestão integrada de resíduos em uma bacia hidrográfica.

Fonte: ADAPTADO DE MARAIS E ARMITAGE (2003) E MARAIS ET AL. (2004).

1.3 Hipótese e objetivos da pesquisa

Esta pesquisa se propõe a responder as seguintes questões: é possível descrever o ciclo de resíduos sólidos de uma bacia hidrográfica ocupada por assentamentos humanos? Como fazer isso? A partir de que variáveis?

O objetivo principal da pesquisa é construir um modelo descritivo que permita apontar os impactos ambientais negativos de um ciclo de resíduos sólidos em uma bacia hidrográfica caracterizada por ocupação antrópica urbana.

1.3.1 Hipótese

A hipótese considerada neste trabalho é a de que o ciclo dos resíduos sólidos (“Ciclo Lixológico”⁵) em uma bacia hidrográfica urbana pode ser entendido e descrito em função do tipo de ocupação, do perfil socioeconômico da população e das características físicas do ambiente.

1.3.2 Objetivos

Esta pesquisa busca definir o “**Ciclo Lixológico**”, i.e., o ciclo dos resíduos sólidos em uma bacia hidrográfica urbana, a partir da integração de variáveis relativas ao ambiente físico e sua ocupação, às características socioeconômicas da população e às condições da infraestrutura urbana existente.

O fluxo de resíduos sólidos, desde sua geração até sua disposição final, é um conceito já estabelecido e empregado em planos de gestão integrada de resíduos sólidos. Esta pesquisa tem objetivo analisar este fluxo, que aqui se considera um ciclo, quando o ambiente de estudo é caracterizado por ocupações irregulares e ambiente degradado, muitas vezes carente em termos de serviços de limpeza urbana e coleta de resíduos sólidos.

Objetivos específicos:

- a) Compatibilizar as bases de dados, por meio da estimação da população da área de estudo e adequação das variáveis socioeconômicas e demográficas a serem utilizadas;
- b) Estimar a geração de resíduos sólidos na bacia hidrográfica;
- c) Distribuir espacialmente os montantes de resíduos coletados na área de estudo;
- d) Determinar a quantidade de resíduos sólidos remanescentes na área, que se tornam disponíveis para transporte;
- e) Estabelecer condições de transporte dos resíduos sólidos por ação da gravidade, utilizando uma rede baseada em grafos orientados como base espacial para modelagem;
- f) Analisar as relações entre o transporte e o acúmulo dos resíduos sólidos nas vias e

⁵ Criou-se o termo Ciclo Lixológico para se referir ao ciclo dos resíduos sólidos. Este assunto é apresentado e discutido no item 4.2.

nos canais de drenagem;

- g) Estabelecer relações entre a geração, transporte e acúmulo de resíduos sólidos na bacia hidrográfica com os fatores socioeconômicos.

1.4 Limitações da pesquisa

Além da escassez de informações sobre a quantificação de resíduos sólidos que de fato alcançam a rede de drenagem, esta pesquisa enfrenta diversas limitações, principalmente quanto a:

- a) Inexistência de dado sobre geração *per capita* de resíduos sólidos e sobre limpeza urbana e varrição de vias no município de Viamão;
- b) Deficiência na sistematização de dados de coleta de resíduos sólidos em Viamão (e.g., descontinuidade do banco de dados);
- c) Impossibilidade de realização de coleta de dados de resíduos sólidos e experimentos *in situ*;
- d) Inexistência de dados e impossibilidade de coletar dados de precipitação e vazão de canais em campo, impossibilitando o desenvolvimento de modelagem hidrodinâmica;
- e) Impossibilidade de operação da armadilha de resíduos sólidos para obtenção de dados que possibilitariam calibrar e validar as modelagens.

1.5 Delimitação da pesquisa

A delimitação temporal da pesquisa consiste no período médio relativo às bases de dados utilizadas. Dados demográficos e socioeconômicos datam de 2010 (e.g., Censo Demográfico 2010); os dados de levantamentos aéreos e orbitais foram coletados em 2010 e 2014 (e.g., dados LiDAR, imagem de satélite WorldView-2 e ortofoto); e os dados de serviço de coleta regular de resíduos sólidos referem-se a 2014 e 2015; alguns dados foram adquiridos à época da realização dos experimentos (i.e., entre 2013 e 2016), como os dados observados em campo e os dados de resíduos gerados por população em faixa etária de 0 a 2 anos (i.e., bebês).

A fim de delimitar espacialmente o cenário de pesquisa, adota-se a bacia hidrográfica como unidade básica de análise. Além disso, o foco está em áreas urbanas degradadas, em especial, aquelas caracterizadas por ocupações irregulares (ou regularizadas por força de leis – e não

de adequação às condições mínimas de segurança, salubridade e respeito ao meio ambiente).

Atualmente, o “estudo de caso” é encarado como o delineamento mais adequado para a investigação de um fenômeno contemporâneo dentro de seu contexto real, onde os limites entre o fenômeno e o contexto não são claramente percebidos (YIN, 2001). A abordagem do estudo de caso apresenta algumas vantagens, permitindo ao pesquisador (GIL, 2002):

- a) Explorar situações da vida real cujos limites não estão claramente definidos;
- b) Preservar o caráter unitário do objeto estudado;
- c) Descrever a situação do contexto em que está sendo feita determinada investigação;
- d) Formular hipóteses ou desenvolver teorias;
- e) Explicar as variáveis causais de determinado fenômeno em situações muito complexas que não possibilitam a utilização de levantamentos e experimentos.

Esta pesquisa usa a Bacia da Barragem Mãe d’Água como estudo de caso, área escolhida para realização do estudo empírico. A importância desta área pode ser explicada pelo contexto regional em que se insere.

A Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA) tem como principal fonte de água para abastecimento de mais de 1,6 milhões de habitantes o lago Guaíba. O lago recebe afluentes com elevadas concentrações de poluentes, dentre os quais, o arroio Dilúvio, principal curso d’água de Porto Alegre (i.e., em relação à densidade populacional, localização, intervenções sofridas e percentual de redes coletoras de esgoto). As nascentes do Dilúvio estão localizadas nos entornos das represas Lomba do Sabão e Mãe d’Água, ambas em Viamão.

Ao longo de 17,6 km de extensão do Arroio, distribuídas em 83 km², 515 mil pessoas (IBGE, 2011d) habitam uma das bacias hidrográficas mais importantes, em termos econômicos e demográficos, na composição da bacia do Guaíba. Desde as nascentes, a poluição marca as represas e a bacia hidrográfica do arroio Dilúvio. Cerca de 50 mil metros cúbicos de terra e resíduos sólidos são despejados anualmente em suas águas. Os resíduos que não atingem o leito do arroio Dilúvio e o lago Guaíba ficam retidos nas represas (UFRGS; PUC-RS, 2010). Na Bacia Mãe d’Água, os detritos se depositam no fundo da represa, reduzindo sua capacidade e contaminando a água. Construída na década de 1960, a represa apresentou, entre os anos 1972 e 2000, redução de perímetro e área de seu lago em alarmantes 46% e 65% das dimensões originais, respectivamente (RANGEL, 2008).

É importante destacar que, embora o Campus do Vale da Universidade Federal do Rio Grande

do Sul (UFRGS) esteja parcialmente inserido na Bacia Mãe d'Água, a instituição (bem como seus resíduos sólidos) não faz parte da pesquisa, pois não se localiza no município de Viamão (mas sim, em Porto Alegre) e possui planos e práticas de gestão e gerenciamento de seus resíduos sólidos (e.g., coleta, varrição de ruas, etc.) que resultam em "não-interferências" na Bacia Mãe d'Água e nos seus corpos hídricos.

1.6 Estrutura do documento

O presente documento está organizado como segue:

- a) Na INTRODUÇÃO, são abordados, inicialmente, os assuntos da pesquisa, apresentada a problematização do tema do trabalho e a natureza do raciocínio a ser desenvolvido, com apoio nos subitens relativos à estruturação científica da pesquisa (i.e., problema científico, relevância, justificativa, hipótese, objetivos, limitações e delimitação da pesquisa);
- b) Na FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA, identifica-se o significado dos conceitos-chave desta pesquisa, apresentando a relação e o encadeamento lógico do conjunto;
- c) Na REVISÃO BIBLIOGRÁFICA, percorrem-se os trabalhos existentes na literatura (nacional e estrangeira) especializada no assunto "resíduos sólidos", focando, especialmente, na sua quantificação e nas análises relacionadas aos resíduos nas drenagens urbanas, e na modelagem da geração e de transporte de resíduos sólidos;
- d) Na ELABORAÇÃO TEÓRICA, é apresentada a construção da teoria que suporta esta pesquisa, com definição do cerne deste estudo (o "Ciclo Lixológico") e como dele decorre a metodologia proposta (i.e., a modelagem da geração e transporte de resíduos sólidos);
- e) Na METODOLOGIA, são descritas as etapas metodológicas desenvolvidas para obtenção dos resultados, são apresentados o material utilizado e a área de estudo selecionada para o experimento (i.e., a área da bacia hidrográfica da barragem Mãe d'Água, em Viamão, Rio Grande do Sul);
- f) Na seção de RESULTADOS E DISCUSSÃO, são apresentados e discutidos os produtos intermediários e finais das etapas metodológicas;
- g) As CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS encerram o encadeamento lógico deste trabalho e apresentam sugestões para futuras pesquisas;
- h) Nos APÊNDICES, são apresentados resultados detalhados de algumas etapas metodológicas. Material de suporte auxiliar é apresentado nos ANEXOS.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

O Planejamento Urbano, enquanto método de atuação no ambiente urbano, lida basicamente com os **processos de produção, estruturação e apropriação do espaço urbano**. Sob este ponto de vista, os planejadores podem antever os possíveis impactos, positivos e negativos, causados por um plano de desenvolvimento urbano.

Na concepção mais tradicional, o urbanista deveria “projetar” a cidade. Com o advento do planejamento sistêmico (McLOUGHLIN, 1969), onde a cidade é um sistema composto por partes (atividades humanas e os espaços que as suportam) intimamente conectadas (e.g., vias de circulação, infovias, etc.), o fenômeno urbano passa a ser visto como algo dinâmico, i.e., a cidade é o produto de um determinado contexto histórico, e não mais um modelo ideal a ser concebido pelos urbanistas (e.g., KOHLSDORF, 1985). Isso leva à busca de solução dos problemas práticos, concretos, buscando estabelecer mecanismos de controle dos processos urbanos ao longo do tempo. A cidade real passa a ser o foco, ao invés da cidade ideal.

Dentro dessa concepção, o planejamento pode ser definido como um conjunto de ações consideradas mais adequadas para conduzir a situação atual na direção dos objetivos desejados, considerando, necessariamente, o **caráter dinâmico e sistêmico das cidades** (McLOUGHLIN, 1969). A intervenção nesse sistema não pode se bastar no enfoque espacial dos arquitetos, mas também contar com a interação de equipes multidisciplinares, com a colaboração profissionais de áreas diversas, como geógrafos, sociólogos, historiadores, administradores, economistas, psicólogos, etc.

2.1 A cidade como sistema integrado

“Apesar da crescente importância das cidades nas sociedades humanas, a nossa capacidade de compreendê-las cientificamente e gerenciá-las na prática, manteve-se limitada. As maiores dificuldades para qualquer abordagem científica para cidades resultam de suas muitas facetas interdependentes, como a social, a econômica, a infraestrutural e a de sistemas complexos espaciais, que existem em formas semelhantes, mas em transformação sobre uma enorme gama de escalas” (BETTENCOURT, 2013, p. 1438, tradução nossa)⁶.

⁶ *“Despite the increasing importance of cities in human societies, our ability to understand them scientifically and manage them in practice has remained limited. The greatest difficulties to any scientific approach to cities have resulted from their*

As cidades são consideradas as mais elevadas formas de organização social. Trata-se de enormes redes sociais, compostas de pessoas e de seus contatos e interações. As conexões sociais acontecem, por sua vez, dentro de outras redes – sociais, espaciais e de infraestrutura – que permitem que as pessoas, coisas e informações interagir através do espaço urbano (BETTENCOURT, 2013).

A **complexidade dos sistemas urbanos** e a natureza de seus processos de transformação vêm desafiando a pesquisa urbana a buscar novas abordagens que possam tratar esses fenômenos de forma adequada. Na área da modelagem urbana, diversas metodologias vêm sendo desenvolvidas, abordando a cidade como um sistema complexo, formado por muitos elementos e relações, num estado fora de equilíbrio (ALLEN, 1997; PORTUGALI, 2000; BATTY, 2005). Segundo essa concepção, o sistema urbano é formado por uma grande quantidade de agentes tomando decisões simultâneas de localização, gerando uma dinâmica não linear, abrindo caminho para muitos futuros possíveis para a forma da cidade.

Essas abordagens vêm colocando em cheque também a natureza e o papel do planejamento urbano. Há uma consciência crescente que é inútil o planejamento urbano tentar definir e impor uma forma final para a cidade, visão comum nos planos diretores tradicionais e normativos. Os novos conhecimentos sobre a dinâmica da forma da cidade apontam para a necessidade de instrumentalização do poder público e da sociedade para analisar diferentes trajetórias possíveis do sistema urbano e suas implicações socioespaciais (PORTUGALI, 2000).

Indicadores têm sido usados desde os anos 1960 para produção de informações sobre a qualidade de vida nas cidades (CLARKE; WILSON, 1994). Um indicador pode ser definido como uma variável, uma medida ou valor que transmite informações relevantes do estado de um fenômeno em particular. Como exemplos de indicadores urbanos, pode-se citar a taxa de área verde *per capita* ou o número de leitos hospitalares *per capita*. Estes indicadores possuem limitações, uma vez que ambos podem esconder grandes diferenças na distribuição dos equipamentos dentro da cidade, bem como discrepâncias na distribuição de usuários reais (RIBEIRO ET AL., 2014).

Diante de questões como qualidade de vida, equidade de acesso a infraestrutura e serviços, bem como a eficiência de serviços urbanos, entre outros, o processo de avaliação passa a desempenhar um papel central no sistema de planejamento urbano, e surge a necessidade de desenvolver métodos sistemáticos de monitoramento da evolução do sistema urbano, a

many interdependent facets, as social, economic, infrastructural, and spatial complex systems that exist in similar but changing forms over a huge range of scales' (BETTENCOURT, 2013, p. 1438).

fim de antecipar efeitos das transformações propostas pelos agentes. Nesse contexto, os modelos urbanos colocam-se como recursos importantes, que podem atuar como instrumentos de medida e de avaliação.

Modelos urbanos podem ser entendidos como representações quantitativas e simplificadas da realidade, implicando numa escolha de variáveis significativas para o propósito do modelo (ECHENIQUE, 1975). Dessa forma, os modelos permitem a escolha de aspectos particulares da realidade e sua representação quantitativa. Como resultado dessas raízes comuns, indicadores e modelos urbanos apresentam fortes relações lógicas e operacionais, como relações de complementaridade e de similaridade, o que impõe condições de coerência lógica e operativa (BERTUGLIA; RABINO, 1994).

2.2 O ambiente urbano

As cidades, nas últimas décadas, tornaram-se objeto de estudo e preocupação de diversas áreas científicas e o fenômeno urbano passou a ser discutido numa abordagem multidisciplinar. A gestão urbana e as estratégias para realizá-la mobilizam instituições: governo e sociedade civil procuram alinhar o gerenciamento urbano e a sustentabilidade ambiental para pensar o desenvolvimento.

Uma gestão participativa compartilhada das cidades pretende alcançar o desenvolvimento sustentável. A sustentabilidade foi uma terminologia disseminada a partir da Declaração de Estocolmo (ONU, 1972) e do Relatório Brundtland (ONU, 1987), propondo a satisfação das necessidades presentes sem comprometer o usufruto das gerações futuras. Ambos os documentos das Nações Unidas foram apresentados como alternativa aos problemas do desenvolvimento urbano-industrial existentes.

Na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada na cidade do Rio de Janeiro, em 1992, houve a consagração do termo "**desenvolvimento sustentável**" como um novo padrão da política de desenvolvimento e meio ambiente, reconhecendo a existência de uma crise ambiental em escala planetária e apresentando propostas para conciliação entre a crítica ambiental e a sociedade industrial. Segundo a Agenda 21 (ONU, 1992), os indivíduos deveriam tomar consciência sobre o papel ambiental, econômico, social e político que desempenham na sociedade e deveriam se comprometer com a construção de nosso futuro. Portanto, todos, sociedade e governo, estariam compartilhando a responsabilidade pelas decisões e essa agregação facilitaria a implementação do novo modelo de desenvolvimento. O processo teve a definição de seis temas relevantes: agricultura sustentável, cidades sustentáveis, infraestrutura e integração

regional, gestão de recursos naturais, redução das desigualdades sociais e ciência e tecnologia para o desenvolvimento sustentável. Esses temas nortearam as discussões posteriores que passaram a acontecer em todo o Brasil.

Todos os países signatários da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento – Rio 92, e dos documentos e declarações de conferências subsequentes assumiram o compromisso e o desafio de internalizar, nas políticas públicas de seus países, as noções de sustentabilidade e desenvolvimento sustentável. No Brasil, o documento Agenda 21 Brasileira (NOVAES ET AL., 2000), constitui a base para discussão e integra diversas diretrizes para o país se aproximar da tão sonhada sustentabilidade. O modelo proposto pretende ser capaz de minimizar os efeitos da destruição do ambiente. Entretanto, segundo MEADOWS ET AL. (1978), sempre serão assustadores os resultados da associação dos cinco elementos: população, produção agrícola, recursos naturais, produção industrial e poluição. Todos esses fatores estão intimamente ligados com as cidades e o crescimento urbano ou revolução urbana; portanto, essa ligação determina uma crescente preocupação com a gestão urbana e a sustentabilidade do ambiente.

Assim, pode-se enfatizar a **gestão sustentável da cidade** por meio de seu entendimento como um ambiente e um lugar dos homens e das relações sociais nas quais estão inseridos. A definição de ambiente que se leva em conta é um espaço de relacionamento metabólico, físico, biológico, químico e acima de tudo, humano e cultural. Portanto, a análise ambiental deve conter não somente os ambientes naturais, flora, hidrografia, geologia, mananciais, áreas de preservação, como também está permeada pelos atores sociais, i.e., pela população.

Tais condições pressupõem uma análise complexa e macroespacial, na qual o ambiente é natural, artificial e cultural e deve ser compreendido e analisado como um todo. Da mesma forma que é difícil discernir entre o campo e a cidade, rural e urbano (GRAZIANO DA SILVA, 1999), também o é entre **ambiente natural e artificial**. Partindo daí, o que se propõe é um processo de análise integrada de todos os ambientes supracitados. Entretanto, podem-se tomar as cidades como pontos de partida para a busca de ambientes sustentáveis, por ser o maior lugar de concentração humana, lócus da produção e do consumo – e, conseqüentemente, da geração de resíduos.

Os desafios para tornar as cidades brasileiras sustentáveis são enormes. O processo de expansão urbana das últimas décadas, ocasionado por um intenso êxodo rural, somado às disparidades regionais de renda, provocou uma ocupação desordenada, principalmente pelas populações de baixa renda migrantes que se viram totalmente carentes de infraestrutura (abastecimento de água, habitação, saneamento, saúde, drenagem, limpeza

urbana, segurança, lazer, etc.). Depara-se, portanto, com uma necessidade de reforma urbana, centrada na melhoria da qualidade de vida das populações e na recuperação do ambiente natural. São muitas as prioridades, entre elas estão: solucionar os problemas de impermeabilização do solo, ocupação indevida em fundos de vales, áreas de nascentes e mananciais; reformular o sistema de limpeza pública e destino dos resíduos industriais, de abastecimento de água e saneamento básico; e disponibilizar novas moradias para os habitantes das cidades.

O **planejamento urbano visando ao desenvolvimento sustentável** tem o objetivo de melhorar a qualidade da vida da população e a conservação ambiental. É também essencialmente integrador na medida em que a qualidade de vida somente é possível com um ambiente conservado que atenda às necessidades da população, garantindo harmonia do homem e da natureza (TUCCI, 2008).

2.3 Degradação ambiental

A degradação ambiental é o resultado de processos de **danos ao meio ambiente**, pelos quais se perdem ou se reduzem algumas de suas propriedades, tais como a qualidade ou a capacidade produtiva dos recursos ambientais (BRASIL, 1989). A degradação ambiental pode ser entendida como qualquer processo que diminua a capacidade de determinado ecossistema em sustentar a vida. Tais processos estão ligados a alterações⁷ biofísicas que afetam o equilíbrio ambiental, modificando a fauna e flora natural, e, eventualmente, causando perdas da biodiversidade. Muitas vezes, essas alterações são associadas à ação antrópica (e.g., nos casos de desmatamento e poluição ambiental), embora também possam ocorrer por fatores naturais (e.g., no ressecamento da atmosfera ou invasão por espécies predadoras), ao longo da evolução de um ecossistema.

ANGELIS NETO ET AL. (2005) apontam que o **uso e apropriação do território** por processos tecnológicos ou empreendimentos acabam por alterar consideravelmente as características ambientais urbanas (e.g., nos seus aspectos climáticos, geomorfológicos/topográficos, geotécnicos, hidrológicos, paisagísticos, entre outros), em consequência das modificações dos fluxos pré-existentes de energia e de matéria. Para estes autores, por mais bem-intencionadas que sejam as propostas de ocupação de áreas para fins urbanos e sua expansão, é praticamente impossível se manter o ambiente a ser ocupado em sua forma

⁷ É importante atentar para o fato de que a degradação ambiental é um fenômeno exclusivamente adverso enquanto o termo impacto ambiental pode se referir tanto a um aspecto positivo, como a um aspecto negativo, decorrente de qualquer alteração no meio ambiente provocada por uma ação humana.

natural ou original. Isso decorre de vários fatores, entre os quais se destacam:

- a) Apropriação do terreno em todas as suas formas, devido a mudanças na topografia, destruição da vegetação natural, alteração de habitats e ecossistemas;
- b) Necessidade de recursos naturais para a população, como água, materiais de construção e insumos para a indústria;
- c) Ocupação propriamente dita, como construção de habitações, circulações e indústria, por exemplo;
- d) Disposição dos resíduos provenientes de atividades antrópicas como processos tecnológicos ou empreendimentos;
- e) Degradação do ambiente pelo aumento da densidade demográfica, de forma desordenada;
- f) Poluição, em suas diversas formas;
- g) Comprometimento de aquíferos superficiais e subterrâneos;
- h) Desencadeamento/aceleração de processos do meio físico, como erosão, assoreamento de cursos d'água, escorregamentos, subsidências, colapsos e oscilações do lençol freático, entre outros.

Apesar de não ser direta a relação entre pobreza e degradação ambiental, os seus efeitos indiretos são visíveis. O círculo vicioso da degradação ambiental tem como centro de referência um modelo de desenvolvimento adotado no Brasil, que mantém a insatisfação das necessidades da maioria da população e compromete drasticamente o equilíbrio de todo sistema natural e antrópico, cujo resultado contribui para a vulnerabilidade global da sociedade. No entanto, a degradação ambiental é produzida pela pobreza e, também, pela riqueza. Os ricos degradam o ambiente com sua capacidade de exploração dos recursos naturais, o que fica evidente por meio dos índices altíssimos de poluição associados ao desenvolvimento econômico; e os mais pobres, muitas vezes pela falta de informação e principalmente pela necessidade, exercem seu poder de destruição no ambiente que ocupam.

No espaço das cidades, ROLNIK (1999) alerta para o fato de que a degradação ambiental, e também social, pode assumir dimensões tais que se torna impossível ficar imune aos seus efeitos: a cidade capitalista tornou-se a expressão contemporânea do risco à vida; trata-se do **urbanismo de risco** concretizando-se na vida cotidiana dos cidadãos.

“Urbanismo de risco é aquele marcado pela insegurança, quer do terreno,

quer da construção, ou ainda da condição jurídica da posse daquele território. As terras onde se desenvolvem estes mercados de moradia para os pobres são, normalmente, justamente aquelas que, pelas características ambientais, são as mais frágeis, perigosas e difíceis de ocupar com urbanização (e.g., encostas íngremes, beiras de córregos, áreas alagadiças, etc.). As construções raramente são estáveis, e a posse quase nunca está totalmente inscrita nos registros de imóveis e cadastros das prefeituras. O risco é, antes de mais nada, do morador: o barraco pode deslizar ou inundar com chuva, a drenagem e o esgoto podem se misturar nas baixadas: a saúde e a vida são assim ameaçadas. No cotidiano, são as horas perdidas no transporte, a incerteza quanto ao destino daquele lugar, o desconforto da casa e da rua” (ROLNIK, 1999, p. 100).

O urbanismo é de risco, no entanto, para a cidade de **modo integral**: quando a erosão causada pelos desmatamentos e ocupações das encostas se acumula nas baixadas, rios e córregos, toda a cidade sofre com as enchentes; quando o excesso de veículos e de viagens provoca o colapso da circulação, é toda a cidade que para (ROLNIK, 1999).

O processo de **governança** reconhece o poder que existe nas autoridades e instituições do governo, no entanto, inclui o setor privado e a sociedade civil. As ações realizadas, portanto, devem envolver um processo no qual a administração local reparte com os cidadãos as responsabilidades pelas soluções dos problemas, sejam de ordem ambiental como de bem-estar e demais níveis de ordenamento urbano (CECS, 1994; UN-HABITAT, 2002).

Muitas problemáticas urbanas são decorrentes da falta de intervenção do poder público, que consegue exercer certo controle sobre a cidade organizada em detrimento da cidade informal. A degradação ambiental pode ser considerada um exemplo decorrente da desordem físico-social (assim como a existência de terrenos desocupados abastecidos com infraestrutura, as ocupações em áreas de risco, entre outros). Soluções para estes problemas podem ser abordados pelo conceito de **regeneração urbana**, que envolve tanto políticas públicas como processos de governança local, a fim de desenvolver determinada comunidade, desde que este desenvolvimento respeite as condições ambientais e promova a melhoria do ambiente urbano (HASSAN, 2012).

A regeneração urbana consiste numa visão abrangente e integrada, que visa à resolução de problemas urbanos, e que procura gerar mudanças duradouras ao nível da condição econômica, física, social e ambiental de áreas que tenham sido sujeitas a transformações/alterações (ROBERTS; SYKES, 2000). Para tal, necessitam ser observados fatores de diferentes ordens nas seguintes dimensões (HASSAN, 2012; DIEZ ET AL., 2014):

- a) Dimensão econômica: criação de empregos, renda, ocupação, habilidades, empregabilidade e desenvolvimento;
- b) Dimensão social e cultural: qualidade de vida, saúde, educação, redução de crimes, habitação e qualidade dos serviços públicos;
- c) Dimensão física e ambiental: infraestrutura, equipamentos e mobiliários públicos, habitação, ambiente natural, transporte e comunicações;
- d) Dimensão da governança: natureza das tomadas de decisão locais, engajamento da comunidade local, envolvimento de outros grupos, tipos de liderança.

Os assentamentos ilegais são pontos críticos nesse contexto, uma vez que os problemas presentes nestes locais afetam a cidade de maneira geral (HASSAN, 2012). Porém, a maioria das políticas públicas acaba por se concentrar em alguns aspectos, como na melhoria do ambiente físico e socioeconômico de áreas carentes, em proporcionar locais de lazer, em melhorar habitações etc., e não assumem uma **visão mais global dos impactos** que gerados, não alcançando os aspectos com maior risco de vulnerabilidade e processos de exclusão social, permitindo então a estabilidade dos problemas (DIEZ ET AL., 2014). Neste sentido, as políticas públicas por si só não são suficientes para promover a regeneração urbana destes espaços degradados.

2.3.1 Área de Preservação Permanente – APP

As Áreas de Preservação Permanente (APP) são espaços territoriais especialmente protegidos de acordo com o disposto no inciso III, § 1º, do Art. 225º da Constituição Federal de 1988. As APP são definidas como áreas constituídas por florestas e demais formas de vegetação natural situadas ao longo de rios, cursos d'água, lagoas, lagos, reservatórios naturais ou artificiais, nascentes e restingas, entre outras. Essas áreas têm a função ambiental de **preservar** recursos hídricos, paisagens, estabilidade geológica, biodiversidade e fluxo gênico (transferência de genes de uma população para outra) de fauna e flora, além de **proteger** o solo e **assegurar o bem-estar** das populações humanas que vivem no local. As regras relativas às APP são válidas para todas as propriedades com vegetação nativa e original e áreas desmatadas ilegalmente após junho de 2008, ano em que foi aprovado o Decreto nº 6.514, que regulamenta a Lei de Crimes Ambientais (PORTAL BRASIL; MMA, 2014).

As APP foram estabelecidas pelo Código Florestal de 1965 (Lei 4.771/1965), que traz um detalhamento preciso das Áreas de Preservação Permanente (aplicável a áreas rurais e urbanas), da Reserva Legal (aplicável às áreas rurais), além de definir outros espaços de uso

limitado. O Código de 1965 passou por diversas modificações, por meio de Medidas Provisórias, até ser totalmente reformulado em 2012, sendo substituído pelo “Novo” Código Florestal, instituído pela Lei 12.651, de 25 de maio de 2012.

A **delimitação das APP**, conforme a Lei 12.651/2012, com as modificações da Lei 12.727/2012, acontece da seguinte forma:

“Art. 4º Considera-se Área de Preservação Permanente, em zonas rurais ou urbanas, para os efeitos desta Lei:

I - as faixas marginais de qualquer curso d’água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de:

a) 30 (trinta) metros, para os cursos d’água de menos de 10 (dez) metros de largura;

b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d’água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;

c) 100 (cem) metros, para os cursos d’água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;

d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d’água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;

e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d’água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;

II - as áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais, em faixa com largura mínima de:

a) 100 (cem) metros, em zonas rurais, exceto para o corpo d’água com até 20 (vinte) hectares de superfície, cuja faixa marginal será de 50 (cinquenta) metros;

b) 30 (trinta) metros, em zonas urbanas;

III - as áreas no entorno dos reservatórios d’água artificiais, decorrentes de barramento ou represamento de cursos d’água naturais, na faixa definida na licença ambiental do empreendimento;

IV - as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d’água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, no raio mínimo de 50 (cinquenta) metros;

V - as encostas ou partes destas com declividade superior a 45°, equivalente a 100% (cem por cento) na linha de maior declive;

VI - as restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues;

VII - os manguezais, em toda a sua extensão;

VIII - as bordas dos tabuleiros ou chapadas, até a linha de ruptura do relevo, em faixa nunca inferior a 100 (cem) metros em projeções horizontais;

IX - no topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 (cem) metros e inclinação média maior que 25°, as áreas delimitadas a partir da curva de nível correspondente a 2/3 (dois terços) da altura mínima da elevação sempre em relação à base, sendo esta definida pelo plano horizontal determinado

por planície ou espelho d'água adjacente ou, nos relevos ondulados, pela cota do ponto de sela mais próximo da elevação;
X - as áreas em altitude superior a 1.800 (mil e oitocentos) metros, qualquer que seja a vegetação;
XI - em veredas, a faixa marginal, em projeção horizontal, com largura mínima de 50 (cinquenta) metros, a partir do espaço permanentemente brejoso e encharcado.”
(BRASIL, 2012).

Na Figura 2.1, são ilustrados quatro casos de APP: (a) em torno de nascentes e nas faixas marginais de rios e córregos; (b) em encostas, devido a altas declividades; e (c) em topos de morro.

Além disso, ficam estabelecidas as **áreas de uso restrito**:

“CAPÍTULO III. DAS ÁREAS DE USO RESTRITO.

Art. 11º Em áreas de inclinação entre 25° e 45°, serão permitidos o manejo florestal sustentável e o exercício de atividades agrossilvopastoris, bem como a manutenção da infraestrutura física associada ao desenvolvimento das atividades, observadas boas práticas agronômicas, sendo vedada a conversão de novas áreas, excetuadas as hipóteses de utilidade pública e interesse social.” (BRASIL, 2012).

Oportunamente, também se faz necessário considerar o que diz a Lei nº 6.766/1979, que dispõe sobre o parcelamento do solo urbano, que define porções territoriais onde parcelamento é limitado. Conforme o item III do Art. 3º, o parcelamento do solo não é permitido “em terrenos com declividade igual ou superior a 30% (trinta por cento), salvo se atendidas exigências específicas das autoridades competentes” (BRASIL, 1979).

As APP não têm apenas a função de preservar a vegetação ou a biodiversidade, mas uma função ambiental muito mais abrangente, voltada, em última instância, a proteger espaços de relevante importância para a **conservação da qualidade ambiental** como a estabilidade geológica, a proteção do solo e assim assegurar o bem-estar das populações humanas. SCHÄFFER ET AL. (2011) apresentam uma abordagem técnica sobre a importância das funções ambientais das APP:

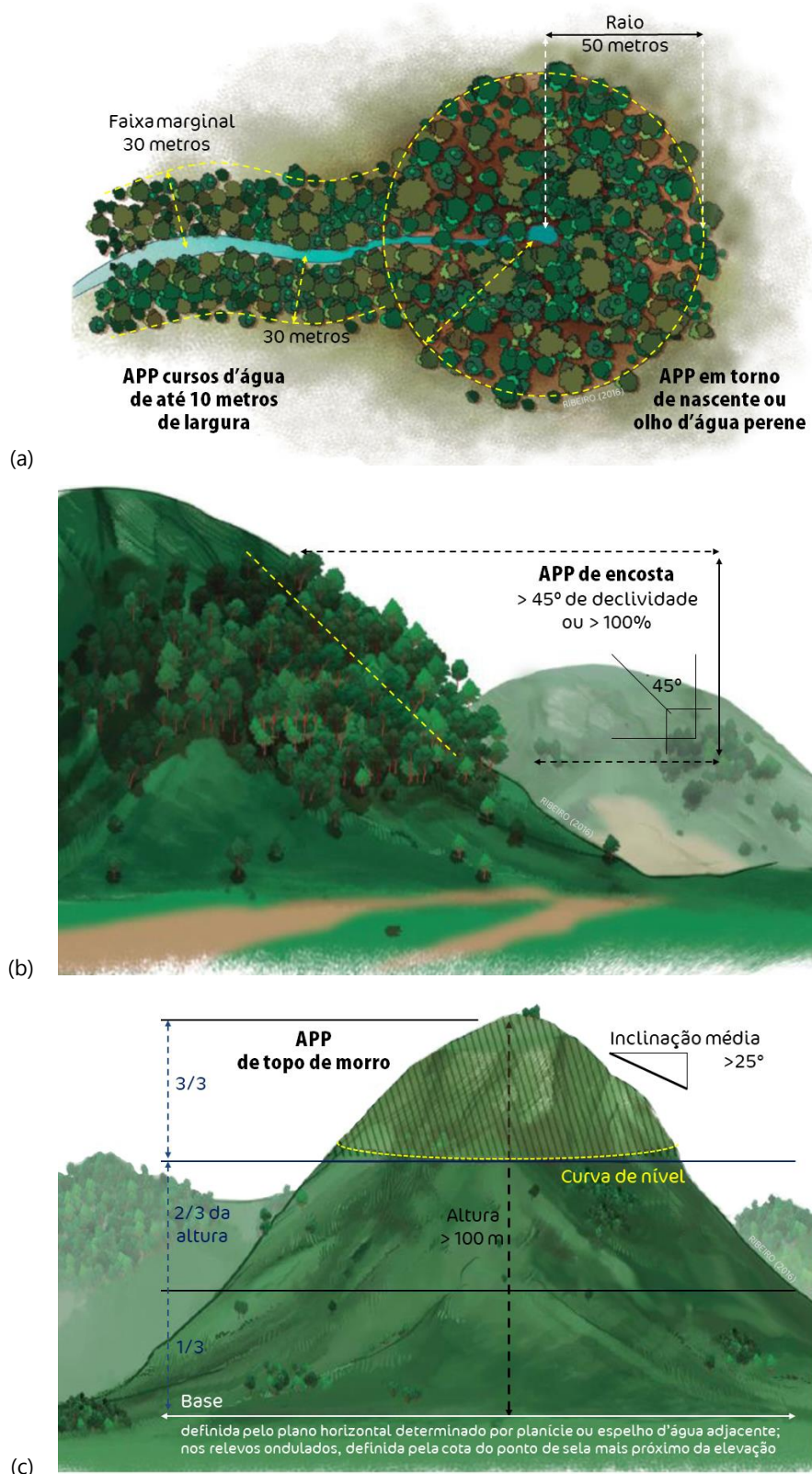


Figura 2.1 – Quatro casos ilustrados de APP: (a) em torno de nascentes e nas faixas marginais de rios e córregos; (b) em encostas, devido a altas declividades; e (c) em topos de morro.

Fonte: ADAPTADO DE BEDÊ (2013).

- a) **Preservação dos recursos hídricos:** a ocupação das margens de nascentes e rios, também chamadas de áreas ciliares ou ripárias, por atividades agropecuárias ou assentamento humano irregular, exerce efeito negativo sobre a qualidade e quantidade de água disponível para consumo (SARCINELLI ET AL., 2008). Juntamente com as Reservas Legais (no caso dos imóveis rurais), as APP, com a sua cobertura vegetal protegida, têm o poder de exercer um efeito tampão, reduzindo a drenagem e carreamento de substâncias e elementos para os corpos d'água (TUNDISI ET AL., 2006). Por sua vez, as florestas ripárias oferecem o sombreamento da água, controlando a temperatura e melhorando o habitat para as comunidades aquáticas; funcionam como fonte de fornecimento adequado de nutrientes para as populações de organismos aquáticos e silvestres; e agem como filtros de sedimentos, material orgânico, fertilizantes, pesticidas e outros poluentes que podem afetar negativamente os corpos de água e as águas subterrâneas. As áreas alagadas, que também podem ter um efeito-tampão importante na bacia hidrográfica, ficam comprometidas pelo desmatamento indevido das APP a elas associadas.
- b) **Preservação da paisagem:** a proteção das APP garante harmonia e equilíbrio à paisagem, permitindo a formação de corredores de vegetação entre remanescentes de vegetação nativa (e.g., Reservas Legais e Unidades de Conservação) ou outras áreas protegidas, sejam públicas ou privadas. A manutenção das APP garante também a preservação e a integridade dos processos ecológicos nestes espaços territoriais especialmente protegidos e mantém os serviços ambientais essenciais à saúde, à segurança, ao bem-estar e à melhoria da qualidade de vida das populações rurais e urbanas. Nas áreas urbanas, a preservação e a recuperação das APP garantem a manutenção de áreas verdes, requisito essencial para proporcionar uma maior qualidade de vida e conforto ambiental à população, amenizando a temperatura e mantendo a umidade do ar, tendo potencial, inclusive, de amenizar a poluição visual das cidades ao inserir elementos naturais na paisagem urbana.
- c) **Preservação da estabilidade geológica:** nas APP de encostas com declividade superior a 45° e topos de morro, montes, montanhas e serras, esta é a atribuição mais importante, pois, tais áreas, além de importantes para a biodiversidade e para manutenção e recarga de aquíferos que vão abastecer as nascentes, são, em geral, áreas frágeis e sujeitas a desbarrancamentos e deslizamentos de solo ou rochas, principalmente quando desmatadas e degradadas ambientalmente. O mesmo ocorre com as APP de margens de rios, que, uma vez desmatadas, degradadas e/ou indevidamente ocupadas, perdem a proteção conferida pela vegetação ciliar, ficando sujeitas aos efeitos de desbarrancamentos e deslizamentos de solo ou rochas e o

consequente carreamento de sedimentos para o leito dos rios, ocasionando seu assoreamento. Com isso, os rios tornam-se mais rasos e, nas situações de precipitações mais volumosas, não conseguem conter o volume adicional de água, potencializando cheias e enchentes. Desse modo, a proteção das APP destinadas a proteger a estabilidade geológica e o solo também previne o assoreamento dos corpos d'água e a ocorrência de enxurradas e deslizamentos de terra, contribuindo para a garantia da segurança das populações residentes.

“A cobertura florestal natural das encostas, dos topos de morros, das margens de rios e córregos existe para proteger o solo da erosão provocada por chuvas, permite a alimentação dos lençóis d'água e a manutenção de nascentes e rios, e evita que a água da chuva provoque inundações rápidas (enxurradas). A construção de habitações e estradas sem respeitar a distância de segurança dos cursos d'água acaba se voltando contra essas construções como um bumerangue, levando consigo outras infraestruturas. [...] o grande problema de ocupar encostas é fazer cortes e morar embaixo ou acima deles. Há certas encostas que não podem ser ocupadas por moradias, principalmente [...] onde o manto de intemperismo, pouco resistente, se apresenta muito profundo e com vários planos de possíveis rupturas (deslizamento), além da grande inclinação das encostas” (COMITÊ ITAJAÍ, 2008).

- d) **Preservação da biodiversidade:** a biodiversidade forma a base dos bens e serviços proporcionados pelos ecossistemas, essenciais à sobrevivência e ao bem-estar da humanidade, sendo que bens e serviços têm valor econômico significativo, mesmo quando alguns destes bens e a maioria dos serviços não são comercializados pelo mercado (MMA, 2007b). A manutenção da biodiversidade proporciona benefícios locais diretos, como o estoque de material genético de plantas e animais necessários para a adaptação ao manejo florestal e aos sistemas agrícolas. A destruição da vegetação em APP de margens de cursos d'água não afeta somente a biodiversidade terrestre: nos pequenos riachos das cabeceiras, folhas mortas e galhos são as fontes primárias de carbono orgânico para as cadeias alimentares aquáticas, chegando a representar 70% do fluxo de energia anual desses ecossistemas (SÁ ET AL., 2003⁸ *apud* SCHÄFFER ET AL., 2011, p. 22). A destruição da mata ciliar elimina essa fonte de nutrientes e de energia, alterando a cadeia alimentar e aumentando o aporte de

⁸ SÁ, M. F. P. DE; FENERICH-VERANI, N.; FRAGOSO, E. N. *Peixes do cerrado em perigo*. **Ciência Hoje**, v. 34, n. 200, 2003. p. 68-71.

sedimentos decorrentes da erosão (areia e argila). Esses sedimentos ocasionam a morte de algas e bactérias por impossibilitar a passagem de luz, o que também reduz a fotossíntese, levando ao desaparecimento de espécies de peixes que delas se alimentam.

- e) **Preservação do fluxo gênico de fauna e flora:** as APP, principalmente aquelas das margens dos cursos d'água, são "corredores ecológicos" por excelência, visto que os rios em geral percorrem médias ou grandes distâncias, inclusive ultrapassando fronteiras de municípios, estados da federação ou de países, antes de desembocarem em lagos ou no mar. A preservação da vegetação nativa das faixas marginais dos rios possibilita, objetivamente, a interligação destas com outros espaços territoriais especialmente protegidos, como as Reservas Legais, as Unidades de Conservação e outros remanescentes de vegetação nativa. Corredores ecológicos são porções de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligando áreas remanescentes de vegetação nativa entre si ou com unidades de conservação, que possibilitam entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam para sua sobrevivência áreas com extensão maior do que aquela das unidades individuais. Quando preservadas, tais áreas propiciam *habitat* ou servem de área de trânsito para a fauna e área de dispersão de sementes das espécies residentes nos remanescentes. Essa ocupação ou trânsito possibilita o fluxo gênico, i.e., a troca de genes entre populações por meio da migração de indivíduos ou transferência de gametas. A interrupção ou diminuição drástica do fluxo gênico resulta em isolamento das populações naturais, que sofrem diminuição da sua variabilidade genética, tornando-se menos adaptáveis às mudanças do ambiente e aumentando a vulnerabilidade dessas espécies à extinção (SCHÄFFER ET AL., 2011).
- f) **Proteção do solo:** de modo geral, todas as APP contribuem para a minimização dos processos erosivos e dos seus efeitos negativos, dentre os quais a perda de solo fértil. A vegetação nativa preservada nas APP de margens de cursos d'água (mata ciliar) protege não somente o solo da própria APP, mas evita também que o solo e outros detritos provenientes da erosão de áreas agrícolas ou pastagens do seu entorno sejam carregadas para os cursos d'água, i.e., essas APP servem como filtro, evitando que impurezas cheguem aos corpos d'água e, ao mesmo tempo, protegem as margens contra a erosão, evitando o assoreamento dos rios e o agravamento das enchentes. Nas encostas e topos de morro, a manutenção da vegetação nativa evita que, em períodos de chuvas torrenciais, as camadas superficiais do solo sejam carregadas e levadas para o leito dos rios e nascentes, afetando negativamente a fertilidade dos

solos e provocando o assoreamento dos cursos d'água. Além disso, a erosão causada pela falta de preservação das APP elimina as camadas mais superficiais do solo, que contêm uma maior concentração de nutrientes, essenciais para a sobrevivência da flora daquelas áreas. O aumento de vulnerabilidade da Bacia, pela presença de extensas áreas de ocupação do solo com culturas, produz grandes quantidades de matéria em suspensão, o que causa perda de toneladas de solo por hectare por ano, colmatando rios e represas e comprometendo a qualidade da água; bem como aumenta a vulnerabilidade dos corpos de água a estes contaminantes e os custos do tratamento das águas (TUNDISI ET AL., 2006).

- g) **Garantia do bem-estar das populações humanas:** uma das atribuições fundamentais e até vital das APP é a de assegurar o bem-estar das populações humanas, algo que só é possível se estas áreas não estiverem ocupadas com edificações ou atividades agropecuárias, e ao mesmo tempo, estiverem com a vegetação nativa devidamente preservada e protegida. As APP, especialmente aquelas às margens dos cursos d'água e nas encostas e topos de morro, montes, montanhas e serras, geralmente são coincidentes com áreas ambientalmente vulneráveis e de risco, em que a ocupação com atividades agropecuárias ou com quaisquer tipos de edificações compromete a segurança da população residente. Neste sentido, os parâmetros estabelecidos para as APP de margens de cursos d'água, principalmente as margens de nascentes e rios e para as encostas com declividade acentuada, visam proteger diretamente o bem-estar das populações humanas, tanto no campo, quanto nas cidades, especialmente contra os prejuízos econômicos e socioambientais causados por enchentes e deslizamentos. Está comprovado que mesmo os pequenos riachos, principalmente aqueles desprovidos da proteção da vegetação ciliar protetora, transbordam por ocasião de chuvas torrenciais e, da mesma forma, os morros e encostas antropizadas (ocupadas por atividades agropecuárias, obras de infraestrutura ou cidades) são os mais suscetíveis a desbarrancamentos e deslizamentos, atingindo as pessoas que eventualmente moram ou ocupam APP.

2.4 Urbanização, expansão, ocupações irregulares

“O Direito a Cidade é definido como o usufruto equitativo das cidades dentro dos princípios de sustentabilidade, democracia, equidade e justiça social. É um direito coletivo dos habitantes das cidades, em especial dos grupos vulneráveis e desfavorecidos, que lhes confere legitimidade de ação e

organização, baseado em seus usos e costumes, com o objetivo de alcançar o pleno exercício do direito à livre autodeterminação e a um padrão de vida adequado. [...] o Direito à Cidade inclui também o direito ao desenvolvimento, a um meio ambiente sadio, ao desfrute e preservação dos recursos naturais, à participação no planejamento e gestão urbanos e à herança histórica e cultural.” (FSM, 2006)

A **expansão da cidade** para áreas periurbanas ocorre tanto na forma de condomínios fechados de alta renda, como também, através de conjuntos habitacionais populares, ou ainda, por meio de processos de favelização principalmente da periferia, onde estão as áreas menos valorizadas e aquelas mais desprotegidas contra invasão, como as zonas de risco de inundação ou geologicamente instáveis, as áreas de preservação ambiental e as áreas públicas naturais.

Desta forma, observa-se que o crescimento das densidades populacionais que o ambiente urbano experimentou acarretou consequências diretas sobre a **quantidade e a qualidade de espaço** de que cada habitante dispõe, impactando, conseqüentemente, no comportamento da sociedade como um todo. O loteamento ilegal e a favela são as alternativas mais comuns de moradia da maior parte da população urbana de renda baixa e média baixa: trata-se da solução encontrada por uma grande parte da população das grandes cidades brasileiras frente ao desenvolvimento urbano (MARICATO, 2003).

Essa ilegalidade, entretanto, não resulta de uma atitude de confrontação em relação à legislação, mas sim resultado da falta de opções. Tais locais, caracterizados por problemas de condições de moradia inseguras e superlotação, de moradias de baixa qualidade estrutural, de acesso ao transporte público, de acesso inadequado aos serviços de abastecimento de água potável, de saneamento básico, entre outros, muitas vezes são geridos por grupos de indivíduos que produzem mercados informais da terra ou das edificações ocupadas, cobrando também uma renda para acessar as mesmas, em troca de proteção e de uma futura continuidade do assentamento.

Atualmente, a urbanização das favelas é considerada um dever do Estado, sendo este o principal responsável por encaminhar as políticas de desapropriação ou compra das áreas em que as favelas estão localizadas e aplicar medidas para garantir aos habitantes o direito à cidade. A urbanização de favelas bem-sucedida, abrangente e sustentável, exige muitos requisitos. Com frequência, a busca por uma solução rápida, que atenda a todos os casos, nem sempre contempla medidas práticas e pragmáticas que se fazem necessárias, como a provisão de terreno, a implantação de infraestrutura, a viabilização de mecanismos de apoio social, a reorganização das prioridades da administração pública e as provisões orçamentárias anuais.

Entretanto, como delimitar este objeto? O termo “**favela**” é usado para designar um fenômeno urbano definido pelas Nações Unidas (UN-HABITAT, 2003) como aglomerações de habitações com dimensões limitadas, construídas com materiais inadequados (madeira velha, estanho e outros metais, papelão, etc.), distribuídas irregularmente em lotes, quase sempre com carência de serviços e equipamentos urbanos e sociais, e formando uma ordem urbana complexa, em termos sociais, econômicos, sanitários e educacionais. A favela é, em geral, um tipo de assentamento “empossado” – uma estrutura construída em um terreno ocupado irregularmente (“invadido”), situação em que não existe a segurança da posse; trata-se, contudo, de uma alternativa do mercado ilegal, que faz uso da invasão e da ocupação de terras desprotegidas.

SOUZA-E-SILVA (2002) defende que, historicamente, o eixo paradigmático da representação das favelas é a **ausência**: a favela é definida pelo que ela não seria ou pelo que não teria. Nesse caso, é apreendida como um espaço destituído de infraestrutura urbana – água, energia elétrica, esgoto, coleta de resíduos, arruamento – e globalmente miserável; sem ordem; sem lei; sem regras; sem moral, enfim, a “expressão do caos”, segundo estes autores.

O Observatório de Favelas do Rio de Janeiro (OFRJ) considera que a favela é um território constituinte da cidade, caracterizada, em parte ou em sua totalidade, pelas seguintes referências:

- a) Insuficiência histórica de investimentos do Estado e do mercado formal, principalmente o imobiliário, financeiro e de serviços;
- b) Forte estigmatização socioespacial, especialmente inferida por moradores de outras áreas da cidade;
- c) Apropriação social do território com uso predominante para fins de moradia;
- d) Ocupação marcada pela alta densidade de habitações;
- e) Indicadores educacionais, econômicos e ambientais abaixo da média do conjunto da cidade;
- f) Níveis elevados de subemprego e informalidade nas relações de trabalho;
- g) Taxa de densidade demográfica acima da média do conjunto da cidade;
- h) Ocupação de sítios urbanos marcados por um alto grau de vulnerabilidade ambiental;
- i) Alta concentração de negros (pardos e pretos) e descendentes de indígenas, de acordo com a região brasileira; cidade;

- j) Grau de soberania por parte do Estado inferior à média do conjunto da cidade;
- k) Alta incidência de situações de violência, sobretudo a letal, acima da média da cidade;
- l) Relações de vizinhança marcadas por intensa sociabilidade, com forte valorização dos espaços comuns como lugar de convivência (OFRJ, 2009).

O IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística utiliza o conceito de "**aglomerado subnormal**" para efeitos de sistematização dos dados quando da execução dos censos demográficos. Tais aglomerados podem corresponder a invasões, loteamentos irregulares ou clandestinos, e são definidos como um conjunto constituído de, no mínimo, 51 unidades habitacionais (e.g., barracos, casas, etc.) carentes, em sua maioria, de serviços públicos essenciais, ocupando ou tendo ocupado, até período recente, terreno de propriedade alheia (pública ou particular) e estando dispostas, em geral, de forma desordenada e densa (IBGE, 2011a).

Análoga àquela do setor subnormal, a definição de **assentamento precário**, conforme proposto pelo CEM – Centro de Estudos da Metrópole, está relacionada à precariedade habitacional e de infraestrutura, alta densidade e ocupação de terrenos alheios e é usualmente utilizada como *proxy* de favelas. A identificação e mensuração de assentamentos precários consiste num refinamento da metodologia de mapeamento de aglomerados subnormais, que, na maioria dos casos, tende a subestimar o problema; entretanto, a informação dos setores subnormais é a única padronizada e disponível para todo o país (ROSEMBACK, 2016).

No Censo Demográfico 2010, a identificação dos aglomerados subnormais foi realizada com base nos seguintes critérios: a) ocupação ilegal da terra, ou seja, construção em terrenos de propriedade alheia (pública ou particular) no momento atual ou em período recente (obtenção do título de propriedade do terreno há 10 anos ou menos); b) ao menos uma das seguintes características: (i) urbanização fora dos padrões vigentes – refletido por vias de circulação estreitas e de alinhamento irregular, lotes de tamanhos e formas desiguais e construções não regularizadas por órgãos públicos; ou (ii) precariedade de serviços públicos essenciais.

A identificação dos espaços residenciais dos pobres nas áreas urbanas permite classificá-los de acordo com a natureza do assentamento e conforme o grau de carência de infraestrutura: favela ou loteamento irregular (SOUZA, 2002). Nos instrumentos de planejamento atuais, convencionou-se designar esses espaços como **AEIS – Áreas de Especial Interesse Social**.

Apesar de ser a forma mais visível, a favela não é a única forma de assentamento precário: existem ainda, em zonas urbanas, os cortiços, os loteamentos irregulares e clandestinos e os

conjuntos habitacionais públicos deteriorados. A dificuldade de mapeamento e classificação destas áreas reside no fato de as condições de irregularidade e clandestinidade não serem passíveis de avaliação por dados censitários, por se tratar de informações autodeclaradas, ou seja, fornecidas pelo próprio entrevistado (i.e., que pode ou não fornecer informações verdadeiras). Nestes casos, apenas informações diretas das prefeituras podem responder a estas questões. Com relação aos cortiços, sua inferência é possível ao utilizar dados de domicílios alugados, ausência de sanitário de uso exclusivo dos moradores do domicílio (sanitário coletivo) e número de cômodos dos domicílios alugados.

O presente estudo considera a definição de favelas que as caracteriza pela **ocupação ilegal** e pela demanda de regularização fundiária. Outros aspectos, tanto socioeconômicos (pobreza), quanto morfológicos (precariedade das habitações, carência de infraestrutura e equipamentos públicos, malha viária desordenada e ineficiente, etc.), também são comumente associados às favelas, entretanto, o denominador comum de todas elas é o *status* jurídico. Isto se deve à variabilidade dos tipos de favelas existentes no país: em algumas, as habitações, ainda que pobres, não são habitações improvisadas, mas sim, casas de alvenaria; a carência da infraestrutura também pode variar devida, inclusive, a programas pontuais de implantação de redes de infraestrutura; a pobreza, por sua vez, apresenta-se, de maneira muito heterogênea, visto que não há uma definição comum nem mesmo para adoção pelos programas sociais dos governos federal, estaduais e municipais, que usam valores diferentes.

Os **loteamentos irregulares**, por sua vez, possuem *status* jurídico distinto do das favelas, pois, nestes casos, não se trata de ocupações: seus moradores possuem algum tipo de documento de propriedade do terreno, possuindo, assim, maior segurança jurídica (SOUZA, 2002). A questão da irregularidade dos loteamentos refere-se à inadequação à legislação urbanística pertinente (Lei Federal nº 6.766/1979, planos diretores municipais e códigos de obras), pois, embora tenham projetos aprovados pelo Poder Público, não são registrados no Registro de Imóveis e suas obras foram realizadas em desacordo com a licença expedida (UNGARETTI, 2010).

Os loteamentos irregulares possuem uma subclasse: os **loteamentos clandestinos**. Enquanto que, no caso dos loteamentos irregulares, em algum momento, um projeto de loteamento foi apresentado à prefeitura e aprovado – entretanto, o loteador, por algum motivo, não cumpriu o que estava ali previsto –; os loteamentos clandestinos, por sua vez, nunca submeteram projetos à aprovação administrativa dos órgãos competentes das esferas municipais, estaduais ou federais, i.e., são oficialmente desconhecidos pelo Poder Público. Este tipo de loteamento, na grande maioria dos casos, apresenta descumprimento das normas legais urbanísticas e/ou ambientais.

A **periferia dos grandes centros** de produção industrial cresceu velozmente com uma expressiva ocupação nos anos 1950. Nas décadas de 1950 e 1960, muitas cidades brasileiras próximas aos polos de atração econômica contaram com um crescimento populacional acelerado, tornando-se a alternativa para locação habitacional daqueles que não podiam arcar com os custos de morar nas áreas centrais das cidades mais pujantes economicamente. Por guardarem proximidade com o centro metropolitano gerador de trabalho e renda, por proporcionarem fácil acesso por meio de infraestrutura viária existente, além de contarem com grandes extensões de terra flexível aos excluídos do mercado imobiliário especulativo e formal, estes municípios foram, então, ocupados pelo contingente populacional, que acabou por se estabelecer em áreas irregulares, desconectadas das redes de infraestrutura e sem o apoio dos serviços urbanos (MARICATO, 2003).

Pressionados pela demanda crescente, até meados da década de 1970, diversos municípios implementaram **programas de regularização** de ocupações e loteamentos irregulares e/ou clandestinos (e.g., município de Viamão, RS). Desta forma, ocupações em áreas de risco (e.g., áreas declivosas) ou junto a mananciais, bem como as construções que não obedecem a parâmetros urbanísticos mínimos, e não têm acesso à infraestrutura urbana e a equipamentos institucionais, tornaram-se regulares e legais. Neste ponto, o que ainda as diferencia da cidade formal são os **altos níveis de degradação ambiental**.

2.4.1 O lugar dos "pobres urbanos"

A **segregação socioespacial** presente nas grandes cidades brasileiras está diretamente atrelada às condições socioeconômicas de acesso à habitação e aos serviços urbanos. A organização social, política e econômica da cidade expulsa os "pobres urbanos" para áreas cada vez mais periféricas e distantes dos postos de trabalho e de outras facilidades presentes nos centros urbanos.

"É necessário distinguir irregularidade de precariedade e de carência / vulnerabilidade social. Nem todos os assentamentos irregulares são precários, nem todos os precários comportam população em situação de carência ou vulnerabilidade social" (BUENO, 2002).

Enquanto que a **carência social** é definida pela existência ou predominância de grupos sociais caracterizados por suas posições inferiores na hierarquia social, em termos de renda, escolaridade e possibilidade de acesso ao mercado de trabalho, a **vulnerabilidade social** é caracterizada pela existência ou predominância de grupos sociais com dificuldades de acesso a recursos que os habilitem a participar ativamente da sociedade (CARDOSO, 2008).

Com relação à generalização a respeito das favelas como "o lugar dos pobres", primeiramente, faz-se necessária a **definição de pobreza**. A pobreza é um tema complexo que pode ser definido genericamente como a situação na qual as necessidades básicas não são atendidas de forma adequada, sendo ainda necessário especificar quais necessidades são essas e qual nível de atendimento pode ser considerado adequado. A linha de pobreza é o termo que descreve o nível mínimo de renda anual a partir do qual uma pessoa ou uma família possuiria condições de obter todos os recursos necessários para viver. Não há unanimidade sobre as formas de cálculo e os critérios para definição das linhas de pobreza e de indigência. Para elaboração do Plano Plurianual (PPA) do Governo Federal, o critério adotado tem sido: linha de pobreza – pessoas que têm rendimento familiar *per capita* de até meio salário mínimo; e linha de miséria ou indigência – aquelas que recebem até um quarto de salário mínimo (IPEA, 2007). Tampouco, há fórmula internacional consagrada: o Banco Mundial, por exemplo, adota a faixa de US\$ 1,25 dólar por dia por pessoa como linha de indigência e de US\$ 2,50 dólares por dia por pessoa como linha de pobreza (RAVALLION ET AL., 2009; WORLD BANK, 2015).

O Programa Bolsa Família e o Plano Brasil Sem Miséria utilizam o critério da linha de **extrema pobreza**, que compreende as pessoas que vivem com até R\$ 70 por mês (BRASIL/MDS, 2011)⁹. Essa linha de corte leva em conta o índice usado pelas Nações Unidas para o cumprimento das Metas do Milênio (ONU/PNUD, 2012), que é de US\$ PPC 1,25 ao dia, a renda necessária para o consumo de alimentos¹⁰.

O IPEA (Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada), com base nos dados levantados nas Pesquisas Nacionais por Amostra de Domicílios (PNAD), realizadas pelo IBGE, define os seguintes limites de rendimento mensal das classes sociais no Brasil: extremamente pobres: até R\$ 70 *per capita*; pobres: de R\$ 71 a R\$ 140 *per capita*, e não pobres: mais de R\$ 141 *per capita* (IPEA, 2011).

Mais recentemente, a Associação Brasileira de Empresas de Pesquisa (ABEP) elaborou o Novo Critério de Classificação Econômica Brasil, que passou a ser aplicado a partir de 1º de janeiro de 2015, com o objetivo de permitir identificar o real potencial de consumo das famílias brasileiras. Dentre as principais diferenças para o critério utilizado anteriormente estão a substituição da renda declarada por variáveis indicadoras de renda permanente e o uso da

⁹ Pelo Decreto nº 8.232, de 30 de abril de 2014, a referência de extrema pobreza para o Plano Brasil Sem Miséria foi atualizada para R\$ 77,00 a partir de junho de 2014 (BRASIL, 2014).

¹⁰ Os chamados fatores de Paridade de Poder de Compra (PPC) são uma taxa de conversão, calculada pelo Banco Mundial, de quantos reais são necessários para adquirir os mesmos produtos que um dólar americano compraria nos Estados Unidos (IPEA, 2010).

Pesquisa de Orçamentos Familiares (POF) do IBGE que amplia a abrangência da ferramenta (ABEP, 2014). A nova estratificação da população nas classes segundo rendimento mensal domiciliar médio é a seguinte: A = acima de R\$ 8.695,89; B1 = até R\$ 8.695,88; B2 = até R\$ 4.427,36; C1 = até R\$ 2.409,01; C2 = até R\$ 1.446,24; e classes D e E = até R\$ 639,78 (ABEP, 2014). Considerando-se a densidade domiciliar média no Brasil de 3,33 habitantes por domicílio (IBGE, 2011e), a classe baixa (pobreza) tem seu limite definido em R\$ 192,12 mensais *per capita*.

Na Figura 2.2, estão relacionados os domicílios por faixa de renda *per capita*, segundo as definições das classes de extrema pobreza, pobreza e não-pobreza do IPEA. Na Figura 2.3, exibe-se a distribuição dos domicílios da cidade de Viamão, do bairro Passo do Sabão e dos aglomerados subnormais do município segundo faixas de rendimento nominal mensal domiciliar *per capita*.

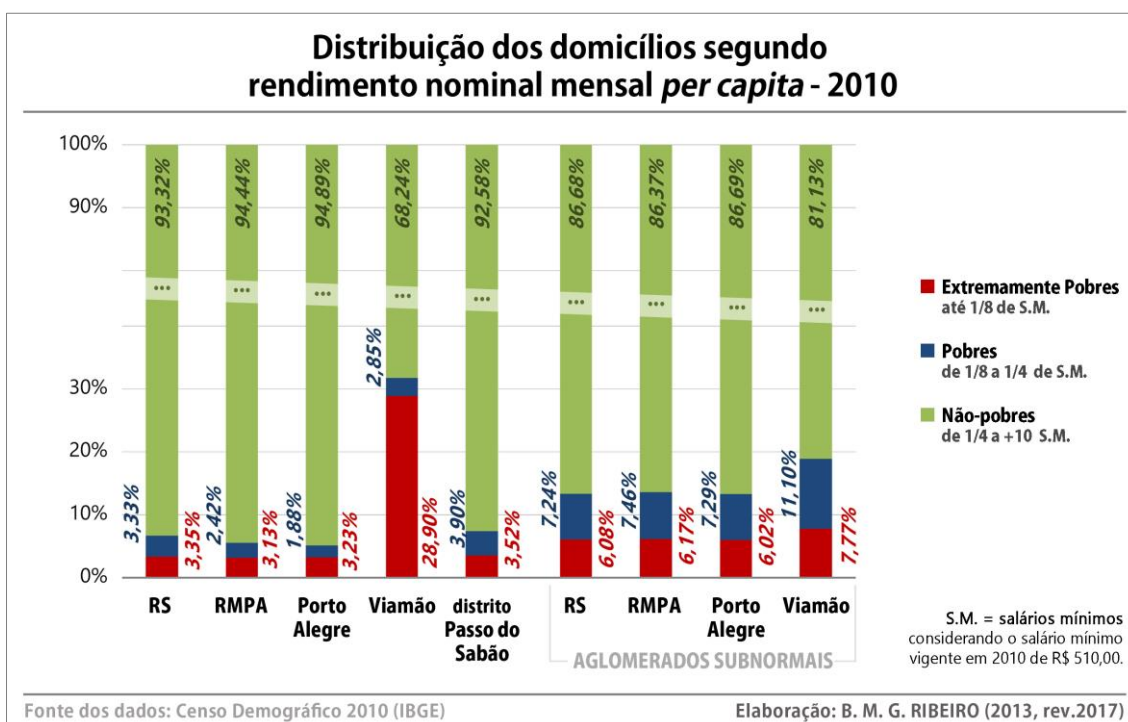


Figura 2.2 – Gráfico da distribuição dos domicílios segundo rendimento nominal mensal *per capita*, em 2010 – conforme definição de extrema pobreza, pobreza e não-pobreza do IPEA, para o estado do Rio Grande do Sul, Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA), municípios de Porto Alegre e Viamão, e distrito do Passo do Sabão (Viamão, onde se localiza a área de estudo); e distribuição somente dos domicílios localizados em setores de aglomerados subnormais.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA – A PARTIR DE DADOS DE IBGE (2011d).

Essas informações auxiliam na **caracterização da população** dos aglomerados subnormais da região de estudo. Com relação ao estado do Rio Grande do Sul, à Região Metropolitana

de Porto Alegre (RMPA) e ao município de Porto Alegre, a maior porcentagem de domicílios em situação de extrema pobreza e de pobreza encontra-se nos aglomerados subnormais; apenas em Viamão, nem todos aqueles domicílios em situação de extrema pobreza e de pobreza se localizam em tais aglomerados. Isto evidencia a existência de ocupações que se tornaram legais (e receberam itens de infraestrutura mínima para não serem classificados como aglomerados subnormais) sem contanto garantir a essa população oportunidades de geração de renda, tão fundamentais nas comunidades de baixa renda (MARICATO, 2003).

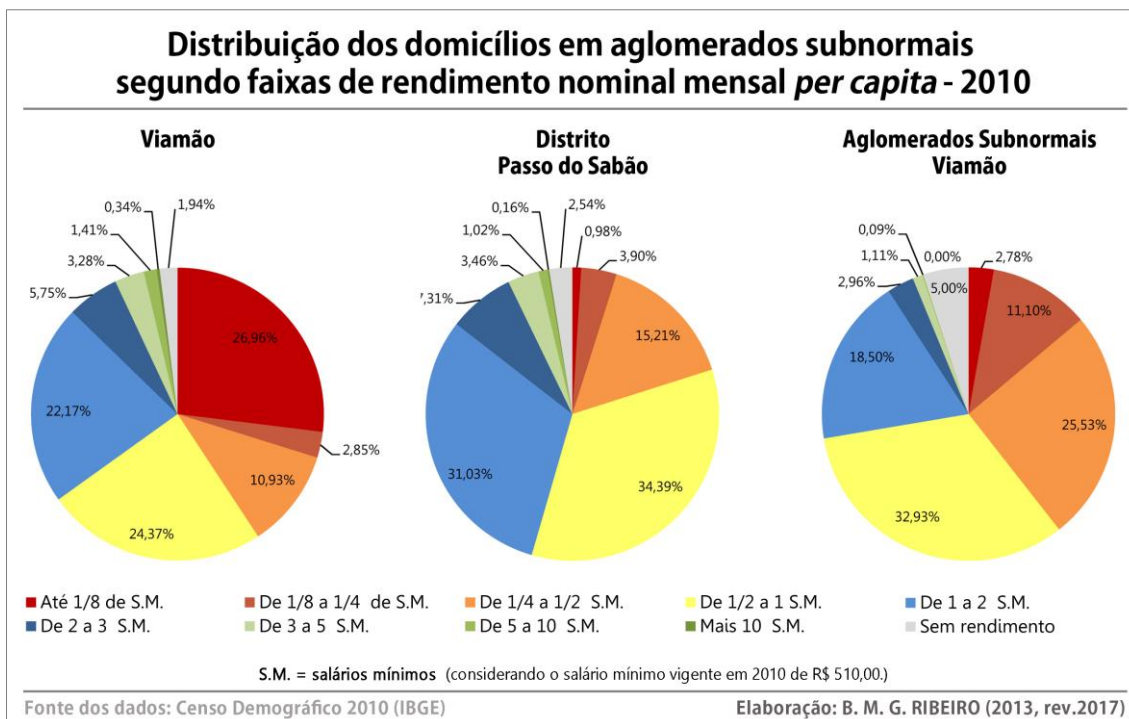


Figura 2.3 – Gráfico da distribuição dos domicílios segundo rendimento nominal mensal *per capita*, em 2010, em Viamão, no bairro Passo do Sabão e nos aglomerados subnormais do município.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA – A PARTIR DE DADOS DE IBGE (2011d).

Níveis baixos de renda e desemprego agravam tanto a pobreza quanto a degradação do meio ambiente. Dada a elevação do número de pobres no contexto urbano e a necessidade destes de degradar o meio ambiente para sobreviver, tendo em vista a ausência de programas de desenvolvimento que os contemple, dois desafios se colocam para se atingir um desenvolvimento sustentável: a **redução da pobreza** e a **proteção do meio ambiente**. Para minimizar os riscos, deve-se ressaltar ainda, a necessidade de ampliar a consciência da população, pois, para RAMALHO (1999), a pouca visibilidade dos problemas gerados pela degradação ambiental está relacionada com o domínio cultural em que vivem os pobres. Esta autora aponta que a habitação em áreas onde não existe serviço de infraestrutura (e.g., coleta de resíduos sólidos, rede de esgotamento sanitário) resulta em um processo de degradação de toda a comunidade, mas nem sempre as pessoas estão atentas aos **aspectos**

coletivos, estando mais preocupadas em resolverem suas necessidades individuais e imediatas, mesmo que isto resulte na degradação no ambiente do lar e de seu entorno.

2.4.2 Regularização fundiária em APP

Considerando que o modelo de desenvolvimento das cidades brasileiras tenha propiciado a segregação socioespacial das populações de baixa renda, que buscaram no mercado imobiliário informal o atendimento de suas necessidades habitacionais, ocupando porções da cidade desprezadas pelo mercado imobiliário formal em função de suas características físicas (e.g., estarem sujeitas a alguma espécie de risco) ou em função da existência de restrições legais ao parcelamento (e.g., Áreas de Preservação Permanente), diversos autores apontam que a "culpa" da proliferação de favelas e loteamentos clandestinos em áreas não previstas para a ocupação habitacional recai sobre os Poderes Públicos (e.g., ARAÚJO, 2012; BUENO, 2002; MARICATO, 2003). Para estes autores, uma vez que as ocupações em áreas ambientalmente protegidas não se deram por opção, mas pela falta delas, o tratamento a ser dado pelo poder público aos moradores dessas áreas deve ter caráter reparador e não punitivo.

Inicialmente, há que se considerar, contudo, o disposto pela Lei 6.766/1979 que veda o parcelamento do solo em terrenos alagadiços e sujeitos a inundações, bem como em áreas de declive acentuado ou em condições geológicas inadequadas à construção:

"Art. 3º Somente será admitido o parcelamento do solo para fins urbanos em zonas urbanas, de expansão urbana ou de urbanização específica, assim definidas pelo plano diretor ou aprovadas por lei municipal.

Parágrafo único - Não será permitido o parcelamento do solo:

I - em terrenos alagadiços e sujeitos a inundações, antes de tomadas as providências para assegurar o escoamento das águas;

II - em terrenos que tenham sido aterrados com material nocivo à saúde pública, sem que sejam previamente saneados;

III - em terrenos com declividade igual ou superior a 30% (trinta por cento), salvo se atendidas exigências específicas das autoridades competentes;

IV - em terrenos onde as condições geológicas não aconselham a edificação;

V - em áreas de preservação ecológica ou naquelas onde a poluição impeça condições sanitárias suportáveis, até a sua correção." (BRASIL, 1979).

Na sequência, a Lei 7.803, de 1989, introduziu alterações às definições de APP estabelecidas pela Lei 4.771/1965 (Art. 2º, inciso III), estendendo sua aplicabilidade às áreas urbanas. Isso levou à **ilegalidade** um enorme contingente de pessoas, em sua maioria pobres, que

residiam em beiras de córrego e topos de morros das metrópoles brasileiras, muitas vezes, há gerações (ARAÚJO, 2012).

A **regularização fundiária** é definida como conjunto de medidas jurídicas, urbanísticas, ambientais e sociais que visam à regularização de assentamentos irregulares e à titulação de seus ocupantes, de modo a garantir o direito social à moradia, o pleno desenvolvimento das funções sociais da propriedade urbana e o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado (conforme a Lei 11.977/2009, Art. 46º). Desta forma, “conjunto de medidas” jurídicas consiste em todas aquelas medidas necessárias à consolidação formal do domínio ou da posse da terra, por meio de transferência de propriedade ou de concessão de uso aos ocupantes de áreas que as utilizam para sua moradia, incluindo a aprovação municipal do parcelamento do solo, registro do parcelamento em cartório de imóveis, abertura de matrículas individuais por lote e registro dos títulos de posse ou propriedade concedidos.

Neste ponto, é importante enfatizar que, por outro lado, apenas a regularização formal do parcelamento e a titulação dos moradores, sem a necessária intervenção urbanística resultará na **perpetuação da precariedade urbana**. Ou seja, sob o aspecto ambiental, a regularização fundiária é também responsável pelo saneamento das ocupações realizadas em áreas ambientalmente frágeis, de modo a conciliar preservação e recuperação ambiental com o direito à moradia dos ocupantes.

O Estatuto da Cidade (Lei 10.257/2001) é o instrumento que estabelece normas de ordem pública e interesse social que regulam o uso da propriedade urbana em prol do bem coletivo, da segurança e do bem-estar dos cidadãos, bem como do equilíbrio ambiental. Esta lei estabelece que:

“Art. 2º A política urbana tem por objetivo ordenar o pleno desenvolvimento das funções sociais da cidade e da propriedade urbana, mediante as seguintes diretrizes gerais:

I – garantia do direito a cidades sustentáveis, entendido como o direito à terra urbana, à moradia, ao saneamento ambiental, à infraestrutura urbana, ao transporte e aos serviços públicos, ao trabalho e ao lazer, para as presentes e futuras gerações; [...]

XIV – regularização fundiária e urbanização de áreas ocupadas por população de baixa renda mediante o estabelecimento de normas especiais de urbanização, uso e ocupação do solo e edificação, consideradas a situação socioeconômica da população e as normas ambientais;” (BRASIL, 2001).

Embora apareça em peças de lei anteriores, a regularização fundiária foi regulamentada em

2009 pela Lei 11.977, que estipula pré-requisitos para a sua aplicação:

“Art. 47º. Para efeitos da regularização fundiária de assentamentos urbanos, consideram-se: [...]

II – área urbana consolidada: parcela da área urbana com densidade demográfica superior a 50 (cinquenta) habitantes por hectare e malha viária implantada e que tenha, no mínimo, 2 (dois) dos seguintes equipamentos de infraestrutura urbana implantados:

- a) drenagem de águas pluviais urbanas;
- b) esgotamento sanitário;
- c) abastecimento de água potável;
- d) distribuição de energia elétrica; ou
- e) limpeza urbana, coleta e manejo de resíduos sólidos; [...]

VII – regularização fundiária de interesse social: regularização fundiária de assentamentos irregulares ocupados, predominantemente, por população de baixa renda, nos casos:

- a) em que a área esteja ocupada, de forma mansa e pacífica, há, pelo menos, 5 (cinco) anos” (BRASIL, 2009).

Desta forma, há que atentar para o fato de que a regularização fundiária pode ocorrer somente se a área da ocupação puder ser classificada como consolidada ou se houver a componente de precariedade econômica da população residente e a comprovação de seu estabelecimento na área pelo tempo mínimo previsto.

Considerando as Áreas de Preservação Permanente, anteriormente à Resolução CONAMA 369/2006, não havia previsão legal para regularização fundiária de assentamentos nesses locais. Por meio da Medida Provisória 2.166–67/2001, estabeleceu-se o conceito legal de APP, pondo fim ao debate sobre as áreas urbanas localizadas em APP que não estavam mais cobertas por vegetação. Esta MP também regulou a possibilidade de o Poder Público autorizar a supressão de vegetação nos casos de utilidade pública e interesse social, delegando ao CONAMA, por meio de resolução indicar obras e intervenções em que isso seria possível. A Resolução nº 369/2006 estabeleceu os casos em que a intervenção ou supressão de vegetação em APP seria permitida, em casos de utilidade pública ou interesse social, considerando o Código Florestal vigente naquela época.

Em seu Art. 9º, a Resolução CONAMA 396/2006 estabelece regras para a **regularização fundiária sustentável** em área urbana: a autorização pode ser concedida pela autoridade ambiental quando a ocupação sobre a APP se der em assentamento de baixa renda, predominantemente residencial, que o município tenha declarado como Zona Especial de

Interesse Social – ZEIS.

Em 2009, a Lei 11.977 reforçou a **autonomia municipal**, facultando aos municípios regularizar, mediante decisão motivada, assentamentos consolidados em APP ocupadas até dezembro de 2007, no âmbito dos processos de regularização fundiária de interesse social (Art. 54º, § 1º). Este mecanismo tornou possível a **unificação dos licenciamentos** urbanístico e ambiental no âmbito do município, desde que estes possuam Conselho de Meio Ambiente e órgão ambiental capacitado. Deste modo, os projetos de intervenção pública em áreas degradadas podem ser encarados de forma multidisciplinar, sendo contemplando-se, desde sua concepção, aspectos urbanísticos e ambientais, indissociáveis dentro do conceito de desenvolvimento sustentável. Além disso, ficou estabelecida como condição básica a melhoria da condição ambiental da APP em relação à situação anterior à intervenção pública. O Artigo 54º estabelece que:

“Art. 54º. O projeto de regularização fundiária de interesse social deverá considerar as características da ocupação e da área ocupada para definir parâmetros urbanísticos e ambientais específicos, além de identificar os lotes, as vias de circulação e as áreas destinadas a uso público.

§ 1º O Município poderá, por decisão motivada, admitir a regularização fundiária de interesse social em Áreas de Preservação Permanente, ocupadas até 31 de dezembro de 2007 e inseridas em área urbana consolidada, desde que estudo técnico comprove que esta intervenção implica a melhoria das condições ambientais em relação à situação de ocupação irregular anterior.

§ 2º O estudo técnico referido no § 1º deverá ser elaborado por profissional legalmente habilitado, compatibilizar-se com o projeto de regularização fundiária e conter, no mínimo, os seguintes elementos:

- I - caracterização da situação ambiental da área a ser regularizada;
- II - especificação dos sistemas de saneamento básico;
- III - proposição de intervenções para o controle de riscos geotécnicos e de inundações;
- IV - recuperação de áreas degradadas e daquelas não passíveis de regularização;
- V - comprovação da melhoria das condições de sustentabilidade urbano-ambiental, considerados o uso adequado dos recursos hídricos e a proteção das unidades de conservação, quando for o caso;
- VI - comprovação da melhoria da habitabilidade dos moradores propiciada pela regularização proposta.” (BRASIL, 2009).

ARAÚJO (2012) considera um avanço significativo o estabelecimento de critérios próprios, por

cada município, para a regularização de assentamentos precários em APP, contanto que comprovada a melhoria da condição ambiental da área. Neste formato, existem mais chances de a regularização fundiária ser efetiva no combate à degradação do meio ambiente, se comparado ao estabelecimento de critérios técnicos (e.g., faixas de preservação fixas) únicos para todo o território nacional.

2.5 Infraestrutura urbana e saneamento ambiental

As ações de produção urbana estão atingindo limiares preocupantes nas maiores cidades brasileiras. Estes limiares evidenciam riscos para o próprio funcionamento das cidades. Como num **efeito cascata**, o excessivo adensamento de áreas intraurbanas induz, muitas vezes, a dispersão periférica. A expansão da ocupação humana sobre os limites das cidades acarreta o esgotamento da infraestrutura, impacta na sua dinâmica, impõe dificuldades de mobilidade, aumentando o grau de dependência de transporte. Este tipo de ocupação do território resulta, muitas vezes, em padrões de urbanização que prejudicam a equidade, eficiência e continuidade da cidade como suporte à vida social (RIBEIRO, 2014). Nos países periféricos, o crescimento urbano não acompanhou o crescimento econômico, favorecendo o surgimento de cidades com grandes deficiências em equipamentos, empregos e serviços e uma acentuada degradação ambiental. Os problemas ambientais das grandes cidades são consequências das formas predatórias das relações do homem com a natureza, tornando-se ainda mais graves em áreas mais densamente ocupadas, como nas regiões metropolitanas (RIBEIRO; MENDES, 2015).

O **saneamento ambiental** pode ser definido como o conjunto de ações socioeconômicas que têm por objetivo alcançar níveis crescentes de **salubridade ambiental**, por meio do abastecimento de água potável, coleta e disposição sanitária de resíduos líquidos, sólidos e gasosos, promoção de disciplina sanitária do uso e ocupação do solo, drenagem urbana, e controle de vetores e reservatórios de doenças transmissíveis, com a finalidade de proteger e melhorar as condições de vida, tanto nos centros urbanos, quanto nas comunidades rurais e propriedades rurais mais carentes, criando condições de se prevenir a ocorrência de doenças veiculadas pelo meio ambiente e de promover condições favoráveis à saúde da população urbana e rural (cf. Lei Estadual nº 12.037/2003 – RIO GRANDE DO SUL, 2003). Os serviços de saneamento ambiental nas áreas urbanas são essenciais e envolvem preocupações com o ambiente, com a saúde, com a qualidade de vida e com aspectos sanitários. Devem receber especial atenção na fase de planejamento, devido aos impactos que podem ser gerados, no caso de implantações inadequadas ou, mesmo, a ausência desses serviços.

Quatro elementos do saneamento ambiental compõem o **saneamento básico** e refletem as

preocupações mais importantes da análise da qualidade ambiental, principalmente nas áreas urbanas, por serem elementos que fazem parte do ordenamento e do planejamento das cidades. Tais elementos são tratados como serviços ou redes de infraestrutura, e são eles: abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas (conforme Art. 3º da Lei nº 11.445/2007 – Lei de Saneamento Básico) (BRASIL, 2007).

Enquanto o saneamento básico preocupa-se mais com a questão do acesso aos serviços, o saneamento ambiental, ao buscar a salubridade ambiental, inclui questões ambientais e de preservação ambiental, tais como qualidade do ar, da água e do solo, impactos ambientais e educação ambiental.

Infraestrutura é uma rede independente de sistemas e processos artificiais que trabalham de forma colaborativa e em sinergia para produzir e distribuir um fluxo contínuo de produtos e serviços essenciais (PCCIP, 1997). De fato, os sistemas de infraestrutura são essenciais para a vida social, ambiental e econômica. A infraestrutura urbana pode ser conceituada como um sistema técnico de equipamentos e serviços necessários ao desenvolvimento das funções urbanas, podendo estas funções serem vistas sob os aspectos social, econômico e institucional:

- a) Aspecto social: a infraestrutura urbana visa promover adequadas condições de moradia, trabalho, saúde, educação, lazer e segurança;
- b) Aspecto econômico: a infraestrutura urbana deve propiciar o desenvolvimento das atividades produtivas, i.e., a produção e comercialização de bens e serviços;
- c) Aspecto institucional: a infraestrutura urbana deve propiciar os meios necessários ao desenvolvimento das atividades político-administrativas, entre os quais se inclui a gerência da própria cidade.

Os sistemas de infraestrutura determinam a **qualidade** do transporte, edificações, abastecimento de água, do acesso à energia elétrica e comunicações, bem como a eficácia do tratamento de resíduos (EJIGU, 2007). Para manutenção de edificações, transportes, abastecimento de água, entre outros, os investimentos em infraestruturas são enormes. A **eficiência** e a **confiabilidade** da infraestrutura urbana afetam diversos aspectos da sociedade, incluindo o custo de alimentos e bens de consumo, saúde e segurança dos cidadãos, deslocamento e transporte, a disponibilidade e estabilidade de sistemas de energia, telecomunicações; de modo mais importante, a qualidade da infraestrutura urbana também repercute sobre o ambiente e os recursos naturais.

Considerando um **sistema de sistemas integrados**, um dano em uma fração de uma rede urbana (e.g., sistema de drenagem) e em um único local, pode comprometer o serviço em uma extensa área geográfica e envolvendo diversas dimensões do sistema urbano (e.g., a rede de transporte, o fornecimento de energia elétrica, etc.) e afetando diretamente a economia local e regional.

Atualmente, o planejamento urbano tem buscado integrar o ambiente urbano a áreas verdes e cursos d'água, reduzindo as interferências no ciclo natural da água e propiciando o desenvolvimento da fauna e flora nativas. Considerando o universo das mais de cinco mil cidades brasileiras, é marcante a ineficiência ou deficiência de infraestruturas relacionada à água no ambiente urbano. Isto se refere a problemas como implantação insuficiente e/ou inadequada de redes de esgotamento sanitário, muitas vezes sem tratamento; ocupação do leito de inundação ribeirinha, acarretando em frequentes inundações; impermeabilização e canalização dos rios urbanos com aumento da vazão de cheia e sua frequência; aumento da carga de resíduos sólidos e deterioração da qualidade da água pluvial sobre os rios próximos das áreas urbanas; deterioração da qualidade da água também por falta de tratamento dos efluentes, o que tem criado potenciais riscos ao abastecimento da população em vários cenários (BOTELHO, 2011; TUCCI, 2008).

2.5.1 Recursos hídricos

Os ambientes aquáticos são utilizados em todo o mundo com distintas finalidades, entre as quais se destacam o abastecimento de água, a geração de energia, a irrigação, a navegação, a aquicultura e a harmonia paisagística (VON SPERLING, 1993).

Manancial de abastecimento público é a fonte de água doce superficial ou subterrânea utilizada para consumo humano ou desenvolvimento de atividades econômicas. As áreas contendo os mananciais devem ser alvo de atenção específica, contemplando aspectos legais e gerenciais (MMA, 2012). As atitudes comportamentais do homem têm uma tendência em sentido contrário à manutenção do equilíbrio ambiental, pois, devido ao uso excessivo dos recursos naturais e ao aumento da densidade populacional, além da capacidade de tolerância da natureza, acabam por impor uma pressão cada vez maior sobre o ambiente, uma vez que não pode criar fontes de recursos que satisfaçam suas necessidades fora do sistema ecológico (MORAES; JORDÃO, 2002). O aumento da demanda por água é consequência direta do crescimento populacional e da ampliação dos níveis de consumo *per capita*, e tais fatores aumentam a pressão sobre os mananciais de abastecimento.

Em seu processo de crescimento, a cidade invadiu os mananciais, que outrora eram isolados e

estavam distantes da ocupação urbana. A rápida urbanização concentrou populações de baixo poder aquisitivo em periferias carentes de serviços essenciais de saneamento. Isto contribuiu para gerar poluição concentrada, sérios problemas de drenagem agravados pela inadequada deposição de resíduos, assoreamento dos corpos d'água e consequente diminuição das velocidades de escoamento das águas nos rios (MAGALHÃES ET AL., 1995).

Como um sistema integrado, toda ação que ocorre na bacia hidrográfica vai afetar a qualidade da água desse manancial. Entre as situações que causam degradação das áreas de mananciais, podem ser destacadas: ocupação desordenada do solo, em especial áreas vulneráveis como as APP; práticas inadequadas de uso do solo e da água; falta de infraestrutura de saneamento (precariedade nos sistemas de esgotamento sanitário, manejo de águas pluviais e resíduos sólidos); superexploração dos recursos hídricos; remoção da cobertura vegetal; erosão e assoreamento de rios e córregos; e atividades industriais que se desenvolvem descumprindo a legislação ambiental (MMA, 2012).

Outro aspecto importante é o uso da água, por ser um solvente versátil, para **transportar produtos residuais** para longe do local de produção e descarga (HARREMOËS, 1999). Os produtos residuais transportados são frequentemente tóxicos, e sua presença pode degradar seriamente o ambiente do corpo hídrico receptor (WHITE; RASMUSSEN, 1998). A análise do comportamento de um ambiente hídrico, utilizando recursos como a modelagem, tanto em condições atuais, quanto em potenciais, é uma ferramenta fundamental no planejamento de uma bacia, e que também atua como instrumento de auxílio nos estudos de impactos ambientais.

2.5.2 Drenagem urbana

Toda bacia hidrográfica tem um escoamento natural das águas, seja em vales úmidos (e.g., rios e riachos), seja em vales secos, por onde a água escoar após precipitações pluviométricas. Com o desenvolvimento urbano, ocorre a impermeabilização do solo por meio de telhados, ruas calçadas e pátios, entre outros. Dessa forma, a parcela da água que infiltrava passa a escoar pelos condutos, aumentando o escoamento superficial. O volume que escoava lentamente pela superfície do solo e ficava retido pelas plantas, com a urbanização, passa a escoar no canal, exigindo maior capacidade de escoamento das seções (TUCCI, 2009b).

A degradação da **drenagem natural** se dá, na maioria dos casos, pelo gerenciamento inadequado tanto da ocupação da bacia, como da conservação de sua qualidade ambiental, levados a efeito pela falta de controle sobre a impermeabilização dos solos, disposição incorreta ou falta de regras para disposição de resíduos sólidos e de outros rejeitos, ausência

de planejamento da expansão viária e, ainda, outros aspectos relativos à manutenção e conservação de leitos e vegetação lindeira (MARTINS, 1995). As construções em áreas de várzea e, até mesmo, nos taludes naturais, impedem o fluxo normal das águas, além de exporem os habitantes a problemas de saúde pela proximidade com águas de baixa ou nenhuma qualidade.

Alterações no sistema natural de drenagem, por meio de obras de construções ou aterramentos, normalmente, provocam diversas consequências indesejáveis (MOTA, 2003). Os recursos hídricos são alvo das intervenções antrópicas há longo tempo, desde o surgimento das primeiras comunidades humanas, que se utilizavam deles para sua dessedentação, irrigação e navegação, etc. Contudo, em tempos historicamente mais recentes, são registradas as maiores intervenções nesses recursos, notadamente nos rios. O crescimento exponencial da população e sua concentração em determinadas porções do território – as cidades – aumentaram o número e a intensidade das interferências. Embora as necessidades humanas básicas apresentadas permaneçam, outras necessidades emergiram, como a geração de energia elétrica, o controle das enchentes, o aumento da área para ocupação (BOTELHO, 2011).

As intervenções antrópicas nos cursos d'água, que se processaram notadamente nas grandes cidades brasileiras, geraram uma nova paisagem urbana, com novos elementos e nova dinâmica na bacia hidrográfica. Na busca por mais espaços para ocupação e assentamento, e, principalmente, na solução do problema para as enchentes, o homem alterou profundamente os rios, tornando-os "urbanos". Tais alterações, no entanto, marcadas, predominantemente, por obras estruturais e mecânicas nos cursos d'água levaram ao surgimento de **problemas ambientais**: enchentes, destruição de casas, perdas de vidas humanas, entre outros (BOTELHO, 2011). As onerosas obras de drenagem necessárias à organização da vida urbana, como canalização dos rios (aberta ou fechada), retificação, alargamento, afundamento, desvio, etc., que deveriam impedir (ou minimizar sensivelmente) as enchentes, acabam por contribuir para sua ocorrência, muitas vezes em maior proporção, ao longo do tempo. Pode-se citar, como fatores contribuem nessa "inversão de papéis", o crescimento da cidade muito mais acelerado que aquele projetado, o horizonte de planejamento da obra já ultrapassado, a ineficiência na contratação e fiscalização de obras públicas, a ausência de manutenções no sistema de drenagem, e o mau uso de tais sistemas, por parte da população, por exemplo, ao lançar resíduos sólidos, tanto nos grandes canais, como nas ruas, tendo como destino as bocas-de-lobo, galerias de microdrenagem e, por fim, os canais de macrodrenagem.

A **microdrenagem** é o sistema encarregado de conduzir as águas da bacia hidrográfica até

a macrodrenagem, i.e., corresponde ao sistema de dispositivos ou condutos pluviais, em nível de loteamento, que efetuam a captação das águas superficiais das ruas e, utilizando ação da gravidade, as transportam até o sistema de macrodrenagem (BIDONE; TUCCI, 1995). Os dispositivos e obras de engenharia civil que conformam a rede de drenagem pluvial incluem sarjetas, bocas de lobo, poços de visita, trechos, tubos de ligação, meio-fio, condutos forçados e estações de bombeamento (BIDONE; TUCCI, 1995).

Ou seja, no sistema de microdrenagem, as vias apresentam grande importância no seu dimensionamento hidráulico, de tal forma que somente há existência de um sistema projetado de drenagem pluvial se houver ruas definidas no traçado urbano, caracterizadas por apresentar uma declividade transversal ou abaulamento que facilitam o fluxo de água até as sarjetas (BIDONE; TUCCI, 1995). Esta condição muitas vezes não é atingida por áreas de ocupação irregular, em que os assentamentos ocorrem sem o planejamento de um sistema viário estruturado, que leve em consideração a implantação, ainda que futura, de rede de drenagem pluvial.

O sistema de **macrodrenagem** encarrega-se do transporte da grande massa de água da bacia proveniente do sistema de microdrenagem. Em estado natural, a macrodrenagem inclui os rios e córregos naturais, que transportam à jusante a vazão dos rios tributários. Em decorrência da impermeabilização dos solos, estes sistemas são modificados em busca de melhor atender sua função. Os canais que apresentam intervenções podem ser fechados ou abertos, ter seus leitos revestidos, retificados, com controle de rugosidade das paredes, e com seções geométricas modificadas (BIDONE; TUCCI, 1995). Estes condutos abertos sofrem uma pressão antrópica do aporte de resíduos sólidos por parte da população, que inadequadamente utiliza suas calhas e margens como locais de destinação de seus resíduos sólidos, o que acarreta comprometimento em seu funcionamento (SÃO PAULO, 2012).

No caso de canais fechados, tais galerias subterrâneas são implantadas usualmente em áreas densamente urbanizadas, devido à escassez de espaço, de modo que, muitas vezes, sua superfície é aproveitada como malha viária. Por serem fechadas, as galerias apresentam difíceis condições de manutenção, o que favorece o acúmulo de sedimentos e resíduos sólidos trazidos pela água de chuvas, resultando em perda de eficiência hidráulica (VALENCIA, 2016).

Os sólidos presentes nos cursos d'água podem ter sua origem em processos erosivos naturais ou acelerados do solo, no lançamento de efluentes domésticos e industriais, na disposição de resíduos sólidos no ambiente e carregados pelas chuvas através da drenagem superficial ou, ainda, por meio de processos de urbanização de bacias hidrográficas; neste

cenário, constata-se que as principais fontes de sólidos na água estão associadas à intervenção humana ao meio ambiente (BASSO ET AL., 2011). Durante o desenvolvimento urbano, o aumento da produção de sedimentos da bacia hidrográfica é significativo, devido às construções, limpeza de terrenos para novos loteamentos, construção de ruas, avenidas e rodovias entre outras causas. Os sedimentos que atingem a macrodrenagem se depositam devido à redução de declividade e da capacidade de transporte. Os sedimentos depositados reduzem a capacidade de escoamento de cheias dos canais da macrodrenagem e as inundações se tornam mais frequentes (TUCCI; COLLISCHONN, 2000; POLETO, 2011).

Em áreas urbanas já com algum grau de consolidação, devido a fatores relacionados à ineficiência de infraestrutura urbana e serviços e às condições socioeconômicas e culturais, os sistemas de drenagem urbana tornam-se vias de transporte de resíduos sólidos aos cursos d'água. Estando uma vez no sistema de drenagem, os resíduos podem ser transportados nos condutos, canais e cursos d'água naturais até alcançarem rios maiores, lagos naturais ou artificiais, estuários ou o mar (ARMITAGE; ROOSEBOOM, 2000a; TUDOR; WILLIAMS, 2001). No caminho, entretanto, itens podem ficar retidos na vegetação ao longo das margens dos córregos, rios ou lagos (ARMITAGE ET AL., 1998). A presença de resíduos na rede de drenagem, além dos muitos impactos ao meio ambiente natural e à saúde humana, **compromete a eficiência dos sistemas de drenagem urbana**, estando diretamente relacionadas a entupimentos, inundações, ondas de resíduos sólidos e diversas perdas econômicas. Além disso, aumentam dos custos de limpeza na drenagem, bem como o subsídio financeiro, i.e., o custo não investido ou não internalizado, que o ambiente transfere para sociedade (NEVES, 2006).

2.5.3 Resíduos sólidos

Na década de 1960, iniciou-se uma disseminação da ideia de que o meio ambiente e os recursos naturais são bens globais e finitos. Nos dias atuais, continua a luta para que se tenha um meio ambiente ecologicamente equilibrado, o que tem sido intensificado por meio de políticas recentes. A preocupação com o desenvolvimento sustentável representa a possibilidade de garantir mudanças sociopolíticas que não comprometam os sistemas ecológicos e sociais que sustentam as comunidades.

A partir de 2004, o Ministério do Meio Ambiente concentrou esforços na elaboração de proposta para a criação de diretrizes gerais aplicáveis aos resíduos sólidos no país e assim instituir uma Política Nacional de Resíduos Sólidos (MMA, 2011). O CONAMA iniciou o projeto de promoção de "Contribuições à Política Nacional de Resíduos Sólidos", com o objetivo de formular proposta de projeto de lei do governo federal que incorporasse

subsídios colhidos nos diversos setores da sociedade ligados à gestão de resíduos sólidos (MMA, 2011).

Em 2 de agosto de 2010, a Lei Federal nº 12.305 instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), regulamentada pelo Decreto nº 7.404/2010 (BRASIL, 2010). A lei incorporou conceitos modernos de **gestão de resíduos sólidos**, trazendo novas ferramentas à legislação ambiental brasileira. Alguns desses aspectos podem ser ressaltados, como:

- a) Acordo setorial: ato de natureza contratual firmado entre o poder público e fabricantes, importadores, distribuidores ou comerciantes, tendo em vista a implantação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto;
- b) Responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos: conjunto de atribuições dos fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, dos consumidores e dos titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos pela minimização do volume de resíduos sólidos e rejeitos gerados, bem como pela redução dos impactos causados à saúde humana e à qualidade ambiental decorrentes do ciclo de vida dos produtos, nos termos desta Lei;
- c) Logística reversa: instrumento de desenvolvimento econômico e social, caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada;
- d) Coleta seletiva: coleta de resíduos sólidos previamente segregados conforme sua constituição ou composição;
- e) Ciclo de vida do produto: série de etapas que envolvem o desenvolvimento do produto, a obtenção de matérias-primas e insumos, o processo produtivo, o consumo e a disposição final;
- f) Sistema de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos – SINIR: tem como objetivo armazenar, tratar e fornecer informações que apoiem as funções ou processos de uma organização. Essencialmente, é composto de um subsistema formado por pessoas, processos, informações e documentos, e um outro composto por equipamentos e seus meios de comunicação;
- g) Planos de resíduos sólidos: o Plano Nacional de Resíduos Sólidos está sendo elaborado com participação social, contendo metas e estratégias nacionais sobre o tema. Também estão previstos planos estaduais, microrregionais, de regiões metropolitanas,

planos intermunicipais, municipais de gestão integrada de resíduos sólidos e os planos de gerenciamento de resíduos sólidos (BRASIL/MMA; IPEA, 2011).

Dentre as expectativas geradas com a Política Nacional de Resíduos Sólidos, estava o reflexo, de maneira positiva, na qualidade de vida da população e na preservação do ambiente natural. Além disso, esperava-se (e está acontecendo) que o aumento da reciclagem influiria diretamente na redução do consumo de matérias-primas virgens para produção de novos produtos. Em longo prazo, as práticas sustentáveis estariam inseridas na rotina da população.

Sob a óptica da indústria e do consumo, a logística reversa está modificando o comportamento e a economia das empresas presentes na cadeia produtiva. Quanto maior é a geração de resíduos, maiores são as exigências da lei para as indústrias e varejo. Os segmentos envolvidos devem avaliar o melhor formato de transporte, coleta e destinação final de seus resíduos, o que tem possibilitado, inclusive, o surgimento de novos modelos de negócios utilizando os resíduos com valor de mercado.

2.5.3.1 Definição e classificação

Popularmente, “lixo” é todo e qualquer resíduo sólido proveniente das atividades humanas ou gerado pela natureza em aglomerações urbanas, ou seja, é um termo que combina resíduos recicláveis, resíduos orgânicos e rejeitos. No dicionário, o “lixo” é definido como sujeira, imundície, coisas inúteis, velhas, sem valor.

Há mais de uma década, o termo “lixo” não é empregado para referência aos restos da atividade humana (i.e., em textos científicos e em peças de legislação). Considerando-se o conhecimento e tecnologia desenvolvidos sobre este assunto, tudo o que é gerado em processos produtivos e afins que possa ser, de alguma forma, reaproveitado ou reciclado, é considerado como resíduo; por outro lado, quando isso não é possível, este “lixo” é considerado rejeito.

A PNRS (Lei Federal nº 12.305/2010), em seu artigo 4º, apresenta as seguintes **definições para resíduos e rejeitos para efeito da mesma:**

“XV - rejeitos: resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada;

XVI - resíduos sólidos: material, substância, objeto ou bem descartado resul-

tante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível" (BRASIL, 2010).

Além dessa divisão, popularmente fala-se em **material reciclável**, que é aquele material que, após ser utilizado, pode ser reutilizado para fabricação de novos produtos por meio de tecnologias desenvolvidas para transformação destes materiais. A reciclagem é definida pela PNRS como o processo de transformação dos resíduos sólidos que envolve a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos, observadas as condições e os padrões estabelecidos pelos órgãos competentes do SISNAMA (Sistema Nacional do Meio Ambiente) e, se couber, do SNVS (Sistema Nacional de Vigilância Sanitária) e do SUASA (Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária) (BRASIL, 2010).

Exemplos de materiais recicláveis são os resíduos constituídos de vidro, plástico, papel, papelão, ferro, aço, alumínio, entre outros. Alguns materiais presentes no mercado como, por exemplo, o isopor, não possuem viabilidade financeira ou esta viabilidade é muito baixa por questões ligadas às características do material (pouco peso e muito volume), ou seja, embora o isopor seja um material reciclável, é, porém, pouco reciclado. Outra questão que envolve o mercado da reciclagem é a disponibilidade de tecnologia no local ou na região onde é gerado o determinado resíduo. Neste caso, tais materiais recicláveis tornam-se rejeitos.



Figura 2.4 – Fotos de materiais originalmente passíveis de reciclagem: (a) fardos de latas de alumínio; (b) resíduos lançados inadequadamente em cursos d'água cuja contaminação impedem seu reaproveitamento (foto do serviço de limpeza sendo realizada em trecho do leito do rio Tietê, exposto devido à seca histórica, em Salto, SP, em 13 de agosto de 2014).

Fonte: (a) RESIRK (2006); (b) CICLOVIVO, (2014).

Na Figura 2.4, ilustra-se a diferença entre rejeito e resíduo reciclável: ambas as fotos exibem materiais passíveis de reciclagem. Em (a), latas de alumínio compactadas estão dispostas em fardos prontos para, em até 30 dias, serem reenvasados com novos produtos da indústria alimentícia, após transcorrida uma cadeia de processos da reciclagem que incluem o desenfundamento, separação de impurezas, picote do material, fundição em alumínio líquido, fabricação de novas chapas alumínio, para então produção final de novas latas de alumínio (LATASA RECICLAGEM, 2013). A foto (b) registra uma operação da prefeitura de Salto, interior de São Paulo, realizada para retirar os resíduos depositados nas margens e superfície do rio, possibilitada pela falta de água na região sudeste e a baixa nos reservatórios e rios, em meados de 2014. Na época da tomada da foto, haviam sido coletadas três toneladas de resíduos sólidos contaminados, contendo garrafas PET¹¹, embalagens de vidro e alumínio, sacos plásticos, sofás, pneus, entre outros, que foram encaminhadas a aterros sanitários, devido à impossibilidade de reciclagem ou reutilização (CICLOVIVO, 2014).

Há vários tipos de **classificação de resíduos sólidos** que se baseiam em determinadas características ou propriedades identificadas. A PNRS (Lei Federal nº 12.305/2010), em seu artigo 13º, classifica os resíduos quanto à origem e quanto à periculosidade.

“I - quanto à origem:

- a) resíduos domiciliares: os originários de atividades domésticas em residências urbanas;
- b) resíduos de limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana;
- c) resíduos sólidos urbanos: os englobados nas alíneas “a” e “b”;
- d) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos nas alíneas “b”, “e”, “g”, “h” e “j”;
- e) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos na alínea “c”;
- f) resíduos industriais: os gerados nos processos produtivos e instalações industriais;
- g) resíduos de serviços de saúde: os gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos do SISNAMA e do SNVS;
- h) resíduos da construção civil: os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e

¹¹ Politereftalato de etileno, ou PET, é um polímero termoplástico utilizado, principalmente, na forma de fibras para tecelagem e de embalagens para bebidas. Na sua forma reciclada, o PET pode ser usado na fabricação de tecidos, lâminas e garrafas para diversos produtos. Na natureza, esse material pode levar até 800 anos para se decompor.

- escavação de terrenos para obras civis;
- i) resíduos agrossilvopastoris: os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades;
- j) resíduos de serviços de transportes: os originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira;
- k) resíduos de mineração: os gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios” (BRASIL, 2010).

Na Figura 2.5, apresenta-se esquematicamente a classificação dos resíduos sólidos conforme a origem.

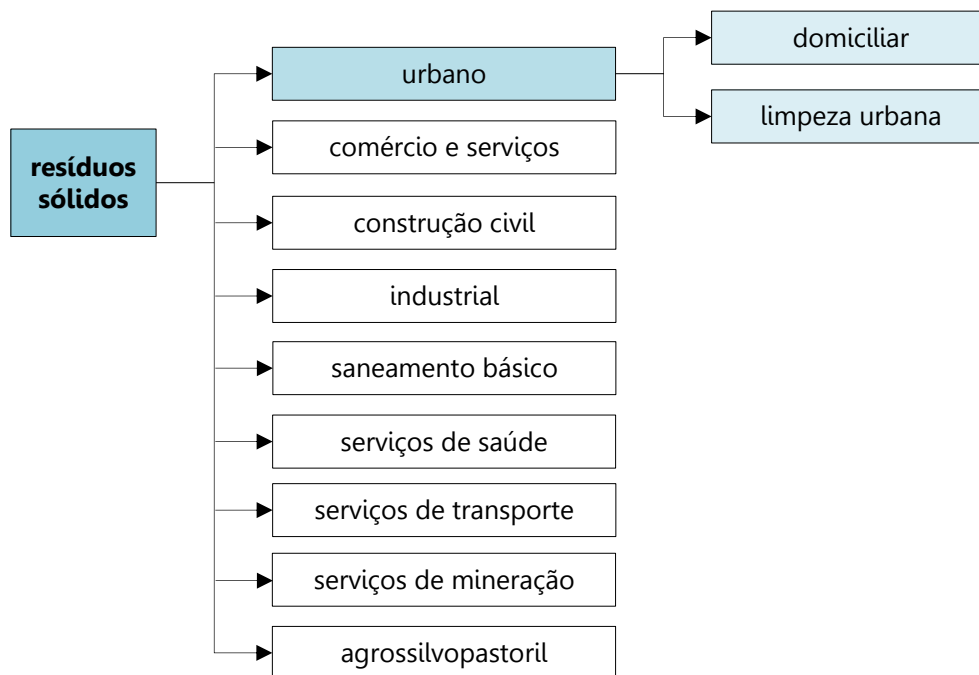


Figura 2.5 – Classificação dos resíduos sólidos conforme sua origem – Lei Federal nº 12.305/2010.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2013).

Os resíduos sólidos também podem ser classificados quanto à **periculosidade**, ou seja, em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas. A PNRS (Lei Federal nº 12.305/2010), em seu artigo 13º, classifica os resíduos em perigosos e não perigosos.

“II - quanto à periculosidade:

- a) resíduos perigosos: aqueles que, em razão de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade, apresentam significativo risco à saúde pública ou à qualidade ambiental, de acordo com lei, regulamento ou norma técnica;

b) resíduos não perigosos: aqueles não enquadrados na alínea 'a' ." (BRASIL, 2010).

A norma NBR 10.004/1987 (ABNT, 2004) divide os resíduos sólidos em três classes: como perigosos, não inertes e inertes.

- a) Resíduos de Classe I – Perigosos: são aqueles resíduos que podem apresentar risco à saúde pública e ao meio ambiente; são inflamáveis, corrosivos, reativos, tóxicos ou patogênicos. Exemplos: borra de tinta, latas de tinta, óleos minerais e lubrificantes, resíduos com thinner, serragem contaminadas com óleo, graxas ou produtos químicos, EPIs contaminadas (luvas e botas de couro), resíduos de sais provenientes de tratamento térmico de metais, estopas, borra de chumbo, lodo da rampa de lavagem, lona de freio, filtro de ar, pastilhas de freio, lodo gerado no corte, filtros de óleo, papéis e plásticos contaminados com graxa/óleo e varreduras.
- b) Resíduos de Classe II – Não perigosos: que podem ser inertes ou não inertes:
 - i) Classe II A – Não Inertes: compostos por matérias orgânicas, papéis, vidros e metais; podem ser dispostos em aterros sanitários ou reciclados. Os resíduos não inertes podem ter propriedades, tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água. Exemplos: materiais orgânicos da indústria alimentícia, lamas de sistemas de tratamento de águas, limalha de ferro, poliuretano, fibras de vidro, resíduos provenientes de limpeza de caldeiras e lodos provenientes de filtros, pó de polimento, varreduras, polietileno e embalagens, prensas, vidros (para-brisa), gessos, discos de corte, rebolos, lixas e EPIs não contaminados (uniformes e botas de borracha). Os efluentes também podem ser classificados nessa normatização;
 - ii) Classe II B – Inertes: são resíduos que podem ser dispostos em aterros sanitários ou reciclados, pois não sofrem qualquer tipo de alteração em sua composição com o passar do tempo. Exemplos: entulhos, sucata de ferro e aço.

O Ministério das Cidades, por meio do Programa de Modernização do Setor de Saneamento (PMSS) vem levantando e divulgando **indicadores nacionais em saneamento** através do SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Este sistema reúne informações e indicadores sobre a prestação dos serviços de água, esgotos e manejo de resíduos sólidos, abrangendo aspectos operacionais, administrativos, econômico-financeiros, contábeis e de qualidade dos serviços. Para resíduos sólidos, as informações são fornecidas por órgãos gestores dos serviços nos municípios, podendo ser uma autarquia, departamento ou

secretaria municipal (MCIDADES/SNSA, 2015b).

O Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos é um produto extraído do SNIS, elaborado anualmente desde 2002, que incorpora os dados enviados pelos municípios que atenderam à solicitação para participar do trabalho. Na edição de 2013, 3.572 municípios participaram do Diagnóstico (64,1% do total do País). Em termos de população urbana, este percentual sobe para 84,3% (correspondentes a 143 milhões de habitantes urbanos) (MCIDADES/SNSA, 2015b).

No SNIS, os resíduos são classificados conforme a origem:

“Modalidades dos serviços de manejo de RSU (Resíduos Sólidos Urbanos): conjunto dos serviços essenciais ou acessórios, rotineiros ou eventuais, obrigatórios ou facultativos de manejo de RSU prestados em um determinado município, abrangendo, entre outros: a coleta domiciliar e comercial regular (RDO), a coleta de resíduos públicos (RPU), a coleta de resíduos de serviços de saúde (RSS), a coleta de resíduos de construção e demolição (RCD), a varrição de vias e logradouros públicos, a roçada e capina de vias e logradouros públicos, a pintura de meios-fios, a desobstrução de bocas-de-lobo, a lavagem de vias, a limpeza de praias e margens de rios e córregos na área urbana, a destinação final de RSU em aterros sanitários ou aterros controlados, a operação de unidades de triagem e/ou de compostagem, a operação de unidades de transbordo, e outros.

Resíduos sólidos domiciliares (RDO): resíduos sólidos resultantes das atividades domiciliares ou atividades comerciais cujas características sejam similares aos resíduos domiciliares.

Resíduos da construção civil (RCD): resíduos provenientes de construções, reformas, reparos e demolições de obras e os resíduos resultantes de escavações e preparação de terrenos para implantação de edificações. Incluem-se nesta categoria de resíduos: tijolos, blocos cerâmicos, concreto em geral, solos, rochas, metais, resinas, colas, tintas, madeiras e componentes, argamassa, gesso, telhas, pavimento asfáltico, vidros, plásticos, tubulações, fiação elétrica e outros, classificados conforme normas nas classes A, B, C e D.

Resíduos volumosos: resíduos provenientes de processos não industriais, constituídos basicamente por material volumoso não recolhido pelo serviço convencional de coleta de domiciliar ou pública. Enquadram-se nesta categoria móveis, colchões, equipamentos domésticos inutilizados de grande porte, grandes embalagens e outros.

Resíduos sólidos públicos (RPU): resíduos sólidos resultantes das atividades de varrição, roçada, capina e raspagem de vias e logradouros públicos, desobstrução de bocas-de-lobo, limpeza de praias e/ou margens de rios e córregos, poda da arborização pública, e outros. RPO: Resíduos de podas de árvores (galhadas).

Resíduos industriais (RIN): resíduos no estado sólido ou semissólido, resultantes de atividades de natureza industrial. Essa definição, de caráter genérico, abrange resíduos com características e potencial poluidor muito variados, dada sua dependência estrita da natureza intrínseca das matérias primas e dos insumos utilizados, bem como dos processos de transformação a que aqueles sejam submetidos ao longo de cada processo produtivo e de cada linha de produção.

Resíduos dos serviços de saúde (RSS): resíduos infectantes ou perfurocortantes gerados em estabelecimentos de atenção à saúde (hospitais, clínicas, postos de saúde, clínicas veterinárias, consultórios médicos e odontológicos, farmácias, laboratórios de análises clínicas e demais estabelecimentos congêneres) e que, em função de suas características específicas, demandam a adoção de métodos e/ou procedimentos especiais de acondicionamento, coleta, transporte, tratamento ou disposição final.” (MCIDADES/SNSA, 2015c).

No contexto do **gerenciamento municipal**, a classificação mais utilizada é a em função da origem (do local onde o resíduo é gerado). Neste caso, são de responsabilidade da municipalidade os resíduos residenciais ou domiciliares, os comerciais e institucionais de pequenos volumes diários (até 100 l/d) e os resíduos públicos (REICHERT, 2013) (Figura 2.6).

Neste trabalho, será adotado o termo resíduo sólido urbano – RSU – para os resíduos domiciliares (ordinários e seletivos), comerciais e institucionais, acrescidos dos resíduos de limpeza urbana, pois são estes os normalmente recolhidos pelos sistemas de coleta e gerenciados pelos poderes públicos municipais (e.g., REICHERT, 2013).

Dentre os itens que compõem os resíduos urbanos, ARMITAGE (2007) propõe uma definição de resíduos sólidos como os elementos que sejam visíveis, que emanam do meio ambiente urbano, e que possuam uma dimensão média maior do que cerca de 10 mm. Diversos estudos (e.g., ALLISON; CHIEW, 1995; ICNZZ, 1996; ARMITAGE ET AL., 1998; ARMITAGE; ROOSEBOOM, 2000a) identificaram diferentes tipos de resíduos que se encaixam nas categorias simplificadas de ARMITAGE (2007), a saber:

- a) Plásticos: como, sacolas de compras, embalagens, garrafas, engradados, canudos,

- blocos de poliestireno, cintas/correias, cordas, redes, seringas e utensílios de cozinha;
- b) Papel: como embalagens, jornais, folhetos de publicidade, boletos de cartão de impressão térmica, recipientes de bebidas e alimentos e papelão;
 - c) Metais: como tiras, chapas, latas, embalagens de alimentos e bebidas, tampas de garrafas e placas de veículos;
 - d) Vidro: como garrafas e peças quebradas;
 - e) Vegetação: como ramos e galhos, folhas, frutas e legumes podres;
 - f) Sedimentos: como areia e pedras;
 - g) Diversos: nesta categoria entram os demais itens que podem ser encontrados dispostos como "residuais", como material de construção (e.g., persianas, tábuas, suportes de madeira, tijolos quebrados, pedaços de concreto, etc.), animais mortos (e.g., cães, gatos, aves, roedores e esqueletos diversos), vestuário velho, trapos, esponjas, bolas, canetas e lápis, balões, filtros de óleo, pontas de cigarro e pneus velhos, entre outros.

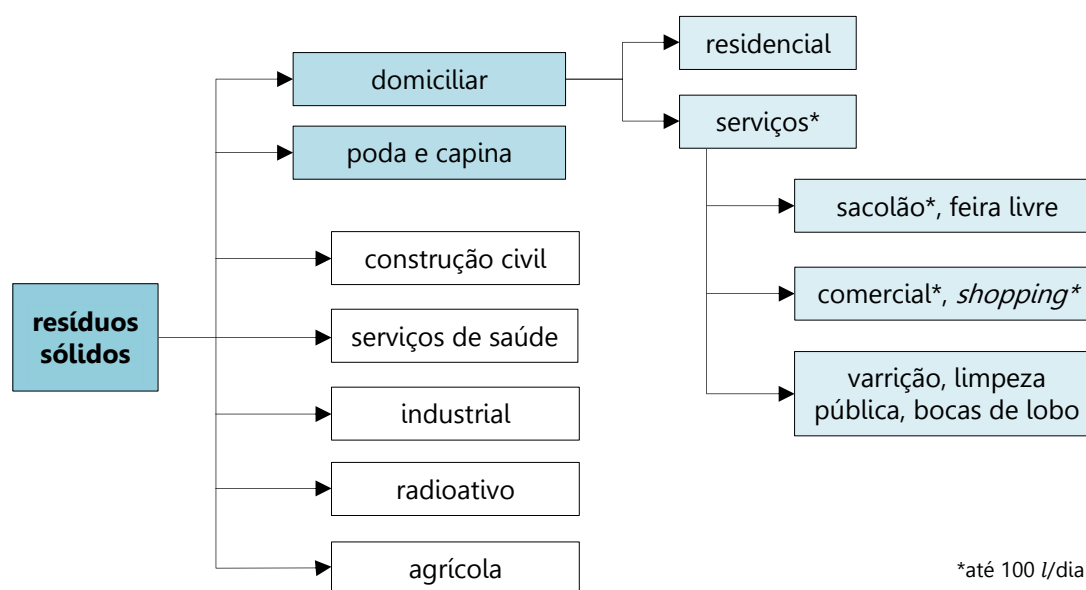


Figura 2.6 – Classificação dos resíduos sólidos conforme sua origem e em termos de gerenciamento: os tipos destacados em cinza são aqueles sob responsabilidade do município.

Fonte: ADAPTADO DE REICHERT (2013).

Esta classificação, no entanto, reflete a natureza dos resíduos sólidos encontrados nas áreas em que o autor desenvolveu seus estudos, estando diretamente relacionada às características socioeconômicas e culturais da população da região.

2.5.4 Qualidade ambiental urbana

As alterações do ambiente natural e o adensamento das áreas construídas têm resultado no constante decréscimo das condições de conforto nas áreas urbanas, principalmente nas regiões periféricas dos grandes centros urbanos. No planejamento do ambiente urbano, faz-se necessário considerar fatores naturais, como relevo, clima, solo, vegetação e os cursos d'água, pois quando os espaços não são projetados para serem adequados a esses fatores, podem interferir na qualidade ambiental das cidades.

A qualidade ambiental urbana pode ser entendida como o resultado da ação do homem em função de aspectos socioculturais, políticos e econômicos. Desta forma, grupos sociais distintos têm demandas específicas em relação ao meio ambiente, respaldadas em concepções de vida, desejos e necessidades culturalmente construídos. Segundo GOMES E SOARES (2004), a qualidade do meio ambiente é, em parte, objeto da **percepção** humana, pois a organização dos elementos naturais e artificiais possibilita o gosto ou o repúdio ao ambiente, sendo uma questão de preferência, uma questão de estética; no caso das cidades, é também uma questão de funcionalidade, que passa necessariamente pela organicidade do espaço urbano.

DEL RIO (1999, p. 3) define a percepção como “um processo mental de interação do indivíduo com o meio ambiente que se dá através de mecanismos perceptivos propriamente ditos e principalmente, cognitivos”. Os mecanismos perceptivos são dirigidos pelos estímulos externos, captados por meio dos cinco sentidos; já os cognitivos “são aqueles que compreendem a contribuição da inteligência, admitindo-se que a mente não funciona apenas a partir dos sentidos e nem recebe essas sensações passivamente”.

Entretanto, para MUCELIN E BELLINI (2008), as atividades cotidianas condicionam o morador urbano a observar determinados fragmentos do ambiente e **não perceber** situações com graves impactos ambientais condenáveis. Muitas agressões ambientais no espaço urbano são perceptíveis, enquanto outras não são tão evidentes, mesmo que intensas.

Os resíduos sólidos no ambiente urbano têm essa característica: muitas vezes passam despercebidos, apesar de todo o risco que podem oferecer à saúde humana. Por exemplo, MUCELIN E BELLINI (2008) realizaram uma pesquisa sobre percepção ambiental em áreas de Medianeira, Paraná, em que era visível o acúmulo de resíduos sólidos em terrenos baldios, ruas, calçadas, drenagens, entre outros. Apesar do cenário, a pesquisa aferiu que, em sua totalidade, as pessoas entrevistadas associam os resíduos sólidos a coisas ruins, negativas, nocivas e a vetores transmissores de doenças. Entretanto, em sua maioria, os entrevistados desconhecem a quantidade média de resíduos sólidos que geram diariamente, o local de destinação final dos resíduos e aspectos da coleta municipal comum e seletiva.

Outro exemplo ilustra o resíduo sólido reconhecido como ameaça à segurança da população por ela mesma, quando lançado no ambiente ou na rede de drenagem, conforme verificado por BORBA ET AL. (2014). Por meio de entrevistas com moradores de uma área que sofre com recorrentes inundações (i.e., Jardim Cordeiro, na zona sul da cidade de São Paulo, SP), os autores registraram que 52% dos entrevistados consideraram que os resíduos sólidos são os principais causadores de inundações; quando associados à falta de serviços públicos, má administração pública, forma de ocupação do solo e condições topográficas, o lançamento de resíduos sólidos em locais públicos são reconhecidos como os responsáveis por inundações por 70% dos entrevistados. Por fim, 90% dos entrevistados reconhecem a si mesmos como principais atores responsáveis pela disposição de resíduos sólidos em locais públicos e pela causa de inundações.

Ambos os exemplos reforçam o que MUCELIN E BELLINI (2008) enfatizam: a percepção alimenta o processo de mediação, de julgamento perceptivo, enquanto que o conhecimento é um processo epistemológico. Embora a percepção permeie o conhecimento, eles jamais podem ser considerados sinônimos.

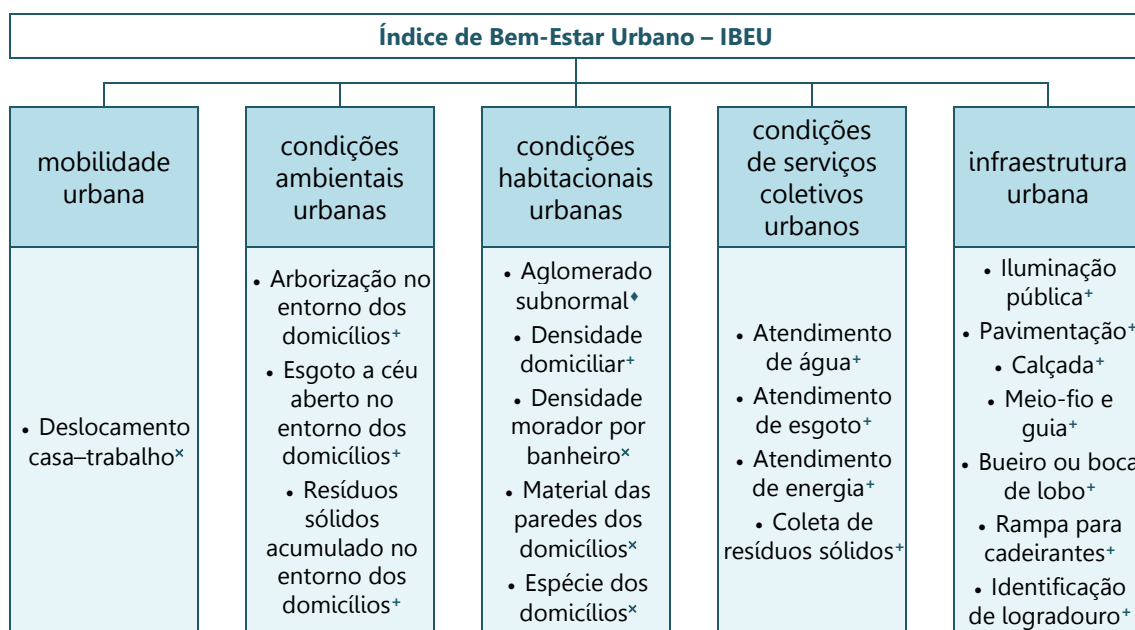
A percepção ambiental é comumente utilizada para avaliar a degradação ambiental (e.g., SANTOS; SOUZA, 2013). Estes estudos enfocam-se na percepção da população em relação ao meio ambiente, pois no uso cotidiano dos espaços, dos equipamentos e dos serviços urbanos, a população sente diretamente o impacto da qualidade ambiental.

Diversos esforços têm sido empreendidos, entretanto, com o intento de **mensurar e mapear** essas condições que interferem na qualidade ambiental das cidades em um índice integrado, buscando torná-lo uma ferramenta efetiva de planejamento urbano (e.g., BASTOS; FONSECA, 2013; BRAGA ET AL., 2003; DOMINGOS, 2005; LIANG; WENG, 2011; LIMA, 2013; NICHOL; WONG, 2009).

O Índice de Bem-Estar Urbano (IBEU) desenvolvido pelo Observatório das Metrôpoles, Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia (INCT), procura avaliar a dimensão urbana do bem-estar usufruído pelos cidadãos brasileiros promovido pelo mercado, via o consumo mercantil, e pelos serviços sociais prestados pelo Estado. Tal dimensão está relacionada com as condições coletivas de vida promovidas pelo ambiente construído da cidade, nas escalas da habitação e da sua vizinhança próxima, e pelos equipamentos e serviços urbanos (RIBEIRO; RIBEIRO, 2013).

A compreensão de bem-estar está normalmente vinculada a uma concepção de satisfação das necessidades concebidas no plano dos indivíduos e realizadas privadamente, o que pressupõe que os indivíduos são movidos naturalmente pelo auto-interesse em maximizar a

realização do seu bem-estar (SEN, 1999). A concepção de bem-estar urbano do IBEU decorre da compreensão daquilo que a cidade deve propiciar às pessoas em termos de condições materiais de vida, a serem providas e utilizadas de forma coletiva. Desta forma, o IBEU está compreendido em cinco dimensões: mobilidade urbana, condições ambientais urbanas, condições habitacionais urbanas, atendimento de serviços coletivos urbanos e infraestrutura urbana; cada uma das dimensões é constituída por um conjunto de indicadores, construídos a partir de dados do Censo Demográfico 2010, do IBGE. Na Figura 2.7, apresentam-se as dimensões do IBEU e seus respectivos indicadores.



Fonte dos dados (cf. Censo Demográfico 2010) para cálculo dos indicadores:

^x microdados da amostra (IBGE, 2012); ⁺ resultados do universo agregados por setor censitário (IBGE, 2011d);

^{*} informações territoriais dos aglomerados subnormais (IBGE, 2011a).

Figura 2.7 – Relação das dimensões do Índice de Bem-Estar Urbano – IBEU e seus indicadores.

Fonte: ADAPTADO DE RIBEIRO E RIBEIRO (2013).

LIMA (2013) aponta que a análise da qualidade ambiental urbana segue da compreensão das relações estabelecidas entre a sociedade e a natureza, dentro do processo de desenvolvimento, inserido no processo econômico da sociedade capitalista. No diagnóstico da qualidade ambiental urbana, com a intenção de propor melhorias, faz-se necessária a articulação entre conceitos e teorias nas diversas áreas do conhecimento científico, bem como a escolha de indicadores que melhor representem essa inter-relação.

Os serviços de saneamento nas áreas urbanas são essenciais, pois promovem as condições mínimas de desenvolvimento social. Tais serviços envolvem preocupações com o ambiente, saúde, qualidade de vida e aspectos sanitários. Devem possuir especial atenção no planejamento, devido aos impactos que podem ser gerados, no caso de implantações

inadequadas ou, mesmo, a ausência desses serviços. Segundo RIBEIRO E RIBEIRO (2013), os aspectos de saneamento básico que compõem indicadores de duas dimensões do IBEU são as condições ambientais urbanas e o atendimento de serviços coletivos urbanos.

A dimensão de condições ambientais urbanas compreende três indicadores: arborização do entorno dos domicílios, esgoto a céu aberto no entorno dos domicílios e resíduos sólidos acumulados no entorno dos domicílios (RIBEIRO; RIBEIRO, 2013). O indicador de esgoto a céu aberto no entorno dos domicílios é construído a partir da proporção de pessoas que moram em domicílios cujo entorno não possui esgoto a céu aberto (IBGE, 2011d). O indicador de resíduos sólidos acumulados no entorno dos domicílios é obtido a partir da proporção de pessoas que moram em domicílios cujo entorno não possui resíduos sólidos acumulados tanto na face de quadra, quanto na face de quadra confrontante onde se localizam os domicílios.

A dimensão de atendimento de serviços coletivos urbanos é concebida a partir de quatro indicadores: atendimento adequado de água, atendimento adequado de esgoto, atendimento adequado de energia e coleta adequada de resíduos sólidos. Esses são indicadores que expressam os serviços públicos essenciais para garantia de bem-estar urbano, independentemente de serem ofertados por empresas públicas ou por empresas privadas através de concessão pública (RIBEIRO; RIBEIRO, 2013).

- a) Atendimento de água: é considerado adequado quando é feito por rede geral de água;
- b) Atendimento de esgoto: é considerado adequado quando é feito por rede geral de esgoto, muito embora o uso de fossas sépticas corresponda a uma solução ambientalmente adequada se bem construídas e mantidas, especialmente em locais onde seja inviável a implantação de rede coletora de esgotos;
- c) Atendimento de energia elétrica: é considerado adequado quando há energia elétrica de companhias distribuidoras com existência de medidor, ou de outras fontes;
- d) Atendimento por serviço de coleta de resíduos sólidos: é considerado adequado quando os resíduos sólidos são coletados diretamente por serviço de limpeza ou quando colocado em caçamba em serviço de limpeza.

Para LIMA (2013), na maioria dos casos, os locais nas cidades onde há baixa qualidade ambiental se associam à falta de equipamentos públicos, infraestrutura urbana inadequada e ocupações irregulares ou ilegais. Essa autora chama a atenção para o fato de que os impactos negativos devem ser associados, além de a carências de infraestrutura, também ao reflexo da ausência de consciência ambiental e descuido da própria população, o que envolve aspectos de interesse coletivo e interfere na qualidade de vida da cidade como um

todo. Por exemplo, a disposição de resíduos sólidos em terrenos sem construção (i.e., baldios) ou em córregos, ou mesmo a ocupação de áreas inadequadas à edificação, como margens de rios e córregos, ilustram situações de problema ambiental relacionados ao poder de decisão da população.

A qualidade ambiental nas cidades interfere na vida e nas atividades de seus habitantes, gerando impactos que alteram e influenciam o ambiente em escala local, mas também em escala regional, afetando indiretamente muito mais pessoas e ambientes além daqueles agentes locais, que causam e/ou sofrem as consequências diretas da qualidade ambiental.

2.6 Bacias hidrográficas urbanas

Ao se discutir a importância da gestão urbana tendo como pano de fundo o recorte territorial e as distintas formas de ocupação estabelecidas e vinculadas às particularidades ambientais, é necessário definir a bacia hidrográfica como **unidade** de planejamento ambiental. Entende-se que qualquer análise ambiental não pode ser feita sem considerar a realidade de ocupação e a transformação de todo o território em que se encontra inserido. Neste sentido, a bacia hidrográfica como unidade de estudo e planejamento parece se constituir em um importante Quadro de condições sociais, econômicas e mesmo políticas, que inspiram uma releitura da dimensão ambiental ali vivenciada.

A realização de estudos hidrológicos em bacias hidrográficas vem da necessidade de se compreender o funcionamento dos processos que controlam o movimento da água e os impactos de mudança do uso da terra sobre a quantidade e qualidade da água (WHITEHEAD; ROBINSON, 1993). O estudo das características fisiográficas da bacia hidrográfica, bem como seu uso e ocupação, no geral, tornam-se importantes fatores para a avaliação da degradação ambiental que essa bacia possa estar sofrendo ou mesmo contribuindo para que outras sofram.

A bacia hidrográfica é um recorte territorial que envolve uma área de captação natural da água de precipitação que faz convergir o escoamento para um único ponto de saída (TUCCI, 2009a). A bacia hidrográfica compõe-se de um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos de água que confluem até resultar em um leito único no seu exutório. Visto que usualmente busca-se a utilização da declividade natural do terreno, estes recortes territoriais possuem assim condições específicas de saneamento, sobretudo no que se refere à drenagem e ao abastecimento de água, permitindo considerar a ocupação antrópica como elementos integrados às suas características ambientais (YASSUDA, 1993). Entende-se que a bacia hidrográfica articula não apenas os elementos naturais estabelecidos pelo sítio e por sua situação geográfica, mas também a confluência

de agrupamentos humanos ao longo do tempo, que se organizam no espaço, configurando assim um território dinâmico e em permanente transformação. Por suas características, a bacia hidrográfica também é a receptora natural de toda substância ou resíduo transportado pela chuva. Por isso que as infraestruturas e serviços de saneamento devem ser integradas a gestão dos recursos hídricos.

A água, principal agente modelador e modificador da paisagem, assume diferentes estados e trajetórias ao longo de seu ciclo. Sua entrada nos sistemas terrestres, abrangendo a biosfera, a litosfera, a pedosfera e a própria hidrosfera, na forma de precipitação, desencadeia uma série de processos e possíveis trajetórias, que dependem não só das características da precipitação propriamente, mas também, e sobretudo, dos atributos e condições das diferentes esferas por onde irá circular (NETTO, 2001). O papel hidrológico da bacia hidrográfica seria, segundo TUCCI (2009a), o de transformar uma entrada de volume concentrada no tempo (i.e., precipitação), em uma saída de água (i.e., escoamento) de forma mais distribuída no tempo. Esse papel hidrológico vai ser grandemente influenciado pelas características físicas das bacias que compreendem a sua área de drenagem, forma, sistema de drenagem, características do relevo (VILLELA; MATTOS, 1975; ARAÚJO ET AL., 2009) e aspectos do uso e da ocupação do solo.

Ao atingir a superfície, a água pode, no caso de uma área com cobertura vegetal, como uma floresta tropical, assumir diferentes caminhos. Ela pode ser interceptada pela copa das árvores e daí evaporada para a atmosfera, pode ser armazenada nessas copas e depois precipitada, pode escorrer pelo tronco ou atravessar a vegetação e atingir diretamente a superfície do terreno (NETTO, 2001). Em caso de uma cobertura de detritos orgânicos, restos de galhos, folhas, sementes e animais, semidecompostos sobre o terreno (i.e., serrapilheira), a água pode ser armazenada ou escoar sobre ou entre a referida camada orgânica, antes mesmo de atingir o solo. Quando atinge o topo do solo, a água pode infiltrar ou escoar, dependendo das características intrínsecas do solo e das condições do relevo (em especial a declividade da encosta e a rugosidade do terreno) (BOTELHO, 2011).

Para BOTELHO (2011), nas áreas urbanas, toda essa diversidade de caminhos do sistema natural é reduzida ao binômio escoamento e infiltração, com maior participação do primeiro. Em virtude da quase total ausência de uma cobertura vegetal e, conseqüentemente da serrapilheira, nessas áreas as demais possibilidades de trajetória da água são praticamente eliminadas. Nas zonas urbanizadas, novos elementos são adicionados pelo homem, como edificações, pavimentação, canalização e retificação de rios, entre outros, que acabam por reduzir drasticamente a infiltração e favorecem o escoamento das águas, que atingem seu exutório mais rapidamente e de forma mais concentrada, gerando o aumento da magnitude

e da frequência das enchentes nessas áreas.

As **bacias hidrográficas urbanas** são, portanto, marcadas pela diminuição do tempo de concentração de suas águas e pelo aumento dos picos de cheias, quando comparadas às condições anteriores à urbanização. HALL (1984) e TUCCI (2009a) alertam para a ocorrência desses processos nas áreas urbanas e PORTO ET AL. (2009) afirmam que, em casos extremos, o pico de cheia numa bacia hidrográfica urbana pode chegar a seis vezes mais do que o pico dessa mesma bacia em condições naturais.

Além disso, somam-se às águas pluviais as águas servidas, de uso doméstico, comercial e industrial, que muitas vezes são conduzidas juntamente com as águas pluviais, não havendo sistemas de recolhimento e escoamento individualizados. No Brasil, o mais comum é o sistema separador absoluto, e neste caso, o lançamento de efluentes no sistema de drenagem é ilegal. Por vezes, as águas servidas também são lançadas diretamente nos corpos d'água (i.e., rios, lagos, reservatórios, lagos, mares e oceano) antes de qualquer tratamento para desinfecção ou descontaminação. Estas são práticas altamente nocivas não só porque reduzem o tempo do "ciclo hidrológico urbano", mas também porque são responsáveis pela degradação da qualidade das águas no ambiente urbano (BOTELHO, 2011).

À medida que a cidade se urbaniza, ocorrem, em geral, os seguintes **impactos** (TUCCI; MENDES, 2006):

- a) Aumento das vazões médias de cheia devido ao aumento da capacidade de escoamento por meio de condutos e canais e impermeabilização das superfícies;
- b) Aumento da erosão do solo e produção de sedimento devido à falta de proteção das superfícies e à produção de resíduos sólidos;
- c) Deterioração da qualidade da água superficial e subterrânea, devido à lavagem das ruas, ao transporte de material sólido, às ligações clandestinas de esgoto cloacal e pluvial e à contaminação direta de aquíferos;
- d) Pela forma desorganizada como a infraestrutura urbana é implantada como: (i) pontes e taludes de estradas que obstruem o escoamento; (ii) redução de seção do escoamento aterros; (iii) deposição e obstrução de rios, canais e condutos de resíduos sólidos e sedimentos; (iv) projetos e execução inadequados de obras de drenagem.

Para TUCCI E MENDES (2006), a industrialização, a expansão da fronteira agrícola e a urbanização criam pressões significativas na base natural de uma economia, seja pela utilização acelerada de recursos naturais exauríveis nos processos produtivos, seja devido à

geração de poluição que degrada a qualidade ambiental. O desenvolvimento sustentável propõe justamente o crescimento econômico e preservação ambiental como objetivos consonantes, e não antagônicos, e deve ser planejado em função de suas múltiplas dimensões (econômica, ecológica, social, cultural, política etc.), assim como de suas múltiplas escalas. O desenvolvimento sem a preocupação ambiental, por outro lado, afeta a qualidade de vida da população, que é manifestada na piora de sua qualidade, que dá sinais, por exemplo, nas ilhas de calor e inundações, resultado da impermeabilização do solo, contaminação do solo, de mananciais e do ar (PNUMA/CLAES, 2008).

Na Figura 2.8, ilustram-se as relações entre as pressões, situações e respostas no âmbito de uma bacia hidrográfica hipotética. A ilustração deixa clara a interdependência das áreas geográficas na bacia, que estão sujeitas às consequências das ações realizadas e impactos decorrentes. Por isso, o estabelecimento das bacias hidrográficas como área para planejamento integrado entre o uso e ocupação dos espaços rurais e urbanos visa ao desenvolvimento sustentado, em que as atividades econômicas e sociais são combinadas com (e aliadas à) qualidade ambiental, o que, por sua vez, tem poder de diminuir os impactos causados pelo homem. Portanto, o planejamento e gerenciamento de bacias hidrográficas devem incorporar todos os recursos naturais/ambientais da área de drenagem da bacia e não apenas o hídrico.



Figura 2.8 – Exemplo de modelo Pressão–Situação–Resposta.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2014) – A PARTIR DE TUCCI E MENDES (2006).

2.7 Análises urbanas por meio de Sensoriamento Remoto

O uso de informações atualizadas e detalhadas sobre o uso e cobertura do solo urbano é estratégico para o **planejamento e gestão urbana**, envolvendo questões relacionadas à expansão e ao adensamento urbano, às mudanças climáticas e à necessidade de proteção

ambiental. Avanços recentes na área das geotecnologias têm oferecido recursos inovadores para gestão urbana e ambiental, incluindo dados de sensoriamento remoto e recursos computacionais para seu processamento, possibilitando gerar produtos cartográficos de alta qualidade e ricas bases de dados.

Sensoriamento remoto pode ser definido como um conjunto de técnicas que possibilita a obtenção de informações sobre alvos na superfície terrestre (i.e., objetos, áreas, fenômenos) por meio do registro da interação da radiação eletromagnética com a superfície, realizado por sensores remotos (i.e., distantes do alvo, sem contato físico). Este conjunto de técnicas envolve a aquisição dos dados, seu processamento e interpretação, resultando em informação sistematizada¹² ao final do processo (JENSEN, 2009).

Os sensores remotos – orbitais ou aerotransportados – são instrumentos que captam e registram a energia proveniente de um alvo (i.e., objeto, solo, atmosfera). Os sensores podem ser ativos, i.e., emitem a energia em direção ao alvo e registram o sinal refletido (e.g., radar, LiDAR), ou passivos, i.e., captam a radiação eletromagnética solar emitida ou refletida pelos alvos (i.e., radiância¹³). Esta radiação medida pelos sensores passivos refere-se às características dos alvos (i.e., material de que são compostos, presença de umidade, estado de conservação, etc.), contudo, depende também das características do sensor (i.e., especificações técnicas, ângulo de visada do sensor), da iluminação solar no momento do imageamento e da orientação geométrica dos materiais na superfície (o que inclui topografia), bem como de influências da atmosfera (e.g., concentração de poluentes, nuvens, etc.) (JENSEN, 2009).

Os dados de sensoriamento remoto fornecem insumos para diversos tipos de estudos urbanos, sendo o mais comum o mapeamento de cobertura do solo. Contudo, é insumo também para análises socioeconômicas, uma vez que a integração de dados de sensoriamento remoto com dados de outras fontes permite estimar e distribuir espacialmente a população e indicadores sociodemográficos. A análise ambiental urbana faz uso de mapeamentos de superfícies impermeabilizadas, de vegetação urbana ou de características físicas, como a topografia ou a temperatura das superfícies. No campo da

¹² A palavra sistematização provém da ideia de sistema, de ordem ou classificação de diferentes elementos sob uma regra ou parâmetro similar. Ao se considerar um sistema como um conjunto de regras, métodos ou dados sobre um assunto que se encontra organizado e classificado, realizar um processo de sistematização significa justamente estabelecer uma ordem ou classificação.

¹³ A radiação eletromagnética proveniente do sol que incide sobre a superfície da Terra é denominada irradiância, e a radiação que deixa a superfície terrestre é denominada **radiância**. Em uma imagem capturada por sensor orbital passivo, um *pixel* refere-se ao registro da radiância espectral, i.e., da quantidade de energia emitida/refletida pelo alvo, por unidade de tempo e de área, no intervalo de frequência em que opera aquele sensor (e.g., banda do vermelho: abrange as ondas de 400 a 750 nm de comprimento, cuja frequência está entre 750 e 400 THz) (JENSEN, 2009).

modelagem, o sensoriamento remoto fornece insumos para modelos de dinâmica urbana (e.g., crescimento, dispersão, mudança de cobertura e uso do solo), de ecologia urbana (e.g., qualidade do ar, clima, hidrologia, distribuição de espécies).

Como recurso aos setores de gestão de cidades e planejamento urbano, duas principais **representações** gráficas digitais são normalmente utilizadas: as bidimensionais (2D) e as tridimensionais (3D). Em sensoriamento remoto, as representações 2D compreendem a forma mais comum de visualização do espaço urbano, em que os objetos são sistematicamente monitorados por imagens orbitais ou aerotransportadas. Já as representações 3D (e.g., volumetria de edificações, monumentos históricos, estruturas elevadas, etc.) podem partir de sensores ópticos (estéreo-par) e *laser* (*Light Amplification by Stimulated Emission of Radiation*), a bordo de aeronaves não-tripuladas (VANT – Veículo Aéreo Não Tripulado) ou por estações terrestres. Neste campo, os sensores *laser* para fins topográficos (LiDAR – *Light Detection And Ranging*) possibilitam a geração de modelos 3D com elevada qualidade geométrica devido à elevada acurácia geométrica dos dados (BLAIS, 2004; ROTTENSTEINER ET AL., 2005).

Em termos de fontes de dados, os levantamentos aerofotogramétricos¹⁴ constituem uma das mais antigas e tradicionais fontes de informação para produção de mapas urbanos. Largamente explorados e utilizados nos estudos urbanos, tais procedimentos, contudo, são usualmente mais caros e geralmente executados sob demanda. Por outro lado, o sensoriamento remoto utilizando dados orbitais possui as vantagens da coleta sinóptica e sistemática de dados, abrangência de áreas extensas e custos inferiores aos do aerolevanteamento (JENSEN, 2009; RIBEIRO ET AL., 2013).

2.7.1 Dados bidimensionais

Os estudos urbanos foram inicialmente desenvolvidos, a partir da década de 1980, utilizando-se imagens adquiridas pelo sensor TM (*Thematic Mapper*) dos satélites Landsat-4 e -5 (lançados em 1982 e 1984, respectivamente), abordando escalas regionais ou tratando de expansão e dispersão urbana (resolução espacial¹⁵ de 30 metros). Lançado 1999, o satélite

¹⁴ Aerofotogrametria é a cobertura aerofotográfica executada para fins de mapeamento, em que uma sequência de fotografias (analógicas ou digitais) é realizada por câmeras fotográficas métricas embarcadas em aeronaves, que percorrem o território fotografando-o verticalmente, seguindo preceitos técnicos, padrões, métodos e regras estabelecidos, que garantirão a qualidade do produto. A cobertura aerofotográfica permite realizar restituição plani-altimétrica da área de interesse, i.e., possibilita atribuir a cada coordenada desta área sua posição geográfica e altitude.

¹⁵ A **resolução espacial** é a capacidade do sensor de enxergar os objetos em relação ao seu tamanho. Resumidamente, traduz o nível de detalhamento que se pode observar dos objetos na superfície terrestre. Por exemplo, em uma imagem com resolução espacial de 15 metros, cada *píxel* tem 15×15 m. Qualquer objeto com dimensões menores que isso não será teoricamente visível na imagem.

Ikonos-2, cujas imagens possuíam resolução espacial de 1,00 m (no Nadir, banda pancromática; 4,00 m nas bandas multiespectrais), passou a disponibilizar dados mais adequados às análises do ambiente intraurbano. Em 2001, o satélite QuickBird-2 possibilitou o aprimoramento destas pesquisas, com a melhoria da resolução espacial das imagens para o nível submétrico (0,61 m no Nadir, banda pancromática; 1,64 m nas bandas multiespectrais). Em 2008, o satélite GeoEye-1 avançou mais um passo, coletando imagens com menos de 0,50 m de resolução espacial (41 cm no Nadir, banda pancromática; 1,64 m nas bandas multiespectrais). Estes sensores permitiram e estimularam o desenvolvimento de inúmeros estudos, não só urbanos, embora esta linha de pesquisa tenha sido uma das mais beneficiadas. Apesar dos avanços apresentados na resolução espacial das imagens, contudo, a resolução espacial permaneceu inalterada, sem melhorias no padrão de bandas “azul, verde, vermelho e infravermelho próximo” (RIBEIRO ET AL., 2013).

Em outubro de 2009, o sensor orbital WorldView-2 foi lançado. Este foi o primeiro sistema de alta resolução espacial que possui oito bandas multiespectrais (Figura 2.7): *Coastal, Blue, Green, Yellow, Red, Red-Edge, Near Infra-Red 1 (NIR-1) e Near Infra-Red 2 (NIR-2)*. Sua resolução espacial¹⁶ é de 0,46 m na banda pancromática e de 1,84 m nas bandas multiespectrais (no Nadir). Os dados adquiridos por este novo sensor abriram novas perspectivas para o estudo das propriedades espectrais de alvos urbanos. As melhorias das resoluções espacial e espectral e o aprimoramento das técnicas de processamento de imagens têm possibilitado a análise e o mapeamento da cobertura do solo, principalmente em áreas urbanas, em um nível nunca realizado anteriormente com imagens orbitais.

O sensor WorldView-2 representa uma inovação, em relação aos sensores de alta resolução espacial atuais, pois possui mais quatro bandas espectrais além das tradicionais “azul, verde, vermelho e infravermelho próximo”, o que amplia seu poder de caracterização e separação dos alvos investigados (RIBEIRO, 2010). Por exemplo, a banda *Red-Edge* é estrategicamente centralizada em 725 nm, no início da porção de alta refletividade da resposta da vegetação, fornecendo dados importantes para seu estudo (DG, 2010a).

Seguindo na mesma linha evolutiva de associar a altíssima resolução espacial com maior resolução espectral¹⁷, em 2014 foi lançado o terceiro sensor da família WorldView. Com

¹⁶ A distribuição e o uso de imagens com resolução espacial inferior a 0,50 m na banda pancromática e 2,00 m nas bandas multiespectrais estiveram restritos à comercialização pelo Governo dos Estados Unidos (*Land Remote Sensing Policy Act - 1992*) até 11/06/2014, quando foi derrubada a restrição para comercialização de dados com resolução espacial inferior a 1,64 polegadas (DG, 2014).

¹⁷ A **resolução espectral** refere-se ao número e à largura das bandas espectrais que um sensor pode discriminar. Assim, um sensor será tanto mais sensível (i.e., possui maior resolução espectral), quanto maior for a quantidade de bandas que

resolução espacial de 31 cm na banda pancromática, 1,24 m em oito bandas multispectrais (*Coastal, Blue, Green, Yellow, Red, Red Edge, NIR-1 e NIR-2*), o WorldView-3 também possui oito bandas no infravermelho de ondas curtas (*SWIR - Short-Wavelength Infrared*), doze bandas no CAVIS (*Clouds, Aerosols, Vapor, Ice and Snow* - correção para nuvens, aerossóis, vapores, gelo e neve), de modo que as imagens do WorldView-3 chegam a fazer concorrência às fotos aéreas, considerando sua qualidade óptica, geométrica e seu sistema de produção (DG, 2017). Entretanto, tratam-se dos dados mais caros no mercado de imagens orbitais de alta resolução espacial, chegando a custar quatro vezes mais¹⁸ (por cena mínima de 25 km²) que seu precursor – WorldView-2.

2.7.2 Dados tridimensionais

Tendo desenvolvido uma evolução semelhante, a aquisição de dados tridimensionais por sensores orbitais tornou-se possível com o desenvolvimento da capacidade de estereoscopia, ou seja, permitiam a rotação dos sensores possibilitando o imageamento da mesma localização geográfica em diferentes órbitas. A estereoscopia consiste na extração de informações a partir de duas ou mais imagens de um mesmo local, adquiridas em ângulos diferentes de imageamento, sendo uma das visadas próxima à vertical / no Nadir (entre 90° e 72°). Embora tenha surgido dentro da aerofotogrametria, a estereoscopia difundiu-se com a utilização de sensores orbitais. A visualização tridimensional da cena se dá por meio da sobreposição das imagens da mesma cena (COELHO; BRITO, 2007). Estes dados permitem **extrair a altimetria** de feições geográficas naturais (e.g., relevo e vegetação) e de objetos construídos (e.g., construções).

A identificação automática de pontos homólogos (*image matching*) é facilitada quando o estéreo-par é obtido na mesma órbita. Uma vez que a identificação automática é realizada por meio de correlação de imagens, qualquer alteração de posicionamento da plataforma pode ocasionar mudanças nos níveis de cinza entre as imagens.

O primeiro sensor orbital a coletar dados em pares estereoscópicos foi o ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal Emission Reflection Radiometer*), a bordo do satélite Terra, lançado em dezembro de 1999, como parte do *Earth Observing System* (EOS) da NASA (*National Aeronautics and Space Administration*). Constituído por três subsistemas de imageamento

ele tiver e/ou quanto mais estreitas forem estas bandas, uma vez que isto facilita a caracterização espectral de diferentes alvos/objetos.

¹⁸ Considerando valores informados em cotações realizadas em agosto/2016 e maio/2017 junto a empresas brasileiras que comercializam tais dados.

independentes que coletam dados em várias regiões do espectro eletromagnético (três bandas no visível e infravermelho próximo, com resolução espacial de 15 m; seis bandas no infravermelho de ondas curtas (SWIR), com resolução de 30 m; e cinco bandas no infravermelho termal, com resolução de 90 m), possui o diferencial de ter uma banda adicional (banda 3B – “*Backwards*”) que opera com mesma resolução da banda 3 (chamada de 3N – “Nadir”) por meio de retro-visada ao longo da órbita do satélite (ângulo de 27,6°), permitindo, assim, a geração de pares estereoscópicos. Entretanto, o Modelo Digital de Elevação (MDE) resultante dos dados ASTER ainda são considerados grosseiros para reconstrução tridimensional de feições urbanas.

A partir do lançamento dos satélites da família SPOT (*Système Pour l'Observation de la Terre*) pela agência espacial francesa (CNES – *Centre National d'Études Spatiales*), a possibilidade de aplicação em restituição fotogramétrica tornou-se viável. O SPOT-1, lançado em 1986, possuía um instrumento (HRV – *Haute Résolution Visible*) que adquiria imagens da mesma região em órbitas diferentes (*across-track*), com resolução espacial de 10 metros (banda pancromática; 20 m nas bandas multiespectrais). Todos os satélites da série SPOT possuíam instrumentos estereoscópicos, entretanto, o sensor HRS (*Haute Résolution Stéréoscopique*) do SPOT-5 (lançado em 2002) foi o primeiro da série a coletar pares-estereoscópicos na mesma órbita (*along-track*). Seus sucessores, SPOT-6 e -7, lançados em 2012 e 2014, respectivamente, possuem o sensor NAOMI (*New AstroSat Optical Modular Instrument*) com resolução espacial incrementada, passando dos 10 m (SPOT-5) para 1,50 m (no Nadir). Além disso, permite a aquisição de *triplets*, ou trio-estereoscópico. Complementando a série SPOT, são lançados em 2011 e 2012 os satélites Pléiades-1A e -1B, cujos sensores HR (*Haute Résolution*) apresentam capacidade de estereoscopia e triestereoscopia, com 0,50 m de resolução espacial (no Nadir, banda pancromática; 2,00 m nas bandas multiespectrais).

O satélite Ikonos-2, contudo, foi o primeiro a realmente possibilitar o uso de pares estereoscópicos para reconstrução tridimensional em estudos urbanos. Lançado em 1999, operou até dezembro de 2014, e coletava imagens com 1,00 m de resolução espacial (no Nadir, banda pancromática; 4,00 m nas bandas multiespectrais) na mesma faixa de imageamento (*along-track*), com doze segundos de diferença de tempo entre as imagens do par-estereoscópico, o que facilitava a detecção automática de pontos homólogos no terreno (JACOBSEN, 2003). Seu sucessor é o GeoEye-1, lançado em 2008, com resolução espacial de 41 cm (no Nadir, banda pancromática).

Atualmente, todos os sensores de alta e altíssima resolução de observação da Terra comercialmente disponíveis têm capacidade de imageamento em estereoscopia (e.g., GeoEye, Pléiades, WorldView, Kompsat, Triplesat, Eros etc.). Na maioria dos casos, os pares

estereoscópicos são obtidos por programação específica da área de interesse.

2.7.2.1 LiDAR

O Sistema de Perfilamento a *Laser*, ou LiDAR (*Light Detection And Ranging*), é uma tecnologia óptica de sensoriamento remoto que consiste num sistema topográfico baseado na emissão de pulsos de luz por um *laser* e no registro do retorno deste sinal, após sua interação com um objeto.

Na década de 1970, já se conhecia a eficiência do *laser* em sensoriamento remoto, principalmente nas aplicações de monitoramento atmosférico (e.g., concentração de compostos gasosos e partículas) e estudos oceanográficos. Entretanto, somente na década de 1990, surgiram pesquisas e aplicações de perfilamento a *laser* para fins de **reconstrução volumétrica** de ambientes naturais e antropizados (TOMÁS, 2010).

O instrumento de LiDAR opera na porção infravermelha do espectro eletromagnético (comprimentos de onda variando entre $0,7 \mu\text{m}$ e $1000 \mu\text{m}$), emitindo milhares de pulsos *laser* por segundo e medindo as distâncias, a intensidade da energia refletida pelo objeto e os parâmetros de atitude do feixe (azimute e elevação), com o objetivo de determinar as elevações da superfície (LILLESAND ET AL., 2015). A partir desses dados, é possível calcular as coordenadas cartesianas 3D dos pontos medidos, além de sua resposta espectral, que pode ser usada para criar uma imagem semelhante à visível (TOMMASELLI, 2003). O resultado final do processo de medição e processamento é uma nuvem de pontos (Figura 2.9).

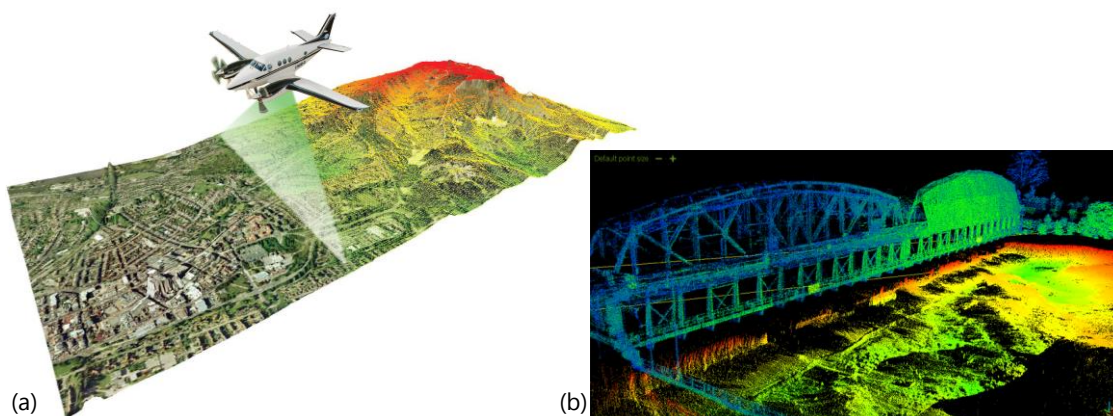


Figura 2.9 – Ilustração da varredura de um sistema LiDAR aerotransportado (a) e uma nuvem de pontos (b).

Fonte: (a) <https://www.bluesky-world.com/> e (b) <http://h2hassociates.com>

A nuvem de pontos pode ser transformada em diferentes produtos e classificada de acordo com a elevação em “pontos no terreno” e “pontos com elevação” (e.g., vegetação e

edificações) (TOMÁS, 2010). Isto se deve ao fato de que os feixes *laser* retornam em tempos diferentes, sendo possível discriminá-los. Alguns instrumentos receptores são capazes de detectar até sete diferentes ecos, enquanto outros, mais simples, podem registrar apenas o primeiro e o último eco (MACHADO, 2006).

Um mesmo pulso pode atingir vários objetos em seu trajeto até a superfície levantada. O ponto mais próximo ocasionará um retorno mais rápido e o ponto mais distante ocasionará um retorno mais demorado (FALAT, 2005), sendo possível gerar produtos diferenciados a partir desses múltiplos retroespalhamentos. Geralmente, o último eco é proveniente da energia retroespalhada pelo solo.

A aquisição de dados por LiDAR aerotransportado (ALS – *Airborne Laser Scanning*) é realizada por meio de sobrevoo da região geográfica de interesse. O equipamento *laser* efetua uma varredura no chão perpendicular à direção do voo, determinando a distância ao terreno. Essa distância é calculada em função do tempo que o raio laser gasta para ir e voltar do equipamento ao terreno, na velocidade da luz. A determinação da posição espacial dos pontos se dá por meio de um sistema integrado contendo um Sistema de Navegação Global por Satélites (GNSS – *Global Navigation Satellite System*) (e.g., sistema GPS – *Global Positioning System*) e um Sistema de Navegação Inercial (INS – *Inertial Navigation System*). O GNSS fornece a localização da aeronave no espaço, enquanto o INS informa seus ângulos de atitude. Os resultados são obtidos calculando-se do tempo decorrido da emissão do pulso *laser* ao alvo e o seu tempo de retorno ao sensor; o tempo é convertido em distância a partir da velocidade da luz; e à distância são associadas as informações de posicionamento, para que resultem nas coordenadas tridimensionais do alvo (x, y, z) (TOMÁS, 2010), como ilustra a Figura 2.10.

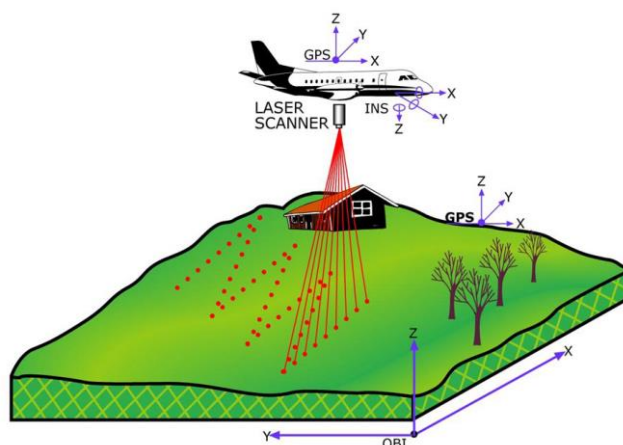


Figura 2.10 – Sistema LiDAR aerotransportado, equipado com o sistema GPS-INS.

Fonte: JACOBSEN (2003).

TOMÁS (2010) apresenta de modo detalhado os aspectos relacionados à geometria de aquisição dos dados LiDAR, bem como uma ampla revisão bibliográfica sobre o Sistema de Perfilamento a *Laser*.

2.7.3 Extração de informações

O uso de sensoriamento remoto em áreas urbanas cresce vertiginosamente, pois os sensores orbitais estão cada vez mais adequados para tais estudos, devido à melhoria nas resoluções espacial, espectral e radiométrica (RIBEIRO ET AL., 2011, RIBEIRO; FONSECA, 2012, 2013). O mapeamento do uso e da cobertura do solo urbano tem feito largo uso das tecnologias de sensoriamento remoto, especialmente com a recente disponibilidade de imagens de alta resolução (BLASCHKE, 2010) e dados de perfilamento a *laser* (i.e., LiDAR). Informações extraídas destes produtos oferecem amplas possibilidades de uso, como no planejamento de investimentos de médio e longo prazos, no monitoramento das crescentes demandas por infraestrutura e equipamentos sociais, no apoio à elaboração de políticas públicas, em conformidade com diretrizes ambientais e buscando proporcionar melhor qualidade de vida para sociedade.

Quando do uso de métodos automatizados para mapear o ambiente urbano, uma maior variedade de bandas espectrais torna-se essencial para discriminação de materiais de cobertura do solo muito semelhantes, tais como telhas de fibrocimento (com e sem amianto), telhas de concreto pigmentado, lajes de concreto e pavimentação de concreto (MOREIRA; GALVÃO, 2010). Além disso, as altas resoluções espaciais das imagens orbitais disponíveis atualmente garantem ao especialista a capacidade de realizar classificação manual muito precisa. Isso se trata, no entanto, de uma tarefa muito demorada, bem como a construção de redes semânticas para classificar imagens com base em conhecimento humano (RIBEIRO, 2010; RIBEIRO; FONSECA, 2013).

Seja por métodos automáticos, supervisionados ou mesmo manuais, o pré-requisito para a extração de informações dos produtos de sensoriamento remoto é o conhecimento das características espectrais dos objetos a serem analisados e os fatores que influenciam no seu comportamento. Na Figura 2.11, são apresentados exemplos de espectros obtidos em laboratório para as amostras de alvos comumente encontrados em áreas urbanas, comparados com as faixas espectrais de um sensor orbital (neste caso, WorldView-2). O especialista precisará confrontar as duas informações para saber quais regras de classificação estabelecer para separação dos seus alvos de interesse, utilizando a imagem orbital em questão.

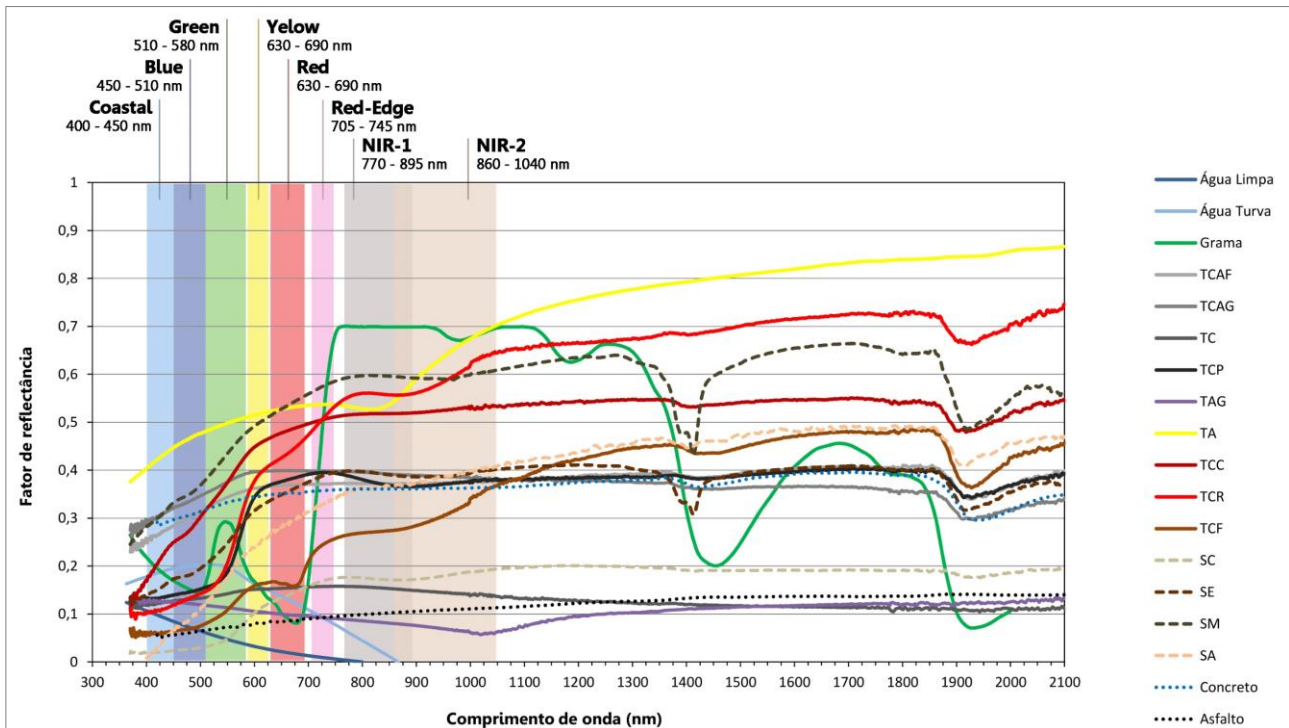


Figura 2.11 – Espectros obtidos em laboratório para as amostras de alvos comumente encontrados em áreas urbanas, confrontados com as faixas espectrais do sensor WorldView-2.

Elementos naturais: água limpa, água turva, grama esmeralda; amostras de solo: SL: solo claro, constituído de Plintossolo, SE: solo escuro – composto de Terra Roxa Estruturada Eutrófica, SM: solo misto – mistura dos solos claro e escuro, SA: solo arenoso. Elementos industrializados: telhas: TCAF: telha de cimento–amianto (ondulação fina), TCAG: telha de cimento–amianto (ondulação grossa), TC: telha de cimento, TCP: telha de cimento pintada, TAG: telha de aço galvanizado, TA: telha de alumínio, TCC: telha cerâmica clara, TCR: telha cerâmica romana, TCF: telha cerâmica francesa; pavimento em concreto e em asfalto. As faixas verticais correspondem às oito bandas espectrais do sensor WorldView-2, cujos nomes e intervalos são indicados na parte superior da figura.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA – A PARTIR DE DADOS DE PINHO ET AL. (2009) E RIBEIRO ET AL. (2008).

A **classificação digital** é uma das funções prioritárias do processamento digital de imagens de sensoriamento remoto, sendo muito utilizada em mapeamentos temáticos, dentre os quais, os de uso e ocupação do solo. O processo de classificação pode ser totalmente visual, o que demanda muito tempo de execução e cuidados com a padronização e uniformização de critérios, sendo ainda bastante subjetivo. Pode também ser automático, entretanto grande parte dos métodos automáticos aplicados a áreas urbanas deixam a desejar com relação à precisão dos resultados. Os processos semiautomáticos visam agregar vantagens dos dois processos anteriormente citados, atribuindo-se significativa importância à etapa de edição manual. Os classificadores automáticos podem ser supervisionados ou não (em relação ao grau de interação do intérprete no processo) e, ainda, *pixel-a-pixel* ou contextuais (quando partem da segmentação da cena) (RIBEIRO; KUX, 2009).

Enquanto o tamanho do *pixel* permaneceu maior que os objetos de interesse, ou ainda, com dimensões de mesma grandeza, os métodos de análise e processamento de imagens baseados em *pixel* eram os mais adequados aos mais diversos estudos (BLASCHKE, 2010). Contudo, com o aumento da resolução espacial das imagens, abordagens alternativas passaram a ser adotadas para análises dessas imagens, por meio, principalmente, da derivação de objetos compostos por muitos *pixels*. Apesar de as técnicas de segmentação estarem em uso desde a década de 1970 (HARALICK; SHAPIRO, 1985), foi a partir do lançamento da nova geração de sensores (anos 2000) que as técnicas de análise de imagens baseadas em objetos entraram em uso (BLASCHKE, 2010), que pressupõem o uso de redes semânticas e múltiplos níveis de classificação interligados, de modo que se possa simular a visão contextual de um intérprete humano. A segmentação e classificação de imagens baseadas em objetos geográficos (GEOBIA – *Geographic-Object-Based Image Analysis*) se propõem a gerar segmentos ou objetos com características próximas ou iguais aos objetos reais da cena (BENZ ET AL., 2004) por meio da extração de informações desses objetos e construindo atributos de caráter espectral, morfológico, textural e contextual (topológico).

Os *softwares* que realizam análises de imagens baseadas em objeto¹⁹ são capazes de fornecer um grande número de atributos dos objetos e possibilitam modelar a rede semântica²⁰ de diferentes maneiras, o que torna a classificação uma tarefa demorada e complexa (RIBEIRO; FONSECA, 2013). A determinação das características mais relevantes a serem utilizadas nas rotinas de classificação nem sempre é uma tarefa fácil quando as análises exploratórias convencionais são realizadas.

Ferramentas de **mineração de dados** podem aumentar o potencial da análise de dados de sensoriamento remoto (KORTING ET AL., 2008) uma vez que tais técnicas são capazes de rapidamente selecionar os atributos mais representativos de cada classe de objetos e gerar

¹⁹ Em GEOBIA, um “**objeto**” é um segmento ou região, que é composto por *pixels* conforme alguma regra de classificação. O objeto constitui a unidade primitiva para a classificação baseada em objetos (NAVULUR, 2006), i.e., a menor instância de análise em GEOBIA. Em termos gerais, o objeto corresponde a uma região discreta de uma imagem que é internamente coerente e diferente do seu entorno (CASTILLA; HAY, 2008). Em GEOBIA, um *pixel* isoladamente não poderia atuar como objeto, pois não possui relação direta, ou semântica propriamente dita, com alvos de interesse na cena. Além disso, o *pixel* não permite a extração de atributos, ao contrário do segmento, que possui tratabilidade para a extração de atributos, a partir dos quais é construído o modelo de conhecimento expresso fundamentalmente pela rede semântica de interpretação da imagem (FRANCISCO; ALMEIDA, 2012).

²⁰ Em GEOBIA, o modelo de conhecimento é expresso, a princípio, por uma **rede semântica**, constituída por uma estrutura hierárquica de classes, às quais estão associados os objetos da imagem. Redes semânticas são grafos que formalizam e representam o conhecimento humano por meio de um conjunto de nós conectados por arcos. De modo geral, os nós representam conceitos, e os arcos, as relações entre eles (TÖNJES ET AL., 1999). Quando um banco de dados possui um nível de segmentação, objetos podem ser fundidos em superobjetos em níveis superiores, ou então, subdivididos em sub-objetos em níveis inferiores da rede, em ambos os casos respeitando as fronteiras dos níveis existentes, o que possibilita a construção de uma **rede hierárquica** entre os níveis de segmentação (FRANCISCO; ALMEIDA, 2012).

regras de classificação simples. Assim, os métodos de seleção de atributos tornam-se muito atraentes para os estudos em áreas urbanas devido às centenas de atributos espectrais, texturais e morfométricos que podem ser utilizados em rotinas de GEOBIA. Apesar da grande exploração da classificação da cobertura do solo urbano utilizando imagens de alta resolução, poucos estudos aplicaram metodologias automáticas para definir parâmetros e características para classificação de imagens baseada em objetos (e.g., PINHO ET AL., 2008, CARVALHO ET AL., 2012; BASTOS ET AL., 2013, RIBEIRO; FONSECA, 2013, MENEGHETTI; KUX, 2014).

A **associação de dados sensoriamento remoto bi e tridimensionais** representa um avanço para os estudos urbanos, pois possibilita a melhor caracterização de alvos típicos de áreas urbanas (e.g., distinção de pavimento de concreto de estacionamentos × lajes planas de concreto no topo de edificações) ou mesmo incorporar a terceira dimensão em estudos como os de inferência populacional, nos casos em que edifícios residenciais multifamiliares estejam presentes, cenário que representa a maioria das grandes e médias cidades brasileiras, nas quais há comumente dezenas ou centenas de milhares de edifícios residenciais (CENTENO; MITISHITA, 2007; ALMEIDA, 2010).

Dois exemplos podem ser encontrados para estudos em cidades mineiras: FALAT (2005) utiliza o perfilamento a *laser* combinado com imagens aéreas e dados cadastrais para detectar construções clandestinas e determinar altura de edificações em Ibirité, Santa Luzia e Uberlândia (Minas Gerais). TOMÁS (2010), por sua vez, propõe um método para inferir a população residente em áreas urbanas do município de Uberlândia, por meio do cálculo do volume de edificações residenciais, obtido a partir de imagens Ikonos-2 e dados LiDAR.

2.7.4 Geoprocessamento

O geoprocessamento é um ramo da área do conhecimento denominada oficialmente de Geomática, que engloba o total conjunto de técnicas (ou tecnologias) ligadas à **informação espacial**, quer seja no tocante à coleta, ao tratamento ou à análise desses dados. O termo geoprocessamento, segundo CÂMARA ET AL. (2004), denota a disciplina do conhecimento que utiliza técnicas matemáticas e computacionais para o tratamento da informação geográfica e que vem influenciando de maneira crescente as áreas de cartografia, análise de recursos naturais, transportes, comunicações, energia e planejamento urbano e regional. As ferramentas computacionais para geoprocessamento, chamadas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), permitem realizar análises complexas, ao integrar dados de diversas fontes e ao criar bancos de dados georreferenciados. Além disso, possibilitam automatizar a produção de documentos cartográficos.

Uma definição mais ampliada e pragmática descreve geoprocessamento como: “um conjunto de conceitos, métodos e técnicas que, atuando sobre bases de dados georreferenciados, por computação eletrônica, propicia a geração de análises e sínteses que consideram, conjuntamente, as propriedades intrínsecas e geotopológicas dos eventos e entidades identificados, criando informação relevante para apoio à decisão quanto aos recursos ambientais” (XAVIER-DA-SILVA, 2009, p. 42). Nesta definição estão explicitados: a) o uso maciço de bases de dados georreferenciadas, imprescindível para a identificação de relações geotopológicas; b) os métodos computacionais, que estão contidos no termo geoprocessamento, permitem varreduras seletivas e conjugadas de matrizes de dados, definidoras de incidências territoriais comuns de múltiplas variáveis; c) a finalidade operacional de transformar dados em informação; e d) a finalidade formal do geoprocessamento, que é a geração de conhecimentos para apoio à decisão quanto aos recursos físicos, bióticos e socioeconômicos do ambiente (XAVIER-DA-SILVA, 2009).

É importante salientar que um SIG é composto não apenas de *softwares* (i.e., programas computacionais), mas também por metodologias aplicadas, por dados a serem coletados e tratados, por *hardwares* específicos de bom desempenho, como por exemplo *scanners* e coletores de dados GPS, bem como por recursos humanos especializados, que serão responsáveis por operar os programas, manipular os equipamentos e dados e, claro, definir metodologias adequadas (CÂMARA ET AL., 2004; BURROUGH; McDONNELL, 1998).

Sendo o geoprocessamento uma **tecnologia interdisciplinar**, que permite a convergência de diferentes disciplinas científicas para o estudo de fenômenos ambientais e urbanos, os SIGs têm sua interdisciplinaridade na redução dos conceitos de cada disciplina a algoritmos e estruturas de dados utilizados para armazenamento e tratamento dos dados geográficos. Para utilizar um SIG, é preciso que cada especialista transforme conceitos de sua disciplina em representações computacionais; utilizar um SIG implica em escolher as representações computacionais mais adequadas para capturar a semântica de seu domínio de aplicação.

No âmbito da gestão municipal, principalmente de áreas urbanas (e.g., na estruturação de bases de dados de cadastro imobiliário urbano, de planos diretores e de leis de uso e ocupação do solo, etc.), o uso de banco de dados geoespacial tornou-se algo fundamental nas últimas décadas. Este recurso permite compatibilizar informações cartográficas georreferenciadas (i.e., localizadas precisamente com relação a uma referência geográfica real) com os diversos bancos de dados necessários para os diferentes órgãos da administração municipal. Uma base cartográfica atualizada é crucial para a administração municipal, pois dela derivam informações úteis, por exemplo, para a tributação e para a gerência dos serviços e do uso do solo, além de propiciar a racionalização no uso do contingente humano e de equipamentos. Desta forma, a

integração das bases de dados do município a uma base cartográfica georreferenciada permite à prefeitura maior agilidade para fazer previsões e tomar decisões, otimizando a aplicação dos recursos disponíveis (BASTOS, 2000).

2.7.5 Caracterização socioespacial

Demografia é o estudo das populações humanas e sua evolução temporal no tocante a seu tamanho, distribuição espacial, composição e características gerais (CARVALHO ET AL., 1998).

Conhecer a **distribuição espaço-temporal** de dada variável (e.g., população), tanto em seus aspectos quantitativos, quanto qualitativos, pode ser fundamental para o desenvolvimento econômico, social e ambiental de uma determinada região ou país. Para tanto, faz-se indispensável o monitoramento e a análise de informações de forma sistematizada. Existem três maneiras de se levantar dados demográficos: por meio dos censos demográficos, dos registros em cartórios e de dados de sensoriamento remoto (LIU; CLARKE, 2002).

A palavra **censo** vem do latim e quer dizer “conjunto dos dados estatísticos dos habitantes de uma cidade, província, estado, nação” (IBGE, 2016c). Para ROSEMBACK (2016, p.16), “o Censo Demográfico é a operação estatística mais complexa realizada por um país, na qual são averiguados atributos da população, dos domicílios e características urbanísticas do entorno dos domicílios, constituindo, assim, uma fonte de dados única para o entendimento das condições de vida da população em todos os municípios do país e, inclusive, em certos aspectos, em recortes intramunicipais”.

Esse conjunto de dados permite traçar o perfil demográfico e socioeconômico da população e realizar estimativas, estudos e diagnósticos com o objetivo de subsidiar o planejamento e o desenvolvimento de políticas e programas governamentais. Os resultados ajudam na compreensão, avaliação e entendimento da realidade nacional (SOUZA, 2003).

No Brasil, o IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, uma entidade da administração pública federal, vinculada ao Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, constitui-se no principal provedor de dados e informações do País, que atendem às necessidades dos mais diversos segmentos da sociedade civil, bem como dos órgãos das esferas governamentais federal, estadual e municipal. Criado em 1938, é responsável pela realização dos censos, que se tornaram decenais e têm como objetivo contar os habitantes do território nacional, identificar suas características e revelar como vivem os brasileiros (IBGE, 2016c).

O levantamento das informações no Censo Demográfico baseia-se em dois questionários:

um questionário básico, reduzido; e outro ampliado, que serve de apoio para a expansão dos dados detalhados sobre características socioeconômicas (IBGE, 2016c). As principais variáveis utilizadas no levantamento de campo realizado são:

- a) Características dos domicílios: material utilizado na construção das edificações, localização, abastecimento de água, esgotamento sanitário, bens duráveis;
- b) Características gerais dos indivíduos: gênero, idade, religião, cor, raça;
- c) Características educacionais;
- d) Características econômicas: ocupação, posição, ramo de atividade, horas trabalhadas, rendimento etc.;
- e) Informações sobre mortalidade, fecundidade e migração;
- f) Características das famílias: relação de parentesco.

Para o levantamento e coleta das informações, os municípios são divididos em setores censitários, sendo esta a unidade de controle cadastral, formada por área contínua urbana ou rural, cuja dimensão e número de domicílios ou de unidades não-residenciais (i.e., estabelecimentos de ensino, estabelecimentos de saúde, etc.) permitem ao recenseador cumprir suas atividades em um prazo determinado (IBGE, 2016c).

Nos períodos intercensitários, o IBGE realiza estimativas populacionais, pela aplicação do modelo de tendência de crescimento demográfico. Esse método leva em consideração a subdivisão de uma área maior, cuja estimativa já se conhece, em n áreas menores, de tal forma que seja assegurada, ao final das estimativas das áreas menores, a reprodução da estimativa, previamente conhecida, da área maior por meio da soma das estimativas das áreas menores (IBGE, 2016b).

Para a **representação espacial** de dados demográficos, a utilização de informações individuais, representadas por objetos discretos ou pontos (e.g., cada unidade de domicílio ou de estabelecimento não-domiciliar), com associação dos dados da população às coordenadas geográficas de sua localização, seria o ideal, pois ofereceria a possibilidade de se trabalhar em todas as escalas e em qualquer tipo de compartimentação espacial (ESPO, 2006). Infelizmente, existem restrições à divulgação de dados de forma tão desagregada devido à necessidade de manutenção do sigilo estatístico.

A maioria dos institutos de estatística dissemina seus dados agrupados por unidades de área, o que leva ao pressuposto de homogeneidade interna de tais unidades, não importando sua

forma ou dimensão. As unidades de coleta de dados são normalmente arbitrárias, como no caso dos setores censitários, e não podem ser diretamente relacionados com a distribuição espacial de uma variável analisada (KAMPEL, 2004). Os problemas inerentes aos dados coletados por meio de agregação por áreas são bem conhecidos, sendo o mais representativo o “problema de unidade de área modificável” – MAUP (*Modifiable Areal Unit Problem*) (OPENSHAW, 1984), segundo o qual, para uma mesma população estudada, a alteração dos limites da área de agregação altera também os resultados finais, podendo-se concluir que os resultados variam em função das diferentes maneiras possíveis de realizar o agrupamento das unidades.

A mudança na **escala de representação** dos dados tem se tornado uma questão cada vez mais presente, nas últimas décadas, devido ao crescimento do uso de unidades de análise como bacias hidrográficas, unidades de relevo e de paisagem, para descrever, monitorar e analisar o meio ambiente. Porém, os sistemas baseados em unidades político-administrativas continuam prevalecendo para a descrição da sociedade humana e seu *habitat* (BACKER, 2008). Tais limites administrativos, no entanto, funcionam como barreiras artificiais na representação de fenômenos socioeconômicos e ambientais contínuos (ESPON, 2006; MARTIN, 1996), o que dificulta, muitas vezes, a combinação de diferentes conjuntos de dados em uma mesma base e estão sujeitos a variações de tamanho e de forma entre regiões e ao longo do tempo.

Os dados obtidos por meio de sensores remotos podem prover informações atualizadas acerca do espaço urbano e, assim, serem usados para realizar **inferência populacional** nos períodos intercensitários ou em áreas com difícil acesso na coleta de dados (TOMÁS, 2010). Para inferir quantas pessoas vivem em uma determinada região, é necessário identificar as áreas classificadas como urbanizadas e de uso residencial, e esta ainda pode ser subdividida em unifamiliar (e.g., casa, sobrado etc.) ou multifamiliar (e.g., edifício de apartamentos ou condomínio) (JENSEN, 2009). Os métodos para realizar estimativa populacional podem ser divididos, a grosso modo, em interpoladores espaciais e modelos estatísticos, dependendo do objetivo e da informação necessária (WU ET AL., 2005).

Os métodos que utilizam interpolação espacial foram desenvolvidos originalmente para resolver o problema de incompatibilidade entre unidades espaciais (TOMÁS, 2010). Normalmente, utiliza-se o censo demográfico como dado de entrada e aplicam-se interpolação ou técnicas de desagregação para obtenção de uma superfície populacional refinada. Os métodos de interpolação espacial podem contar ou não com informações auxiliares.

Ao se adotar a representação matricial²¹ dos dados socioeconômicos, existe a possibilidade de se utilizar diversos métodos de geoestatísticos para representar os dados socioeconômicos em superfícies de densidade. KAMPEL (2004) apresenta diversos interpoladores divididos em dois grupos: o primeiro abrange aqueles que apenas consideram a variável população para as estimativas dos valores na superfície de saída, sejam os dados originais representados espacialmente em áreas ou pontos (centroides) (e.g., análise de tendência de superfície, krigeagem, ponderação pela área, método Picnofilático de Tobler e o método de centroides populacionais de Martin); o segundo grupo utiliza variáveis auxiliares, indicadoras da presença humana, para distribuir a população nas superfícies de densidade (e.g., métodos dasimétricos, interpoladores inteligentes e interpoladores mais inteligentes).

GAVLAK (2011) aponta que métodos de interpolação zonal baseados em áreas também são bastante utilizados para interpolação de dados de população e têm a vantagem de preservar o volume dos dados originais. A técnica mais simples e, provavelmente, a mais usada, é a da ponderação pela área, ou *areal weighting* (RASE 2001; REIBEL; AGRAWAL, 2007), em que as zonas de origem e as de destino intersectam-se. As áreas de interseção recebem o volume de dados diretamente proporcional à sua área. O principal problema desta técnica é o fato de supor uma distribuição homogênea da variável no interior das zonas de origem, o que raramente acontece.

Os **métodos de interpolação zonal** que recorrem à informação auxiliar, conhecidos como cartografia dasimétrica são, muito provavelmente, aqueles que têm sido objeto de maior interesse e desenvolvimento nos últimos anos (GAVLAK, 2011). A **cartografia dasimétrica** aplicada à distribuição populacional é caracterizada pela utilização de dados geográficos auxiliares que trazem informações adicionais sobre as áreas onde o povoamento ocorre (WRIGHT, 1936). A informação de densidade é refinada com base na desagregação espacial de áreas incompatíveis ao adensamento populacional (e.g., locais com altas declividades, ou com massas arbóreas, etc.). Os dois tipos de informação auxiliares mais referenciados na literatura são os dados de cobertura da terra obtidos com imagens de sensoriamento remoto e dados cartográficos oriundos de diversas fontes (EICHER; BREWER, 2001; KAMPEL, 2004; MENNIS, 2003; WU ET AL., 2005).

²¹ A representação matricial supõe que o espaço pode ser tratado como uma superfície plana, onde cada célula está associada a uma porção do terreno. As estruturas matriciais usam uma grade regular sobre a qual se representa, célula a célula, o elemento que está sendo representado (e.g., quantidade de habitantes). Nesta representação, o espaço é representado como uma matriz $P(m, n)$ composto de m colunas e n linhas, onde cada célula possui um número de linha, um número de coluna e um valor correspondente ao atributo estudado (CÂMARA, 2005).

Não só na representação matricial, mas também na representação vetorial por polígonos, o mapeamento dasimétrico permite a mudança na representação da unidade do dado original de entrada (MARTIN, 1996). Se os limites do tipo de uso do solo estiverem disponíveis, os mesmos podem ser sobrepostos às zonas residenciais, mascarando regiões sem população, e assim apenas as regiões com população seriam apresentadas (Figura 2.12).

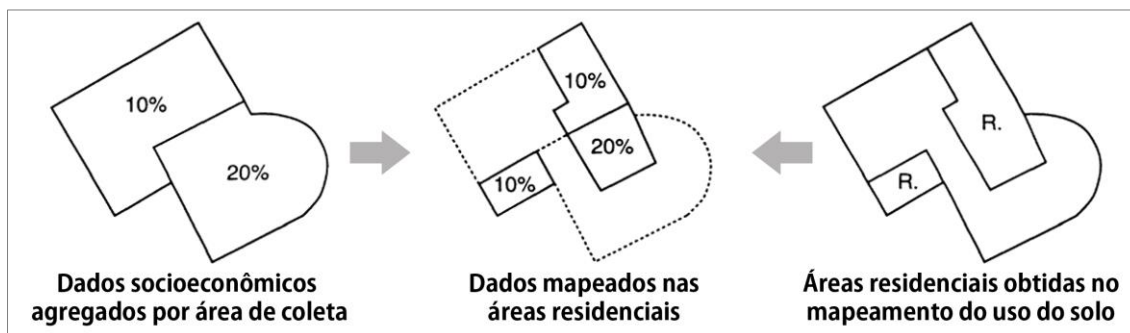


Figura 2.12 – Mapeamento da população utilizando técnicas dasimétricas.

Fonte: ADAPTADO DE MARTIN (1996).

Contudo, KAMPEL (2004) alerta que o uso dos interpoladores com informação auxiliar será eficiente quanto mais precisa for a escolha das variáveis e o conhecimento das inter-relações entre elas.

Os **modelos estatísticos**, por sua vez, estão mais relacionados à inferência da relação entre população e outras variáveis, com o objetivo de estimar a população de uma área. A metodologia foi originalmente desenvolvida para estimar população em períodos intercensitários ou em áreas com difícil acesso na coleta de dados, embora possa ser incorporada no processo de interpolação do censo demográfico (WU ET AL., 2005). Os modelos estatísticos usam variáveis socioeconômicas e aplicam teorias sobre geografia urbana para estimar a população. O censo demográfico participa apenas no processo de treinamento do modelo, ou seja, não é um dado de entrada (TOMÁS, 2010).

Imagens de sensoriamento remoto de várias escalas têm sido utilizadas para realizar estimativa populacional por meio de modelos estatísticos. Esta abordagem por ser dividida em cinco grupos, conforme a relação da população e: a) as unidades de moradia; b) a dimensão das áreas construídas; c) o uso do solo; d) as características espectrais da imagem; e e) outras características físicas ou socioeconômicas (WU ET AL., 2005).

A modelagem estatística com base na contagem de moradias individuais é considerada a mais precisa das técnicas de estimativa por meio de dados de sensores remotos (LI; WENG, 2005). A população total de uma área é estimada pela multiplicação do número total de moradias individuais pelo número médio de pessoas que vivem nas moradias, considerando-

se que todas as moradias estão ocupadas. Também é possível caracterizar diferentes padrões para as moradias, e aplicar pesos diversos para o número de pessoas residentes em cada categoria. O número de pessoas por moradia pode ser obtido por meio de pesquisas de campo ou do censo demográfico. O número total de moradias pode ser estimado por meio de imagens de sensoriamento remoto, com resolução espacial suficiente para identificar o tipo de edificação individualmente (TOMÁS, 2010).

TOMÁS (2010) destaca que o grande problema desta categoria é o tempo, pois a contagem de unidades residenciais é comumente realizada de forma manual. Contudo, o avanço nas técnicas de extração de feições tem caminhado no sentido de automatizar todo o processo. O uso de imagens de altíssima resolução espacial tem permitido a classificação satisfatória de feições em áreas urbanas (RIBEIRO, 2014); além disso, os dados LiDAR têm despontado como dado auxiliar importante na extração de tais feições (e.g., TOMÁS, 2010).

Uma ampla revisão em estudos que realizaram inferências populacionais por meio de sensoriamento remoto é apresentada por TOMÁS (2010). Seu trabalho, entretanto, é de grande interesse a esta pesquisa pois desenvolveu e aplicou uma metodologia para inferir a população residente em áreas urbanas por meio do cálculo do volume de edificações residenciais, obtido a partir de imagens orbitais Ikonos-2 e dados LiDAR. A autora ressalta que a utilização de dados tridimensionais representa uma diferenciação em relação aos trabalhos na literatura indexada, pois os mesmos realizaram inferência populacional apenas com dados bidimensionais, que são mais imprecisos na medida em que não permitem calcular o número de pavimentos ou unidades residenciais existentes por edificação.

2.8 Modelagem espacial

A modelagem conceitual é um dos aspectos mais importantes de um projeto de simulação. Envolve a abstração de um modelo do sistema do mundo real, identificando o que precisa ser modelado e como (FURIAN ET AL., 2015). A modelagem conceitual é uma ferramenta que fornece uma **compreensão** clara do domínio ou problema alvo (KARAGÖZ; DEMIRÖRS, 2011). Portanto, trata-se uma representação simplificada do sistema real, incluindo características estruturais e comportamentais. ROBINSON (2008) argumenta que um modelo conceitual é derivado de uma compreensão da situação problemática, que é essencialmente externa ao modelo conceitual. Então, o modelo é uma descrição parcial do mundo real suficiente para resolver a situação problemática. Para este autor, o modelo conceitual consiste em quatro componentes principais: objetivos, insumos (fatores experimentais), saídas (i.e., respostas) e o conteúdo do modelo (ROBINSON, 2008).

A atual geração dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) configura uma tecnologia estabelecida para armazenar, organizar, recuperar e modificar informações sobre a distribuição espacial de recursos naturais, dados geodemográficos, redes de utilidade pública e muitos outros tipos de dados localizados na superfície da terra (PEDROSA; CÂMARA, 2001). Quando das avaliações de sistemas hídricos, por exemplo, por meio a utilização de um SIG para geração e tabulação de dados que serão analisados a respeito do uso e a ocupação da terra, os dados georreferenciados facilitam no auxílio analítico de pesquisas científicas, na medida em que colaboram no tratamento eficiente dos numerosos e diversificados registros relativos aos corpos d'água e o que ocorre na sua área (SCHREIER; BROWN, 2002).

Nesta área, um dos principais desafios é transformar estes sistemas, essencialmente estáticos, em ferramentas capazes de prover representações realistas de **processos espaço-temporais**. A modelagem de grande quantidade de processos físicos, em aplicações como geomorfologia, estudos climáticos, dinâmica populacional e impacto ambiental, requer que os SIG tenham capacidade de representar os tipos de processos dinâmicos encontrados em estudos de sistemas físicos e socioeconômicos.

O uso de modelos matemáticos geoprocessados tem tido um papel relevante nos estudos das últimas décadas, pelo fato de serem instrumentos úteis para a análise da conservação de ecossistemas, tendo em vista que englobam o diagnóstico adequado em sua estruturação, processo e dinâmica, a exemplo dos sistemas hídricos (JØRGENSEN, 1994; TUNDISI, 1999). Nesse sentido, diversos autores apontam que os modelos matemáticos podem ser usados para obter conhecimento, realizar previsões e controle, assim como para síntese, análises e instrumentação (HAEFNER, 2005). Sendo assim, a seleção do modelo dependerá da finalidade pretendida como objetivos das análises, tempo e dados disponíveis.

Discussões sobre aspectos relacionados à **classificação de modelos** podem ser encontradas em MAIDMENT (1993), VERTESSY ET AL. (1993) e TUCCI (2005). Os modelos podem ser classificados sob diferentes aspectos. Comumente, os modelos são classificados de acordo com o tipo de variáveis utilizadas na modelagem (estocásticos ou determinísticos), o tipo de relações entre essas variáveis (empíricos ou baseados em processos), a forma de representação dos dados no tempo (discretos ou contínuos), a existência ou não de relações espaciais (pontuais ou distribuídos), e a existência de dependência temporal (estáticos ou dinâmicos) (RENNÓ; SOARES, 2001).

- a) Modelo estocástico: quando pelo menos uma das variáveis envolvidas tem comportamento aleatório;
- b) Modelo determinístico: os conceitos de probabilidade não são considerados durante

elaboração desse modelo. No entanto, uma variável de entrada pode ser aleatória, mas o modelo ainda assim é determinístico quando cada valor de entrada produz um único valor de saída. Sistemas multivariados não lineares podem levar a resultados caóticos que erroneamente são interpretados como variáveis aleatórias;

- c) Modelos empíricos: são aqueles que utilizam relações baseadas em observações. Em geral, estes modelos são bastante simples e úteis no dia a dia. No entanto, são pouco robustos, uma vez que são específicos para a região e condições para as quais as relações foram estimadas. Além disso, os modelos empíricos não possibilitam fazer simulações de mudanças em condições para os quais o modelo não previu, tais como, chuvas extremamente altas, mudança de uso do solo, etc.;
- d) Modelos baseados em processos: são mais complexos que os modelos empíricos, uma vez que procuram descrever todos os processos que envolvem determinado fenômeno estudado. Os modelos baseados em processo podem ser subdivididos em modelos conceituais e modelos físicos:
 - i. Modelos conceituais: são aqueles que fazem uso de equações empíricas (e por isso também são chamados de modelos semi-empíricos), mas que descrevem o sistema segundo as leis da física;
 - ii. Modelos físicos: utilizam as principais equações diferenciais do sistema físico na representação dos processos e seus parâmetros possuem um significado físico e, portanto, podem ser estimados através de medidas reais.
- e) Modelos discretos: apesar dos fenômenos naturais variarem continuamente no tempo, na maioria das vezes, estes fenômenos são representados por modelos discretos. A escolha do intervalo de tempo (passo) no qual o modelo será executado depende basicamente do fenômeno estudado, da disponibilidade de dados e da precisão desejada nos resultados. Em geral, quanto menor o intervalo de tempo maior será a precisão dos resultados, aumentando também o custo computacional para geração destes resultados;
- f) Modelos contínuos: nesses modelos, o tempo é variável pertencente ao conjunto dos números reais. As variações das variáveis modeladas são instantâneas e as equações matemáticas utilizadas são as equações diferenciais;
- g) Modelos pontuais (concentrados ou agregados): nesses modelos, considera-se que todas as variáveis de entrada e de saída são representativas de toda área estudada;
- h) Modelos distribuídos: consideram a variabilidade espacial encontrada nas diversas

variáveis do modelo. De maneira geral, alguma discretização do espaço é feita e conseqüentemente cada elemento discreto pode ser tratado como um ponto que representa homogeneamente toda sua área. Modelos distribuídos mais realísticos consideram também a existência de relação espacial entre elementos vizinhos (relação topológica);

- i) Modelos estáticos: utilizando um conjunto de dados de entrada, o modelo estático produz um resultado oriundo da solução das equações do modelo em um único passo;
- j) Modelos dinâmicos: utilizam o resultado de uma iteração como entrada para uma próxima iteração.

Os modelos que buscam descrever o sistema como um todo, i.e., tentam representar as interações entre todos os seus componentes, possuem uma característica chave que é a eficiência com que abordam a dimensão espacial, implementando conceitos como as relações de vizinhança e suportando o uso combinado de múltiplas escalas. **Modelos de sistemas** são classificados como modelos exploratórios, porque fornecem condições para que várias simulações possam ser investigadas a partir de diferentes cenários. Entretanto, estes modelos requerem um substancial conhecimento do fenômeno em estudo e acabam por se tornar sistemas altamente especializados, não podendo ser aplicados a outras classes de fenômenos (PEDROSA; CÂMARA, 2001).

Os modelos de sistemas podem ser divididos em duas classes: os modelos de simulação de ecossistemas e os de simulação dinâmica espacial. A construção de um modelo de simulação, de modo geral, requer que os principais aspectos que afetam o fenômeno estejam bem integrados, que seus relacionamentos funcionais estejam bem representados e que o modelo possa prever os impactos ecológicos e econômicos das mudanças ao longo do tempo.

Os modelos de simulação de ecossistemas são projetados para imitar o comportamento de um sistema, enfatizando as interações entre todos os seus componentes; e são baseados na composição de ecossistemas complexos em um número de equações diferenciais. Estes modelos são adequados para representar processos não estacionários, mas apresentam dificuldades para sua expressão espacial, pois tratam o espaço como uma entidade homogênea (LAMBIN, 1994).

A modelagem dinâmica (BURROUGH, 1998) busca transcender as limitações atuais da tecnologia de Geoprocessamento, fortemente baseada numa visão estática, bidimensional do mundo, realizando a simulação numérica de processos dependentes do tempo, como nos

modelos hidrológicos, que simulam o fluxo e transporte de água. Na definição de BURROUGH (1998), "um modelo espacial dinâmico é uma representação matemática de um processo do mundo real em que uma localização na superfície terrestre muda em resposta a variações em suas forças direcionadoras".

Os **modelos de simulação dinâmica espacial** baseiam-se em modelos de ecossistemas com extensões para acomodar a heterogeneidade espacial e processos humanos de tomada de decisão (PEDROSA; CÂMARA, 2001). Uma abordagem para desenvolver modelos de simulação dinâmica espacial é representar o espaço como uma matriz de células e aplicar as equações matemáticas a cada uma das células da matriz, simultaneamente. Cada célula do modelo está conectada com suas células vizinhas, de tal forma que é possível estabelecer um fluxo entre células adjacentes. Isto simplifica sobremaneira o mecanismo de predições do sistema porque, por exemplo, se uma célula tem três vizinhos com estado x , é altamente provável que o estado desta célula venha a ser x também. Entretanto, este raciocínio simplista pode ser aperfeiçoado em regras de transição. Outro aperfeiçoamento desse modelo é a possibilidade de incorporar processos de tomada de decisões. Modelos que incorporam este mecanismo são chamados modelos baseados em regras. As regras de tomada de decisão são representadas por meio de abstrações muito semelhantes àquelas que ocorrem na mente humana.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA: RESÍDUOS SÓLIDOS

Nas últimas décadas, a **geração de resíduos sólidos** se intensificou significativamente, em consequência do crescimento da população urbana e do acondicionamento dos produtos de consumo em embalagens. Contudo, o crescimento urbano nem sempre ocorreu acompanhado pelo desenvolvimento urbano, que envolve a implantação de infraestrutura de abastecimento de água, coleta e tratamento do esgoto, drenagem urbana, coleta e disposição de resíduos sólidos e limpeza pública (NEVES; TUCCI, 2008).

Fatores econômicos, sociais e culturais interferem na quantidade e na qualidade (i.e., nos tipos de resíduos) da geração dos resíduos gerados. No Brasil, a composição dos resíduos sólidos urbanos é predominantemente de origem orgânica, todavia, é incomum o aproveitamento dessa parcela (PINHO; GUNTHER, 2008). Por outro lado, componentes como papel, vidro, plástico e metal possuem viabilidade de reciclagem quando dispostos de forma adequada para este fim.

No ano de 2016, foram gerados, no Brasil, cerca **78,3 milhões de toneladas** de resíduos sólidos urbanos, o que representa uma redução de 2% em relação a 2015, índice que poderia parecer animador frente à taxa de crescimento populacional no país no período, que foi de 0,8%. Entretanto, esta redução reflete, de fato, a crise econômica por que vem passando o país. Para Carlos Silva Filho, presidente da Abrelpe, a redução na geração de resíduos sólidos não pode ser atribuída à conscientização ambiental da população, mas à crise: “É a primeira vez que temos decréscimo de resíduos sólidos no Brasil desde 2003, fruto da crise econômica, que afetou diretamente o poder de compra da população e trouxe, como consequência, o menor descarte de resíduos sólidos” (CRUZ, 2017).

A taxa de geração *per capita* também diminuiu, de 1,071 kg/hab/dia, em 2015, para 1,040 kg/hab/dia, em 2016 (ABRELPE, 2017). No Rio Grande do Sul, a média de geração diária de resíduos sólidos, em 2015, situa-se abaixo da média nacional, com 0,77 kg/hab/dia, totalizando mais de 8,7 mil toneladas geradas diariamente (Figura 3.1) (ABRELPE, 2016). Tais dados evidenciam uma mudança nos padrões de consumo do brasileiro, decorrentes da redução do poder de compra no período, com geração de mais menos de resíduos por habitante (ABRELPE, 2017). Se observado, contudo, o panorama dos últimos dez anos, a tendência é o aumento na geração de resíduos *per capita*.

A mesma pesquisa aponta também para um **aumento na coleta de resíduos** em 0,3%, no mesmo período. Contudo, há que se atentar para o fato de ainda quase 19 mil toneladas diárias de resíduos sólidos urbanos deixaram de ser coletadas no país e, por consequência, tiveram destino impróprio. Do montante de resíduos sólidos coletados, apenas 58,4% receberam

destinação adequada, sendo enviados a aterros sanitários; preocupantes 81,2 mil toneladas diárias seguiram para lixões ou aterros controlados nesse período (ABRELPE, 2017). Na Figura 3.2, apresenta-se a distribuição espacial dos serviços de coleta de resíduos sólidos e destinação, em âmbito nacional. Na Figura 3.3, apresenta-se o panorama dos municípios gaúchos, indicando os municípios que possuem aterros sanitários e os que enviam para estes seus resíduos.

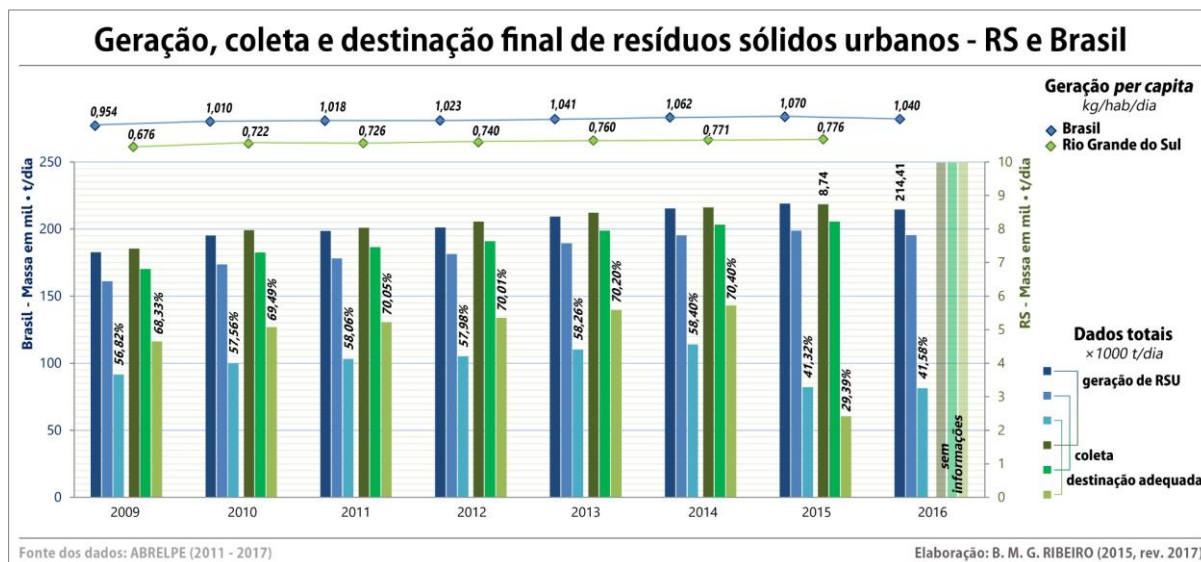


Figura 3.1 – Gráfico da evolução da geração, coleta e disposição dos resíduos sólidos urbanos no Rio Grande do Sul e no Brasil, de 2009 a 2016.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017) – A PARTIR DE ABRELPE (2011; 2012; 2013; 2014; 2015; 2016; 2017).

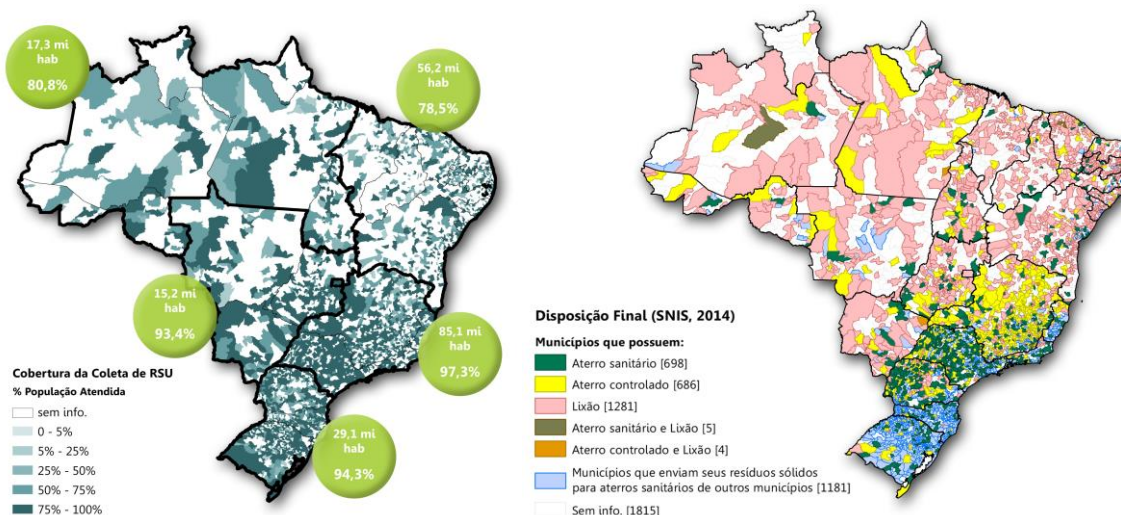


Figura 3.2 – Mapas do panorama brasileiro quanto à coleta e destinação final dos resíduos sólidos. Em (a), a distribuição dos municípios que possuem serviço de coleta de resíduos sólidos urbanos (conforme porcentagem de população atendida) – as etiquetas verdes indicam a população nas grandes regiões geográficas e a porcentagem de população atendida pelo serviço de coleta; em (b), os municípios que possuem aterro sanitário e que enviam seus resíduos para estes aterros.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2015) – A PARTIR DE ABRELPE (2015) E MCIDADES/SNSA (2015a).

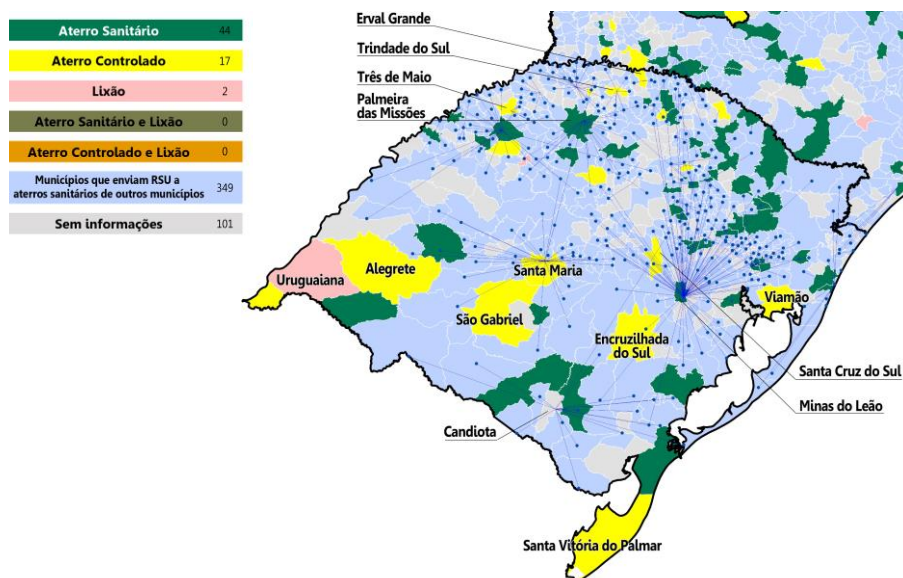


Figura 3.3 – Destinação adequada dos resíduos sólidos em 80% dos municípios do Rio Grande do Sul. Em verde, municípios que possuem aterros sanitários (inclusive em Santa Catarina) que recebem os resíduos dos municípios demarcados em amarelo.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2014) A PARTIR DE DADOS DA FEPAM (2014).

A destinação final dos resíduos sólidos é abordada em leis federais **desde a década de 1950** e, desde então, tais documentos estabelecem que os resíduos devem ser dispostos de modo ambientalmente adequado e responsável, a saber:

- a) Lei Federal nº 2.312/1954 (Normas Gerais sobre Defesa e Proteção da Saúde), Artigo 12º: “A coleta, o transporte e o destino final do lixo deverão processar-se em condições que não tragam inconvenientes à saúde e ao bem-estar público [...]” (BRASIL, 1954);
- b) Lei Federal nº 6.938/1981 (Política Nacional do Meio Ambiente), Artigo 10º: “A construção, instalação, ampliação e funcionamento de estabelecimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental dependerão de prévio licenciamento ambiental” (BRASIL, 1981);
- c) Lei Federal nº 9.605/1998 (Lei dos Crimes Ambientais), Artigo 54º: “Causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana [...] Pena – reclusão, de um a quatro anos, e multa” (BRASIL, 1998);
- d) Lei Federal nº 12.305/2010 (Política Nacional de Resíduos Sólidos):
 - i) Artigo 3º: “VII – destinação final ambientalmente adequada: **destinação de resíduos** que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação

e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do SISNAMA [Sistema Nacional do Meio Ambiente], do SNVS [Sistema Nacional de Vigilância Sanitária] e do SUASA [Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária], entre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos; VII – disposição final ambientalmente adequada: distribuição ordenada de **rejeitos em aterros**, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos” (BRASIL, 2010);

- ii) Artigo 9º: “Na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, deve ser observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos” (BRASIL, 2010);
- iii) Artigo 54: “A disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, observado o disposto no § 1º do art. 9º, deverá ser implantada em até 4 (quatro) anos após a data de publicação desta Lei.

§ 1º Poderão ser utilizadas tecnologias visando à recuperação energética dos resíduos sólidos urbanos, desde que tenha sido comprovada sua viabilidade técnica e ambiental [...]” (BRASIL, 2010).

Observa-se, então, que a legislação estabelece, há muito tempo, o caráter inadequado e ilegal da disposição final de resíduos sólidos (e rejeitos) em lixões (ou mesmo, nos ditos aterros controlados). Entretanto, somente com a publicação da PNRS, observou-se um maior empenho em encerrar as atividades de lixões e aterros controlados nos municípios brasileiros. A má interpretação desta lei levou ao entendimento de que a implantação da destinação final adequada dos resíduos sólidos e rejeitos no Brasil deveria ocorrer até agosto de 2014. O que a PNRS estabelece, entretanto, é que a partir desta data, os aterros sanitários somente poderiam receber os rejeitos, e os resíduos sólidos, por sua vez, deveriam receber a destinação ambientalmente adequada, que passa por etapas intermediárias (e.g., a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético), tendo, como último recurso, disposição final em aterros sanitários.

Os governos estão sendo obrigados a **corrigir suas práticas de gestão** com vistas a obedecer a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, Lei Federal nº 12.305/2010) e a legislação anterior. Espera-se que o panorama da destinação de resíduos sólidos e disposição final de

rejeitos apresente resultados mais positivos, em alguns anos, em comparação com os dados atuais: o percentual de resíduos encaminhados para aterros sanitários permaneceu praticamente inalterado nos últimos anos – 57,6%, em 2010 e 58,4%, em 2016 – porém, as quantidades destinadas inadequadamente aumentaram, e chegaram a cerca de 29,6 milhões de toneladas no ano de 2016 (ABRELPE, 2011; 2017).

3.1 Disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos

Os resíduos sólidos dispostos de modo inadequado têm **alto potencial poluidor** do ambiente, além de favorecer a proliferação de vetores transmissores de doenças infecciosas e de microrganismos patogênicos. Dentre os inúmeros impactos ambientais negativos decorrentes dessa prática, pode-se citar a poluição dos mananciais superficiais e subterrâneos, a poluição atmosférica, a produção de odores desagradáveis, a poluição visual, a depreciação/desvalorização de propriedades, a queda do turismo e perda da qualidade de vida da população. Neste sentido, o monitoramento dos resíduos sólidos é um importante fator para uma gestão apropriada de bacias hidrográficas.

Além do monitoramento da gestão dos resíduos (i.e., serviços de coleta e disposição final), NEVES E TUCCI (2008) enfatizam que a quantificação dos resíduos sólidos é essencial para uma adequada **gestão das fontes e redução dos resíduos sobre os sistemas hídricos**. Quando atingem as redes de drenagem, por exemplo, os principais efeitos destes resíduos são a obstrução do sistema de drenagem e aumento da frequência de inundações, além da própria degradação ambiental dos sistemas hídricos (e.g., qualidade da água) por resíduos que apresentam alto tempo de vida no ambiente.

ARMITAGE (2007) aponta que a composição dos resíduos e a taxa com que são encontrados em uma bacia hidrográfica são altamente variáveis. Alguns fatores contribuem para isso, como:

- a) Tipo de uso do solo (e.g., comercial, industrial, residencial);
- b) Densidade da ocupação;
- c) Nível de renda da comunidade: em algumas regiões, as pessoas pobres não têm acesso a muitos produtos de consumo e, portanto, não estão em posição de se desfazer desses produtos ou de suas embalagens; em outras regiões, a população pode pagar produtos de consumo, entretanto, os impostos não garantem os serviços de limpeza e de remoção de resíduos adequados;
- d) Tipo de indústria, pois algumas indústrias tendem a produzir mais poluentes do que

outras;

- e) Padrões de precipitação (e.g., a ocorrência e frequência de chuvas ao longo do ano). Os resíduos vão se acumular na bacia até que sejam captados por algum serviço de coleta, ou sejam carreados para os esgotos ou para a rede de drenagem por um aguaceiro. Longos períodos de seca dão oportunidade para as autoridades locais para coleta dos resíduos, mas também resultam em maiores concentrações de resíduos acumulados sendo conduzidos pelos canais de drenagem com as primeiras chuvas da estação (a chamada "primeira descarga");
- f) Tipo de vegetação na bacia: em áreas mais abastadas, por exemplo, folhas, muitas vezes, formam a maior proporção de resíduos coletados em armadilhas implantadas nos canais de drenagem. Algumas espécies de árvores provocam maiores problemas do que outras, relacionados à velocidade com que perdem suas folhas, às dimensões dessas, à facilidade (ou não) de decomposição quando em contato com a água, etc.;
- g) Eficiência e eficácia dos serviços de coleta de resíduos, incluindo a remoção em propriedades privadas e a limpeza das ruas e lixeiras públicas, incluindo a correta conduta dos varredores em não dispensar o produto da varrição de ruas em canais de drenagem ou de esgotos;
- h) Nível de preocupação ambiental na comunidade, conduzindo, por exemplo, à redução da utilização de certos produtos e a reciclagem dos outros;
- i) Extensão da legislação que proíba a produção de resíduos ou obrigue sua redução, com a qual está associada a eficácia da fiscalização da legislação e o nível de multas aplicáveis.

A variabilidade na natureza do resíduo sólido, associada a diferentes usos do solo, tem sido identificada por grande número de pesquisadores. Por exemplo, ALLISON E CHIEW (1995) mostraram que, para uma bacia hidrográfica totalmente urbanizada em Coburg, situada cerca de 10 km a norte do CBD (*Central Business District*, distrito comercial central) de Melbourne (Austrália), resíduos de jardinagem compuseram 85% dos resíduos coletados de um local residencial, mas apenas 36% de um local de indústria leve. Papel e material plástico compuseram 64% os resíduos do local de indústria leve, mas apenas 13% da zona residencial. Perfis semelhantes foram obtidos para Auckland (Nova Zelândia) (CORNELIUS ET AL., 1994,²²

²² CORNELIUS, M.; CLAYTON, T.; LEWIS G.; ARNOLD, G.; CRAIG, J. **Litter Associated with Stormwater Discharge in Auckland City New Zealand**. Island Care New Zealand Trust. Auckland, Nova Zelândia, 1994. 34 p. ISBN: 9780958331401.

apud ARMITAGE ET AL., 1998; ICNZT, 1996).

Há uma grande variação nos dados publicados sobre medidas de **carga de resíduos**. Não só existem grandes diferenças entre os perfis de resíduos de diferentes bacias hidrográficas, como também, muitas vezes, os dados apenas refletem o estado da bacia hidrográfica no momento da medição. A questão se torna ainda mais complicada devido à falta de uniformidade na divulgação de dados da captura de resíduos. A massa de uma amostra varia com o seu teor de humidade e, frequentemente, as amostras coletadas do sistema de drenagem não são secas antes de serem pesadas. Nessas situações, a densidade da amostra pode aumentar até cinco vezes, em comparação com seu estado seco e compactado (ARMITAGE, 2007). Por vezes, folhas, lodo ou entulho (rejeitos da construção civil) são considerados como integrantes dos resíduos sólidos, por vezes, não o são; e o processo de remoção de folhas, sedimentos e/ou entulho também irão alterar a densidade da amostra de resíduos sob análise. Por vezes, as cargas de resíduos são expressas em termos de comprimento do meio-fio; outras vezes, são expressas em termos de área.

A quantidade de resíduos que encontram seu caminho no **sistema de drenagem** também é extremamente sensível à eficiência da coleta e remoção de resíduos e do serviço de varrição de ruas na área de influência do estudo, e as informações a este respeito muitas vezes não são apresentadas. Em muitos países em desenvolvimento, a coleta formal de resíduos domésticos ou é inexistente ou inadequada. Os resíduos domésticos são lançados nos logradouros ou em espaços abertos nas proximidades. Os canais de drenagem pluvial são candidatos particularmente favorecidos ao lançamento irregular de resíduos, pois são "lavados" com a passagem da água, que leva embora as evidências do despejo ilegal.

A **limpeza urbana** frequente pode reduzir drasticamente a quantidade de resíduos sólidos nas ruas (e que têm potencial para atingir o sistema de drenagem), mesmo quando não há um serviço de coleta de resíduos adequada. Por outro lado, se a varrição de ruas não é frequente, sua eficácia depende fortemente os padrões de chuva: se há períodos de maior precipitação entre os eventos de limpeza, grande quantidade de resíduos sólidos provavelmente acabará nos canais de drenagem; se não há, os resíduos tenderão a acumular-se nas ruas até ao momento em sejam removidos.

ARMITAGE (2007) aponta que muitas medidas podem ser adotadas para **redução da quantidade de resíduos sólidos** que alcançam o **sistema de drenagem** de águas pluviais. A maneira mais sensata se daria por meio do desenvolvimento de uma estratégia de gestão integrada de resíduos no âmbito da bacia hidrográfica. Há duas categorias de métodos de redução de resíduos disponíveis: (a) controles de planejamento (e.g., restrição de atividades

geradoras de resíduos para aquelas áreas onde o impacto destes resíduos pode ser mais eficazmente controlado e reduzido); (b) controles de fonte (e.g., redução de resíduos que por meio de programas de educação da comunidade, aplicação e fiscalização de leis específicas relativas aos resíduos sólidos, etc.).

Além dessas categorias, estudos têm comprovado a contribuição de controles estruturais (e.g., remoção dos resíduos sólidos do sistema de drenagem) (e.g., ICNZZT, 1996; ALLISON ET AL., 1997; ARMITAGE ET AL., 1998; MARAIS ET AL., 2004). NEVES (2006) aponta que as **medidas não estruturais** talvez sejam as mais eficientes, todavia necessitam de um planejamento de longo prazo que envolve questões educacionais, culturais e sociais. Em curto prazo, as **medidas estruturais** adquirem relevância e precisam ser dimensionadas com parâmetros bem definidos, que dependem de informações acerca da quantidade de resíduos sólidos que entra no sistema de drenagem pluvial. Por isso, há a necessidade de se estudar métodos que sirvam de controle e medição destas cargas. Na Figura 3.4, apresentam-se, esquematicamente, os componentes de uma estratégia de gestão integrada de resíduos em uma bacia hidrográfica (cf. MARAIS; ARMITAGE, 2003; MARAIS ET AL., 2004).

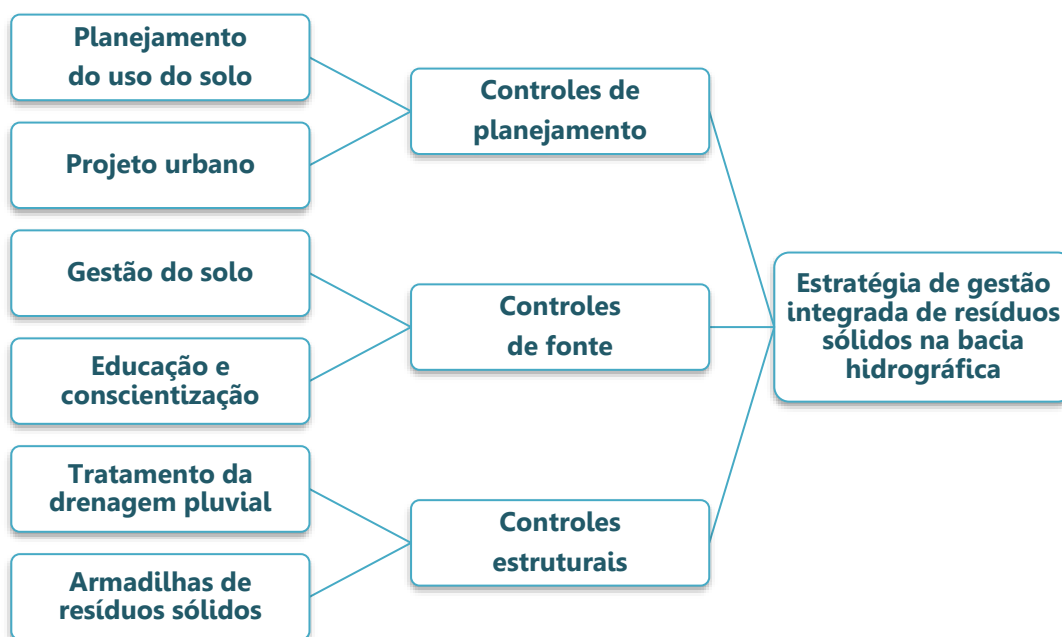


Figura 3.4 – Componentes de uma estratégia de gestão integrada de resíduos em uma bacia hidrográfica.

Fonte: ADAPTADO DE MARAIS E ARMITAGE (2003) E MARAIS ET AL. (2004).

Para ARMITAGE (2007), **controles de planejamento** devem visar à adoção de políticas de uso do solo que:

- a) Preservem elementos importantes do sistema de águas pluviais, como os canais

- naturais, as zonas úmidas e a mata ciliar, por meio da restrição ao uso de tais áreas;
- b) Minimizem o risco de os resíduos atingirem o sistema de drenagem, locando atividades de produção de resíduos em áreas onde seja mais fácil conter e controlar o acúmulo dos resíduos;
 - c) Exijam medidas de controle da poluição como parte do desenvolvimento de qualquer empreendimento.

Controles de fonte (ou origem) visam reduzir as cargas de resíduos que entram no sistema de drenagem por lidar com a poluição na fonte (i.e., no local de geração). ARMITAGE (2007) aponta que existem inúmeras opções, como:

- a) Incrementar as operações de limpeza, por exemplo, com ações como melhorando localização e o *design* de lixeiras, realizando coletas mais frequentes dos resíduos, implantando métodos de monitoramento da varrição de ruas para garantir que os resíduos não sejam conduzidos a bueiros e bocas de lobo, e garantindo que ecopontos sejam devidamente localizados (este último, inclusive, também pode ser uma forma de promover empregos na reciclagem);
- b) Controlar a construção civil, assegurando que os planos de gestão locais estejam visíveis, para evitar derrames de material contaminante e entulho, que poderiam alcançar o sistema de drenagem;
- c) Conduzir pesquisas junto às empresas para determinar a natureza e extensão das atividades suscetíveis à geração de resíduos que possam atingir os sistemas de drenagem pluviais; isto poderia levar, entre outros, ao incentivo aos fabricantes a adotar embalagens mais amigáveis do ambiente;
- d) Realizar campanhas de educação ambiental sobre resíduos sólidos, dirigidas às empresas e às famílias, informando como as ruas, o sistema de drenagem de águas pluviais, os rios e os oceanos estão interligados e como atividades diárias afetam a qualidade de águas pluviais (VSC, 1999). As atividades típicas incluem: (i) organização de "faxinões" que possuem o duplo propósito: de criar consciência ambiental e de reduzir a quantidade de resíduos; (ii) implementação de programas tipo "adote uma quadra", em que um grupo de pessoas se concentra na redução dos resíduos dentro de uma área determinada; ou (iii) o incentivo à separação de resíduos sólidos conforme as classes de material reciclável, propiciando sua posterior revenda;
- e) Melhorar a aplicação da legislação de resíduos sólidos, por exemplo, por meio da criação de poluição canais de comunicação para incentivar o público em geral a

relatar casos de desobediência e aumentar o número de pessoas atuando na aplicação da legislação;

- f) Taxar produtos (incluindo embalagens) que são considerados suscetíveis de serem os principais contribuintes dos resíduos sólidos nos corpos d'água (ARMITAGE, 2007).

Uma estratégia de gestão de resíduos na bacia, que seja integrada e abrangente, também deverá incluir **controles estruturais**, i.e., a remoção dos resíduos sólidos do sistema de drenagem. Isto se deve ao fato de que, na maioria dos casos, é difícil evitar que qualquer resíduo sólido alcance o sistema de drenagem, de modo que a carga de resíduos que de fato atinge o sistema terá que ser removida de outra forma (ARMITAGE, 2007). Em áreas em que os sistemas de esgoto são combinados (tipicamente na Europa e em partes da América do Norte), a remoção pode ser facilmente realizada por meio de operações de tratamento das águas residuais. O principal foco de atenção, então, está nos transbordamentos que podem ocorrer em estações mais úmidas. Em muitas partes do mundo e na maioria das cidades brasileiras, no entanto, a drenagem de águas pluviais ocorre segregada do sistema de esgotamento sanitário, e, por cauda disso, os resíduos sólidos devem ser capturados e removidos ao longo do curso da água. Nessas circunstâncias, a armadilha ideal deveria possuir, entre outros, as seguintes características (ARMITAGE ET AL., 1998):

- a) Ser confiável;
- b) Ser de construção e operação econômicas;
- c) Não possuir partes móveis;
- d) Não necessitar de nenhuma fonte de energia externa;
- e) Exigir de cotas de nível mínimas (i.e., poder ser utilizada em associação com gradientes planos);
- f) Não aumentar os níveis de inundação na vizinhança da estrutura;
- g) Possuir alta eficiência de remoção dos resíduos sólidos.

ARMITAGE (2007) argumenta que, infelizmente, a armadilha de resíduos sólidos perfeita não existe, uma vez que todos os projetos representam algum tipo de comprometimento, cabendo ao estudo das características de cada caso a especificação da estrutura mais adequada para atender às circunstâncias. Idealmente, esta deve corresponder apenas a uma parte de uma estratégia de remoção dos resíduos, levando também em consideração os controles de planejamento e de origem/fonte. Um dos maiores problemas enfrentados pelo projetista de uma armadilha de resíduos é não existir delimitação definitiva do objeto a ser

capturado, i.e., os resíduos podem ter qualquer tamanho, qualquer forma, qualquer densidade e qualquer dureza. Além disso, as características físicas dos itens individuais podem mudar conforme os resíduos se movem através do sistema de drenagem. Por exemplo, sacos de plástico podem se deformar e desgastar, garrafas podem quebrar, latas de alumínio podem encher com água e/ou sedimento. O **alto grau de variabilidade** das características dos resíduos sólidos faz com que seja extremamente difícil projetar uma estrutura que irá atender a toda e qualquer eventualidade. Muitas estruturas de captura de resíduos sólidos funcionam muito bem em fluxos baixos, mas não em elevados, ou vice-versa, ou podem trabalhar bem com certos tipos de resíduos, mas não com os outros.

3.2 Modelagem de resíduos sólidos

A demanda por **dados confiáveis** sobre a geração de resíduos sólidos está implicitamente incluída na maioria das legislações relativas à gestão de resíduos sólidos. Mais explicitamente, a legislação exige uma avaliação dos resíduos gerados atualmente e suas previsões futuras, permitindo que as autoridades públicas competentes possam planejar a eliminação destes resíduos com anos de antecedência.

Isto implica uma necessidade por informações confiáveis sobre a **quantidade e composição dos resíduos**, que é difícil de alcançar em um nível desagregado. Ao contrário de infraestruturas mais centralizadas, como, por exemplo, o fornecimento de energia elétrica, em que o consumo de cada usuário final pode ser medido individualmente, a geração de resíduos sólidos não pode ser medida diretamente. Normalmente, em sistemas de coleta e eliminação de resíduos sólidos, existem diferentes canais de eliminação paralela, como a coleta convencional, a coleta seletiva, a coleta periódica de grandes volumes, os ecopontos, etc. Os resíduos provenientes de um único domicílio são medidos apenas em raras situações, como, por exemplo, em áreas onde os sistemas *Pay-As-You-Throw*²³ (pague conforme o descarte) foram implantados. Assim, a geração de resíduos não pode ser medida em uma base detalhada, o que permitiria uma avaliação mais aprofundada dos hábitos de eliminação, mudanças e tendências. Nestes casos, a modelagem é de particular importância.

²³ No sistema *Pay-As-You-Throw* (PAYT), uma taxa é cobrada dos usuários baseada no volume de resíduos sólidos que apresentados para a coleta de resíduos sólidos. A Áustria foi o primeiro país a implementar a cobrança individual de resíduos, em 1945, mas o PAYT não se consolidou até os anos 1980, quando os sistemas de identificação eletrônicos eficientes e seguros se tornaram disponíveis (REICHENBACH, 2008). Outras experiências estão presentes na Alemanha (1970), Espanha (2003), em cidades americanas da Califórnia, Michigan, New York e Washington (a partir dos anos 1970), além de 6.000 pequenas comunidades nos Estados Unidos (nos anos 2000), em 200 cidades no Canadá (anos 2000), em 30% das cidades do Japão (a partir dos anos 1970), e nas cidades mais desenvolvidas da Coreia, Tailândia, Vietnã, China e Taiwan.

BEIGL ET AL. (2008) apontam que os modelos são utilizados no planejamento de sistemas de gestão de resíduos, incluindo:

- a) No desenvolvimento de estratégias de gestão de resíduos sólidos;
- b) No planejamento dos serviços e infraestruturas de coleta de resíduos, de instalações e da capacidade de tratamento (e.g., avaliação da capacidade dos incineradores de resíduos sólidos urbanos);
- c) Na determinação de áreas para as instalações, especialmente com relação à disposição de resíduos sólidos em aterros sanitários.

Para o funcionamento dos sistemas de gestão de resíduos sólidos, dados de planejamento relacionados com dados de geração de resíduos têm uma influência essencial sobre os recursos humanos e equipamentos (e.g., caminhões), bem como sobre os custos operacionais com relação à coleta e transporte; e sobre o monitoramento de sistemas (e.g., avaliação dos efeitos da ação de minimização da geração de resíduos, ações de reciclagem, etc.). Tais dados servem como base para melhorias e otimização em termos de metas de sustentabilidade (ambientais, econômicas e sociais) (e.g., DI NINO; BAETZ, 1996).

MORRISSEY E BROWNE (2004) discutem que a modelagem da gestão de resíduos sólidos não é uma ideia nova, e apontam que revisões abrangentes sobre os modelos desenvolvidos na década de 1970, 1980 e 1990 estão disponíveis na literatura (e.g., GOTTINGER, 1986; MACDONALD, 1996a; BERGER ET AL., 1999; TANSKANEN, 2000; MORRISSEY; BROWNE, 2004). Os primeiros modelos de gestão de resíduos sólidos foram modelos de otimização e tratavam de aspectos específicos do problema, como, por exemplo, do roteamento de veículos ou de localização de estações de transbordo. Os modelos tratavam da aplicação e refinamento de várias técnicas de otimização e heurística para fornecer uma representação mais realista das práticas de gestão de resíduos sólidos (MACDONALD, 1996b²⁴ *apud* MORRISSEY; BROWNE, 2004).

Os modelos desenvolvidos durante os anos 1980 ampliaram os limites do sistema dos modelos anteriores e passaram a cobrir a gestão de resíduos sólidos urbanos municipais no nível do sistema; i.e., os modelos passaram a tratar das relações entre cada fator no sistema de gestão de resíduos, em vez de olhar para cada um isoladamente (MACDONALD, 1996a). Além disso, o aumento da disponibilidade dos recursos computacionais, no final de 1980,

²⁴ MACDONALD, M. L. 1996b. *Solid waste management models: a state of the art review*. **Journal of Solid Waste Technology and Management**, v. 23, n. 2, 1996. p. 73-83.

proporcionou uma oportunidade para desenvolver modelos de gestão de resíduos mais sofisticados. Os modelos desenvolvidos na década de 1980 visaram principalmente minimizando os custos da gestão de resíduos sólidos (MORRISSEY; BROWNE, 2004).

Nos anos 1990, a reciclagem e outros métodos de gestão de resíduos sólidos foram incluídos na maioria dos modelos desenvolvidos para o planejamento da gestão de resíduos sólidos urbanos. Aqueles modelos também refletiam uma mudança na política, de modo que o planejamento de resíduos estava sendo transferido de uma dependência da disposição final em aterros para uma gama mais ampla de técnicas de gestão, com base no princípio da gestão integrada de resíduos sólidos. A gestão integrada considera toda a gama de fluxos de resíduos sólidos a serem gerenciados e considera o leque de opções disponíveis de práticas de gestão de resíduos, de modo a selecionar a aquela que melhor se adequa às condições ambientais e econômicas específicas do local (MORRISSEY; BROWNE, 2004).

LEÃO ET AL. (2001) argumentam que, com o aumento da sensibilização para as questões ambientais e da pressão para reduzir os riscos de poluição associados à gestão de resíduos, fatores ambientais foram introduzidos em alguns modelos de gestão de resíduos sólidos. Segundo MACDONALD (1996b, *apud* LEÃO ET AL., 2001), o modelo de CHANG ET AL. (1996) foi o primeiro a incorporar explicitamente os custos ambientais. Seu modelo determina a capacidade e a localização das instalações de gestão de resíduos sólidos necessárias para minimizar o valor líquido de todos os custos, menos benefícios. As restrições incluem considerações de balanço de massa, limitações de capacidade, preocupações financeiras, controle de poluição do ar e os impactos dos lixiviados (CHANG ET AL., 1996; DI NINO; BAETZ, 1996).

Ainda no âmbito da classificação dos modelos de geração de resíduos sólidos, BUENROSTRO ET AL. (2001) argumentam que estes podem ser divididos em duas classes bem distintas: os modelos descritivos e os preditivos.

- a) **Modelos descritivos:** fornecem informações sobre a geração de resíduos sólidos por diferentes fontes (e.g., setores residenciais, comerciais, institucionais e industriais). Em geral, esses modelos são expressos em termos de taxas de geração de resíduos da unidade de análise, que são fatores ou multiplicadores que relacionam a quantidade de resíduos gerados com certas características da comunidade (e.g., tamanho da população, número de pessoas empregadas, etc). Basicamente, os dados de geração são obtidos de quatro maneiras: amostragem dos resíduos sólidos gerados por fontes representativas (método direta), amostragem dos resíduos derivados de um determinado processo da gestão de resíduos (análise de produto

dos resíduos), amostragem dos materiais utilizados para a produção de mercadorias por meio da discriminação de matérias primas (análise de produtos do mercado), e ponderação de amostras representativas de cargas de veículos de coleta de resíduos sólidos (modelos de estimativa de tonelagem);

- b) **Modelos de previsão:** são baseados em taxas de geração de resíduos sólidos de uma dada unidade. Os modelos de previsão são desenvolvidos usando métodos estatísticos, como a correlação das variáveis socioeconômicas com a geração de resíduos sólidos, aplicação de modelos de regressão linear, análise de componentes principais para sugerir indicadores potenciais de geração de resíduos, utilização de estatística não paramétrica para determinar a distribuição de probabilidade para os dados diários de geração de resíduos sólidos, e análise retrospectiva por intervalos de tempo para conhecer a influência simultânea das variáveis envolvidas na geração de resíduos sólidos (técnicas de análise de séries temporais de atraso geométrico) (BUENROSTRO ET AL., 2001).

Os próximos itens desta revisão bibliográfica traçam um panorama sobre os estudos desenvolvidos com o objetivo de modelar os resíduos sólidos, utilizando métodos de quantificação (na origem de sua geração, no seu destino de coleta e transporte, e retidos nos canais de drenagem urbana) e modelos de previsão. Não foram encontradas referências na literatura, contudo, sobre a **modelagem espacial** da geração e do transporte de resíduos em bacia hidrográfica urbana. Por isso, os itens desta revisão bibliográfica apresentam aproximações que possibilitaram a modelagem espacial, que será discutida nos itens 4 e 5.

3.2.1 Quantificação de resíduos sólidos urbanos

Devido à atualidade do problema de gestão de resíduos sólidos, estudos sobre a quantificação dos resíduos sólidos têm sido exaustivamente realizados nos últimos anos, inclusive no Brasil (e.g., KAWAI; TASAKI, 2016). A quantidade de resíduos gerada por uma população é bastante variável e depende de uma série de fatores, como renda, época do ano, modo de vida, movimento da população nos períodos de férias e fins de semana, novos métodos de acondicionamento de mercadorias, com a tendência mais recente de utilização de embalagens não retornáveis, entre outros (CUNHA; CAIXETA FILHO, 2002).

Diversos autores dividem os métodos de **quantificação dos resíduos sólidos** em diretos e indiretos. Os **métodos diretos** são aqueles que não deixam margem para poluição dos dados: os resíduos são analisados integralmente e pesados na origem (e.g., na própria residência onde são gerados), antes de serem conduzidos ao sistema de coleta e destinação

final. Os **métodos indiretos** partem da relação dos mais diversos parâmetros (e.g., precipitação, indicadores de consumo, etc.) com os dados de resíduos sólidos analisados no destino (e.g., estação de triagem, de transbordo, aterro sanitário, etc.), onde, geralmente, são quantificados de modo amostral.

Experimentos menos complexos analisaram a composição gravimétrica dos resíduos sólidos sem realizar análises estatísticas ou correlacionar tais dados com outros indicadores. Por exemplo, em Governador Valadares (MG), ROSA (2014), analisou, na origem, os resíduos sólidos gerados por um condomínio residencial. As cargas eram pesadas antes e depois da separação e classificação dos resíduos. A análise, entretanto, foi realizada unicamente de modo descritivo.

STOELBEN (2013) e TRENTIN (2015) analisaram de forma indireta a geração de resíduos sólidos em Santa Cruz do Sul (RS). O conteúdo dos caminhões coletores referentes a três bairros do município foi quarteado, classificado e pesado. Com relação à geração de resíduos sólidos diária *per capita*, STOELBEN (2013) chega aos resultados de 2,14, 1,57 e 0,80 kg/hab/dia e TRENTIN (2015), ao valor de 0,69 kg/hab/dia. Na Figura 3.5, apresenta-se a composição dos resíduos do experimento de STOELBEN para os três bairros estudados.

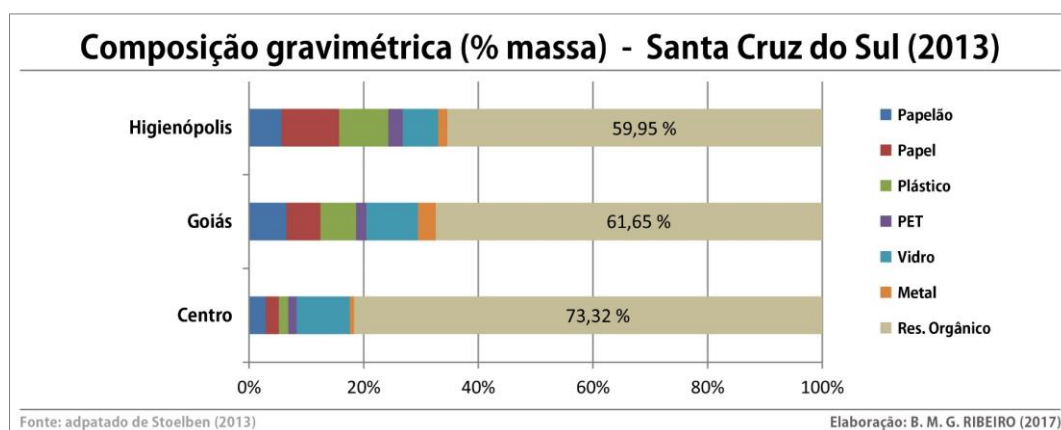


Figura 3.5 – Gráfico da distribuição percentual dos resíduos sólidos, conforme composição gravimétrica, amostrados para três bairros de Santa Cruz do Sul, RS.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA – A PARTIR DE STOELBEN (2013).

KONRAD ET AL. (2010) analisou a caracterização gravimétrica de resíduos sólidos coletados de 18 bairros do município de Lajeado (RS), abrangendo cerca de 54% da população do município. A amostragem ocorreu em cinco dias de cada estação do ano (i.e., outono, inverno, primavera e verão) de 2009 e 2010. No ano de 2009, a média *per capita* de resíduos sólidos coletados pelo serviço de limpeza pública foi de 0,6 kg/hab/dia. Além dos resultados quanto à composição gravimétrica, estes autores chamam a atenção para o envio inadequado de resíduos sólidos à coleta convencional e à coletiva: 45,8% dos resíduos da coleta seletiva não

deveriam ter sido destinado a esse serviço (e.g., material orgânico, fraldas, papel higiênico, entre outros); por sua vez, a 51% dos resíduos analisados na coleta regular correspondiam a materiais potencialmente recicláveis (e.g., plásticos, papel/jornal, vidro, PET, entre outros). O gráfico da Figura 3.6 apresenta uma síntese dos resultados da pesquisa.

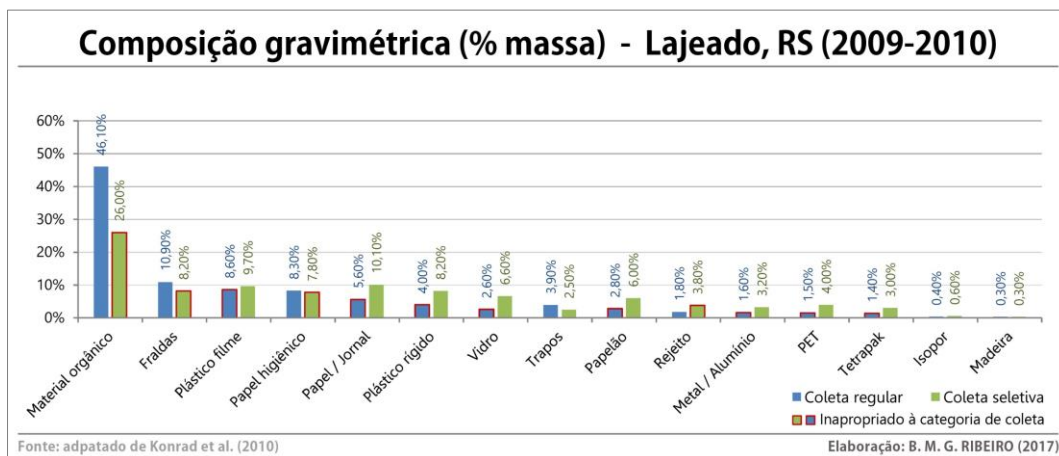


Figura 3.6 – Gráfico da distribuição percentual dos resíduos sólidos conforme composição gravimétrica, amostrados nas coletas regular e seletiva, em Lajeado, RS.

Fonte: ADAPTADO DE KONRAD ET AL. (2010).

BEIGL ET AL. (2008) pesquisaram os resíduos sólidos gerados em seis conjuntos habitacionais em Viena (Áustria), cada um com mais de 600 moradores e mais de 320 domicílios. Os resíduos foram mensurados e caracterizados na origem, em cada conjunto habitacional. Além disso, foram realizadas entrevistas em 334 domicílios para levantamento de dados socioeconômicos (e.g., tipo de domicílio, idade média dos moradores, nível educacional do responsável pelo domicílio) e de **atividades domiciliares habituais** (e.g., frequência de preparo de alimentos, frequência de descarte de restos de alimentos, consumo de alimentos frescos e embalados/processados). Os autores concluem que as variáveis idade e tipo de domicílio afetam as variáveis relativas às atividades domiciliares habituais. Com relação aos resíduos, casais idosos e moradores solteiros são os que geram menores quantidades diárias de resíduos sólidos; os maiores geradores são os domicílios com bebês e crianças até 10 anos de idade. Nos gráficos da Figura 3.7, apresenta-se a síntese dos resultados desta pesquisa, relacionando a distribuição dos domicílios por faixas de geração de resíduos sólidos com características (a) do tipo de domicílio e (b) dos grupos etários.

Experimentos também foram realizados com vistas ao desenvolvimento de tecnologias que auxiliem na automatização da coleta de dados sobre resíduos sólidos. VICENTINI ET AL. (2009) desenvolveram lixeiras dotadas de sensores de volume e massa, que transmitem remotamente os dados à estação receptora. As lixeiras foram testadas em Shanghai (China) e permitiram a aquisição de dados de modo sistemático antes da remoção pelo serviço

público de coleta de resíduos sólidos, sem necessidade de intervenção humana.

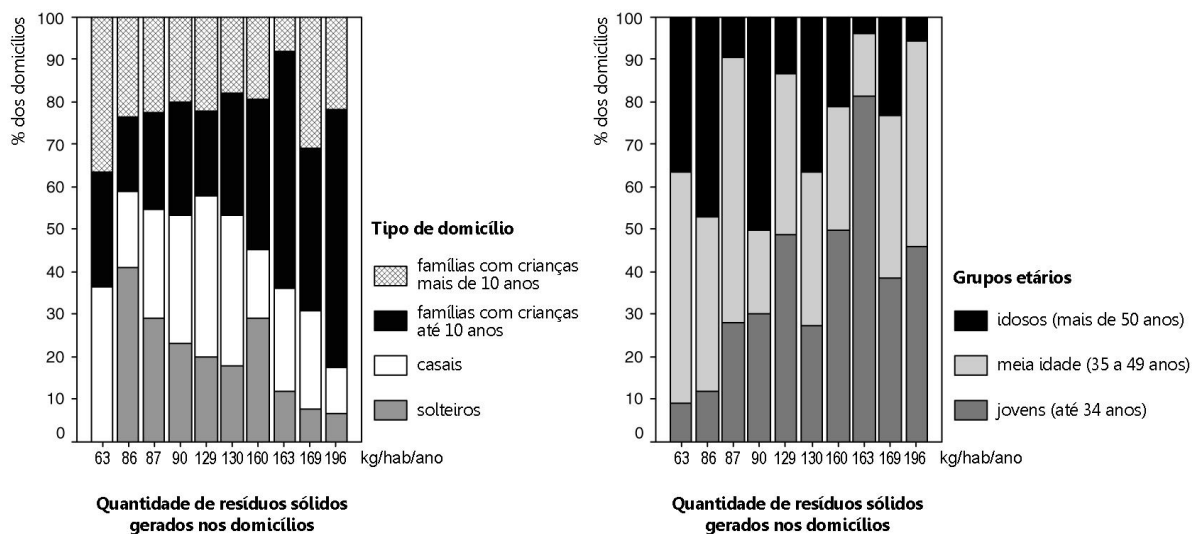


Figura 3.7 – Gráficos da distribuição percentual dos domicílios segundo quantidade de resíduos sólidos gerados *per capita* anualmente, relacionada aos (a) tipos de domicílios e (b) grupos etários.

Fonte: ADAPTADO DE BEIGL ET AL. (2008).

Na literatura há poucas referências de modos de se estimar a geração de resíduos sólidos por meio de dados de **consumo de produtos** que se tornarão resíduos sólidos. Por exemplo, PENIDO (2008) estima a geração de resíduos por meio da análise e quantificação de produtos comprados em supermercado (i.e., suas embalagens e rejeitos). Ao longo de dois anos de coleta de dados (2005–2006), foram entrevistadas 1.049 pessoas em 60 supermercados da cidade de Goiânia (GO). O autor encontra um comportamento logarítmico do crescimento da geração de resíduos sólidos domiciliares em função do crescimento da renda *per capita* e que a produção marginal de RSD diminui à medida que a renda *per capita* aumenta, i.e., a geração de resíduos aumentaria indefinidamente, no entanto, com valores marginais cada vez menores.

Os métodos indiretos de estimação da geração de resíduos sólidos abrem uma grande gama de possibilidades de correlações. Analisando **indicadores de consumo**, SOUZA (2012) aponta que a geração de resíduos sólidos, bem como o consumo de água e de energia elétrica, pode variar de acordo com alguns fatores:

- a) Renda da população: quanto maior o poder aquisitivo maior a geração de resíduos sólidos, com maior incidência de materiais recicláveis e menor presença de matéria orgânica (MONTEIRO ET AL., 2001). Para TSUTIYA (2006), quanto mais elevado o poder econômico e social da população, maior é a utilização de água resultante do emprego de máquinas de lavagem e outras aplicações que visam trazer conforto e facilidades. TOLMASQUIM ET AL., (2008) apontam que o consumo de energia elétrica

tem sido usado com frequência como indicador do bem-estar de uma sociedade moderna, sendo que quanto maior o consumo de energia elétrica, maior é o nível socioeconômico da população;

- b) Condições climáticas: no verão ocorre um aumento da quantidade de embalagens de bebidas (i.e., latas, vidros e plásticos rígidos) resultando em aumento da presença destes nos resíduos sólidos (MONTEIRO ET AL., 2001). TSUTIYA (2006) aponta que nesta época também ocorre maior consumo de água para banhos e regas de jardins, bem como um aumento do consumo de energia elétrica ocasionado pelo uso de aparelhos de ar condicionados e refrigeradores;
- c) Características culturais e hábitos: aos costumes e hábitos da população estão relacionadas questões como desperdício de alimentos, hábitos de descarte de resíduos sólidos e padrões de geração de determinadas frações de resíduos. Quanto ao consumo de água e energia elétrica, as características culturais, associadas às climáticas, determinam o número de banhos que uma pessoa toma por dia, por exemplo, interferido nas quantidades de água e de energia elétrica consumidas.

D'ELLA (2000) analisou a relação entre o consumo de água e a geração de resíduos sólidos na cidade de Mairinque (SP). Os resultados mostraram uma proporção de 2,18, 1,96 e 1,88 kg de resíduos por m³ de água, em cada um dos três setores estudados, durante o período de julho a setembro de 1998. O autor concluiu que existe relação entre a geração de resíduos sólidos e o consumo de água.

LEITE (2006) realizou estudos em 210 residências no município de Taiaçu (SP), por meio do levantamento de dados de consumo de água, consumo de energia elétrica, geração de resíduos sólidos e indicadores socioeconômicos, durante o período de fevereiro a março de 2005. Os resultados permitiram concluir que há estreita relação entre o consumo de energia elétrica ($r^2=0,91$) e o consumo de água ($r^2=0,89$) com a geração de resíduos sólidos, sendo que, a correlação com a primeira variável obteve maior valor de significância estatística. Ainda assim, foi demonstrada a equivalência entre estes parâmetros para uso como indicadores indiretos da geração de RSD.

ATHAYDE JR. ET AL. (2008) comprovam a relação entre consumo de água ou energia elétrica e a geração de resíduos sólidos domiciliares (RSD), uma vez que a geração de RSD está diretamente relacionada com os hábitos de consumo da população, pode-se relacionar esta geração a alguns indicadores de consumo, como, por exemplo, os consumos de água e energia elétrica da edificação. Entretanto, ATHAYDE JR. ET AL. (2014) apontam que não se acredita que a relação seja de natureza de causa-e-efeito, mas indireta, com base na

intensidade com que a população utiliza a residência.

ONOFRE (2011) buscou encontrar um modelo matemático para se estimar a quantidade de RSD gerada em residências unifamiliares, a partir de diversos parâmetros, e com isso propor uma nova metodologia a ser adotada para o cálculo da Taxa de Coleta de Resíduo, analisando, inclusive, a variação semanal na geração de resíduos, para melhor dimensionamento e otimização da frota de coleta de RSD. Os dados de resíduos foram relacionados aos dados de consumo de água e energia elétrica e os resultados mostraram ser possível estimar a quantidade de RSD gerados em um domicílio a partir de seus indicadores de consumo.

Comparando-se os resultados de ONOFRE (2011) com o de ATHAYDE JR. ET AL. (2007; 2008), desenvolvido junto a edificações multifamiliares, ambos no município de João Pessoa (PB), constata-se que a taxa de geração *per capita* de RSD é maior (60%) em edificações unifamiliares (casas) do que em edificações multifamiliares (apartamentos): o valor médio encontrado por ONOFRE (2011) foi de 0,80 kg/hab/dia, e por ATHAYDE JR. ET AL. (2008), de 0,51 kg/hab/dia. ONOFRE (2011) aponta que este fato pode estar relacionado à existência de jardins e quintais no primeiro tipo de residência, os quais não existem em apartamentos.

Por meio do gráfico *box plot* exibido na Figura 3.8, apresenta-se o conjunto dos dados coletados para as três residências do experimento de ONOFRE (2011), cujas rendas mensais *per capita* variavam de R\$ 583,86 a R\$ 1.362,33 (em 2009). Na Figura 3.9, são apresentados os resultados obtidos por ATHAYDE JR. ET AL. (2007; 2008). A renda média mensal da população deste experimento era de 10 a 20 salários mínimos (no ano de 2007) *per capita*.

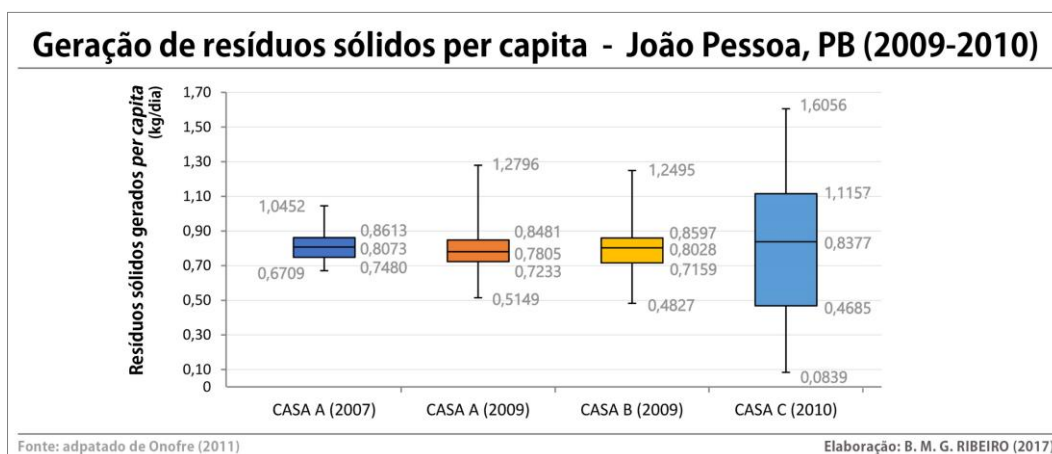


Figura 3.8 – Gráfico *boxplot* da taxa de geração de resíduos sólidos domiciliares diária *per capita* do experimento de ONOFRE (2011), realizado em João Pessoa (PB).

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA – A PARTIR DE ONOFRE (2011).

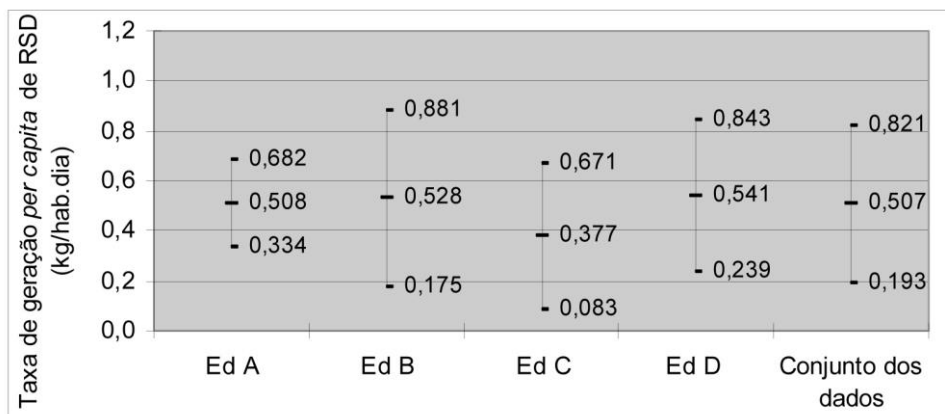


Figura 3.9 – Média aritmética da taxa de geração *per capita* diária de resíduos sólidos domiciliares para cada edifício e para o conjunto de dados de ATHAYDE JR. ET AL. (2007; 2008), realizado em João Pessoa.

Fonte: ATHAYDE JR. ET AL. (2007).

Também buscando estabelecer novos parâmetros para cálculo da Tarifa de Resíduos Sólidos Domiciliares na cidade de Florianópolis (SC), SOUZA (2012) e FRANCO ET AL. (2014) avaliaram as relações existentes entre o consumo de água e o de energia elétrica com a geração de resíduos sólidos domiciliares. Assim como ATHAYDE JR. ET AL. (2008) e ONOFRE (2011), a metodologia utilizada consistiu na pesagem diária de RSD, leitura do consumo de água e de energia elétrica. O experimento foi realizado em dois edifícios residenciais multifamiliares de classe média–alta (de todos domicílios que responderam à pesquisa sobre rendimento domiciliar mensal, 38% possuíam renda de 4 a 10 salários mínimos e 48%, de 10 a 20 salários mínimos). Os resultados mostraram fortes relações entre o consumo de água e o consumo de energia elétrica com a geração de RSD tratando-se os dados tratados de forma agrupada por faixas de consumo (Figura 3.10).

Nos experimentos de ATHAYDE JR. ET AL. (2007; 2008), ONOFRE (2011) e SOUZA (2012), foram realizadas medições dos resíduos (pesagem) na origem, ou seja, antes de serem coletados pelo serviço de coleta de resíduos sólidos, não abrindo margem para mistura dos resíduos do experimento com resíduos de outras localidades. Entretanto, é importante destacar que métodos diretos de medição de geração de resíduos sólidos apresentam restrições, principalmente de ordem econômica.

LIMA (2012) e SOUZA (2012) analisaram os dados mensais da geração de RSD (medidos no destino, ou seja, por meio da pesagem do conteúdo dos caminhões coletores da referida área sob análise), do consumo de água e de energia elétrica de regiões do município de Florianópolis, no período de maio de 2007 até junho de 2011. Estas autoras apontam como principais dificuldades das pesquisas a definição de territórios compatível entre os órgãos que coletam os dados (referentes à coleta de resíduos sólidos, ao abastecimento de água e

ao fornecimento de energia elétrica) e a sazonalidade a que está sujeita a área de estudo, com alterações significativas na quantidade de população ao longo do ano.

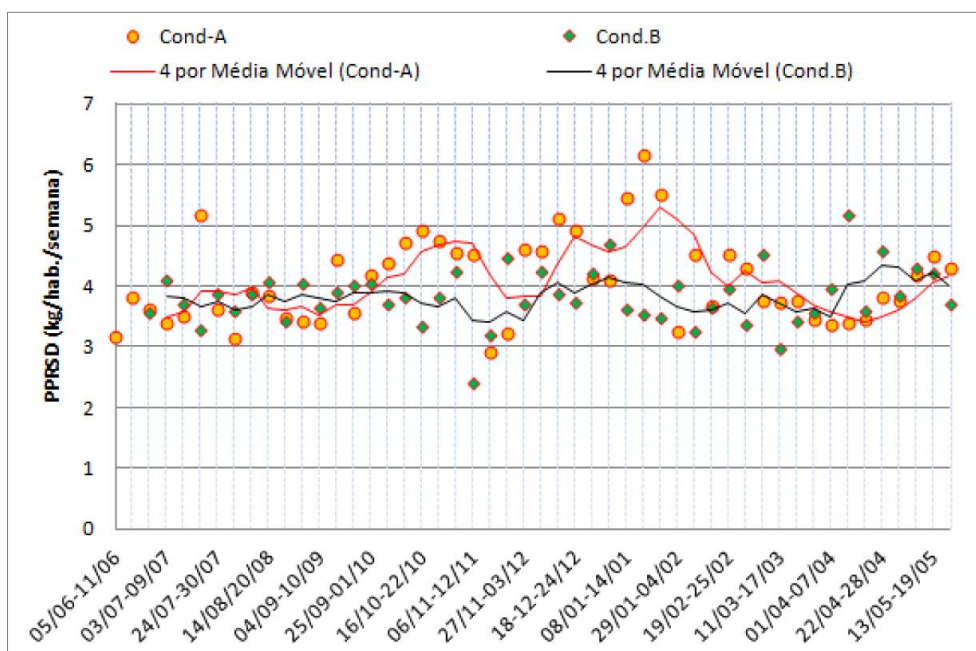


Figura 3.10 – Variação semanal da geração de resíduos sólidos nos dois condomínios do experimento de SOUZA (2012), realizado em Florianópolis (SC).

Fonte: SOUZA (2012).

Além de indicadores de consumo, alguns estudos buscaram analisar correlações entre a geração de resíduos sólidos e **dados socioeconômicos**, como renda e escolaridade. ALSAMAWI ET AL. (2009) apontam que, conforme o poder de consumo da população aumenta, a quantidade de resíduos também se eleva. Países em que a população tem maior renda, costuma-se descartar o excesso de comida, diferentemente de países de baixa renda, onde as pessoas costumam guardar a sobra de comida para as serem consumidas nas refeições seguintes. Além disso, com maior renda, mais bens são adquiridos, conseqüentemente mais resíduos de embalagens são gerados.

AFON E OKEWOLE (2007) realizaram análise direta dos resíduos gerados em residências na cidade de Oyo, na Nigéria. Foram aplicados questionários socioeconômicos para avaliação de indicadores da população amostrada, e os resíduos sólidos das famílias participantes foram pesados durante uma semana. A partir de resultados estatisticamente significantes, trabalhados em um modelo matemático de regressão, concluíram que a renda familiar, o tamanho da família, status social, educação, ocupação da residência e a época do ano, explicaram 88,8% da geração de resíduos sólidos em Oyo.

DANGI ET AL. (2008) também apresentam dados que apontam para uma relação direta entre a

taxa de geração de resíduos sólidos *per capita* e o nível de renda da população para todos os setores analisados do município de Kathmandu (Nepal). O estudo analisou 273 domicílios durante duas semanas. Os resíduos foram classificados em dez classes e quantificados na origem, anteriormente ao serviço de coleta municipal. Os dados socioeconômicos foram coletados por meio de entrevistas em campo. Aos setores com mais atividades econômicas correspondem as maiores gerações de resíduos sólidos *per capita*, e as menores taxa de geração, aos setores com menos atividades econômicas.

DANGI ET AL. (2011) expandem a pesquisa em Kathmandu analisando, em termos de quantidade e composição, além dos resíduos residenciais gerados em quatro classes de renda, também os resíduos sólidos de estabelecimentos institucionais (i.e., uma escola pública de ensino médio, uma escola preparatória privada e uma faculdade) e comerciais (i.e., três hotéis e três restaurantes), além de trechos de ruas da cidade localizados em áreas de baixo, médio e alto fluxo de transeuntes, para análise dos resíduos lançados no ambiente. Os resultados apontam que os plásticos são um tipo de resíduos cuja geração está positivamente relacionada à renda; a taxa de geração de resíduos *per capita* está inversamente relacionada ao número de pessoas por família. Os valores de geração *per capita* de resíduos sólidos nos domicílios variam de 0,18 a 1,58 kg/hab/dia. Já nos estabelecimentos comerciais, não há desagregação do dado com relação ao número de pessoas que geram os resíduos, e os valores médios encontrados por estabelecimento não-residencial são de 48,5 kg/dia em restaurantes, 113,3 kg/dia em hotéis e 26,1 kg/dia em instituições de ensino.

PARIZEAU ET AL. (2006) realizaram uma pesquisa no Camboja, em 2006, quantificando na fonte os resíduos sólidos domiciliares produzidos por população de baixa renda. Os 300 domicílios foram classificados conforme a proximidade com o rio Siem Reap e, em sua maioria, não eram atendidos por serviço de coleta de resíduos por se tratarem de ocupações ilegais. A geração média diária *per capita* foi de 0,34 kg, e a composição gravimétrica revelou os tradicionais 66% de matéria orgânica. Entretanto, neste estudo, destacou-se a baixa relação entre geração de resíduos sólidos, renda média e despesas domiciliares. Segundo os autores, isto se deve, principalmente, ao valor superestimado declarado pelos moradores nas entrevistas: enquanto a renda média mensal no Camboja é de 25 dólares *per capita*, neste estudo, os autores se depararam com valor médio declarado de 69 dólares. Este caso ressalta o cuidado que é preciso dispensar ao tratamento e coleta de dados, principalmente, quando autodeclarados, pois podem comprometer importantes conclusões do estudo.

No Brasil, COSTA ET AL. (2012) realizaram análise da composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares gerados pela população urbana de Salinas (MG). Para tanto, foi realizada a aplicação de questionários para coleta de informações socioeconômicas e de gestão dos

resíduos e, análise gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares, executada no lixão da cidade, nos meses de março e abril de 2009. Os autores detectaram maior percentual de material com potencial reciclável na carga de resíduos sólidos proveniente dos setores com o predomínio de famílias com maior poder aquisitivo e maior grau de instrução; de modo análogo, nos setores mais periféricos, onde a maioria das famílias possui baixa renda familiar e um menor nível educacional, observou-se a predominância de matéria orgânica.

NEVES (2006) apresenta dados do DMLU (Departamento Municipal de Limpeza Urbana da Prefeitura Municipal de Porto Alegre) que fazem discernimento entre os resíduos sólidos gerados na cidade formal e nas “vilas” de Porto Alegre (**favelas**). Tais dados mostram que, na maior parte das vezes, a inclusão do tipo vilas aumenta o índice de geração de resíduos sólidos *per capita* (Figura 3.11). Isto pode ser explicado pelo fato de que as pessoas de mais baixa renda, que ocupam as vilas, utilizam um tipo de resíduo sólido com peso específico maior, com menos material descartável²⁵ (NEVES, 2006).

Dados mais recentes de gerenciamento de resíduos sólidos de Porto Alegre já não fazem mais distinção da coleta de resíduos domiciliares das Zonas de Difícil Acesso (“vilas”), pois a coleta de resíduos em tais áreas foi gradativamente incorporada à coleta regular, até sua extinção completa, em 2009.

A análise dos resíduos sólidos coletados nas últimas décadas aponta o aumento na quantidade *per capita*, o que indica que a população está crescendo mais lentamente do que o montante de resíduos gerados. O gráfico da Figura 3.12 relaciona os dados médios de resíduos sólidos domiciliares (RSD) e urbanos (RSU) coletados em Porto Alegre, considerando o total do município e os dados *per capita*, para os anos de 1992 a 2016. Neste intervalo de tempo, a população de Porto Alegre cresceu 17,26%, enquanto que os totais de RSD e RSU cresceram, respectivamente, 95,13% e 104,51%.

²⁵ Aqui, “material descartável” é entendido como um produto concebido para um curto prazo de uso (em vez de possuir durabilidade de médio ou longo prazo) – a maioria dos produtos descartáveis são destinados apenas para uma utilização.

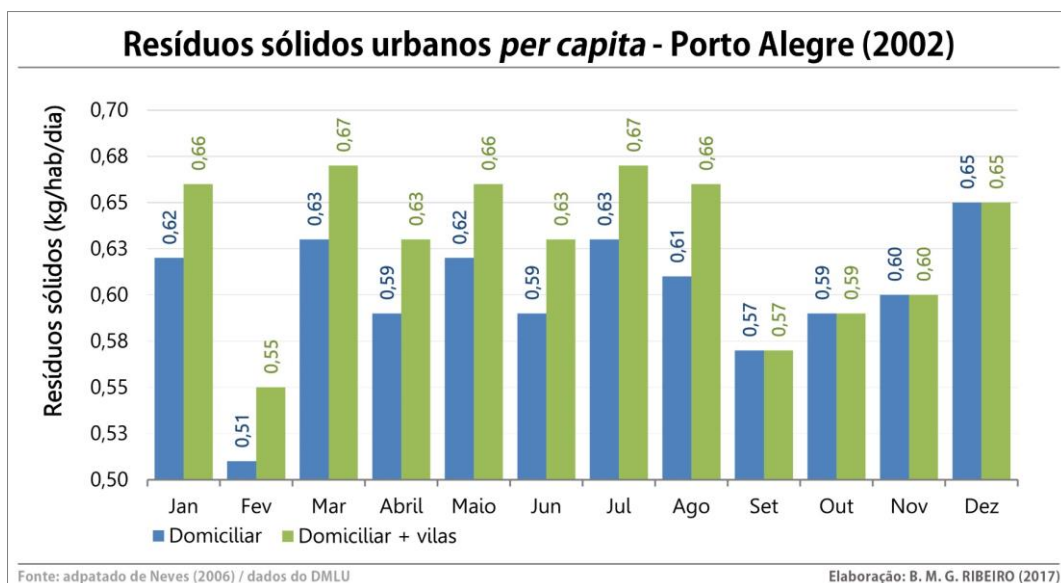


Figura 3.11 – Gráfico do montante *per capita* de resíduos sólidos urbanos gerados em domicílios regulares e irregulares de Porto Alegre, em 2002.

Fonte: ADAPTADO DE NEVES (2006), UTILIZANDO DADOS DO DMLU.

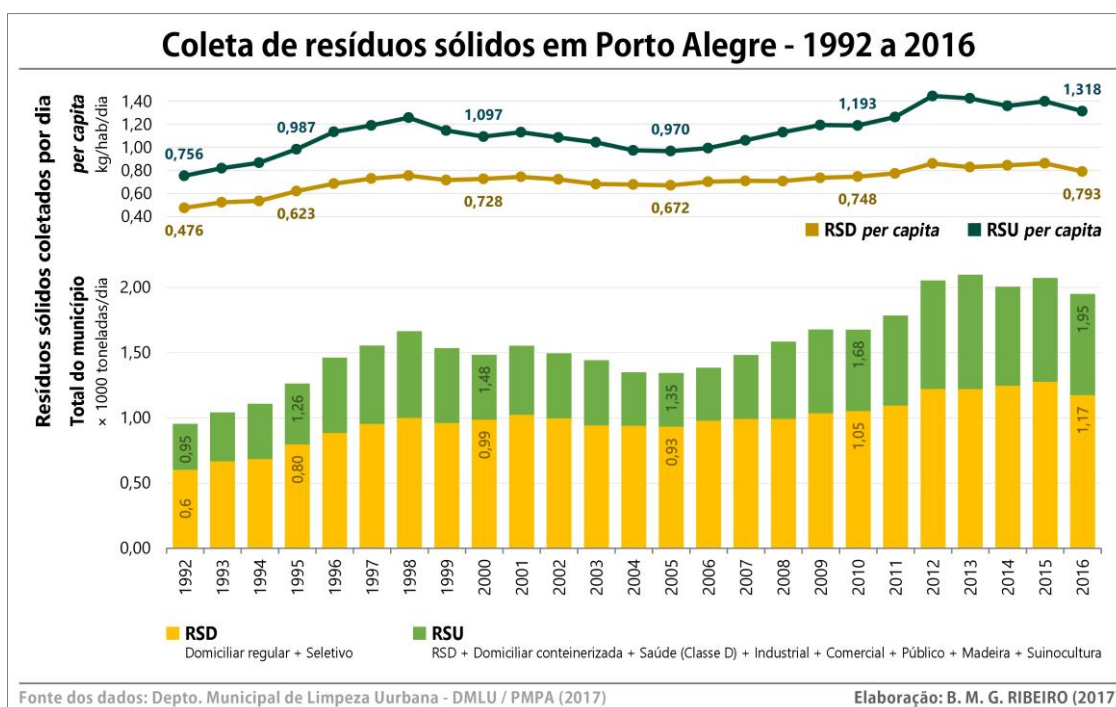


Figura 3.12 – Gráfico do montante total anual e *per capita* diário de resíduos sólidos domiciliares coletados em Porto Alegre, de 1992 a 2016.

Fonte dos dados: DMLU/PMPA (2017). ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

No Quadro 3.1, apresentam-se, resumidamente, os parâmetros utilizados em alguns estudos presentes na literatura, que objetivaram estimar a quantidade de resíduos sólidos gerada por métodos diretos e indiretos.

Quadro 3.1 – Estudos realizados para medição direta e indireta de resíduos sólidos.

Autor / Data	Área de estudo	Variáveis utilizadas – Método indireto							Método Direto
		Consumo de água	Consumo de energia elétrica	Indicadores socioeconômicos	Densidade populacional	Ocupação regional	Consumo de produtos não duráveis	Pesagem dos resíduos sólidos no destino	Pesagem dos resíduos sólidos na origem
D'ELLA (2000)	Mairinque, SP	•							
LEITE (2006)	Taiacu, SP	•	•	•					
ATHAYDE JR. ET AL. (2008)	João Pessoa, PB	•	•						•
AFON E OKEWOLE (2007)	Oyo, Nigéria			•					
PARIZEAU ET AL. (2006)	Siam Reap, Camboja			•	•				•
DANGI ET AL. (2008, 2011)	Kathmandu, Nepal			•	•				•
PENIDO (2008)	Goiânia, GO			•			•		
VICENTINI ET AL. (2009)	Shanghai, China								•
KONRAD ET AL. (2010)	Lajeado, RS							•	
ONOFRE (2011)	João Pessoa, PB	•	•	•					•
COSTA ET AL. (2012)	Salinas, MG			•					•
LIMA (2012)	Florianópolis, SC	•	•	•					
SOUZA (2012)	Florianópolis, SC	•	•	•				•	
STOELBEN (2013)	Santa Cruz do Sul, RS			•				•	
ROSA (2014)	Governador Valadares, MG								•
TRENTIN (2015)	Santa Cruz do Sul, RS			•				•	

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2015, rev. 2017).

Dados de resíduos coletados de modo indireto, isto é, que não são coletados na origem, acabam incorporando montantes de resíduos sólidos de procedência não-residencial. Com enfoque exclusivo na geração de resíduos sólidos não-residenciais (i.e., gerados no comércio, serviços, indústrias, etc.), a maior parte dos estudos presentes na literatura especializada abordam questões relativas à gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, possibilidades econômicas, qualidade ambiental e sustentabilidade. Poucos destes estudos apresentam dados que caracterizam os resíduos sólidos quantitativamente e quanto a sua composição.

Com enfoque no gerenciamento de resíduos, PRATA FILHO ET AL. (2000) apresentam dados gerais de geração de resíduos sólidos em *shopping centers* e grandes centros comerciais varejistas na cidade do Rio de Janeiro e de Niterói, respectivamente. STEINER (2010) analisa os aspectos da gestão de resíduos sólidos em centros comerciais do Município de Curitiba, Paraná. PRATA FILHO ET AL. (2002) investigam o gerenciamento de resíduos sólidos em edifícios residenciais, com coleta e medição junto à fonte. Em ambos os casos, o enfoque está na gestão e/ou gerenciamento dos resíduos e na aferição de seu valor (ou prejuízo) econômico. Não são apresentadas informações da população geradora de tais resíduos, ou *proxys* de geração de resíduos, apenas características físicas gerais dos estabelecimentos.

PINHEIRO ET AL. (2011) realizam coleta de dados de resíduos em ambiente comparativo, discriminando o local de geração do resíduo (e.g., escritórios, cozinha, banheiros, varrição de área externa, etc.) e os tipos de resíduos sólidos (e.g., plásticos, papel, papelão, rejeitos sanitários, restos de alimentos, etc.). Os autores também caracterizam o estabelecimento quanto ao número de funcionários, permitindo inferir a geração média diária de resíduos sólidos pelos funcionários decorrentes de sua permanência no trabalho (i.e., restos de alimentos, copos plásticos, guardanapos, rejeitos sanitários, etc.), de modo independente dos resíduos gerados em decorrência das atividades típicas do ambiente corporativo (e.g., papéis impressos, papelão, etc.).

De modo semelhante, KOZAK ET AL. (2008) discriminam os resíduos sólidos gerados pelos funcionários de uma fábrica de móveis e os resíduos gerados nos processos inerentes à atividade da fábrica (e.g., aparas de madeira, restos de cola, solventes, etc.), em Irati (PR). É importante destacar que os resíduos sólidos classificados como perigosos – classe I (NBR 10.004/1987 – ABNT, 2004) não podem ser dispostos para coleta regular de resíduos sólidos.

CERETTA E FROEMMING (2013), assim como PENIDO (2008), direcionam o foco da pesquisa de resíduos sólidos aos itens adquiridos em supermercados em Ijuí (RS). Tais autoras, entretanto, acompanham o consumo de dos itens adquiridos, coletando dados referentes aos resíduos sólidos gerados (i.e., massa semanal). Todavia, não é realizada correlação com dados

socioeconômicos dos consumidores ou características dos estabelecimentos comerciais onde foram adquiridos os produtos (e.g. dimensões, porte, quantidade de funcionários ou de consumidores, volume de vendas, etc.).

A pesquisa de COSTA E MARTINS (2014) faz coleta de dados junto à fonte de geração de resíduos sólidos em supermercados (i.e., resíduos gerados no estabelecimento), separando por tipo de resíduos (e.g., papelão, papel, plásticos e restos/sobras de alimentos), e apresenta características quanto ao número de funcionários e à quantidade média diária de clientes.

LAFUENTE JUNIOR (2012) coleta dados de modo direto em estabelecimento de alimentação (i.e., restaurante), em Santos (SP). São analisados dados de resíduos sólidos classificados nos tipos mais comuns em restaurantes (e.g., sobras de alimentos, plásticos, isopor, vidro, metal madeira, papel e papelão) e conforme o local de geração (e.g., cozinha, devolução e estoque /armazenamento). O autor também apresenta dados que caracterizam o estabelecimento, como o número de funcionários e a quantidade média de refeições servidas por turno.

ROA ET AL. (2013) investigam a geração de resíduos sólidos em estabelecimentos de hospedagem (e.g., hotel, pousada), em São João Del Rei (MG), relacionando os dados medidos com características do estabelecimento (i.e., porte, qualidade, preço da hospedagem) e com o perfil médio do turista. Os autores concluem que estabelecimentos mais caros geram mais resíduos per capita; o perfil do turista indica, por sua vez, que aqueles a passeio geram mais resíduos sólidos do que os hóspedes a trabalho.

3.2.1.1 Captura de resíduos sólidos na drenagem urbana

Ainda hoje são escassos os dados sobre quantidade e qualidade dos resíduos na rede de drenagem, tanto no Brasil, quanto internacionalmente, devido ao monitoramento ser de custo elevado e necessitar de tempo para coleta de dados. Relacionar as fontes de geração e a resposta do ecossistema são fatores importantes na geração de informações para o gerenciamento integrado dos recursos hídricos no meio urbano (ARMITAGE, 2007; BLUMENSAAT ET AL., 2012).

Métodos têm sido desenvolvidos em diversas localidades para **estimar a carga de resíduos sólidos nos sistemas de drenagem**. Na África do Sul e Austrália, foram desenvolvidos procedimentos para a escolha de estruturas de captura dos resíduos, com base em dados obtidos a partir de experimentos e pesquisas de campo. Nos Estados Unidos, foi desenvolvido um método focado em rodovias (e não para ser aplicado nas ruas de uma bacia urbana). Esses métodos são estruturados com parâmetros que refletem as peculiaridades locais. Os métodos

sul-africano (ARMITAGE; ROOSEBOOM, 1999) e australiano (ALLISON ET AL., 1998a,b) utilizam dados de precipitação diária, limpeza urbana, uso do solo, entre outras variáveis. No primeiro caso, a carga anual é estimada sem precipitação, com base em um monitoramento realizado durante quatro meses. O segundo método usa os eventos de precipitação como uma variável que determina o volume a ser capturado, desde o começo da modelagem.

No Brasil, BRITES (2005), SALLES (2010) e GONÇALVES (2013) estudaram diferentes bacias localizadas na cidade de Santa Maria, Rio Grande do Sul. As pesquisas se caracterizaram pelos aspectos da drenagem amostrada: os cursos principais de água monitorados estavam conformados por redes de macrodrenagem natural (i.e., rios e riachos). Estas pesquisas apontam o material orgânico como o mais abundantemente capturado nas armadilhas, constituídos basicamente por vegetação como galhos, folhas, raízes e cascas. Em segundo lugar, os plásticos, constituídos em especial por garrafas PET e sacolas de lojas.

BRITES (2005) avaliou os resíduos sólidos transportados pelo sistema de drenagem em duas microbacias urbanas em Santa Maria. Para recolher os resíduos, o material foi capturado utilizando redes de malha de aço posicionadas nos exutórios das bacias. Segundo a autora, as instalações das redes possuem o mesmo princípio da utilização de dispositivos instalados nas saídas dos condutos de drenagem, utilizados por ARNOLD E RYAN (1999), na região metropolitana de da Cidade do Cabo, na África do Sul. Os experimentos foram realizados de abril a dezembro de 2004, após cada evento de precipitação, e os resíduos retidos na rede foram removidos e, depois de secos, foram quantificados em peso e volume e classificados em função da composição. Os resultados afirmam que o transporte de resíduos sólidos denota tendência crescente com o aumento do volume do escoamento superficial, no entanto, o transporte de resíduos deve considerar também a intensidade máxima de precipitação, volume escoado e disponibilidade de resíduos sobre a superfície da bacia (BRITES, 2005; BRITES; GASTALDINI, 2007).

A pesquisa de GONÇALVES (2013) contou com uma estrutura para captura de resíduos sólidos montada em um arroio urbano pertencente à bacia hidrográfica Cancela-Tamandaí, que corresponde uma fração da bacia Cancela, no município de Santa Maria. Os dados foram coletados de 10 de novembro de 2012 a 8 de janeiro de 2013, após cada evento de precipitação pluviométrica, totalizando onze eventos. O montante de resíduos sólidos capturados segue a tendência em termos de composição: em sua maioria, matéria orgânica (94%), seguida de madeira processada (7,8%) e plásticos (2,5%), que usualmente alternam-se na segunda posição. A ausência de resíduos de papel e papelão é atribuída "ao valor comercial desses materiais, assumindo-se que tais resíduos tenham sido coletados pelos "catadores" antes de chegarem ao arroio ou mesmo separados pelos próprios geradores do resíduo para posterior

venda” (GONÇALVES, 2013, p.85). Entretanto, o autor salienta que 6,1% dos resíduos coletados na rede são constituídos por materiais potencialmente recicláveis, demonstrando uma deficiência na consciência ambiental por parte dos moradores em torno do arroio.

Este autor propõe uma curva de previsão de resíduos sólidos drenados, que consiste, basicamente, na correção entre estes resíduos e a precipitação. O gráfico da Figura 3.13 apresenta a curva estabelecida para o total de observações (i.e., 11 eventos) e com a exclusão dos eventos atípicos (i.e., *outliers*).

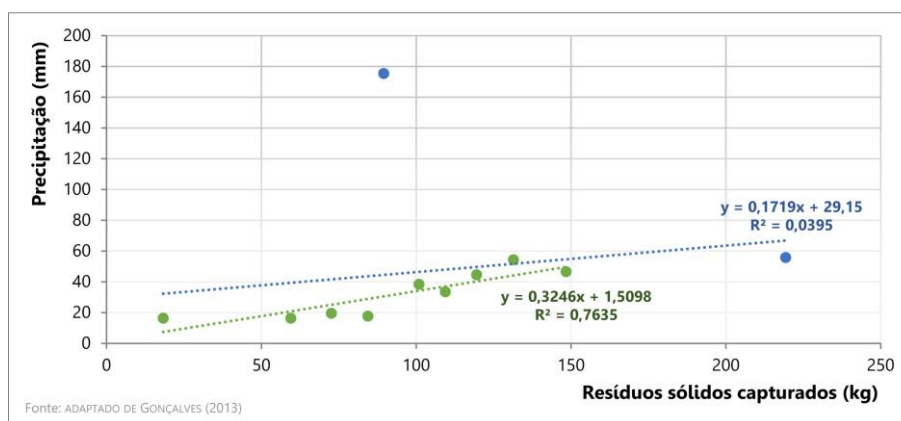


Figura 3.13 – Correlação entre resíduos sólidos e precipitação no experimento de GONÇALVES (2013). Em azul, considerando-se todos os eventos do experimento (baixa correlação), em verde, removendo-se os *outliers* (correlação média-alta).

Fonte: ADAPTADO DE GONÇALVES (2013).

Também em Santa Maria, SALLES (2010) e GOERCK ET AL. (2013) realizaram experimentos de captura de resíduos na Bacia Escola da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). No experimento de GOERCK ET AL. (2013), o monitoramento dos resíduos sólidos drenados foi realizado com o auxílio de um cesto coletor, que era inserido em uma das calhas Parshall da bacia, antes do evento a se monitorar, e retirado após o término. Os monitoramentos ocorreram no período de março de 2012 a fevereiro de 2013, totalizando cinco eventos com precipitação e cinco eventos de estiagem (i.e., períodos úmido e seco). O monitoramento em períodos sem chuva foi realizado para verificar se os resíduos arrastados no sistema de drenagem atingiriam o arroio, indicando a necessidade de planejamento de medidas não estruturais para prevenção deste tipo de poluição. Entretanto, os autores concluem que a quantidade de resíduos sólidos arrastados pela água de drenagem em cada evento pluvioso, em comparação com a quantidade em eventos de estiagem, em termos percentuais, não foi muito significativa. Por sua vez, a ocorrência de resíduos não orgânicos oriundos das atividades antrópicas nos eventos secos evidencia o descarte inadequado e deliberado de resíduos no arroio e nos arredores.

SALLES (2010) adotou a mesma Bacia Escola, em Santa Maria, porém, sua armadilha de resíduos foi construída no exutório do arroio Esperança, i.e., abrangendo uma área de captação diferente daquela do experimento de GOERCK ET AL. (2013). Dez coletas de resíduos foram realizadas de abril a maio de 2008 e de maio a julho de 2009. Também nessa pesquisa, a matéria orgânica representou a maior componente da carga de resíduos coleta, seguida pelo material plástico. Entretanto, diferentemente de GOERCK ET AL. (2013), SALLES (2010) teve êxito em estabelecer relações diretas entre a quantidade de resíduos sólidos capturada na armadilha e a intensidade dos eventos de chuva. O autor conclui que os resíduos sólidos urbanos mais leves são facilmente carregados pela precipitação até o arroio; já com relação aos materiais pesados, como pneus, estes foram constatados nas ocorrências de precipitações maiores. No gráfico apresentado na Figura 3.14, exibe-se a relação entre a captura total de resíduos sólidos gerados em função da precipitação ocorrida.

SALLES (2010) utilizou os dados coletados para elaborar um modelo de regressão que simulasse da quantidade de resíduos sólidos que supostamente atingiriam a canalização do arroio Esperança mensalmente durante o período de um ano. O autor utilizou dados da pesquisa de SILVEIRA ET AL. (2007) para validação do modelo e obteve resultados satisfatórios.

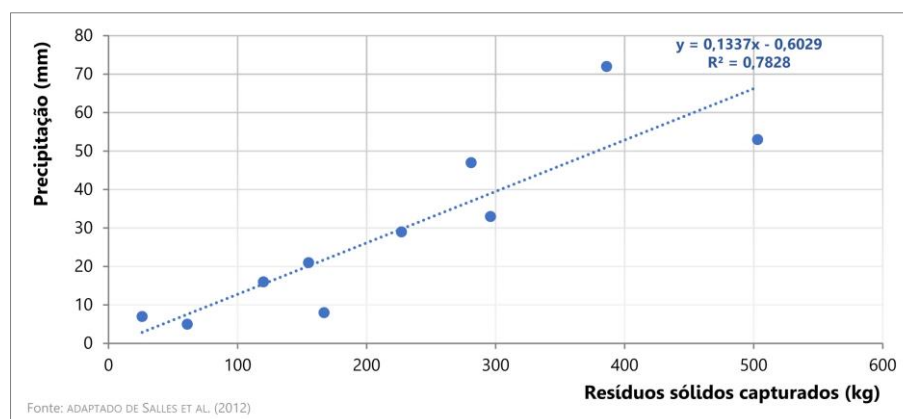


Figura 3.14 – Correlação entre resíduos sólidos e precipitação no experimento de SALLES (2010).

Fonte: ADAPTADO DE SALLES (2010).

Em Florianópolis, Santa Catarina, GAVA (2012) realizou um experimento na microbacia do rio do Meio, em cinco eventos de precipitação ocorridos entre 18 de janeiro e 7 de fevereiro de 2012, com objetivo de analisar o que influenciava o advento dos resíduos sólidos na drenagem urbana, realizando quantificação e tipificação dos resíduos sólidos que lá chegaram e ficaram retidos na estrutura de retenção construída para fins do experimento. Do montante de resíduos sólidos analisados, excluídos aqueles compostos por matéria orgânica, como folhas e galhos, a maior presença corresponde aos resíduos associados à construção civil, com valores totais de 43% do total estudado, porém, neste grupo

encontrou-se classificada a madeira processada, que, segundo a autora, apresentou grande aporte na composição dos RCC. Em segundo lugar, estão os resíduos classificados como “outros”, constituídos, basicamente, por roupas velhas, sapatos, panos, bitucas de cigarros e poliestireno expandido (EPS), com valores correspondentes a 22%; em seguida, plásticos com 18% do total de resíduos sólidos capturados; e vidros, com 10%. A autora chama a atenção a periculosidade dos resíduos encontrados, relativa a lâmpadas fluorescentes e lata de tinta *spray*, ambos os elementos são considerados resíduos Classe I - Perigosos (ABNT, 2004).

Os montantes de resíduos sólidos capturados apresentaram tendência crescente com a precipitação total para cada evento, porém, se analisada a intensidade das precipitações, não se encontra correlação satisfatória (Figura 3.15). GAVA (2012) relaciona este resultado à baixa intensidade dos eventos de precipitação.

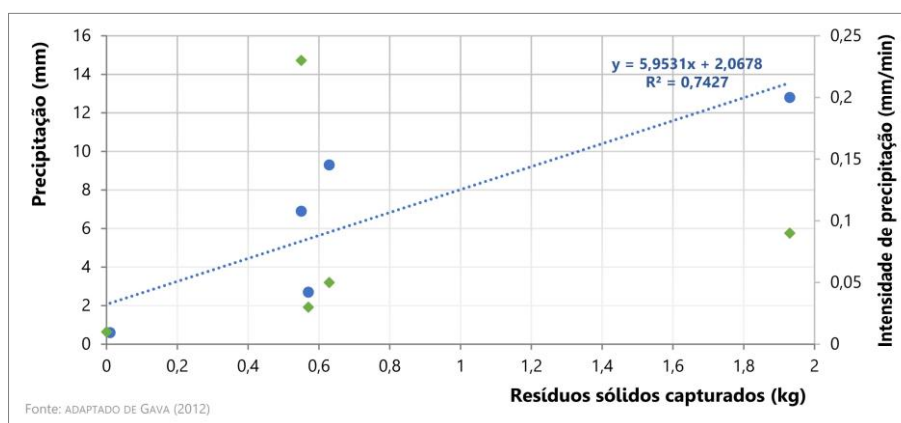


Figura 3.15 – Correlação entre resíduos sólidos e precipitação no experimento de GAVA (2012). Em azul, as quantidades de resíduos sólidos são correlacionadas com a precipitação total do evento; em verde, com a intensidade de precipitação.

Fonte: ADAPTADO DE GAVA (2012).

Da mesma forma, OLIVEIRA ET AL. (2005) e JAWOROWSKI ET AL. (2005) relatam experimentos desenvolvidos entre setembro de 2004 e novembro de 2005, a partir de uma armadilha para resíduos sólidos que foi construída na bacia da represa Mãe d'Água, em Porto Alegre, Rio Grande do Sul. O objetivo foi de coletar informações sobre resíduos sólidos e qualidade da água de um córrego urbano (i.e., Arroio Central). Este córrego drena uma pequena bacia hidrográfica, de aproximadamente 0,82 km² e 5.900 habitantes (em 2005), localizada na Vila Santa Isabel, no município de Viamão. A bacia apresenta densidade territorial elevada, o arroio é praticamente desprovido de sua mata ciliar e permeia lotes residenciais, praticamente todos urbanizados. Foram realizadas caracterizações gravimétricas e volumétricas dos resíduos sólidos transportados e análises físico-químicas da água do arroio. Os resíduos foram coletados por meio de uma armadilha projetada e construída no local

para essa finalidade. Os resultados apresentaram maiores quantidades de matéria orgânica e madeira, tanto em massa quanto em volume; as pequenas quantidades de PET e metais, segundo os autores, estão relacionadas ao valor comercial que esses materiais adquiriram nos últimos anos. Na Figura 3.16, são apresentadas fotos da realização do experimento.

Com relação a esta pesquisa, não se encontram relacionados dados de precipitação dos eventos de captura de resíduos sólidos. O gráfico da Figura 3.17 apresentam a correlação do montante médio de resíduos coletados em cada evento (pois os eventos de coleta não foram padronizados em termos de tempo, variando de 0,5 a 48 horas) com dados de precipitação diária (em verde) e precipitação acumulada nos sete dias anteriores à coleta (em laranja), obtidas no Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMET) (INMET, 2013).



Figura 3.16 – Fotos do experimento de coleta e caracterização de resíduos sólidos da bacia Mãe d’Água por meio de armadilha construída em um córrego: em (a), armadilha em posição para operação; (b) operação de descarga de resíduos, após evento pluviométrico; (c) armadilha içada; (d) e (e) aferição volumétrica e pesagem de resíduos sólidos.

Fonte: MARQUES ET AL. (2009).

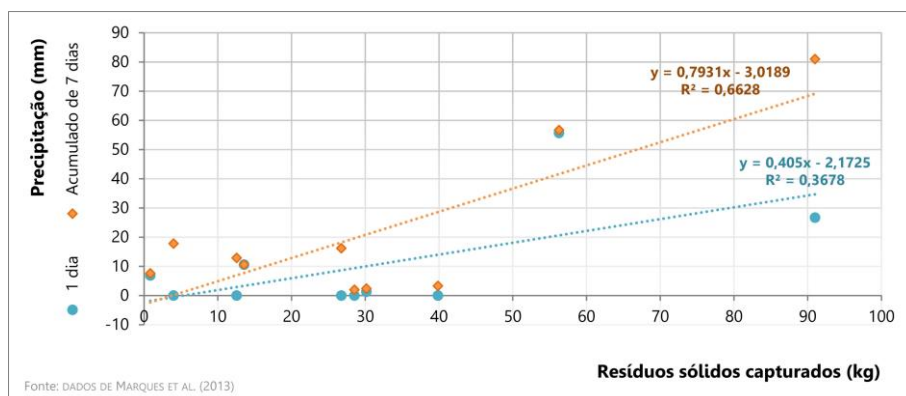


Figura 3.17 – Correlação entre resíduos sólidos e precipitação no experimento da bacia Mãe d’Água.

Em verde, as quantidades de resíduos sólidos são correlacionadas com a precipitação diária; em laranja, com a precipitação acumulada nos 7 dias anteriores de cada evento de coleta.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2013) – A PARTIR DE DADOS DE MARQUES ET AL. (2009) e INMET (2013).

NEVES (2006) propôs métodos indiretos para estimar a quantidade de resíduos sólidos que atinge o sistema de drenagem de águas pluviais considerando duas variáveis: a variação pública diária dos logradouros e a precipitação diária. A pesquisa foi realizada em uma bacia hidrográfica urbana em Porto Alegre (RS), que possui uma bacia de retenção construída para receber o fluxo proveniente da rede de drenagem pluvial. O foco da pesquisa foi diferente dos anteriores, uma vez o objetivo foi caracterizar os resíduos sólidos em seu ponto geração.

COTRIM (2007) realizou uma simulação da quantidade de resíduos sólidos que podem chegar à rede de drenagem de uma bacia hidrográfica urbana com população de baixa renda. A bacia selecionada para o experimento foi a do arroio do Moinho, sub-bacia do arroio Dilúvio, em Porto Alegre. O estudo simulou a implantação de armadilhas para captura de resíduos grosseiros e de grande porte. Com base nas dimensões da armadilha e do fluxo das águas, em situações normais e críticas, foram calculadas as perdas de cargas decorrentes e suas implicações nas cotas de montante no arroio. O autor conclui que cerca de 3,4% a 5 % de todos os resíduos sólidos urbanos gerados na bacia chegam à rede de drenagem.

Experiências internacionais têm sido desenvolvidas desde o final da década de 1990, especialmente por pesquisadores na África do Sul e Austrália. Com exceção das cidades sul-africanas, estudos realizados em países desenvolvidos apresentam pouca semelhança com o caso brasileiro, onde os problemas sociais e de deficiência de serviços públicos são fatores-chave na ocorrência de resíduos urbanos em corpos d’água.

ALLISON ET AL. (1998b) analisaram três bacias hidrográficas em Coburg, Melbourne, Austrália, caracterizadas por diferentes formas de uso e ocupação do solo. Os objetivos do estudo foram compreender as quantidades e características dos poluentes brutos que se deslocam

por meio do sistema drenagem pluvial, analisar e avaliar técnicas de captura de tais poluentes. Os autores demonstram a nítida influência da precipitação no transporte de resíduos sólidos até o sistema de drenagem pluvial; entretanto, a dinâmica do transporte dos resíduos não é diretamente proporcional à quantidade aportada, pois parte dos resíduos que chegam ao sistema de drenagem ficam retidos na rede, de modo que somente uma parte dos resíduos chega ao exutório.

Na Cidade do Cabo, África do Sul, ARNOLD E RYAN (1999) realizaram um estudo em três áreas que possuíam diferentes usos do solo (residencial, comercial e industrial). As amostras foram coletadas com redes implantadas nos canais de drenagem, que eram monitoradas diariamente. Além da quantificação da carga de resíduos, o estudo também concluiu que a carga pode variar dependendo do uso e ocupação do solo.

ARMITAGE E ROOSEBOOM (2000a) analisaram dados de monitoramento de rios urbanos em provenientes de estudos realizados em Springs²⁶, Cidade do Cabo²⁷ e Johannesburgo (ARMITAGE ET AL., 1998), na África do Sul, em Auckland²⁸, na Nova Zelândia e em Melbourne²⁹, na Austrália. Em todos os casos, dispositivos foram implantados para capturar os resíduos flutuantes. ARMITAGE E ROOSEBOOM (2000b,c) avaliaram modelos potenciais de estrutura de captura e avaliaram sete estruturas considerando a maioria das situações de drenagem urbana na África do Sul.

MARAIS ET AL. (2004) também desenvolveram sua pesquisa na Cidade do Cabo, cujos objetivos principais eram investigar as fontes, os tipos e a quantidade de resíduos presentes em algumas bacias urbanas típicas; e entender como o uso do solo, a densidade populacional, a situação socioeconômica e a disponibilidade de serviços influenciaram os parâmetros relacionados aos resíduos. Nove bacias hidrográficas, com diferentes padrões de uso e ocupação do solo e diferentes condições sociais e econômicas, foram monitoradas durante dois anos. Entre as conclusões, destaca-se que, nas áreas residenciais, parece haver uma relação inversa entre renda familiar e cargas médias de resíduos, provavelmente porque nas

²⁶ NEL, 1996, *apud* ARMITAGE ET AL., 1998 – NEL, C. **Die ontwikkeling van 'n strnktuur vir die verwydering van vaste besoedeling uit stornxwateraflope** ("O desenvolvimento de uma corda para a remoção de poluição sólida de inundações de águas pluviais", tradução nossa). Tese de doutorado não publicada, Technikon Pretoria (atual Tshwane University of Technology). Pretória, África do Sul, 1996.

²⁷ ARNOLD, 1996, *apud* ARMITAGE ET AL., 1998 – ARNOLD, R. W. **Personal communication with Mr. R. W. Arnold**, Drainage and Sewerage Branch, Cape Town City Engineer's Department. Cidade do Cabo, África do Sul, 1996.

²⁸ CORNELIUS ET AL., 1994, *apud* ARMITAGE ET AL., 1998 – CORNELIUS, M.; CLAYTON, T.; LEWIS G.; ARNOLD, G.; CRAIG, J. **Litter Associated with Stormwater Discharge in Auckland City New Zealand**. Island Care New Zealand Trust. Auckland, Nova Zelândia, 1994. 34 p. ISBN: 9780958331401.

²⁹ BOARD OF WORKS, 1989, *apud* ARMITAGE ET AL., 1998 – BOARD OF WORKS, Melbourne (atual Melbourne Water). **Litter Control in Urban Waterways**. Melbourne, Nova Zelândia, 1998.

áreas de maior renda há melhores serviços de limpeza urbana. Ou seja, os autores relacionam a eficiência no serviço de limpeza urbana como fator que contribui para a diminuição dos resíduos que chegam até o sistema de drenagem, dado que em áreas de alta renda com melhor cobertura de serviço de limpeza, as quantidades de resíduos na drenagem foram baixas em comparação com os bairros populares e favelas.

Os experimentos realizados no Brasil e em países subdesenvolvidos apresentam algumas características quanto à composição dos resíduos coletados. Por exemplo, de 60% a 80% do material coletado corresponde à matéria orgânica; o segundo item mais presente são os plásticos. No Brasil, há grande ocorrência de calçados dentre os resíduos sólidos capturados, que normalmente são classificados como "outros". Por meio do Quadro 3.2, apresenta-se uma síntese dos resultados obtidos por alguns experimentos nacionais e internacionais sobre a quantificação e caracterização de resíduos sólidos em sistemas de drenagem.

Quadro 3.2 – Características dos resíduos sólidos em sistemas de drenagem urbana.

Local Autor	Característica da área de estudo	Composição	Quantificação*
Springs, África do Sul NEL (1996 <i>apud</i> ARMITAGE ET AL., 1998)	Bacia do Blesbokspruit: 299 ha 85% comercial / industrial e 15% residencial	Plástico: 62%, isopor: 11%, metal: 10%, papel: 10%, vidro: 2%, outros: 5% (em volume)	17,5% dos resíduos sólidos lançados nas ruas atingem a drenagem. Massa: 82 kg/ha/ano CBD: 96 kg/ha/ano
Johanesburgo, África do Sul ARMITAGE ET AL. (1998)	Bacia do canal Robinson: 800 ha mistura de usos residencial, industrial, comercial e áreas comerciais informais	1/3 de sedimentos, 1/3 de resíduos domiciliares e 1/3 de grandes objetos (e.g., pneus de trator) e entulho. Sacolas plásticas: 80% do resíduo flutuante	Massa: 48 kg/ha/ano
Capel Sloom, Cidade do Cabo, África do Sul ARNOLD (1996 <i>apud</i> ARMITAGE ET AL., 1998)	Bacia do Capel Sloom: 1.092 ha 60,4% Table Mountain, 8% parques, 18,3% área residencial, 4,2% industrial, 7,1% comercial e 2% de ruas	Plástico: mais de 50%. Metal, madeira, borracha, principalmente.	Massa: 26 kg/ha/ano
Cidade do Cabo, África do Sul ARNOLD E RYAN (1999)	Três bacias urbanas: residencial (Milnerton): 4,7 ha industrial (Paarden Eiland): 2,5 ha misto (comercial e residencial vertical – Sea Point): 6,24 ha	Plástico: 53%, cigarros e afins: 2,5%, vidro: 0,21%, metal: 4,5%, papel: 16%, madeira: 12,5%, borracha: 3%, outros: 8%: (em massa)	Massa: 44 a 138 kg/ha/ano
Cidade do Cabo, África do Sul MARAIS E ARMITAGE (2003), MARAIS ET AL. (2004)	Nove bacias urbanas: Imizamo Yethu: 5,3 ha residencial informal	(não incluem dados de matéria orgânica) Plástico: 40%, papel: 7%, metal: 7%, vidro: 1%, vegetação: 11% e outros: 35%. Sedimentos: 95% do total. (em massa)	Massa: 67 kg/ha/ano

(continua)

* há que atentar para a eficiência de captura das armadilhas de resíduos.

Quadro 3.2 – Características dos resíduos sólidos em sistemas de drenagem urbana (continuação)

Local Autor	Característica da área de estudo	Composição	Quantificação*
Cidade do Cabo, África do Sul MARAIS E ARMITAGE (2003), MARAIS ET AL. (2004) (continuação)	Ocean View: 11,5 ha, residencial baixa renda, residencial de 3 andares, densidade demográfica: 60 hab/ha	Plástico: 16%, papel: 5%, metal: 2%, vegetação: 51% e outros: 26%. Sedimentos: 69% do total (em massa)	Massa: 130 kg/ha/ano
	Cape Town – CBD (C): 6,6 ha centro comercial de Cape Town, com prédios de escritórios e hotéis	Plástico: 13%, papel: 5%, metal: 3%, vidro: 1%, vegetação: 65% e outros: 13%. (em massa)	Massa: 69 kg/ha/ano
	Cape Town – CBD (D): 3,4 ha lojas, comércio informal	Plásticos: 10%, papel: 4%, metal: 2%, vidro: 1%, vegetação: 66% e outros: 17%. (em massa)	Massa: 87 kg/ha/ano
	Cape Town – CBD (E): 3,4 ha terminal de ônibus	Plásticos: 11%, papel: 5%, metal: 4%, vidro: 2%, vegetação: 40% e outros: 38%. (em massa)	Massa: 155 kg/ha/ano
	Fresnaye: 25,4 ha, residencial de alta renda, dens. demográfica: 20 hab/ha	Vegetação: 99%, plástico: 0,42%, papel: 0,23%, metal: 0,1%, vidro: 0,1%, outros: 0,15% (em massa)	Massa: 62 kg/ha/ano (sem sedimentos)
	Summer Greens: 5,3 ha residencial classe média, densidade demográfica: 55 hab/ha	Plásticos: 8%, papel: 9%, metal: 3%, vidro: 3%, vegetação: 20% e outros: 57%. Sedimentos: 30% do total (em massa)	Massa: 20 kg/ha/ano
	Montague Gardens: 14 ha industrial leve	Plásticos: 14%, papel: 6%, metal: 2%, vidro: 2%, vegetação: 5% e outros: 71%. Sedimentos: 37% do total (em massa)	Massa: 86 kg/ha/ano
	Welgemoed: 14,4 ha, residencial alta renda, dens. demográfica: 15 hab/ha	Vegetação: 99%, outros: 1% (em massa)	Massa: 27 kg/ha/ano

(continua)

* há que atentar para a eficiência de captura das armadilhas de resíduos.

Quadro 3.2 – Características dos resíduos sólidos em sistemas de drenagem urbana (continuação)

Local Autor	Característica da área de estudo	Composição	Quantificação*
Auckland, Nova Zelândia CORNELIUS ET AL. (1994, <i>apud</i> ARMITAGE ET AL., 1998)	Amostragem em bacias de uso residencial, industrial, comercial	Plástico: 65,4%, alumínio: 3,3%, papel/papelão: 26,8%, lata/aço: 0,5%, vidro: 0,3% e outros: 3,5% (em massa)	Massa: residencial: 0,53 kg/ha/ano industrial: 0,88 kg/ha/ano comercial: 1,35 kg/ha/ano
Auckland, Nova Zelândia ICNZT (1996)	Quatro áreas: residencial: 8,5 e 5,4 ha industrial: 16 ha comercial: 14,9 ha	Plástico: 72%, cigarros e afins: 15%, vidro: 0,5%, metal: 1%, papel: 9%, embalagens: 2%, madeira: 0,23%, borracha: 0,14%, roupas e calçados: 0,1% (em itens capturados)	(sem informação)
Coburg, Melbourne, Austrália SENIOR (1992, <i>apud</i> ARMITAGE ET AL., 1998)	Bacia Merri Creek	Papel: 21%, plástico: 66%, latas de alumínio, vidro e outros (em itens capturados)	(sem informação)
Coburg, Melbourne, Austrália ALLISON ET AL. (1997)	Bacia: 150 ha 52% residencial, 6% industrial leve e 42% misto (res. e comercial)	Divididos entre resíduos brutos (maiores que 5 mm) e resíduos menores. Brutos: vegetação: 77%, plástico: 12%, papel: 9%, metal: 1%, outros: 1% Resíduos pequenos: papel: 50%, plástico: 34,5%, metal: 9%, cigarros/bitucas: 3%, outros: 3,5% (em massa)	Massa: 30 kg/ha/ano (sem considerar a parte orgânica)
Coburg, Melbourne, Austrália ALLISON ET AL. (1998b)	Bacia: 50 ha 65% residencial e 35% comercial	A maior parte é material orgânico (principalmente folhas e galhos) e o restante compõe-se de papel, plásticos de comidas e itens de bebidas	Massa: 6 kg/ha/ano (sem considerar a parte orgânica)
Sydney, Austrália BROWNLEE (1995, <i>apud</i> ARMITAGE ET AL., 1998)	Bacia: 322,50 ha comercial, residencial e industrial	Sedimentos: 62%, folhas e gramíneas: 33% e demais resíduos: 5% (em volume)	Massa: 22 kg/ha/ano

(continua)

* há que atentar para a eficiência de captura das armadilhas de resíduos.

Quadro 3.2 – Características dos resíduos sólidos em sistemas de drenagem urbana (continuação)

Local / Autor	Característica da área de estudo	Composição	Quantificação*
Santa Maria, RS BRITES (2005); BRITES E GASTALDINI (2007)	Bacia Cancela: 495 ha 56% área urbana, 18.082 habitantes 35% área impermeabilizada	Plástico: 14,7%, metal: 0,4%, isopor: 4,9%, vidro: 0,7%, matéria orgânica: 71,5%, outros: 7,8% ^[1]	Massa: 8,41 kg/ha/ano 0,230 kg/hab/ano
Santa Maria, RS GONÇALVES (2013); WOLFF ET AL. (2016)	Bacia Cancela–Tamandaí: 267 ha 35% área impermeabilizada 10.902 habitantes	Plástico: 2,5%, metal: 0,4%, vidro: 0,8%, recicláveis em geral: 6,1%, madeira processada: 7,8%, tecidos e isopor: 1,1%, matéria orgânica: 94,3%, outros: 0,9% ^[1]	Massa: 17,41 kg/ha/ano 0,424 kg/hab/ano
Santa Maria, RS BRITES (2005); BRITES E GASTALDINI (2007)	Bacia Alto da Colina: 334 ha 22,3% área urbana, 1.972 habitantes 12% área impermeabilizada	Plástico: 29%, metal: 1,3%, isopor: 1,1%, vidro: 0,8%, matéria orgânica: 62,9% e outros: 5% ^[1]	Massa: 3,22 kg/ha/ano 0,545 kg/hab/ano
Viamão, RS OLIVEIRA ET AL. (2005), JAWOROWSKI ET AL. (2005), MARQUES ET AL. (2009)	Bacia Mãe d'Água – Sub-bacia do Arroio Central: 84 ha, 5.900 habitantes residencial horizontal, comércio local	Plásticos: 11%, madeira: 29%, isopor: 9%, matéria orgânica: 48%, outros: 13% ^[1]	Massa: 3,51 kg/ha/ano
Porto Alegre, RS NEVES (2006)	Bacia de retenção da bomba 12, Parque Marinha do Brasil: 192 ha 42% residencial, 21% comercial e o restante praticamente sem habitação	Plástico: 83%, vidro: 1%, papel: 0,5%, embalagens longa vida: 0,6%, isopor: 4,3%, trapos: 6,4%, metal: 3%, outros: 1% ^[1] (excetuando madeiras e matéria orgânica)	Massa: 3,58 kg/ha/ano
Santa Maria, RS SALLES (2010); SALLES ET AL. (2011, 2012);	Bacia Escola Urbana / sub-bacia do arroio Esperança: 57 ha densidade demográfica: 1,5 hab/ha, taxa de urbanização: 96,5%	Plástico: 14%, metal: 1%, vidro: 1%, madeira processada: 6%, borracha: 2%, tecido: 1%, isopor: 1% papel e outros: 6%, matéria orgânica: 67% ^[1]	Massa: 173 kg/ha/ano
Santa Maria, RS GOERCK ET AL. (2013)	Bacia Escola Urbana / sub-bacia da calha da gráfica: 300 ha 50% habitações populares, 50% áreas desocupadas (campos)	Plástico: 11%, metal: 0,5%, papel: 0,05%, madeira: 2,3%, matéria orgânica: 86%, outros: 0,33% ^[1]	Massa: 25 kg/ha/ano
Florianópolis, SP GAVA (2012); GAVA E FINOTTI (2012)	Bacia do rio do Meio: 244 ha 32% rural / 68% urbano – usos comercial, institucional (UFSC) e residencial 1.530 habitantes	Plástico: 18%, metal: 5%, vidro: 10%, papel: 2%, RCC: 43%, outros: 22% ^[1] (exceto matéria orgânica)	Massa: 0,27 kg/ha/ano 0,0025 kg/hab/ano

^[1] porcentagens em massa. * há que atentar para a eficiência de captura das armadilhas de resíduos.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2015, rev. 2017).

Com base na revisão da literatura, o que se pode concluir é que não é conhecido, de fato, o volume de resíduos sólidos que chega ao sistema de drenagem, não havendo referências de estudos que expressem este valor de modo decisivo. A **estimativa da quantidade** e das características dos resíduos que atingem a rede de drenagem pode ser realizada utilizando diversos parâmetros, porém, fica claro que muitas variáveis podem condicionar os resultados, como a frequência e abrangência dos serviços de coleta de resíduos sólidos e de limpeza das ruas, as características físicas (naturais e modificadas pela ação antrópica) da bacia hidrográfica, bem como questões relativas ao nível de instrução e de consciência (ou sensibilização) ambiental da população.

3.2.2 Modelos preditivos de geração de resíduos sólidos

BEIGL ET AL. (2008) realizaram uma revisão sistemática de 45 estudos sobre modelagem da geração de resíduos sólidos, que foram analisados conforme quatro aspectos: escalas geográficas (e.g., domicílios, bairro/distrito, área de assentamento e país), tipos de fluxos de resíduos sólidos modelados (e.g., fração dos resíduos domiciliares, fluxos de coleta e fluxos de material), tipos de variáveis independentes e métodos de modelagem.

Modelos que contribuem para a melhoria da estimativa das quantidades e características dos resíduos sólidos gerados atual e futuramente visam permitir as melhores decisões de planejamento da gestão de resíduos, dentro dos limites possíveis (e.g., PANAGIOTIDOU ET AL., 2015). Desta forma, o ajuste do projeto de pesquisa é principalmente induzido – explícita ou implicitamente – pela delimitação de um equilíbrio entre o ganho de informações e a relação custo–eficiência. A fim de permitir a identificação de procedimentos de modelagem que possibilitem atender estes dois objetivos – muitas vezes contraditórios – BEIGL ET AL. (2008) apontam quatro quesitos de projeto fundamentais a serem observados:

- a) Amostragem adequada, em termos quantitativos e qualitativos: a quantidade de amostras, bem como seu tamanho e representatividade são cruciais para determinar a eficiência do modelo, pois, se seleção de amostras observadas for excessivamente grande ou pequena, ou muito regional, a utilidade do modelo fica comprometida, bem como a relação custo–eficiência, em termos de pesquisa com vistas ao planejamento;
- b) Definição do fluxo de resíduos a ser pesquisado: o número e o tipo de fluxos de resíduos sólidos, bem como o nível de precisão da discriminação, exercem um impacto fundamental sobre os esforços para coleta de dados relativos aos resíduos sólidos gerados e sobre o conteúdo de informação dos fundamentos de

planejamento. Por exemplo, a desagregação do material reciclável nem sempre pode fornecer informações úteis à quantificação dos resíduos gerados, devido à impossibilidade de identificar se as quantidades variadas de coleta se devem a níveis diferentes de renda ou a divergências na abrangência e eficiência de coleta destes materiais. A definição e a padronização insuficientes dos resíduos sólidos urbanos constituem um problema bastante relatado na literatura especializada (e.g., ARMITAGE, 2007; BEIGL ET AL., 2008). Frequentemente, os fluxos de resíduos investigados não são definidos de forma clara, dificultando a compreensão de quais fluxos são abrangidos (i.e., conjunto de materiais relacionados) e quanta informação se tem sobre a quantidade e qualidade dos fluxos excluídos da análise;

- c) Seleção de variáveis independentes a serem pressupostas: ainda na fase de concepção do desenvolvimento do modelo, muitas vezes, pode-se pré-estimar se um conjunto definido de variáveis será capaz de satisfazer as necessidades básicas de informação dos planejadores de gestão de resíduos sólidos, de modo que é essencial atentar para: a atualidade dos dados, a aplicabilidade para previsões e a qualidade suficiente dos dados. Inicialmente, decisões estratégicas necessitam de dados atuais: muitas pesquisas são publicadas tardiamente, quando os dados já estão de 5 a 10 anos obsoletos. Além disso, muitas vezes não estão disponíveis os dados auxiliares necessários (e.g., poder de consumo *per capita* atualizado), por isso, torna-se importante o uso de parâmetros que sejam facilmente comparáveis e previsíveis, como as variáveis socioeconômicas. Há que se atentar para o fato de que o quanto mais independentemente as variáveis são pressupostas, coletadas e avaliadas, mais difícil é garantir um nível de qualidade dos dados. A implementação de abordagens intensivas de dados pode ser significativamente limitada ou agravada por problemas de disponibilidade e comparabilidade dos dados. Além dos problemas mencionados, relativos à obsolescência de dados, definições inconsistentes e a própria insuficiência de dados, há também os fatores de custo relevantes, especialmente para análises baseadas em até milhares de variáveis independentes. "Quanto maior a falta de dados, mais tempo e esforço têm que ser empreendidos para se alcançar resultados razoáveis" (FEHRINGER ET AL., 2004, p.59).
- d) Validação do modelo: a precisão dos resultados do modelo (i.e., as principais características do modelo e critério de seleção para especialistas de ferramentas de previsão) pode ser limitada ou distorcida por duas razões: a validação insuficiente do modelo e de seus parâmetros, e falta de equilíbrio entre simplificação e superajuste. A validação de um modelo é definida como a validade interna, ou como a capacidade do modelo para explicar a variável dependente (neste caso, a quantidade de resíduos

sólidos gerada). Esta validade possui um impacto indireto sobre a validade externa mais relevante, i.e., a capacidade de generalizar os resultados obtidos para diferentes configurações espaciais ou temporais. Modelos de geração de resíduos que são extremamente simples ou muito complexos podem fornecer resultados inadequados. O nível de complexidade necessária depende do número de parâmetros utilizados e de sua forma funcional. Uma proporção desfavorável entre os graus de liberdade identificados para o tamanho da amostra pode causar superajuste ou simplificação do modelo (TABACHNIK; FIDELL, 1989³⁰, *apud* BEIGL ET AL., 2008). Além disso, também costuma ser difícil a interpretação de modelos com mais de dez parâmetros, o que implica, provavelmente, uma diminuição da aplicabilidade do modelo por gestores e planejadores.

Métodos tradicionais de previsão da geração de resíduos sólidos frequentemente contam com os fatores demográficos e socioeconômicos em uma base *per capita*, e tais coeficientes podem ser considerados fixos ou podem mudar ao longo do tempo. Entretanto, estes modelos não podem expressar propriedades dinâmicas inerentes ao processo de geração de resíduos sólidos. Os **modelos de previsão econométricos** são uma alternativa ao modelo estático, e consistem em uma abordagem em que as previsões futuras são derivadas de previsões correntes das próprias variáveis independentes. A implementação desses métodos tradicionais de projeção estatística, no entanto, requerem a coleta de informações socioeconômicas e ambientais minuciosas antes da análise de previsão pode ser executada. Em muitos casos, os municípios não têm recursos financeiros e operacionais suficientes para manter um banco de dados histórico, atualizado e completo da quantidade e das propriedades dos resíduos sólidos.

DYSON E CHANG (2005) apontam que a maioria dos modelos de previsão estatística tradicionais, tais como os métodos de média geométrica, curva de saturação, mínimos quadrados, regressão e extrapolação da curva, é concebida com base na configuração de modelos matemáticos semi-empíricos. A estrutura destes modelos é simplesmente uma expressão de causa-efeito ou uma extrapolação da tendência a fim de verificar as características sistemáticas inerentes que são reconhecidas como relacionadas à base de dados observados.

INTHARATHIRAT ET AL. (2015) aponta que dentre esses métodos, a análise de regressão é amplamente utilizada para previsão de geração de resíduos sólidos urbanos, devido à sua

³⁰ TABACHNIK, B. G.; FIDELL, L. S. **Using Multivariate Statistics**. New York, EUA: Harper and Row, 1989.

teoria consolidada e aos algoritmos simples. No entanto, a análise de regressão não pode aprender a partir de novos dados, nem tampouco pode se adaptar a novas situações. Além disso, e sua precisão é baixa quando são utilizados dados imprecisos. Estes autores relatam que melhores resultados têm sido obtidos quando do uso de análise de séries temporais, pois este pode ser o método de previsão mais adequado considerando os impactos da sazonalidade. Entretanto, a análise de séries temporais requer uma grande quantidade de dados para fornecer previsões precisas em período de curtos de tempo. No tocante à gestão de resíduos sólidos, este método leva ao baixo poder de generalização, enquanto a análise dos fatores pode explicar as mudanças das características dos resíduos sólidos urbanos associados às variáveis que o influenciam.

DIAS ET AL. (2012) desenvolvem um modelo preditivo baseado em dados socioeconômicos para geração de resíduos sólidos. O modelo foi criado por meio de mineração de dados de uma ampla base de dados socioeconômica e de resíduos sólidos (i.e., dados de coleta mensais de 2006 a 2010) do município de Belo Horizonte, Minas Gerais. Foram definidas quais variáveis possuíam maior poder de explicação da geração de resíduos sólidos, considerando-se a resolução espacial das divisões administrativas: a renda deflacionada e a dimensão de cada classe econômica das populações. Os resultados obtidos indicam que a geração domiciliar de resíduos sólidos em Belo Horizonte pode ser determinada pela renda *per capita* mensal conforme gráfico da Figura 3.18. Este modelo foi então validado por meio de sua aplicação utilizando um conjunto de dados de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, para o mesmo período. Os resultados foram considerados satisfatórios, tendo o modelo subestimado as gerações médias em 5,2% e 3,3% para Belo Horizonte e Porto Alegre, respectivamente.

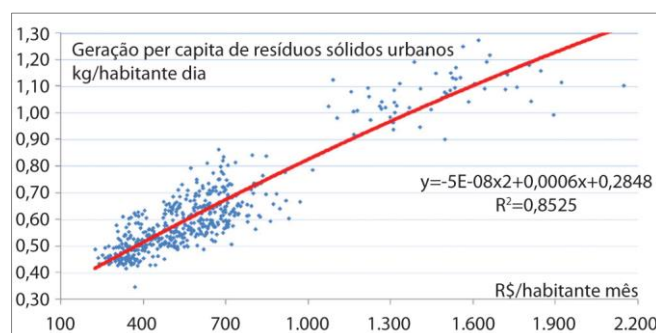


Figura 3.18 – Renda *per capita* versus geração *per capita* de resíduos sólidos urbanos no município de Belo Horizonte.

Fonte: DIAS ET AL. (2012, p.330).

Recentemente, as Redes Neurais Artificiais (RNA) têm se mostrado aptas a fornecer resultados mais precisos, em comparação com a análise de regressão e análise de séries temporais tradicional, devido à sua capacidade de aprender e construir um sistema não linear complexo

por meio de um conjunto de exemplos de entrada/saída. No entanto, as RNA precisam de um grande número de dados históricos e possui algumas desvantagens, tais como: superajuste na fase de treinamento do modelo, dificuldade na determinação da arquitetura de rede, mínimos locais e baixo desempenho de generalização, que continuam sem solução e limitam a aplicação da abordagem RNA na prática (e.g., SINGH; SATIJA, 2016; ZHANG ET AL., 1998).

Na linha de evolução dos métodos de previsão estruturados e semi-estruturados, surge a possibilidade de associação de previsão nebulosa (i.e., *fuzzy forecasting*) e modelagem dinâmica cinza. A Teoria de Sistemas Cinza (TSC) é uma das teorias que tratam de sistemas com características complexas³¹ e possui instrumentos potencialmente efetivos na análise de sistemas ambientais. ROCHA (2013) argumenta que o uso dos métodos contidos na TSC pode colaborar no desenvolvimento de um conjunto de ferramentas ou de uma metodologia capaz de abordar, eficientemente, o problema das mudanças presentes nos constituintes do sistema terrestre. A TSC apresenta ainda vantagem, especialmente os sobre os métodos estatísticos, de não possuir restrições quanto o número de observações que se faz acerca de um sistema, nem tampouco sobre a distribuição que os dados oriundos destas observações devam possuir.

Um sistema pode ser classificado de acordo com a quantidade e qualidade das informações disponíveis a seu respeito. Aqueles completamente conhecidos, onde todas as informações estão acessíveis são chamados de Sistemas Brancos; se nenhuma informação pode ser acessada, estes sistemas são chamados de Sistemas Caixa–Preta. Entretanto, estas duas denominações servem como objeto ideal teórico, raramente fazem referência a sistemas reais, afinal, nestes a informação é parcialmente conhecida e parcialmente desconhecida (ROCHA, 2013). Por mesclar características dos dois objetos (brancos e caixa–preta), estes podem ser classificados como Sistemas Cinza (DENG, 1982).

A **modelagem dinâmica cinza** é considerada uma abordagem promissora para lidar com questões de previsão sob incerteza e foi desenvolvida para resolver o problema da escassez de dados (DENG, 1982). Ou seja, esta modelagem é particularmente adequada para lidar com situações em que apenas dados limitados estão disponíveis para a previsão e os ambientes não estão bem definidos ou não são totalmente compreendidos. Este método tem sido aplicado na modelagem da geração de resíduos sólidos, com razoável exatidão, em situações

³¹ A Teoria da Complexidade compreende a ciência com potencial para explicar e analisar de modo holístico sistemas compostos por subsistemas abertos, dinâmicos, fora do equilíbrio e, constantemente, não lineares, que interagem entre si, a partir de um ponto em que as abordagens determinísticas se mostram inconsistentes ou ineficientes. Seus princípios, especialmente os tangentes aos sistemas adaptativos, com propriedades emergentes e de muitas subdivisões, fornecem uma abordagem interdisciplinar com ferramentas, *a priori*, aptas para análise, interpretação e compreensão dos diversos tipos de sistemas ambientais de maneira efetiva (ROCHA, 2013).

em que se tem acesso apenas a amostras muito limitadas (e.g., CHEN; CHANG, 2000; DYSON; CHANG, 2005; INTHARATHIRAT ET AL., 2015).

INTHARATHIRAT ET AL. (2015) apresentam um estudo cujo objetivo é prever a quantidade de resíduos sólidos urbanos recolhida na Tailândia, com intervalo de previsão de longo prazo, utilizando o modelo multivariado cinza otimizado. No experimento, foram testados quinze modelos, incluindo dois modelos tradicionais (Naïve e curva de tendência), três modelos cinza univariados e dez modelos cinza multivariados; o modelo cinza multivariado com convolução integral foi o que apresentou os melhores resultados. Os fatores representativos dos setores residenciais e comerciais que afetam resíduos sólidos recolhidos são identificados, classificados e quantificados com base em estatística e na teoria de sistemas cinza (Figura 3.19). Além dos resultados numéricos relativos à geração de resíduos sólidos, o modelo também aponta que a densidade demográfica é o fator mais importante que afeta a quantidade de resíduos sólidos coletados, seguido pela urbanização, emprego e tamanho dos domicílios, respectivamente.

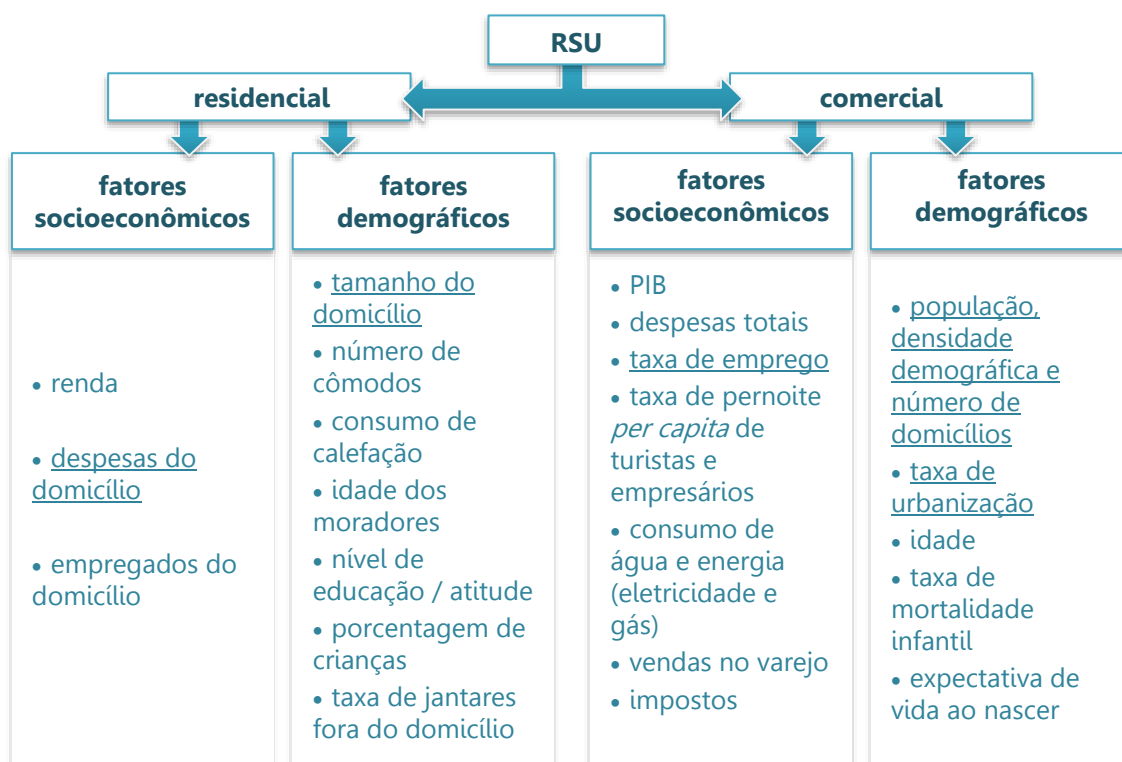


Figura 3.19 – Relação de fatores importantes que afetam a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados nos setores residencial e comercial segundo estudo de INTHARATHIRAT ET AL. (2015); os fatores mais representativos de cada setor estão sublinhados.

Fonte: ADAPTADO DE INTHARATHIRAT ET AL. (2015).

Quando o banco de dados não é suficiente para dar suporte às análises tradicionais de previsão estatística, mas é amplo o suficiente para execução de modelos dinâmicos cinza com diferentes

naturezas, surge a necessidade de **integrar os modelos** como um todo, que deverá ser capaz de explicar as inter-relações entre atributos dinâmicos relevantes que influenciam na geração de resíduos sólidos urbanos. Tal concatenação possibilita a exploração das interações entre uma variedade de fatores socioeconômicos, ambientais e de gestão, ainda que se tenha que lidar com a questão da escassez de dados (DYSON; CHANG, 2005).

O método de raciocínio sistêmico tem sido utilizado há mais de meio século (FORRESTER, 1961) e proporciona ferramentas eficazes para uma melhor compreensão dos problemas complexos de gestão de grande escala. A dinâmica de sistemas, baseada em raciocínio sistêmico, é uma metodologia bem estabelecida para o estudo e gestão de sistemas de retroalimentação complexos. Inicialmente, é necessária a elaboração dos diagramas de relações causais ou diagramas de estoque e fluxo exclusivos para construção de um modelo de dinâmica de sistemas. Trabalhos relevantes que discutem como desenvolver modelos de dinâmica de sistema podem ser encontrados na literatura (e.g., FORRESTER, 1961, 1968; RANDERS, 1980).

Inicialmente, para se construir um modelo de dinâmica de sistemas, deve-se identificar um problema e desenvolver uma hipótese dinâmica que explique a causa do problema. A formulação é normalmente realizada de modo a testar um modelo de simulação computacional no que diz respeito às políticas alternativas do problema. Simulações em um modelo de dinâmica de sistemas são determinadas apenas pela passagem do tempo. A simulação em passo de tempo realiza uma série de etapas de simulação ao longo do período estabelecido para atualização do estado de variáveis de interesse, como resultado das atividades do sistema. Quando as condições iniciais são atribuídas para aquelas variáveis, que indicam o estado do sistema, o modelo pode começar a produzir as suas consequências para as variáveis do sistema com base no início da ação e no fluxo de informações.

A modelagem dinâmica de sistemas tem sido utilizada para tratar praticamente todo o tipo de sistema de retroalimentação, incluindo sistemas econômicos e de negócios, ecológicos, socioeconômicos, agrícolas, sistemas de tomada de decisões políticas; e sistemas ambientais, incluindo a análise de impacto ambiental de bacias carboníferas, avaliação de eutrofização de lagos, controle de pesticidas, recarga de águas subterrâneas, gerenciamento de bacias hidrográficas, controle de poluição de rios e gestão de resíduos sólidos (e.g., MASHAYEKHI, 1993; SUDHIR ET AL., 1997; KARAVEZYRIS ET AL., 2002; XU ET AL., 2013).

Com relação à de gestão de resíduos sólidos, MASHAYEKHI (1993) explorou a análise dinâmica para avaliar a transição do sistema de resíduos sólidos do estado de Nova York, com vistas ao estudo das diferentes políticas que pudessem ser adotadas pelos governos locais e estaduais

em termos de exigências financeiras do sistema de resíduos sólidos entre os anos 1990 e o ano de 2010. O modelo não tinha a intenção de prever quais eventos aconteceriam em um determinado momento no futuro, no entanto, o modelo poderia ser útil para a compreensão dos problemas de resíduos sólidos daquela época e as consequências das diferentes políticas que poderiam ser seguidas para lidar com tais problemas.

SUDHIR ET AL. (1997) empregaram mais de um modelo de dinâmica de sistemas para capturar a natureza dinâmica das interações entre os diferentes componentes do sistema de gestão de resíduos sólidos urbanos. O modelo fornece uma plataforma para o debate sobre as consequências potenciais e sistêmicas das várias alternativas estruturais e políticas para gestão sustentável de resíduos sólidos urbanos.

KARAVEZYRIS ET AL. (2002) desenvolveram uma metodologia para incorporar variáveis qualitativas, como a participação voluntária de reciclagem e o impacto da regulamentação, quantitativamente. O modelo fornece uma plataforma para análise de várias alternativas estruturais e de políticas para a gestão sustentável dos resíduos sólidos (Figura 3.20).

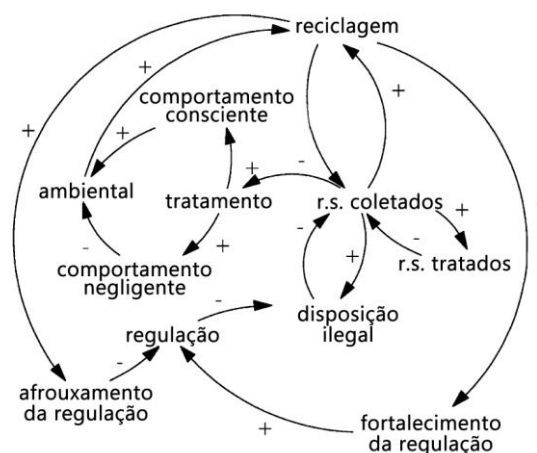


Figura 3.20 – Diagrama de relações causais do modelo de gestão de resíduos sólidos, desenvolvido no estudo de KARAVEZYRIS ET AL. (2002) utilizando o *software* Vensim.

Fonte: TRADUZIDO DE KARAVEZYRIS ET AL. (2002).

Muitos aplicativos de simulação computacional que utilizam modelos de dinâmica de sistemas contam com o uso de *softwares* como Vensim e Stella³², em que os mecanismos de

³² Existem vários *softwares* para a implementação de sistemas dinâmicos. Dentre os mais utilizados, estão o Dynamo, Stella e Vensim. O Dynamo foi a primeira linguagem de simulação de sistemas dinâmicos, desenvolvida no *Massachusetts Institute of Technology* (MIT) por Jack Pugh, na década de 1960. Diferente do Dynamo, o Stella e o Vensim fornecem um ambiente gráfico integrado para o desenvolvimento e análise de modelos de Dinâmicas de Sistema. Desenvolvidos na década de 1980, o Vensim (Ventana Systems Inc.) e o Stella (*Structural Thinking Experimental Learning Laboratory with Animation*) (Isee Systems) são ferramentas de modelagem visual que permitem desenvolver, documentar, simular e analisar modelos de sistemas dinâmicos. No Stella, a modelagem

dinâmica do sistema podem ser tratados por uma interface amigável. Nessas plataformas, os procedimentos de desenvolvimento dos modelos são realizados com base no processo de visualização, que permite que o usuário conceitue, documente, simule e analise modelos de sistemas dinâmicos. Eles oferecem uma forma flexível para a construção de uma variedade de modelos de simulação a partir de diagramas de relações causais ou de estoque e fluxo. A retroalimentação associada às variáveis pode ser visualizada a cada passo ao longo do processo de modelagem. As simulações são executadas inteiramente ao longo da linha do tempo estabelecido. No final, algumas variáveis de interesse são atualizadas para demonstração e avaliação das políticas implementadas.

Enquanto que os modelos de sistemas dinâmicos são necessariamente complexos, sua complexidade é alcançada por meio de combinações de submodelos mais simples, conectados de modo a simular o sistema em questão. Estes submodelos são eles próprios sistemas de modelos dinâmicos que exibem sistemas de comportamentos específicos, (e.g., linear, exponencial e crescimento logístico ou decadência, superação e colapso, e oscilação).

No estudo de DYSON E CHANG (2005), os modelos dinâmicos caracterizam a geração de resíduos sólidos por meio de comportamento de crescimento linear. Nestes modelos, o conceito de retorno dentro do sistema não é explorado devido à dificuldade de ligar a geração de resíduos *per se* diretamente de volta às atividades de consumo. Os modelos foram desenvolvidos para a previsão de geração de resíduos sólidos em um ambiente urbano com um elevado potencial de crescimento econômico, tomando como estudo de caso a cidade de San Antonio, Texas (EUA). Cinco modelos de planejamento foram considerados como base em diferentes tipos de modelos de dinâmica de sistemas, enquanto que o caso-base foi projetado de acordo com uma análise de regressão tradicional. Todos os cinco modelos de planejamento foram baseados na suposição de que o padrão de reciclagem existente no setor privado permanecerá em todo o horizonte de planejamento; i.e., o sistema manterá constantemente um nível mínimo de realização reciclagem embora a participação em programas de reciclagem públicos permaneça inativa. As interações entre os vários componentes do sistema, dentro do período de tempo estabelecido, foram examinadas de forma dinâmica (*software* Stella). Os modelos simulam cinco diferentes combinações de fatores que influenciam a geração de resíduos sólidos. A disparidade nos extremos das estimativas indica que é importante escolher qual é o modelo mais adequado, de modo a evitar a superestimação ou a subestimação da tonelagem

quantitativa usa a metáfora de tanques, válvulas e canos (i.e., estoques, taxas e conversores). O sistema permite a construção de um modelo através da conexão desses objetos básicos e o usuário não necessita definir as equações diretamente; ele fornece relações algébricas e o sistema converte essas relações em linhas de programa. No Vensim, os modelos de simulação são construídos a partir de diagramas causais ou diagramas de fluxo, e um editor de equações completa a simulação.

gerada. Esta disparidade nos extremos das estimativas indica que a incerteza sistemática incorporada na estimativa é influente. Segundo os autores, os resultados da modelagem são úteis e diretamente aplicáveis ao planejamento do sistema associado à seleção do local e da capacidade das instalações de recuperação de material num futuro próximo.

Estes modelos dinâmicos, entretanto, atuam sobre um conjunto de dados relativo a grandes áreas geográficas, como cidades ou estados inteiros. O uso de modelos dinâmicos espaciais é apresentado em alguns estudos, porém, sem o nível de desagregação desejado.

LEÃO ET AL. (2001) apresentam um método para quantificar a relação entre a demanda e a oferta de terrenos adequados para disposição final de resíduos sólidos (i.e., aterros sanitários) ao longo do tempo usando um sistema de informação geográfica e técnicas de modelagem. O estudo foca na gestão dos resíduos sólidos urbanos no contexto do desenvolvimento e da expansão urbana. A metodologia utiliza dados de projeções de crescimento populacional, expansão urbana e geração de resíduos sólidos, e consiste das seguintes etapas: (a) avaliação do impacto da expansão urbana sobre a disponibilidade de terras para a eliminação de resíduos ao longo do tempo; (b) avaliação do impacto da expansão urbana sobre a adequação de terras para aterros sanitários ao longo do tempo; e (c) avaliação do impacto do crescimento da população em termos de geração potencial de resíduos e a relação temporal entre a demanda e a oferta de locais para aterro sanitário. Segundo os autores, a metodologia fornece informações para orientar a concepção e planejamento de programas de redução e valorização dos resíduos sólidos, e pode conduzir a uma melhor utilização dos recursos do solo, pois lança um alerta sobre a escassez de terras para este fim no futuro. O município de Porto Alegre foi utilizado como estudo de caso para ilustrar e analisar a abordagem. Ao testar diferentes cenários de gestão de resíduos, os resultados indicaram que a demanda por locais para estabelecimento de aterros sanitários supera a oferta de terras adequadas para este uso antes do ano de 2050. Este estudo, entretanto, também tratou dos dados de modo integral para o município. Embora tenha aplicado modelos espaciais de crescimento urbano e de adequabilidade do solo, as estimativas de geração de resíduos sólidos e da demanda por de terras para estabelecimento de aterro sanitário foram realizadas para o município como um todo, e tampouco os resultados foram apresentados de forma especializada.

Por outro lado, na literatura há exemplos de **modelos empíricos determinísticos**, porém, estáticos, que buscam mostrar a diferenciação espacial da geração de resíduos sólidos. Por exemplo, VIJAY ET AL. (2005) aplica uma metodologia desenvolvida em SIG (Sistemas de Informações Geográficas) para modelar a geração de resíduos sólidos utilizando a densidade de população local e sua distribuição por faixas de renda. A aplicação prática foi avaliada por um estudo de caso na cidade de San Antonio, Texas, EUA. O objetivo foi dimensionar

estruturas para descarte dos resíduos (contêineres e lixeiras). Um estudo semelhante foi desenvolvido por KARADIMAS E LOUMOS (2008), que propuseram um modelo para estimativa da geração de resíduos sólidos urbanos coletados na cidade de Atenas, na Grécia, considerando fatores como densidade populacional, área ocupada por diferentes classes de estabelecimentos comerciais e ocupação residencial.

PURCELL E MAGETTE (2009) desenvolveram um modelo espacial de simulação de geração de resíduos sólidos orgânicos tendo como unidade espacial os distritos eleitorais de Dublin (Irlanda). Como determinantes fundamentais da variabilidade espacial da geração de resíduos orgânicos, foram utilizadas variáveis socioeconômicas, dados referentes aos tipos e tamanhos de domicílios, bem como dados relativos às principais atividades dos estabelecimentos comerciais. Por meio de pesquisa bibliográfica, os autores estabeleceram que sete tipos de estabelecimentos comerciais eram susceptíveis a serem os geradores mais significativos de resíduos sólidos orgânicos comerciais: supermercados, lojas de gêneros alimentícios, hotéis, restaurantes, restaurantes *fast-food* e de refeições para viagem ("*takeaway*"), estabelecimentos de educação (escolas primárias, secundárias e terceiro grau), hospitais e bares. Todos os estabelecimentos destes tipos foram georreferenciados e a estes pontos atribuíram-se as variáveis que os caracterizassem, como: tamanho e natureza de cada estabelecimento, número de empregados, número de vagas de ensino (escolas, universidades), número de quartos (hotéis), número de leitos (hospitais) e composição dos resíduos sólidos gerados (conforme referências na literatura pesquisada) (Quadro 3.3).

Quadro 3.3 – Parâmetros de geração semanal de resíduos orgânicos dos estabelecimentos comerciais conforme os sete tipos de atividades estabelecidos por PURCELL E MAGETTE (2009).

Estabelecimentos comerciais	Equação de geração semanal de resíduos orgânicos
Hospitais	$7,26 \text{ kg/leito/dia} \times 0,72$
Lojas de gêneros alimentícios	$\frac{n^{\circ} \text{ de funcionários} \times 1.360,78 \text{ kg}}{52 \text{ semanas}} + (\text{papel} \times 45,12\%)$
Hotéis	$7,74 \text{ kg/quarto/dia} \times 0,72$
Restaurantes	$\frac{n^{\circ} \text{ de funcionários} \times 1.360,78 \text{ kg}}{52 \text{ semanas}} + (\text{papel} \times 30,62\%)$
Bares	$\frac{n^{\circ} \text{ de funcionários} \times 2.919,77 \text{ kg} \times 0,53}{52 \text{ semanas}} + (\text{papel} \times 34,4\%)$
Restaurantes de refeições para viagem	$7,71 \text{ kg} \times n^{\circ} \text{ de funcionários} \times 7 \text{ dias} \times 0,72$
Escolas	$2,7 \text{ kg} \times n^{\circ} \text{ de matrículas} \times 0,72$

Fonte: ADAPTADO DE PURCELL E MAGETTE (2009).

Para os setores residenciais, foram utilizados dados do tamanho dos domicílios, classe social e taxas de geração de resíduos sólidos de 1990. Os parâmetros de geração de resíduos orgânicos

foram obtidos com base na literatura pesquisada (Quadro 3.4). Os dados da geração de resíduos orgânicos calculados para os anos de 2002 e 2006 foram comparados com os dados disponibilizados pela Agência de Proteção Ambiental da Irlanda, relativos à carga coletada e pesada em cada distrito eleitoral. Na média, as previsões baseadas no tamanho dos domicílios superestimaram a taxa de geração em 17%, e com base nas classes sociais, a superestimação ficou em 48%.

Quadro 3.4 – Parâmetros de geração semanal de resíduos orgânicos dos setores residenciais segundo classes sociais e tamanho dos domicílios, conforme estabelecido por PURCELL E MAGETTE (2009).

Categoria		Equação de geração semanal de resíduos orgânicos
Classes Sociais	A	$16,34 \text{ kg/sem} \times 0,72$
	B	$15,20 \text{ kg/sem} \times 0,72$
	C	$16,62 \text{ kg/sem} \times 0,72$
Número de moradores por domicílio	1	$7,1 \text{ kg/sem} \times 0,72$
	2	$11,2 \text{ kg/sem} \times 0,72$
	3	$13 \text{ kg/sem} \times 0,72$
	4	$14,7 \text{ kg/sem} \times 0,72$
	5	$16,4 \text{ kg/sem} \times 0,72$
	6	$17,9 \text{ kg/sem} \times 0,72$

Fonte: ADAPTADO DE PURCELL E MAGETTE (2009).

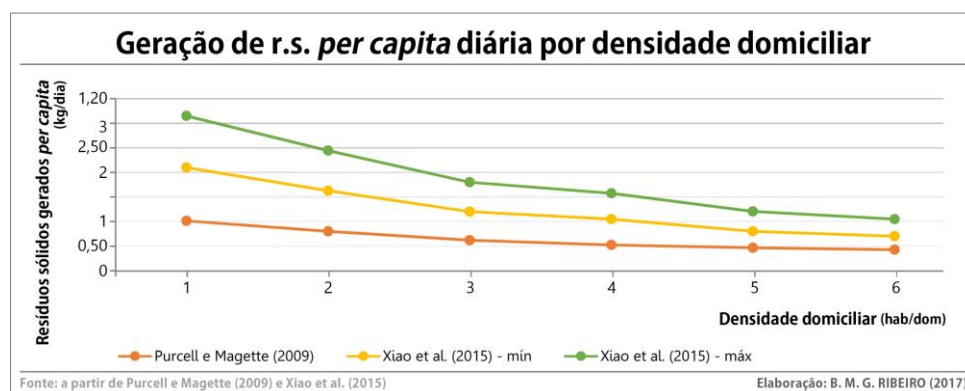


Figura 3.21 – Relações entre a geração diária de resíduos sólidos *per capita* ajustadas a partir dos dados apresentados por PURCELL E MAGETTE (2009) e XIAO ET AL. (2015) (valores máximos e mínimos).

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017) – A PARTIR DE PURCELL E MAGETTE (2009) E XIAO ET AL. (2015).

A importância da previsão da quantidade e da distribuição espacial de resíduos sólidos gerados por uma população está não somente no fornecimento de informações que subsidiem melhores práticas de gestão e gerenciamento de resíduos sólidos. Para POLZER (2017), não há como desvincular o setor energético do gerenciamento de resíduos sólidos, pois todas as políticas públicas estão de alguma forma integradas e poderiam ser tratadas de forma multidisciplinar. Os resíduos sólidos são recursos que, quando utilizados da

maneira correta, podem gerar energia na forma de eletricidade, aquecimento ou resfriamento, conforme a necessidade; combustível (i.e., biogás) para o transporte público, veículos particulares e para os caminhões de coleta de resíduos; composto e biofertilizante para agricultura, combate à erosão, paisagismo e outros usos. Os modernos incineradores, conhecidos como WtE (*Waste-to-Energy*), são tecnologias que visam, por meio da queima controlada dos resíduos, produzir energia, que pode ser convertida em eletricidade ou aquecimento, dependendo da necessidade do local (POLZER, 2017). Em diversos países, os WtE são considerados como fonte de energia renovável (FUNK ET AL., 2013).

Tendo em vista a utilização de resíduos sólidos na geração de energia, fazem-se necessárias informações sobre quantidade e composição para desenvolvimento da cadeia de negócios. PANAGIOTIDOU ET AL. (2009) simulam a produção de resíduos sólidos com a finalidade de geração de energia, utilizando dados oficiais de três distritos de Chania, na ilha de Creta (Grécia). A geração de resíduos é estimada a partir de dados população e turismo, taxa de crescimento demográfico e incremento do turismo, crescimento econômico, além de tendências europeias de geração *per capita* e de composição de resíduos sólidos.

Na Arábia Saudita, OUDA ET AL. (2017) simulam a geração de resíduos sólidos até 2032, para as cidades de Gidá, Meca e Medina. Diante de uma taxa de crescimento demográfico médio de 3,4% ao ano, os objetivos eram buscar fontes energia alternativas renováveis e aliviar a demanda por locais de disposição final de resíduos sólidos.

KOSTANTINIDIS ET AL. (2010) estimam a geração de resíduos sólidos urbanos para uma eco-cidade³³ no Reino Unido, por meio de um modelo baseado em agentes, para alimentar o SynCity ("*synthetic city*"), um pacote de modelagem que se propõe a determinar *layouts* energeticamente eficientes para cidades.

3.2.3 Modelos de transporte de resíduos sólidos

Na literatura especializada, é possível encontrar estudos que analisaram e modelaram o transporte de resíduos sólidos visando a otimização deste processo. Entretanto, o referido "transporte" consiste na condução dos resíduos, no âmbito do serviço de coleta de resíduos, do ponto de coleta (i.e., residências, estabelecimentos comerciais, etc.) até o local de disposição final e/ou de transbordo.

³³ As eco-cidades são um programa patrocinado pelo governo britânico de novas cidades a serem construídas visando alcançar padrões exemplares de sustentabilidade desde sua concepção. A primeira fase da eco-cidade Elmsbrook, localizada em North West Bicester, tem sua inauguração prevista para início de 2018.

GHOSE ET AL. (2006) e MALAKAHMAD ET AL. (2014), por exemplo, propõem modelos de roteamento otimizado baseado em SIG para determinar os caminhos mais eficientes em termos da relação custo \times distância para coleta e transporte dos resíduos sólidos para os respectivos aterros, na cidade industrial de Asansol, Índia, e na cidade de Ipoh, Malásia, respectivamente. Ambos os modelos utilizam dados de densidade populacional, capacidade de geração de resíduos sólidos, rede viária e tipos de pavimento, contêineres de armazenamento e veículos de coleta (i.e., caminhões). O objetivo é que os modelos propostos sejam ferramenta de suporte à decisão para as autoridades municipais na gestão eficiente das operações diárias de transporte de resíduos sólidos, distribuição balanceada de carga nos veículos, gerenciamento do consumo de combustível e planejamento dos horários de trabalho dos trabalhadores e veículos. Os resultados obtidos são espaciais (Figura 3.22) e também quantificam o número de viagens necessário, a duração das viagens e a quantidade total de quilômetros que cada veículo deve percorrer.

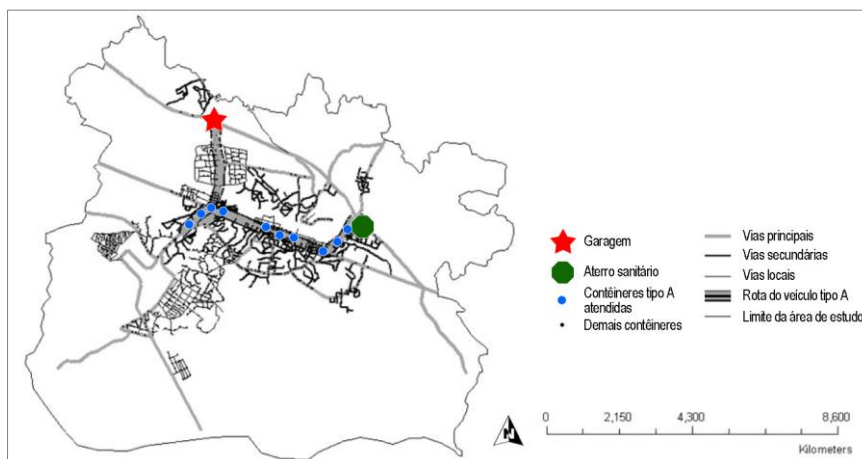


Figura 3.22 – Exemplo de resultado do modelo de rota ideal para um veículo tipo A, do estudo de GHOSE ET AL. (2006), desenvolvido para a cidade industrial de Asansol, Índia.

Fonte: ADAPTADO DE GHOSE ET AL. (2006).

Modificações a esse modelo foram propostas por SON (2014), que propôs a implementação de um algoritmo de *Chaotic Particle Swarm Optimization* (Otimização Caótica por Enxame de Partículas) no fluxo de análise de redes do *software* ArcGIS para otimização de roteamento de coleta de resíduos sólidos. De modo sintético, cada solução é uma partícula no espaço do problema, que possui uma função de adequação e uma velocidade de voo, e que segue a partícula ótima a cada instante. A orientação do voo é afetada pelos comportamentos sociais do enxame/bando (i.e., congregação passiva). Aleatoriamente, partículas são identificadas como ótimas, atualizando a velocidade e a posição do enxame de partículas, o que auxilia o sistema a evitar os ótimos locais e aumenta seu desempenho. Com a inserção da teoria do caos, pequenas mudanças no sistema inicial conduzem a mudanças não lineares nos

comportamentos futuros; ou seja, um conjunto de relações determinísticas pode produzir resultados padronizados, porém, imprevisíveis. Com essa modificação, o autor relata ter obtido melhores resultados em relação aos métodos existentes na literatura.

DI FELICE (2014a,b) apresenta um algoritmo que propõe modelar o acúmulo de resíduos sólidos. De fato, o autor trata de pontos de acúmulo de resíduos (PARS) domiciliares em vias de bairros residenciais de baixa densidade habitacional na Itália, em que a coleta regular de resíduos é realizada por meio de contêineres. O objetivo da pesquisa é então encontrar os pontos ideais para disposição de tais contêineres, levando em consideração a distribuição espacial das residências a serem atendidas (Figura 3.23), bem como a geração típica de resíduos sólidos (i.e., categorizados como plásticos, vidro, papel, material orgânico e outros tipos de resíduos), em função de sua massa e volume, e a malha viária para coleta dos resíduos dos contêineres.

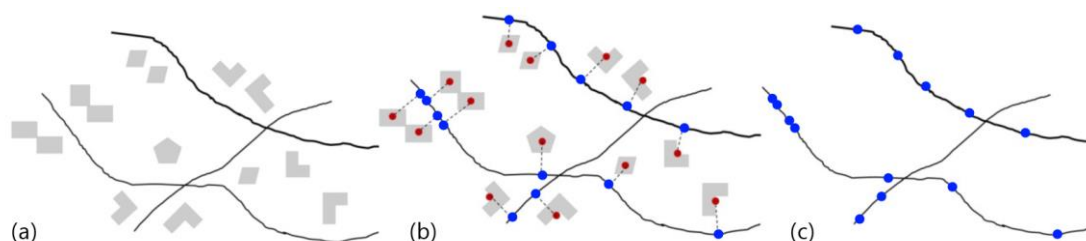


Figura 3.23 – Exemplo hipotético de um bairro para estudo dos pontos de acúmulo de resíduos: (a) disposição das residências (cinza) e das ruas (preto); (b) centroides dos polígonos das residências (vermelho) e sua conexão mais direta com a rua mais próxima; (c) projeção dos pontos de conexão dos centroides com a rua (azul).

Fonte: ADAPTADO DE DI FELICE (2014a).

O modelo, além de determinar as localizações-ótimas dos PARS, de modo a impor a menor distância possível até as residências, também utiliza os dados de geração média de resíduos sólidos em termos de massa e volume para dimensionamento dos contêineres (Figura 3.24).

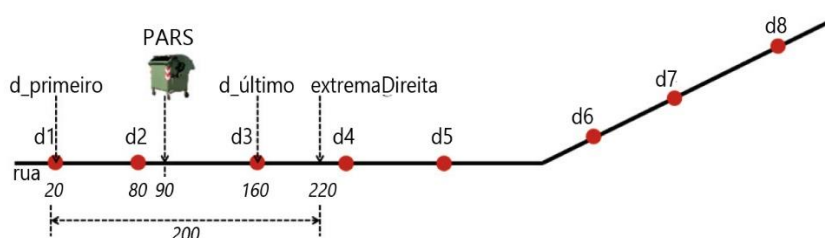


Figura 3.24 – Definição da localização do contêiner (i.e., PARS) pelo algoritmo proposto considerando o a distância máxima estabelecida a ser percorrida por uma pessoa para disposição de seus resíduos (e.g., 200 m), levando em conta as características da geração de resíduos dos domicílios na área de abrangência, bem como a capacidade do contêiner.

Fonte: ADAPTADO DE DI FELICE (2014a).

Existe uma vasta gama de pesquisas que buscam otimizar a alocação de pontos de coletas de resíduos sólidos e o dimensionamento dos contêineres e lixeiras a serem implantados (e.g., VIJAY ET AL., 2005, KARADIMAS; LOUMOS, 2008; TRALHÃO ET AL., 2010; GHIANI ET AL., 2012; 2014, entre outros).

Embora esses estudos tratem do transporte “conduzido” dos resíduos, é possível identificar alguns pontos interessantes que podem ser transferidos para o caso dos **resíduos sólidos “auto-deslocados”**, i.e., os resíduos que se deslocam por ruas, terrenos e corpos d’água sem a ação direta de homem ou máquina (e.g., sob ação de vento, chuvas, etc.). Por exemplo, a análise da rede espacial onde pode ocorrer o deslocamento ou transporte é realizada no módulo *Network Analysis* do *software* ArcGIS (ESRI, Inc.), em que os caminhos mínimos são calculados com a possibilidade de uso de fatores de impedância (i.e., resistência ao deslocamento). Desta forma, a integração de variáveis relativas ao caminho (i.e., rede viária, tipo de pavimento, declividade, largura da via, etc.) é traduzida em termos de atributos da rede.

Em termos de deslocamento “natural” (i.e., não conduzido) há referências na literatura que tratam da modelagem de enxurradas urbanas. Estas pesquisas, em sua absoluta maioria, investigam, além da água, poluentes advindos de fontes antrópicas, como de rodovias, de redes deficientes de esgotamento sanitário e de resíduos sólidos presentes no ambiente. Entretanto, o foco está em micropartículas poluidoras, como cobre, zinco, manganês, ferro e chumbo, hidrocarbonetos provenientes do petróleo, elementos tóxicos (e.g., provenientes de pesticidas), os poluentes do ar, entre outros (e.g., PRODANOFF, 2005, entre outros).

CAMPOS (2001) simula os efeitos que a presença de sólidos provoca no escoamento durante a passagem do evento da cheia, representando uma obstrução gradativa da calha e dos componentes do sistema de drenagem, por meio da adoção de um fator de redução de vazões variável no tempo. A simulação é realizada em um modelo de células de escoamento bidimensional, que opera por meio de balanço de massa célula-a-célula. Conceitualmente, o progressivo aumento de sedimentos e de resíduos sólidos no escoamento dos rios da bacia, durante a passagem de uma cheia, alteraria, gradativamente, os cenários de simulação, passando de uma situação inicial de descarga tradicional, i.e., sem considerar a presença de sólidos, até o ponto em que o sistema de drenagem passa a funcionar também sofrendo os efeitos da descarga sólida, até uma possível obstrução total.

O autor relaciona fatores que poderiam auxiliar na representação matemática de tais condições de carreamento de resíduos sólidos, por meio de modificações do modelo matemático de células original, com alterações de suas rotinas de cálculo para possibilitar a incorporação gradual de resíduos sólidos ao escoamento, durante a passagem de uma cheia,

tais como: a adoção de um coeficiente de Manning variável com o tempo de simulação, a redução das áreas das seções transversais dos canais e galerias, a modificação da viscosidade do fluxo devido à presença crescente de resíduos sólidos e a alteração direta na relação de troca de vazões entre as células. A alternativa escolhida, segundo o autor, foi aquela aparentemente menos complexa: adoção de um fator de redução das vazões entre células.

O modelo de CAMPOS (2001) apresenta uma alternativa promissora em termos de modelagem do transporte de resíduos sólidos. As considerações a serem feitas dizem respeito aos dados de entrada (i.e., relativos à distribuição espacial dos resíduos sólidos dispostos em condições de serem escoados em eventos de precipitação), à *proxy* utilizada para simular o comprometimento do sistema de drenagem devido aos resíduos, e à grande base de dados necessária para calibração e validação do modelo. O autor contou com uma base de dados bem estruturada da bacia da Calha do Manguê, no Rio de Janeiro (RJ) e equipamentos (e.g., postos fluviométricos e pluviométricos), o que possibilitou o uso de dados refinados do sistema de drenagem e precipitações.

Por fim, VALENCIA (2016) apresenta um experimento que mais se aproxima dos objetivos da presente pesquisa, cujo objetivo é a criação de um modelo para estimar a quantidade de resíduos sólidos que afluem ao sistema de drenagem pluvial em bacias hidrográficas inseridas em áreas urbanas. O modelo foi desenvolvido com base em metodologias de predição: a partir da área da bacia hidrográfica, foi estimado o número de habitantes (i.e., utilizando-se densidade demográfica média), e a geração de resíduos sólidos (i.e., por dados de geração média per capita); então, determinou-se a porcentagem da população atendida por serviço de coleta de resíduos sólidos e varrição de logradouros (i.e., por meio de dados oficiais gerenciamento de resíduos sólidos do município). Do montante de resíduos sólidos domiciliares gerados foi subtraída a porção relativa aos resíduos coletados. O montante de resíduos proveniente de varrição, nas ruas atendidas por esse serviço, foi extrapolado para aquelas que não contavam com esse serviço. Desta forma, a autora obteve os dados de entrada do modelo: a quantidade de resíduos sólidos remanescentes na área, que poderiam ser aportados ao sistema de drenagem, que foi então distribuído nas bocas-de-lobo das áreas sem atendimento pelos serviços de limpeza urbana.

O modelo foi aplicado na bacia Engenho Nogueira, na cidade de Belo Horizonte, Minas Gerais, para os anos de 2010, 2011 e 2012. Alguns resultados apresentados pela autora estão na Figura 3.25. Apesar da utilização de dados espaciais tratados em ambiente SIG, não são apresentados resultados distribuídos espacialmente por quadras ou ruas da área de estudo.

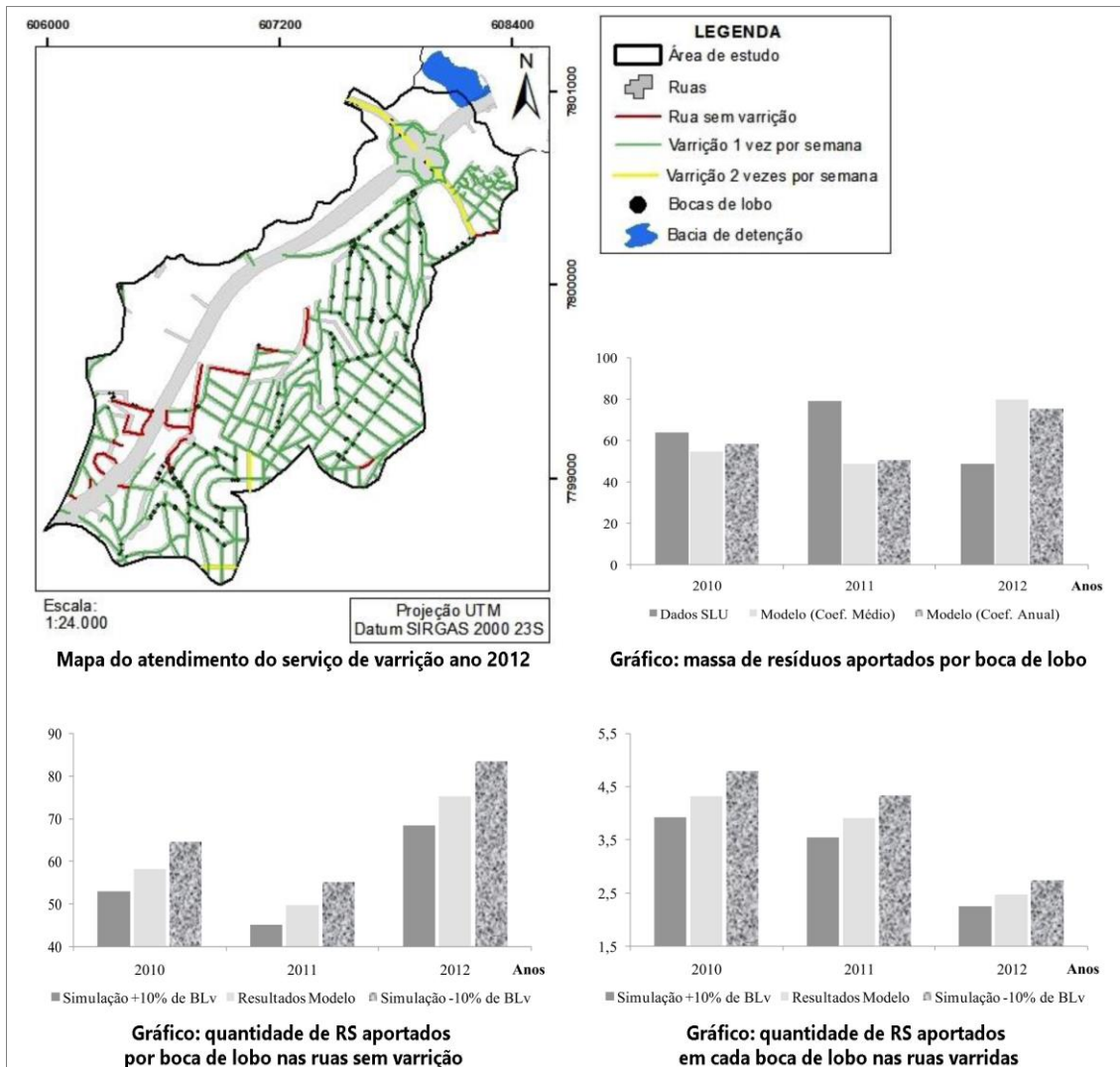


Figura 3.25 – Resultados do modelo de Valencia (2016) aplicados à bacia Engenho Nogueira (Belo Horizonte) para os anos de 2010, 2011 e 2012.

*SLU: Superintendência de Limpeza Urbana de Belo Horizonte; BLV: Bocas de lobo localizadas nas áreas com varrição.

Fonte: VALENCIA (2016, p. 82, 93 e 99).

O modelo de VALENCIA (2016) tampouco utilizou dados relativos à precipitação, declividade das ruas e a dinâmica de transporte dos resíduos sólidos para modelar o aporte de resíduos no sistema de drenagem. Além de incluir esses aspectos em um próximo modelo, a autora recomenda a exploração outras variáveis a serem incluídas junto às informações primárias, como fatores que influenciam na geração dos resíduos domiciliares, associados a características socioeconômicas, nível de educação, eficiência de campanhas de conscientização e das ações conjuntas entre limpeza urbana e a drenagem.

Desta forma, a literatura de sedimentos também foi investigada, no tocante aos assuntos de fluxo de detritos (*debris flow*), assunto do qual, pode-se extrair informações que auxiliaram

na compreensão de como ocorre o transporte de resíduos sólidos pelos corpos d'água.

3.2.3.1 *Debris flow* – Fluxo de detritos

Os fluxos de detritos (ou corridas de massas) (*debris flow*) são movimentos rápidos e de alta energia, nos quais fragmentos, detritos e blocos de rochas escoam encosta abaixo em conjunto com restos vegetais. São geralmente associados a uma sequência de escorregamentos consecutivos, que se juntam com blocos de rochas do canal principal da drenagem, mobilizando uma grande quantidade de material, com energia e poder destrutivo muito elevados (TAKAHASHI, 1991).

As corridas de massas iniciam sobre encostas inclinadas até se depositarem em bacias abertas durante os períodos posteriores a grandes precipitações. O fluxo se inicia com a movimentação à jusante da encosta de uma frente de grandes blocos seguido pelo corpo e parte final da corrida. A deposição se dá quando a corrida encontra gradientes baixos ou perda de confinamento lateral (espaços amplos) ainda que o fluido continue à jusante em gradientes muito baixos. Os elementos mais importantes da corrida são sua velocidade e espessura, pois estes parâmetros determinam a extensão e severidade dos danos (ALVARADO, 2006).

ALVARADO (2006) aponta que há uma combinação crítica de fatores naturais e antropogênicos que pode dar origem ao processo das corridas de massa:

- a) Gradiente ou inclinação da encosta: sabendo que a **gravidade** é a maior força de arraste na iniciação das corridas de massa, então se identifica que o maior gradiente da encosta é o que possui maior potencial gravitacional de arraste ou iniciação. Sob este conceito, em uma encosta podem-se identificar três zonas importantes segundo a estabilidade do material: zona de ocorrência, zona de transporte e zona de deposição. A zona de ocorrência costuma ter gradientes maiores do que 25°, mas tem-se reportado até gradientes de 15°. Por outro lado, a gradientes maiores o material não se acumula de forma que não existe o fluxo. As outras zonas se apresentam em gradientes maiores do que 10°. Durante o transporte deve ter confinamento suficiente para manter a velocidade caso contrário não existe fluxo de detritos. Ainda que aos 15° começa o depósito das bordas externas da massa e as línguas do material de deposição aparecem após dos 10° quando o gradiente e confinamento são quase nulos (Figura 3.26 e Quadro 3.5);

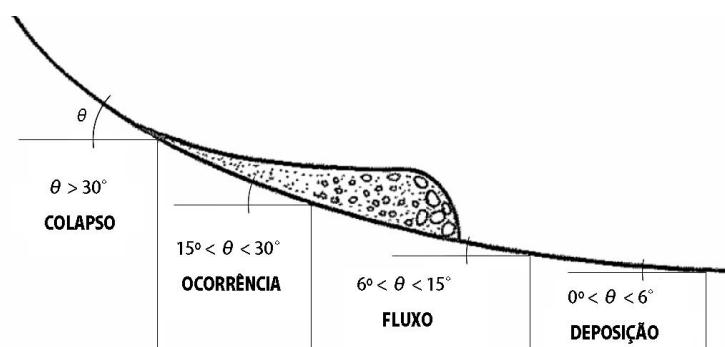


Figura 3.26 – Caracterização do gradiente e o movimento de uma corrida de massa.

Fonte: ADAPTADO DE ALVARADO (2006).

Quadro 3.5 – Relação entre o gradiente e as características do movimento de uma corrida de massa.

Ângulo	Característica do movimento
$20^\circ < \theta$	Ocorrência
$15^\circ < \theta < 20^\circ$	Início do fluxo
$10^\circ < \theta < 15^\circ$	Início de decréscimo da velocidade e continuação do fluxo
$3^\circ < \theta < 10^\circ$	Diminuição de velocidades e interrupção da parte frontal do fluxo
$0^\circ < \theta < 3^\circ$	Deposição

Fonte: ADAPTADO DE TAKAHASHI (1991).

- b) Conteúdo de água: este é o mais importante fator na ocorrência das corridas. Existem três mecanismos de ação mediante os quais a água poderia iniciar uma corrida: **precipitação**, degelo da neve ou rompimento de uma barragem. O primeiro mecanismo é o principal detonante das corridas, pois o fluxo de água em materiais porosos reduz sua resistência (aumento da poro–pressão), além de servir de meio de transporte ou lubrificante, uma vez iniciado o movimento;
- c) Materiais geológicos: para a ocorrência de corridas de massa é importante ter grandes quantidades de material geológico não consolidado desacomodado. Formações geológicas complexas, falhas e dobras intemperizadas e sujeitas à atividade sísmica, camadas não consolidadas e encostas instáveis são as fontes primárias para a ocorrência de corridas de massa (ALVARADO, 2006).

A **simulação** do alcance do fluxo de detritos e conseqüente deposição é importante para a delimitação de áreas potencialmente perigosas, fornecendo subsídios para a implantação de estruturas de mitigação aos possíveis danos (PROCHASKA ET AL., 2008). FANNIN E WISE (2001) argumentam que simular o alcance do fluxo é uma operação de natureza complexa devido a sua dinâmica ser governada, sobretudo, pelo material de origem transportado e pelo padrão do movimento.

As técnicas analíticas para determinar o alcance do fluxo de detritos podem ser classificadas em empíricas ou dinâmicas. Os modelos empíricos são geralmente baseados em critérios limitantes à continuidade do movimento (e.g., BENDA; CUNDY, 1990; FANNIN; WISE, 2001) ou em relações estatísticas. Já os modelos dinâmicos (e.g., SINMAP – PACK ET AL., 1998; SHALSTAB – MONTGOMERY, 1998) utilizam as premissas da equação da continuidade considerando características hidráulicas e de granulometria do material, além de outras variáveis como aceleração, velocidade e posição do centro de massa (FANNIN; WISE, 2001).

As técnicas baseadas na definição de critérios limitantes são geralmente mais simples que os modelos dinâmicos (BUENO ET AL., 2013). Neste sentido, destaca-se o modelo elaborado por BENDA E CUNDY (1990), que considera a declividade do canal e a características de geometria hidráulica para definição da zona de deposição do fluxo.

O modelo UBCDFLOW³⁴ (FANNIN; WISE, 2001) é uma ferramenta de suporte à decisão destinada, principalmente, a auxiliar no entendimento dos fatores que influenciam a distância de deslocamento de fluxos de detritos. Para um volume inicial de falha assumido, alterações na magnitude do evento, que derivam do arrastamento volumétrico e da deposição ao longo do caminho de deslizamento, são utilizadas para estabelecer a distância total percorrida (KURYLO, 2010).

A abordagem baseada em volume do modelo envolve os seguintes controles: o início ocorre para um volume de falha inicial definido pelo usuário no primeiro alcance do evento; depois disso, a morfologia de cada alcance subsequente determina o comportamento do fluxo (não confinado – *FNC*, confinado – *FC* ou fluxo de transição – *FT*) e o ângulo de inclinação do alcance determina o modo de fluxo (arrastamento $+dV_i$ ou deposição $-dV_i$).

O volume de arrastamento e/ou deposição é calculado usando equações de regressão. Na Figura 3.27, ilustram-se os componentes do modelo, sendo que L_i é o comprimento de cada trecho do caminho (i.e., alcances), sendo o comprimento total do curso L determinado pela soma de todos os comprimentos dos trechos pelos quais o evento já passou; AZ_i é o azimute caminho, W_i é a largura de material arrastado ou depositado; TH_i é o ângulo de inclinação de cada alcance (FANNIN WISE, 2001).

³⁴ Disponível em: <http://dflow.civil.ubc.ca/>

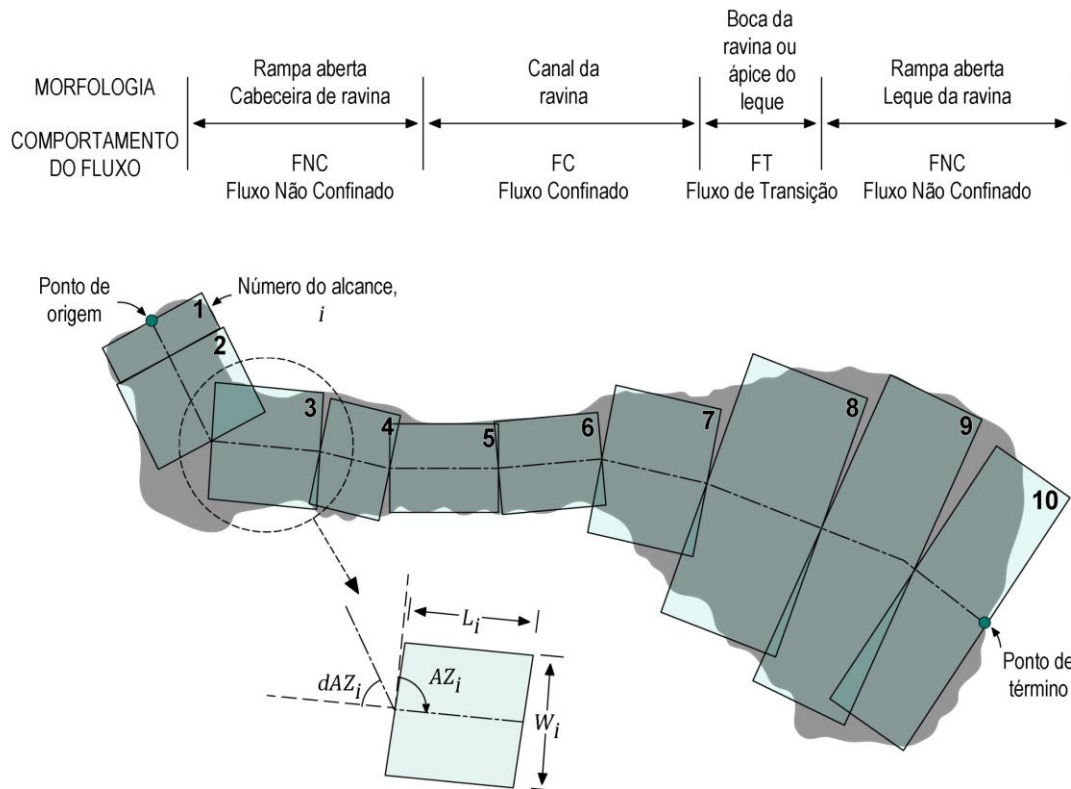


Figura 3.27 – Vista esquemática em planta do trajeto do fluxo de detritos.

A iniciação ocorre em uma rampa aberta ou na cabeceira de uma ravina, seguido do fluxo dentro de um barranco ou ravina, levando à terminação em uma rampa aberta.

Fonte: ADAPTADO DE <http://dflow.civil.ubc.ca>

A alteração do volume do fluxo é determinada por uma dentre cinco equações, dependendo do ângulo de inclinação e do tipo de fluxo. Cada equação determina a alteração no volume para um alcance i . Esta mudança é negativa no caso de deposição (o volume de fluxo diminui) e positiva no caso de arrastamento (o volume de fluxo aumenta). Estrutura do modelo UBCDFLOW foi desenvolvida com base nos limites de declive conforme ilustrado na Figura 3.28. Note-se que os limites são um tanto subjetivos, pois se baseiam em experimentos de campo e em análises do conjunto de dados, conforme realizado por FANNIN E WISE (2001), e que acabaram sendo atualizados pelos autores desde a publicação do trabalho original.

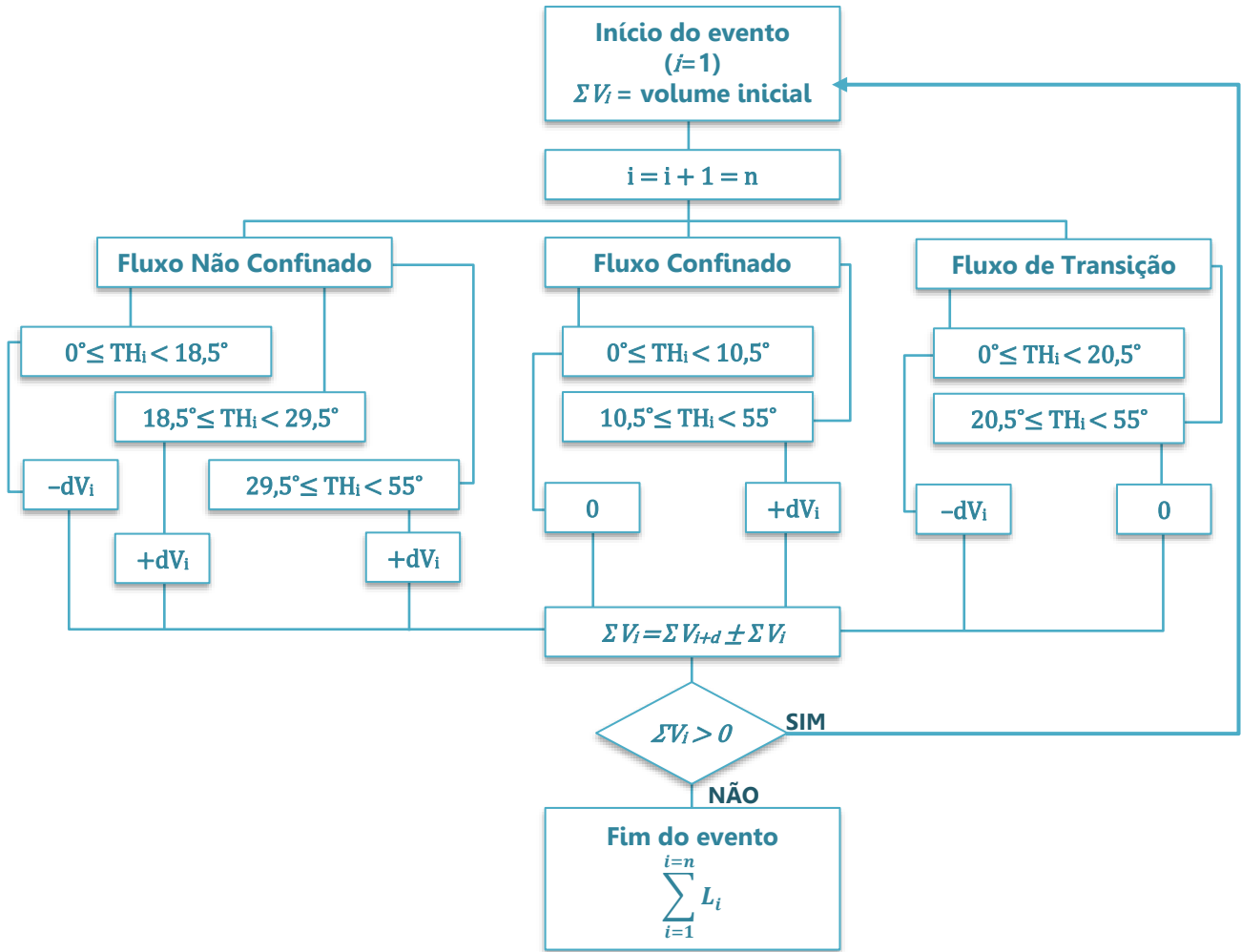


Figura 3.28 – Estrutura generalizada do modelo UBCDFLOW atual.

TH_i é a declividade de cada alcance i ; L_i é o comprimento de cada trecho do caminho (i.e., alcances).

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2015) A PARTIR DE <http://dflow.civil.ubc.ca/regression.php>

As variáveis independentes de previsão podem ser medidas ou derivadas de observações de campo. Estas variáveis de previsão descrevem a geometria de cada alcance. As variáveis de previsão medidas são: o comprimento (L_i), a largura de arrastamento (W_e) ou de deposição (W_d), o azimute (AZ_i) e a declividade (TH_i). As variáveis de previsão então derivadas são o volume do fluxo de entrada (V_{i-1}) e uma função do ângulo de curvatura (BAF_i), em que a variável com base física é definida conforme a Equação 1 (FANNIN; WISE, 2001):

$$BAF_i = \cos(dTH_i) \cos(dAZ_i) \ln \sum (V_i - 1) \quad (1)$$

As mudanças no ângulo de inclinação (i.e., declividade) e azimute são expressos pelas Equações 2 e 3:

$$dTH_i = |TH_i - TH_{i-1}| \quad (2)$$

$$dAZ_i = |AZ_i - AZ_{i-1}| \quad (3)$$

O assunto do *debris flow* tem sido extensamente explorado e diversos estudos podem ser encontrados na literatura (e.g., KOBIYAMA ET AL., 2010; MICHEL ET AL., 2014; 2015 – Figura 3.29). Alguns estudos utilizando o modelo UBCDFLOW foram revisados por KURYLO (2010), que também realizou uma análise detalhada do modelo.

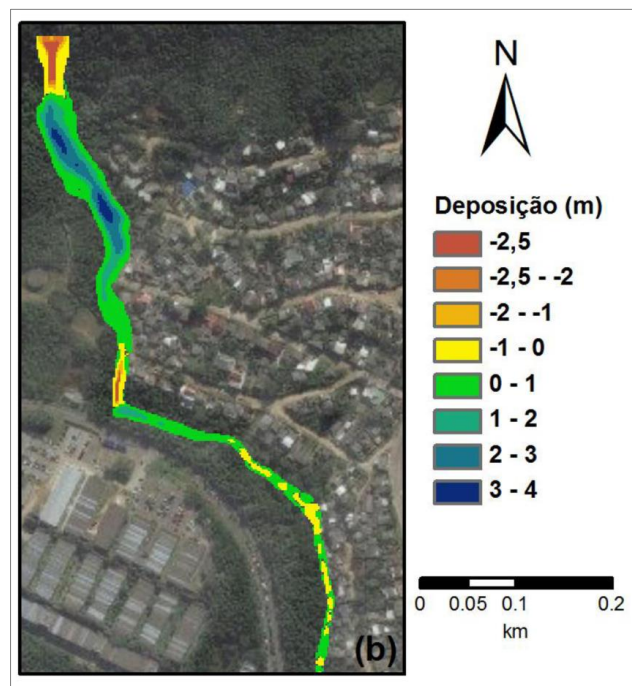


Figura 3.29 – Mapa de propagação do fluxo de detritos do estudo de MICHEL ET AL. (2014) que simulou cenários de escorregamentos e fluxos de detritos no Morro Santana, Porto Alegre / Viamão (RS), utilizando o *software* KANAKO-2D.

Fonte: MICHEL ET AL. (2014).

4 ELABORAÇÃO TEÓRICA

"A primeira lei da Ecologia: tudo está conectado a tudo³⁵. (...)
A segunda lei da Ecologia: tudo vai para algum lugar³⁶. (...)
A terceira lei da Ecologia: a Natureza sabe o que é melhor³⁷. (...)
A quarta lei da Ecologia: não existem coisas como 'almoço grátis'³⁸."
(COMMONER, 1972, tradução nossa).

Ao longo de sua existência, o homem foi diversificando as **relações com o ambiente** e, conseqüentemente, aumentando a degradação da natureza. A degradação ambiental causada pela atividade humana é uma fração de três fatores: o tamanho da população, o grau de consumo e a tecnologia (COMMONER, 1992).

A questão da precariedade em que se encontram os recursos naturais do planeta denuncia uma crise ambiental global e suas causas mostram dimensões políticas, econômicas, institucionais, sociais e culturais. GUIMARÃES (1996) aponta ser fundamental rever o próprio modelo de civilização, particularmente no que se refere ao padrão de articulação sociedade-natureza, o que exige uma compreensão adequada do processo social que desencadeou a crise, posto que as possíveis soluções, via desenvolvimento sustentável, dependem de dinâmicas intrínsecas ao sistema social.

³⁵ "All this results from a simple fact about ecosystems everything is connected to everything else: the system is stabilized by its dynamic self-compensating properties; these same properties, if overstressed, can lead to a dramatic collapse; the complexity of the ecological network and its intrinsic rate of turnover determine how much it can be stressed, and for how long, without collapsing; the ecological network is an amplifier, so that a small perturbation in one place may have large, distant, long-delayed effects" (COMMONER, 1972, p.19).

³⁶ "This is, of course, simply a somewhat informal restatement of a basic law of physics – that matter is indestructible. Applied to ecology, the law emphasizes that in nature there is no such thing as "waste". (...) "One of the chief reasons for the present environmental crisis is that great amounts of materials have been extracted from the earth, converted into new forms, and discharged into the environment without taking into account that "everything has to go somewhere." The result, too often, is the accumulation of harmful amounts of material in places where, in nature, they do not belong" (COMMONER, 1972, p.19-20).

³⁷ "The third law of ecology suggests that the artificial introduction of an organic compound that does not occur in nature, but is man-made and is nevertheless active in a living system, is very likely to be harmful. (...) For every organic substance produced by a living organism, there exists, somewhere in nature, an enzyme capable of breaking that substance down. In effect, no organic substance is synthesized unless there is provision for its degradation; recycling is thus enforced. Thus, when a new man-made organic substance is synthesized with a molecular structure that departs significantly from the types which occur in nature, it is probable that no degradative enzyme exists, and the material tends to accumulate" (COMMONER, 1972, p.21-22).

³⁸ "In ecology, as in economics, the law is intended to warn that every gain is won at some cost. In a way, this ecological law embodies the previous three laws. Because the global ecosystem is a connected whole, in which nothing can be gained or lost and which is not subject to over-all improvement, anything extracted from it by human effort must be replaced. Payment of this price cannot be avoided; it can only be delayed. The present environmental crisis is a warning that we have delayed nearly too long". (COMMONER, 1972, p.23).

Para ZYGER (2005) a preocupação com os problemas ambientais e, no caso específico, os resíduos sólidos urbanos, vem crescendo constantemente, uma vez que os resíduos sólidos urbanos gerados pelas cidades têm se avolumado e se agravado, de forma que constituem, na atualidade, um dos principais desafios da sociedade em geral, e principalmente dos gestores urbanos.

COMMONER (1972), em sua obra *The Closing Circle*, que se tornou conhecida como “Quatro Leis da Ecologia”, enfatiza que a estabilidade dos ecossistemas é possível uma vez que os resíduos gerados por uma parte do ciclo sejam utilizados por outra parte. Porém, ao se interferir no ciclo natural das coisas, seja destruindo, seja gerando resíduos em excesso, os ecossistemas se desestabilizam; como todos os ecossistemas estão conectados, problemas em um irão refletir nos demais.

Propõe-se, no âmbito desta pesquisa, a definição do “**Ciclo Lixológico**” em áreas urbanas. A fim de delimitar espacialmente o cenário de pesquisa, adota-se a bacia hidrográfica como unidade básica de análise. Além disso, o foco está em áreas urbanas degradadas, em especial, aquelas caracterizadas por ocupações irregulares, onde não se observa, na maioria das vezes, adequação às condições mínimas de segurança, salubridade e respeito ao meio ambiente.

Neste ponto, faz-se necessário defender o uso do termo “**lixo**”, uma vez que o material sob investigação engloba tanto o que é considerado resíduo quanto o que é rejeito³⁹. Na prática, buscou-se um termo menos formal que “fluxo de resíduos sólidos” e mais ilustrativo das situações que se pretende representar: os resíduos vão e vêm, e permanecem no ambiente, pois destinação correta dificilmente é a primeira solução adotada nesses casos. Ou seja, o Ciclo Lixológico vem ao encontro de situações distantes das ideais, principalmente no tocante à mistura e conseqüente impossibilidade de tratamento, reciclagem e reutilização do material, que relega ao destino de “rejeito” itens que poderiam ser “resíduos”.

4.1 Inspiração em ciclos naturais

De acordo com BOTELHO (2011), nos últimos três séculos, as atividades humanas têm aumentado a sua influência sobre as bacias de drenagem no meio rural e urbano e, por conseguinte, sobre os canais constituintes, tornando-se um importante agente geomorfológico. Os cursos d’água, independentemente da interferência humana, realizam três processos geomorfológicos básicos: **erosão, transporte e deposição**, construindo,

³⁹ Vide item 2.5.3.1 sobre as definições e classificações dos resíduos sólidos.

dessa forma, seu próprio perfil de equilíbrio. Sua extensão, sua largura, sua profundidade, a velocidade de suas águas e seu padrão de canal resultam da atuação daqueles processos, estando eles adaptados e ao mesmo tempo, os influenciando e alterando ao longo do tempo, evoluindo dinamicamente e equilibradamente. Qualquer alteração no curso d'água altera esse equilíbrio dinâmico, obrigando o rio a buscar um novo ajuste (BOTELHO, 2011).

Para qualquer estudo em redes hidrográficas é fundamental conhecer os dois ciclos importantes para a dinâmica dos rios (PACHECO, 2013): o ciclo hidrológico, que é um sistema fechado (i.e., em termos do globo terrestre) envolvendo vários comportamentos da água, como precipitação, escoamento, infiltração, evapotranspiração, entre outros; e concomitantemente ao ciclo hidrológico, desenvolve-se o ciclo hidrossedimentológico.

O **ciclo hidrológico** é o movimento contínuo da água presente nos oceanos, continentes (superfície, solo e rocha) e na atmosfera. Esse movimento é alimentado pela força da gravidade e pela energia do Sol, que provocam a evaporação das águas dos oceanos e dos continentes (MMA, 2007a). Na atmosfera, forma as nuvens que, quando carregadas, provocam precipitações, na forma de chuva, granizo, orvalho e neve. Nos continentes, a água precipitada pode seguir os diferentes caminhos:

- a) Infiltra e percola (passagem lenta de um líquido através de um meio) no solo ou nas rochas, podendo formar aquíferos, ressurgir na superfície na forma de nascentes, fontes, pântanos, ou alimentar rios e lagos;
- b) Flui lentamente entre as partículas e espaços vazios dos solos e das rochas, podendo ficar armazenada por um período muito variável, formando os aquíferos;
- c) Escoa sobre a superfície, nos casos em que a precipitação é maior do que a capacidade de absorção do solo;
- d) Evapora retornando à atmosfera. Em adição a essa evaporação da água dos solos, rios e lagos, uma parte da água é absorvida pelas plantas. Essas, por sua vez, liberam a água para a atmosfera através da transpiração. A esse conjunto, evaporação mais transpiração, dá-se o nome de evapotranspiração;
- e) Congela formando as camadas de gelo nos cumes de montanha e geleiras.

Na Figura 4.1, ilustram-se, esquematicamente, os principais componentes envolvidos no ciclo hidrológico.

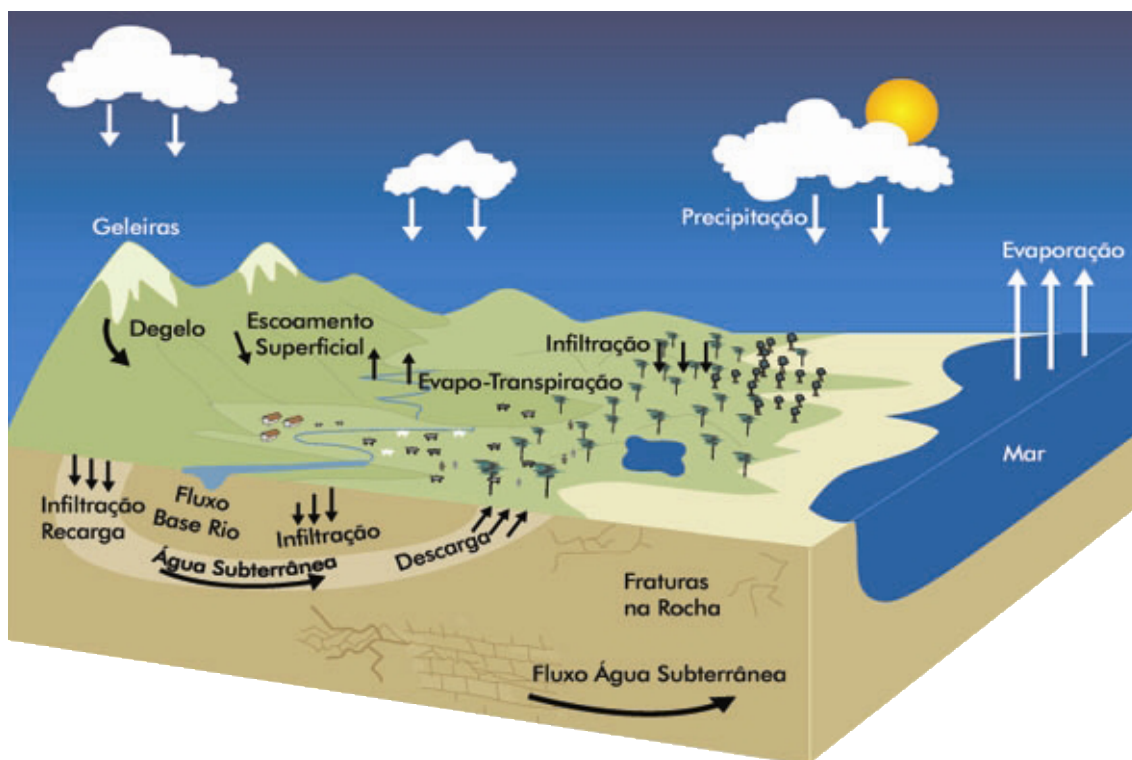


Figura 4.1 – Ilustração do ciclo hidrológico.

Fonte: MMA (2007a).

O **ciclo hidrossedimentológico** envolve o **deslocamento, o transporte e o depósito** de partículas sólidas presentes na superfície da bacia, sendo este intimamente ligado ao ciclo hidrológico (Figura 4.2). Canais fluviais são abastecidos pelo lento escoamento do lençol freático, sendo estes abastecidos por águas pluviais infiltradas no solo ou na rocha, ou diretamente pelo escoamento superficial das águas pluviais. Estas formas de escoamento podem ser vistas como meio de dissipação de energia da qual a água está provida, ao se deslocar horizontalmente e verticalmente, sob ação da força gravitacional (TUCCI, 2009b).

Mesmo sendo simultâneos, os ciclos possuem diferenças marcantes: o ciclo hidrossedimentológico é aberto – as partículas deslocadas, transportadas e depositadas não retornam ao meio de origem; o ciclo hidrológico é um sistema fechado, cuja ciclicidade é incessante e necessária (TUCCI, 2009b). Diante disto, a mecânica fluvial no ciclo sedimentológico é impulsionada pela força da energia contida na água sobre o ambiente hídrico. Este fato demonstra o quanto a capacidade do transporte dos sedimentos sólidos está intrinsecamente ligada ao entendimento da dissipação de energia, quer por atrito, quer por suspensão (TUCCI, 2009b).



Figura 4.2 – Função do ciclo hidrológico e do ciclo sedimentológico.

Fonte: ADAPTADO DE PACHECO (2013).

Todo curso d'água possui um comportamento hidrossedimentológico próprio, ou seja, os processos de produção e deposição de sedimentos em uma bacia são naturais. No entanto, a interferência antrópica altera o fluxo natural dessa dinâmica, na medida em que o uso e ocupação da bacia hidrográfica estão relacionados com a produção e transporte de sedimentos podendo variar de acordo com a intensidade e manejo do uso do solo.

Os sistemas hídricos (rios, lagos e outros corpos d'água) superficiais são também relevantes para o condicionamento socioambiental em equilíbrio. Caso haja impactos em qualquer seção fluvial, haverá comprometimento em todo o funcionamento fisiológico e respectiva relação com seus serviços ecossistêmicos dessas unidades hídricas.

PACHECO (2013) aponta que, de acordo com sua função, os sistemas fluviais são os **agentes geológicos** mais importantes no transporte natural dos sedimentos, visto que a carga de detritos de diferentes granulometrias será conduzida a partir da relação da seção do canal com a velocidade do fluxo. Este processo é desencadeado pelos sistemas fluviais de acordo com a sua competência (i.e., tamanho máximo de material que pode ser movido) e a capacidade (i.e., volume de carga transportada). Estes são os responsáveis pela **carga detrítica transportada** de montante a jusante, por meio de dinâmicas distintas das cargas e dos fluxos (SUGUIO; BIGARELLA, 1979; LEPSCH, 2010; CARVALHO, 2008). Em termos de sedimentos, as maiores partículas, ou seja, de areias a fragmentos de rocha, variando de 2 a 200 mm, deslocam-se por deslizamento, rolagem ou salteamento. O tamanho, a forma e a densidade

das partículas influenciam na velocidade de sedimentação, por conseguinte, afetam na taxa de transporte e, conseqüentemente, o local, aonde irão se depositar (CARVALHO, 2008). Todavia, tanto as cargas dissolvidas como as suspensas são transportadas na mesma velocidade em que a água flui (SUGUIO; BIGARELLA, 1979; CUSSLER, 1984).

Os estudos de SUGUIO E BIGARELLA (1979), CHRISTOFOLETTI (2011) e BRITO ET AL. (2009) inferem a respeito das características normais dos sedimentos transportados por um rio, as quais dependem de fatores como a velocidade média da corrente (resultante da declividade média), o material (segundo a microbacia), o tipo de clima e a cobertura vegetal da bacia de drenagem. A capacidade de as partículas serem conduzidas por longas distâncias depende da capacidade do transporte dos sedimentos de fluxo, controlada por fatores relacionados às propriedades fluidas, às características do sedimento e aos parâmetros hidráulicos associados com o trajeto do fluxo (HAAN ET AL., 1994).

4.2 Classificação teórica

BUNGE (1985) define a **tecnologia** como projeto (*design*) de artefatos e condiciona a planificação da sua realização ao conhecimento e ao método científico. Chama-se de artificial “qualquer coisa opcional, feita ou construída com ajuda de conhecimento aprendido e utilizável por outros” (BUNGE, 1985, p. 222, tradução nossa)⁴⁰. Para algo ser classificado como artificial, deve ser primeiramente opcional, i.e., fruto de uma decisão ou escolha deliberada do sujeito (LENZI, 2013).

O conceito de **artefato** para BUNGE (1985) é bastante amplo. Os artefatos podem ser classificados em três categorias ontológicas: coisas artificiais, estados artificiais e mudanças artificiais. No Quadro 4.1, são apresentadas características que diferem processos naturais e artificiais.

Com base em BUNGE (1985), LENZI (2013) aponta que o artefato é resultado de um conhecimento aprendido: os artefatos são sempre produtos humanos ou de seus substitutos (*proxies*) (e.g., robôs ou máquinas). E os artefatos são produtos para humanos: o artefato deve ser utilizável por outros, deve conter um valor social, real ou potencial.

⁴⁰ “We call artificial anything optional made or done with help of learned knowledge and utilizable by others” (BUNGE, 1985, p. 222).

Quadro 4.1 – Diferenças entre coisas e processos naturais e artificiais.

Característica	Natural	Artificial
Modo de existência	Autônomo	Dependente do homem
Origem	Feito por si mesmo	Humana
Desenvolvimento	Espontâneo	Guiado pelo homem ou substituto (<i>proxy</i>)
Evolução	Por variação espontânea	Por alteração proposital
Regularidades	Leis e tendências	Leis/tendências/regras
Projeto	Não	Sim
Planejamento	Não	Sim
Custo de produção	Nenhum	Trabalho humano
Estudado pela	Ciência	Tecnologia

Fonte: TRADUZIDO DE BUNGE (1985).

O artefato não nasce espontaneamente, necessita ser projetado ou produzido para algum fim. Por isso a necessidade de projeto e planejamento. O projeto é realizado à luz do conhecimento científico e o artefato resultante será tecnológico (LENZI, 2013). Bunge defende que o projeto tecnológico não é fruto de uma sequência algorítmica, mas sim depende, em última instância, de uma imaginação criativa do tecnólogo; porém, não pode ser limitado pela intuição ou experiência do projetista. Para BUNGE (1985), o projeto será o resultado não só da força criativa, mas do emprego de conhecimento científico e tecnológico e outros princípios gerais que devem guiar o trabalho do projetista. BUNGE (1985, p.225) define o conceito de projeto tecnológico como “uma representação de uma coisa ou processo artificial antecipado com a ajuda do conhecimento científico” (tradução nossa)⁴¹.

Enquanto a ciência visa estabelecer regularidades, que são as leis, a tecnologia, por sua vez pressupõe regras, definidas por Bunge como a prescrição de um curso de ações, i.e., normas que indicam como se deve proceder para alcançar um fim desejado (LENZI, 2013). As regras possibilitam a construção de uma planificação em que consiste o projeto, sendo este uma lista ordenada (i.e., sequência) de ideias descrevendo operações ou ações em certas coisas, a serem realizadas por seres racionais ou seus substitutos, com o propósito de causar certas mudanças específicas nessas coisas (BUNGE, 1983); e qualquer plano ou programa pode ser analisado em trabalhos ou sub-rotinas, e cada uma é uma sequência de ações (BUNGE, 1983). A planificação então possibilita a antecipação do artefato que será concebido mediante os melhores meios disponíveis.

⁴¹ “[...] representation of an artificial thing or process anticipated with the help of scientific knowledge”. (BUNGE, 1985, p. 225).

A partir da visão bungeana, parte-se para a apresentação do artefato “Ciclo Lixológico”.

4.3 “Ciclo Lixológico”

O “**Ciclo Lixológico**”, da forma como proposto, é definido como um sistema aberto envolvendo vários comportamentos dos resíduos sólidos, podendo ser dividido em **geração, transporte e disposição final** (ou acumulação), podendo ou não haver uma retroalimentação do ciclo por meio da reciclagem do resíduo (Figura 4.3).



Figura 4.3 – Esquema teórico do Ciclo Lixológico.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2013).

De modo prático, a modelagem do Ciclo Lixológico se dá partir da **integração de variáveis** relativas ao ambiente físico, às características socioeconômicas da população e às condições da infraestrutura urbana existente. Para tanto, são utilizados dados espacializados da bacia hidrográfica urbana que configura o estudo de caso desta pesquisa, tais como: relevo, hidrografia, tipo de solo; características relativas aos corpos d’água e ao sistema de drenagem (e.g., rugosidade, declividade, orientação de vertentes); vias de acesso e circulação; dados de uso e ocupação do solo; dados socioeconômicos (e.g., densidade demográfica, renda e escolaridade); informações de cobertura e regularidade do serviço de coleta de resíduos. No Quadro 4.2, são relacionadas as variáveis associadas às três etapas que compuseram o Ciclo Lixológico na presente pesquisa. Enfatiza-se que este delineamento pode ter conformação diferente quando aplicado em outras áreas.

Quadro 4.2 – Variáveis associadas às três fases do Ciclo Lixológico proposto.

	Geração	Transporte	Disposição (ou Acumulação)
Variáveis investigadas	<ul style="list-style-type: none"> • uso e ocupação do solo; • dados socioeconômicos (e.g., densidade demográfica, renda e escolaridade); • informações de cobertura e regularidade do serviço de coleta de resíduos; 	<ul style="list-style-type: none"> • relevo, hidrografia, tipo de solo; • características relativas aos corpos d'água e ao sistema de drenagem (e.g., sinuosidade, rugosidade, declividade, obstruções existentes); • vias de acesso e circulação; 	Condições inversas daquelas variáveis que propiciam o transporte
Outras variáveis recomendadas	<ul style="list-style-type: none"> • amostragem e coleta de dados <i>in situ</i>; • dados de resíduos exógenos 	<ul style="list-style-type: none"> • dados meteorológicos; • dados de vazões dos corpos d'água • características físicas dos resíduos sólidos (e.g., forma, dimensões, peso, 	

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2014).

Inicialmente, considera-se que o Ciclo Lixológico acontece em função da geração, transporte e disposição dos resíduos (Equação 4).

$$CL = f(\text{geração}, \text{transporte}, \text{disposição}) \quad (4)$$

Considerando as variáveis associadas às três fases do Ciclo Lixológico proposto (Quadro 4.2), o Ciclo Lixológico pode ser representado por meio de uma função mais detalhada (Eq. 5):

$$RS = f(FO, FS, FC, EX, P, CF, CC, CR) \quad (5)$$

onde:

RS é a produção total de resíduos sólidos de uma bacia hidrográfica, em *massa / (área × tempo)*;

FO é o fator de ocupação (determinado pelo uso do solo e pelo perfil da população);

FS é o fator socioeconômico (ou fator "nível de consciência ambiental");

FC é o fator de coleta de resíduos sólidos (i.e., resíduos que são excluídos do modelo);

EX é o fator de resíduos sólidos exógenos (i.e., resíduos trazidos para área de estudo por pessoas e/ou veículos vindos de locais fora da bacia hidrográfica em estudo);

P é a precipitação, em mm/tempo (evento de chuva);

CF são as características físicas dos resíduos sólidos (i.e., forma, massa, material/composição);

CC são as características do caminho (i.e., declividade, sinuosidade, rugosidade, obstruções

existentes); os caminhos podem ser os corpos d'água, a rede de drenagem ou as ruas;

CR é a extensão do caminho, i.e., distância a ser percorrida sob as condições de dado caminho (CC).

A inspiração para tal raciocínio advém dos estudos de **perda de solo**. A erosão do solo tem sido assunto de grande preocupação no Brasil e no mundo, em razão da rapidez com que se processa e por acarretar grandes prejuízos para diversas atividades econômicas e ao próprio meio ambiente (AMORIM ET AL., 2010). A erosão acelerada do solo origina-se da combinação da intensificação agrícola com eventos de chuvas intensas, a qual é responsável por aproximadamente 85% da degradação dos solos. Existem vários métodos para se estudar e avaliar as ocorrências e consequências do processo de erosão hídrica dos solos. Dentre as metodologias disponíveis, os modelos de predição são fundamentais, pois uma vez comprovada a sua adequação e confiabilidade, são capazes de avaliar diferentes cenários de manejo do solo sem necessidade de testes de campo, normalmente custosos e demorados (AKSOY; KAVVAS, 2005).

Diversos modelos matemáticos vêm sendo desenvolvidos e aperfeiçoados, desde a década de 1950, com o intuito de prever a magnitude das perdas de solo por erosão, visando a implementação ferramentas que possibilitam avaliar as perdas de solo, principalmente em locais onde as perdas são superiores aos limites toleráveis (AMORIM, 2003). Os modelos de predição de erosão do solo evoluíram de modelos empíricos, tais como a *Universal Soil Loss Equation* (USLE) (WISCHMEIER; SMITH, 1978) e a *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) (RENARD ET AL., 1991; 1997), para modelos baseados em princípios teóricos, como o *Water Erosion Prediction Project* (WEPP) (LAFLEN ET AL., 1991).

A USLE se presta à análise conjunta dos fatores condicionantes da erosão para estimativa de perda de solo pela ação do escoamento das águas pluviais em superfície, com ênfase nos processos de erosão laminar. As estimativas das perdas de solo com base nesse são obtidas pela aplicação da Equação 6 (WISCHMEIER; SMITH, 1978):

$$PS = R \times K \times L \times S \times C \times P \quad (6)$$

onde:

PS corresponde à perda média de solo em toneladas por hectare por ano, em um dado campo de acordo com certos parâmetros de precipitação, planos de manejo e cultivo e práticas de controle de erosão;

R é o fator de chuva caracterizado pelo índice de erosão, provocado pelas chuvas. É uma medida do potencial de erosão por chuva média anual de área. O fator chuva é um índice numérico que

expressa a capacidade da chuva, esperada em dada localidade, de causar erosão em uma área sem proteção;

K é o fator erodibilidade do solo, é a intensidade de erosão por unidade de índice de erosão da chuva, para um solo específico que é mantido continuamente sem cobertura, mas sofrendo as operações culturais normais, em um declive de 9% e comprimento de rampa de 25 m. O fator erodibilidade refere-se ao risco que determinado tipo de solo tem de se erodir, levando-se em consideração as propriedades inerentes de cada solo;

L é o fator comprimento de rampa que se refere ao comprimento de declive em metros;

S é o fator grau de declive: é o grau do declive em porcentagem. Os fatores L e S são combinados através de equação, para formar o fator topográfico (FT);

C é o fator uso e manejo do solo que corresponde à relação esperada entre as perdas de solo de um terreno cultivado em dadas condições e as perdas correspondentes de um terreno mantido continuamente descoberto e cultivado;

P corresponde ao fator da prática conservacionista, que é a relação entre as perdas de solo de um terreno cultivado com determinada prática e as perdas quando se planta no sentido do declive.

A USLE foi adaptada e, assim, criada a RUSLE, que é um modelo de base empírica que calcula a erosão do solo por meio de valores determinados por índices que representam os principais fatores, tais como chuva, solo, topografia e uso do solo (RENARD ET AL., 1997). De acordo com GALDINO E WEILL (2011), as estruturas das equações da RUSLE e USLE são idênticas, o que as diferencia é a maneira como são determinados os fatores da equação.

A Razão de Aporte de Sedimentos (SDR – *Sediment Delivery Ratio*), dada pela razão entre a produção de sedimento no exutório e a erosão total na bacia, é comumente usada no estudo e na determinação da produção de sedimentos em bacias hidrográficas, principalmente, em razão de sua simplicidade (CHAVES, 2010). A SDR é uma variável de escala adimensional determinada pela razão entre a produção de sedimentos (Y) obtida no exutório da bacia e a erosão bruta (E), que é o somatório de todo sedimento desagregado por todas as formas de erosão atuantes na área de vertentes da bacia (WALLING, 1983; LU ET AL., 2004).

$$SDR = \frac{Y}{E} \quad (7)$$

Este conceito foi estabelecido para quantificar uma fração de todo sedimento erodido na área da bacia que consegue atingir o seu exutório. A taxa de aporte é um fator que relaciona a disponibilidade de sedimento e a deposição em várias escalas espaciais na bacia e, assim, envolve os vários processos erosivos, a desagregação, o transporte e a deposição dos

sedimentos (LU ET AL., 2006).

Os métodos para estimar a SDR podem ser agrupados em três categorias: a primeira lida com locais específicos onde dados suficientes de produtividade de sedimentos e de fluxo de corrente estão disponíveis; a segunda categoria utiliza relações empíricas que relacionam a SDR às características morfológicas mais importantes de uma bacia hidrográfica, como a área de captação (e.g., DE VENTE ET AL., 2007); e a terceira categoria refere-se aos modelos construídos com base em processos hidrológicos e hidráulicos fundamentais. Na maioria desses modelos, o aporte e a deposição de sedimentos são previstos por meio da ligação entre escoamento e erosão/deposição condicionando a capacidade de transporte de sedimentos (LU ET AL., 2004).

Para relacionar o transporte de sedimentos à resposta e deposição hidrológica, LU ET AL. (2004) propõem um modelo linear de resposta de captação que é adaptado e modificado de um modelo destinado ao estudo da resposta à inundação (SIVAPALAN ET AL., 2002; LU ET AL., 2004). O modelo consiste em dois processos de componentes independentes: o transporte de sedimentos em encostas e o roteamento de sedimentos na rede de canais.

S é a massa de sedimentos armazenados por unidade de área na bacia em um determinado momento. O armazenamento na encosta é abastecido com o sedimento gerado pela erosão do solo a uma taxa $e(t)$ em uma tempestade de duração efetiva t_{er} (o transporte de sedimentos ocorre apenas durante este período de tempo). Em um dado momento t parte do armazenamento na encosta relativa ao sedimento erodido deposita-se, a uma taxa de r_h , e entrega o restante ao armazenamento da rede de canais, localizado à jusante do mesmo, a uma taxa de y_h . y_h é assumida como sendo uma função linear da massa de sedimentos armazenados na encosta por unidade de área (S_h). A área específica da produção de sedimentos a partir do armazenamento da rede de canais (y), que é a mesma área específica da produção de sedimentos do exutório da bacia, é assumida como sendo uma função linear dos sedimentos armazenados na rede de canais, indicados por S_n (LU ET AL., 2004).

Conceitualmente, uma adaptação à interpretação deste modelo (LU ET AL., 2004) é sugerida, tratando de resíduos sólidos em vez de tratar de sedimentos (Figura 4.4).

Neste caso, o armazenamento de resíduos sólidos no ponto de geração é dado pela Equação 8:

$$S_h(t) = e(t) - r_h(t) \quad (8)$$

sendo:

$S_h(t)$ o armazenamento na encosta, que estará disponível para transporte no momento seguinte;

$e(t)$ a taxa de geração dos resíduos sólidos (i.e., disposição para transporte) em uma tempestade de duração efetiva t_{er} ;

r_h a taxa de retenção dos resíduos sólidos na encosta.

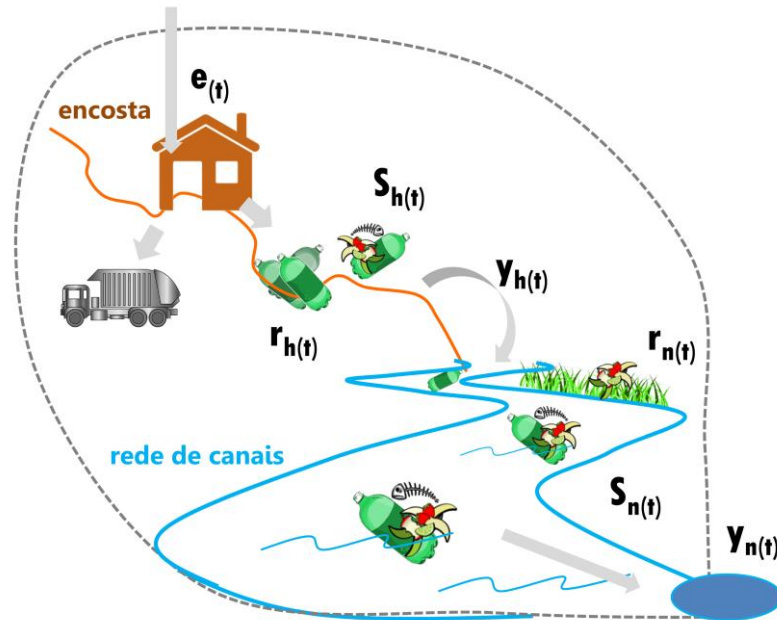


Figura 4.4 – Diagrama do modelo linear de transporte de sedimentos na escala da bacia hidrográfica, adaptado para o transporte dos resíduos sólidos.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2014) – A PARTIR DE LU ET AL. (2004).

A taxa de aporte de sedimentos à rede de canais ($Y_h(t)$) é dada pela função da Equação 9:

$$y_h(t) = \frac{S_h(t)}{t_h} \times (1 - e_v) \quad (9)$$

sendo:

t_h o tempo médio de deslocamento na encosta;

e_v a eficiência de retenção da vegetação.

O solo vegetado são superfícies muito ásperas e de escoamento superficial lento, o que resulta em aumento no tempo de deslocamento e no tempo de deposição dos sedimentos. A eficiência de retenção da vegetação, tais como as faixas de grama em seções da encosta, é dada pela Equação 10:

$$e_v = \frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}} \quad (10)$$

sendo,

C_{in} a concentração de sedimentos à montante;

C_{out} a concentração é de sedimentos no fluxo emergente à jusante da área vegetada.

A taxa de aporte de sedimentos ao exutório da bacia ($Y_n(t)$) é dada pela Equação 11:

$$y_n(t) = \frac{S_n(t)}{t_n} \quad (11)$$

sendo:

$S_n(t)$ o armazenamento na rede de drenagem, que estará disponível para transporte no momento seguinte;

t_n o tempo médio de deslocamento na rede de drenagem.

A equação de continuidade de resíduos sólidos para os dois armazenamentos pode ser expressa pelo conjunto de Equações 12:

$$\frac{dS_h(t)}{dt} = e(t) - r_h(t) - y_h(t) \quad (12)$$

$$y_h(t) = \frac{S_h(t)}{t_h} \times (1 - e_v)$$

$$r_h(t) = \frac{S_h(t)}{t_f} + \frac{S_h(t)}{t_{in}}$$

$$\frac{dS_n(t)}{dt} = e_b(t) + y_h(t) - r_n(t) - y(t)$$

$$y(t) = \frac{S_n(t)}{t_n}$$

$$r_n(t) = \frac{S_n(t)}{t_f}$$

sendo:

t_f e t_{in} são o tempo durante o qual as partículas são removidos por decantação e por infiltração, respectivamente;

$e_b(t)$ é a taxa de erosão das margens do córrego no tempo t ;

$r_n(t)$ é a taxa de retenção dos resíduos sólidos na rede de canais;

$S_n(t)$ o armazenamento na rede de drenagem.

Retornando à abordagem de sedimentos, LU ET AL. (2004) apresentam, como simplificação, o caso especial em que encostas são erodidas a uma taxa constante durante toda a duração do transporte efetivo de sedimentos. Os armazenamentos S_h e S_n estão vazios no início da tempestade, o que significa que o sedimento originalmente existente na rede de canais não é considerado. São excluídas também outras formas de fontes de sedimentos do canal, tais como a erosão da margem, i.e., o sedimento fornecido à rede de canais é apenas o das encostas.

Desta forma, a razão de aporte de sedimentos em um evento chuvoso pode ser expressa pelas Equações 13 (que representa a perda total de sedimentos devido à deposição) e 14 (em que se multiplica a concentração de sedimentos média pela descarga total do fluxo):

$$SDR_e = \frac{\int y(t)dt}{\int e(t)dt} \quad (13)$$

$$SDR_p = \frac{y_{peak}}{e_{peak}} \quad (14)$$

A Equação 13 retrata a “visão morfológica”, que considera a deposição total sobre a erosão total versus os períodos de transporte de sedimentos. Neste caso, a SDR_e permanece constante para os canais não vegetados, i.e., a rede de canais é capaz de transportar a maior parte do sedimento entregue. A Equação 14 descreve a “visão hidrológica”, que é baseada nas medições de pico de escoamento e de concentração de sedimentos. Sob este ponto de vista, a SDR_p diminui com o aumento bacia hidrográfica.

LU ET AL. (2004) relatam que muitos estudos combinam componentes das duas equações, o que resulta em confusões ou conclusões equivocadas. Ou seja, o uso da SDR de pico (Eq. 14) com dados de erosão a longo prazo resulta em uma falsa impressão de que grandes quantidades de sedimentos seriam depositadas nos córregos, o que não é observado na realidade. A confusão deve-se à incompatibilidade de dimensões de tempo para a erosão nas terras mais altas e para o transporte de sedimentos nos canais, simplesmente porque a referida erosão, muitas vezes, ocorre em menor escala de tempo e de forma intermitente, e os sedimentos são transportados na rede de canais por período de tempo mais longo.

O **Ciclo Lixológico** conceitualmente identificado para a área de estudo da bacia Mãe d'Água consiste dos seguintes eventos:

- a) Os resíduos sólidos são gerados em estabelecimentos residenciais e comerciais, conforme padrões de geração de resíduos per capita, ou por área bruta locável⁴², entre outros;
- b) Parte de tais resíduos é coletada pelo serviço de coleta regular da Prefeitura; estes resíduos são considerados como extintos do Ciclo Lixológico, pois, na teoria, receberam a disposição final mais adequada;
- c) A fração não coletada permanece no ambiente e sofre a ação de ventos e chuvas, que podem causar seu deslocamento;
- d) Há também na área diversos pontos de disposição irregular (e ilegal) de resíduos sólidos, entulhos, móveis velhos e animais mortos: o ambiente degradado serve de convite ao lançamento de novos montantes, pois o infrator percebe que está num local em que esta prática é recorrente;
- e) Os resíduos exógenos também estão disponíveis para transporte, e de fato se deslocam bacia abaixo, quando dos eventos de grandes chuvas concentradas no tempo (i.e., carga de lavagem);
- f) Os resíduos sólidos se deslocam pela bacia, acompanhando a declividade do terreno e se acumulando em locais devido a alguns fatores, tais como: por serem pontos baixos, sem possibilidade de continuarem seu deslocamento somente sob força da gravidade; alta rugosidade do terreno ou presença de obstruções ou elementos que causem sua retenção (e.g., em que os resíduos enrosquem, por exemplo); em locais onde há trechos com galerias de águas pluviais fechadas (e.g., sob ruas), grandes objetos podem obstruir a passagem dos demais que vêm na sequência; no caso desta área de estudo, há trechos de canalização realizados pelos próprios moradores, sem o devido planejamento ou execução conforme as necessidades calculadas e normas vigentes;
- g) Após sua acumulação, os resíduos sólidos podem passar por novo processo de coleta

⁴² Área bruta locável (ABL) é um termo para designar a área interna de um edifício comercial ou de serviços, como por exemplo, *shopping centers*, destinado à locação de salas e quiosques. A área bruta locável é medida em metros quadrados e é muito utilizada para comparação de tamanho de centros comerciais. Também é a unidade de medida utilizada em relatórios socioambientais de tais estabelecimentos, inclusive, para relacionar a geração de resíduos sólidos.

ou podem permanecer acumulados até que uma nova força os faça se deslocarem novamente (e.g., outro evento de precipitação);

- h) O acúmulo de resíduos no ambiente urbano interfere na qualidade ambiental daquele espaço, afeta negativamente valores de imóveis e pode causar sentimentos na população de não-apropriação do espaço; o que resulta em descuido crescente, e, menos topofilia, mais depredação, e assim por diante, formando um ciclo vicioso;
- i) Além de prejudicar as pessoas que moram naquele ambiente, essa poluição devido ao lançamento de resíduos sólidos afeta flora, fauna, recursos hídricos e solo, o que, novamente, alimenta o ciclo de degradação do ambiente.

O Ciclo Lixológico em uma área urbana degradada pode ter vários *loopings*, dependendo do nível de degradação do ambiente e da falta de comprometimento da população e dos órgãos públicos para com aquele problema.

A presente pesquisa tomou uma área de estudo como palco para aplicar métodos relativos à produção de dados e informações sobre: o meio físico da bacia, sua ocupação antrópica, a caracterização socioeconômica de sua população, para então produzir análises a respeito de como se desenvolve o Ciclo Lixológico naquele ambiente.

Esta é uma proposta inicial de aproximação do problema dos resíduos sólidos lançados inapropriadamente no ambiente; é aberta a modificações e melhorias; é altamente vinculada à área de estudo e aos dados disponíveis. Entretanto, desponta promissora em termos da análise que se propõe a realizar.

5 METODOLOGIA

Neste item, é apresentada a metodologia desenvolvida nesta pesquisa, assim como os recursos materiais (i.e., imagens, bases cartográficas digitais e programas) utilizados para a realização dos experimentos.

A metodologia pode ser dividida em duas partes:

- a) Na primeira, buscou-se realizar um balanço de massa de resíduos sólidos dentro da área de estudo (i.e., na bacia hidrográfica). Para tanto, foram utilizados dados de diferentes fontes para caracterizar a população, e então, definir valores de resíduos sólidos gerados. Nesta etapa, também houve a preocupação com a distribuição das quantidades de resíduos sólidos coletados de maneira coerente na área de estudo (i.e., nas porções atendidas pelo serviço de coleta).
- b) Na segunda parte, foram utilizados dados do meio físico para analisar como se dá o transporte de resíduos sólidos na bacia.

A variação do armazenamento de resíduos é dada pela entrada de resíduos na modelagem (i.e., geração de resíduos) menos as saídas (i.e., coleta de resíduos e transporte até o exutório da bacia hidrográfica).

5.1 Material

Os dados utilizados são provenientes das seguintes fontes:

- a) Imagem óptica do sensor orbital WorldView-2 obtida em 22/06/2014, do tipo *Ortho Ready Standard Level-2A*, com ângulo *off-nadir* 17,7° e resolução radiométrica⁴³ de 11 bits, contendo as oito bandas multiespectrais (*Coastal, Blue, Green, Yellow, Red, Red-Edge, Near Infra-Red (NIR) -1 e -2*), com resolução espacial de 2,00 m, e a banda

⁴³ Imagens orbitais são geradas por sensores eletrônicos que recebem uma quantidade energia eletromagnética e codificam isto em informação digital sob forma de números (i.e., níveis de cinza), para quantificar o volume de energia recebido durante um dado período. Esta tradução do sinal analógico para um sinal digital pode ser feita com mais ou menos resolução (i.e., detalhamento) em termos de radiometria, também chamada de quantificação digital da imagem. Ou seja, a resolução radiométrica refere-se à sensibilidade de um sensor em detectar níveis de intensidade de radiação eletromagnética. Pode ser traduzida na capacidade do sensor em distinguir entre níveis distintos de intensidade do sinal de retorno. Quanto maior a resolução radiométrica maior será a quantidade de níveis de energia que o sensor poderá distinguir. As imagens são codificadas em *bits*, ou seja, em código binário, usando valores de 0 e 1. No caso da imagem WorldView-2 utilizada neste estudo, a resolução é de 11 bits, o que equivale a ter 2 elevado a potência 11 (i.e., 2¹¹), ou seja, o sensor é capaz de distinguir 2.048 possibilidades de resultados, de 0 (ausência de sinal) até 2.047 (sinal saturado ou máximo).

- pancromática, com resolução espacial de 0,50 m;
- b) Ortofoto digital⁴⁴ com resolução espacial de 0,125 m, escala 1:5000, proveniente de levantamento aéreo realizado utilizando as imagens de visada nadir adquiridas pelo sensor Leica ADS-80 (LEICA Geosystems), entre 10 e 18/08/2010, que foram ortorretificadas, mosaicadas (sobreposição de 25 metros, aproximadamente), tratadas (i.e., correção radiométrica, ajuste de brilho e contraste, homogeneização de histograma) previamente (i.e., pela empresa fornecedora³⁶);
 - c) Nuvem de pontos de LiDAR³⁶ aerotransportado adquirido pelo sensor de alta performance Leica ALS-60 (LEICA Geosystems), com densidade de pontos entre 2,20 a 3,48 pontos/m² (abertura máxima de 75°), adquiridos de 10 a 18/08/2010;
 - d) Modelos Digitais de Terreno (MDT) e de Superfície (MDS) em formato *raster*⁴⁵ (construídos a partir de nuvem de pontos proveniente de levantamento LiDAR – *Light Detection and Ranging*);
 - e) Curvas de nível obtidas em formato vetorial, com equidistância vertical de um metro (escala 1:1.000) e pontos cotados, ambos em formato vetorial, disponibilizados pelo LABGEO – Laboratório de Geoprocessamento do Centro de Ecologia, da UFRGS (HASENACK ET AL., 2010).
 - f) Dados socioeconômicos na resolução de setores censitários, disponibilizados pelo Censo Demográfico 2010 (IBGE, 2011d);
 - g) Localização dos estabelecimentos não residenciais (i.e., comerciais, de serviços, institucionais, etc.) existentes na área de estudo, disponibilizados pelo Cadastro Nacional de Endereços para Fins Estatísticos – CNEFE (IBGE, 2011b);
 - h) Informações sobre pessoal ocupado nos estabelecimentos não-residenciais, obtidos

⁴⁴ Ortofoto e nuvem de pontos LiDAR foram gentilmente cedidos pela empresa Esteio Engenharia e Levantamento S.A. para uso exclusivamente acadêmico nesta pesquisa de doutorado.

⁴⁵ Para serem representados em um ambiente computacional, os atributos devem ser expressos em uma escala de medida ou de referência. Na **estrutura vetorial**, a localização e a feição geométrica do elemento são armazenadas e representadas por vértices definidos por um par de coordenadas. Dependendo da sua forma e da escala cartográfica, os elementos podem ser expressos pelas feições geométricas de pontos, linhas poligonais ou arcos, ou polígonos. O modelo vetorial permite a associação entre o atributo e a componente gráfica exata, já que neste modelo um elemento é identificado como único. Além disso, os relacionamentos topológicos estão disponíveis junto com os objetos.

No **modelo matricial**, também denominado de *raster*, o terreno é representado por uma matriz $M(i, j)$, composta por i colunas e j linhas, que definem células ao se cruzarem, denominadas como *pixels* (*picture cell*). Cada *pixel* apresenta um valor referente ao atributo, além dos valores que definem o número da coluna e o número da linha, correspondendo, quando o arquivo está georreferenciado, às coordenadas x e y , respectivamente. Neste tipo de representação, a superfície é concebida como contínua, onde cada *pixel* representa uma área no terreno, definindo a resolução espacial. O modelo matricial é utilizado nas imagens de sensoriamento remoto e nos modelos numéricos de terreno (CÂMARA ET AL., 2004).

junto à RAIS – Relação Anual de Informações Sociais (MTE, 2015), referentes ao ano de 2014;

- i) Dados de instituições de ensino, de professores e alunos, disponibilizados pelo Instituto Nacional de Estudos e Pesquisas Educacionais Anísio Teixeira (INEP, 2016), referentes à coleta de dados realizada em 2014;
- j) Dados de estabelecimentos de saúde, mais especificamente, sobre Unidades Básicas de Saúde (UBS), publicados no Portal Brasileiro de Dados Abertos (MP, 2016).
- k) Dados de quantificação de resíduos sólidos apresentados na literatura;
- l) Dados de coleta de resíduos sólidos, conforme áreas de cobertura, do município de Viamão, para os anos de 2014 e 2015;
- m) Dados amostrais de geração de resíduos sólidos “atípicos” em investigações desse caráter: peso de fraldas descartáveis utilizadas por crianças de 0 a 2 anos;
- n) Para suporte às visitas a campo, aparelho receptor de GPS – Garmin Etrex Legend HCX.

Todos os dados espaciais da pesquisa foram projetados em SIRGAS2000 (Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas) (IBGE, 2005) que adota o elipsoide de revolução GRS80 (*Geodetic Reference System* 1980), utilizando-se sistema de coordenadas planas UTM (Universal Transversa de Mercator), no fuso 22 Sul. Os dados de elevação utilizam o *datum* vertical do Marégrafo de Imbituba (SC).

Os *softwares* utilizados foram:

- a) ArcGIS 10.1 (ESRI, 2012), *software* formado por um conjunto de programas de geoprocessamento baseado em sistema de informações geográficas (SIG). O módulo ArcMap é um dos seus componentes, utilizado principalmente para visualizar, editar, criar e analisar dados geoespaciais;
- b) PCI Geomatica 10.3.1 (PCI GEOMATICS, 2010), *software* utilizado para ortorretificação e fusão das imagens orbitais;
- c) InterIMAGE v.1.41 (PUC-RJ; INPE, 2012), para classificação das imagens;
- d) Envi 5.3 (ITT-VIS, 2015), módulo LiDAR, para tratar a nuvem de pontos LiDAR;
- e) Plugin TerraHidro na plataforma TerraView, para delimitação da bacia hidrográfica e extração da rede de drenagem.

5.2 Métodos

O fluxo metodológico proposto envolve quatro grandes etapas: (1) construção da base de dados espaciais, para posterior (2) sistematização dos dados de entrada do modelo; (3) construção e aplicação do modelo; (4) análise dos resultados (Figura 5.1).

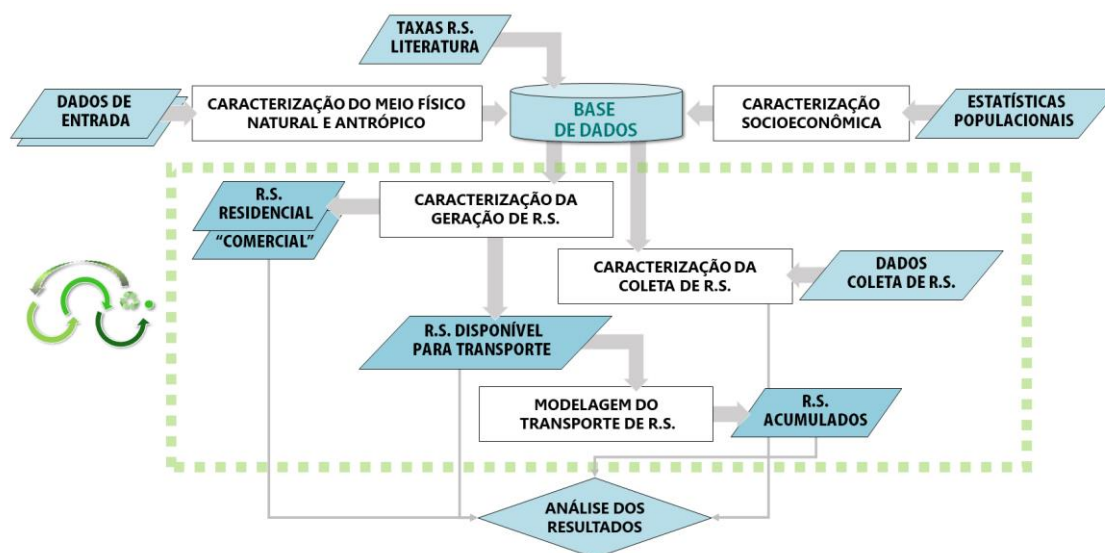


Figura 5.1 – Síntese dos fluxos metodológicos propostos.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2014).

Os procedimentos desenvolvidos são descritos nos itens subsequentes.

5.2.1 Caracterização do meio físico

O conhecimento dos atributos e características do meio físico que controlam os processos dinâmicos das bacias hidrográficas possibilita identificação de problemas ambientais, bem como pode permitir adoção de instrumentos de gestão eficazes na proteção dos recursos naturais e de planejamento urbano e regional com boas condições de reduzir danos ao ambiente natural e construído e prejuízos à sociedade.

A preparação da base de dados relativa ao meio físico é o primeiro passo para elaboração da base que dará suporte espacial à modelagem da geração e transporte de resíduos sólidos desta pesquisa.

A caracterização do meio físico abrange quatro temas: (1) a delimitação da área de estudo, fazendo uso do conceito de bacia hidrográfica, para encerramento territorial da presente

pesquisa; (2) a morfometria da área de estudo, especialmente em seus aspectos contemporâneos, i.e., considerando as alterações antrópicas ocorridas recentemente; (3) as áreas de preservação permanente, tendo em vista suas condições de delimitação; e, por fim, (4) a cobertura do solo, que retrata a fronteira entre os meios físico e antrópico.

5.2.1.1 Caracterização geomorfométrica

A análise ambiental, de modo geral, engloba várias etapas, dentre elas, a análise das características morfoestruturais regionais e a caracterização geomorfológica. Os dados topográficos fornecem variáveis importantes e frequentemente solicitadas nas análises ambientais. Os estudos envolvendo dados topográficos se utilizam da caracterização de unidades da paisagem com base em variáveis morfológicas, estreitamente ligadas a feições geométricas da superfície sob análise (VALERIANO, 2008).

A caracterização do relevo de uma cidade é de fundamental importância para caracterização do ambiente urbano e de seu meio natural. Esta caracterização possibilita a obtenção de informações variadas, como a dinâmica hidrológica, áreas de risco, planejamento do uso e ocupação do solo, potencialidades e fragilidades da área estudada, ou seja, de várias informações que contribuem com o planejamento do meio físico.

Um Modelo Numérico de Terreno (MNT) é uma representação matemática computacional da distribuição de um fenômeno espacial que ocorre dentro de uma região da superfície terrestre. Dados de relevo, informação geológicas, levantamentos de profundidades do mar ou de um rio, informação meteorológicas e dados geofísicos e geoquímicos são exemplos típicos de fenômenos representados por um MNT (FELGUEIRAS, 2001).

Um Modelo Digital de Elevação (MDE) é uma representação matemática e computacional contínua da topografia do terreno distribuída no espaço, em termos de variações de altitude, em uma área definida sobre um plano cartográfico num conjunto de coordenadas X , Y e Z . As coordenadas Z representam valores da altitude e profundidade num modelo tridimensional que contenha o atributo elevação. De modo simplificado, o MDE é constituído por uma matriz de *pixels* cujos valores de intensidade correspondem à elevação daquele ponto no terreno. O MDE representa os dados topográficos na forma de uma imagem *raster*, em que cada elemento (*pixel*) tem como atributo o valor de elevação do terreno em relação a um determinado referencial (BURROUGH; McDONNEL, 1998).

Dado um conjunto de pontos de elevação conhecida, a inserção da topografia em SIG ocorre por meio da interpolação destes para um plano de informação. A interpolação é o método

que permite construir um novo conjunto de dados a partir de um conjunto discreto de dados pontuais previamente conhecidos. Este processo conta com a série de recursos diferentes, respondendo, cada interpolador, por uma série de vantagens e desvantagens (VALERIANO, 2004).

O MDE foi construído a partir de curvas de níveis com equidistância vertical de 1 metro (escala 1:1.000) e pontos cotados, ambos em formato vetorial, disponibilizados pelo LABGEO – Laboratório de Geoprocessamento do Centro de Ecologia⁴⁶, da UFRGS (HASENACK ET AL., 2010) (Figura 5.2).

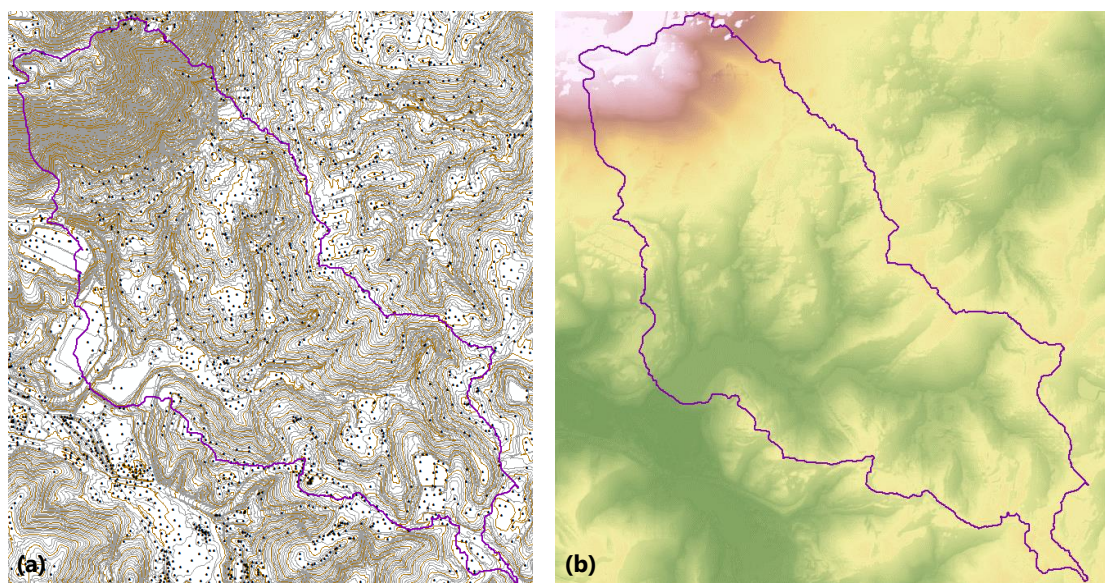


Figura 5.2 – Curvas de nível e pontos cotados (formato vetorial) (a), a partir dos quais foi gerado o Modelo Digital de Elevação (b).

Fonte dos dados: HASENACK ET AL. (2010). ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2015).

A construção do MDE foi realizada no *software* ArcGIS 10.1 (i.e., módulo ArcMAP) (ESRI, 2012), utilizando-se o interpolador *Topo to Raster*, com resolução de 1 metro. Este método de interpolação foi criado com o objetivo específico de converter dados vetoriais em modelos de elevação de terreno hidrológicamente exatos, com base no programa ANUDEM, desenvolvido por HUTCHINSON (1988; 1989). Esta rotina interpola valores de elevação em uma grade regular, a partir de restrições que se baseiam em uma rede de drenagem totalmente interconectada e uma correta representação de cumeeiras e cursos d'água nos dados altimétricos de entrada. Apenas quatro valores de entrada são usados para a definição da célula de saída, e o método utiliza uma técnica de interpolação baseada na diferença finita

⁴⁶ Disponível em: <<http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo>>.

iterativa, que otimiza a eficiência computacional da interpolação local sem perder a continuidade da superfície de interpolação global.

Esta pesquisa também fez uso de dados de perfilamento a laser aerotransportado, i.e., LIDAR. Entretanto, em áreas bastante antropizadas, a caracterização geomorfométrica fica comprometida com o uso de dados produzidos a partir de LiDAR (i.e., modelo digital de terreno), pois apresentam muitos ruídos decorrentes da capacidade de detalhamento e de detecção de objetos pequenos. O LiDAR constitui uma fonte de dados riquíssima, entretanto, acredita-se que o levantamento realizado com coleta e verificação de dados de campo, como os produzidos por HASENACK ET AL. (2010), apresenta maiores benefícios nesta etapa da pesquisa. Por esta razão, o MDE produzido a partir dos dados de HASENACK ET AL. (2010), serão utilizados para caracterização geomorfométrica, delimitar a bacia hidrográfica e identificar o sistema de drenagem, e, por fim, delimitar as Áreas de Preservação Permanente (APP).

Os métodos paramétricos de identificação de formas de terreno podem fornecer uma base objetiva e uniforme na identificação de sistemas terrestres. Estes requerem a medição e o mapeamento de variáveis do relevo, como altitude, declividade, curvaturas vertical e horizontal, orientação de vertentes etc., que são combinados para caracterizar o relevo de forma mais completa. A integração das informações topográficas em níveis crescentes de abrangência (e.g., local, vertente, microbacia etc.) leva ao estabelecimento de unidades de mapeamento convenientes para a caracterização do terreno na escala e para os objetivos do mapeamento desejado (VALERIANO, 2008).

Muitas informações topográficas podem, atualmente, ser obtidas a partir de MDE adquiridos por sensores orbitais (e.g., SRTM-3 (*Shuttle Radar Topography Mission*), disponibilizado pelo serviço geológico norte-americano (*United States Geological Survey* – USGS)). Apesar de esses dados apresentarem limitações a uma condição ideal de uso (i.e., referente à escala, resolução e precisão), sua disponibilidade, associada ao baixo custo de obtenção e de manipulação, torna a modelagem de tais bases uma alternativa viável na aplicação de métodos paramétricos para o estudo do terreno (VALERIANO, 2008). SHUSTER ET AL. (2005) apontam que dos dados do MDE é possível derivar métricas de paisagem com algum significado hidrológico (Quadro 5.1).

Quadro 5.1 – Métricas básicas de paisagem que podem traduzir um conjunto de atributos hidrológicos sintético útil para avaliação dos ciclos hidrológicos urbanos.

Atributo	Definição	Significado Hidrológico
Altitude	Elevação	Clima, tipo de vegetação, energia potencial da água
Altura à montante	Altura média da área à montante	Energia potencial
Aspecto	Azimute da declividade	Irradiação solar
Declividade	Gradiente	Fluxo superficial e subsuperficial, velocidade e taxa de escoamento
Declividade à montante	Declividade média da área à montante	Velocidade de escoamento
Dispersão à montante	Declividade média da área de dispersão	Taxa de drenagem do solo
Declividade da bacia	Declividade média da bacia	Tempo de concentração
Área de contribuição da bacia	Área de captação da bacia sobre curto trecho das curvas de nível	Volume de escoamento, taxa de escoamento em estado estacionário
Área de dispersão	Área à jusante de um curto trecho das curvas de nível	Taxa de drenagem do solo
Área da bacia*	Área de drenagem ao exutório da bacia	Volume de escoamento
Área de contribuição específica da bacia	Área à montante por unidade de largura das curvas de nível	Volume de escoamento, taxa de escoamento em estado estacionário
Comprimento do percurso de fluxo	Máxima distância do fluxo d'água a um ponto na bacia	Taxas de erosão, produção de sedimentos, tempo de concentração
Comprimento do topo	Comprimento médio do percurso de fluxo até um ponto na bacia	Aceleração do fluxo, taxas de erosão
Comprimento da dispersão	Distância de um ponto na bacia até o exutório	Impedância da drenagem do solo
Comprimento da bacia*	Distância do ponto mais alto até o exutório	Atenuação do fluxo superficial
Curvatura vertical	Perfil de curvatura da declividade (forma côncava/convexa do terreno)	Aceleração do fluxo, taxas de erosão/deposição
Curvatura horizontal	Curvatura das curvas de nível	Convergência/divergência do fluxo, conteúdo de água do solo

* as métricas são definidas em pontos dentro da bacia hidrográfica, exceto as marcadas com asterisco.

Fonte: ADAPTADO DE MOORE ET AL. (1991) E SHUSTER ET AL. (2005).

5.2.1.2 Extração da rede de drenagem e delimitação da bacia hidrográfica

O MDE permite derivar diversas informações sobre a morfologia e a superfície terrestre (JENSON, 1991). A caracterização física da bacia hidrográfica e do sistema de drenagem constitui uma das etapas iniciais na maioria dos estudos hidrológicos. Incluem-se nesta caracterização tarefas como delimitação da bacia, determinação da área de contribuição aos

pontos de interesse, identificação dos principais cursos d'água e obtenção de características como comprimento, declividade e perfil longitudinal dos rios (BUARQUE ET AL., 2009).

Para derivar informações de interesse hidrológico, uma das primeiras etapas da análise da topografia é a definição de direções de escoamento para cada elemento da matriz do MDE. Todos os algoritmos computacionais para extração automática de redes de drenagem, de maneira geral, operam por meio do cálculo do fluxo acumulado e, a partir deste, determinam a orientação do escoamento para as células vizinhas à jusante (WILSON ET AL., 2008). A partir das direções de escoamento são calculados outros parâmetros ou variáveis de interesse hidrológico, como a área de drenagem à montante de cada célula, delimitação de sub-bacias, definição da rede de drenagem, determinação de comprimentos e declividades de trechos de rio, etc. (BUARQUE ET AL., 2009).

Existem diversos métodos de definição das direções de escoamento com base em modelos digitais de elevação. A maior parte desses métodos define, para uma dada célula, ou elemento da matriz, um código de direção de fluxo que indica para qual das oito células vizinhas o escoamento deverá seguir, i.e., uma direção de fluxo única. Nesses métodos, normalmente, a determinação da direção ocorre por um critério de maior declividade: é calculada a declividade de uma linha ligando a célula central a cada uma de suas vizinhas; então é identificada a célula vizinha para a qual a declividade é máxima (O'CALLAGHAN; MARK, 1984). Essa é a ideia central dos algoritmos chamados D8 (*Deterministic Eight-Neighbors*), como os de JENSON E DOMINGUE (1988), PLANCHON E DARBOUX (2001) e PFS – *Priority First Search* (SEDGEWICK, 1992) (BUARQUE ET AL., 2009).

Na literatura é possível encontrar diversos estudos sobre as diferenças entre os algoritmos destinados à obtenção de direções de escoamento a partir do MDT, investigando qual método fornece o melhor resultado em diferentes situações, quanto ao desempenho na definição da rede de drenagem em áreas planas, etc. (e.g., BUARQUE ET AL., 2009; COLLISCHONN ET AL., 2010; FERNÁNDEZ ET AL., 2011).

Uma vez observado o desempenho insatisfatório na extração de drenagens nas áreas planas da Bacia Mãe d'Água (i.e., próximo ao lago da barragem) utilizando-se a metodologia implementada no ArcGIS, procedeu-se com a realização dos mesmos procedimentos utilizando-se o TerraHidro. Na literatura há exemplos de aplicações que apresentam o melhor desempenho do TerraHidro em comparação com o ArcGIS, principalmente em áreas planas (e.g., ABREU ET AL., 2012; SANTOS; LINHARES, 2012; CUNHA ET AL., 2014; JARDIM, 2017).

No programa ArcGIS encontra-se implementado o algoritmo de JENSON E DOMINGUE (1988) no conjunto de ferramentas *Hydrology*. Neste ambiente, o algoritmo realiza a atribuição de

direções de fluxo conforme a maior declividade e o incremento artificial da altitude de células ou conjunto de células que configuram áreas de depressão, até que se encontre um caminho de escoamento (Figura 5.4).

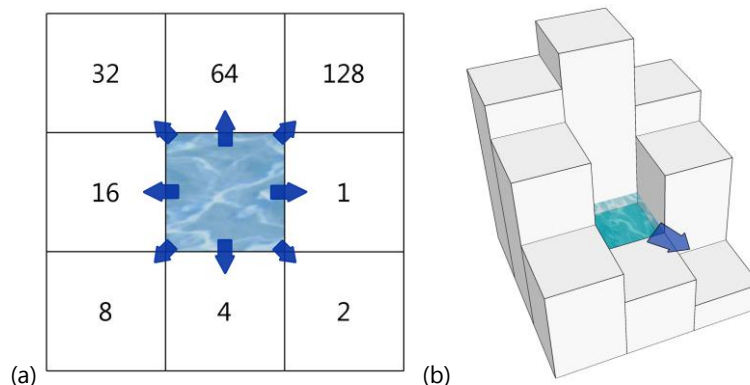


Figura 5.3 – (a) Codificação usada para distinguir as oito direções de fluxo possíveis no método D8; (b) atribuição de direção de fluxo pela regra da maior declividade.

Fonte: ADAPTADO DE BUARQUE ET AL. (2009).

A partir da determinação das direções de fluxo, são calculadas as áreas de drenagem acumuladas, em que cada *pixel* recebe o valor correspondente ao somatório das áreas dos *pixels* que drenam para ele. O fluxo acumulado é um parâmetro que indica o grau de confluência do escoamento e pode ser associado ao fator comprimento de rampa aplicado em duas dimensões (VALERIANO, 2008).

Considerando-se que o escoamento gerado a partir de cada *pixel* do MDE possui um caminho a ser percorrido até um *pixel* final, determina-se a rede de drenagem, que é formada pelo arranjo de *pixels* cujas áreas acumuladas são iguais ou superiores a um valor limite. Ou seja, ao se definir o valor limite para classificação dos fluxos, quanto maior for este valor, menor a será a densidade de drenagem.

A hierarquização da drenagem é realizada de acordo com sua posição (i.e., ordem ou magnitude) dentro da bacia (e.g., STRAHLER, 1952; SHREVE, 1967). Esta ordenação pode ser utilizada para descrever a linha de drenagem e dividir a rede de drenagem em partes que podem ser quantificadas e comparadas.

Após a hierarquização da rede de drenagem, realiza-se a ligação dos cruzamentos de fluxo, de modo que se atribui valores únicos às interseções para as seções de drenagem de um arquivo *raster* de rede linear. Desta forma, torna-se possível diferenciar os rios e, a partir disso, definir automaticamente todas as áreas de drenagem da região de estudo.

A vetorização da rede (em formato *raster*) é executada utilizando o algoritmo *Stream to Feature*

(implementado no *software* ArcGIS), projetado especialmente para vetorização de redes de drenagem ou qualquer outro *raster* que represente uma rede de varredura linear, desde que sua direcionalidade seja conhecida (TARBOTON ET AL., 1991). Este algoritmo é otimizado para utilizar um *raster* direcional para auxiliar na vetorização de intersecções e de células adjacentes. É possível que os dois elementos lineares adjacentes que possuam o mesmo valor sejam vetorizados como duas linhas paralelas, o que não ocorre, por exemplo, quando do uso do algoritmo *Raster To Polyline*, que é mais agressivo com a quebra de linhas próximas (ESRI, 2012).

Para delimitação de bacia principal a ser analisada, são usados os dados de direção de fluxo e de áreas acumuladas e aponta-se um ponto de partida (exutório). As principais etapas para delimitação de bacias e extração automática da rede de drenagem (do modo como é realizada no *software* ArcGIS) é apresentada na Figura 5.4.

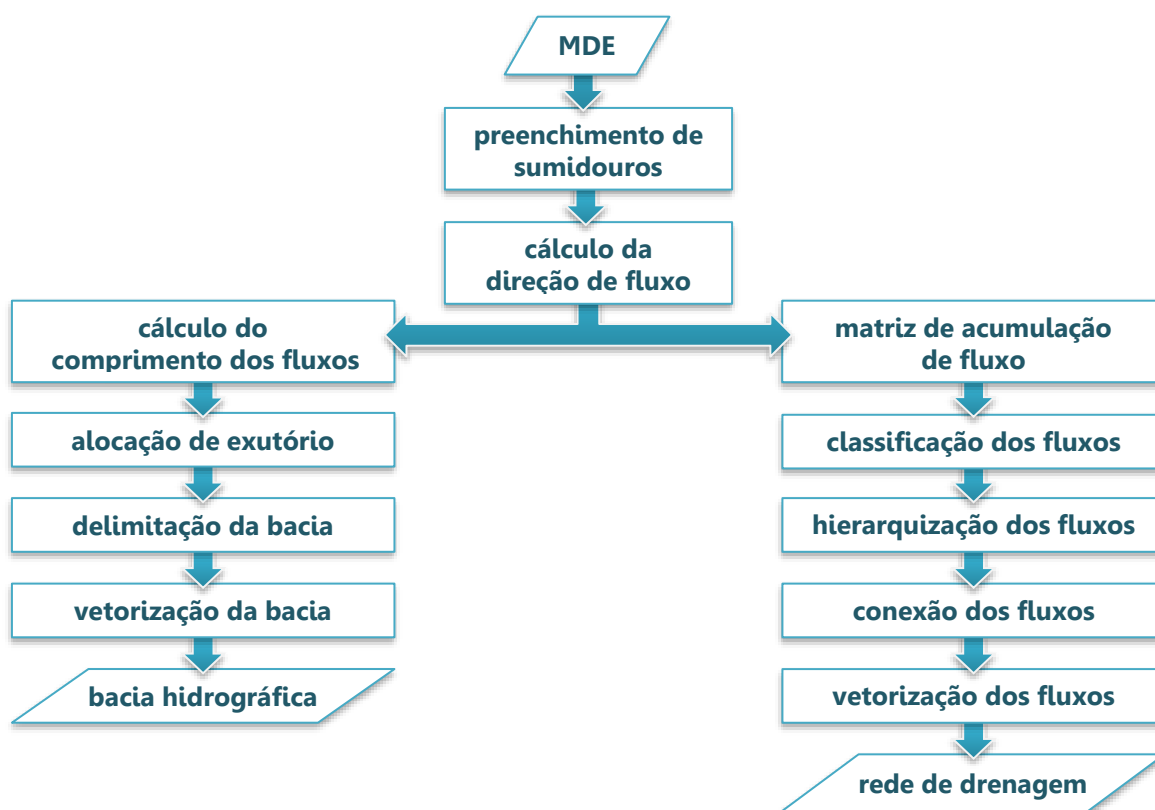


Figura 5.4 – Fluxograma das etapas para extração da rede de drenagem e bacia hidrográfica.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2015).

JARDIM (2017, p. 15) enfatiza que “a principal vantagem do algoritmo D8 é sua simplicidade de implementação e velocidade de processamento para extrair os atributos derivados como as redes de drenagem, por exemplo”. Porém, ao assumir uma única direção de fluxo para cada célula, “essa abordagem tende a concentrar a área de contribuição em linhas distintas criando padrões não-naturais”. Alguns métodos foram propostos para vencer as limitações

do D8: ao permitirem múltiplas direções de fluxo, distribuem o fluxo de uma célula para uma ou mais células adjacentes. Exemplos das variações do algoritmo D8 são: MD8 (múltiplo D8) (QUINN ET AL., 1991), Dinf (infinitas direções) (TARBOTON, 1997) e o MDinf (múltiplas infinitas direções) (SEIBERT; MCGLYNN, 2007). Entretanto, mesmo com as limitações do método D8, NARDI ET AL. (2008) concluíram que: a) não existem diferenças significativas entre utilizar múltiplas ou única direção de fluxo em encostas; b) o método de correção do MDE influencia mais do que a escolha do método de direção de fluxo para extração de atributos morfológicos, tanto em encostas como em áreas planas; e, por fim, c) que métodos que utilizam única direção de fluxo (e.g., D8) são mais adequados para a caracterização de redes de drenagem. Por estas razões, o algoritmo D8 é o método mais utilizado para definir direções de fluxo (JARDIM, 2017).

Visando vencer o desafio da determinação da direção de fluxo, JARDIM (2017) propõe uma metodologia híbrida para a correção do MDE, de modo a garantir que toda célula tenha pelo menos uma célula adjacente com altimetria menor, corrigindo fossos ao passo em que estabelece a menor modificação do MDE original, sem, contudo, prejudicar a qualidade das direções de fluxos e dos produtos derivados. As inovações estão em:

- a) Utilizar um de filtro de imagem para identificar as áreas planas, para então as cavar em forma de "v", das bordas para o centro da drenagem;
- b) Após a correção de fossos simples por preenchimento, resolver os fossos compostos cavando-se um caminho até uma célula mais baixa, mas modificando-se minimamente o MDE, por meio do tratamento da grade regular como um grafo⁴⁷. A vantagem de tratar o MDE como um grafo é poder utilizar os algoritmos existentes da teoria de grafos, como é o caso do *Priority First Search* (PFS), que é usado para se encontrar o caminho de menor custo entre dois vértices de um grafo (SEDGEWICK, 1992). Desta forma, utiliza-se uma função de prioridade para comparar o menor custo entre dois caminhos. Depois de determinar o menor caminho (i.e., o caminho de menor custo) até uma célula de saída, é realizada a modificação no MDE para que o algoritmo D8 possa definir direções de fluxo da célula fosso até a célula de saída: é criado um declive

⁴⁷ Um grafo é um modelo matemático utilizado para estudar relações entre objetos (BERGE; MINIEKA, 1973). Nesse modelo, os objetos são representados por vértices e as relações são representadas por arestas. Ou seja, um grafo é um conjunto de vértices conectados por arestas. Tanto os vértices quanto arestas podem ter atributos. "Por exemplo, num mapa de rotas aéreas, os vértices representam os aeroportos e têm como atributo o nome do aeroporto. As arestas representam as rotas aéreas que ligam dois aeroportos e têm como atributo a distância entre esses aeroportos" (JARDIM, 2017, p. 26). Para tratar o MDE como um grafo, considera-se que cada célula da grade é um vértice, que está conectado às suas oito células adjacentes; e que cada conexão é uma aresta. A grade regular tem ainda a vantagem de não precisar de uma lista de adjacência para armazenar as ligações entre os vértices, pois a relação de vizinhança já está explícita (i.e., cada célula está ligada com suas oito células adjacentes) (JARDIM, 2017).

linear no perfil de altimetria do caminho da célula fosso até a célula de saída.

Esta abordagem híbrida de correção do MDE está implementada no TerraHidro (ROSIM ET AL., 2003), uma opção livre, gratuita e de código aberto, para análises hidrológicas e que possibilita a delimitação de bacias hidrográficas e a extração de drenagem automáticas, i.e., uma alternativa à solução comercial anteriormente apresentada (i.e., ArcGIS).

O TerraHidro é um aplicativo geográfico que opera no sistema de informações geográficas TerraView⁴⁸ (INPE, 2012), e foi desenvolvido para atender a demanda por ambientes computacionais que possibilitem o estudo hidrológico integrado na unidade da bacia. Dentre suas características importantes está o processamento de dados espacialmente distribuídos e de natureza espaço-temporal. O conceito básico em TerraHidro⁴⁹ é o uso extensivo de um banco de dados com conteúdo geográfico e de algoritmos para as relações funcionais hidrológicas que trabalham sobre os dados armazenados nesta base. Por fazer uso da biblioteca TerraLib⁵⁰ (CÂMARA ET AL., 2000; 2001) e de seu modelo de dados, a plataforma TerraHidro incorpora o sistema de gerenciamento de banco de dados através dos *drivers* TerraLib, o que torna bem mais simplificada a tarefa de construção de banco de dados com atributos espaciais e temporais (ROSIM ET AL., 2003).

O processo de identificação da bacia hidrográfica e da rede de drenagem é semelhante àquele desenvolvido utilizando-se o ArcGIS, com, inclusive, a mesma sequência de procedimentos: cálculo da direção de fluxo, da área de contribuição e fluxo acumulado, extração da rede de drenagem e delimitação da bacia hidrográfica.

Uma vez observado o desempenho insatisfatório na extração de drenagens nas áreas planas da Bacia Mãe d'Água (i.e., próximo ao lago da barragem) utilizando-se a metodologia implementada no ArcGIS, procedeu-se com a realização dos mesmos procedimentos

⁴⁸ O TerraView é um visualizador da plataforma TerraLib. É um SIG construído sobre a biblioteca de geoprocessamento TerraLib, que manipula dados vetoriais (pontos, linhas e polígonos) e matriciais (grades e imagens), ambos armazenados em SGBD (Sistema Gerenciador de Banco de Dados) relacionais ou geo-relacionais de mercado, incluindo ACCESS, PostgreSQL, MySQL, Oracle, SQLServer e Firebird.

⁴⁹ Atualmente, o TerraHidro possui uma versão que opera independentemente do TerraView, com uma interface por linhas de comandos, e que tampouco depende de um banco de dados (*TerraHidro 5 – Console*), disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/terrahidro>.

⁵⁰ Em 2000, o INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) iniciou o desenvolvimento da TerraLib, biblioteca de código aberto para suportar aplicações inovadoras em geoprocessamento e permitir o desenvolvimento de ambientes SIG que incorporem os mais recentes avanços da Ciência da Geoinformação, com ênfase no uso de SGBD para armazenar todos os tipos de dados geográficos. A TerraLib é uma biblioteca de classes e funções, escritas na linguagem C++, para a construção de aplicações geográficas. É distribuída na internet com código fonte aberto e livre de licença ou restrição de uso, e está disponível em <<http://www.dpi.inpe.br/terralib/>>. Mais informações podem ser encontradas em CÂMARA ET AL. (2008).

utilizando-se o TerraHidro. Na literatura há exemplos de aplicações que apresentam o melhor desempenho do TerraHidro em comparação com o ArcGIS, principalmente em áreas planas (e.g., ABREU ET AL., 2012; SANTOS; LINHARES, 2012; CUNHA ET AL., 2014; JARDIM, 2017).

Os resultados obtidos na extração de drenagem por ambos os métodos são apresentados no item 6.1.1. As próximas etapas da metodologia são realizadas com base nos dados obtidos no segundo método (i.e., por meio do aplicativo TerraHidro).

Após a extração da rede de drenagem e delimitação da bacia hidrográfica principal (i.e., Mãe d'Água), quatro sub-bacias foram delimitadas, conforme as áreas contribuintes dos quatro principais caminhos de drenagem.

O particionamento de bacias é uma adaptação da lógica da bacia hidrográfica à escala local, pois a escala na qual a paisagem é examinada é um fator importante na definição das bacias hidrográficas. Todos os cursos d'água fazem parte de uma bacia hidrográfica, sendo que bacias menores unidas formam bacias maiores. Os seus limites sempre seguem as cristas das elevações ao redor dos cursos d'água e se encontram no ponto de cota mais baixa, onde a água flui para fora da bacia hidrográfica. O limite entre duas bacias hidrográficas, portanto, é definido pela linha divisória em que a água flui em direções contrárias. A fim de adequar esta lógica à escala local, novos conceitos surgem, como o de microbacias, definidas com base na direção de fluxo, mas respeitando limiares de área, como sugerido por FAUSTINO (1996).

As **características morfométricas** das bacias hidrográficas e das áreas de drenagem contribuintes aos pontos que definem as sub-bacias dos afluentes principais da área de estudo (Bacia Mãe d'Água) foram obtidas com base em VILLELA E MATTOS (1975) e em VALERIANO (2008). Utilizando o MDE produzido a partir dos dados de HASENACK ET AL. (2010), foram levantadas informações sobre:

- a) Perímetro (em km): determinado a partir da consideração da delimitação topográfica da área de drenagem;
- b) Área de drenagem total (em km²): considerada a área de projeção plana da porção do terreno delimitado pelo seu divisor topográfico;
- c) Comprimento axial (em km): o comprimento axial da bacia hidrográfica é definido como a distância medida em linha reta entre a foz e um ponto do seu perímetro que assinala a equidistância no comprimento do perímetro entre ele e a foz (CHRISTOFOLETTI, 2011);
- d) Coeficiente de compacidade (adimensional): relação entre o perímetro da bacia

hidrográfica e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia (também conhecido como Índice de Gravelius). Este coeficiente é um número adimensional que varia com a forma da bacia, independentemente do seu tamanho. Quanto mais irregular for a bacia, tanto maior será o coeficiente de compacidade. Um coeficiente mínimo igual 1 corresponde a uma bacia circular; nesses casos, a tendência para maiores enchentes é tanto mais acentuada (se os outros fatores intervenientes forem iguais). O coeficiente pode ser calculado conforme a Equação 15:

$$Kc = 0,282 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (15)$$

sendo: Kc o coeficiente de compacidade (adimensional), P o perímetro da bacia hidrográfica (km), e A a área da bacia hidrográfica (km²).

- e) Fator de forma (adimensional): relação entre a largura média e o comprimento axial da bacia. Este fator constitui outro indicador da maior ou menor tendência para enchentes de uma bacia: quando o fator de forma é baixo, a tendência de enchentes será menor em relação à outra bacia sob as mesmas condições que apresente um fator elevado. Isto se deve ao fato de que numa bacia estreita e longa, com fator de forma baixo, há menor probabilidade de ocorrências de chuvas intensas cobrindo simultaneamente toda a sua extensão. Além disso, a contribuição dos tributários atinge o curso d'água em vários pontos ao longo da extensão do rio principal, afastando-se da condição anterior da forma circular na qual o deflúvio está mais propenso a se concentrar em um único ponto. A Equação 16 apresenta o seu cálculo.

$$Kf = \frac{A}{L^2} \quad (16)$$

sendo: Kf o coeficiente de forma (adimensional), A a área da bacia hidrográfica (km²), e L o comprimento da bacia quando se segue o curso d'água mais longo desde a desembocadura até a nascente mais distante na bacia (km).

- f) Declividade média da bacia hidrográfica (em m/m): a declividade dos terrenos de uma bacia controla, em boa parte, a velocidade com que se dá o escoamento superficial, afetando o tempo que a água da chuva leva para concentrar-se nos leitos fluviais que constituem a rede de drenagem das bacias. A magnitude dos picos de enchente, a maior ou a menor oportunidade de infiltração e a susceptibilidade para erosão dos solos dependem da rapidez com que ocorre o escoamento sobre os terrenos da bacia. Dentre os métodos que podem ser usados na obtenção dos valores representativos da declividade média dos terrenos de uma bacia, utiliza-se o método das quadrículas associadas a um vetor (VILLELA; MATTOS, 1975). Esta metodologia

consiste em determinar a distribuição percentual das declividades do terreno por meio de uma amostragem estatística de declividades normais às curvas de nível em um grande número de pontos na bacia;

- g) Comprimento total dos cursos d'água (em km): soma do comprimento de todos os trechos de rios (sejam eles efêmeros, intermitentes ou perenes) existentes na bacia hidrográfica, não importando sua ordem;
- h) Ordem dos cursos d'água (adimensional): é uma classificação que reflete o grau de ramificação ou bifurcação dentro de uma bacia.;
- i) Ordem dos cursos d'água (adimensional): é uma classificação que reflete o grau de ramificação ou bifurcação dentro de uma bacia. O método de classificação dos cursos d'água foi apresentado por HORTON (1945) e modificado por STRAHLER (1952), e se baseia na determinação da ordem dos segmentos dos rios, quer sejam intermitentes, perenes ou efêmeros;
- j) Densidade de drenagem (em km/km²): expressa a relação entre o comprimento total dos cursos d'água de uma bacia e sua área total, conforme a Equação 17, e dá uma indicação do grau de desenvolvimento de um sistema de drenagem. A densidade de drenagem varia inversamente com a extensão do escoamento superficial, e, portanto, fornece uma indicação da eficiência da drenagem da bacia;

$$Dd = \frac{Lt}{A} \quad (17)$$

sendo: Dd a densidade de drenagem (km/km²), Lt o comprimento total dos cursos d'água (km) e A a área da bacia hidrográfica (km²).

- k) Extensão média do escoamento superficial (em km): distância média em que a água da chuva teria que escoar sobre os terrenos de uma bacia, caso o escoamento ocorresse em linha reta, desde onde a chuva caiu até o ponto mais próximo no leito de um curso d'água qualquer na bacia. Considerando que uma bacia de área A possa ser representada por uma área de drenagem retangular, tendo um curso d'água de extensão Lt passando pelo seu centro, a extensão do escoamento superficial Es é dada pela expressão da Equação 18;

$$Es = \frac{A}{4Lt} \quad (18)$$

sendo: Es a extensão média do escoamento superficial (km), A a área da bacia hidrográfica (km²) e Lt a extensão total dos cursos d'água (km).

- l) Índice de sinuosidade (adimensional): relaciona o comprimento verdadeiro do canal (projeção ortogonal) com a distância vetorial (comprimento em linha reta) entre os dois pontos extremos do canal principal (Equação 19) (SCHUMM, 1963). Este é um dos fatores que controla a velocidade do escoamento;

$$S = \frac{(L-eV)}{L} \quad (19)$$

sendo: S a sinuosidade (adimensional), L o comprimento do curso d'água principal (km) e eV a distância entre a foz e a nascente mais distância, medida em linha reta (km).

- m) Declividade de álveo (em m/m): a velocidade de escoamento de um rio depende da declividade dos canais fluviais, assim, quanto maior é a declividade, maior é a velocidade de escoamento e bem mais pronunciados e estreitos são os hidrogramas das enchentes. A declividade de álveo representa a diferença de altitude entre a foz e a nascente, dividida pelo comprimento do curso d'água principal (Equação 20);

$$S_1 = \frac{An-Af}{Lp} \quad (20)$$

sendo: S_1 a declividade de álveo (m/m), An a altitude na nascente do curso d'água principal (m), Af a altitude em sua foz (m), Lp o comprimento do curso d'água principal (km²). A altitude é definida como a elevação de um ponto geográfico em relação ao nível médio dos mares.

5.2.1.3 Delimitação das Áreas de Preservação Permanente (APP)

O mapeamento das APP seguiu a legislação brasileira, utilizando o Código Florestal, instituído pela Lei nº 12.651/2012, com as modificações da Lei nº 12.727/2012 (vide item 2.3.1). Na área de estudo, foram identificadas APP nas margens de rios e nascentes, em reservatórios artificiais e em relação à declividade.

Por meio do uso de ferramentas de análise em SIG e utilizando como dado de entrada o MDE e a rede de drenagem dele extraída, a delimitação e a representação espacial dessas áreas foram realizadas conforme segue:

- a) Delimitação das APP nos rios e córregos: geradas por meio de análise de proximidade, i.e., delimitação de distância (*buffer*), definida como sendo uma faixa marginal de 30 metros aplicada ao plano de informação da hidrografia da área de estudo (vide Figura 2.1a, página 24);
- b) Delimitação das APP nas nascentes: geradas por meio de um delimitador de distância definido por um raio de 50 metros sobre a localização das nascentes (Figura 2.1a);

- c) Delimitação das APP nos reservatórios artificiais: o lago da barragem Mãe d'Água⁵¹ foi identificada considerando-se sua lâmina d'água original; para delimitação desta APP e dos demais reservatórios de pequeno porte localizados na bacia, adotou-se a área com largura mínima de 30 metros no entorno dos reservatórios, delimitada por meio de um operador de distância;
- d) Delimitação das APP em relação à declividade: as áreas com declividade superior a 45° graus foram identificadas por meio do uso de operadores de contexto com base no MDT. Embora não exista dentro dos limites da bacia de estudo áreas com esta declividade, foram encontradas áreas com declividades entre 25° e 45°, que consistem em áreas de uso restrito (Figura 2.1b);
- e) Delimitação das APP em topo de morros: não há APP de topo de morro na área de estudo. Sobre este tipo de APP, de acordo Código Florestal de 1965 e com a Resolução CONAMA nº 303/2002, Porto Alegre teria 1.117,36 hectares de APP de topo de morro, o que correspondia a 2,35% do município. Entretanto, pelo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012 ⁵²) não existem mais áreas de APP de Topo de Morro no município em função de alterações quanto à definição de "morro" e do critério de declividade, o qual passa a considerar "declividade média superior a 25°" (em vez de "declividade máxima de 17° na linha de maior declive") (CAVALLI, 2012) (Figura 21 c).

5.2.1.4 Modelagem da superfície antropizada

Nesta pesquisa, devido à disponibilidade de tal dado, foi utilizado um conjunto de dados proveniente de um levantamento LiDAR para caracterização altimétrica da área de estudo. Os dados LiDAR consistem, inicialmente, em uma nuvem de pontos. Os pontos contêm dados de localização (x , y e z), intensidade do sinal e número do retorno. Além disso, cada ponto pode possuir informações que vão além da localização e altura, i.e., podem possuir uma classificação prévia, realizada semi-automaticamente por *softwares* embarcados, que utilizam o número de retorno (primeiros, intermediários e últimos retornos) para rotular pontos entre as classes solo e não-solo.

Embora haja ferramentas livres para processamento dos dados LiDAR (e.g., LAStools, ISENBURG, 2014), atualmente, somente *softwares* proprietários possuem capacidade de processamento de grandes volumes de dados. Por esta razão, foi utilizado o módulo LiDAR

⁵¹ Lei 12.651/2012, Art. 4º, incisos II e III – vide item 2.3.1.

⁵² Lei 12.651/2012, Art. 4º, incisos IX e X – vide item 2.3.1.

do *software* Envi 5.3 (ITT-VIS, 2015). Neste ambiente, a classificação da nuvem de pontos é então realizada de forma automática, com pouquíssima customização por parte do especialista, a quem cabe, somente, especificar quais das opções de produto são desejadas (e.g., ortofoto, edificações, árvores, linhas de energia, curvas de nível, etc.).

Internamente ao processamento da nuvem de dados LiDAR, a primeira classificação dos pontos gera novas “sub-nuvens”: solo, vegetação e edificações. Após esta classificação, são gerados os modelos digitais de elevação, i.e., o Modelos Digitais de Terreno (MDT) e o de Superfície (MDS). Enquanto o MDS representa a superfície terrestre acrescida de quaisquer objetos existentes sobre ela e que interferem no valor do *pixel* (i.e., se existir vegetação ou edificações, por exemplo, a superfície representada será ao topo destas feições), o MDT representa a superfície real do terreno sem elementos que influenciam no valor do *pixel* como os que interferem no MDS. Na Figura 5.5, são apresentados exemplos de nuvens de pontos LiDAR, conforme a classificação inicial dos dados.

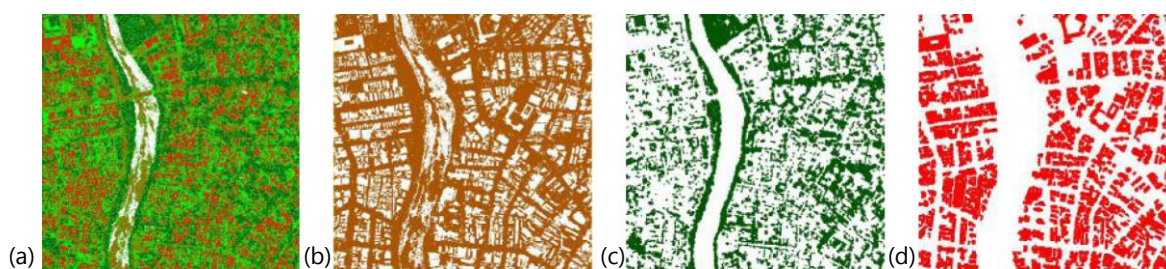


Figura 5.5 – Classificação da nuvem de pontos LiDAR: (a) nuvem de pontos completa, (b) pontos sobre o solo, (c) pontos sobre vegetação arbórea, e (d) pontos sobre edificações.

Fonte: LOTTE ET AL. (2017).

Ambos os modelos digitais de elevação foram construídos com resolução espacial de 0,5 metro (i.e., *pixel* de 0,5×0,5 m). Na Figura 5.6, ilustram-se a forma de coleta de dados LiDAR, uma nuvem de pontos, um MDS e um MDT.

Os dados provenientes do levantamento LiDAR são importantes na caracterização do meio ambiente antropizado, pois, devido à sua resolução espacial, têm capacidade de retratar feições de objetos de dimensões pequenas em cena, por exemplo, distinguir o desnível entre uma calçada e a rua.

Além da caracterização do terreno que representa a condição natural (item 5.2.1.1), por meio do cálculo das variáveis morfométricas para cada sub-bacia da área de estudo, buscou-se caracterizar também a superfície de escoamento antropizada, utilizando, para isso, o MDT, que registra claramente os arruamentos da área, i.e., permite uma caracterização mais fiel da superfície de escoamento por onde os resíduos sólidos trafegam.

As variáveis morfométricas básicas locais utilizadas são a declividade, curvatura horizontal, curvatura vertical e orientação de vertentes (VALERIANO, 2008).

A variável **declividade** é resultante do ângulo de inclinação da superfície em relação ao plano horizontal local. Geralmente, é representada em valores percentuais ou em graus. A declividade tem ação preponderante nos processos hidrológicos, uma vez que baixos valores de declividade são associados a uma baixa capacidade de escoamento superficial, por outro lado altos valores de declividade são associados a uma alta capacidade de escoamento e menor propensão à acumulação.

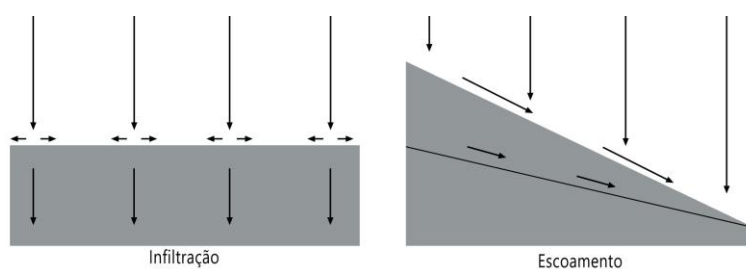


Figura 5.6 – Influência da declividade sobre o escoamento superficial e sub-superficial.

Fonte: ADAPTADO DE VALERIANO (2008, p.86).

A variável **curvatura vertical** refere-se à forma côncava, retilínea ou convexa do terreno sob uma perspectiva em perfil. Morfometricamente, essa variável é representada na medida de ângulo (graus) por metro, já que é traduzida pela variação de ângulo por meio de uma distância horizontal no terreno; ou também pode ser representada em raio de curvatura. Terrenos côncavos tendem a acumular mais água e sedimentos na base em detrimento dos terrenos retilíneos e convexos.

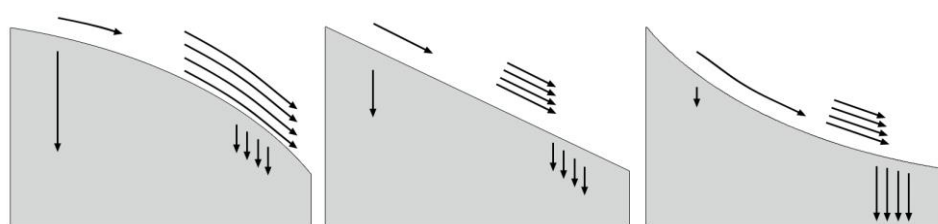


Figura 5.7 – Influência da curvatura vertical sobre o escoamento superficial e sub-superficial. Representação da esquerda para direita de um terreno convexo, retilíneo e côncavo.

Fonte: ADAPTADO DE VALERIANO (2008, p.89).

A **curvatura horizontal** diz respeito à condição divergente-convergente do terreno, no que tange ao escoamento superficial, numa perspectiva em projeção horizontal. Desta forma, a curvatura horizontal é resultante da integração de direções de declive. Assim como a curvatura vertical, a curvatura horizontal pode ser representada em ângulo por distância (i.e., graus por metro) ou em raio de curvatura (metros). Terrenos convergentes tendem a

concentrar o escoamento superficial, ao contrário de terrenos divergentes, que tendem a dispersar o escoamento. Terrenos planares possuem curvatura horizontal nula, ou seja, apresentam as direções de escoamento paralelas entre si.

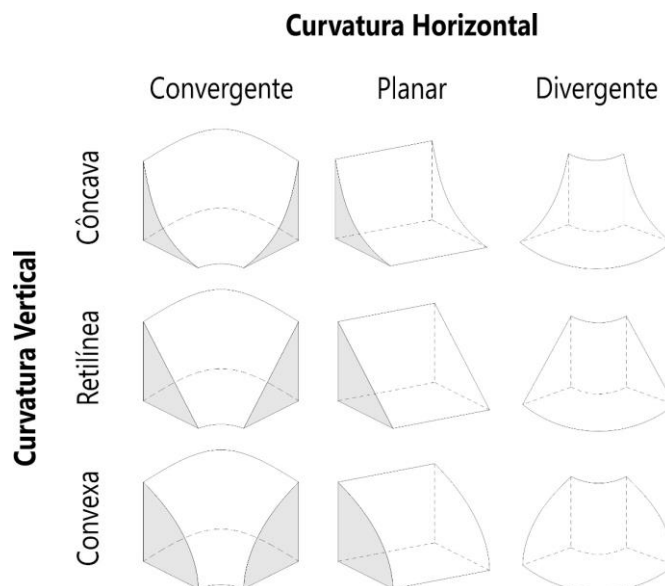


Figura 5.8 – Representação esquemática combinada das curvaturas horizontal e vertical.

Fonte: ADAPTADO DE VALERIANO (2008, p.91).

Considerando a associação de entre as curvaturas horizontal e vertical, determina-se que as condições extremas são: a) forma côncavo-convergente, onde a concentração e acúmulo de escoamento é máxima; e, b) forma convexo-divergente, onde a concentração e acúmulo de escoamento é mínima.

Em SIG, estas variáveis são obtidas a partir de operações de vizinhança por janelas móveis sobre o MDT, que compõe uma matriz de dados de elevação. O ArcGIS (ESRI, 2012) possui um conjunto de ferramentas de análise espacial (*Spatial Analyst Tools*) que inclui a análise de superfície topográfica (*Surface*), módulo que possibilita extrair as variáveis morfométricas básicas locais onde o plano de informação de entrada é o MDT da área de estudo em formato *raster* e o plano de informação de saída de cada uma das variáveis também é gerado no formato *raster*.

As avaliações combinadas dos diferentes planos de informação resultantes, i.e., declividade, curvaturas e orientação de vertentes, podem gerar índices morfométricos a partir da aplicação de álgebra de mapas (*Map Algebra*) por meio de operações aritméticas de soma (+), subtração (-), multiplicação (×) e divisão (÷), ou também, por meio de operações de relação, como: menor que (<), maior que (>), menor ou igual (≤), maior ou igual (≥), igual (=), diferente (≠).

A espacialização dessas três variáveis permite identificar áreas propícias à acumulação de fluxos, servindo, neste caso, como áreas propensas à acumulação de resíduos sólidos que foram lançados de forma inadequada no ambiente.

A identificação das áreas mais propícias à acumulação de fluxo foi realizada por meio da classificação das variáveis morfométricas de curvaturas horizontal e vertical em quartis. O fatiamento dos dados em quartis divide o intervalo de valores da variável em quatro quantis de mesmo tamanho (i.e., no domínio da frequência – neste caso, mesmo número de *pixels*).

A declividade por sua vez, foi classificada em dois intervalos: até 6° (ou 10,51%) e acima de 6° (cf. ALVARADO, 2006). Na literatura especializada relativa a corridas de massa (i.e., *debris flow*), há estudos que estabelecem as declividades que desencadeiam a descida de massa (e.g., TAKAHASHI, 1991; FANNIN; WISE, 2001; ALVARADO, 2006, entre outros) (vide item 3.2.3.1). Entretanto, não foram encontradas referências de pesquisas que subsidiassem determinar limites em que resíduos sólidos entrassem em movimento, nem tampouco limites que indicassem o início da acumulação (i.e., fim do fluxo de resíduos sólidos). Por isso, foi adotado o limite de 6°, que corresponde ao gradiente de deposição do fluxo de detritos.

As quatro classes de cada variável têm os seguintes significados:

- a) No plano de informação de declividade, a classe de valores mais baixos corresponde às áreas do terreno com menor declividade, já aqueles *pixels* com valores mais altos representam as áreas de declividade mais acentuada;
- b) No plano de informação de curvatura horizontal, a primeira classe (i.e., valores mais baixos) representa as porções convergentes do terreno; a classe de valores mais altos representa as porções divergentes do terreno;
- c) No plano de informação de curvatura vertical, as classes mais inferiores correspondem a porções côncavas do terreno; as classes com valores mais altos, as porções convexas.

As áreas de acumulação são aquelas que combinam, ao mesmo tempo, baixa declividade e altas concavidade e convergência do relevo, relativamente às demais porções da área de estudo. Na Figura 5.9, apresenta-se o fatiamento de um conjunto de dados hipotético em conforme proposto: o ponto vermelho corresponde aos dados classificados nos primeiros quantis (Q1) das variáveis morfométricas curvaturas horizontal e vertical, e na primeira classe (C1) de declividade (i.e., de 0° a 6°); no outro extremo (ponto cinza), estariam as áreas com maior declividade, baixa concavidade (i.e., alta convexidade) e baixa convergência (i.e., alta divergência) do terreno.

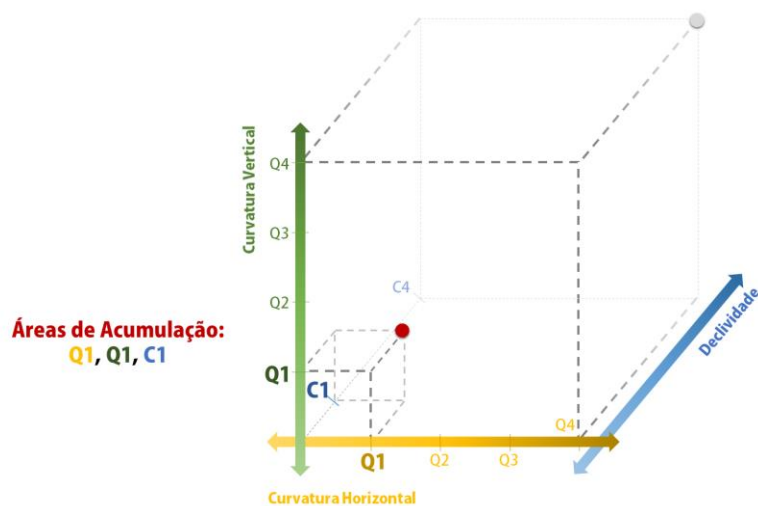


Figura 5.9 – Representação esquemática da classificação quanto à acumulação de fluxos do universo de dados possíveis, resultantes da integração das variáveis morfométricas: declividade, curvatura horizontal e curvatura vertical. A acumulação (em vermelho) corresponde a locais classificados no primeiro quartil (Q1) das variáveis curvatura horizontal e vertical, e na primeira classe (C1) da declividade.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Desta forma, é proposto um Índice Relativo de Propensão à Acumulação (*IRPA*) produzido pela operação aritmética em álgebra de mapas apresentada na Equação 21.

$$IRPA = \frac{Classe_{Declividade} + Classe_{Curvatura Horizontal} + Classe_{Curvatura Vertical}}{3} \quad (21)$$

5.2.1.5 Mapeamento da cobertura, uso e ocupação do solo

Em sensoriamento remoto, a classificação digital de uma imagem tem o objetivo de separá-la em “temas”, conforme as diretrizes utilizadas para esta separação. Desta forma, o mapa temático é elaborado associando elementos relacionados às estruturas territoriais, à geografia, à estatística, aos recursos naturais e estudos ambientais. Os mapas temáticos contêm, então, informações sistematizadas da região analisada, que podem ser consultadas, selecionadas, analisadas, processadas, etc., de forma possibilitar ou facilitar, por exemplo, um melhor delineamento de um problema, a tomada de decisões, o planejamento de diretrizes e ações, entre inúmeras possibilidades.

O mapeamento temático **uso do solo** consiste na interpretação técnica de características do uso que uma determinada região apresenta. Em urbanismo, o uso do solo diz respeito ao modo como um terreno está sendo utilizado, como, por exemplo, uso residencial, comercial, etc. A **ocupação do solo** traduz a dimensão da edificação sobre o terreno (i.e., número de

pavimentos). Estes instrumentos compõem os índices urbanísticos utilizados pelas prefeituras municipais para a gestão de suas áreas urbanas, bem como para o planejamento da expansão urbana (BRASIL, 2001).

O uso do solo é um conceito abstrato, uma mistura de fatores culturais e econômicos, a maioria dos quais não pode ser diretamente determinada por meio do sensoriamento remoto (BARNESLEY ET AL., 2001), mas é possibilitada com o auxílio de informações auxiliares (e.g., dados censitários, cartoriais, etc.) (e.g., RIBEIRO, 2014). Por sua vez, a **cobertura do solo** estabelece relações diretas com a radiância espectral⁵³ detectada por sensores imageadores, pois se refere aos aspectos físicos da superfície, e é traduzida em classes como "vegetação rasteira", "concreto", "água", entre outros (JENSEN; COWEN, 1999; NOVO, 2007).

Para o mapeamento da cobertura do solo foi utilizada uma imagem orbital do sensor WorldView-2 obtida em 22/06/2014, do tipo *Ortho Ready Standard Level-2A*, com ângulo *off-nadir* 17,7° e resolução radiométrica de 11 bits, contendo as oito bandas multiespectrais, com resolução espacial de 2,00 m, e a banda pancromática, com resolução espacial de 0,50 m. Os resultados obtidos na classificação da cobertura do solo serão utilizados na classificação do uso do solo, juntamente com dados do CNEFE (IBGE, 2011b). Por sua vez, estes resultados representam dado de entrada para a determinação do uso do solo, que também utiliza o MDS-normalizado. Estes dados possibilitam a inferência do número de domicílios.

Os passos metodológicos realizados nas etapas de preparação dos dados (i.e., pré-processamento) e mapeamento da cobertura, do uso e da ocupação do solo estão resumidos no diagrama de blocos da Figura 5.10, e são detalhados nos próximos itens.

⁵³ Conforme mencionado na Nota de rodapé n 12, pág. 64, a radiância espectral é a quantidade de energia emitida/refletida pelo alvo, por unidade de tempo e de área, no intervalo de frequência em que opera aquele sensor; este valor é o atributo do *pixel* em uma imagem capturada por sensor orbital passivo (JENSEN, 2009).

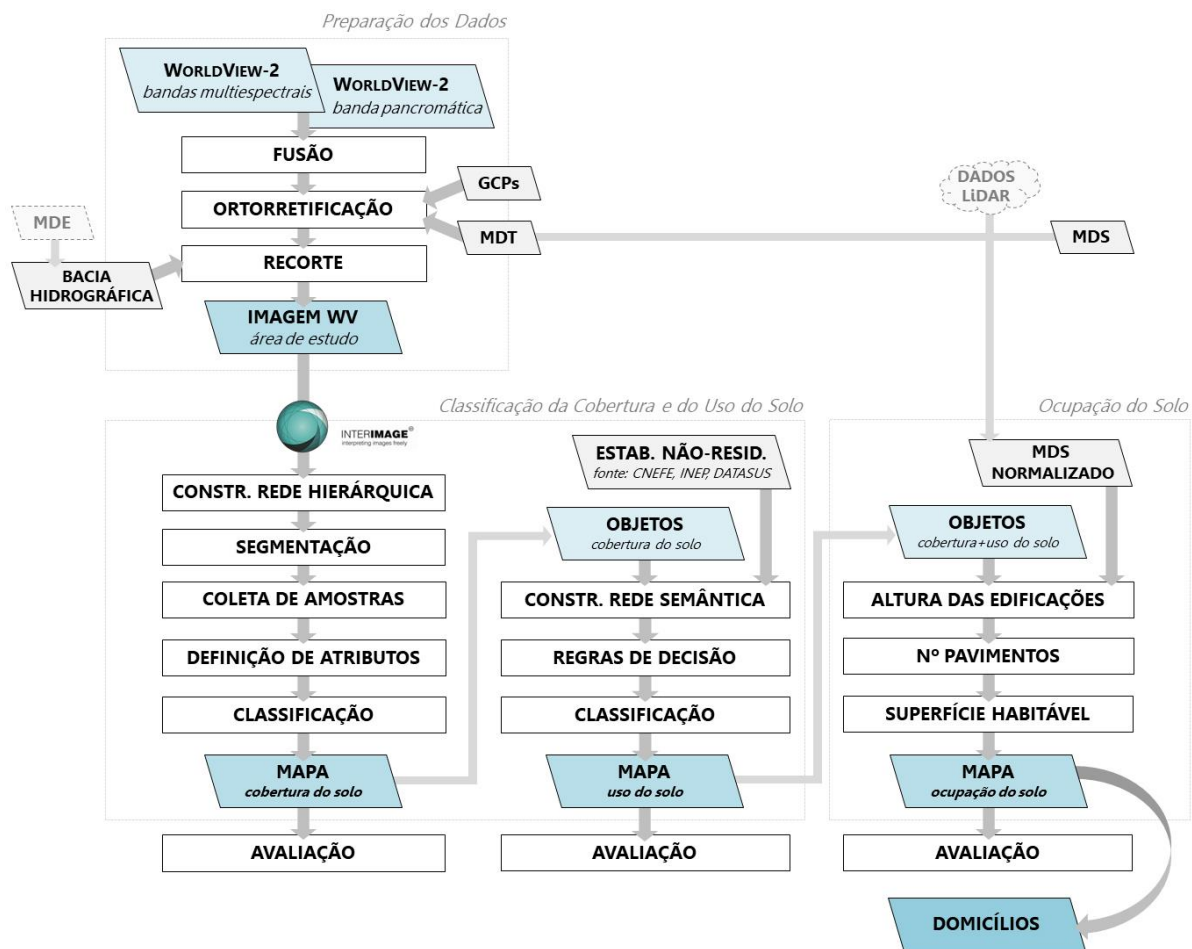


Figura 5.10 – Passos metodológicos para pré-processamento da imagem, classificação da cobertura, do uso e da ocupação do solo.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

5.2.1.5.1 Pré-processamento

O pré-processamento refere-se ao processamento inicial de dados brutos, neste caso, a imagem de satélite, para calibração radiométrica da imagem, correção de distorções geométricas e remoção de ruído.

Fusão de bandas

Em sensoriamento remoto, a fusão de imagens realizada no domínio espectral tem o objetivo de aumentar a resolução espacial das bandas multiespectrais, inserindo a informação espacial mais detalhada da banda pancromática (SCHOWENGERDT, 2007).

A fusão das imagens das bandas pancromática e multiespectral foi realizada pelo método de

fusão *Pansharpening*, implementado no *software* PCI Geomatica 10.3.1 (PCI GEOMATICS, 2010) (algoritmo: PANSHARP), que tem apresentado os melhores resultados para fusão de bandas de alta resolução espacial (CARVALHO ET AL., 2011; PADWICK ET AL., 2010; ZHANG; MISHRA, 2012). O resultado do processo de fusão é um produto híbrido com 8 bandas espectrais e resolução espacial igual a 0,50 m.

O método *Pansharpening* (ZHANG, 2002; 2004) é baseado em mínimos quadrados para uma melhor aproximação da relação entre o valor de cinza das imagens multiespectral e pancromática originais e a imagem fusionada, melhor representando as cores (ZHANG, 2002). Além de não possuir limitação pelo número de bandas a serem fusionadas, este método possui boa capacidade de transferência de detalhes da imagem pancromática para a imagem sintética, e, além disso, preserva a informação espectral da imagem multiespectral original, resolvendo as distorções de cores e as dependências de dados, resultando em melhor representação das cores da cena. A média, o desvio padrão e a forma do histograma são aproximadamente preservados para cada canal.

Ortorretificação

O processo de ortorretificação consiste na correção de diversas distorções geométricas existentes em imagens adquiridas por sensores remotos. Segundo TOUTIN (2004), imagens brutas possuem distorções geométricas significativas que impossibilitam sua sobreposição direta com dados de origem cartográfica em um SIG. Resumidamente, estas distorções são decorrentes da posição do satélite, do sensor, da superfície física da Terra (i.e., relevo e curvatura) e da projeção cartográfica (TOUTIN, 2004).

As distorções geométricas presentes nas imagens de sensoriamento remoto requerem modelos e funções matemáticas para a correção destas distorções. Estes modelos podem ser empíricos (como os modelos bidimensionais e tridimensionais polinomiais e o tridimensional racional) ou rigorosos (modelos bidimensionais e tridimensionais físicos e determinísticos) (TOUTIN, 2004).

As imagens do satélite WorldView-2 são construídas por grupos de linhas de varredura adquiridas conforme o satélite avança em sua órbita. Como resultado, as diferentes partes da mesma imagem são adquiridas a partir de diferentes posições do sensor. O sensor WorldView-2 adquire as imagens pancromática e multiespectral simultaneamente, de modo que existe correspondência espacial entre cada *pixel* dessas imagens (DG, 2010b).

A imagem híbrida, produto da fusão, foi ortorretificada com base em modelagem

matemática relativa, utilizando os coeficientes polinomiais racionais contidos nos metadados da imagem. O modelo digital de elevação utilizado é o MDT proveniente do processamento da nuvem de pontos LiDAR.

Para descrever de forma rigorosa a transformação de coordenadas da imagem para coordenadas da superfície da Terra, um modelo matemático do sensor, que incorpore todos os elementos físicos do sistema imageador, pode ser excessivamente longo e complexo. Coeficientes polinomiais racionais (*Rational Polynomial Coefficients* – RPC) são modelos matemáticos empíricos mais simples, que relacionam o espaço da imagem (posições de linha e coluna) a latitude, longitude e elevação da superfície. O modelo é expresso como a razão de dois polinômios cúbicos – cada imagem envolve dois desses polinômios racionais, um para computar a posição da linha e outro para a posição da coluna. Os coeficientes destes dois polinômios racionais são calculados a partir da posição orbital e da orientação do satélite e do modelo rigoroso físico do sensor.

A rigor, a ortorretificação da imagem deve passar por avaliação e verificação de sua qualidade. Como esta etapa não foi possível de ser realizada, verificou-se a concordância da imagem WorldView-2 ortorretificada com a ortofoto, tomando como base feições claramente distinguíveis em ambas na superfície do solo. Uma vez tendo avaliado qualitativamente esta concordância de forma positiva, considerou-se então o processo de ortorretificação satisfatório.

5.2.1.5.2 Classificação da cobertura do solo

A classificação do uso do solo foi realizada utilizando o *software* InterIMAGE v1.41 (PUC-RJ; INPE, 2012) (disponível em: <http://www.lvc.ele.puc-rio.br/projects/interimage/>), seguindo a metodologia desenvolvida por RIBEIRO E FONSECA (2013) e RIBEIRO (2014) (ver Figura 5.3).

O InterIMAGE é um *software* livre para interpretação de imagens, que possui código aberto, capacidade de customização e ferramentas de extensão (PUC-RJ; INPE, 2012). É um aplicativo multiplataforma implementado para os sistemas operacionais Linux e Windows. O sistema foi desenvolvido em C++, usa o *framework* QT4 para a construção da interface com o usuário, a biblioteca de classes VTK *Visualization Toolkit* e a biblioteca TerraLib para as operações geográficas e de processamento de imagens. O InterIMAGE fornece suporte para a integração de operadores de processamento de imagens, que são programas externos ao seu mecanismo de controle; eles podem ser codificados em qualquer linguagem de programação, podendo também ser programas proprietários (COSTA ET AL., 2007, 2010).

Foram definidas 17 classes de cobertura do solo considerando-se suas possibilidades de identificação na área de estudo: CORPOS D'ÁGUA (lago, córregos), ÁGUA EUTROFIZADA⁵⁴, VEGETAÇÃO RASTEIRA e ARBÓREA, SOLO EXPOSTO (inclui vias de terra, i.e., "chão batido"), CALÇAMENTO EM "PEDRA TOSCA"⁵⁵, PAVIMENTO ASFÁLTICO, PAVIMENTOS CIMENTÍCIOS CLAROS e ESCUROS, COBERTURAS EM CIMENTO CLARO e ESCURO, TELHADOS CERÂMICOS, TELHADOS METÁLICOS, PISCINAS, QUADRAS POLIESPORTIVAS, PONTO DE ÔNIBUS e SOMBRA. A rede hierárquica do modelo foi construída no *software* InterIMAGE v1.41 possuindo um nó-pai e dezessete nós-filhos, correspondentes a cada uma das classes.

Para segmentação da imagem, utilizou-se o algoritmo *TerraAIDA – Baatz Segmenter* (BAATZ; SCHAPE, 2000). Os parâmetros de segmentação (i.e., peso das bandas de entrada, escala, distância euclidiana, compacidade e cor×forma) foram calibrados para produzir segmentos de modo eficiente, considerando todas as classes de cobertura definidas. A segmentação é realizada na etapa exploratória, no módulo *Samples Editor*, no momento imediatamente anterior à seleção das amostras de treinamento que serão utilizadas para a mineração dos dados. A segmentação gerou cerca de 125.000 segmentos; desta forma, optou-se por coletar 1% deste valor em amostras, resultando em 75 amostras para cada classe de cobertura (valor arredondado)⁵⁶. O resultado da etapa de coleta de amostras é um arquivo vetorial com as hipóteses de objetos produzidas pela segmentação e uma série de atributos (conforme estabelecido pelo especialista, que define quais atributos devem ser calculados); neste conjunto de dados, as amostras já estão identificadas conforme suas respectivas classes.

Na etapa subsequente, o arquivo vetorial dos segmentos e amostras é utilizado na etapa *top-down* em um dos nós-folhas, que acionará o operador *TerraAIDA – C4.5 Classifier*, implementado no InterIMAGE. Este operador executa a classificação de todas as hipóteses

⁵⁴ Quando do represamento de corpos d'água e seu enriquecimento pela erosão do solo e do aporte de esgotos de origem doméstica e industrial, pode ocorrer a **eutrofização** dos recursos hídricos, que é o fenômeno causado pelo excesso de nutrientes (compostos químicos ricos em fósforo ou nitrogênio) numa massa de água, provocando um aumento excessivo de algas. Devido a isso, há o desequilíbrio do ambiente aquático, causando a depleção da quantidade e qualidade da água dos mananciais e o comprometimento da fauna e flora associadas a eles. Um dos sintomas deste processo é a elevada proliferação das **macrófitas aquáticas**, que podem impedir os múltiplos usos dos recursos hídricos. As macrófitas aquáticas são plantas que apresentam grande capacidade de adaptação e amplitude ecológica, habitando ambientes variados de águas doce, salobra e salgada, ambientes de água estacionária e corrente (MOURA ET AL., 2009).

⁵⁵ Calçamento em Pedra Tosca ou em alvenaria poliédrica é um tipo de revestimento flexível de pavimento, que consiste de camadas de pedras irregulares (dentro de determinadas tolerâncias), assentadas e comprimidas sobre um colchão de regularização, constituído de material granular apropriado; as juntas são tomadas com pequenas lascas de pedras e com o próprio material do colchão; pode ou não haver rejuntamento com argamassa de cimento e areia. Assim como os paralelepípedos, a alvenaria poliédrica pode ser proveniente de blocos de granito, gnaisse ou basalto (DNIT, 2006).

⁵⁶ Foram coletadas 150 amostras para cada classe de cobertura do solo para os casos em que haviam objetos suficientes a serem classificados na classe; nos casos em que a classe seria composta por poucos objetos (e.g., quadras poliesportivas, pontos de ônibus e piscinas), tomou-se o cuidado de não coletar uma quantidade de amostras superior ao 1/3 do número de objetos esperados para a classe de cobertura.

de objetos com base nas amostras de treinamento. Diferentemente de *softwares* especializados em mineração de dados (e.g., WEKA – *Waikato Environment for Knowledge Analysis*, HALL ET AL., 2009), no InterIMAGE não é possível a interferência do usuário na definição dos parâmetros da árvore de decisão, entretanto, estas árvores normalmente apresentam tamanho pequeno, pouca complexidade e pouca repetição de atributos (MENEHETTI; KUX, 2014). Na etapa *bottom-up*, os conflitos remanescentes entre as classes são resolvidos com a atribuição de valores de pertinência a cada uma das classes. O resultado final é um mapa temático, em formato *raster*.

Avaliação da classificação da cobertura do solo

RIBEIRO (2010) aponta que a cobertura do solo consiste em um dado susceptível a mudanças muito rápidas. Por exemplo, um telhado pequeno de telha cerâmica pode ser construído em um dia, ou um terreno desocupado pode ser capinado e ter a vegetação rasteira removida, restando solo exposto. Neste caso então, não existe um mapa de referência para comparação dos dados mapeados.

A verificação foi realizada com dados adquiridos *in situ* (i.e., "verdade de campo"), o que restringiu a localização das amostras àquelas que foram possíveis de se acessar. De modo auxiliar, foram coletadas também amostras aleatórias para verificação por "outro" especialista utilizando o *software online* Google Earth Pro⁵⁷. Desta forma, determinou-se a que classe pertenciam cada uma das amostras aleatórias coletadas sem que o especialista tivesse contato com o mapa temático final, produzido na classificação. No total, foram verificados 502 pontos em campo (em julho e agosto/2014) e coletadas 750 amostras aleatórias para verificação por meio do Google Earth Pro.

Para verificar a acurácia dos resultados obtidos na classificação da cobertura do solo, foi construída a matriz de confusão e calculados os índices *Kappa* (COHEN, 1960) e *Kappa*-condicional (ROSENFELD; FITZPATRICK-LINS, 1986). A partir da matriz de confusão, calculam-se também medidas descritivas, como a exatidão global, do usuário e do produtor.

As estatísticas utilizadas para avaliação da classificação da cobertura do solo são apresentadas no APÊNDICE A. Os dados calculados e índices obtidos encontram-se nas

⁵⁷ Google Earth é um programa desenvolvido e mantido pela Google Inc. que permite a visualização de imagens orbitais reais, adquiridas por satélites de pesquisa e comerciais, de praticamente todo globo terrestre. A plataforma opera recuperando dados da base disponível *online* e permite acesso a um acervo de imagens que remontam a década de 1970 (e.g., imagens Landsat), além de dados de altíssima resolução espacial recentes (e.g., WorldView-3). Para a área de estudo (bacia Mãe d'Água), há 48 imagens de alta resolução (e.g., QuickBird-2) desde o ano de 2002 até junho/2017.

Tabelas A.1 a A2.

5.2.1.5.3 Classificação do uso do solo

A classificação do uso do solo partiu dos resultados obtidos na etapa anterior, utilizando os objetos classificados nas classes de cobertura do solo. Foram utilizados dados auxiliares para determinação de cinco classes de uso, a saber:

- a) Estabelecimentos comerciais e de serviços foram determinados utilizando-se dados do CNEFE – Cadastro Nacional de Endereços para Fins Estatísticos⁵⁸ (IBGE, 2011b);
- b) Estabelecimentos industriais também foram determinados utilizando-se dados do CNEFE (IBGE, 2011b);
- c) Instituições de ensino foram identificadas utilizando dados do Instituto Nacional de Estudos e Pesquisas Educacionais Anísio Teixeira (INEP, 2016);
- d) Instituições de saúde foram identificadas utilizando dados do (MP, 2016);
- e) Por fim, as edificações resultantes da exclusão daquelas anteriormente classificadas foram consideradas de uso residencial.

A avaliação da classificação do uso do solo foi realizada utilizando-se 300 pontos verificados em campo. A concordância, no caso deste mapeamento, refere-se apenas à correta classificação (i.e., sim ou não), de modo que foram calculadas a exatidão global e o índice de concordância *Kappa*.

5.2.1.5.4 Classificação da ocupação do solo

A classificação da ocupação do solo também partiu dos resultados obtidos na etapa anterior, utilizando os objetos classificados especialmente nas classes relativas a edificações, a saber: COBERTURAS EM CIMENTO CLARO e ESCURO, TELHADOS CERÂMICOS e TELHADOS METÁLICOS.

Para inferência da altura das edificações, que então são traduzidas para número de pavimentos, foi realizada a partir da diferença entre os modelos MDS e MDT (i.e., resultantes dos dados LiDAR), sendo gerado o MDS-normalizado, que fornece a altura real dos *pixels* de objetos (i.e., não-solo) em relação aos *pixels* de solo adjacentes. Uma vez que uma edificação

⁵⁸ Os dados do CNEFE serão apresentados no item 5.2.2.3 a seguir.

abrange vários *pixels*, calculou-se a média dos valores de altura dos *pixels* contidos nos polígonos de cada edificação.

Ao se dividir a altura da edificação por três (i.e., 3 metros, valor médio de pé-direito), obtém-se o número de pavimentos da edificação. Para os casos em que a edificação apresentava altura entre 2,20 e 2,90 m, adotou-se o valor de um pavimento (i.e., edificação térrea). Edificações com alturas inferiores a 2,20 m foram consideradas depósitos ou abrigos para animais, e, portanto, não entram no cômputo do número de domicílios.

A determinação da ocupação do solo de uma área é importante pois auxilia no processo de inferência da população, por meio da identificação da quantidade de domicílios. Para tanto, é calculada a superfície habitável (*SH*) (ALMEIDA ET AL., 2011), que é a área útil, em metros quadrados, da edificação. A superfície habitável é obtida ao se multiplicar a área da edificação pelo número de pavimentos. Por exemplo, uma edificação cujo polígono possui área de 160 m² e 15 metros de altura pode corresponder a um edifício residencial de alto padrão (i.e., um apartamento por andar, com cerca de 160 m²), ou a um de padrão inferior, com 10 domicílios de cerca de 75 m². Neste caso, observadas as características socioeconômicas da região, optou-se por considerar a segunda opção. A verificação em campo confirmou a correta classificação, neste caso.

Conforme exemplificado, a identificação dos polígonos de domicílios dentre o universo de edificações mapeadas se deu com base no mapeamento do uso do solo e no cálculo da superfície habitável: nas quadras de ocupação regular, considerou-se "domicílio" os polígonos com mais de 50 m²; naquelas de ocupação irregular, polígonos com mais de 25 m².

De modo análogo à avaliação da classificação do uso do solo, a avaliação da classificação da ocupação do solo foi realizada utilizando-se 300 pontos verificados em campo. A concordância, também no caso deste mapeamento, refere-se à correta atribuição do número de pavimentos da edificação, tendo sido calculadas a exatidão global e o índice de concordância *Kappa*.

5.2.2 Caracterização do meio socioeconômico

O diagnóstico socioeconômico é uma importante ferramenta de análise para a elaboração de planos e projetos que levem em consideração a população da área de análise (i.e., habitantes, pessoas que trabalham no local, etc.), bem como seus aspectos econômicos. Desta forma, a caracterização do meio socioeconômico consiste na captação de dados relativos às dinâmicas social e econômica, identificando os pontos de conflitos e as

potencialidades da área em estudo. Essas informações servirão de base para a formulação de ações correspondentes e adequadas a cada local e situação.

Na presente pesquisa, a caracterização do meio socioeconômico envolve, principalmente, a caracterização demográfica. Para se caracterizar a população que vive e trabalha na região, três etapas de tratamento de dados são desenvolvidas: (1) inferência da quantidade população residente na área de estudo; (2) ponderação e espacialização dos dados socioeconômicos de modo a caracterizar a população residente inferida; e (3) inferência e espacialização da população que trabalha na área de estudo.

Tais dados fornecem os insumos que subsidiam a modelagem da geração dos resíduos sólidos na área de estudo.

5.2.2.1 Inferência populacional

As edificações identificadas nas etapas de classificação da cobertura e de uso do solo, realizadas a partir da imagem orbital datada de 2014, foram cruzadas com a imagem aérea de 2010. Por meio de interpretação visual, as edificações foram classificadas em: a) existentes em 2010 e em 2014; b) inexistentes em 2010 (i.e., construídas entre 2010 e 2014); c) inexistentes em 2014 (i.e., demolidas entre 2010 e 2014). Esta verificação se fez necessária uma vez que os dados do Censo Demográfico se referem à ocupação no ano de 2010 (IBGE, 2011d).

A inferência populacional foi realizada com base no número de domicílios obtidos por meio da superfície habitável. A densidade domiciliar⁵⁹ foi determinada por meio da razão do número de moradores pelo número de domicílios de cada setor censitário (Censo Demográfico 2010, IBGE, 2011d). Ou seja, as edificações dentro de um mesmo setor censitário possuem a mesma densidade domiciliar. Optou-se por esta simplificação devido à inexistência de pesquisas demográficas mais detalhadas para a área de estudo em questão.

Para a estimação da população no ano de 2014, optou-se por manter a densidade domiciliar nos valores de 2010. Ou seja, o aumento da população total se deu apenas pelo surgimento de novas habitações, e não pelo adensamento habitacional.

5.2.2.2 Desagregação dos dados socioeconômicos

A partir da classificação da cobertura do solo também é preparada a base vetorial de ruas e

⁵⁹ Na presente pesquisa, define-se **densidade domiciliar** como a quantidade de moradores em um domicílio (hab/dom).

quadras, a ser usada na desagregação dos dados socioeconômicos provenientes do Censo Demográfico 2010 (IBGE, 2011d).

A melhoria da resolução espacial de dados geográficos (em formato matricial, principalmente), por meio de técnicas estatísticas e de análise espacial, é genericamente denominada em inglês de "*sharpening*" e é muito utilizada na construção e sistematização de bases de dados geográficos. Nesta pesquisa, o termo "desagregar" é adotado como equivalente ao termo inglês *sharpening*, ou o procedimento para melhorar a resolução espacial de uma superfície numérica qualquer. Há referências também ao termo "*downscaling*" que significa redução da escala dos dados, aumentando sua resolução.

Devido à sua simplicidade conceitual e de implementação, inicialmente, a técnica de interpolação ponderada pela área foi adotada para transferência dos dados dos polígonos dos setores censitários para as quadras, criando-se o **mapa coroplético** de densidade demográfica⁶⁰. Para tanto, os dados provenientes dos polígonos dos setores censitários foram desagregados em polígonos menores, os das quadras, admitindo-se uma distribuição espacial homogênea dos dados socioeconômicos na célula de coleta original. Na Figura 5.11, ilustra-se a sobreposição sobre as diferentes bases (setor censitário × quadras).



Figura 5.11 – Correspondência entre os polígonos dos setores censitários e o polígono das quadras.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2015).

Com o intuito de verificar a capacidade de representação da real distribuição populacional do mapa coroplético, elaborou-se também o **mapa dasimétrico** da densidade demográfica.

⁶⁰ A **densidade demográfica** ou densidade populacional corresponde à razão do número total de moradores pela área usada como referência, geralmente expressa em habitantes por hectare (hab/ha).

A **densidade habitacional líquida** expressa o número total de domicílios dividido pela área estritamente utilizada para fins residenciais, expressa em domicílios por hectare (dom/ha). Se qualificada como **densidade habitacional bruta**, expressa o número total de domicílios existente em toda área de estudo, i.e., incluindo-se escolas, logradouros, áreas verdes e outros serviços públicos (dom/ha).

Desta forma, a transferência dos dados dos setores censitários (polígonos maiores) para as quadras (polígonos menores) de modo ponderado por área, também levou em consideração áreas de não-ocupação, ou seja, foram extraídas do cálculo da área de cada quadra as grandes massas vegetais, mapeadas na classificação da cobertura do solo.

Como último elemento para ponderação da distribuição dos dados socioeconômicos, confrontou-se o número de domicílios apontados no Censo Demográfico (IBGE, 2011d) com o número de **domicílios mapeados** na classificação de cobertura do solo e verificados por interpretação visual.

Os três métodos geraram resultados diferentes, que são mostrados no Apêndice B. As próximas etapas da metodologia são realizadas com base nos dados obtidos no terceiro método (i.e., com base nos domicílios detectados na imagem orbital).

5.2.2.3 Espacialização dos dados não-residenciais

Para compor a população geradora de resíduos sólidos, além dos moradores, também é necessário levar em consideração os trabalhadores em estabelecimentos localizados na área de estudo. Desta forma, foram pesquisados os estabelecimentos não-residenciais, que foram estimados utilizando-se dados de localização e do porte (i.e., ponderado pelo número de funcionários), a partir de informações georreferenciadas relativas a:

- a) Estabelecimentos não-residenciais (i.e., comerciais, institucionais, serviços) (CNEFE – IBGE, 2011b) e seu número de funcionários (MTE, 2015);
- b) Estabelecimentos de saúde e seus funcionários (MP, 2016);
- c) Instituições de ensino, seu número de funcionários e de alunos matriculados, e o período de permanência diária dos alunos nas instituições (INEP, 2016).

O CNEFE – Cadastro Nacional de Endereços para Fins Estatísticos (IBGE, 2011b) consiste numa pesquisa realizada pelo IBGE em etapa anterior ao Censo Demográfico 2010, que apresenta dados referentes a edificações (i.e., desconsiderando os lotes vazios e edificações em ruínas ou desocupadas). As edificações são identificadas por seus endereços e categorizadas por espécie. Para o presente estudo foram utilizadas as seguintes categorias: Domicílios Coletivos, Estabelecimentos Agropecuários, Estabelecimentos de Ensino, Estabelecimentos de Saúde e Estabelecimentos de Outras Finalidades, tendo sido desconsiderados os dados referentes às categorias Domicílios Particulares e Edificações em Construção (IBGE, 2011b). Esta constitui em importante fonte de informações sobre uso do solo que abrange todas as cidades do Brasil.

Os endereços são disponibilizados para cada entidade da base de dados, e oferecem ainda a possibilidade de diferentes tipos de combinação, como em quadras, CEP ou setor censitário, devido ao georreferenciamento das localidades. A metodologia utilizada para espacialização dessas informações consiste na geocodificação dos endereços (LEITE, 2015).

O método de espacialização de dados do CNEFE foi adaptado daquele desenvolvido por LEITE (2013; 2015), por meio do qual é possível georreferenciar cada estabelecimento levantado no Censo Demográfico 2010, utilizando os dados de endereço cadastrados. Na Figura 5.12, são apresentadas as principais etapas do método de georreferenciamento dos dados: inicialmente, os dados são organizados em planilha eletrônica; na sequência, a linguagem dos dados é adequada ao padrão "kml" (*Keyhole Markup Language*), que serve para expressar anotações geográficas e visualização de conteúdos existentes nessa linguagem, como mapas em duas dimensões e navegadores terrestres em três dimensões, por exemplo; o arquivo é então carregado em um *software* que realiza a geocodificação dos endereços (i.e., *Google Earth*), associando os endereços a pontos georreferenciados; finalmente, os dados georreferenciados são convertidos em arquivos vetoriais (*shapefiles*), aos quais são associadas informações complementares (e.g., atributos relativos ao tipo de estabelecimento).

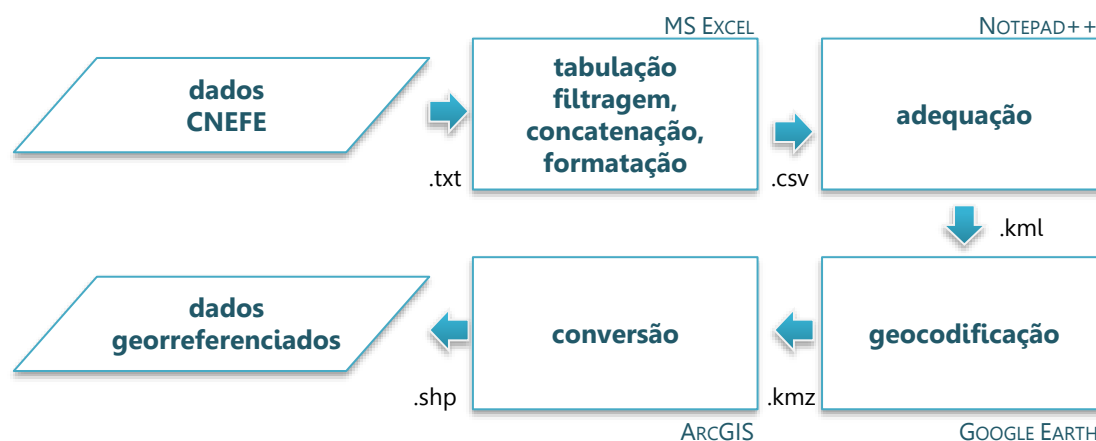


Figura 5.12 – Diagrama de procedimentos do método de georreferenciamento de dados do CNEFE, com as operações, *softwares* e formatos de arquivo envolvidos em cada etapa.

Fonte: ADAPTADO DE LEITE (2013).

Vale ressaltar que uma limitação inerente a esta base de dados reside no caráter qualitativo dos dados: cada estabelecimento comercial e de serviços conta como uma unidade. Desta forma, os estabelecimentos não podem ser ponderados por porte, i.e., uma loja pequena e um supermercado têm o mesmo papel e importância na análise.

Para determinação do porte dos estabelecimentos não-residenciais (i.e., comércio, serviços, indústrias, instituições de ensino, de saúde, etc.) foram utilizados dados da RAIS – Relação

Anual de Informações Sociais, obtidos junto ao Ministério do Trabalho e Emprego, referentes ao ano de 2014 (MTE, 2015). Cada um dos estabelecimentos recebeu uma ponderação (i.e., peso) equivalente ao seu número de funcionários. Desta forma, a “população” não-residencial refere-se ao número de funcionários desses estabelecimentos.

Além dos dados relativos à quantidade de funcionários nos estabelecimentos não-residenciais, foi pesquisada a quantidade de alunos nas **instituições de ensino** presentes na área de estudo, bem como sua distribuição nas instituições ao longo do dia (i.e., períodos de aula: matutino, vespertino, noturno, integral, etc.). Tais dados são disponibilizados pelo Instituto Nacional de Estudos e Pesquisas Educacionais Anísio Teixeira (INEP, 2016), e referem-se à coleta de dados realizada em 2014. Estão disponíveis informações quanto à localização da escola, à rede a que pertence (i.e., pública ou privada), à dependência administrativa (e.g., municipal, estadual, federal), além de dados dos cursos oferecidos, como níveis das turmas por faixa etária, quantidade de alunos e professores, período e frequência, etc. Por meio desses dados, foi possível georreferenciar as instituições de ensino presentes (e em atividade) na área de estudo, bem como atribuir a ponderação relativa à população de cada estabelecimento (i.e., quantidade de professores e alunos).

Por fim, foram pesquisados dados de estabelecimentos de saúde junto ao Portal Brasileiro de Dados Abertos (MP, 2016). Na área de estudo existe uma Unidades Básicas de Saúde (UBS), que foi adicionada ao conjunto de dados de estabelecimentos não-residenciais dessa pesquisa, bem como o número de funcionários que ali trabalham diariamente. Entretanto, não se obteve informações oficiais quanto ao número de pessoas atendidas diariamente ou seu tempo de permanência médio na UBS.

A localização dos estabelecimentos não-residenciais, ainda que aproximada, ou mesmo sujeita aos erros típicos de levantamentos de dados estatísticos, é importante pois, associada aos dados de uso e cobertura do solo e aos dados socioeconômicos da população residente na área de estudo, possibilita quantificar os resíduos sólidos produzidos na área de estudo.

5.2.3 Construção da base espacial para modelagem

Para esta pesquisa, o transporte de resíduos sólidos refere-se ao seu deslocamento de um local para outro, sejam estes resíduos conduzidos por forças da natureza, como vento ou chuva, ou levados por alguma pessoa (e.g., a retirada dos resíduos de dentro de uma residência e sua disposição na rua, em frente ao domicílio). Todo resíduo sólido que é coletado por serviço de limpeza urbana é excluído do montante de resíduos que podem se deslocar nesta modelagem, i.e., o transporte de resíduos sólidos em veículos de coleta

específicos para este fim não é um componente da modelagem.

O “ambiente” de transporte dos resíduos sólidos, i.e., o local por onde os resíduos podem passar / deslocar-se, consiste nas vias (i.e., ruas e calçadas, vielas, escadarias, etc.), nos arroios e nos terrenos baldios ou aqueles desprovidos de edificação. Desta forma, esta pesquisa assume que os resíduos não passam de um lote para outro (i.e., assume-se que haja barreiras físicas entre os lotes, como muros ou cercas).

A elaboração conceitual do modelo de transporte dos resíduos sólidos ao longo da bacia hidrográfica também se baseia em características que atribuem maior possibilidade dos resíduos se locomoverem, i.e., maior susceptibilidade ao transporte, como as declividades mais acentuadas e a proximidade com os corpos d’água. Na Figura 5.13, ilustra-se a elaboração conceitual inicial do módulo de transporte da modelagem. As ruas podem, ou não, conduzir os resíduos aos corpos d’água, e esta susceptibilidade é determinada por uma série de fatores (e.g., declividade da rampa, rugosidade, etc.). A proximidade com o corpo d’água é representada em níveis de cinza, em que os tons mais escuros traduzem uma probabilidade maior do resíduo de fato entrar nos canais de drenagem.

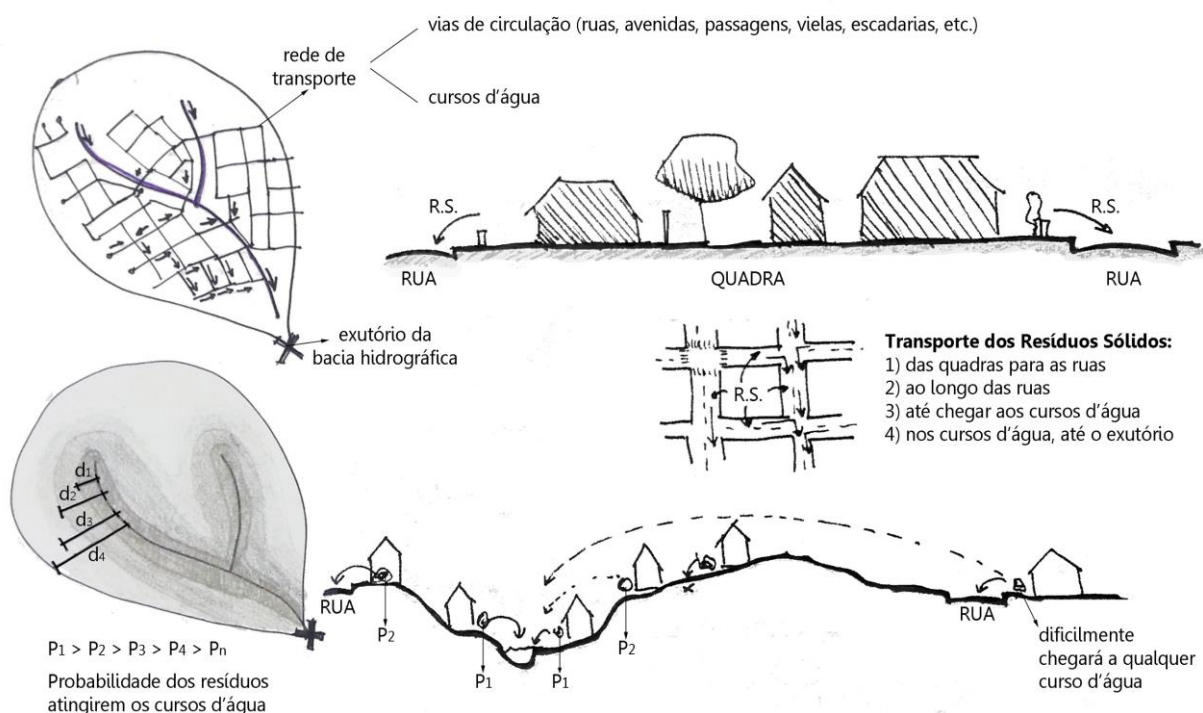


Figura 5.13 – Elaboração conceitual do módulo de transporte de resíduos sólidos.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2015).

Diante dessa elaboração conceitual, definiu-se que a representação em rede seria a mais

adequada para a base espacial do modelo de transporte de resíduos sólidos. Diante da possibilidade de tratamento do transporte de resíduos em uma base espacial matricial, a opção pela representação em rede significa um ganho em tempo de processamento dos dados, pois elimina-se detalhamento desnecessário (e.g., não interessa ao modelo se os resíduos sólidos atravessam uma rua, i.e., a informação de calçadas podem ser suprimidas, além do atributo relativo à largura da rua, ou sua declividade no sentido transversal) e em uma maior facilidade de mudança e adaptação dos dados de entrada do modelo.

Nesta pesquisa, a noção de redes está associada a uma estrutura espacial formada por um conjunto articulado de espaços urbanos (e.g., ruas e esquinas) e as relações de adjacência existentes entre eles (WASSERMAN; FAUST, 1994), de forma tal que os espaços por onde os resíduos podem se deslocar são convertidos em um grafo. Segundo KRAFTA (1994), um grafo urbano é “uma representação sintética do espaço urbano, no qual porções elementares são representadas por nós e a permeabilidade ou conectividade entre eles são representadas por linhas. Dessa forma, grafos urbanos representam elementos do espaço público aberto tanto quanto o espaço construído, e suas relações básicas de adjacência” (KRAFTA, 1994, p. 68, tradução nossa)⁶¹.

A vantagem de se trabalhar com redes espaciais urbanas é fazer uso das teorias aplicadas a estes sistemas. Fundamentalmente, admitir-se que uma rede espacial urbana é formada por vértices e arestas, em que os vértices (i.e., nós) representam unidades espaciais (i.e., células), e as arestas representam as relações entre eles (BLANCHARD; VOLCHENKOV, 2009). Assim, uma rede espacial urbana representa um conjunto de espaços que possuem relações de adjacência e justaposição, definidoras das conexões, de forma que, se dois espaços possuem relações de adjacência entre si, eles estão conectados; caso contrário, eles são justapostos e, portanto, não estão conectados (KRAFTA, 1994).

A representação da rede deriva da representação por trechos de ruas (i.e., espaço geográfico contido entre duas esquinas) (BATTY, 2004), que é uma representação espacial baseada na ideia da conectividade entre espaços (KRAFTA, 2014). LIMA ET AL. (2017) explicam que, nessa representação, cada entidade espacial é representada por uma linha definida pelo segmento de rua entre um par de esquinas adjacentes da malha urbana. Na Figura 5.14, apresenta-se, em (a) um fragmento urbano e sua respectiva representação espacial por trechos de rua; em (b), a representação espacial por trechos de rua, em que cada unidade espacial é definida

⁶¹ “*The urban graph is a synthetic representation of urban space in which elementary portions of space are represented by dots, and the permeability or connectivity between them are represented by lines. In this way, urban graphs represent the elements of public open space, as well as built space, and their basic relationship of adjacency*” (KRAFTA, 1994, p. 68).

pelo trecho de via entre cada par de esquinas ou intersecção viária (as entidades espaciais estão numeradas); e em (c) o grafo equivalente ao sistema de trechos de vias, sobre o qual podem ser aplicados os modelos configuracionais urbanos.

Em uma rede de trechos, as entidades espaciais (i.e., os nós) são definidas pela parte da via intermediária entre um par de esquinas/intersecções adjacentes. Desta forma, ainda que guardem as informações relacionais entre as entidades da rede, resta às arestas o espaço geográfico mínimo correspondente ao contato entre dois trechos.

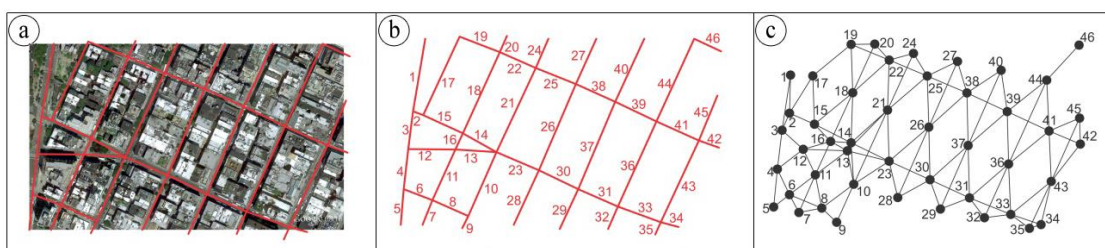


Figura 5.14 – Representação por trechos de rua:

(a) um fragmento urbano e sua respectiva representação espacial por trechos de rua; (b) a representação espacial por trechos de rua (i.e., trecho de via entre cada intersecção viária - as entidades espaciais estão numeradas); e (c) o grafo equivalente ao sistema de trechos de vias.

Fonte: LIMA (2015).

A rede espacial elaborada para o transporte de resíduos sólidos apresenta duas diferenças fundamentais com relação à rede espacial urbana:

- a) Trata-se de uma rede direcional, i.e., cada entidade da rede possui uma direção de fluxo, que é determinada pela declividade da via (i.e., rua, curso d'água, etc.). A declividade é proveniente do MDT, conforme apresentado anteriormente;
- b) A cada mudança no sentido do declive da via, criou-se uma nova entidade. Desta forma, um mesmo trecho de rua, por exemplo, pode ser composto por mais de uma entidade.

A rede de vias de transporte de resíduos sólidos "inicia-se" nos pontos altos da bacia hidrográfica, junto aos divisores de água, e conflui para o ponto mais baixo da bacia, i.e., seu exutório. À rede de vias de transporte foram adicionadas informações de cada entidade quanto à: declividade e rugosidade (definida a partir do material de cobertura do solo).

5.2.3.1 Rede espacial de transporte de resíduos sólidos

Para construção da rede vetorial por onde serão transportados os resíduos sólidos, partiu-se

da base de quadras e ruas elaborada na etapa de mapeamento da cobertura do solo.

A criação de polígonos de Thiessen (ou Voronoi) ao longo das ruas, usando pontos equidistantes criados no limite entre quadras e ruas, permite que as ruas sejam divididas em pequenos segmentos, o que possibilitará a criação de um eixo de rua mais fiel ao traçado irregular das vias da bacia hidrográfica em estudo (e.g., LEITE, 2015; ROBERTS ET AL., 2005).

O diagrama de Voronoi é uma ferramenta geométrica útil para estudos de proximidade em um plano. Ele permite a identificação de áreas de cobertura e regiões de influência no espaço, sendo, por isso, aplicado a problemas de localização de facilidades e de zoneamento.

Na matemática, um Diagrama de Voronoi é um tipo especial de decomposição de um dado espaço. O princípio do Polígono de Voronoi ou de Thiessen⁶² ordinário é de que, considerando um plano euclidiano, há pontos que estão mais próximos de uma fonte geradora do que de outra, e o resultado é um polígono cujas distâncias entre fonte e ponto são os menores possíveis (MOURA, 2009). Estas regiões são conhecidas como polígonos de proximidade, polígonos de Voronoi, regiões de Thiessen ou *Dirichlet Cell* (KOLAHDOUZAN; SHAHABI, 2004). Os Polígonos de Voronoi complexos podem ir além da simples divisão de áreas, pois a modelagem pode ser realizada considerando características ambientais, tais como o atrito (i.e., impedância) e as massas (i.e., a força de propagação da influência de um ponto) de seus pontos geradores, que podem deformar os polígonos resultantes, pois têm poder de organizar o espaço e definir a área de influência do ponto. Por exemplo, a massa de um ponto pode ser um atributo como população, número de domicílios, etc.; o atrito ambiental pode ser a acessibilidade, a pavimentação e tipo de vias, a declividade, tipologias de ocupação, entre outras (MOURA, 2009).

Os polígonos de Voronoi / Thiessen de cada ponto gerador formam um diagrama que corresponde à totalidade do plano de análise. Desta forma, destacam-se algumas propriedades do Diagrama de Voronoi ordinário: a) os polígonos são convexos; b) são coletivamente exaustivos, pois cada localização está associada com pelo menos um ponto gerador; c) e são mutuamente excludentes, i.e., não têm intersecção, exceto para os seus limites – ou arestas, que são atribuídas a mais de um ponto gerador; d) as arestas são linhas retas; e) a distância entre os pontos é calculada em linha reta, no espaço euclidiano; f) dois pontos são considerados vizinhos se compartilham alguma aresta (MOTA ET AL., 2014; SILVA;

⁶² O Diagrama de Voronoi foi nomeado após o matemático russo G. F. Voronoi definir e estudar o caso n -dimensional geral, em 1908. Diagramas de Voronoi popularizaram-se na geofísica e meteorologia para analisar os dados espacialmente distribuídos (e.g. as medições de chuva) com o nome de “Polígonos de Thiessen”, graças aos estudos de aplicação do meteorologista americano A. H. Thiessen.

BACHA, 2011).

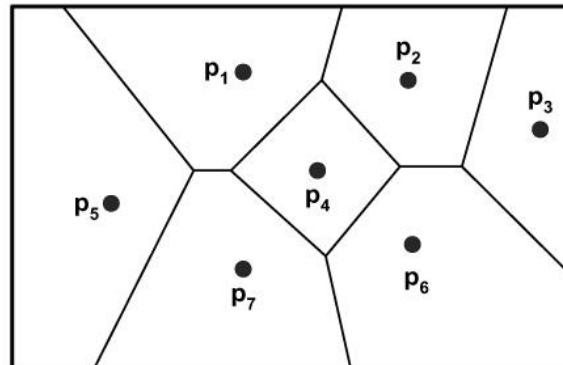


Figura 5.15 – Exemplo de Voronoi / Thiessen construído sobre uma base de pontos.

Fonte: KOLAHDOUZAN E SHAHABI (2004).

A realização dos procedimentos para criação dos eixos de via ocorreu no *ArcMap* (i.e., ArcGIS 10.1), que possui algoritmo específico para a criação dos polígonos de Thiessen (*Thiessen polygons*), conforme metodologia desenvolvida por LEITE (2015). Os passos são mostrados na Figura 5.16 a seguir:

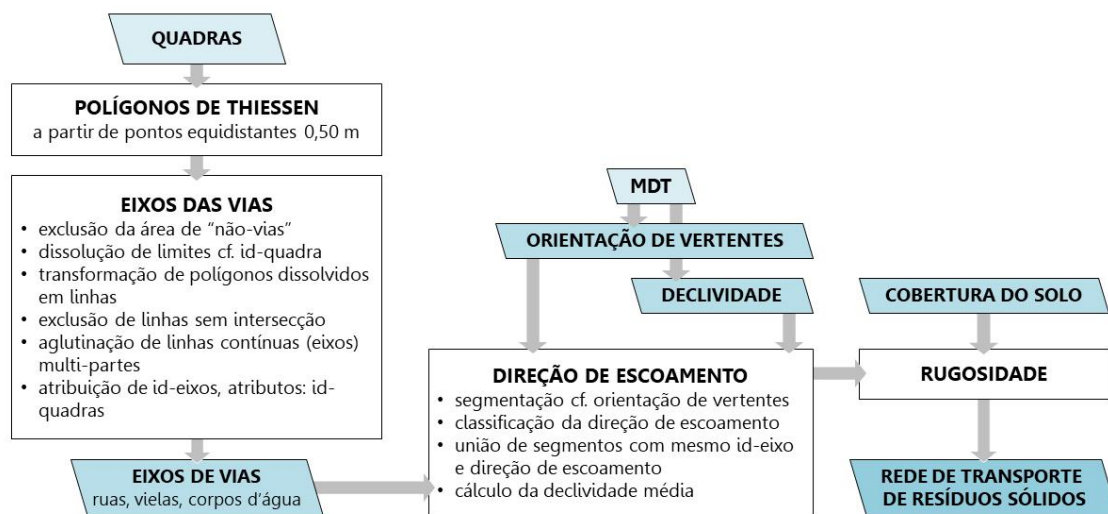


Figura 5.16 – Procedimentos para construção da rede de transporte de resíduos sólidos.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

A metodologia para criação da **rede espacial de transporte de resíduos sólidos** utiliza os polígonos de Thiessen como procedimento para a criação de relações entre as faces das quadras por garantir a rastreabilidade das entidades, i.e., com a manutenção do identificador (i.e., ID) da respectiva quadra, é possível localizar a origem cada feição criada ao longo de todo o processo até o resultado final (LEITE, 2015). No caso de não ser necessária a manutenção de tal informação, é possível utilizar a rotina desenvolvida por DILTS (2015), que

cria automaticamente linhas centrais em polígonos (*Polygon to Centerline Tool*).

A direção de escoamento dos resíduos é determinada conforme a orientação de vertentes calculada sobre o MDT. Apesar de se ter adotado o MDE, em etapas anteriores, como dado de entrada mais apropriado para caracterização geomorfométrica da área de estudo, a rede espacial de transporte de resíduos sólidos é melhor caracterizada com atributos verticais provenientes do MDT, justamente por este retratar as feições do ambiente antropizado.

A orientação de vertentes, também denominada aspecto, é uma variável geomorfométrica que expressa a medida de ângulo horizontal da direção esperada do escoamento superficial, geralmente expressa em azimute, i.e., em relação ao Norte geográfico, onde o valor é 0° (ou 360°), crescendo dessa direção, no sentido horário (Fig 5.17). A orientação de vertentes corresponde à direção azimutal do vetor cujo módulo é a declividade. A partir da orientação de vertentes, determina-se a direção de escoamento superficial, combinado com a inclinação do terreno, ou seja, a declividade (VALERIANO, 2008).



Figura 5.17 – Orientação das vertentes: (a) indicação da direção do escoamento sobre as curvas de nível, que é expressa em graus a partir de 0° (Norte); (b) classificação dos pixels em 9 classes (8 direções + "plano", i.e., sem escoamento) conforme direção do escoamento.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017) A PARTIR DE VALERIANO (2008, p. 87).

Como o eixo da via pode ter apenas um sentido dentre duas possibilidades, sua classificação se deu com base no cálculo de seu azimute, que foi confrontado com o azimute da região de *pixels* (i.e., segmento) que o interseccionava. A Equação 22 apresenta a condição de classificação do eixo:

$$(AZ_e - 90^\circ) \geq AZ_s > (AZ_e + 90^\circ) \Rightarrow Classe_e = Classe_s \quad (22)$$

onde:

AZ_e é azimute do eixo (de 0° a 359°);

AZ_s é azimute do segmento (de 0° a 359°);

Classe_e é a classe do eixo, i.e., N, NE, E, SE, S, SO, O, NO;

Classe_s é a classe do segmento, i.e., N, NE, E, SE, S, SO, O, NO.

No caso de não se satisfazer a condição de classificação, é somado 180 ao valor do azimute do eixo. E então procede-se com uma nova classificação para os eixos faltantes (Eq. 21). Duas iterações são suficientes para contemplar todas as situações de orientação de eixos de vias.

Após a determinação da direção de escoamento, foi atribuído a cada eixo de via a declividade média, com base no valor de elevação dos *pixels* do MDT correspondentes ao ponto inicial e final do vetor de eixo.

Por fim, a rugosidade de cada trecho de eixo de via foi determinada com base em sua classe de cobertura do solo, proveniente do mapeamento da cobertura do solo realizada anteriormente (vide item 6.1.1.1). Os eixos foram classificados em cinco possíveis classes, às quais foram atribuídos valores do coeficiente de rugosidade de Manning, conforme apresentado na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Classes de cobertura do solo das vias de transporte de resíduos sólidos e respectivos valores de coeficiente de rugosidade de Manning.

Classe de cobertura do solo	Coeficiente de rugosidade
ÁGUA*	0,0075 a 0,040
ASFALTO	0,013
PAVIMENTAÇÃO CIMENTÍCIA**	0,013
SOLO EXPOSTO (i.e., terra batida)	0,025
CALÇAMENTO EM "PEDRA TOSCA"	0,040

*específico para a área de estudo, cf. ZANANDREA (2016); **neste caso, há ocorrências somente em estacionamentos. Fonte: MENDES E CIRILO (2013), ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

5.2.3.2 Base espacial de geração de resíduos sólidos

A modelagem do transporte de resíduos sólidos depende diretamente da modelagem da geração de tais resíduos⁶³. A base espacial "nativa" para a geração de resíduos sólidos consiste naquela da representação dos dados socioeconômicos: as quadras. Entretanto, como explicado no item anterior, um trecho de via pode ser representado por mais de uma entidade na rede de transporte de resíduos sólidos, dependendo de sua declividade. Por conseguinte, para transmissão dos dados resíduos sólidos gerados no interior das quadras para a rede de transporte, não basta atribuir às vias em volta das faces da quadra a

⁶³ A metodologia para a modelagem da geração de resíduos sólidos é apresentada no item 5.2.4 a seguir.

quantidade proporcional de resíduo, pois uma face de quadra pode corresponder a várias entidades da rede de transporte de resíduos sólidos. Ou seja, faz-se necessária a segmentação das áreas de contribuição (e.g., quadras, setores censitários, etc.) às entidades da rede de transporte de resíduos sólidos.

Desta forma, foram criados os polígonos de Thiessen para as entidades da rede de transporte de resíduos sólidos. Esses polígonos determinam a área de contribuição de cada quadra, com relação aos atributos que possui (i.e., variáveis socioeconômicas), a cada elemento da rede espacial de transporte de resíduos sólidos (i.e., cada segmento de via). Ou seja, tais polígonos determinam, de forma ponderada por área, a porcentagem dos atributos de cada fração da quadra, com relação ao conjunto de dados de toda a quadra (i.e., associados às edificações previamente mapeadas e utilizadas para ponderação das variáveis demográficas). Os polígonos de Voronoi mantêm o registro (i.e., ID) do trecho de via que o originou, o que possibilita a soma das quantidades de atributos de cada variável que comporão o conjunto de dados de cada entidade da rede.

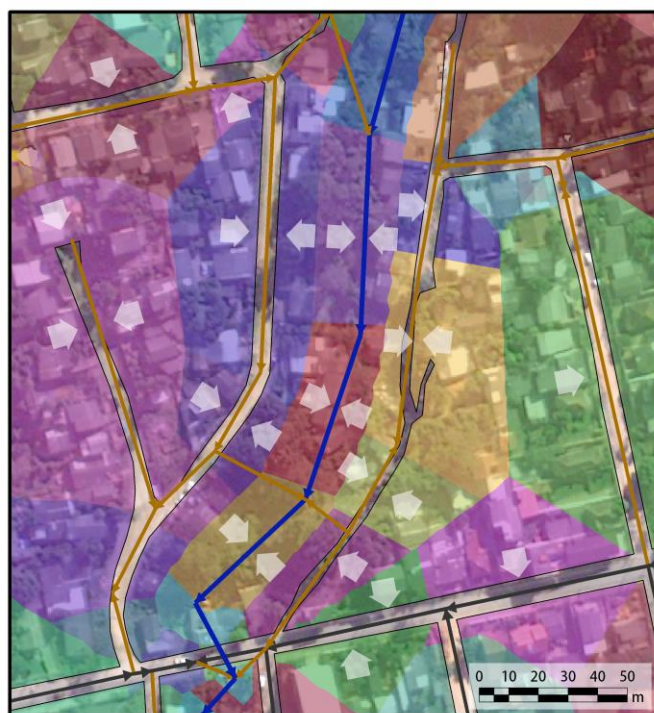


Figura 5.18 – Representação esquemática de como ocorre a transferência de variáveis entre a base espacial (i.e., polígonos de Thiessen) e os trechos da rede de transporte.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2016).

A **base espacial da geração de resíduos sólidos** consiste na base comum para integração dos dados de geração de resíduos sólidos residenciais e não-residenciais; de tais dados, é então excluída a porção referente aos resíduos sólidos coletados por serviço de coleta

regular da prefeitura. O montante de resíduos resultante constitui o dado de entrada para a modelagem do transporte e/ou acúmulo de resíduos sólidos na bacia hidrográfica. A utilização da base espacial de geração de resíduos sólidos permite transferir os dados, inicialmente associados às quadras e a pontos individuais, para os respectivos vetores da rede espacial de transporte de resíduos sólidos, que representam as vias por onde os resíduos podem se deslocar ou ficar acumulados.

5.2.4 Modelagem da geração e transporte de resíduos sólidos

A modelagem dos resíduos sólidos em termos de geração, transporte e retenção (i.e., acúmulo), além de mensurar a carga no exutório, permite a distribuição espacial dos resultados referentes à dinâmica de geração e transporte de resíduos nos caminhos de fluxo naturais e antropogênicos, bem como a identificação de locais de acumulação de resíduos, ainda que temporária.

A modelagem dos resíduos sólidos abrange três principais temas: (1) a geração de resíduos sólidos, que pode ser residencial ou proveniente de estabelecimentos de comércio, serviços, institucionais, entre outros; considera-se um subitem da geração a coleta de resíduos sólidos, pois os montantes coletados serão subtraídos do estoque de resíduos disponível para transporte; (2) o transporte de resíduos sólidos, utilizando como base espacial um grafo em forma de rede de trechos de vias (i.e., ruas, corpos d'água, etc.); (3) o acúmulo de resíduos sólidos, ou seja, os resíduos que não sofreram deslocamentos no modelo de transporte ou que se deslocaram até atingir um ponto baixo da rede. Por fim, são avaliados os resultados das modelagens.

5.2.4.1 Geração de resíduos sólidos

Nesta pesquisa, adota-se que a quantidade de resíduos sólidos existentes em uma bacia hidrográfica (i.e., considerando-a um sistema fechado) pode ser expressa por meio da Figura 5.19.

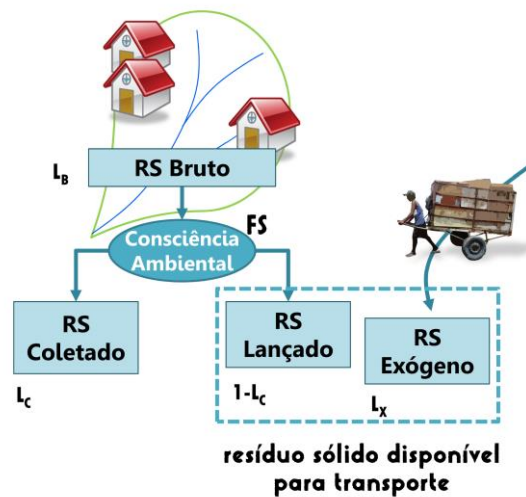


Figura 5.19 – Modelo conceitual da geração de resíduos sólidos.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2014).

O conjunto de Equações 23 expressa a geração de resíduos sólidos conforme a elaboração conceitual apresentada.

$$L_T = L_B + L_X \quad (23)$$

$$L_B = L_C + L_R$$

$$L_C = L_B \times FS$$

$$L_R = L_B \times \frac{1}{FS}$$

$$L_T = \left(\frac{L_C}{FS} + \frac{L_R}{1-FS} \right) + L_X$$

onde:

L_T é a quantidade total de resíduos sólidos existente na área de estudo; corresponde à soma dos resíduos gerados na bacia (L_B) e aqueles trazidos até lá, provenientes de outros lugares (L_X);

L_X é a quantidade de resíduos sólidos exógenos, i.e., trazidos à área de estudo, ainda que gerado em outras áreas (e.g., focos e áreas de despejo ilegal de resíduos e entulho);

L_B é a quantidade bruta de resíduos, composta por:

L_C – resíduos sólidos coletados por serviços de coleta e limpeza urbana (i.e., incluindo coleta regular de resíduos, coleta de recicláveis, limpeza de focos e coleta por caçamba)

L_R – resíduos sólidos remanescentes na área de estudo, não coletados (i.e., lançados no ambiente).

Idealmente, o que determina a proporção entre L_B e L_C na composição dos resíduos brutos é o

fator socioeconômico (ou fator “nível de consciência ambiental”) – *FS*.

Especialmente, as áreas possíveis de geração de resíduos sólidos no modelo espacial correspondem às quadras (que incluem calçadas), divisores de vias (i.e., canteiros centrais), rotatórias, bem como as áreas em que se observa lançamento irregular de resíduos habitualmente, sejam eles exógenos ou não (e.g., focos). Não será considerada possível a geração de resíduos sólidos no arruamento e nos corpos d’água. A estes elementos, estarão associadas as partes de transporte e acumulação do modelo proposto.

Entretanto, apesar de o mapeamento das áreas onde se observa a disposição irregular dos resíduos aqui chamados de “exógenos” ser possível, tanto por meio de sensoriamento remoto (vide Figura 5.20a), quanto por meio de observações *in situ* (Figura 5.20b), sua quantificação é inviável.



Figura 5.20 – Meios de identificação de resíduos sólidos exógenos: (a) por interpretação de imagens de sensoriamento remoto e (b) por meio de visitas a campo (foto de 25 de julho de 2014).

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Além de não se poder quantificar nem de modo aproximado a quantidade (i.e., volume ou massa) de tais resíduos, tampouco é possível atestar qual tipo de transporte os retirarão do local onde foram inicialmente dispostos. Por exemplo, um item com maior massa e volume (e.g., sofá, geladeira, armário, etc.) pode permanecer no local até que: (a) um serviço especial da prefeitura o recolha, em uma data prevista para este tipo de coleta, com baixa frequência de ocorrência (e.g., operações “cata-bagulho”), ou (b) o item pode se decompor devido a intempéries e suas partes serem carreadas, ou ainda (c) alguém se interessar pelo item e o levar consigo por qualquer que seja o propósito (e.g., reuso, reaproveitamento, reciclagem, etc.). Tais situações são diferentes, contudo, se forem considerados os objetos menores

lançados nas mesmas condições de disposição ilegal: por exemplo, uma embalagem plástica, já estragada e furada, dificilmente será reaproveitada por algum passante.

Pelos motivos apresentados, optou-se por excluir a componente relativa aos resíduos sólidos exógenos (L_X) da estimação da geração de resíduos sólidos.

Na literatura, há referências a diversos modos de se estimar a geração de resíduos sólidos (ver item 3.2). Inicialmente, a proposta é calcular L_B (quantidade bruta de resíduos) em função do FO , que é o fator de ocupação. Este fator será determinado pelas características de uso e ocupação do solo e do perfil socioeconômico desta população.

Além dos resíduos gerados pelos habitantes (i.e., moradores) da área de estudo, é importante considerar, também, os resíduos sólidos das pessoas que ali trabalham, e geram resíduos decorrente de suas atividades diárias (e.g., alimentar-se, utilizar o sanitário, etc.). Desta forma, são apresentados, a seguir, os procedimentos para estimação da geração de resíduos sólidos: (a) residencial e (b) não-residencial.

Para a estimativa de geração de resíduos sólidos residenciais foram utilizadas diferentes metodologias que configuram seis cenários. A cada um desses cenários, acrescentaram-se os valores estimados para a geração não-residencial (i.e., somente uma possibilidade).

Após sua geração, contudo, os resíduos podem sofrer três processos distintos: (a) serem recolhidos pelo serviço de coleta de resíduos (i.e., convencional ou de recicláveis); (b) serem conduzidos à rede de drenagem (e.g., ação antrópica, vento, chuva); e (c) permanecerem onde estão. Desta forma, a relação entre os resíduos sólidos que sofreram cada um dos processos mencionados pode ser expressa por meio das Equações 24.

$$L_A = L_R - L_E \quad (24)$$

$$L_R = L_B - L_C$$

onde:

L_A é a fração de resíduos sólidos acumulada na área de estudo, i.e., aqueles resíduos sólidos remanescentes (L_R) que se acumulam nas ruas, terrenos baldios e corpos d'água, que não são coletados pela empresa de limpeza urbana e que não chegam até o ponto de captura e análise;

L_R é a quantidade de resíduos sólidos remanescentes na área de estudo, i.e., é a fração dos resíduos brutos (L_B) que não foi coletada;

L_E é a carga de resíduos sólidos "escoados" (ou transportados) por meio das drenagens naturais até o local de captura e análise (e.g., exutório da bacia hidrográfica);

L_C é a quantidade de resíduos sólidos coletada por serviço de coleta e limpeza urbana (i.e., incluindo coleta regular de resíduos, coleta de recicláveis, limpeza de focos e coleta por caçamba);

L_B é a quantidade bruta de resíduos sólidos gerados na área de estudo (i.e., composta pelos resíduos residenciais e não-residenciais).

Desta forma, os resíduos coletados precisam ser “retirados” do conjunto de dados de entrada modelo de transporte de resíduos sólidos, visto que apenas os resíduos que permanecem na área são transportados (i.e., $L_E + L_R$). Para isso, os dados de resíduos sólidos coletados foram desagregados e espacializados, de modo a permitir sua subtração do montante de resíduos gerados em cada um dos seis cenários. Estas três etapas são detalhadas nos itens a seguir.

5.2.4.1.1 Estimativa da geração residencial de resíduos sólidos

Conforme apresentado na revisão de literatura, diferentes autores propõem diferentes métodos para estimar ou modelar a geração de resíduos sólidos. Desta forma, os dados das pesquisas analisadas foram relacionados de modo a extrair dali uma tendência comum a todas as pesquisas. Esta tendência, contudo, não foi encontrada, tendo sido observados valores muito discordantes de geração de resíduos sólidos *per capita* nos estudos analisados, sem evidência clara de algum padrão.

Desta forma, procedeu-se com a realização de testes com diferentes valores iniciais básicos para a estimativa da geração residencial de resíduos sólidos *per capita* (i.e., 0,5 , 0,6 , 0,75 e 1 kg/hab/dia). Nas etapas do método apresentadas na sequência, são utilizados o valor inicial de geração de resíduos sólidos de 1 kg *per capita* diariamente. Os testes realizados com os demais valores não serão apresentados devido à redundância dos procedimentos.

A partir do valor inicial de geração residencial diária de resíduos sólidos *per capita* (i.e., 1 kg/hab/dia) é construído o **Cenário 1** de modelagem da geração residencial de resíduos sólidos.

O **Cenário 2** é construído com base nos dados coletados por PENIDO (2008), que estabelece uma relação entre a geração de resíduos e renda *per capita*. Por meio do gráfico da Figura 5.21, apresenta-se a relação entre essas variáveis conforme a pesquisa de PENIDO (2008). Neste cenário, então, considera-se a geração de resíduos sólidos é diretamente proporcional à renda; além disso, convencionou-se que aquelas pessoas sem rendimento geram a mesma quantidade diária daquelas na menor faixa de rendimento (i.e., $1/8$ a $1/4$ de salário mínimo).

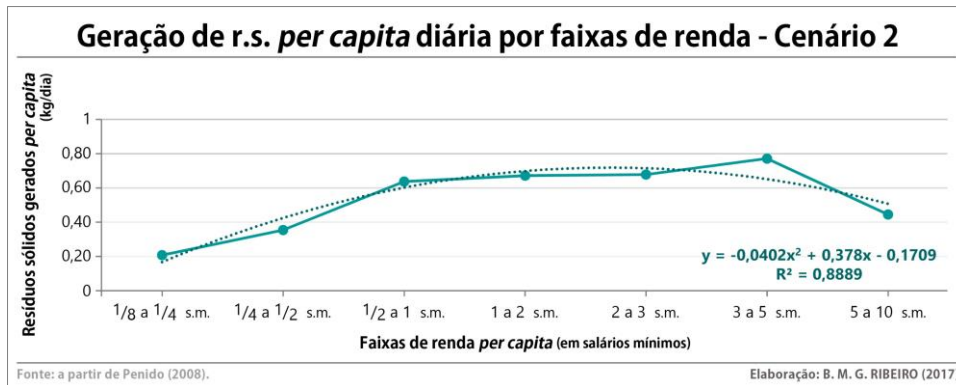


Figura 5.21 – Gráfico da geração de resíduos sólidos residenciais por pessoa por dia conforme faixas de rendimento *per capita*.

Fonte: ELABORADO A PARTIR DE PENIDO (2008).

O **Cenário 3** considera a densidade do domicílio na determinação da geração de resíduos *per capita*, conforme PURCELL E MAGETTE (2009): moradores de domicílios com mais pessoas (i.e., mais densos) geram menos resíduos sólidos *per capita* diariamente. O gráfico da Figura 5.22 ilustra as relações entre densidade domiciliar e geração de resíduos sólidos apresentadas por PURCELL E MAGETTE (2009).

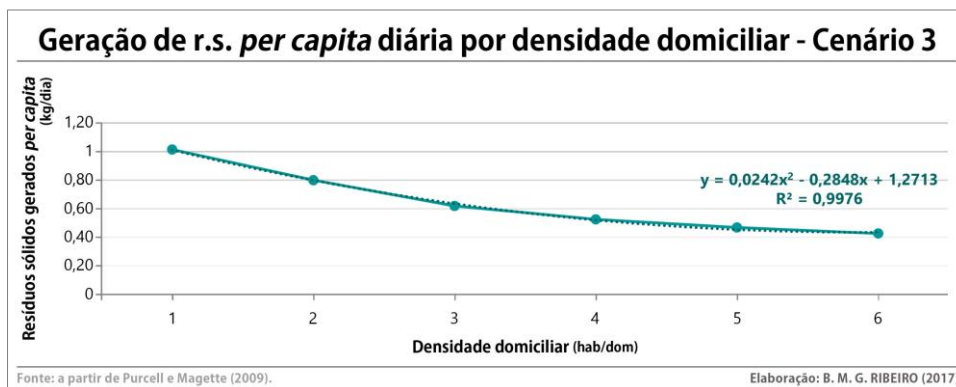


Figura 5.22 – Gráfico da geração de resíduos sólidos residenciais por pessoa por dia conforme a densidade de moradores por domicílio.

Fonte: ELABORADO A PARTIR DE PURCELL E MAGETTE (2009).

O **Cenário 4** considera as faixas etárias como fator condicionante da geração de resíduos sólidos. Segundo pesquisa de BEIGL ET AL. (2008), habitantes mais jovens (i.e., até 34 anos de idade) geram mais resíduos sólidos diariamente que habitantes com idade mais avançada. Entretanto, estes autores não estabelecem um valor de resíduos gerados (i.e., em kg), mas sim, uma relação: pessoas entre 35 e 39 anos geram 1,112× a quantidade de resíduos das pessoas com mais de 40 anos; por sua vez, pessoas até 34 anos geram 1,176× a quantidade de resíduos das pessoas entre 34 e 39 anos. A metodologia para construção do Cenário 4 consiste em um ajuste dos dados de BEIGL ET AL. (2008) partindo-se da geração diária média

de resíduos do conjunto da população, de 1 kg/hab/dia. A partir do montante total, estabeleceu-se a quantidade por cada um dos três grupos etários; e dividindo-se esses montantes de resíduos sólidos gerados pelo número de pessoas em cada faixa etária, determinou-se a geração de resíduos *per capita*.

O **Cenário 5** também é desenvolvido com base em BEIGL ET AL. (2008), utilizando, neste caso, a existência de crianças nos domicílios. Da mesma forma que o caso anterior, não é apresentado um valor absoluto, mas sim, uma proporção entre as categorias estabelecidas. Segundo esses autores, crianças de 0 a 10 anos geram 1,158× mais resíduos sólidos diariamente que jovens de 10 a 18 anos, que, por sua vez, geram 1,021× mais a quantidade que adultos acima dos 19 anos. Da mesma forma que no Cenário 4, para determinação da geração *per capita* diária de resíduos sólidos para cada grupo etário, partiu-se da geração total diária, que foi atribuída proporcionalmente a cada grupo etário (cf. BEIGL ET AL., 2008), então, o montante de resíduos de cada grupo foi dividido pela população de cada um deles.

O gráfico da Figura 5.23 apresenta a geração de resíduos sólidos per capita diária conforme estabelecida nos Cenários 4 e 5.

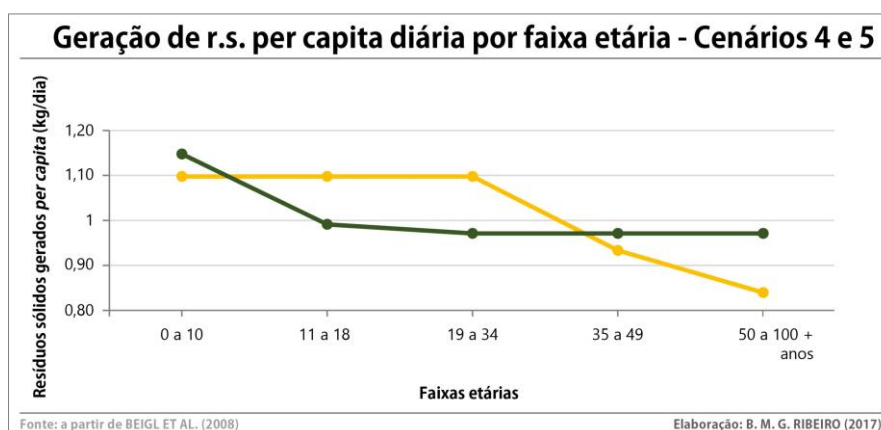


Figura 5.23 – Gráfico da estimativa de resíduos sólidos residenciais *per capita* para as faixas etárias dos Cenários 4 e 5.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA – A PARTIR DE DADOS DE BEIGL ET AL. (2008).

O **Cenário 6** é uma adaptação do Cenário 5, que considera a existência de crianças. Para este teste de estimativa de resíduos sólidos, utilizou-se a proporção mencionada anteriormente com modificações na primeira faixa etária, que foi subdividida: para bebês entre 0 e 2 anos foi adicionado o montante de resíduos sólidos relativos às fraldas descartáveis utilizadas nesse período de vida.

O cálculo foi feito com base no peso específico da fralda de cada tamanho, apropriada para cada idade de bebê, conforme média de consumo diário indicado pelo fabricante. A esse

valor, foi somada a massa do conteúdo típico, considerando-se a proporção de fraldas com mais e menos dejetos (i.e., urina, primeira e segunda fezes do dia). Tais dados foram obtidos por meio de pesagem diária de fraldas de cinco bebês, com 3, 6, 8, 15 e 24 meses de idade. A pesagem foi realizada com balanças domésticas de uso culinário, pelas próprias mães. Na Figura 5.24, duas fotos exemplificam a pesagem das fraldas. Por meio da Tabela 5.2, são aparentadas as informações relativas ao cálculo de fraldas utilizado na estimação de resíduos sólidos residenciais.

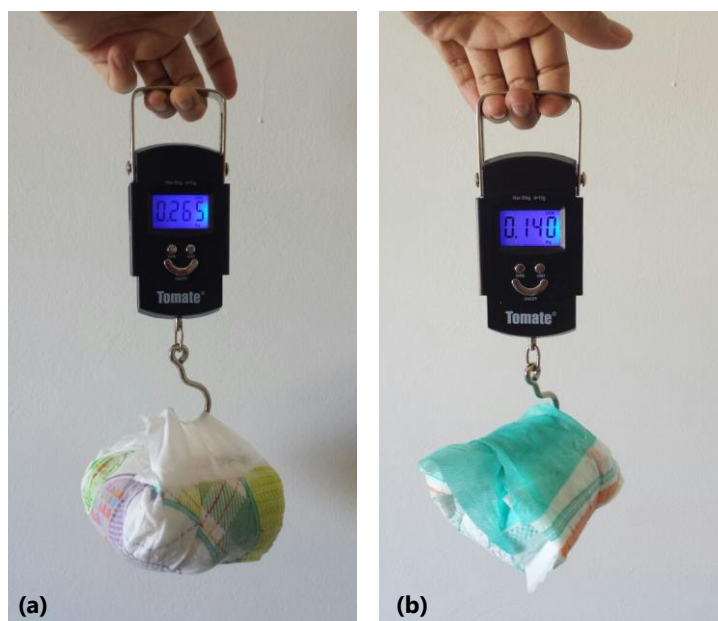


Figura 5.24 – Fotos de pesagem de fraldas utilizadas (sujas): em (a), primeira fralda do dia (mais cheia, com fezes e urina); em (b), fralda somente com urina.

Fonte: FOTOS CEDIDAS POR LUCIANA ALMEIDA DE ANDRADE (2017).

Tabela 5.2 – Características consideradas no cálculo da massa diária de resíduos sólidos relativos ao uso de fraldas por bebês de 0 a 24 meses.

Idade meses	Bebê		Fralda		Consumo diário (un)	Peso total /dia fr. suja (kg)
	Peso máximo (kg)	Tamanho	Limpa, sem uso, seca	Peso total /dia fr. seca (kg)		
			Peso unitário (kg)			
0 a 1	6	RN	0,01670	0,13360	8	0,258 *
2 a 4	7,5	P	0,02241	0,17931	8	0,566 ^
5 a 10	9,5	M	0,02239	0,13432	6	0,615 ^
11 a 20	12,5	G	0,02763	0,13816	5	0,822 ^
21 a 26	15	XG	0,02850	0,14250	5	0,905 ^
26 +	+ 15	XXG	0,03144	0,15722	5	0,919*

* dados estimados ^ dados aferidos pela amostragem

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

A adição de tais dados traz bastante diferença aos valores de geração de resíduos sólidos *per capita* para esta faixa etária, pois um bebê de 2 anos chega a gerar 1 kg a mais por dia somente de fraldas sujas. No primeiro ano de vida, seriam gerados 239 kg de resíduos de fraldas; no segundo, 330 kg. Este valor é coerente, por exemplo, com o valor estimado de 240 kg por criança por ano (i.e., 0,658 kg/dia) (AQUINO ET AL., 2008) e com a estimativa de 6kg/criança por semana de fraldas sujas (i.e., 0,857 kg/dia), realizada pela empresa americana Knowaste que recicla este tipo de resíduo (i.e., fraldas infantis e geriátricas e absorventes íntimos) (KNOWASTE, 2017). Nos EUA, a Agência de Proteção Ambiental (*Environmental Protection Agency* – EPA) estimou que 3,4 milhões de fraldas foram enviadas a aterros sanitários, em 1998, o que representa 2,1% de todo resíduo sólido enviado para aterros naquele ano (BATISTA, 2004).

No gráfico da Figura 5.25, são relacionados os valores de geração de resíduos sólidos *per capita* por faixas etárias estabelecidos para os Cenários 4, 5 e 6.

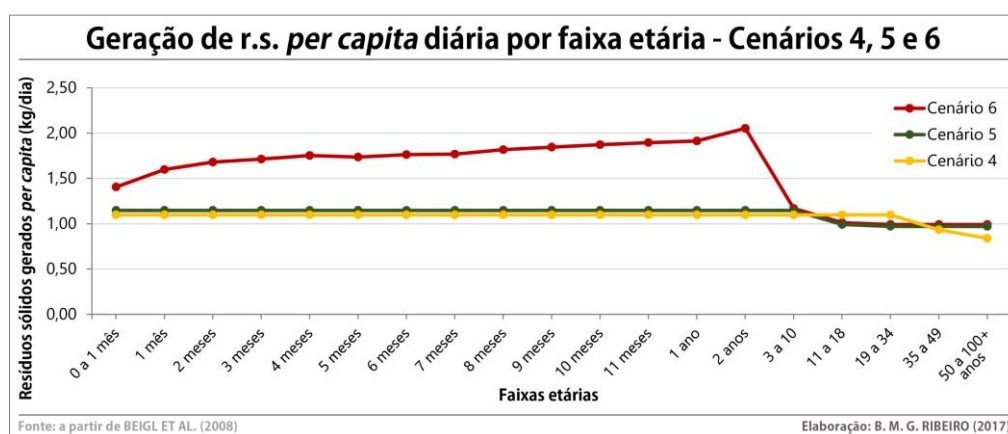


Figura 5.25 – Gráfico da estimativa de resíduos sólidos *per capita* por faixas etárias, conforme proposto para os Cenários 4, 5 e 6.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA – A PARTIR DE DADOS DE BEIGL ET AL. (2008).

A partir da criação de tais cenários e possibilidades de metodológicas para as variáveis relacionadas aos resíduos, alguma confusão pode surgir com relação à elaboração teórica das distintas etapas dos resíduos sólidos. Enquanto que na elaboração teórica as nomenclaturas estão associadas à classificação dos resíduos (e.g., coletado, escoado, acumulado, etc.), nas etapas metodológicas os nomes (ou códigos) são atribuídos conforme as modelagens. Desta forma, para efeito de consulta, no Apêndice C é apresentada a Figura C.1, que exhibe a relação entre as variáveis dos resíduos sólidos, seus nomes e códigos.

5.2.4.1.2 Estimativa da geração não-residencial de resíduos sólidos

A estimativa da quantidade de resíduos sólidos gerados por pessoas que trabalham em estabelecimentos comerciais, industriais, institucionais, etc., na área de estudo foi realizada de modo a considerar aquele resíduo gerado pelo funcionário no transcorrer de suas atividades normais e que pudesse ser classificado como resíduo sólido urbano. Desta forma, desconsidera-se resíduos de classes diferentes daquelas que são recolhidas pelo serviço de coleta regular ou de recicláveis. Por exemplo, um funcionário de uma UBS gera resíduos ao se alimentar ou utilizar o sanitário – este resíduo entra no cômputo para esta pesquisa; entretanto, outros resíduos gerados normalmente na UBS, classificados como resíduos de serviço de saúde, não são abordados nesta pesquisa. De forma semelhante, os resíduos cotidianos de um trabalhador de uma marcenaria são considerados no cômputo dos resíduos sólidos de estabelecimentos não-residenciais, mas não as aparas de madeira, embalagens de resinas e solventes, etc.

Conforme apresentado anteriormente, as classes de uso dos estabelecimentos não-residenciais considerados nesta pesquisa são: comércio, serviço, indústrias, instituições de ensino e de saúde. Na literatura, foram encontradas poucas referências de estimativa de resíduos sólidos não-residenciais que apresentassem, de forma objetiva, relações de geração de resíduos e outras variáveis socioeconômicas. Desta forma, apenas uma possibilidade de estimativa foi construída. Os valores adotados na geração individual de resíduos sólidos para os estabelecimentos não-residenciais da área de estudo são apresentados no Quadro 5.2.

Quadro 5.2 – Estimadores adotados para geração de resíduos sólidos em estabelecimentos comerciais.

Tipo de estabelecimento		Geração de R.S. kg × dia	Caracterização
Bares		5,714 × n ^o func. ^[1]	Todo resíduo do estabelecimento (clientes, funcionários, embalagens, etc.)
Restaurantes		4,883 × n ^o func. ^[1]	
Estabelecimentos comerciais de varejo	Pequeno porte (i.e., lojas)	5,425 × n ^o func. ^[1]	
	Supermercado	2,350 × n ^o func. ^[3]	
	Mercado	2,233 × n ^o func. ^[3]	
	Minimercado	2,115 × n ^o func. ^[3]	
Instituições de ensino		0,211 × n ^o func. ^[2] + 0,278 × n ^o matrículas ^[1]	
Serviços		0,211 × n ^o func. ^[2]	Somente resíduo gerado no dia a dia pelos funcionários que trabalham nos estabelecimentos
Religião (i.e., templos, centros, etc.)		0,211 × n ^o func. ^[2]	
Indústria		0,211 × n ^o func. ^[2]	

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017) A PARTIR DE: ^[1] PURCELL E MAGETTE (2009), ^[2] PINHEIRO ET AL. (2011) E ^[3] COSTA E MARTINS (2014).

As etapas desempenhadas para obtenção da geração de resíduos sólidos georreferenciada e sua posterior agregação na base espacial da geração de resíduos sólidos (i.e., nos polígonos de Thiessen) são apresentadas no diagrama de fluxos da Figura 5.26.

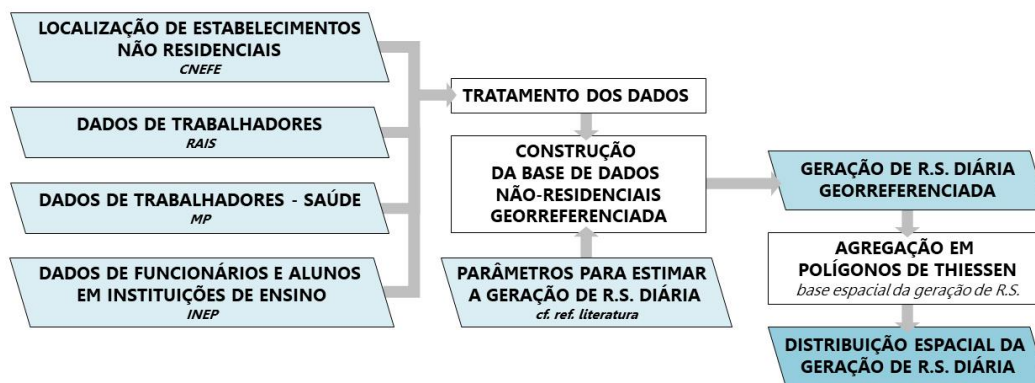


Figura 5.26 – Diagrama de fluxos das etapas de construção das bases de dados da geração de resíduos sólidos não-residenciais.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Aos valores de resíduos sólidos gerados nas residências para os seis cenários propostos, é então integrado ao montante de resíduos sólidos gerados em estabelecimentos não-residenciais, configurando assim a quantidade total de resíduos sólidos gerados na área de estudo, para fins da presente pesquisa.

De modo igual aos dados obtidos nos Cenários 1 a 6 de geração de resíduos sólidos residenciais, os dados resultantes da adição de resíduos residenciais e não-residenciais foram analisados estatisticamente. A descrição dos métodos de verificação de normalidade (i.e., testes de Kolmogorov-Smirnov e de Shapiro-Wilk) e de comparação entre grupos (i.e., coeficiente de correlação de postos de Spearman e teste de Wilcoxon-Mann-Whitney), bem como a apresentação detalhada dos resultados obtidos encontram-se no Apêndice D.

5.2.4.1.3 Distribuição espacial dos resíduos sólidos coletados

Os resíduos sólidos coletados por serviço de limpeza urbana constituem o montante de resíduos que será excluído da modelagem, pois, como tais resíduos são retirados da área de estudo, já não compõem mais o montante que fica disponível na bacia hidrográfica para ser transportado (i.e., por ventos, chuvas, animais ou por ação humana).

Os dados de coleta de resíduos sólidos foram obtidos junto à Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMMA) da Prefeitura Municipal de Viamão, relativos aos meses de julho de 2014 a junho de 2015 (SMMA, 2015). Os dados foram cedidos impressos em seu formato original

(i.e., no modo como a SMMA os recebe, provenientes da pesagem realizada no local de triagem e transbordo), e contêm: placa de identificação do veículo, nome do motorista, setor de coleta (i.e., urbano ou rural), horários de entrada e saída do local de pesagem, massa do caminhão na entrada e na saída do local de pesagem (i.e., massa do caminhão carregado com o produto da coleta e massa do caminhão após esvaziado). Os dados obtidos impressos foram digitalizados e sistematizados.

A identificação dos resíduos provenientes da área de estudo, ou seja, aqueles de interesse a esta pesquisa, foi realizada com base na placa do veículo utilizado para coleta nos dias e períodos da grade de programação de tais serviços para área de estudo. À época desse levantamento de dados (i.e., 2014), a área de estudo ainda não era servida pelo serviço porta-a-porta de coleta de resíduos recicláveis, o que já ocorre atualmente, de modo que a coleta regular de resíduos sólidos representava a totalidade da coleta resíduos naquela área.

Todos os veículos de coleta que atendem a área de estudo, contudo, atendem mais áreas do que somente aquelas delimitadas como de interesse desta pesquisa (i.e., áreas da Bacia Mãe d'Água), uma vez que a definição dos setores de coleta não corresponde ao polígono da bacia hidrográfica. Para então determinar a fração da quantidade de resíduos sólidos coletados que seria relativa somente à área de estudo, fez-se uso das rotas realizadas pelos caminhões durante a coleta, contabilizando-se a quantidade de domicílios e estabelecimentos comerciais existentes nesse percurso (i.e., utilizando dados censitários e do CNEFE – IBGE, 2011d; 2011b, respectivamente). Ou seja, dado um veículo que atende um setor de coleta com 6.000 “unidades geradoras de resíduos sólidos” (i.e., domicílios e estabelecimentos não-residenciais), sendo que apenas 2.000 destas estão na área de estudo, a quantidade de resíduos que será computada como coletada na área de estudo corresponde a 30% do total deste veículo. A limitação deste método é que esta ponderação por unidades geradoras de resíduos sólidos pressupõe que estas possuam uma geração unitária igual de resíduos sólidos.

Após definido o montante de resíduos sólidos de cada setor de coleta que correspondia à área de estudo, foram testados quatro métodos para distribuir espacialmente os resíduos coletados pelas áreas atendidas em cada setor de coleta, a saber:

- a) Ponderação pela área atendida (MP-1): a quantidade de resíduos sólidos de cada setor de coleta foi atribuída aos elementos da base espacial de geração de resíduos (i.e., polígonos de Thiessen) abrangidos por aquele setor ponderando-se a área de cada porção da base espacial pela área total da base espacial relativa àquele setor de coleta;
- b) Ponderação pela população atendida (MP-2): a quantidade de resíduos sólidos de cada setor de coleta foi atribuída aos elementos da base espacial de geração de

resíduos abrangidas ponderando-se a população de cada porção da base espacial (i.e., moradores nos domicílios e trabalhadores nos estabelecimentos não-residenciais) pela população total da base espacial relativa àquele setor de coleta;

- c) Ponderação pela extensão do respectivo trecho de via (MP-3): a quantidade de resíduos sólidos de cada setor de coleta foi atribuída às unidades da base espacial abrangidas por aquele setor ponderando-se a extensão do respectivo trecho de via correspondente a cada unidade da base espacial (i.e., polígono de Thiessen) pela extensão total de todos os trechos de via daquele setor de coleta;
- d) Ponderação pela extensão do maior segmento interno do polígono (MP-4): a quantidade de resíduos sólidos de cada setor de coleta foi atribuída às unidades da base espacial abrangidas por aquele setor ponderando-se a extensão do maior segmento possível interno à UBE pela extensão total dos segmentos internos calculados para todas as UBE daquele setor de coleta.

O cálculo do maior segmento interno de cada elemento da base espacial de geração de resíduos considera todas as possibilidades de pares de vértices do polígono de Thiessen e, neste caso, na maioria das ocorrências, refere-se à dimensão longitudinal das unidades da base espacial de geração de resíduos sólidos. Esta foi a maneira encontrada para se aproximar da medida de “frente de quadra” de cada unidade da base espacial de geração.

A ponderação dos quatro atributos escolhidos se deu conforme apresentado na Equação 25.

$$L_{CUBE} = \frac{AP_{UBE}}{\sum AP_{UBES}} \times L_{CS} \quad (25)$$

sendo:

L_{CUBE} a quantidade de resíduos sólidos coletados a ser atribuída a cada unidade da base espacial de geração de resíduos sólidos (UBE) de um setor de coleta;

L_{CS} a quantidade de resíduos sólidos de um setor de coleta que foram coletados por serviço de coleta regular (i.e., dado que não havia coleta seletiva na época da obtenção e análise dos presentes dados);

AP_{UBE} o atributo de ponderação de cada unidade da base espacial, i.e., (a) área da UBE , (b) população nela contida (i.e., habitantes e trabalhadores), (c) extensão do trecho de via correspondente à UBE e (d) maior segmento interno da UBE ;

$\sum AP_{UBES}$ o somatório dos valores dos atributos de ponderação de todas as UBE abrangidas pelo setor de coleta de resíduos sólidos.

5.2.4.2 Transporte de resíduos sólidos

No âmbito da modelagem dos resíduos sólidos conforme proposto nesta pesquisa, ao se falar em transporte de resíduos sólidos ao longo da bacia hidrográfica, refere-se ao resíduo remanescente na área de estudo e que poderia mudar de localização do tempo t_0 para o tempo t_1 . Ou seja, aqueles resíduos sólidos coletados e transportados para fora da área de estudo (i.e., conduzidos a um local apropriado para sua disposição final), não compõem os dados de entrada do modelo de transporte de resíduos sólidos aqui apresentado.

O transporte dos resíduos sólidos, de modo simplificado para esta pesquisa, acontece em duas etapas: (a) os resíduos gerados, mas não coletados, em cada UBE, são conduzidos do seu local de geração (i.e., domicílios ou estabelecimentos não-residenciais) para a rede de transporte de resíduos sólidos, composta por ruas, vielas peatonais, escadarias, terrenos baldios e arroios; (b) na sequência, os resíduos se deslocam pela rede devido à gravidade (i.e., seguindo o sentido de escoamento), seja esse deslocamento motivado por chuvas ou não; esse deslocamento pode se encerrar ao longo da rede, em algum ponto baixo onde os resíduos se acumulem, ou no ponto mais baixo da bacia hidrográfica (i.e., em seu exutório).

Entende-se que mais variáveis podem atuar nesse deslocamento dos resíduos ao longo da área de estudo, como, por exemplo, a condução, de um lugar a outro, de um saco com resíduos por cães, conduzindo estes resíduos a locais que não poderiam alcançar considerando a declividade das vias. Uma segunda possibilidade seria uma pessoa conduzir os seus resíduos sólidos para serem depositados na frente de outra residência que não a sua, por quaisquer que sejam os motivos (i.e., ineficiência ou falta de abrangência do serviço de coleta de resíduos porta-a-porta, desejo de não possuir sacos com resíduos em frente a sua residência, etc.). Essas condições, contudo, estão fora de alcance possível de modelagem, considerados os contornos desta pesquisa.

Tampouco encontram-se dentro das possibilidades desta modelagem a criação de iterações, i.e., repetições de uma instância da ação, haja vista que dados que possibilitariam diferentes estados do modelo não estão disponíveis de modo desagregado o suficiente. Por exemplo, poder-se-ia considerar diferentes índices pluviométricos, em locais distintos na área de estudo (i.e., na rede de transporte), para determinação das diferenças nos deslocamentos dos resíduos nesses locais e em condições de escoamento distintas. Entretanto, os registros diários de chuvas mais próximo à área de estudo que se encontram disponíveis referem-se a uma estação pluviométrica localizada a cerca de 5 km (i.e., em linha reta) da área de estudo

(i.e., estação pluviométrica OMM: 83967, em Porto Alegre)⁶⁴.

Levando-se em conta também que são poucos os resíduos sólidos que conseguiriam se deslocar somente pela ação da gravidade, sem o auxílio de algum fluxo hídrico, a rede de transporte de resíduos sólidos traduz a **susceptibilidade de transporte** do resíduo sólido ao longo de sua estrutura, considerando os aspectos do percurso (i.e., orientação de vertentes, declividade e rugosidade). Ou seja: se chover, ou se alguma água escoar por dado caminho em algum momento, os resíduos sólidos ali remanescentes podem ter muita ou pouca possibilidade de ser conduzido ao longo da rede. À exceção dessa condição estão os cursos d'água perenes, que possuem um fluxo contínuo.

Diante disso, são estabelecidas regras para definir a influência da declividade na susceptibilidade de transporte dos resíduos sólidos. A Quadro 5.3 apresenta a descrição das classes de declividade estabelecidas conforme a condição de transporte dos resíduos sólidos.

Os atributos de declividade e rugosidade das entidades da rede de transporte foram utilizados para compor um coeficiente de susceptibilidade ao transporte de resíduos sólidos. O cálculo desse coeficiente é apresentado na Equação 26.

$$C_{ST_t} = (1 - n_t) \times DS_t \quad (26)$$

onde:

C_{ST_t} é o coeficiente de susceptibilidade ao transporte de resíduos sólidos de um trecho da rede;

n_t é o coeficiente de rugosidade de Manning;

DS_t é a declividade em porcentagem daquele trecho da rede (que varia de 0 a 100% (ou 45°) nesta área de estudo).

Para os corpos d'água, que são admitidos como possuidores de condições permanentes de transporte de resíduos devido ao seu fluxo hídrico, o coeficiente foi calculado conforme a Equação 27.

$$C_{ST_t} = \left[1 - \left(\frac{n_t}{10}\right)\right] \times DS_t \quad (27)$$

⁶⁴ Essa estação pluviométrica é operada pelo INMET – Instituto Nacional de Meteorologia, no BDMEP – Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>.

Quadro 5.3 – Relação entre a declividade das vias e as características do movimento relativo ao transporte de resíduos sólidos.

Intervalos de declividade	Característica do movimento dos resíduos sólidos conforme classes de cobertura do solo	
	Corpos d'água	Asfalto, calçamento em "pedra tosca" e solo exposto (via em terra batida)
$30^\circ < \theta$	Ocorrência de fluxo sem deposição	Ocorrência
$3^\circ < \theta < 30^\circ$	Ocorrência de fluxo	Ocorrência de fluxo
$0^\circ < \theta < 3^\circ$	Fluxo reduzido	Deposição ou acúmulo dos resíduos sólidos

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017), A PARTIR DE TAKAHASHI (1991).

Às entidades da rede espacial de transporte que correspondiam a corpos d'água com declividades superiores a 30° (ou 57,74%) foi atribuído o valor de C_{ST} igual a 1, o que significa "transporte absoluto", sem possibilidade de deposição ou acúmulo de resíduos sólidos no referido trecho da rede. Àquelas entidades da rede caracterizadas por possuírem declividade inferior a 3° (ou 5,24%) lhes foi atribuído o valor mínimo de C_{ST} igual a 0,1, o que representa alta susceptibilidade à deposição ou acumulação de resíduos sólidos, ou ainda, baixa possibilidade de transporte.

O transporte consiste em uma soma acumulada das quantidades de resíduos sólidos remanescentes ao longo da rede. Pontos mais altos na bacia hidrográfica, ou seja, em entidades no "início" da rede, contribuem na quantidade acumulada de resíduos que chega nas partes mais baixas da rede.

Na Figura 5.27, é ilustrada a elaboração conceitual do modelo de transporte de resíduos sólidos em uma situação hipotética. Os nós da rede estão representados pelos círculos verdes enumerados; as arestas são as setas azuis, representando as ruas, e as linhas tracejadas pretas, representando os rios; a cada aresta são atribuídos atributos relativos à: origem e destino do segmento (i.e., nós da rede), quantidade de resíduos geradas nas áreas adjacentes àquele segmento, declividade da via e rugosidade.

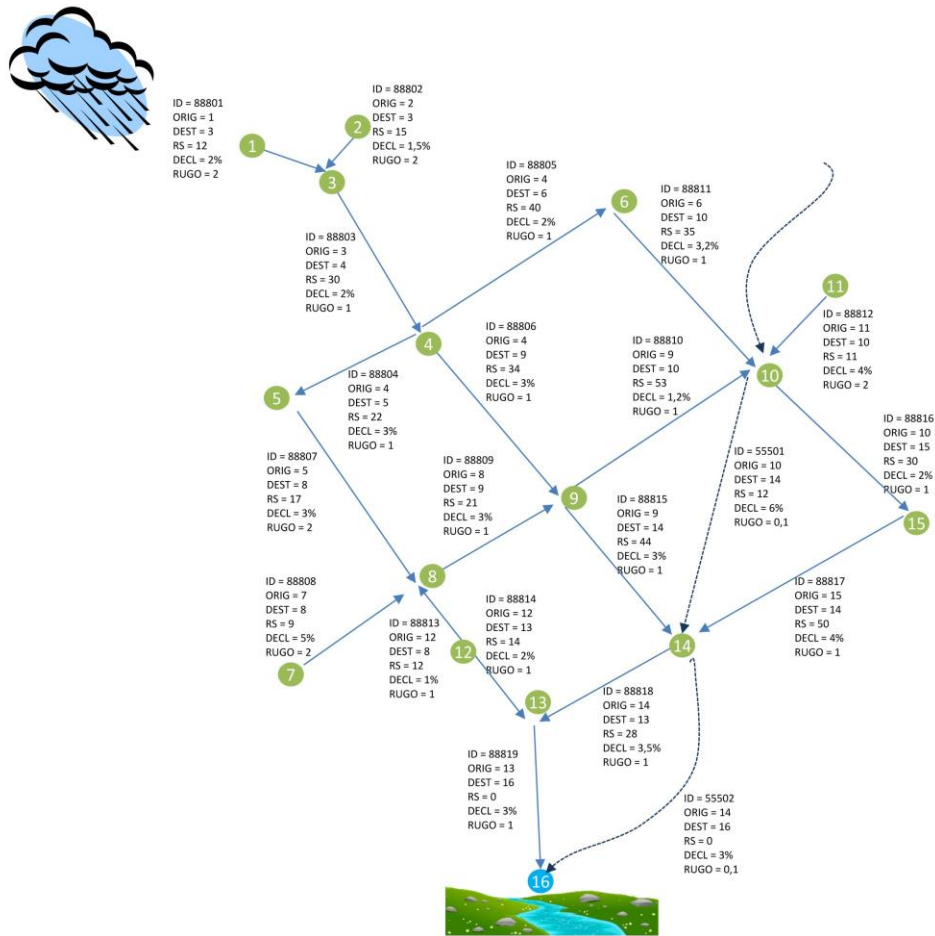


Figura 5.27 – Elaboração esquemática da rede de transporte de resíduos sólidos.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

A modelagem do transporte de resíduos sólidos envolve as seguintes Equações (28):

$$L_{A_t} = L_{R_t} - (RS_{NÓ-FILHO_t} \times n_{NÓ-FILHO}) \quad (28)$$

$$L_{DT_t} = L_{R_t} + RS_{NÓ-PAI_t}$$

$$L_{E_t} = \frac{L_{DT_t} \times C_{ST_t}}{n_{NÓ-FILHO}}$$

onde: L_{A_t} é a fração de resíduos sólidos acumulada de dado trecho da rede, i.e., aqueles resíduos sólidos remanescentes (L_{R_t}) (provenientes das UBE) que não escoam pela rede; ou que escoam, provenientes de um nó-pai, e neste trecho se acumularam;

L_{R_t} é a quantidade de resíduos sólidos remanescentes no trecho, i.e., é a fração dos resíduos brutos (L_B) gerados que não foi coletada;

$RS_{NÓ-FILHO_t}$ é a quantidade de resíduos sólidos enviada, por nó-pai, ao(s) nó(s)-filho(s), i.e.,

entidade subsequente na rede espacial;

$N_{NÓ-FILHO}$ é a quantidade de nós-filhos que aquela entidade da rede possui;

LDT_i é a quantidade de resíduos sólidos disponíveis para transporte por dado trecho da rede, i.e., são os resíduos remanescentes (LR_i) somados aos resíduos herdados do(s) nó(s)-pai(s);

$RS_{NÓ-PAI_i}$ é a quantidade de resíduos sólidos herdada por um nó-filho proveniente de seu(s) nó(s)-pai(s), i.e., entidade anterior na rede espacial;

LE_i é a quantidade de resíduos sólidos “escoados” (ou transportados) a partir deste trecho da rede, que é transmitida para o nó subsequente na rede, i.e., é a fração dos resíduos sólidos disponíveis para transporte (LDT_i) que não se depositou neste trecho da rede;

CST_t é o coeficiente de susceptibilidade ao transporte de resíduos sólidos do trecho da rede.

A modelagem foi implementada em um *software* de planilha eletrônica.

5.2.4.3 Acumulação de resíduos sólidos

A acumulação dos resíduos sólidos no modelo refere-se ao “não-transporte”, i.e., corresponde aos momentos em que os resíduos não se movem no espaço e no tempo. Em uma modelagem dinâmica, esta retenção poderia ser temporária (i.e., até um novo ciclo de iteração) ou final (i.e., os resíduos permanecem estáticos em todos os ciclos a partir de dado momento).

Considerando-se um modelo de um só estado, a modelagem da acumulação dos resíduos sólidos vai indicar os locais em que os resíduos ficariam estagnados até que alguma força, excetuando-se a gravidade, os faça entrar em movimento (i.e., focos de limpeza em ocupações irregulares). Desta forma, identifica-se tais locais como potenciais para acumulação inadequada de resíduos sólidos.

Na análise da área de estudo como um espaço contínuo (i.e., sem utilizar a rede espacial de transporte), variáveis morfométricas são utilizadas para um primeiro diagnóstico sobre a suscetibilidade relativa de cada área de reter e acumular os resíduos sólidos. Essas áreas, identificadas pelo cálculo do IRPA – Índice Relativo de Propensão à Acumulação, correspondem a locais com baixa declividade e altas concavidade e convergência do relevo, que são identificados conforme apresentado no item 5.2.1.1.

No formato vetorial, a rede de transporte de resíduos sólidos indica em quais trechos os resíduos têm maior susceptibilidade à acumulação.

Adicionalmente, por meio de interpretação visual de imagens de sensoriamento remoto, apoiada por visitas a campo, foram levantadas as áreas que se caracterizavam como focos de acúmulo de resíduos sólidos ou de disposição de resíduos, rejeitos e/ou entulho, tendo sido realizada a classificação de tais locais como: a) pontos de acúmulo ou disposição irregular; ou b) de disposição de resíduos sólidos exógenos. As ocorrências foram observadas em visitas a campo ocorridas entre 2013 e 2016. Foram considerados aqueles locais em que se observou o acúmulo de resíduos sólidos em, pelo menos, 80% das verificações. Todos os locais foram verificados, pelo menos 16 vezes (i.e., quatro vezes por ano), com exceção dos locais dentro de propriedades particulares, que possuem menor possibilidade de visita.

5.2.4.4 Representatividade dos dados

Para testar a representatividade dos resultados obtidos nas etapas de estimação de valores de resíduos sólidos (i.e., gerados, coletados, acumulados, etc.), em que haja mais de uma possibilidade de construção da variável, são realizadas análises estatísticas. Inicialmente, é testada a normalidade de cada conjunto de dados.

A verificação da normalidade da distribuição parte da análise prévia do gráfico de frequências das observações, que já pode dar indícios de assimetrias. Parte-se então para teste da hipótese nula (H_0) de que a distribuição das observações é normal, contra a hipótese alternativa (H_1) de que não o é. O problema de se testar a hipótese de que uma dada amostra provém de uma população com uma função densidade específica chama-se teste de aderência (ou de ajustamento). Um caso clássico é o de testar se as observações provém de uma população com distribuição normal. Ou seja, os testes de normalidade (ou testes de aderência à distribuição normal) são usados para determinar se um conjunto de dados, de uma dada variável aleatória, é bem modelada por uma distribuição normal ou não, ou para calcular a probabilidade da variável aleatória subjacente estar normalmente distribuída (PINO, 2014). Os testes de normalidade empregados foram o de Kolmogorov-Smirnov e o de Shapiro-Wilk.

Uma vez que os testes de normalidade apontem a normalidade da distribuição dos dados, procede-se com a realização de testes paramétricos, em torno de médias e variâncias. Entretanto, todos os conjuntos de dados analisados na presente pesquisa resultaram em distribuições diferentes da normal, tendo sido necessário, desta forma, continuar a investigação sobre os conjuntos de dados utilizando-se métodos não-paramétricos. Estes métodos são aplicados em problemas de inferência no qual as distribuições das populações envolvidas não precisam pertencer a uma família específica de distribuições de probabilidade, tal como normal, uniforme, exponencial, etc. Um teste estatístico não-paramétrico é baseado em um modelo que especifica somente condições muito gerais e

nenhuma a respeito da forma específica da distribuição, da qual a amostra foi extraída.

A verificação da representatividade relativa de cada conjunto de dados foi realizada em duas etapas:

- a) Por meio do coeficiente de correlação de postos de Spearman (ρ): para avaliar o grau em que dois fenômenos quantificáveis distintos estão associados;
- b) Por meio do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney – Amostras Independentes: para verificar se não existe diferença entre os dois grupos em relação às probabilidades das respostas (i.e., se os conjuntos de dados, dois a dois, são “iguais”).

A descrição dos métodos de verificação de normalidade (i.e., testes de Kolmogorov-Smirnov e de Shapiro-Wilk) e de comparação entre grupos (i.e., coeficiente de correlação de postos de Spearman e teste de Wilcoxon-Mann-Whitney), bem como a apresentação detalhada dos resultados obtidos encontram-se no Apêndice D.

5.2.5 Verificação da modelagem

A verificação da modelagem busca determinar se o modelo experimental se comporta de maneira suficientemente satisfatória com relação aos objetivos do estudo, dentro do seu domínio de aplicação, i.e., dentro do conjunto de condições prescritas para as quais o modelo experimental foi testado, comparado com o sistema real e julgado apto para uso. Ou seja, a verificação do modelo consiste na comparação de seu comportamento com o comportamento do *sistema real*, quando ambos são submetidos às mesmas condições de entrada. Esta verificação pode ser realizada por meio de técnicas subjetivas ou estatísticas.

A modelagem espacial gera resultados para toda a bacia hidrográfica, que é representada por uma rede espacial em forma de trechos de vias. O ponto do exutório da bacia é o “ponto” principal para verificação do modelo. Adicionalmente, os resultados obtidos no modelo são comparados a dados *in situ* de resíduos sólidos capturados por uma armadilha existente no exutório de um dos principais canais de drenagem da área de estudo (conforme experimento de OLIVEIRA ET AL., 2005).

Com relação à verificação da coerência do modelo, este passo é importante para respaldar sua eficiência na modelagem do Ciclo Lixológico em uma bacia hidrográfica urbana.

5.2.5.1 Capacidade de explicação dos modelos

Buscou-se analisar os dados obtidos na modelagem do transporte dos resíduos sólidos por meio de sua correlação com variáveis socioeconômicas. Conforme verificado na literatura específica, os resíduos sólidos podem ser relacionados a diversas características de uma população, como renda, densidade domiciliar, nível de escolaridade, presença relativa de crianças no domicílio, etc. Conforme apresentado no item 3, alguns estudos relacionaram a geração diária de resíduos sólidos per capita a variáveis socioeconômicas e demográficas; outros estudos, relacionar os resíduos entregues ao serviço de coleta, ou de fato coletados, a tais variáveis.

Diante do modo como se deu o fluxo de procedimentos para obtenção dos resíduos a serem transportados, definem-se os resíduos sólidos remanescentes (i.e., entrada para o modelo de transporte) e os acumulados (i.e., resultantes da modelagem de transporte) como aqueles a serem estudados em busca de correlações com as características da população. Tais correlações podem fornecer evidências quanto ao perfil de moradores: (a) dos locais onde há mais resíduos sólidos remanescentes (i.e., lançados no ambiente, sem o devido encaminhamento para uma disposição final ecologicamente adequada), e (b) dos locais onde se acumulam resíduos sólidos, i.e., locais onde pode haver maior vulnerabilidade ambiental devido à presença de resíduos no ambiente e sujeito a contato humano.

À primeira verificação estaria relacionado o fator *FS*: fator socioeconômico ou fator “nível de consciência ambiental”, conforme apresentado na Equação 23. Conceitualmente, este fator seria o “responsável” por determinar que dado resíduo sólido, em vez de ser coletado, fosse lançado no ambiente.

As análises utilizaram os dados desagregados em três níveis: o mais refinado refere-se ao às UBE (i.e., polígonos de Thiessen da base espacial), o mais grosseiro refere-se ao agrupamento das UBE nas respectivas quadras. O nível que seria intermediário é o dos trechos da rede espacial de resíduos sólidos.

Para investigar essas relações, foi utilizado um modelo simples de análise de regressão linear. Um modelo de regressão é uma ferramenta estatística que utiliza o relacionamento existente entre duas ou mais variáveis, de maneira que uma delas possa ser descrita ou o seu valor estimado a partir das demais (BAILEY; GATRELL, 1995).

A relação entre as variáveis pode ser expressa por meio de uma função matemática que relaciona a variável dependente Y , a ser explicada, às variáveis independentes $X(X_1...X_p)$, explicativas. A função de regressão de primeira ordem é descrita conforme as Equações 29 e 30.

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_{i1} + \dots + \beta_{p-1} X_{ip-1} + \varepsilon \quad (29)$$

$$E(Y) = \beta_0 + \beta_1 X_{i1} + \dots + \beta_{p-1} X_{ip-1} \quad (30)$$

onde:

Y_i é a variável dependente;

$\beta_0, \beta_1, \dots, \beta_{p-1}$ são parâmetros multiplicadores das variáveis independentes;

X_{i1}, \dots, X_{ip-1} são variáveis independentes;

ε é o erro (assume-se que possua distribuição normal, com média zero e desvio padrão σ^2).

A análise de regressão tem por objetivos encontrar um bom ajuste entre os valores preditos pelo modelo e os valores observados da variável dependente; e descobrir quais das variáveis explicativas contribuem de forma significativa para este relacionamento linear. Para tanto, a hipótese padrão é que as observações não são correlacionadas (as observações necessariamente devem ser independentes), e conseqüentemente, que os resíduos ε_i do modelo também são independentes e não-correlacionados com a variável dependente, têm variância constante, e apresentam distribuição normal com média zero (BAILEY; GATRELL, 1995).

Entretanto, efeitos espaciais não são considerados na regressão linear simples. Para estes casos, são aplicados modelos de regressão que buscam incorporar a dependência espacial no modelo explicativo. Estes modelos podem tratar a regressão de forma local ou global. Os modelos globais utilizam um único parâmetro para incorporar a estrutura de correlação espacial, enquanto que os modelos locais utilizam uma regressão espacial para regiões determinadas buscando parâmetros de ajuste locais.

5.3 Área de estudo: bacia hidrográfica da barragem Mãe d'Água

A área de estudo localiza-se na divisa dos municípios de Viamão e Porto Alegre, na região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA), no estado do Rio Grande do Sul (Figura 5.28).

A bacia hidrográfica é delimitada a partir do exutório definido como o vertedouro da barragem Mãe d'Água construída, na década de 1960, no Campus do Vale da Universidade Federal do Rio Grande do Sul⁶⁵. A bacia Mãe d'Água é composta por quatro arroios principais

⁶⁵ Apesar de o Campus do Vale da UFRGS estar presente em uma porção da Bacia Mãe d'Água, a instituição não faz parte da pesquisa, pois localiza-se no município de Porto Alegre, e não em Viamão, possuindo, assim, maneiras de gestão

e totaliza uma área de 336,79 hectares.



Figura 5.28 – Localização da Bacia Mãe d'Água.

Imagem-base: WorldView-2, ID: 203001012CBBE700, coletada em 22/06/2014; composição: R(5) G(3) B(2).

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2015).

e gerenciamento de seus resíduos sólidos (i.e., coleta, varrição de ruas, etc.) que resultam em não interferências na bacia hidrográfica e nos seus corpos hídricos.

A bacia Mãe d'Água é uma das componentes da cabeceira do Arroio Dilúvio, importante curso d'água que se estende do município de Viamão para o de Porto Alegre, cortando-o no sentido leste–oeste e abrigando mais de 515 mil habitantes (IBGE, 2011d) (Figura 5.29).

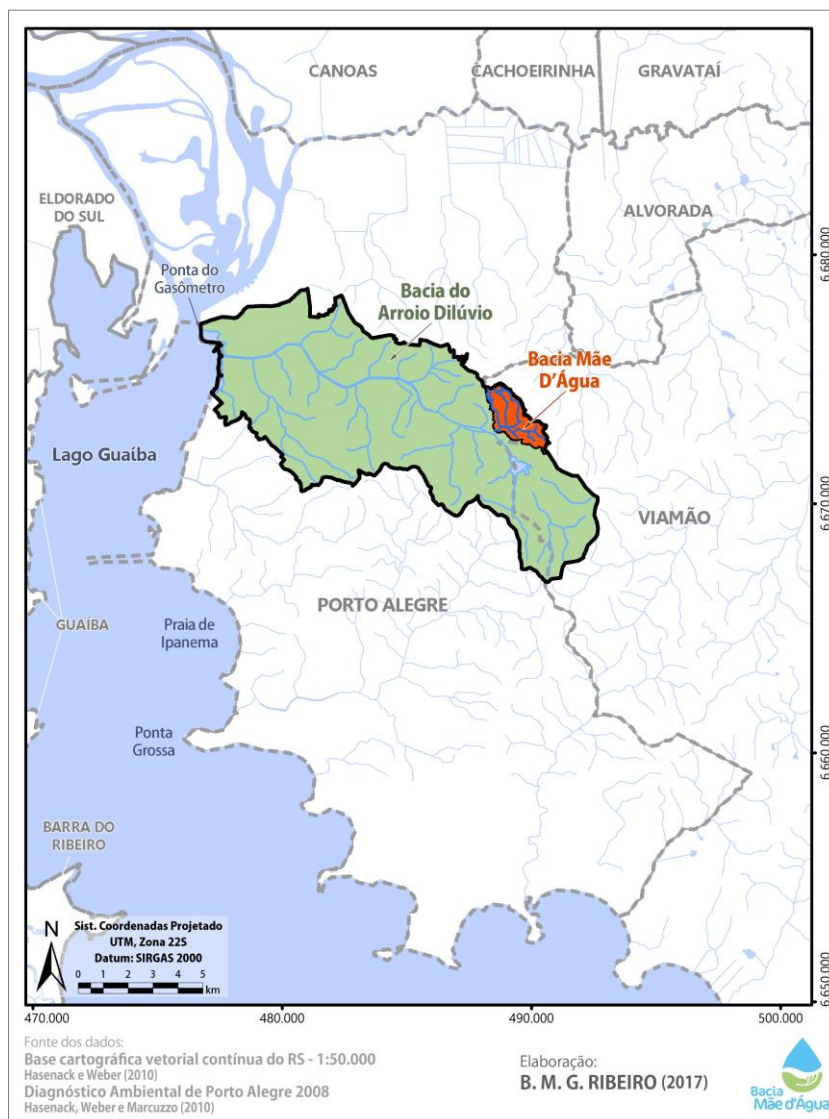


Figura 5.29 – Localização da bacia do Arroio Dilúvio (em verde) abrangendo áreas dos municípios de Porto Alegre e de Viamão, RS; em laranja está destacada a bacia Mãe d'Água.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2015).

Nos limites de Porto Alegre, estão compreendidos 83% da bacia do Dilúvio, sendo uma das mais densamente constituídas na cidade: o eixo que margeia o Arroio Dilúvio em quase toda a sua extensão, a Av. Ipiranga, é uma das principais vias de fluxo na capital, possuindo importância regional no contexto da RMPA. A foz do Arroio Dilúvio está no Lago Guaíba, importante manancial vinculado ao centro de Porto Alegre e às faixas de ocupação mais antigas da cidade.

O Arroio Dilúvio, embora tenha seu curso praticamente inteiro dentro dos limites da cidade de Porto Alegre, tem suas principais nascentes em dois pontos da cidade de Viamão (na região das represas Lomba do Sabão e Mãe d'Água). As porções da bacia localizadas neste município se caracterizam basicamente pela ocupação de assentamentos de baixa renda, mais rarefeitos e com baixa qualidade ambiental, habitacional e urbanística.

A bacia Mãe d'Água encontra-se na porção sudeste do morro Santana, um corpo granítico (Granito Viamão), de forma alongada, com sentido Nordeste-Sudoeste e cujo posicionamento está associado à implantação de uma zona de cisalhamento transcorrente ocorrida no final do Proterozóico. Na região mais próxima ao morro Santana, segundo VIANA ET AL. (2000), a área apresenta uma encosta predominantemente de perfil côncavo e com declividades que varia entre 15° e 30°. Geologicamente a constituição do morro é formada por K-feldspato granito, com textura equigranular grossa (5–9 mm) com uma composição mineral à base de K-feldspato e quartzo e, ainda, com a presença de biotita a teores muito baixos (ALVES, 2000).

A topografia da área é suavemente ondulada e o perfil destes solos está diretamente relacionado com a rocha subjacente em virtude das suas propriedades texturais e a declividade das vertentes (ALVES, 2000). Segundo o "Levantamento de Reconhecimento de Solos do Rio Grande do Sul", realizado em 1973, a área possui um solo do tipo Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVA_d) (STRECK ET AL., 2008), que apresenta como principal característica um horizonte subsuperficial do tipo B textural, mais argiloso, que dificulta a infiltração da água no solo. Além disso, o substrato é de granodiorito e gnaiss, formado por solos minerais rasos com muito material de rocha em decomposição, ocorrendo em encostas de alto declive associado a afloramentos rochosos (RANGEL, 2008). Solos argilosos e em regiões de alta declividade favorecem o aumento do volume e da velocidade do escoamento superficial, sendo potencializado neste local pelas altas precipitações que ocorrem na região (ZANANDREA, 2016).

Quanto ao clima, a Região Metropolitana de Porto Alegre, por estar situada na latitude 30°S e a 100 km do Oceano Atlântico, é classificada como subtropical úmido (Cfa), segundo classificação de Köppen (cf. KÖPPEN; GEIGER, 1928) por registrar valores de temperatura média do mês mais quente superior a 22°C. Como característica marcante, tem-se a grande variabilidade da temperatura ao longo do ano, com temperatura média para o mês mais frio (i.e., junho/julho) entre -3°C e 18°C, e superior a 22°C no mês mais quente (i.e., janeiro/fevereiro). A precipitação é uniforme todo o ano, com totais superiores a 1200 mm (LIVI, 1999; ZURITA; TOLFO, 2000).

A água drenada na bacia Mãe d'Água é direcionada a um lago artificial, a Represa Mãe d'Água, que foi inaugurada em 1962 pelo Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS). Inicialmente, a água represada visava suprir as necessidades do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) e também das granjas experimentais da Faculdade de Agronomia, ambos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (FUJIMOTO, 2001). Esses objetivos foram abandonados devido à degradação ambiental das águas da barragem, decorrente da supressão da vegetação ciliar das áreas da bacia para construção de habitações e da contaminação das águas dos arroios da bacia que são receptores de esgoto domiciliar e resíduos sólidos gerados nas áreas à montante.

Com base em entrevistas de moradores e técnicos envolvidos na obra, e na análise de fotografias, FUJIMOTO (2001) reconstruiu o panorama ambiental anterior à construção da Barragem. A área era caracterizada por áreas ciliares preservadas, fauna abundante e pequenas bacias de acumulação construídas pelos moradores. Foi verificado também que os primeiros loteamentos aprovados pelo Poder Municipal para a área da bacia datam da década de 1950. Contudo, foi a construção e implantação do Campus do Vale da UFRGS, que se iniciou na década de 1970, e a melhoria da infraestrutura urbana e viária que o acompanhou, o principal fator de atração para a ocupação da Vila Santa Isabel e adjacências (CARDOSO, 2011).

As origens da ocupação antrópica na bacia remontam dos fins da década de 1950, quando ocorreu o primeiro loteamento dessas terras. A intervenção de maior amplitude nesta área refere-se, contudo, à construção da barragem Mãe d'Água, alterando a rede de drenagem original e modificando seu regime hídrico. Posteriormente, o aumento populacional, por meio do intenso processo migratório para a Região Metropolitana de Porto Alegre, nas décadas de 1970 e 1980, provocou uma aceleração no processo de urbanização em toda a grande Porto Alegre, bem como na área de estudo (LOSS; KNIJNIK, 1994). A implantação de novos loteamentos, muitos de forma irregular e sem planejamento, resultaram no atual Complexo Vila Santa Isabel. Este processo de urbanização modificou o Quadro morfológico original, alterando a dinâmica existente e inserindo outras características ou ritmos ao ambiente (FUJIMOTO, 2002).

A ocupação de áreas de risco, como nas encostas do morro Santana e às margens dos cursos d'água, desmatando a vegetação natural (HÜFFNER, 2013) potencializou os problemas de inundações e alagamentos na bacia, problemas cujas frequências têm apresentado aumento na última década. A maior parte da bacia não apresenta sistemas públicos de drenagem urbana e saneamento, não havendo rede coletora nas vias locais (ZANANDREA, 2016).

Conforme observado em campo, a partir de 2014, muitas ruas têm sido asfaltadas. Entretanto, não se observa a construção de galerias de drenagem previamente à implantação da pavimentação asfáltica. À medida em que aumentam as superfícies impermeabilizadas, ocorrem alterações significativas no regime de escoamento dos cursos d'água da bacia, pois há aumento do volume de água escoado superficialmente e redução da infiltração; o aumento do volume do escoamento superficial pode resultar em inundações onde outrora não havia, ou agravar em locais onde já ocorria inundações de menor magnitude. Tais eventos de inundação têm sido observados com maior frequência pela população da bacia⁶⁶.

Os impactos na represa Mãe d'Água, devido ao lançamento de sedimentos, efluentes domésticos e resíduos sólidos na rede de drenagem ao longo dos últimos cinquenta anos, são visíveis se analisados, por exemplo, o perímetro e a área do lago da represa, que, segundo RANGEL (2008), reduziram em alarmantes 46% e 65% das dimensões originais, respectivamente, entre os anos 1972 e 2000. VIANA ET AL. (2000) apontam que o crescimento de macrófitas⁶⁷ devido ao excesso de nutrientes nas águas e a inexistência de medidas de contenção de erosão e dos sedimentos são fatores importantes para o entendimento deste processo. POLETO (2007; 2011) observam que "a foz da bacia urbana, após as chuvas, se parece com um grande depósito de resíduos sólidos urbanos" (POLETO, 2011, p. 362)

Em 1996, VIANA ET AL. (2000) coletaram amostras de sedimentos que já comprovavam o assoreamento do lago da barragem Mãe d'Água por sedimentos e resíduos sólidos decorrentes da ocupação antrópica das áreas da bacia à montante:

"A sondagem (1A:MT) - com 1,22 m de profundidade, observa-se que na amostra A4 de 1,00 a 1,22 m de profundidade, há areia (bem selecionada) e lama: demonstrando a dinâmica original da bacia hidrológica. Na amostra A3 de 0,49 a 1,00 m, presença de lama clara gradando a escura com presença de raízes, lama preta e vegetais em decomposição: talvez aqui haja vestígios do início do desmatamento para a construção das casas. Amostra A2 de 0,13

⁶⁶ Vide exemplos recentes: <http://correiorural.com.br/comunidade/novo-alagamento-na-santa-isabel/> (março/2012); <https://youtu.be/j1EyW1Z37jg> (setembro/2015); https://twitter.com/_PauloRocha/status/816570771258699776 (janeiro/2017).

⁶⁷ Quando do represamento de corpos d'água e seu enriquecimento pela erosão do solo e do aporte de esgotos de origem doméstica e industrial, pode ocorrer a **eutrofização** dos recursos hídricos, que é o fenômeno causado pelo excesso de nutrientes (compostos químicos ricos em fósforo ou nitrogênio) numa massa de água, provocando um aumento excessivo de algas. Devido a isso, há o desequilíbrio do ambiente aquático, causando a depleção da quantidade e qualidade da água dos mananciais e o comprometimento da fauna e flora associadas a eles. Um dos sintomas deste processo é a elevada proliferação das **macrófitas aquáticas**, que podem impedir os múltiplos usos dos recursos hídricos. As macrófitas aquáticas são plantas que apresentam grande capacidade de adaptação e amplitude ecológica, habitando ambientes variados de águas doce, salobra e salgada, ambientes de água estacionária e corrente (MOURA ET AL., 2009).

a 0,49 m, areia com lama, cascalho e pequenos seixos. Presença de **tijolo, plástico e vidro**: pode-se deduzir que aqui dá-se a ocupação urbana da área, com ação antrópica mais efetiva. Na amostra A1 da superfície a 0,13 m, é composta por lama e areia: indicando uma deposição derivada do extravasamento da lâmina d'água da barragem nos períodos de cheia." (VIANA ET AL., 2000, p. 171, grifos nossos).

Mais recentemente, FERNANDES (2015) apresenta resultados de coleta de amostras de sedimentos com vistas à análise das concentrações dos metais zinco (Zn) e níquel (Ni), dos teores de matéria orgânica e da composição granulométrica em diferentes profundidades amostradas em testemunhos de sedimentos. Todas as amostras apresentaram concentrações de Zn e Ni acima do valor de *background*⁶⁸ local e com padrões de crescimento. O índice de geoacumulação demonstra que a maior parte das concentrações de metais em profundidade encontra-se como "não poluída"; porém, fica eminente o enriquecimento nas superfícies, onde a classificação variou entre moderadamente à fortemente poluído, confirmando que as modificações antrópicas ocorridas nas últimas décadas nesta bacia podem implicar em diversos passivos ambientais como a contaminação deste ecossistema lacustre. O autor atribui às altas taxas de urbanização das áreas à montante (i.e., Bacia Mãe d'Água) a alta produção e carreamento de sedimentos contaminados ao recurso hídrico, bem como seus reflexos negativos sobre os corpos d'água ali presentes.

Em 1966, 43,5% da área da bacia Mãe d'Água ainda eram de mata nativa, enquanto, em 1982, esse índice caiu para 22% (ALVES, 2000) e, em 1990, para 18,9% (LOITZENBAUER ET AL., 2009). Essa diminuição expressiva da mata ciliar pode ser explicada pela implantação do Campus do Vale da UFRGS, que serviu como fator atrativo, juntamente com o baixo valor da terra. Em 2005, a mata ciliar representava apenas 3,57% da área da bacia (POLETO, 2007).

Embora a bacia seja formada por quatro arroios, diz-se que há um "quinto afluente", que é a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da UFRGS que, apesar de estar funcionando, atualmente, tem uma eficiência de tratamento de apenas 40% (MENDES, 2014).

Seguindo o caminho das águas, o esgoto, os resíduos sólidos e os sedimentos drenados provenientes das áreas à montante do lago da barragem acabam se depositando no lago ou seguem para o Arroio Dilúvio, que recebe, anualmente, 50.000 m³ de sedimentos (i.e.,

⁶⁸ Para a avaliação dos níveis de metais encontrados nas áreas de estudo é importante a utilização de valores de *background* locais, que podem ser obtidos por meio de amostras compostas coletadas em áreas vegetadas sem alterações antrópicas ou do fundo de lagos, i.e., áreas que não foram afetadas por descargas de contaminantes e, portanto, preservam as características originais do local (POLETO, 2007).

sedimentos e resíduos sólidos) necessitando de dragagem constante para evitar inundações (DEP/PMPA, 2014). Limpeza realizada na superfície de toda a extensão do Dilúvio, entre setembro e outubro de 2015, removeu 65 toneladas de resíduos do arroio (BARROS, 2016). Desde março de 2016, uma Ecobarreira⁶⁹ (Figura 5.30) instalada (por uma empresa privada) na foz desse arroio, junto ao lago Guaíba, já capturou e removeu das águas 250 toneladas de RSU (até julho de 2017), que foram então encaminhados ao aterro sanitário de Minas do Leão pelo DMLU (Departamento Municipal de Limpeza Urbana de Porto Alegre) (DMLU, 2017a).



Figura 5.30 – Fotos da Ecobarreira de resíduos sólidos instalada no Arroio Dilúvio.

Fonte: ACERVO PESSOAL (07/04/2016).

Em agosto de 2017, um recuo do Lago Guaíba devido ao forte vento fez com que suas águas atingissem o nível de 0,23 metro, o que deixou expostos resíduos sólidos descartados irregularmente. Em quatro dias de limpeza da orla do Guaíba em diferentes pontos de Porto Alegre, o DMLU recolheu 76 toneladas de resíduos, como galhos, garrafas PET, fogões e até um vaso sanitário (Figura 5.31). O serviço contou com 74 funcionários e com o auxílio de caminhões caçamba e tratores (DMLU, 2017b). Embora tenha sido uma situação atípica *encontrar* os resíduos sólidos (i.e., esta foi a menor cota do Guaíba nos últimos 12 anos), seu lançamento é algo que faz parte do dia-a-dia do Lago Guaíba: dos cinco principais rios que abastecem o Lago, três deles estão entre os mais poluídos do Brasil, e é para o lago que é escoado um quarto de todo volume de água da bacia hidrográfica do Estado do Rio Grande do Sul, inclusive os descartes irregulares às suas margens ou nos arroios, como ocorre na

⁶⁹ A estrutura da Ecobarreira sobre o arroio Dilúvio possui 0,20 m de profundidade e é composta por ilhas flutuantes, que ajudam na limpeza da água, e uma gaiola de metal retira os resíduos sólidos das águas do Dilúvio. Depois de coletado, os resíduos são recolhidos pelo DMLU e levados a um aterro sanitário. Desta forma, a Ecobarreira representa um auxílio para não deixar resíduos chegarem ao Lago Guaíba. O projeto é do prof. Gino Gehling (UFRGS). Informações sobre o projeto estão disponíveis em <http://ecobarreiradiluvio.com.br>.

Bacia Mãe d'Água.

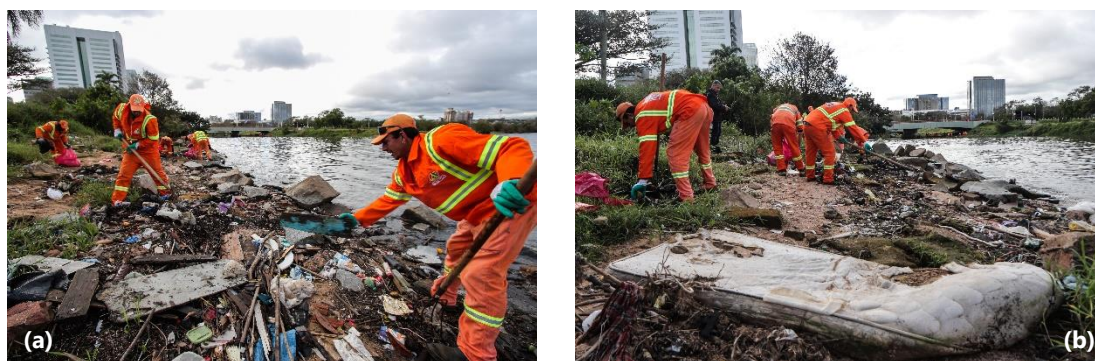


Figura 5.31 – Fotos de equipes da Secretaria Municipal de Serviços Urbanos (SMSurb, Porto Alegre) realizando limpeza da orla do Guaíba – os resíduos apareceram devido ao recuo das águas do lago, causado por ventos intensos.

Fonte: JOEL VARGAS/PMPA (14/08/2017).

Diversos estudos têm sido desenvolvidos nesta bacia hidrográfica desde os anos 1990. Estes estudos abordaram aspectos da degradação ambiental, utilizando parâmetros de qualidade da água (e.g., FREITAS, 2005), carreamento de sedimentos (e.g., POLETO, 2007), disposição inadequada de resíduos sólidos (e.g., JAWOROWSKI ET AL., 2005; UNGARETTI, 2010, entre outros).

No Quadro 5.4, são apresentados os principais trabalhos⁷⁰ (i.e., pesquisas) desenvolvidos na área da Bacia Mãe d'Água, ainda que abrangida dentro de um contexto espacial mais amplo. São especificadas algumas características quanto aos aspectos abordados nas análises (aspectos físicos de modo geral, qualidade água, sedimentos, resíduos sólidos; aspectos socioeconômicos, históricos, relativos à urbanização e à evolução da ocupação antrópica; aspectos legais e jurídicos), a algumas técnicas de coleta e tratamento dos dados (sensoriamento remoto e processamento digital de imagens, coleta de dados *in loco* (i.e., medições de parâmetros físico-químicos e realização de entrevistas/questionários; experimentos e análises laboratoriais) e, por fim, se foi realizada alguma proposta com vistas à melhoria (ou recuperação) do ambiente (considerado natural ou urbanizado).

No presente trabalho, a Bacia Mãe d'Água é caracterizada quanto a seus aspectos físicos e socioeconômicos, de modo que este corpo de conhecimento subsidie a modelagem socioambiental dos resíduos sólidos nesta área de estudo. Tal caracterização faz parte dos RESULTADOS apresentados no Item 6.1.

⁷⁰ Não se incluem publicações diversas sobre a mesma pesquisa e/ou dado levantado originalmente.

Quadro 5.4 – Trabalhos realizados sobre diferentes assuntos relativos à Bacia Mãe d'Água.

Autor / Data	Características da análise: Abrangência espacial, itens abordados, técnicas utilizadas											
	1) Bacia Mãe d'Água 2) Bacia Mãe d'Água + B.H. Dilúvio 3) Bacia Mãe d'Água + outras áreas	Aspectos físicos de modo geral	Qualidade água	Sedimentos	Resíduos sólidos	Socioeconômica	História, urbanização, evolução da ocupação	Aspectos legais e jurídicos	Sensoriamento remoto Processamento digital de imagens	Coleta de dados <i>in loco</i>	Experimentos de laboratório	Proposta de recuperação ambiental
ALVES (2000)	1	•				•	•		•	•		
VIANA ET AL. (2000)	2	•	•	•	•		•			•	•	
FUJIMOTO (2001)	1	•	•			•	•	•	•	•	•	
SKRABE ET AL. (2002)	1	•	•			•				•		•
BOLLMANN (2003)	3	•	•			•				•		
ALVES (2004)	2	•				•	•		•		•	
FREITAS (2005)	1	•	•							•	•	
JAWOROWSKI ET AL. (2005)	1	•	•		•							
POLETO (2007)	1	•	•	•		•			•	•	•	
RANGEL (2008)	1	•	•			•	•		•	•		
LOITZENBAUER ET AL. (2009)	1	•				•						
MOURA E BASSO (2011)	1	•	•			•	•		•	•	•	
UNGARETTI (2010)	1	•			•	•	•			•		
CARDOSO (2011)	1	•	•	•		•	•		•	•	•	
HECK E SCHNEIDER (2011)	1	•							•			
BUFFON ET AL. (2011)	3	•							•			
IESCHECK ET AL. (2012)	3	•							•			•
FADEL E CAMPOS (2013)	2	•					•					•
WARTCHOW E PASSUELLO (2013)	1	•				•				•		•
HÜFFNER (2013)	1	•					•		•			•
BERTONI ET AL. (2014)	1	•			•	•		•	•			•
MAIA E SILVEIRA (2014)	1	•						•				
CARDOZO ET AL. (2015)	1	•							•			
FERNANDES (2015)	1	•		•						•	•	
MICHEL ET AL. (2015)	1	•		•								
MAIA (2015)	1	•				•	•			•		
ANDRADE (2015)	1	•				•						•
ZANANDREA (2016)	1	•					•	•	•	•		•

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2015, rev. 2017).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Resolução CONAMA 01/1986 define impacto ambiental como “qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; a qualidade dos recursos ambientais”. Esta mesma Resolução determina então a obrigatoriedade de se realizar um estudo de impacto ambiental (EIA), que é composto, dentre outros, pelo diagnóstico ambiental.

Nesta pesquisa, partiu-se do preceito de que a gestão e o gerenciamento de resíduos sólidos em áreas urbanas afetam diretamente o meio ambiente da bacia hidrográfica, i.e., a ausência ou a ineficiência da gestão e/ou do gerenciamento dos resíduos sólidos podem ser causadores de impactos ambientais negativos, danosos ao meio ambiente e às populações que nele vivem.

Resguardada a importância de se analisar os impactos ambientais decorrentes da má gestão e/ou mau gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos, a presente pesquisa não pretende apresentar um estudo de impactos ambientais. O foco aqui está na modelagem socioambiental de resíduos sólidos em áreas urbanas degradadas, que pode, inclusive, fornecer insumos a tal instrumento (i.e., ao EIA). Como modelagem, entende-se *uma* representação proposital e simplificada de algum sistema ou qualquer outro aspecto do mundo real (STARFIELD ET AL., 1990), que auxilia em sua compreensão. A qualificação da modelagem por “socioambiental” deixa explícita a intenção de representar a realidade envolvendo os elementos (ou problemas) sociais em sua relação com os elementos (ou problemas) ambientais.

A Resolução CONAMA 01/1986 distingue três meios para perfazer a abordagem completa do meio ambiente: o MEIO FÍSICO, que compreende componentes como o subsolo, as águas, o ar e o clima, os recursos minerais, a topografia, os tipos e aptidões do solo, os corpos d'água, o regime hidrológico, as correntes marinhas, as correntes atmosféricas, etc.; o MEIO BIOLÓGICO e os ecossistemas naturais, abrangendo a fauna, a flora, as áreas de preservação permanente, etc.; e o MEIO SOCIOECONÔMICO, que pode ser caracterizado pelo uso e ocupação do solo, os usos da água, demografia e socioeconomia, aspectos históricos e culturais da sociedade, além de relações entre a população local e os recursos ambientais.

Como etapa inicial da modelagem socioambiental, buscou-se caracterizar os meios físico e socioeconômico da área de estudo. Em seguida, são apresentados aspectos do sistema de

gestão e manejo dos resíduos sólidos em Viamão e na Bacia Mãe d'Água. Por fim, a modelagem da geração, transporte e retenção dos resíduos sólidos, no contexto da bacia hidrográfica, vem ao encontro da elaboração teórica do Ciclo Lixológico, estabelecendo as relações entre os processos associados à cada etapa e suas repercussões no ambiente da bacia.

6.1 Caracterização: bacia hidrográfica da barragem Mãe d'Água

A Bacia Mãe d'Água, conforme apresentado anteriormente, tem sido objeto de pesquisas acadêmicas e científicas há quase duas décadas (vide Quadro 5.4). Seus aspectos *históricos* relativos aos meios físico, biótico e socioeconômico encontram-se satisfatoriamente descritos e analisados na literatura especializada.

A caracterização dos meios físico e socioeconômico aqui apresentada tem por objetivo apresentar aspectos mais atuais de ambos os meios.

6.1.1 Meio Físico

A caracterização do meio físico abrange quatro temas: (1) a delimitação da área de estudo, fazendo uso do conceito de bacia hidrográfica, para encerramento territorial da presente pesquisa; (2) a morfometria da área de estudo, especialmente em seus aspectos contemporâneos, i.e., considerando as alterações antrópicas ocorridas recentemente; (3) as áreas de preservação permanente, tendo em vista suas condições de delimitação; e, por fim, (4) a cobertura do solo, que retrata a fronteira entre os meios físico e antrópico.

A delimitação da Bacia Mãe d'Água se deu a partir da definição do ponto do exutório, definido como o vertedouro da barragem Mãe d'Água. Foram testadas duas metodologias para extração de drenagem e delimitação, i.e., a implementada no ArcGIS e a no TerraHidro. Na Figura 6.1, são apresentadas as redes extraídas pelo Método 1 e 2. As áreas planas estão destacadas pelas elipses roxas.

Os resultados foram próximos, entretanto, por meio do Método 2 obteve-se melhor resultado quanto às áreas planas. Na Tabela 6.1, apresenta-se a comparação de algumas características dos dois resultados.

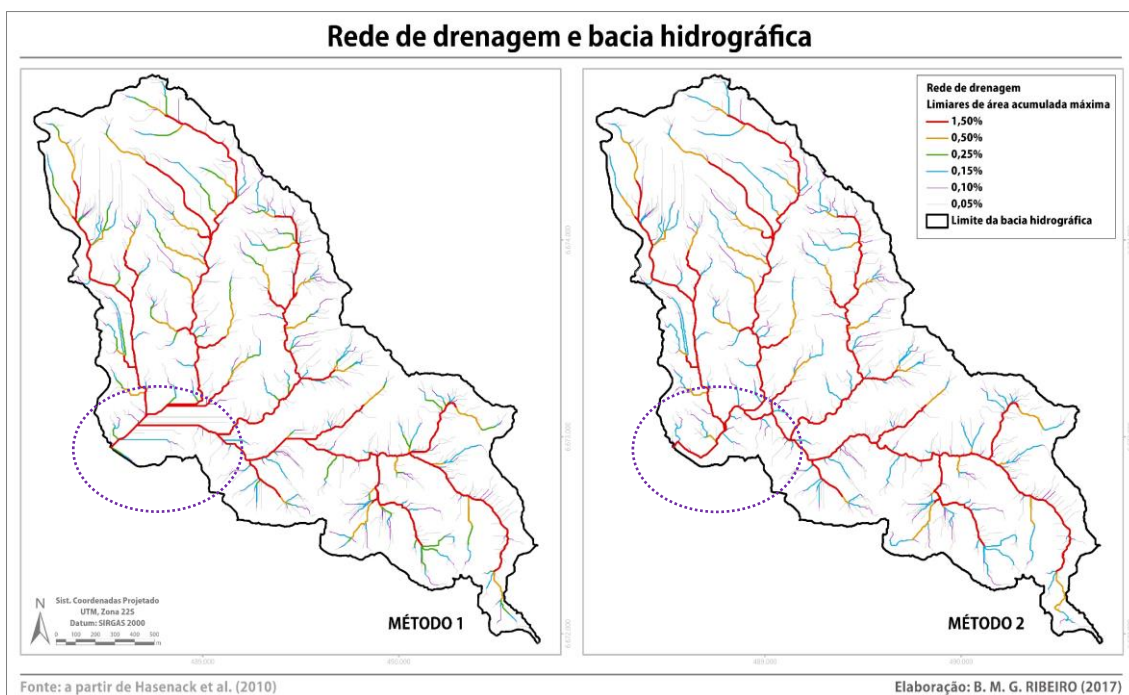


Figura 6.1 – Mapas da extração da rede de drenagem e delimitação da bacia hidrográfica conforme: (a) Método 1 (ArcGIS) e (b) Método 2 (TerraHidro).

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Tabela 6.1 – Características das redes de drenagem e bacia hidrográfica obtidos pelo Método 1 e 2.

Característica		Método 1 ArcGIS	Método 2 TerraHidro
Área da bacia hidrográfica		336,798 ha	336,792 ha
Perímetro da bacia hidrográfica		10,919 km	13,728 km
Extensão total da drenagem	Limiar: 1,50%	12,235 km	12,292 km
	Limiar: 0,05%	75,226 km	72,728 km

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Diante de tais resultados, adotou-se a rede de drenagem extraída no TerraHidro como a ser utilizada nas etapas subsequentes desta pesquisa. Com auxílio da ortofoto e da imagem orbital WorldView-2, foram realizadas as correções necessárias na rede. Na Figura 6.1, apresenta-se o Modelo Digital de Elevação (MDE) sobreposto pela rede de drenagem e as quatro sub-bacias (MDA-1, -2, -3 e -4) dos afluentes principais (A1, A2, A3 e A4) na bacia Mãe d'Água. Na Tabela 6.2, são relacionadas as principais características dos afluentes principais na bacia Mãe d'Água. Na Tabela 6.3, são apresentadas as principais características físicas das sub-bacias.

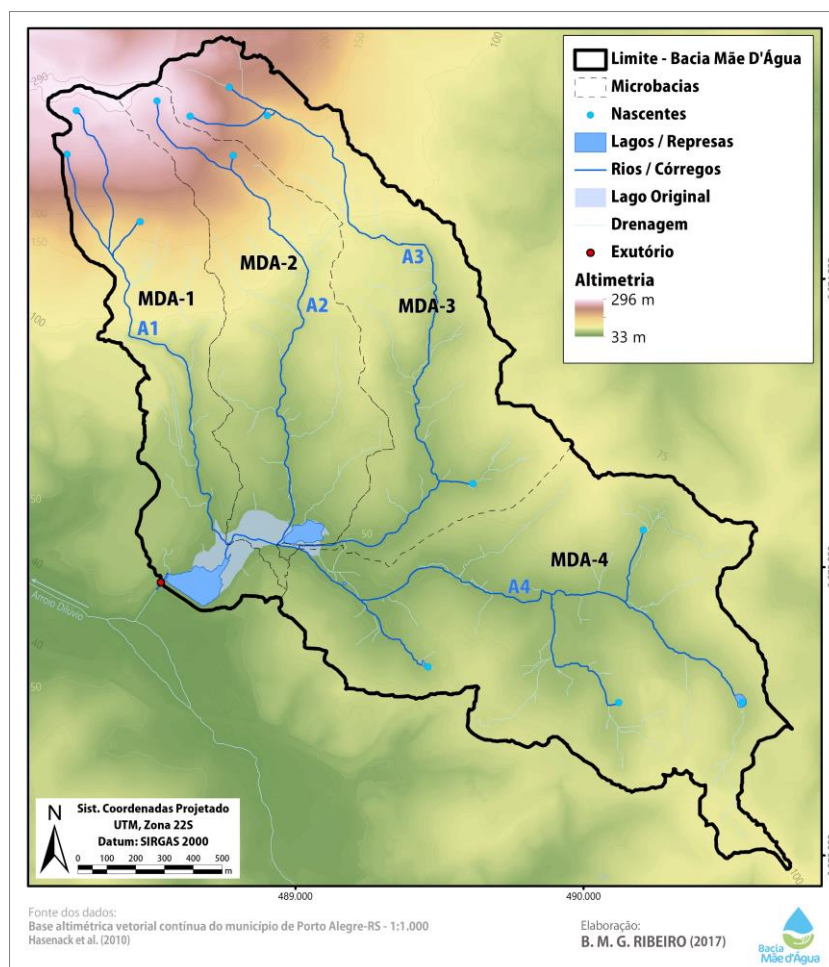


Figura 6.2 – Mapa da rede de drenagem principal da bacia Mãe d'Água sobreposto ao Modelo Digital de Elevação (MDE) (o exutório é identificado pelo ponto vermelho).

Fonte dos dados: HASENACK ET AL. (2010). ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Tabela 6.2 – Principais características físicas das microbacias dos afluentes principais na bacia Mãe d'Água.

Afluente	A 1	A 2	A 3	A 4
Extensão (km)	2,18	2,15	2,67	1,90
Cota mínima (m)	40,38	41,73	42,84	44,35
Cota máxima (m)	280,20	281,32	214,11	69,25
Declividade (%)	10,88%	11,00%	6,33%	1,20%
Sinuosidade	0,227	0,274	0,432	0,159
Declividade de álveo (m/m)	108,76	110,02	63,17	11,95

Fonte: Elaboração Própria (2017).

Tabela 6.3 – Principais características físicas das sub-bacias dos afluentes principais e da bacia Mãe d'Água.

Sub-bacia	MDA-1	MDA-2	MDA-3	MDA-4	BMDA
Área (km ²)	0,61	0,67	0,82	1,27	3,37
Perímetro (km)	5,24	5,08	6,52	6,58	13,79
Comprimento axial (km)	1,746	1,626	1,773	2,033	2,395
Coefficiente de compacidade	1,892	1,750	2,030	1,647	2,118
Fator de forma	0,61	0,67	0,82	1,27	3,37
Cota mínima (m)	40,38	41,73	42,84	44,35	40,38
Cota máxima (m)	295,00	294,97	289,10	100,37	295,00
Elevação média (m/m)	126,38	103,66	106,55	72,36	96,57
Declividade média (m/m)	0,233	0,186	0,207	0,131	0,179
Comprimento total dos cursos d'água (km)	2,753	2,205	3,129	3,084	11,171
Densidade de drenagem (km/km ²)	4,512	3,291	3,816	2,428	3,315
Extensão média do escoamento superficial (km)	0,420	0,369	0,642	0,979	9,412

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2013, rev. 2017).

Os coeficientes de compacidade das sub-bacias indicam que possuem forma mais esbelta (i.e., menos circular), o que está associado à maior potencialidade de produção de picos de enchentes elevados. No mesmo sentido, valores obtidos para o fator de forma próximos a 1 (i.e., MDA-3 e -4) indicam maior potencialidade de produção de picos de cheias.

A declividade da bacia ou dos terrenos da bacia tem uma relação importante e também complexa com a infiltração, o escoamento superficial, a umidade do solo e a contribuição de água subterrânea ao escoamento do curso d'água. É um dos fatores mais importantes que controla o tempo do escoamento superficial e da concentração da chuva e tem uma importância direta em relação à magnitude da enchente. Quanto maior a declividade, maior a variação das vazões instantâneas (PORTO ET AL., 1999).

Assim como a declividade média, a densidade de drenagem é uma característica a ser analisada relativamente: dentre as sub-bacias, a MDA-1 possui maior a densidade de drenagem da bacia, então, diz-se que seu sistema de drenagem é mais eficiente, i.e., mais rapidamente a água do escoamento superficial originada da chuva chegará à saída desta sub-bacia, gerando hidrogramas com picos maiores e em instantes mais cedo.

A partir da identificação dos quatro arroios da bacia Mãe d'Água, de suas nascentes e do lago da barragem (i.e., reservatório artificial), foram delimitadas as **Áreas de Preservação Permanente (APP)** relativas a tais corpos d'água, que são apresentadas no mapa da Figura 6.3. No total, na bacia Mãe d'Água, estas APP somam 75,53 ha, que corresponde a 22,4% da área total da bacia.

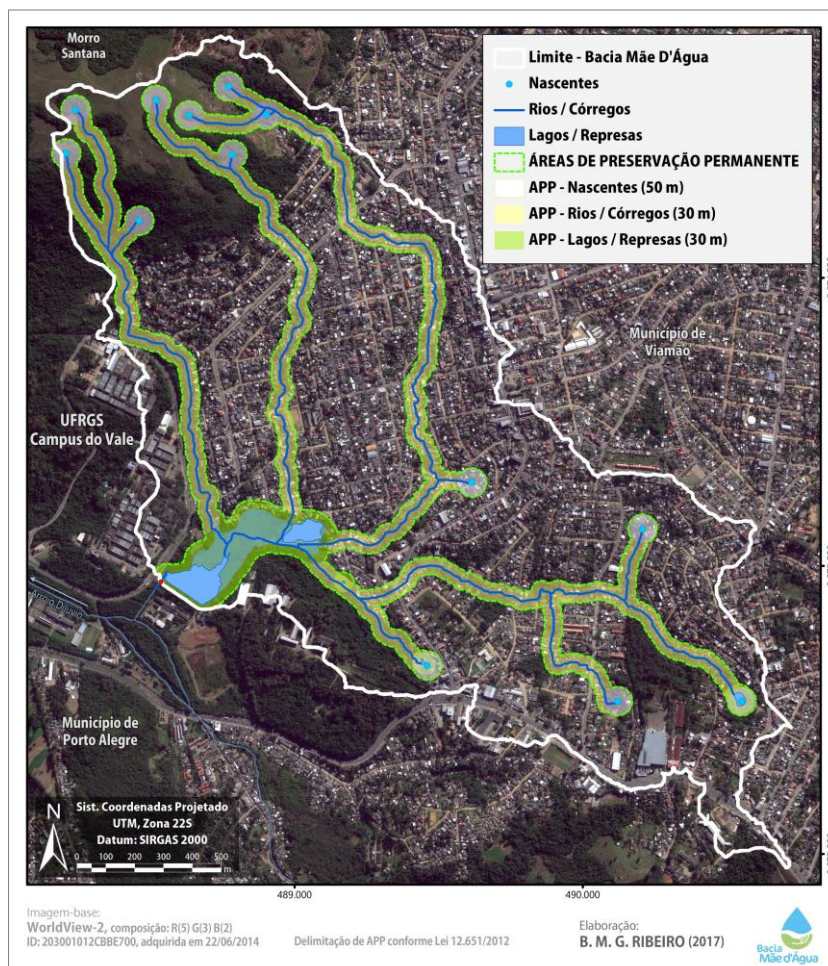


Figura 6.3 – Mapa temático: delimitação das áreas de APP em torno dos corpos d'água da Bacia Mãe d'Água.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Por meio do mapa da Figura 6.4, apresenta-se a classificação da declividade (em porcentagem) da região de estudo. Dentro dos limites da bacia Mãe d'Água, não há APP (Área de Preservação Permanente) de declividade (i.e., áreas com declividade maior que 45°, ou 100%); entretanto, cerca de 0,5% da área da bacia pode ser classificada como área de uso restrito (com declividades de 25° a 45° ou 47% a 100%, segundo a Lei nº 12.651/2012). Se considerada a Lei nº 6.766/1979 que restringe o parcelamento do solo em áreas com inclinação superior a 30%, cerca de 15,6% da área encontra-se restrita à ocupação por

habitações. Na Tabela 6.4, apresenta-se a distribuição das classes de declividade na bacia Mãe d'Água conforme classes de relevo definida pela EMBRAPA (1979).

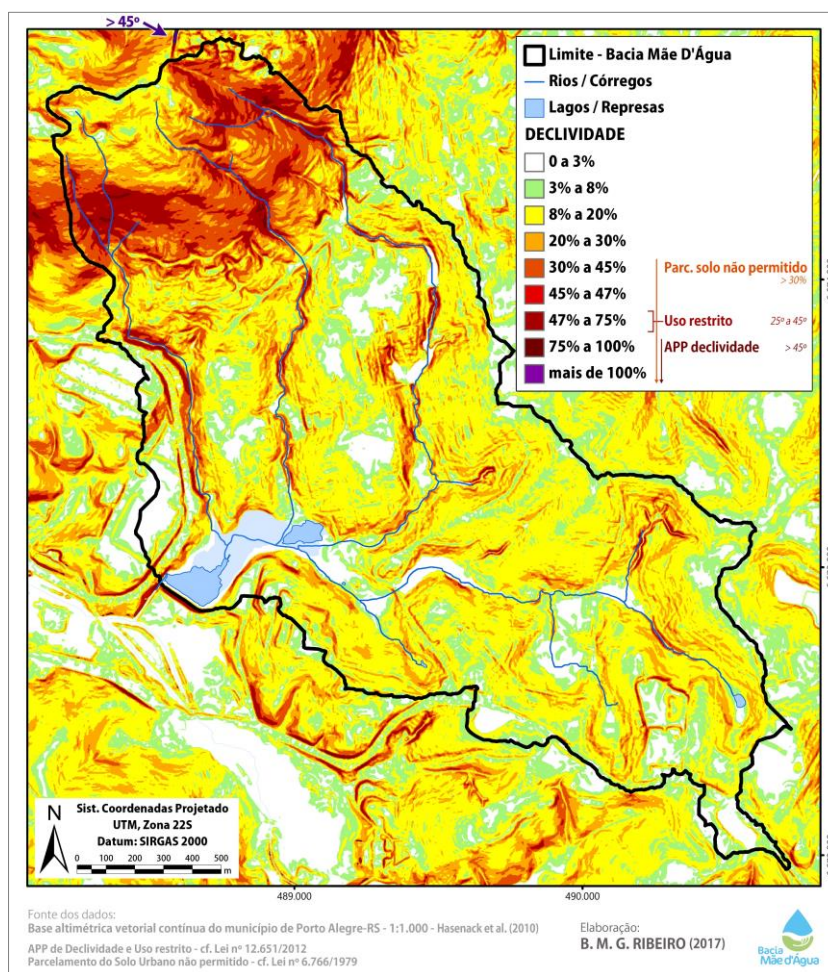


Figura 6.4 – Mapa de declividades da Bacia Mãe d'Água.
Fonte dos dados: HASENACK ET AL. (2010). ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Tabela 6.4 – Distribuição da área da bacia Mãe d'Água por classes de declividade.

Relevo	Declividade		Área	
	Mínima (%)	Máxima (%)	(ha)	%
Plano	0	3	38,26	11,36%
Suave-ondulado	3	8	53,21	15,80%
Ondulado	8	20	138,10	41,01%
Forte-ondulado	20	45	89,06	26,44%
Montanhoso	45	75	17,64	5,24%
Escarpado	75	100	0,52	0,15%

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2015). CLASSIFICAÇÃO BASEADA EM EMBRAPA (1979).

Além de caracterizar o meio físico, a identificação de APP e áreas de uso restrito auxiliam na

identificação de edificações localizadas irregularmente (ou ilegalmente) em tais áreas. Este resultado será apresentado no item 6.1.2.2.2.

A combinação de variáveis morfométrica locais de declividade e curvaturas horizontal e vertical permitiu a identificação de áreas propícias à acumulação de resíduos sólidos e de fluxos hídricos superficiais. A resultante de cada uma das três variáveis foi classificada em quatro quartis de distribuição dos valores resultantes. A Tabela 6.5 apresenta os limites inferiores de cada quartil para as três variáveis.

Tabela 6.5 – Limites inferiores da classificação por quartis das variáveis morfométricas declividade, curvaturas horizontal e vertical calculadas para a bacia Mãe d'Água.

Variável	Quartis			
	Q1	Q2	Q3	Q4
Declividade	< 3,76°	< 8,14°	< 15,33°	< 79,8°
Curvatura horizontal	< -19,64% / 100m	< -7,16% / 100m	< 5,31% / 100m	< 1.902,36% / 100m
Curvatura vertical	< -10,01% / 100m	< -0,61% / 100m	< 18,18% / 100m	< 1.211% / 100m

Obs: o primeiro quartil de cada variável morfométrica (Q1), destacado em verde, refere-se às condições favoráveis à acumulação de fluxos.
Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Estes resultados foram integrados e reclassificados, para então se calcular o **Índice Relativo de Propensão à Acumulação (IRPA)**. Ou seja, a partir dos resultados do IRPA, as áreas de acumulação foram classificadas por meio da ocorrência de *pixels* dos primeiros quartis (Q1) de todas as variáveis. Estes *pixels* correspondem às áreas do terreno com menor declividade, maior convergência e maior concavidade do relevo, relativamente às demais porções da área de estudo. No outro extremo estão os *pixels* classificados no último quartil das variáveis (i.e., Q4). Nesta classe estão as áreas de maior declividade, mais divergentes e mais convexas do terreno. O conjunto de dados contido no intervalo entre os dois extremos descritos correspondem a condições intermediárias de escoamento × acumulação.

O IRPA calculado revela que 0,86% do terreno da área de estudo têm propensão à acumulação de fluxo hídrico e, portanto, de resíduos sólidos, considerando as condicionantes topográficas. Estas áreas propensas à acumulação concentram-se de forma expressiva em algumas porções do terreno, o que fica mais evidente no mapa de densidade do IRPA apresentado na Figura 6.5 (manchas vermelhas escuras). A porção sul da área de estudo apresenta mais áreas propensas à acumulação em detrimento da porção norte. É possível afirmar que há áreas propensas à acumulação tanto em porções de alto curso da bacia, inclusive próximo ao interflúvio, como nas porções de médio e baixo curso.

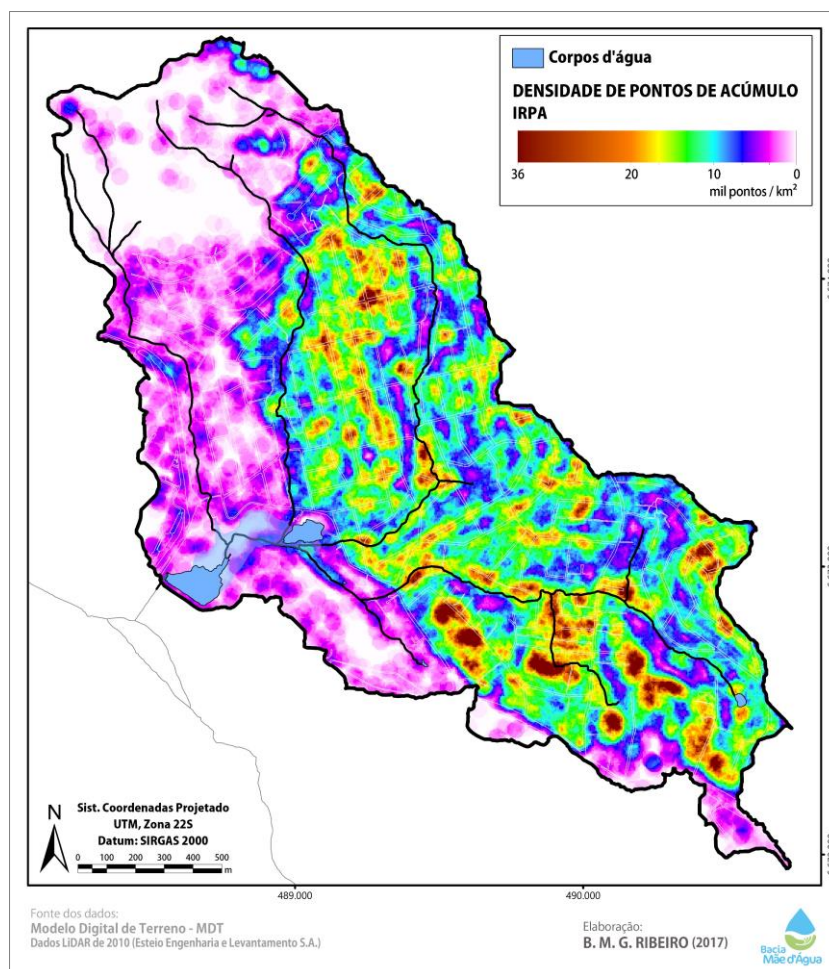


Figura 6.5 – Mapa de densidade de pontos propensos à acumulação de resíduos sólidos e fluxo hídrico na Bacia Mãe d'Água, obtido a partir do cálculo do Índice Relativo de Propensão à Acumulação (IRPA) sobre as variáveis topográficas: declividade, curvaturas horizontal e vertical. Para melhor visualização, o mapa de densidades foi produzido com células de 5 m e raio de 30 m.

Fonte dos dados: Modelo Digital de Terreno (MDT) / dados LiDAR. ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

6.1.1.1 Cobertura do solo

Como último resultado da caracterização do meio físico, foi produzido o mapa de cobertura do solo da bacia Mãe d'Água, apresentado na Figura 6.6.

Para avaliação dos resultados obtidos na classificação da cobertura do solo, aglutinou-se classes "parecidas", resultando em 15 classes de cobertura a serem avaliadas: CORPOS D'ÁGUA, ÁGUA EUTROFIZADA, VEGETAÇÃO RASTEIRA e ARBÓREA, SOLO EXPOSTO / PAVIMENTO EM TERRA, CALÇAMENTO EM "PEDRA TOSCA", PAVIMENTO ASFÁLTICO, PAVIMENTOS CIMENTÍCIOS (CLAROS e ESCUROS), COBERTURAS EM CIMENTO (CLARO e ESCURO), TELHADOS CERÂMICOS, TELHADOS METÁLICOS, PISCINAS, QUADRAS POLIESPORTIVAS, PONTO DE ÔNIBUS e SOMBRA.

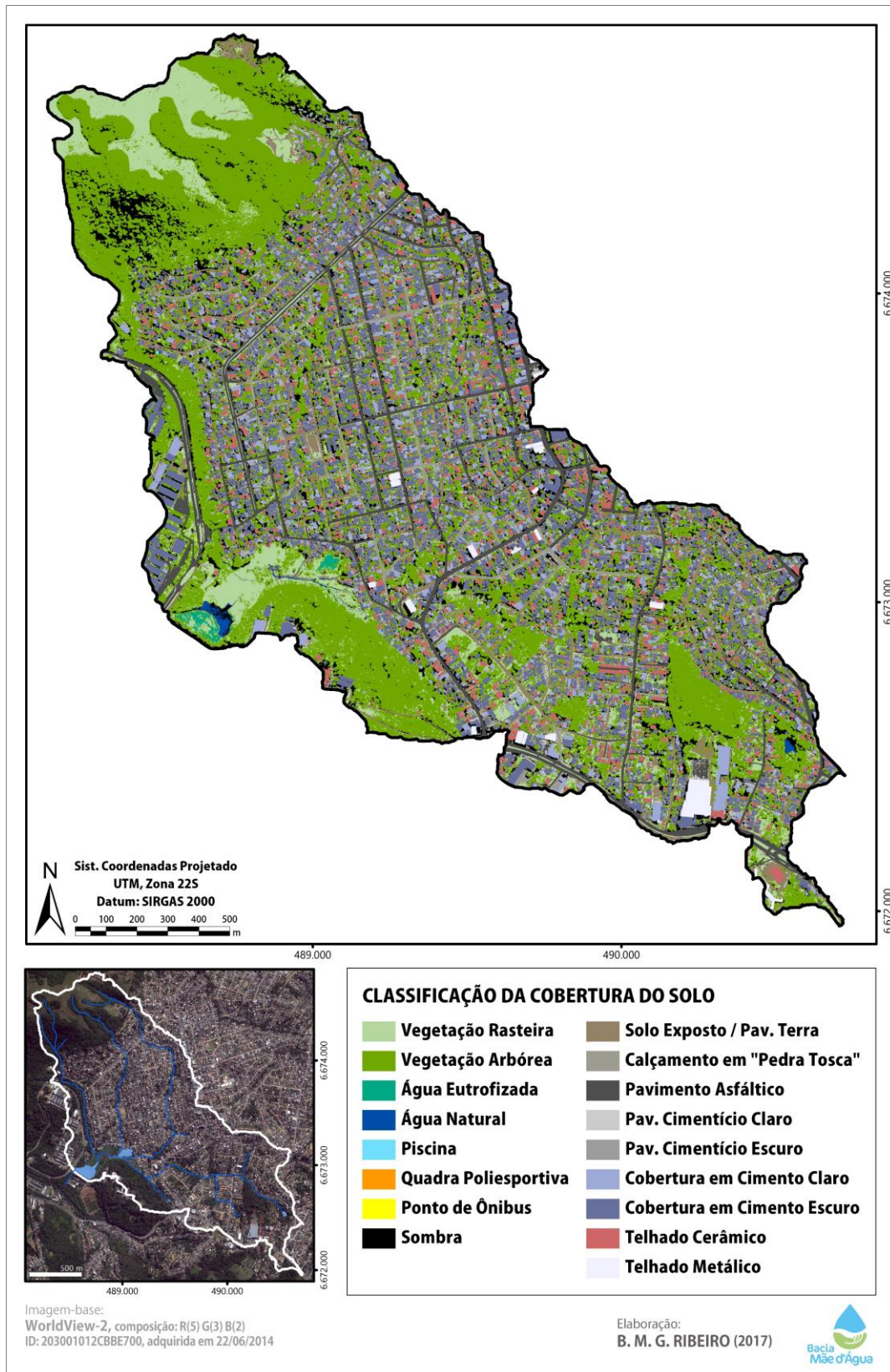


Figura 6.6 – Mapa temático da cobertura do solo da Bacia Mãe d'Água, em 2014.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

A classificação da cobertura do solo apresenta boas avaliações estatísticas, possuindo altos valores de exatidão global (0,9026) e índice *Kappa* (0,8849; variância = 0,00009646). O teste *Z* confirma a hipótese de diferença significativa (para um intervalo de confiança de 95%) entre o resultado desta classificação e de uma classificação aleatória ($Z > 1,96$, $\alpha = 5\%$)⁷¹.

No gráfico da Figura 6.7, é apresentada a distribuição percentual (i.e., em termos de área) das classes de cobertura do solo conforme mapeadas na área de estudo. Quase 40% refere-se a superfícies impermeáveis (i.e., construções ou pavimentação do solo). Com relação a esses dados, é necessária cautela na análise, pois os objetos de VEGETAÇÃO ARBÓREA muitas vezes ocultam a condição do solo sob sua copa, o que causa uma superestimação da classe relativa as árvores e subestimação das classes que podem estar no solo, sob sua copa (e.g., vegetação rasteira, solo exposto, entre outros).

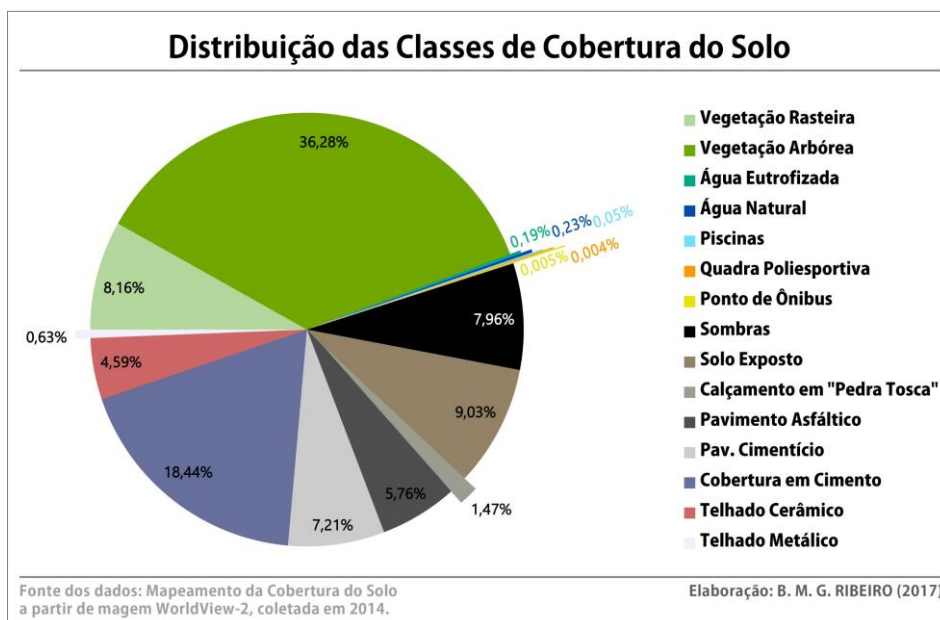


Figura 6.7 – Gráfico da distribuição percentual das classes de cobertura do solo conforme mapeadas na área de estudo.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

A classe SOMBRAS geralmente corresponde a áreas escuras na imagem, com ausência de informação. Entretanto, considerando-se que a imagem WorldView-2 usada neste trabalho não foi adquirida ao nadir, as áreas sombreadas não correspondem à ausência completa de resposta espectral do alvo.

Esta é uma limitação no uso de imagens de alta resolução espacial adquiridas em áreas

⁷¹ As estatísticas utilizadas para avaliação da classificação da cobertura do solo encontram-se no APÊNDICE A.

urbanas. Essas áreas sombreadas geralmente não são classificadas ou simplesmente classificadas como sombras, resultando em uma perda significativa de informações de recursos de terra. A GEOBIA é uma abordagem possível para superar este problema, por meio do uso de algoritmos que consideram não apenas a informação espectral, mas também vários outros atributos dos objetos, tais como relações de adjacência, informações espaciais, de forma, de textura e contexto espacial, para a classificação de áreas sombreadas nesse tipo de imagens (e.g., PINHO ET AL., 2012; ZHOU; TROY, 2008; ZHOU ET AL., 2009). Nesse caso, mesmo utilizando esses atributos, ainda assim restou grande quantidade de sombras na classificação final da cobertura do solo.

A partir da quantificação das classes de cobertura do solo, foi estimada a taxa de urbanização da bacia. Para tanto, adotou-se a taxa de impermeabilização, i.e., a proporção de áreas não permeáveis na bacia. Com o gráfico apresentado na Figura 6.8, mostra-se a evolução da taxa de urbanização da bacia Mãe d'Água (i.e., taxa de impermeabilização do solo). Os dados extraídos da classificação da cobertura do solo (Figura 6.6) são comparados com os dados decorrentes de ALVES (2000) e HÜFFNER (2013) (i.e., não se referem aos dados originais dessas autoras, mas sim, a uma nova análise dos mesmos).

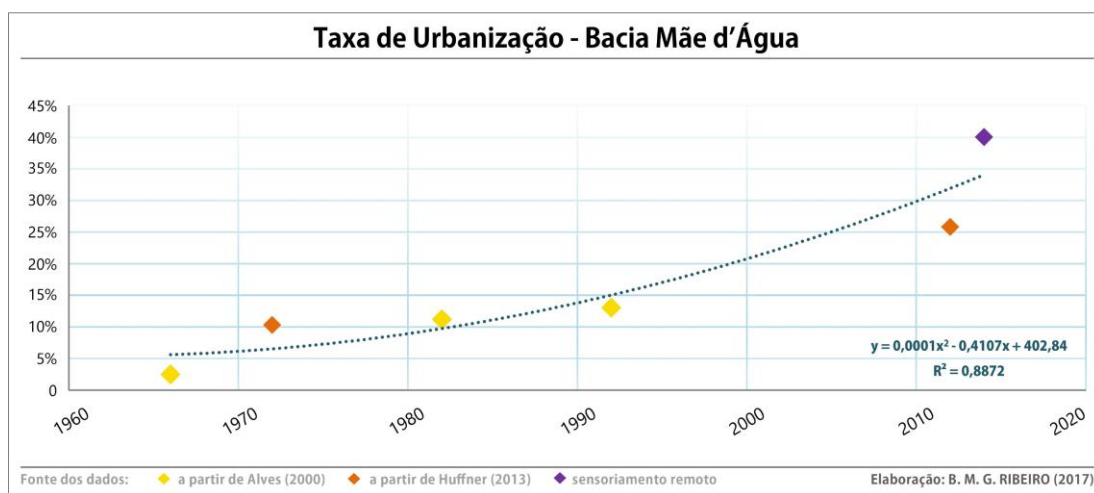


Figura 6.8 – Gráfico da evolução da taxa de urbanização da área da Bacia Mãe d'Água, de 1966 a 2014, com dados extraídos de análise de fotos aéreas e imagens orbitais.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2015) – A PARTIR DE ALVES (2000) E HÜFFNER (2013).

Considerando-se que cerca de 11% da área da bacia Mãe d'Água correspondem ao seu sistema viário; 27% são "não-ocupáveis", pois são terrenos da UFRGS, áreas de encosta do Morro Santana e áreas lindeiras ao lago da barragem; e 31% já se encontra ocupada (i.e., com edificações ou pavimentações), restam apenas 11% da área total livre, incluindo APP ainda não ocupadas. Isso resulta em menos de 50 m² por habitante, o que, em termos de qualidade ambiental urbana, dificulta atingir-se o valor recomendado pela Sociedade Brasileira de

Arborização Urbana (SBAU) de 15m²/habitante de áreas verdes públicas destinadas a recreação, que suas funções social e ambiental de fornecer bem-estar, lazer, recreação, microclima, entre outros benefícios (LUCON ET AL., 2013).

6.1.2 Meio Antrópico e Socioeconômico

A caracterização do meio antrópico e socioeconômico inicia-se com a primeira decorrência da ação humana no ambiente: a utilização do solo. A partir da identificação dos materiais que compõem a cobertura do solo de toda a área de estudo, define-se quais os usos de tais materiais e qual a intensidade das ocupações. Em seguida, é caracterizada a população da área de estudo, tanto a residente, quanto a “trabalhadora”, i.e., a população que passa o dia na área de estudo a trabalho.

6.1.2.1 Uso e ocupação do solo

O mapeamento do uso do solo classificou os objetos de edificações resultantes da etapa anterior (i.e., mapeamento da cobertura do solo) em relação à sua função, a saber: residencial, comercial e serviços, industrial, institucional de educação e de saúde. A avaliação da concordância da classificação utilizou dados coletados *in situ* (i.e., para avaliação da cobertura do solo) e resultou em 93% de exatidão global e índice de concordância *Kappa* de 0,945. Os erros de classificação referem-se integralmente a edificações de uso misto (i.e., residencial e comercial).

A definição de quais edificações possuem uso residencial estabelece o primeiro dado para determinação do número de domicílios da área de estudo. Tais objetos foram estabelecidos como domicílios no ano de 2014. Na sequência, estes objetos foram cruzados com a ortofoto de 2010, e então, definiu-se quais domicílios eram: a) existentes em 2010 e em 2014; b) inexistentes em 2010 (i.e., construídas entre 2010 e 2014); c) inexistentes em 2014 (i.e., demolidas entre 2010 e 2014).

Para finalizar a caracterização dos domicílios, foi adicionada a informação de número de pavimentos das edificações. Tal dado é proveniente dos dados processados de altura das superfícies (i.e., árvores, edificações, ruas, etc.) obtidas via perfilamento a *laser* (i.e., LiDAR). Este procedimento permitiu o cálculo da superfície habitável, utilizada então para determinação da quantidade de domicílio num mesmo polígono (i.e., no mesmo objeto de “edificação”).

Inicialmente, foram determinados o número de pavimentos de cada edificação, bem como a

superfície habitável e o número final de domicílios para o ano de 2010. Em seguida, com suporte de observações em campo, foram identificadas as ocorrências de adensamento (i.e., construção de mais pavimentos) para o ano de 2014. Este mapa apresentou 100% de exatidão global e índice *Kappa* igual a 1, pois foram inseridos dados adquiridos *in situ* para resolução de dúvidas.

O mapa da Figura 6.9 apresenta uma síntese de tais informações, indicando as edificações residenciais e não-residenciais nos anos de 2010 e 2014.

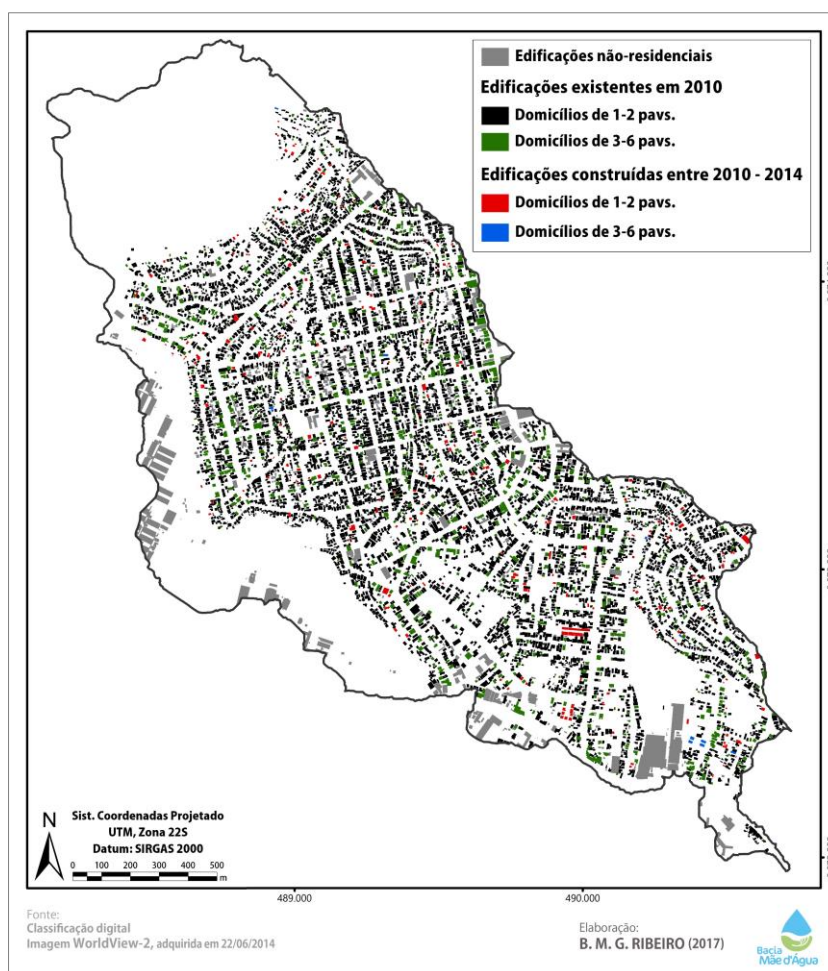


Figura 6.9 – Mapa da diferença dos domicílios mapeados para os anos de 2014 e 2010, na Bacia Mãe d'Água.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Foram mapeados 6.472 domicílios em 2010 e 6.831 em 2014, o que representa um aumento de 5,55%. Não foi observada demolição de edificação. Em alguns casos, edificações térreas cederam espaço para edifício de apartamentos. Na Tabela 6.6 são apresentados dados obtidos relativos aos domicílios mapeados para os anos de 2010 e 2014. Os resultados mostram que a maior taxa de crescimento foi do conjunto de domicílios em edificações de

três a cinco pavimentos (com 87 novos domicílios nessas condições). Em termos de superfície habitável, observa-se um aumento naquelas edificações de três a cinco pavimentos, o que acaba por resultar também em aumento de 7% da superfície habitável média por domicílio, de 127 m² para 136 m².

Tabela 6.6 – Síntese dos dados de ocupação do solo obtidos.

Ano	Total de domicílios	Distribuição por número de pavimentos		Superfície habitável total (m ²)	Distribuição por número de pavimentos	
		1 a 2	3 a 5		1 a 2	3 a 5
2010	6.472	96,72%	3,28%	823.998,01	79,94%	20,06%
2014	6.831	95,62%	4,38%	930.820,09	75,64%	24,36%
Taxa de incremento	<i>5,55%</i>	<i>-1,14%</i>	<i>33,63%</i>	<i>12,96%</i>	<i>-5,38%</i>	<i>21,46%</i>

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Estes resultados permitem levantar dúvidas quanto a afirmações de outros autores sobre o não-aumento do número de domicílios na área de estudo.

6.1.2.2 Caracterização socioeconômica e demográfica

Os Censos Demográficos são a principal fonte de informação sobre a situação de vida da população em cada um dos municípios e localidades do País. A sistematização de tais informações é essencial para que possam contribuir tanto no debate de questões socioespaciais, quanto na tomada de decisões estratégicas.

Para adequação dos dados socioeconômicos do Censo Demográfico 2010 (IBGE, 2011d) à realidade da área estudada em 2014, foi necessária sua desagregação em polígonos menos que os do setor censitário e a inferência da população em 2014. Essas etapas são apresentadas nos itens subsequentes.

6.1.2.2.1 Desagregação dos dados socioeconômicos

Para espacialização dos dados socioeconômicos provenientes do Censo Demográfico 2010 (IBGE, 2011d) foram testados três métodos para desagregação dos dados em quadras, a saber:

- a) Método 1: “coroplético” – transferência dos dados de domicílios e população dos setores censitários para as quadras da área de estudo, ponderando-se pela área; neste caso, há conservação do universo das variáveis (no conjunto de setores

- cenitários) – o resultado é o mapa coroplético (Figura 6.10a);
- b) Método 2: “dasimétrico” – transferência dos dados de domicílios e população dos setores censitários para as quadras da área de estudo, excluindo-se áreas de não-ocupação (e.g., corpos d’água, maciços arbóreos, grandes quadras institucionais - UFRGS) e ponderando-se pela área; neste caso, há conservação do universo das variáveis (no conjunto de setores censitários) – o resultado é o mapa dasimétrico (Figura 6.10b);
- c) Método 3: “ponderação conforme edificações mapeadas” multiplicação do número de domicílios mapeados para o ano de 2010 pela densidade demográfica do setor censitário; neste caso, as quantidades totais de domicílios e habitantes não condiz com aquela registrada pelo Censo Demográfico (IBGE, 2011d) – o resultado é o mapa apresentado na Figura 6.10c.

Na Figura 6.10 são apresentados três mapas da densidade de domicílios por hectare (ha) nas quadras, conforme os três métodos testados para espacialização dos dados socioeconômicos. Enquanto que no primeiro método (Fig. 6.10a) as quadras possuem padrões de distribuição da variável de forma homogênea entre suas vizinhas (i.e., pertencentes ao mesmo setor censitário), o terceiro método permite a diferenciação da ocorrência de domicílios quadra a quadra (Fig. 6.10c). No Apêndice B é apresentada a Tabela com os resultados obtidos, por quadra, para a quantidade de domicílios e habitantes, bem como suas distribuições por área, para os três métodos testados.

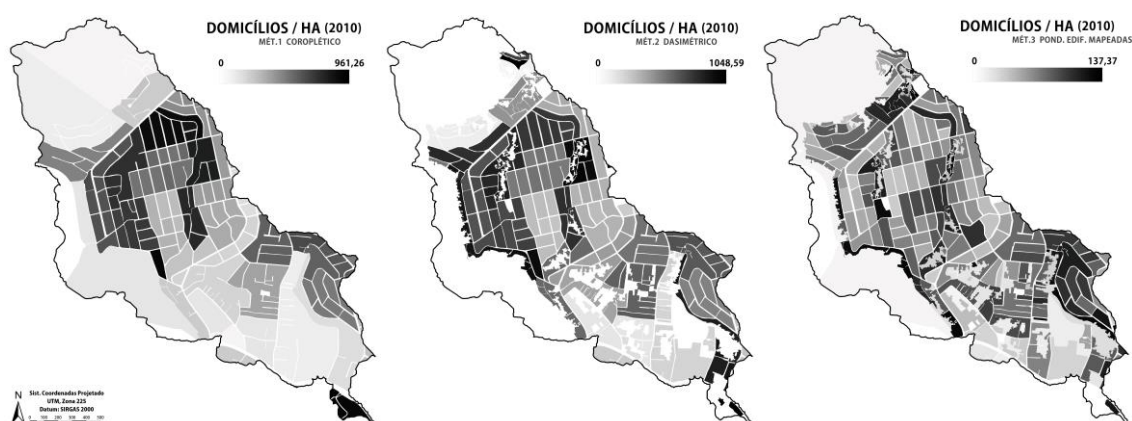


Figura 6.10 – Mapas da densidade de domicílios por hectare (ha) nas quadras, na Baía Mãe d’Água conforme os três métodos de inferência a: (a) coroplético; (b) dasimétrico; e (c) ponderado conforme edificações mapeadas, para o ano de 2010.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Na Figura 6.11, é apresentado um exemplo de discordância grande entre a quantidade de

domicílios existentes (i.e., 93 domicílios, segundo o Método 3) e o valor resultante da aplicação do Método Coroplético (i.e., 9 domicílios). Acredita-se que tal discordância possa se dever à dificuldade de acesso de agentes recenseadores ao local, na época da coleta de dados do Censo Demográfico 2010.



Figura 6.11 – Exemplo de discordância nos valores obtidos para cômputo da quantidade de domicílios por quadra, segundo os três métodos testados. A imagem orbital ao fundo dá evidências de que os resultados mais adequados são aqueles obtidos pela aplicação do Método 3.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

6.1.2.2.2 População inferida para o ano de 2014

A partir da definição do Método 3 como aquele a ser adotado para inferência da população e espacialização dos dados socioeconômicos relativos ao ano 2010, por representar a quantidade de domicílios mais fielmente à realidade, foi realizado o cálculo para as demais variáveis de interesse considerando-se a quantidade de domicílios em 2014 (vide Figura 6.9).

Adotando-se as densidades domiciliares (i.e., quantidade de moradores por domicílio) relativas a cada setor censitário, conforme o Censo Demográfico 2010 (IBGE, 2011d), foram obtidos os valores de 19.876 habitantes na Bacia Mãe d'Água, para o ano de 2010, e 20.940 para 2014 (i.e., taxa de crescimento de 5,35%). Para o município de Viamão, a população em 2010 era de 239.384 habitantes (IBGE, 2011d); em 2014, a estimativa populacional foi calculada em 251.033 habitantes (IBGE, 2014a), o que corresponde a uma taxa de crescimento de 4,87%.

A adoção, em 2014, da mesma taxa de ocupação dos domicílios de 2010 é bastante enviesada, pois se pressupõe que os arranjos familiares permanecem inalterados, sendo que, nos últimos anos, tem-se observado um desadensamento dos domicílios, i.e., menos pessoas

estão morando juntas, no mesmo domicílio, uma consequência, inclusive, da redução do número de filhos por casal. A decisão de se manter essa taxa constante decorre da dificuldade em se estabelecer um padrão para a evolução da população e do número de domicílios na área de estudo. Se analisada a população do município de Viamão, observa-se a taxa de crescimento anual de 0,51% no período de 2000 a 2010 (IBGE, 2000; 2011d), e 1,19% a.a. entre 2010 e 2014 (IBGE, 2011d; 2014a) (Figura 6.12). Com relação à área de estudo, a bacia Mãe d'Água, na literatura há relatos de taxa negativa de crescimento populacional para o período de 2000 a 2014 (i.e., entre -0,659% e -0,802 ao ano, conforme BERTONI ET AL. (2014) e ZANANDREA (2016), respectivamente) (Figura 6.13).

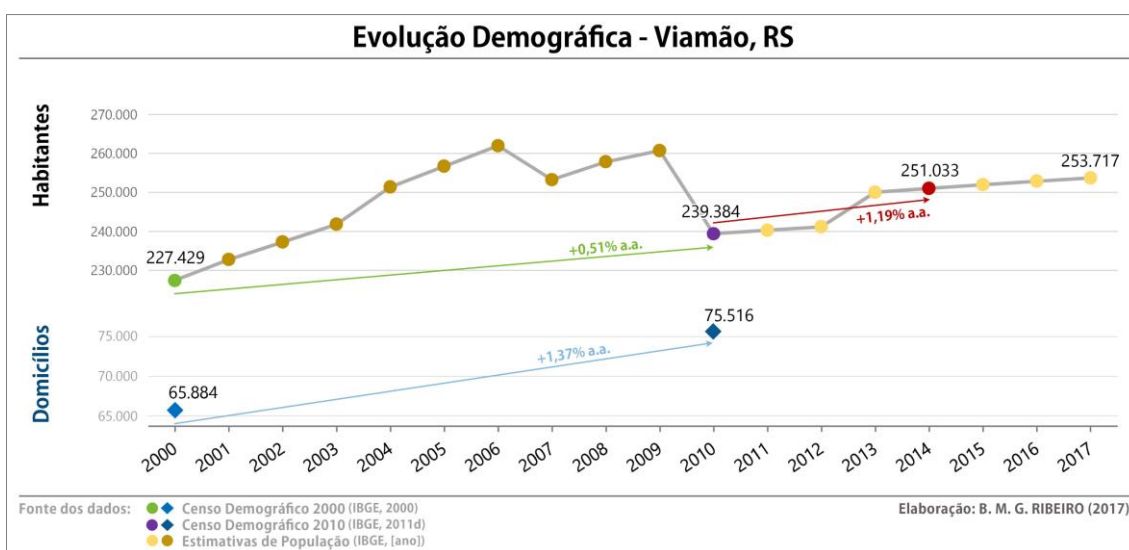


Figura 6.12 – Gráficos da evolução demográfica e habitacional em Viamão (RS), entre os anos de 2000-2017 e 2000-2010, respectivamente.

Fonte dos dados: IBGE (2000; 2011d, [ano]). ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

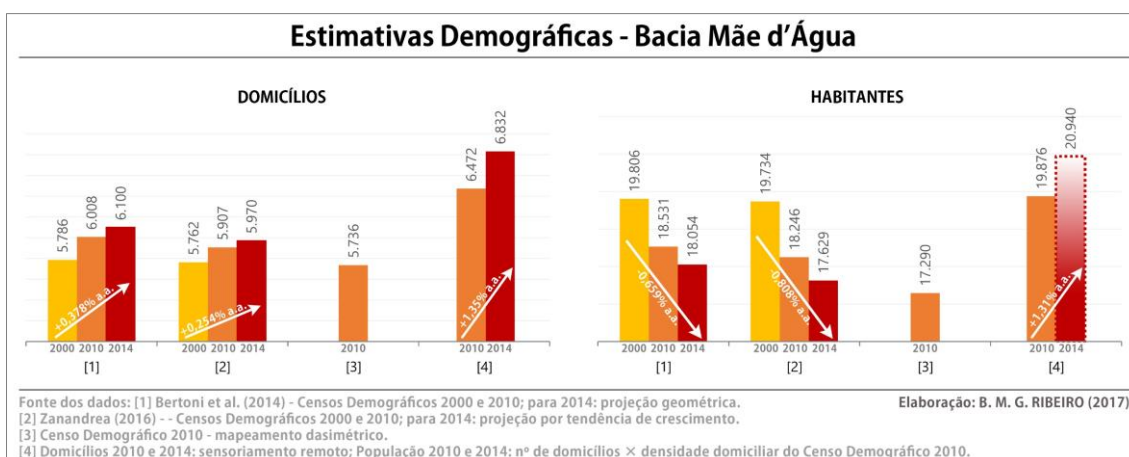


Figura 6.13 – Gráficos do número de domicílios e de habitantes estimados para a Bacia Mãe d'Água para os anos de 2000, 2010 e 2014 segundo diferentes fontes.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017) – A PARTIR DE BERTONI ET AL. (2014), ZANANDREA (2016) E IBGE (2011d).

Quanto ao número de domicílios, para o município de Viamão, observou-se crescimento de 1,37% ao ano entre 2000 e 2010 (não há estimativa anual do número de domicílios realizada pelo IBGE) (IBGE, 2000; 2011d) (Figura 6.13). Na Bacia Mãe d'Água, BERTONI ET AL. (2014) e ZANANDREA (2016) apontam crescimento de 0,378% e 0,254% ao ano, respectivamente. Entretanto, estas pesquisas se baseiam em dados censitários, que foram atribuídos ao polígono da área de estudo de modo ponderado por área (i.e., se 70% de um setor censitário faz parte da área de estudo, admite-se que 70% da população desse setor resida na área de estudo). O mapeamento dos domicílios realizados nesta pesquisa aponta para uma subestimação do número de domicílios pelo Censo Demográfico 2010 (coluna [3] do gráfico da Figura 6.13).

Ocupações irregulares

Considerou-se "ocupações irregulares" as ocupações antrópicas, i.e., edificações, em áreas: (a) não permitidas, por serem APP (i.e., Área de Preservação Permanente) de corpos d'água; (b) onde o parcelamento do solo urbano não é permitido (cf. Lei nº 6.766/1979); (c) invadidas ou que apresentassem irregularidade na posse do imóvel ou quanto à regularidade do loteamento, conforme dados (i) do IBGE, por meio do levantamento do Censo Demográfico 2010 relativos aos aglomerados subnormais (IBGE, 2011a) e (ii) da Prefeitura Municipal de Viamão (SANTOS, 2015; SGRI, 2017). No mapa da Figura 6.14, apresenta-se a demarcação das edificações classificadas como ocupações irregulares.

Nos 75,53 ha de APP existentes na bacia Mãe d'Água, há 2.095 edificações, sendo 1.940 residenciais; 68,7% das edificações encontram-se completamente dentro dos limites de preservação; os demais 31,3% possuem parte de sua área em APP. O sistema viário corresponde a 5,7% da área das APP; dos 71,23 ha restantes, 17,2% correspondem a áreas edificadas (i.e., área de projeção em solo, sem considerar número de pavimentos) e a área total impermeabilizada perfaz 21,2 ha (29,17%), conforme os resultados obtidos na classificação da cobertura do solo.

Nas áreas com restrição à ocupação por habitações devido às condições de declividade do terreno (i.e., acima de 30%), que corresponde a 52,6 ha da bacia Mãe d'Água, existem 227 edificações completamente inseridas nestas áreas, em que o parcelamento do solo urbano não é permitido (cf. Lei nº 6.766/1979) e 530 parcialmente inseridas (i.e., mais de 50% da área da edificação projetada no solo está nas áreas restritas ao parcelamento). Estas áreas ocorrem principalmente na encosta do Morro Santana e junto aos córregos. O atual Plano Diretor de Viamão, bem como a Lei de Uso e Ocupação do Solo, leis municipais nº 4.154/2013 e nº 4.177/2013, respectivamente, não abordam a questão da declividade dos terrenos, não

restringindo, portanto, a construção em áreas de inclinação acentuada. Entretanto, a Lei Municipal 2.520/1996 que dispõe sobre o parcelamento do solo urbano em Viamão, não permite o parcelamento do solo nas áreas urbana e de expansão urbana em terrenos com declividade igual ou superior a 30%, salvo se atendidas exigências específicas do departamento técnico competente.

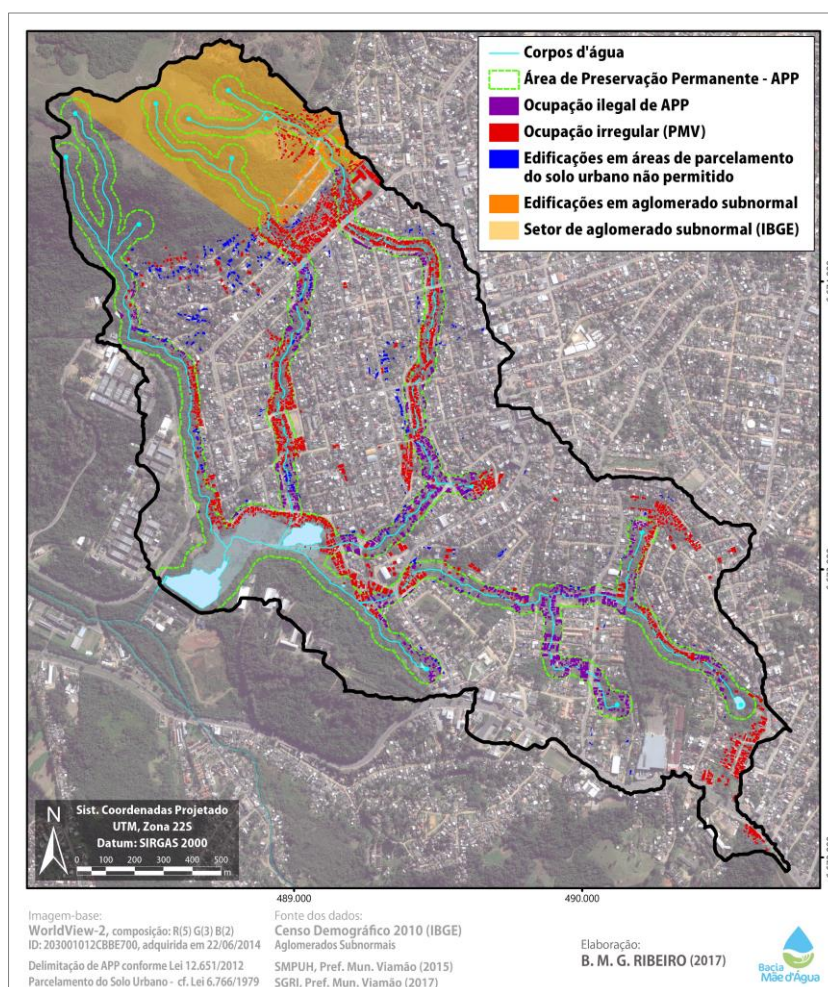


Figura 6.14 – Mapa temático: ocupações irregulares na Bacia Mãe d'Água.

Em roxo, edificações em áreas de APP; em vermelho, áreas de ocupação ilegal segundo dados da Prefeitura Municipal de Viamão (SANTOS, 2015; SEGRI, 2017), em azul, edificações em áreas de parcelamento do solo urbano não permitido, devido à declividade (>30%), e em marrom, edificações em setor de aglomerados subnormais (IBGE, 2011a).

Fonte dos dados: IBGE (2011a), SMPUH/PMV (2015), SGRI/PMV (2017). ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

As áreas classificadas como aglomerados subnormais correspondem a 32,53 ha, porém, 88% desta área encontram-se vegetadas (i.e., campos e mata). Na área de estudo, há apenas dois setores subnormais (IBGE, 2011a), que juntos somam 242 edificações. As áreas consideradas ocupações irregulares junto à Prefeitura Municipal de Viamão somam 1.792 edificações.

Por meio de dados estatísticos não é possível determinar as quantidades de invasões de terrenos, nem tampouco, sua distribuição espacial. O Censo Demográfico 2010 (IBGE, 2011d) fornece informações quanto à posse do domicílio (que é adquirida de forma autodeclarada), que pode ser: próprio (quitado ou em quitação), alugado, cedido (por empregador ou outro) ou “outra condição” (nesta categoria estão incluídos os domicílios ocupados por invasão).

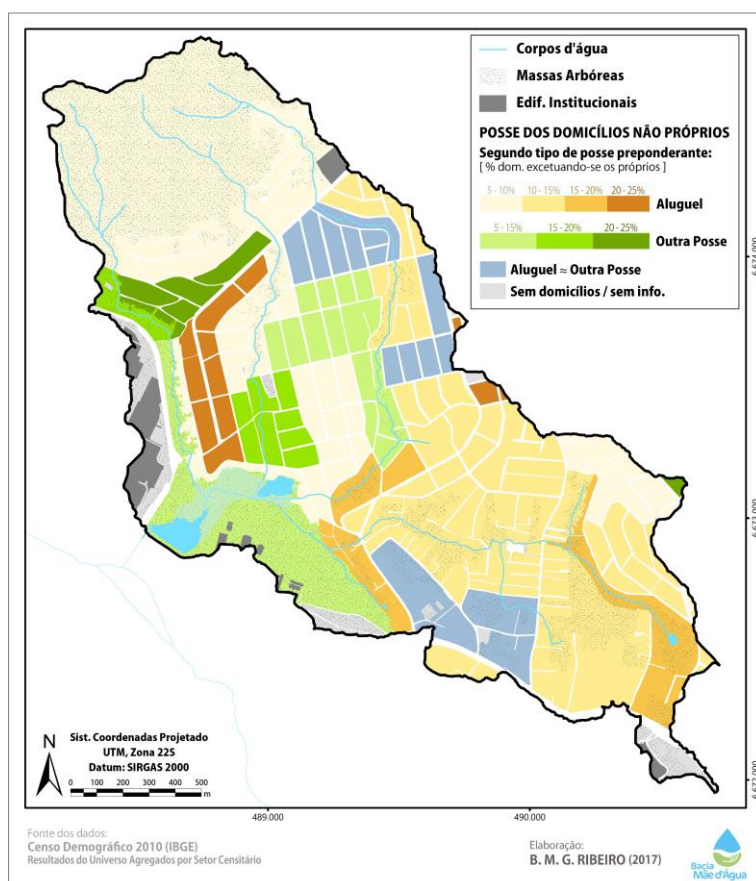


Figura 6.15 – Mapa da distribuição dos domicílios não próprios na Bacia Mãe d’Água – quadras classificadas conforme a segunda condição de posse predominante, i.e., alugados ou outra condição de posse, por quadras, para o ano de 2014.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

A grande maioria dos domicílios na Bacia Mãe d’Água é própria: 83,5% dos domicílios; em seguida, há 10,6% de domicílios alugados, 5,3% de domicílios cedidos e 0,6% com outra condição de posse. Entretanto, a distribuição dos domicílios conforme a posse revela que, excluindo-se aqueles domicílios próprios, os domicílios remanescentes, quando classificados em alugados ou cedidos, apresentam padrões de distribuição conforme apresentado pelo mapa da Figura 6.15: os domicílios em outra condição de posse são preponderantes sobre a porcentagem de domicílios alugados nas áreas inaptas à ocupação, i.e., nas áreas junto à UFRGS e na área de inundação do lago da barragem Mãe d’Água, junto aos córregos, e

principalmente, nas sub-bacias MDA -1, -2 e -3 (i.e., não havendo predominância de tais domicílios na porção sul da bacia).

Faz-se necessário enfatizar que, embora os dados do Censo Demográfico de 2010 sejam os mais detalhados e atuais para estudos envolvendo aspectos socioeconômicos e demográficos, tais dados possuem deficiências, dentre as quais, a representação da realidade de áreas de ocupação precária. Conjuntos de domicílios que obedecem a critérios estipulados pelo IBGE podem ser classificados como aglomerados subnormais, entretanto, observa-se que na bacia Mãe d'Água existem menos áreas classificadas como tais aglomerados em vista dos bolsões de ocupações irregulares e precárias existentes.

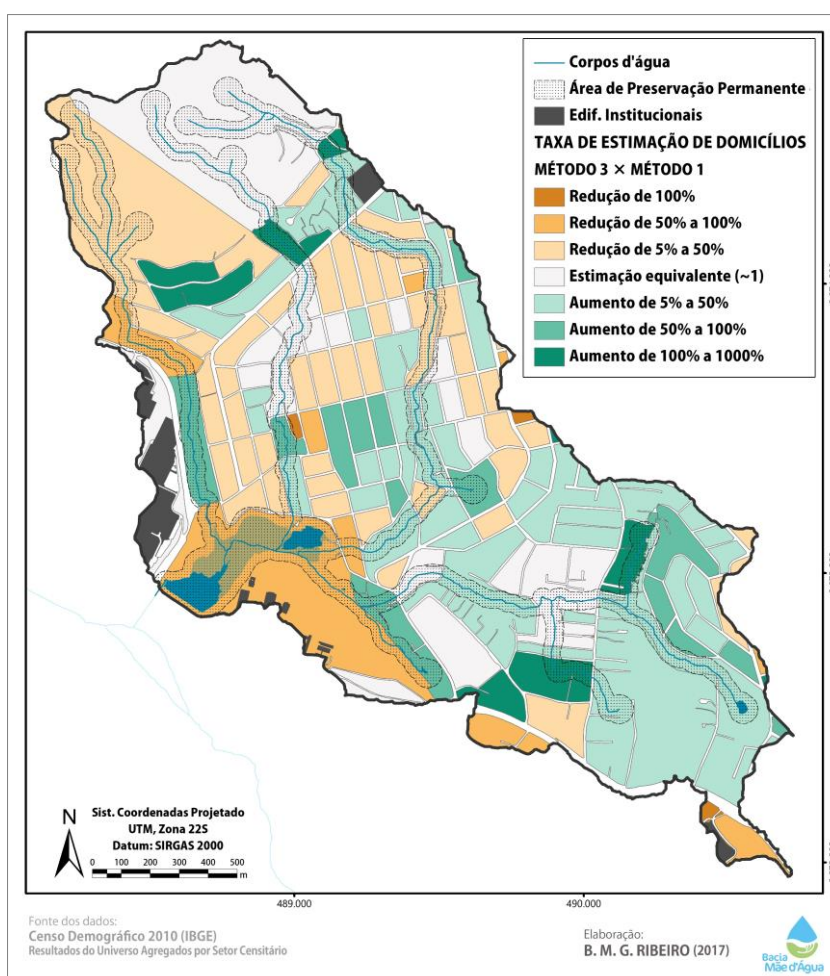


Figura 6.16 – Mapa da diferença entre as quantidades de domicílios mapeados, em 2010, pelos Métodos 1 e 3: quadras classificadas quanto à taxa de redução ou aumento no número de domicílios, com destaque para as áreas de APP.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Quando da estimativa da quantidade de domicílios na bacia, observou-se que muitas das edificações que contribuem para o aumento no número de domicílios detectados pelo

Método 3, em comparação com o Método 1 (i.e., que reflete mais fielmente os dados originais do Censo Demográfico), localizam-se em áreas de difícil acesso, principalmente por questões de segurança, e muitas delas correspondem a ocupações irregulares ou ilegais. O mapa da Figura 6.16 apresenta a diferença nas quantidades de domicílios estimadas pelos Métodos 3 e 1, para o ano de 2010, e a delimitação das APP, que são compostas, em sua maioria, por quadras em que houve aumento do número de domicílios na comparação dos dois métodos (i.e., em tons de verde) – o que reforça a tese da subestimação da quantidade de domicílios nos dados do Censo Demográfico. No total, foram identificados 556 domicílios a mais nas APP pelo Método 3. Dos 1.855 domicílios contabilizados, 71,3% encontravam-se totalmente dentro dos limites das APP.

6.1.2.2.3 Aspectos demográficos

A ocupação urbana da Bacia Mãe d'Água é formada por 5.760 domicílios recenseados⁷², sendo 5.684 particulares permanentes (DPP), distribuídos no território da bacia na taxa de 16,87 domicílios por hectare (ha). Com uma população de 17.474 moradores, a densidade demográfica é de 51,84 habitantes/ha, sendo que, em média, residem 3,07 pessoas em cada DPP. Estes são os dados obtidos por meio de dasimetria (i.e., Método 2), e que não refletem a realidade da ocupação da área de estudo no ano de 2010.

Tomando por base o número de domicílios determinado com auxílio de dados de sensoriamento remoto e pesquisa em campo, i.e., 6.472 em 2010 e 6.832 em 2014, obtém-se as taxas de 19,22 domicílios/ha (2010) e 20,29 dom/ha (2014). Com a densidade domiciliar bruta mantida em 3,07 habitantes/domicílio, a população residente é estimada em 19.876 habitantes, em 2010, e 20.940, em 2014, resultando em densidades demográficas brutas de 59,02 hab/ha (2010) e 62,17 hab/ha (2014).

Na Figura 6.17, apresenta-se o mapa da distribuição da densidade habitacional bruta (i.e., número de domicílios por hectare) por quadras na Bacia Mãe d'Água, em que ficam evidentes as maiores concentrações domiciliares juntos aos arroios (i.e., em Áreas de Preservação Permanente). Áreas com altos índices de edificações em pequenas porções de terra urbana resultam em menos solo disponível para a infiltração da água, prejudicando, assim, o ciclo hidrológico e aumentando os riscos de enchentes, principalmente nas áreas de várzea das bacias. Junto aos corpos d'água também estão as maiores taxas de densidade demográfica (i.e., habitantes por área) da bacia, conforme mostrado na Figura 6.18. Entretanto, esses

⁷² No Anexo A é apresentada a definição dos domicílios conforme Censo Demográfico 2010 (IBGE, 2011c).

valores são considerados baixos⁷³, i.e., em sua maioria, menos de 100 habitantes/hectare.

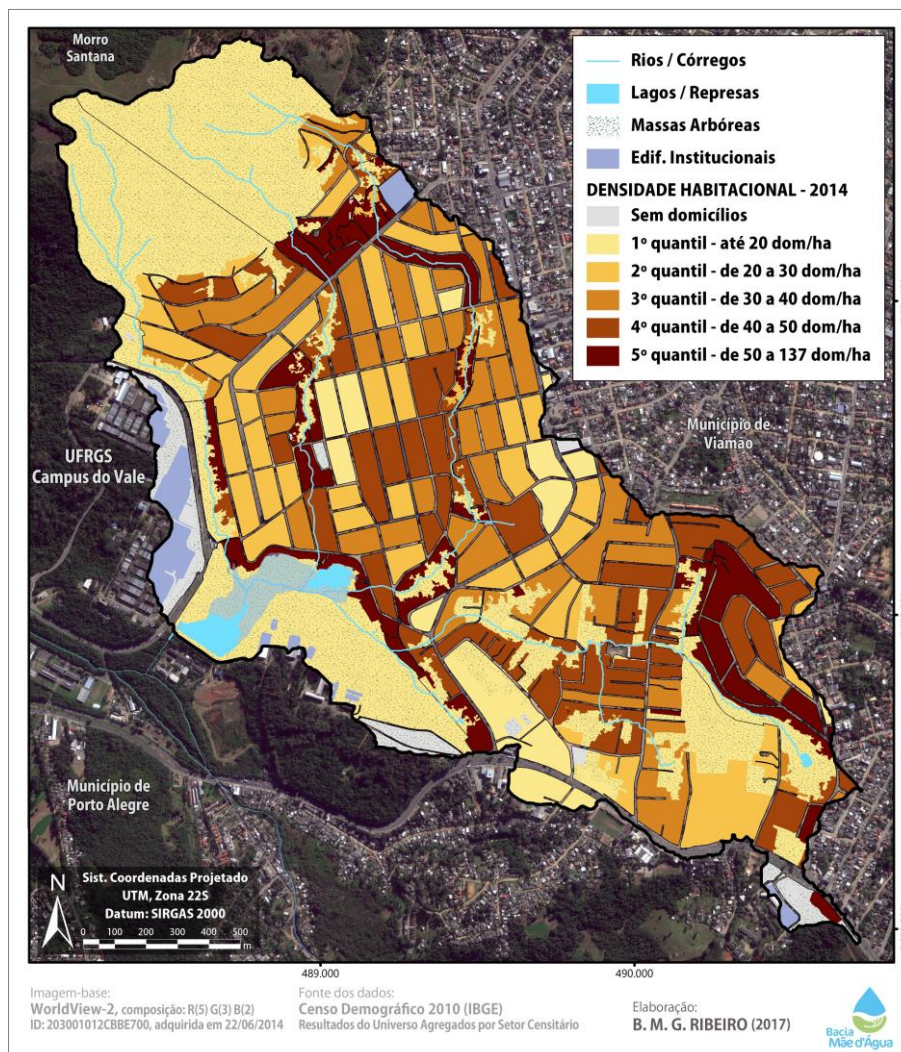


Figura 6.17 – Mapa da densidade habitacional da Bacia Mãe d'Água – quadras classificadas em cinco quantis relativos à quantidade de domicílios por hectare, em 2014.

Fonte dos dados: IBGE (2011d). Elaboração Própria (2017).

Já em comparação com a densidade demográfica média das áreas urbanas de Viamão, de 12,84 hab/ha, a área de estudo pode ser considerada das mais densas do município. Tendo em vista que a média de moradores por domicílio em Viamão é superior àquela da Bacia Mãe d'Água (i.e, 3,14 hab/dom nas áreas urbanas), percebe-se também a grande superioridade em termos de densidade habitacional: quase cinco vezes os 4,09 dom/ha registrados nas áreas urbanas de Viamão. Na Tabela 6.7, são apresentados os valores de tais

⁷³ Conforme classificação definida por ACIOLY JR. E DAVIDSON (1998), baixa densidade demográfica: 100 hab/ha; média: 200 hab/ha; alta: 400 hab/ha; muito alta: 600 hab/ha.

densidades para a Bacia Mãe d'Água e para o município de Viamão.

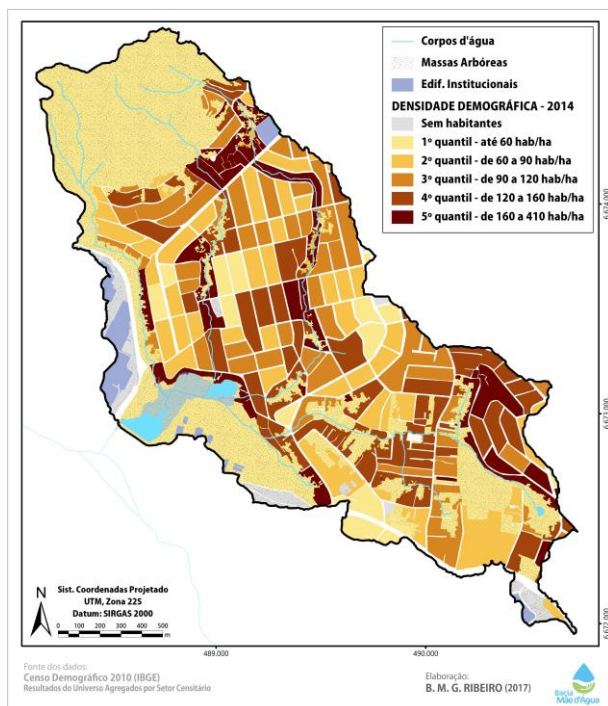


Figura 6.18 – Mapa temático da densidade demográfica da Bacia Mãe d'Água – quadras classificadas em cinco quantis relativos à quantidade de habitantes por hectare, em 2014.

Fonte dos dados: IBGE (2011d).
ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

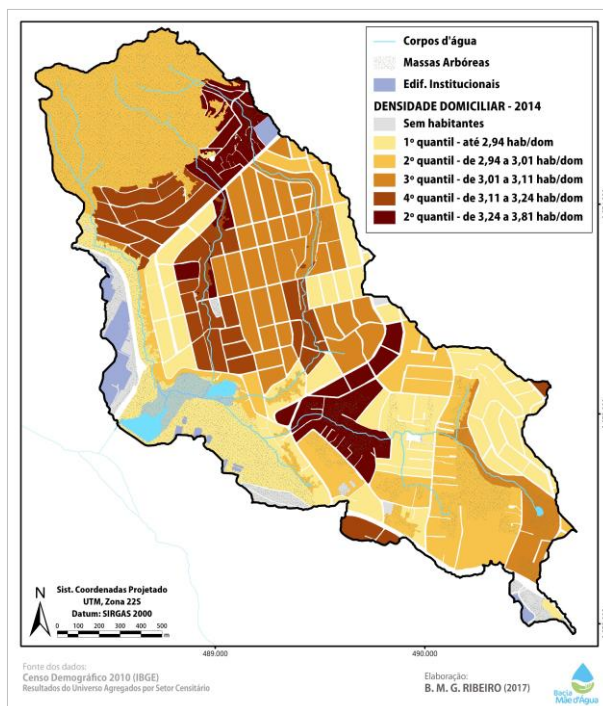


Figura 6.19 – Mapa temático da densidade domiciliar da Bacia Mãe d'Água – quadras classificadas em cinco quantis relativos à quantidade de habitantes por domicílio, em 2014.

Fonte dos dados: IBGE (2011d).
ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Tabela 6.7 – Densidades demográfica, habitacional e domiciliar para a Bacia Mãe d'Água para a área urbana de Viamão e para a totalidade do município.

Recorte espacial	Densidade			Área ha
	Demográfica hab/ha	Domiciliar hab/dom	Habitacional dom/ha	
Bacia Mãe d'Água	62,17	3,07	20,28	336,79
Área Urbana de Viamão (cf. Plano Diretor 2013)	9,98	3,13	3,19	22.850,49
Setores Censitários Urbanos de Viamão	12,84	3,14	4,09	17.518,74
Município de Viamão	1,60	3,17	0,50	149.709,40

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017) – A PARTIR DE IBGE (2011d) E VIAMÃO (2013b).

Por meio do gráfico da Figura 6.20, apresenta-se a pirâmide etária da população da bacia. A pirâmide é do tipo “adulta”, i.e., sua base é larga, mas existe um aumento da classe dos adultos e dos idosos. Pirâmides deste formato indicam que taxa de natalidade é decadente e a expectativa média de vida apresenta tendência de aumento. Os dados obtidos junto à Secretaria Estadual da Saúde do Rio Grande do Sul indicam a média de 250 nascimentos anualmente na Bacia Mãe d’Água, o que representa uma taxa de 11,97‰ nascidos vivos em relação à população total, no intervalo de janeiro de 2013 a dezembro de 2015, taxa que apresentou crescimento negativo de –5,17% ao ano neste período (SES-RS/NIS, 2016). O mesmo crescimento negativo (–3,32% ao ano entre 2013 e 2015) da taxa de nascidos vivos é observada no município de Viamão (IBGE, 2016a). Com relação ao gênero, a pirâmide etária da Figura 6.20 apresenta que, em quase todas as faixas etárias, há uma maior porcentagem de mulheres (i.e., 52,7% no total da população da Bacia) (IBGE, 2011d). O mapa da Figura 6.22 apresenta a distribuição espacial da predominância de cada gênero na área de estudo.

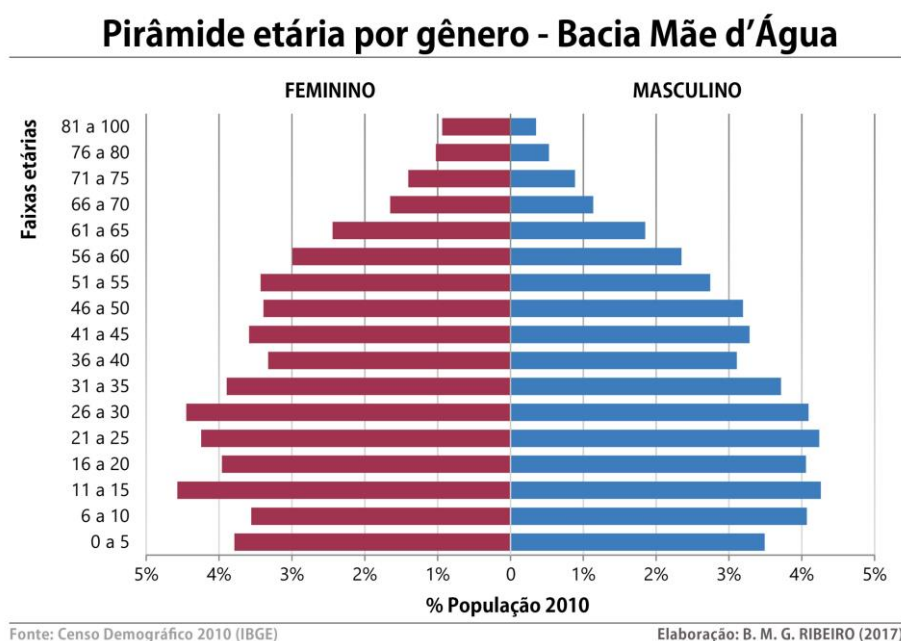


Figura 6.20 – Gráfico da pirâmide etária da população residente na bacia Mãe d’Água, por gênero, em 2010.

Fonte dos dados: IBGE (2011d). ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

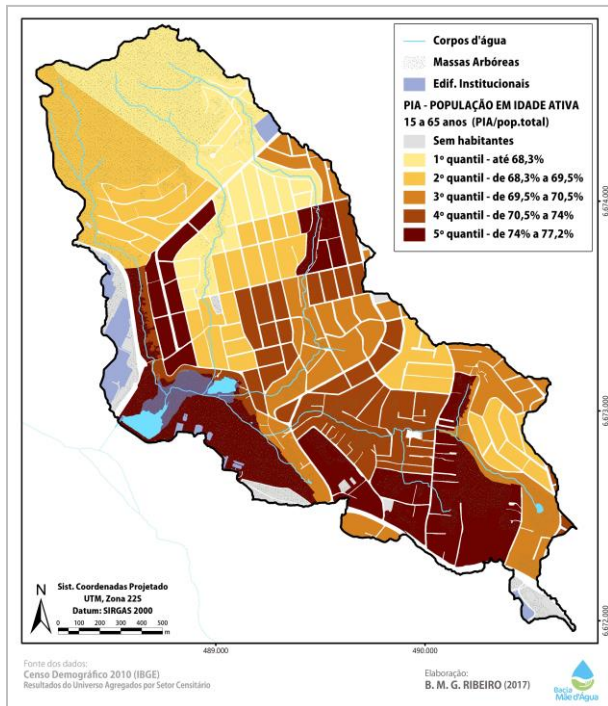


Figura 6.21 – Mapa da taxa de População em Idade Ativa (15 a 65 anos) da Bacia Mãe d'Água – quadras classificadas em cinco quantis relativos à porcentagem de PIA por habitantes, em 2014.

Fonte dos dados: IBGE (2011d).
ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

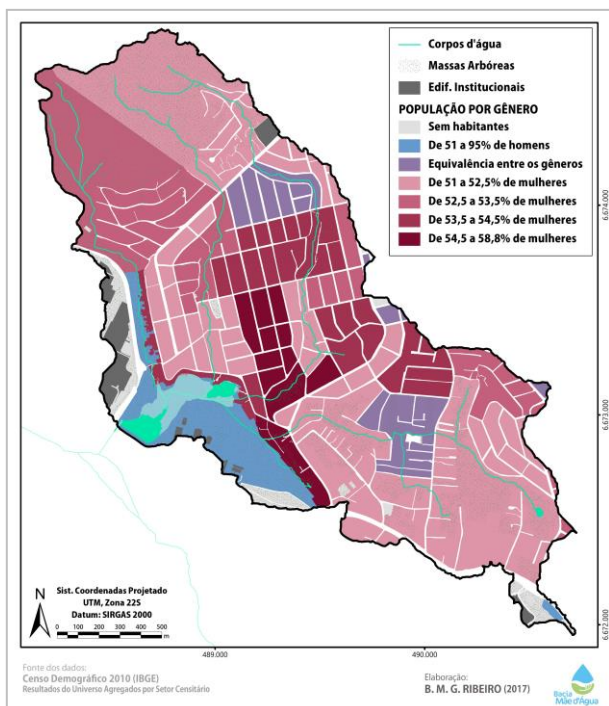


Figura 6.22 – Mapa da distribuição da população da Bacia Mãe d'Água por gênero – quadras classificadas quanto à predominância de moradores do gênero feminino ou masculino.

Fonte dos dados: IBGE (2011d).
ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Os dados disponíveis pelo IBGE no formato dos Resultados do Universo – Agregados por Setor Censitário (i.e., IBGE, 2011d) não permitem uma análise detalhada sobre as condições de escolaridade, não sendo possível dizer, por exemplo, o grau médio de escolaridade dos habitantes de cada setor censitário⁷⁴. O que se pode estimar é a quantidade de pessoas analfabetas e alfabetizadas. Dentre os habitantes da bacia Mãe d'Água com mais de 10 anos de idade, menos de 8% são analfabetos (IBGE, 2011d). Na Figura 6.6.13 é apresentado o mapa temático com a distribuição, em porcentagem de habitantes por quadras, da população alfabetizada na faixa de 18 a 65 anos (IBGE, 2011d). Adicionalmente, são exibidos os pontos de coleta de dado de campo de MAIA (2015) e MAPLU-2 (2015), que colheram informações sobre o nível de escolaridade de seus entrevistados.

⁷⁴ Tais informações com o nível de detalhamento desejado são disponibilizadas pelos Resultados Gerais da Amostra (IBGE, 2012), entretanto, o nível de desagregação espacial não satisfaz a presente pesquisa, pois a área de estudo em questão, em sua totalidade, é abrangida por apenas um polígono da área de ponderação da amostra.

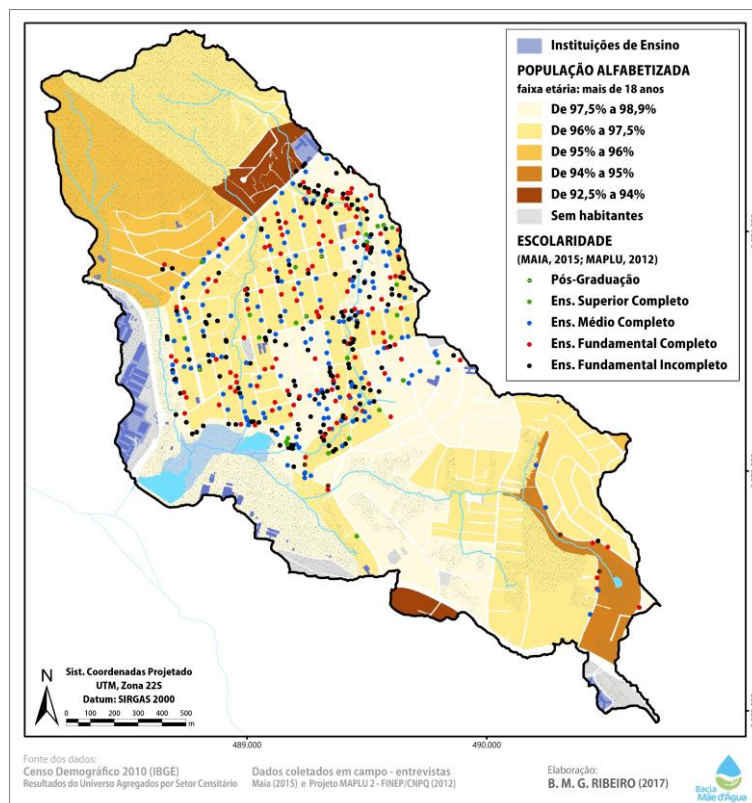


Figura 6.23 – Mapa da taxa de alfabetização da população da Bacia Mãe d'Água – quadras classificadas quanto à porcentagem de moradores alfabetizados com mais de 10 anos de idade; sobreposto com dados amostrais de nível de escolaridade de entrevistados.

Fonte dos dados: IBGE (2011d), MAIA (2015) e MAPLU-2 (2015). ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

6.1.2.2.4 Aspectos socioeconômicos

Os dados de renda disponíveis referem-se à coleta do Censo Demográfico, em 2010⁷⁵, quando o valor do salário mínimo era de R\$ 510,00. Trazendo os dados para os valores atuais⁷⁶, o salário mínimo teria o valor de R\$ 794,06 (em 1º de agosto de 2017)⁷⁷. Com base na atual estratificação⁷⁸, poucos domicílios pertencem à classe D e E e à classe B1; a grande maioria dos domicílios pertence à classe C.

⁷⁵ Data de referência: 1º de agosto de 2010.

⁷⁶ Disponível em: <<http://www.fee.rs.gov.br/servicos/atualizacao-valores/?ano=1945&mes=janeiro&valor=100%2C00>>.

⁷⁷ Atualmente, o valor do salário mínimo nacional oficial é de R\$ 937,00, válido a partir de 1º de janeiro de 2017, conforme Decreto Federal 13.152/2015.

⁷⁸ Estratificação da população nas classes segundo rendimento mensal domiciliar médio: A = acima de R\$ 8.695,89; B1 = até R\$ 8.695,88; B2 = até R\$ 4.427,36; C1 = até R\$ 2.409,01; C2 = até R\$ 1.446,24; e classes D e E = até R\$639,78 (ABEP, 2014).

Considerando os valores de 2010, a renda média mensal *per capita* é R\$ 593,08. Dos 19.876 habitantes da área da bacia Mãe d'Água, estima-se que cerca de 0,4% esteja abaixo da linha de pobreza (vivendo com menos de R\$ 70 mensais *per capita*) e cerca de 24,5% da população recebem até 1 salário mínimo mensal (*per capita*).

A extrapolação dos dados de rendimento nominal mensal domiciliar do ano de 2010 para 2014 pode incorrer em erros que comprometeriam a realidade da variável. Portanto, toma-se como referência de informação sobre rendimento a distribuição dos domicílios em faixas de rendimento mensal *per capita*. Estes dados foram extrapolados para o ano de 2014 de modo que a relação das variáveis com o universo dos dados permaneceu inalterada. Por exemplo, em 2010, 49,4% dos domicílios (i.e., 3.195) possuíam renda de até 1 de salário mínimo *per capita*, embora o número absoluto de domicílios na Bacia Mãe d'Água tenha aumento, esta proporção foi mantida, de modo que, em 2014, supõe-se que 49,4% do total de domicílios (i.e., 3.373) ainda tenham rendimento médio mensal de 1 de salário mínimo. A Figura 6.24 apresenta o mapa temático da distribuição das quadras conforme faixas de rendimento *per capita* para o ano de 2010.

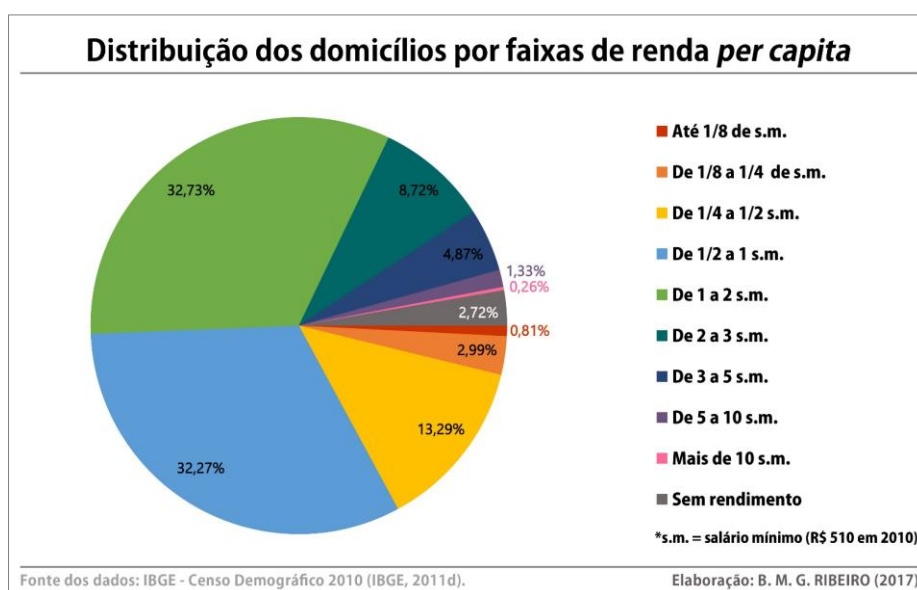


Figura 6.24 – Gráfico da distribuição percentual dos domicílios da Bacia Mãe d'Água por faixas de rendimento domiciliar *per capita*.

Fonte dos dados: IBGE (2011d). ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

A taxa de ocupação da população viamonense, i.e., a porcentagem de pessoas acima de 10 anos de idade que trabalhavam, em 2010, era de 93,1%. Este valor não se encontra desagregado no nível da área de estudo. Contudo, por meio da RAIS – Relação Anual de Informações Sociais (MTE, 2015), foi possível estabelecer o número de pessoas que trabalham no mercado formal na Bacia Mãe d'Água. Os estabelecimentos não-residenciais foram

obtidos por meio do levantamento de dados da pesquisa – Cadastro Nacional de Endereços para Fins Estatísticos (IBGE, 2011b). A quantidade de tais estabelecimentos e dos funcionários neles empregados, conforme categorias de atividades, é apresentada por meio do gráfico da Figura 6.26. Na Figura 6.25, apresenta-se o mapa de localização dos estabelecimentos não-residenciais na área da Bacia Mãe d'Água.

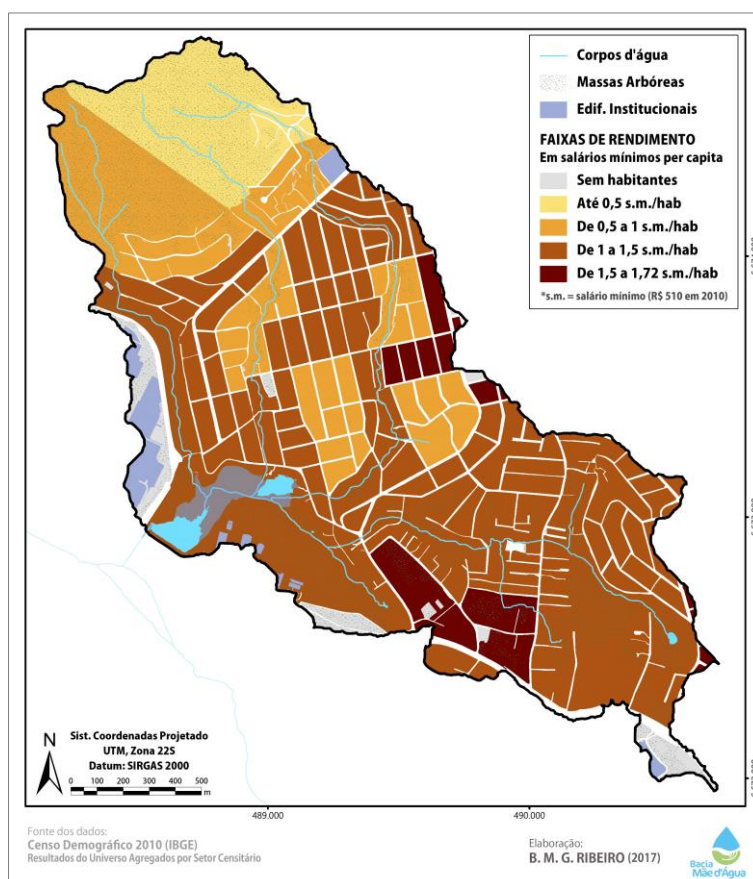


Figura 6.25 – Mapa da distribuição das quadras por faixas de rendimento nominal *per capita*, referente ao ano de 2010, por quadras da Bacia Mãe d'Água.

Fonte dos dados: IBGE (2011d). ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Nesta área de estudo, observa-se a existência de uma via comercial onde se localiza a maioria dos estabelecimentos não-residenciais – a Avenida Liberdade, que começa junto ao divisor de águas da bacia e a atravessa no sentido transversal, chegando até a Avenida Senador Salgado Filho / Rodovia Tapir Rocha / RS 040, importante eixo de conexão entre Porto Alegre e o litoral gaúcho, passando por Viamão. Nestas avenidas se localizam 46,3% e 12,3% dos estabelecimentos não-residenciais, respectivamente.

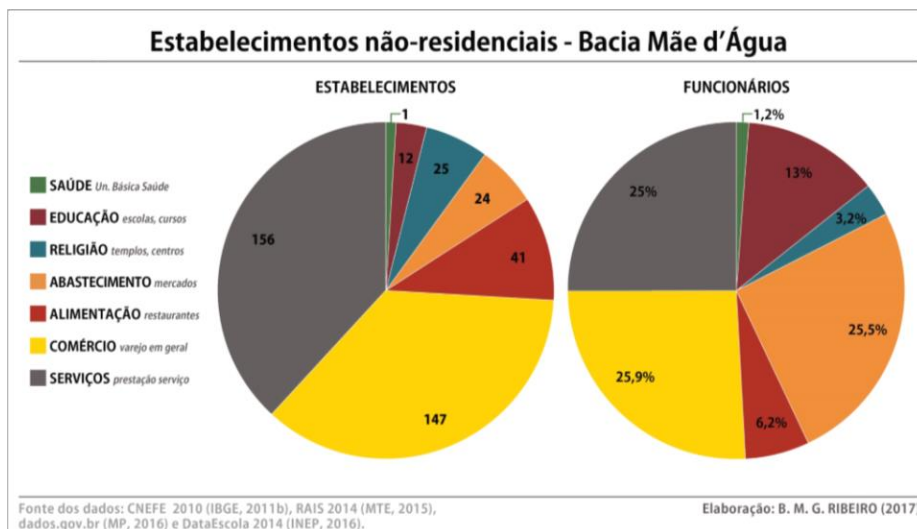


Figura 6.26 – Gráfico da distribuição dos estabelecimentos não-residenciais e dos funcionários de tais estabelecimentos conforme as categorias de atividade na Bacia Mãe d'Água.

Fonte dos dados: IBGE (2011b), INEP (2016), MTE (2015) e MP (2016). ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

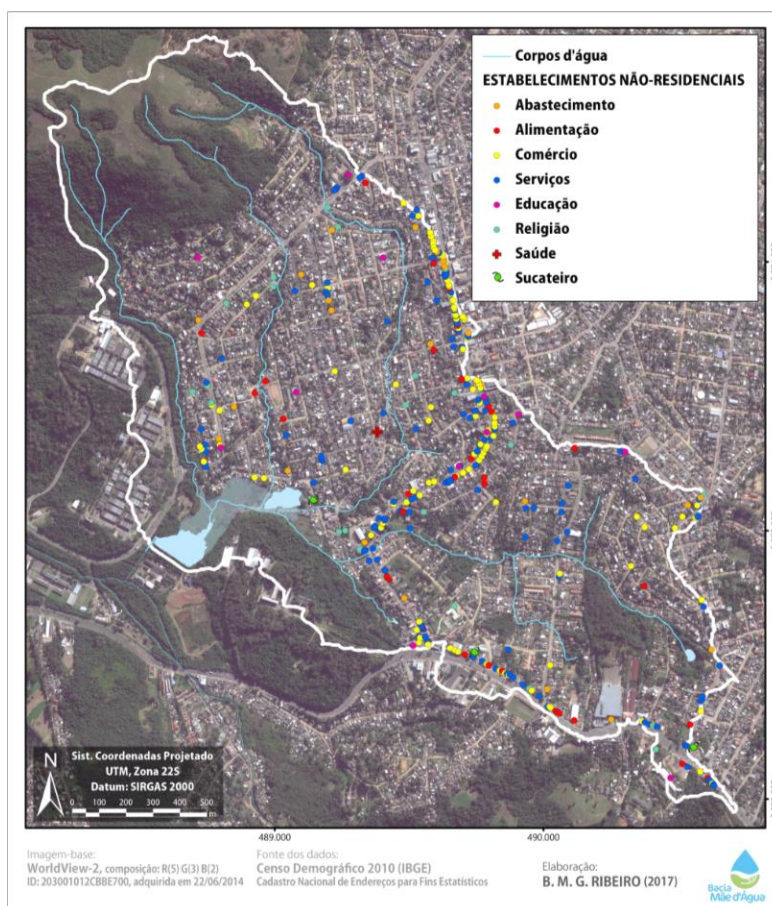


Figura 6.27 – Mapa de localização dos estabelecimentos não-residenciais da Bacia Mãe d'Água.

Fonte dos dados: IBGE (2011b). ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

6.1.2.2.5 Aspectos de saneamento básico e infraestrutura urbana

A qualidade ambiental urbana pode ser estimada por meio de indicadores, dentre eles, os de saneamento ambiental, que correspondem a variáveis de abastecimento de água, esgotamento sanitário, coleta de resíduos sólidos; e os de infraestrutura urbana, cujas variáveis incluem o fornecimento de energia elétrica, pavimentação das vias, entre outros. Essas variáveis podem ser obtidas por meio de dados estatísticos (e.g., censos demográficos). No caso dos Censo Demográfico 2010 (IBGE, 2011d), o viés em tais dados corresponde à autodeclaração das informações.

Os dados apresentados a seguir são provenientes foram extrapolados do ano de 2010 para o ano de 2014 mantendo-se a proporção dos dados, i.e., em 2010, 2,5% dos domicílios não eram atendidos pelo serviço de coleta de resíduos sólidos urbanos, num total de 6.472 domicílios; em 2014, esses mesmos 2,5% representam 170 domicílios. Os mapas das Figuras 6.28 a 6.31 apresentam a espacialização das seguintes variáveis de saneamento básico e infraestrutura urbana: abastecimento de água por rede oficial, acesso à rede oficial de energia elétrica, atendimento pelos serviços de coleta de esgoto sanitário e de coleta de resíduos sólidos.

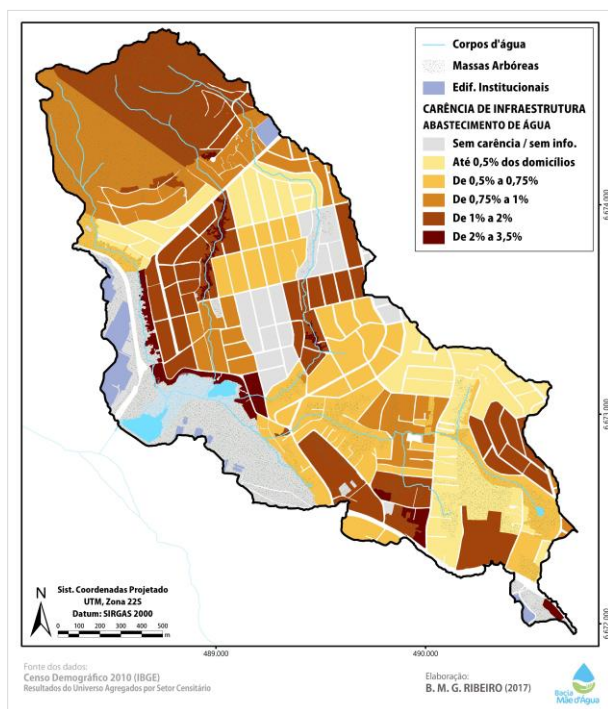


Figura 6.28 – Mapa da distribuição dos domicílios conforme acesso ao sistema de abastecimento de água, por quadras, na Bacia Mãe d'Água.

Fonte dos dados: IBGE (2011d).
ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

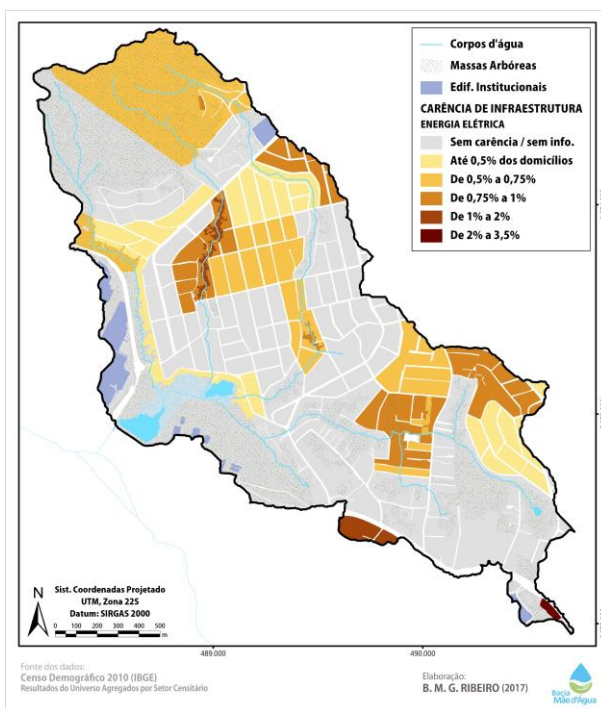


Figura 6.29 – Mapa da distribuição dos domicílios conforme acesso à rede oficial de fornecimento de energia elétrica, por quadras, na Bacia Mãe d'Água.

Fonte dos dados: IBGE (2011d).
ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

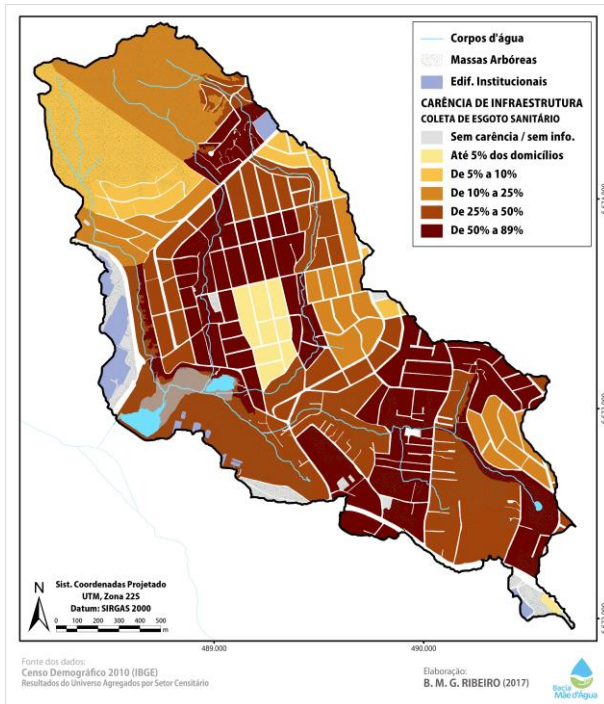


Figura 6.30 – Mapa da distribuição dos domicílios conforme acesso ao sistema de coleta de esgoto sanitário, por quadras, na Bacia Mãe d'Água.

Fonte dos dados: IBGE (2011d).
ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

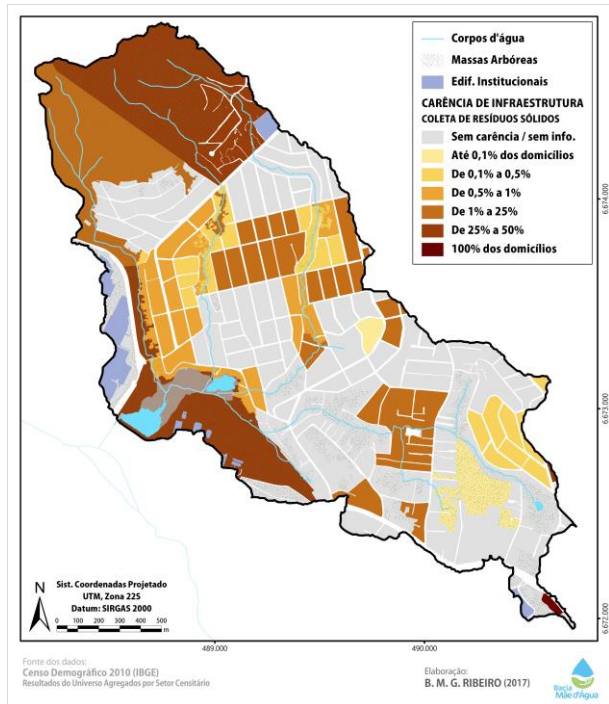


Figura 6.31 – Mapa da distribuição dos domicílios conforme acesso ao serviço de coleta de resíduos sólidos porta-a-porta, por quadras, na Bacia Mãe d'Água.

Fonte dos dados: IBGE (2011d).
ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Além dos dados dos próprios domicílios recenseados, o Censo Demográfico do IBGE traz informações sobre o entorno dos domicílios. Nas Figuras 6.32 e 6.33, são apresentados os mapas temáticos de existência de esgoto correndo a céu aberto e de resíduos sólidos lançados nos logradouros no entorno dos domicílios. Essas variáveis são importantes para caracterizar a área de estudo em termos ambientais, pois, por mais que os domicílios em si possuam infraestrutura básica, ainda assim, estarão ambientalmente degradados se estiverem expostos a este tipo de poluição. Na Bacia Mãe d'Água, 52,5% dos domicílios relatam haver esgoto correndo a céu aberto no entorno; 3,37% dos domicílios relatam existir lançamento de resíduos sólidos nos logradouros do entorno (IBGE, 2011d).

Quanto à pavimentação das ruas, o Censo Demográfico 2010 investiga se no trecho do logradouro junto ao domicílio recenseado existia pavimentação, i.e., cobertura da via pública com asfalto, cimento, paralelepípedos ou pedras (IBGE, 2011d). Por meio do mapa da Figura 6.34, apresenta-se a classificação das quadras conforme a inexistência de pavimentação no entorno do domicílio (a partir de IBGE, 2011d). No mapa também é exibida a classificação das vias segundo material de cobertura do solo, resultado do mapeamento da cobertura do solo realizado utilizando-se imagem orbital de 2014, que foi verificado em

campo. Desta forma, ainda que a quadra esteja classificada em algum grau de carência de pavimentação relativa às ruas do seu entorno, esta situação pode ter se alterado entre 2010 e 2014, por exemplo, devido a asfaltamento ou calçamento da via.

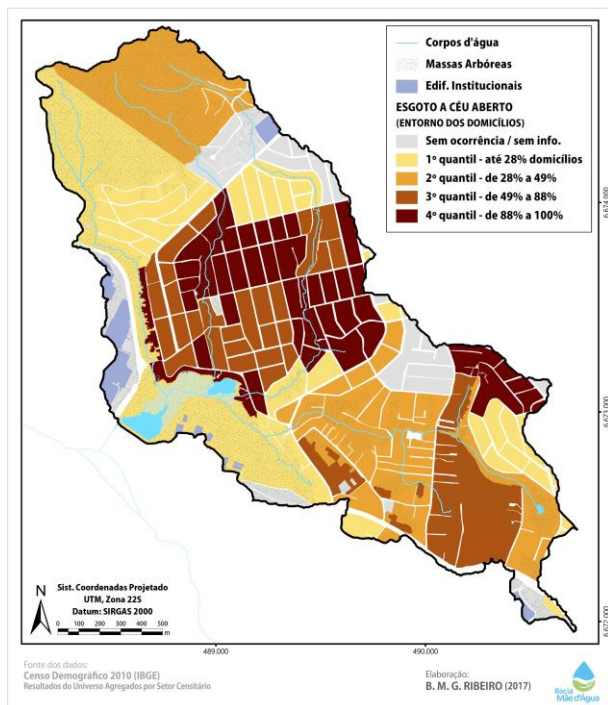


Figura 6.32 – Mapa da distribuição dos domicílios conforme condição do entorno – existência de esgoto sanitário escoando a céu aberto, por quadras, na Bacia Mãe d'Água.

Fonte dos dados: IBGE (2011d).
ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

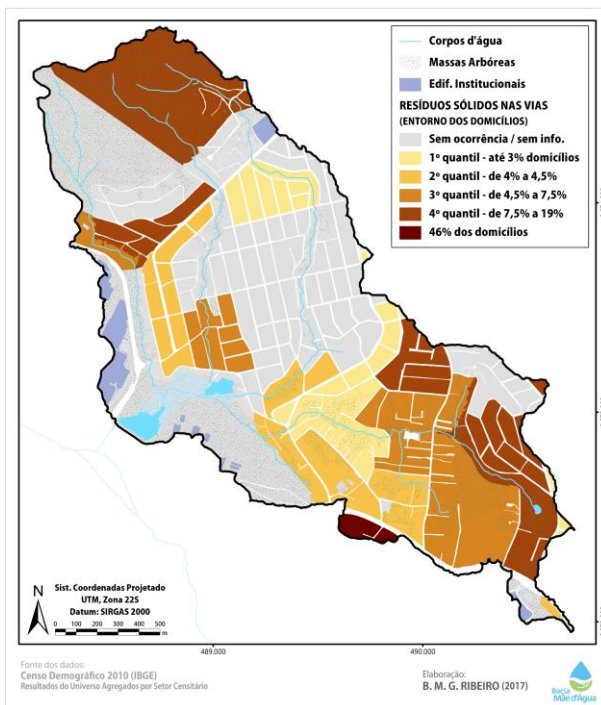


Figura 6.33 – Mapa da distribuição dos domicílios conforme condição do entorno – existência de resíduos sólidos lançados nos logradouros, por quadras, na Bacia Mãe d'Água.

Fonte dos dados: IBGE (2011d).
ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Com relação à drenagem de águas pluviais, visitas a campo permitiram constatar que a área de estudo se apresenta deficitária com relação a esta infraestrutura. São visíveis bueiros e bocas de lobo apenas nas avenidas principais. ZANANDREA (2016) verificou em campo que partes de cursos d'água encontram-se parcialmente canalizados, em alguns locais, pelos próprios moradores. Também existem tubos de drenagem pluvial e esgoto sanitário que deságuam nos córregos. Os dados disponíveis sobre drenagem referem-se à existência de bueiro ou boca de lobo nos logradouros, i.e., abertura que dá acesso a caixas subterrâneas, por onde escoam águas pluviais (IBGE, 2011d). O mapa da Figura 6.35 apresenta a classificação das quadras da Bacia Mãe d'Água quanto à porcentagem de domicílios sem bueiros e/ou bocas-de-lobo em seu entorno. As áreas mais deficitárias localizam-se nas quadras inaptas à ocupação antrópica, i.e., nas encostas do Morro Santana e junto aos cursos d'água.

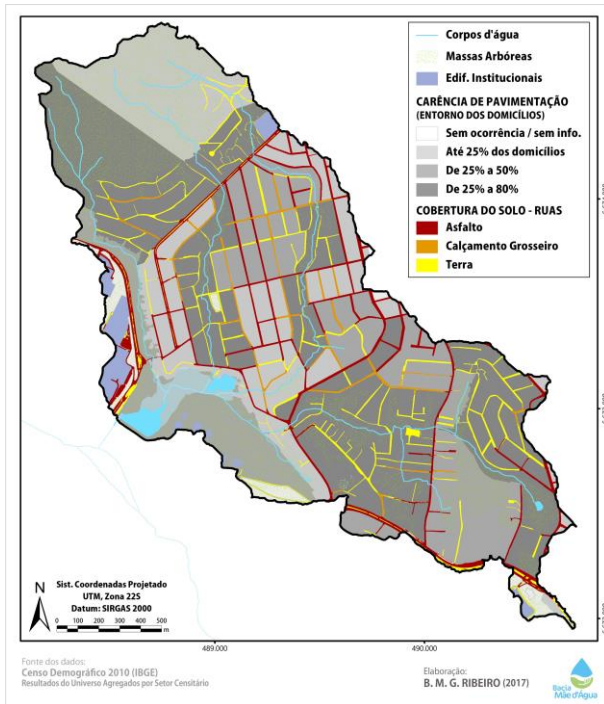


Figura 6.34 – Mapa da distribuição dos domicílios conforme condição do entorno – carência de pavimentação dos logradouros, por quadras, na Bacia Mãe d'Água; contraposta com a classificação da cobertura do solo das vias, em 2014.

Fonte dos dados: IBGE (2011d).
ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

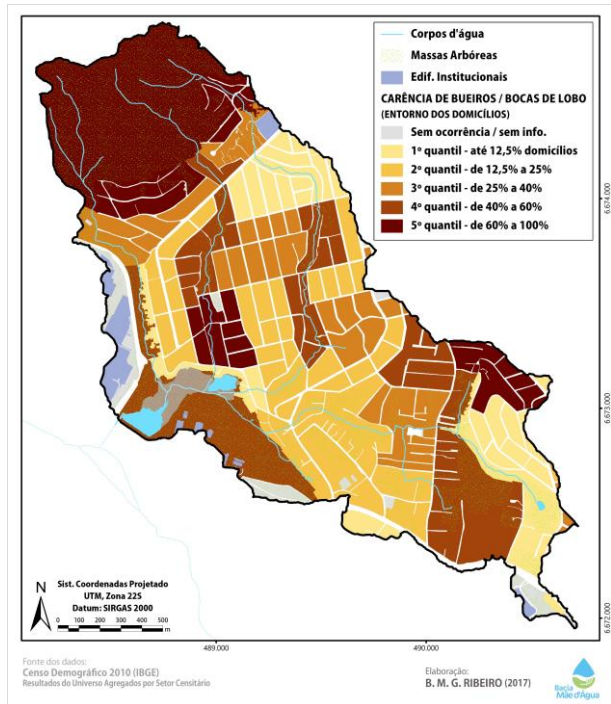


Figura 6.35 – Mapa da distribuição dos domicílios conforme condição do entorno – inexistência de bueiros e bocas-de-lobo nos logradouros, por quadras, na Bacia Mãe d'Água.

Fonte dos dados: IBGE (2011d).
ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Por fim, com relação à iluminação pública, a Bacia Mãe d'Água, de modo geral, possui carência dessa infraestrutura em menos de 5% do entorno de seus domicílios (IBGE, 2011d). A exceção é o setor de aglomerado subnormal na encosta do Morro Santana, que apresenta 15% de carência.

Os resultados obtidos por meio dos dados censitários para os aspectos de saneamento básico e infraestrutura urbana não foram considerados satisfatórios, pois apresentam divergências quanto ao observado em campo, na Bacia Mãe d'Água. De modo geral, percebe-se uma superestimação no atendimento pelos serviços de saneamento básico (ou subestimação da carência de tais serviços), em comparação com observações em campo. Ao caminhar pela área de estudo, não é incomum ver ligações clandestinas na rede de abastecimento de água ou na rede de distribuição de energia elétrica. A presença de resíduos sólidos nas ruas, terrenos baldios e corpos d'água evidencia também que a coleta de resíduos não é tão abrangente como apontam os dados censitários. O mesmo vale para o esgotamento sanitário, que escoar por ruas da área de estudo ou são diretamente despejados nos corpos d'água sem tratamento algum – tais tubulações também são numerosas e

evidentes na Bacia Mãe d'Água.

Com relação às variáveis relativas à salubridade do entorno dos domicílios, i.e., existência de esgoto sanitário escoando a céu aberto e de resíduos sólidos lançados nos logradouros, os dados do Censo Demográfico refletem nitidamente a percepção dos moradores (i.e., entrevistados pelo recenseador) sobre o ambiente em que vivem, pois a grande maioria das quadras onde há resíduos sólidos lançados nas ruas apresenta declaração baixa ou nula desta variável.

Por meio de entrevistas em campo, MAIA (2015) registrou que muitos moradores relataram entregar resíduos recicláveis diretamente para catadores que passam por suas residências e que, muitas vezes, moram na região. De um universo de 354 entrevistas realizadas, 54% dos domicílios exercem tal prática (MAIA, 2015). Corroborando com tais dados, por meio observações de campo verifica-se de fato a existência de muitos domicílios, onde se realiza a separação dos resíduos recicláveis para posterior venda, localizados justamente junto a cursos d'água (i.e., constituem ocupações irregulares), onde acabam lançando os itens que não possuem valor no mercado da reciclagem, o que impacta diretamente no ambiente natural.

O "aterro" de áreas inundáveis às margens dos arroios com resíduos sólidos de diversas origens é prática comum dos moradores que ocupam tais áreas, e que buscam "criar mais terreno" para quintal ou futuras construções, conforme declarado por diversos moradores nas visitas a campo. Esta disposição de resíduos, além de propiciar ambiente favorável à proliferação de vetores transmissores de doenças infecciosas e de microrganismos patogênicos, demanda especial atenção quanto à contaminação de água e solo.

Diante dos vieses contidos nos dados socioeconômicos disponíveis, é preciso cautela na análise dos dados de geração e coleta de resíduos sólidos de forma mais detalhada. Dados oficiais e levantamentos *in situ* mostram que a coleta de resíduos sólidos não é realizada de maneira abrangente ao longo da bacia Mãe d'Água.

Os próximos resultados a serem apresentados buscam compor uma cena mais fiel à realidade quanto à situação dos resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água.

6.2 Manejo dos resíduos sólidos

O Plano Diretor de Viamão (Lei municipal nº 4.154/2013) estabelece que o processo de planejamento municipal compreende também os planos setoriais, que são instrumentos de desenvolvimento territorial, necessários à efetivação do Plano Diretor Municipal, dentre eles, o Plano Municipal de Saneamento e o Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos

(VIAMÃO, 2013b, Art. 286º).

Em seu artigo 28, o Plano Diretor define que a política de saneamento básico tem por objetivo geral assegurar à toda a população os serviços de drenagem pluvial, abastecimento de água tratada, de coleta e tratamento de esgoto e de resíduos sólidos, por meio de tecnologias ambientalmente adequadas. Com relação aos resíduos sólidos, são definidas estratégias a serem adotadas para a concretização da política definida, sendo:

“XII - fiscalizar as empresas que realizam limpeza de fossa séptica e proibir o lançamento dos resíduos coletados no meio ambiente e exigir a disposição dos resíduos coletados em estação de tratamento devidamente licenciados pela FEPAM;

XIV - conforme descrito no Plano de Gestão Integrada de resíduos sólidos - PGIRS, reestruturar o Departamento de Limpeza Pública do Município;

XV - conforme descrito no Plano de Gestão Integrada de resíduos sólidos - PGIRS garantir coleta geral dos resíduos sólidos, principalmente na área urbana;

XVI - conforme descrito no Plano de Gestão Integrada de resíduos sólidos - PGIRS garantir coleta geral dos resíduos sólidos de origem doméstica, principalmente na área urbana;

XVII - conforme descrito no Plano de Gestão Integrada de resíduos sólidos – PGIRS melhorar e ampliar o programa de coleta seletiva para toda área urbana;

XVIII - conforme descrito no Plano de Gestão Integrada de resíduos sólidos – PGIRS promover a coleta seletiva do lixo por meio da qualificação dos trabalhadores para seleção e reciclagem de materiais;

XIX - conforme descrito no Plano de Gestão Integrada de resíduos sólidos – PGIRS adequar o contrato das empresas que doam resíduos para a coleta seletiva, as normas ambientais;

XX - conforme descrito no Plano de Gestão Integrada de resíduos sólidos – PGIRS incentivar a busca de inovações tecnológicas e meios alternativos para a gestão dos resíduos;

XXI - conforme descrito no Plano de Gestão Integrada de resíduos sólidos – PGIRS incentivar a redução, reutilização e reciclagem dos resíduos, bem como a compostagem caseira ou biodigestão e a reutilização de resíduos da construção civil” (VIAMÃO, 2013b, Art. 29º).

O Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) é um dos instrumentos de planejamento urbano (VIAMÃO, 2014a). A gestão integrada de resíduos sólidos é o

conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões políticas, econômica, ambiental, cultural e social com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável (BRASIL, 2010). Seus objetivos são a organização e a melhoria dos aspectos relacionados ao manejo e disposição final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos.

Segundo dados do Plano Municipal de Saneamento (VIAMÃO, 2014c), no município de Viamão, o **manejo** dos resíduos sólidos é de responsabilidade de quatro secretarias municipais, além de empresas contratadas. Isso reflete a complexidade do sistema e a necessidade de integração e articulação intersetorial e interinstitucional das ações relativas ao manejo dos resíduos sólidos. As secretarias envolvidas e suas atribuições são as seguintes:

- a) Secretaria Municipal de Obras e Serviços Públicos: responsável pela coleta regular e seletiva de resíduos sólidos;
- a) Secretaria Municipal de Meio Ambiente: responsável pela varrição, poda, capina, fiscalização dos serviços de coleta de resíduos e monitoramento do aterro controlado;
- b) Secretaria Municipal de Saúde: responsável pelo acondicionamento dos resíduos de saúde até serem coletados, bem como pela fiscalização do serviço de coleta e disposição final;
- c) Secretaria Municipal de Planejamento Urbano e Habitação: responsável pelo acompanhamento dos catadores informais de resíduos sólidos no município, por meio de cadastro.

Segundo o SNIS, a quantidade de trabalhadores qualificados como coletadores e motoristas, pertencentes ao Quadro de pessoal dos agentes privados, alocados no serviço de coleta de resíduos sólidos, era de 45 pessoas (MCIDADES/SNSA, 2015a). As empresas prestadoras de serviços do município de Viamão na área de limpeza pública e manejo de resíduos sólidos são as relacionadas no Quadro 5.3.

Embora não haja dados sobre a **geração de resíduos sólidos** no município de Viamão, as informações relativas à coleta fornecem um panorama sobre o montante de resíduos gerados. Por meio do gráfico da Figura 5.19, são apresentadas as quantidades de resíduos sólidos coletadas mensalmente, de 2012 a 2015, provenientes das áreas urbanas e rurais do município. Dados mais recentes indicam a coleta de 2.999 t e 3.579 t coletadas nas áreas urbanas de Viamão nos meses de fevereiro e março de 2017; e 404,15 t coletadas nas áreas

rurais em março de 2017 (SALLES, 2017).

Quadro 6.1 – Empresas responsáveis por serviços relativos à limpeza urbana e à coleta de resíduos no município de Viamão.

Empresa	Serviço prestado
Koletar LTDA	Serviços de limpeza técnica e higienização nos setores das unidades de saúde. Conservação de vias públicas, varrição, zeladoria e limpeza de banheiros. Serviços funerários.
Mecanicapina Limpeza Urbana LTDA	Limpeza geral e pinturas de meios fios e postes.
Urban Serviços e Transportes LTDA	Serviço de hidrojateamento no perímetro urbano no município de Viamão, para atender as necessidades da SMOSP. Serviço de coleta de resíduos recicláveis – SMOSP. Serviço de coleta e transporte de resíduos sólidos domiciliares e de serviços de saúde.
Coopcamate – Cooperativa dos Catadores de Material Reciclável de Canoas LTDA.	Cooperativa de trabalho de operação e manutenção do aterro controlado.
COOP Santo Antônio – Cooperativa dos Recicladores do Loteamento Santo Antônio	Convênio técnico-financeiro visando à melhoria das condições de trabalho da Cooperativa dos Recicladores do Loteamento Santo Antônio (aterro controlado).
COOVIR – Cooperativa Viamonense	Serviço de coleta e transporte de resíduos sólidos orgânicos (contêineres).

Fonte: VIAMÃO (2014a,b).

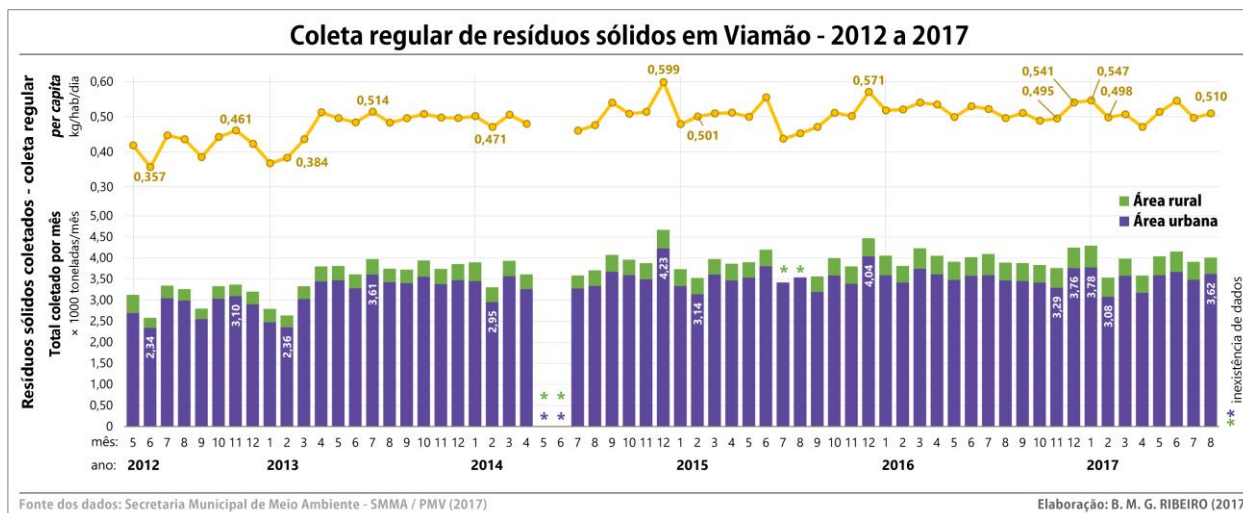


Figura 6.36 – Gráfico: resíduos sólidos domiciliares coletados mensalmente, de 2012 a 2015, nas áreas urbanas e rurais de Viamão.

Fonte dos dados: SMMA/PMV (2017). ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Em 2010, dados do Censo Demográfico 2010 (IBGE, 2011d) apontavam que a coleta de resíduos sólidos era **quase universalizada** em Viamão, atingindo 98,33% dos 74.219 domicílios àquela época; do restante dos domicílios, em 785 propriedades os resíduos eram

queimados, em 178, enterrados, em 103, lançados em rio ou terrenos e em 201, os resíduos tinham outro destino. Dados do levantamento de 2014 do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (MCIDADES/SNSA, 2016a) revelam que **100% da população urbana** (251.033 habitantes) eram atendidos pelo serviço de coleta porta-a-porta sem uso de caçambas, sendo que o atendimento era diário para 17% desta população, de 2 a 3 vezes por semana para 75%, e 1 vez por semana para os restantes 8% da população urbana.

Os **resíduos domiciliares e comerciais** gerados na área urbana e rural de Viamão são acondicionados em sacolas plásticas. Após geração, são transportados até os dispositivos de acondicionamento (lixeiras) disponibilizados pela Prefeitura na via pública ou instaladas pelos munícipes em frente às suas residências. A disposição das lixeiras públicas não segue um padrão, estando distribuídas de forma irregular pela zona urbana do município. Há também contêineres de coleta orgânica na área central do município de Viamão (VIAMÃO, 2014a).

Com relação aos resíduos sólidos domiciliares, sua **composição** é majoritariamente de plásticos (15,27%), seguidos de matéria orgânica (40,59%). Por meio do gráfico da Figura 5.20, apresenta-se a composição gravimétrica de resíduos sólidos do município de Viamão.

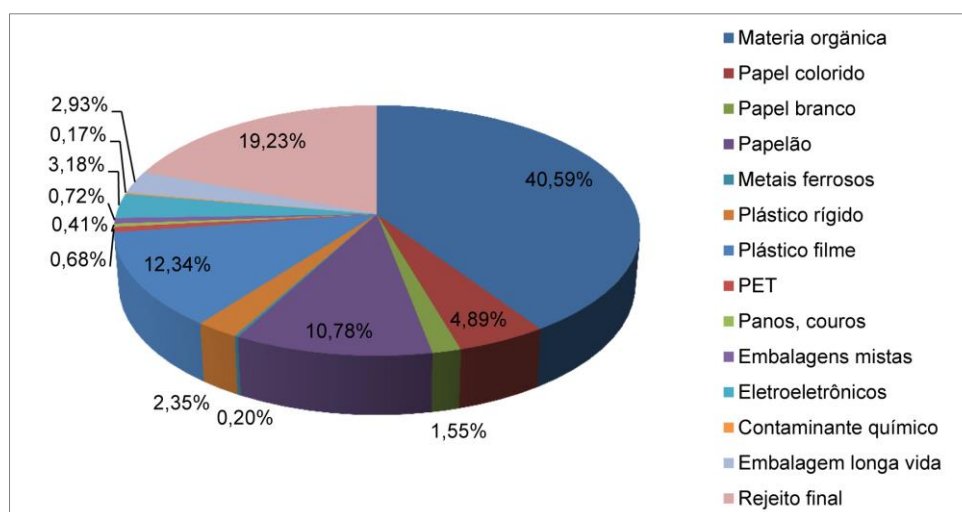


Figura 6.37 – Composição gravimétrica de resíduos sólidos do município de Viamão.

Fonte: VIAMÃO (2014b).

A coleta regular de resíduos sólidos no município é organizada em 17 setores. A Bacia Mãe d'Água, área de estudo, está dividida em quatro setores e possui ruas em categorias especiais de coleta. Na Figura 6.6, é apresentado o mapa dos setores da coleta regular de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água; em roxo, estão identificados os locais dos contêineres de coleta de resíduos sólidos recicláveis. No Quadro 5.4, apresentam-se as características dos setores de coleta.

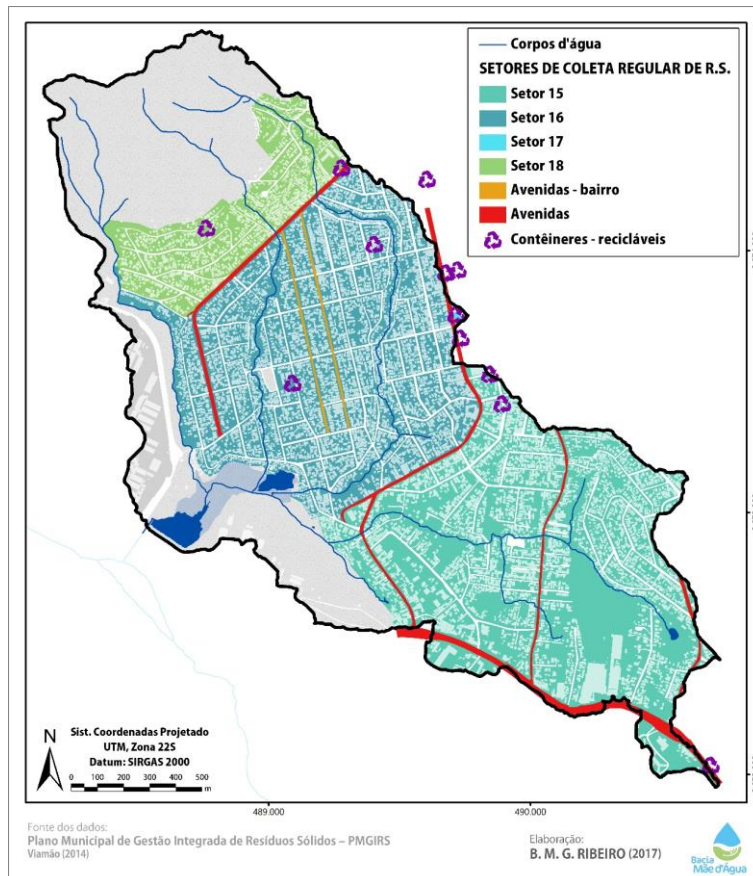


Figura 6.38 – Mapa dos setores da coleta regular de resíduos sólidos na Bacia Mãe d’Água; em roxo, localização dos contêineres de coleta de resíduos sólidos recicláveis.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017) – A PARTIR DE DADOS DE VIAMÃO (2014a,b).

Quadro 6.2 – Cronograma da coleta regular de resíduos sólidos nos setores da área de estudo.

Cor no mapa	Setor	Frequência de coleta	Turno da coleta
	15	Terça, Quinta e Sábado	Noturno
	16	Terça, Quinta e Sábado	Noturno
	18	Segunda, Quarta e Sexta	Noturno
	Avenidas	Diariamente	Diurno e Noturno
	Avenidas - bairro	Terça, Quinta e Sábado	Diurno e Noturno

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2015) – A PARTIR DE DADOS DE VIAMÃO (2014c).

Em 2017, entrou em operação o sistema de rastreamento via satélite de veículos de coleta de resíduos sólidos urbanos (RSU). A Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMMA) monitora tais veículos, cujo deslocamento pode ser acompanhado em tempo real (i.e., via GPS). Desta forma, é possível verificar o trajeto realizado por cada caminhão de coleta de RSU, seu tempo de deslocamento e de paradas e se houve mudança na rota. Esta ferramenta permite a SMMA confirmar se a coleta foi feita em todos os locais programados para cada veículo seguindo a grade horária estabelecida. O sistema ainda se encontra em fase de

adequação e seu uso é restrito a funcionários da SMMA. A Figura 6.39 exibe uma captura de tela da interface do sistema a que os funcionários têm acesso.

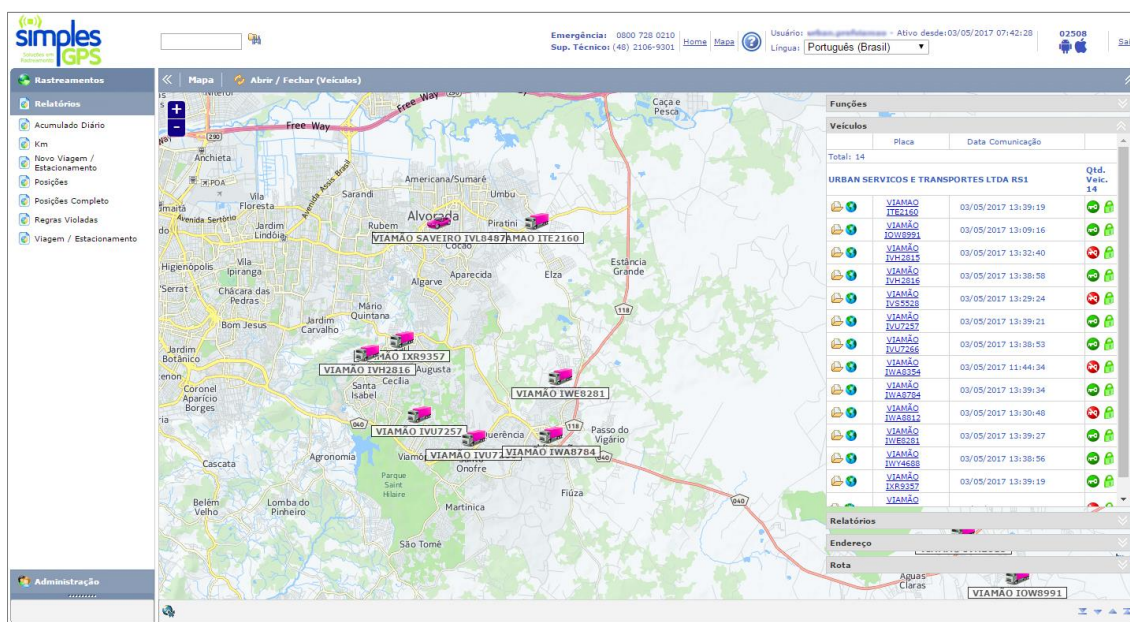


Figura 6.39 – Tela da interface do usuário do sistema de monitoramento dos veículos de coleta de RSU, em fase de implantação na Prefeitura de Viamão.

Fonte: SMMA (2017).

Ao enviar a localização do veículo de coleta de RSU minuto-a-minuto, é possível extrair informações como: velocidades média e máxima de deslocamento, tempo ocioso (i.e., com o veículo parado), trajeto desenvolvido e tempo de motor ligado. Além disso, o sistema permite a identificação de cada veículo com atributos relativos à placa do caminhão, nome do motorista em operação conforme grade de revezamento programada e setor de coleta. A emissão de relatórios pela interface também permite a associação da localização (i.e., coordenadas geográficas) às ruas e avenidas da base de dados.

Por meio do sistema de monitoramento dos veículos de coleta de resíduos sólidos de Viamão, gerou-se um banco de dados com as rotas de caminhões que atendem a Bacia Mãe d'Água, para dois ciclos de coleta (i.e., duas semanas – de 1º a 14 de maio de 2017). A espacialização de tais dados é apresentada na Figura 6.40.

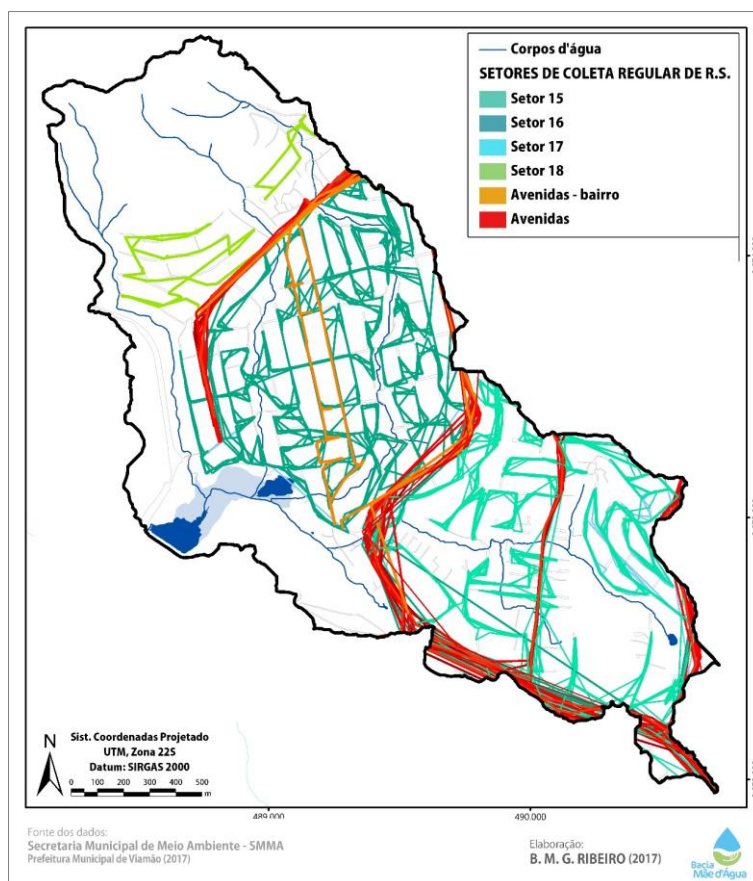


Figura 6.40 – Mapa dos deslocamentos realizados pelos veículos de coleta de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água durante 15 dias.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

A **disposição final** dos resíduos sólidos coletados no município de Viamão era realizada, até agosto de 2015, no aterro controlado “Centro de Processamento de Resíduos de Passo do Morrinho”, localizado no Bairro Passo do Morrinho, no Beco dos Godoi, 1770. O aterro localiza-se em uma antiga área de lixão que foi “remediada” em agosto de 2013 e operava sem licença de operação. O aterro recebia resíduos da coleta regular do município; os resíduos eram aterrados e o solo (que é argiloso) não possui impermeabilização; há drenos para queima de gases, recirculação do líquido percolado gerado e cobertura periódica com argila. A área era utilizada para disposição final de resíduos sólidos há aproximadamente 20 anos e encontrava-se próxima da capacidade máxima de disposição (VIAMÃO, 2014a). Em 2013, o aterro recebeu 44.865 t de resíduos advindos da coleta domiciliar e da limpeza pública urbana (MCIDADES/SNSA, 2015a) (cerca de 0,5 kg/hab/dia).

Com o encerramento das atividades em agosto de 2015, os resíduos sólidos domiciliares continuam sendo levados para o local, mas apenas para pesagem e transbordo; bem como os resíduos inertes, para sua recepção, separação e reaproveitamento, quando possível. Os

resíduos são então conduzidos para o aterro sanitário de São Leopoldo. Ações para cobertura dos resíduos com argila e para canalização do chorume no Passo do Morrinho começaram a ser realizadas em 2013, e a expectativa é de que equipes de monitoramento do chorume e do biogás do aterro desativado atuem até 2035 (VIAMÃO, 2017).

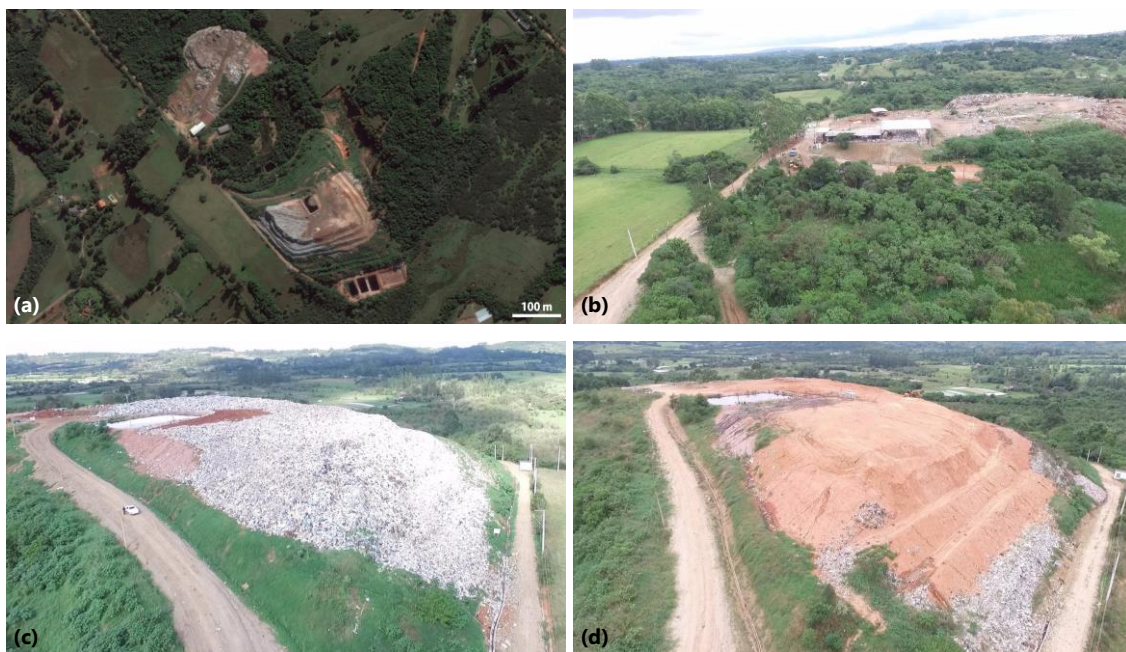


Figura 6.41 – Fotos do aterro de Viamão

(a) imagem orbital (maio/2015) do aterro controlado; (b) vista NO-SE mostrando galpão de triagem e lagoa de chorume; (c) resíduos a céu aberto, e (d) cobertura com terra argilosa.

Fonte: (a) GOOGLE EARTH PRO (2015); (b) (c) (d) FOTOS CEDIDAS POR JESSÉ SANGALLI (2015).

Em fevereiro de 2017, a Prefeitura de Viamão obteve, junto à Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM), a Licença de Operação para recuperação do aterro controlado, com validade de cinco anos. O objetivo é recuperar o local e diminuir o impacto ambiental causado pelos resíduos sólidos ali depositados. Dentre as ações, estão a cobertura com argila dos resíduos que ali se encontram, a construção de cinco bacias de chorume equipadas com bombas para circulação e tratamento deste efluente, o plantio de gramíneas na camada de argila sobre a vala de disposição dos rejeitos, o monitoramento e a análise do chorume, o monitoramento das águas subterrâneas, o acortinamento vegetal em torno de todo o local, entre outras (VIAMÃO, 2017).

Com relação à **limpeza urbana**, os serviços são compostos, principalmente, por varrição e limpeza de logradouros e vias públicas. A varrição consiste na ação de varrer vias, calçadas, sarjetas, escadarias e outros logradouros públicos, pavimentados ou não, agrupando o conjunto de resíduos como areia, folhas, papéis, pontas de cigarro, e etc. A varrição em Viamão é realizada de modo manual por 21 funcionários da empresa Koletar. Na área da

Bacia Mãe d'Água, apenas a Avenida Liberdade é atendida por este serviço (VIAMÃO, 2014a).

O resíduo de poda origina-se basicamente da limpeza pública nas atividades de podas das árvores e arbustos das praças, ruas, becos e avenidas. As roçadas referem-se ao corte da vegetação com objetivo de tornar as áreas marginais livres de vegetação daninha e de evitar a propagação do fogo. Já a capina refere-se à erradicação da vegetação daninha. Os resíduos gerados nessas atividades são basicamente restos de vegetais. O município de Viamão atualmente não possui condições estruturais de atender a demanda de poda em áreas privadas e, muitas vezes, às situações emergenciais que, neste caso, acabam sendo realizadas pelo corpo de bombeiros em situação emergencial, quando há risco à população (VIAMÃO, 2014c).

Juntamente com os resíduos de varrição, os resíduos de poda, capina e roçado eram depositados no Aterro de Inertes Municipais, junto ao Centro de Processamento de Resíduos de Passo do Morrinho, onde também eram dispostos os resíduos de construção civil (VIAMÃO, 2014a). A partir de fins de agosto de 2015, com o encerramento das atividades do aterro controlado de Viamão, tais resíduos passaram a ser conduzidos ao aterro sanitário de São Leopoldo.

A **coleta de resíduos sólidos recicláveis**, até 2015, era realizada na área central da cidade, em secretarias municipais, em escolas municipais e estaduais e em alguns estabelecimentos públicos (e.g., delegacias de polícia e unidades básicas de saúde). Em todas as escolas municipais há Pontos de Entrega Voluntária (PEV) para recolhimento de materiais recicláveis, onde os materiais recicláveis gerados pela comunidade podem ser entregues. Em locais pré-estabelecidos, há contêineres para acondicionamento dos resíduos recicláveis, porém, são pontos escassos e dispersos na cidade. No caso da Bacia Mãe d'Água, na Figura 9.48, mostra-se a localização de tais contêineres na área de estudo.

A COOVIR – Cooperativa Viamonense de Catadores e Recicladores realiza os serviços de coleta e transporte de resíduos recicláveis, inclusive o de recolhimento regular de todo material de tenha condições de reaproveitamento (e.g., papel, papelão, plástico, vidro, metais ferrosos) separados e descartados pelos munícipes nos locais adequados. O serviço é executado em todos os pontos de coleta definidos no município com frequência de três vezes por semana nas avenidas e áreas centrais e de duas vezes por semana nos demais pontos (VIAMÃO, 2014a). O atendimento porta-a-porta possui grade de programação conforme os setores de coleta do município. Na Bacia Mãe d'Água, o serviço de coleta de recicláveis ocorre três vezes por semana (i.e., às terças-feiras, quintas e sábados, no período noturno – entre 17h e 23h59).

Diante deste cenário positivo de atendimento por serviços de coletas de resíduos, faz-se necessário confrontar os dados apresentados por MAIA (2015). De um universo de 354 entrevistas realizadas em campo, na Bacia Mãe d'Água, 54% dos moradores entrevistados relatam entregar resíduos recicláveis diretamente para catadores que passam por suas residências e que, muitas vezes, moram na região. Os demais 46% alegam não que não há serviço de coleta de resíduos recicláveis a que tenham acesso e não entregam seus resíduos a catadores (MAIA, 2015). Tais dados foram obtidos em campo durante o primeiro semestre de 2015 e pode estar refletindo justamente o momento de readequação dos serviços de coleta de resíduos sólidos regular e de recicláveis.

O resíduo sólido reciclável é conduzido à Unidade de Triagem e Reciclagem de Resíduos (UTR) – Núcleo Estalagem. Segundo a Associação de Recicladores de Viamão, são recebidas 1.200 a 1.500 kg/dia de materiais recicláveis. Os resíduos triados conforme as categorias: papel, papelão, PET, vidro, alumínio, metais, ferrosos, plásticos, eletroeletrônicos, isopor e embalagens longa vida; também há recebimento e de óleo de cozinha. Mensalmente, 5 a 6 t/mês de rejeitos são encaminhados para o aterro controlado municipal (VIAMÃO, 2014a).

Com relação aos **resíduos sólidos industriais**, a responsabilidade pelo seu manejo cabe aos geradores. Em 2013, as empresas licenciadas junto à FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental) geraram 85.928 toneladas de resíduos industriais (ou 5.536 m³). Essas empresas envolvem: matadouro, fabricação de doces, cerveja/chope/malte, pães/bolos e afins, sorvetes e pizzas, espumas e assemelhados, artefatos, argamassa, latas de alumínio para bebidas, artefatos de gesso (placas), artefatos metálicos, processamento de peles de chinchilas e serraria e desdobramento de madeira, sem tratamento químico (VIAMÃO, 2014a).

Os **resíduos de serviço de saúde**, por suas características, necessitam de manejo, tratamento e disposição final diferenciados. Esses resíduos são decorrentes de atividades como: serviços de atendimento à saúde humana ou animal, laboratórios, necrotérios e funerárias, farmácias, entre outros. Viamão possui Plano de Gerenciamento de Resíduos de Saúde – PGRSS (2011), que contempla todos os 26 estabelecimentos de saúde do município. Mensalmente, são gerados no município cerca de 7,7 t de resíduos infectantes, 3 t de perfurocortantes, 2 t de resíduos químicos (líquidos e sólidos) e 1 t de amálgama odontológica. Os resíduos de serviços de saúde são coletados pela empresa Urban Serviços e Transporte LTDA, e encaminhados para tratamento e disposição final na empresa Ambientuus Tecnologia Ambiental LTDA, localizada no município de Cachoeirinha, distante 28 km, aproximadamente, de Viamão (VIAMÃO, 2014a).

Os **resíduos de construção civil** gerados em Viamão são coletados pela prefeitura e eram acondicionados no Centro de Processamento de Resíduos de Passo do Morrinho, onde eram segregados e reciclados. A partir de fins de agosto de 2015, com o encerramento das atividades do Aterro de Inertes Municipais de Viamão, os resíduos de construção civil passaram a ser conduzidos ao aterro sanitário de São Leopoldo (RÁDIO GUAÍBA, 2015). A geração média é de 360 t/dia (205 m³/dia), relativas, principalmente, a demolições (VIAMÃO, 2014a).

Os **resíduos agrossilvopastoris** são compostos por duas frações: a orgânica (resíduos de culturas e de criação animal) e a inorgânica (embalagens de agroquímicos e produtos farmacêuticos utilizados no tratamento de animais). A fração inorgânica é tratada como: agroquímicos (resíduos perigosos) e resíduos de assistência à saúde animal (produtos farmacêuticos). Os resíduos orgânicos são caracterizados pelas sobras e perdas de colheita, de poda e quaisquer outros materiais que fiquem dispostos servindo como adubo e integrando a fração de matéria orgânica do solo, além de considerar os resíduos decorrentes das criações animais, abatedouros e demais atividades agropecuárias com fins industriais. Em Viamão, há rebanhos de: bovinos, equinos, bubalinos, suínos, caprinos, ovinos, galináceos (IBGE, 2014b). Em especial, na Bacia Mãe d'Água, há criações de pequeno porte de suínos e galináceos. Esses rebanhos apresentam dados médios de geração de resíduos de 3 t/cabeça/ano e 23 kg/cabeça/ano, respectivamente (conforme USDA, 2008⁷⁹ *apud* VIAMÃO, 2014a).

Na categoria dos **resíduos perigosos**, estão incluídos: eletroeletrônicos, pilhas e baterias, pneus, lâmpadas fluorescentes (vapor de sódio, mercúrio e de luz mista), óleos lubrificantes e seus resíduos e embalagens de agrotóxicos. Desde 2013, as embalagens de agrotóxicos utilizados no município são devolvidas pelos produtores aos fornecedores. Entretanto, ainda não há legislação municipal para regulamentar a destinação de resíduos agroquímicos. Quanto aos demais resíduos classificados como perigosos, não há atividades de manejo específicas (VIAMÃO, 2014a).

No município de Viamão, a **taxa de coleta de resíduos** é cobrada junto ao Imposto Territorial e Predial Urbano (IPTU), porém, somente da população instalada na área urbana. Os parâmetros do cálculo envolvem área da propriedade (edificada ou não), dimensões da testada da edificação e existência de rede de esgoto (VIAMÃO, 2014c). Em 2013, a arrecadação não cobriu as despesas com resíduos domésticos e públicos, calculadas em

⁷⁹ USDA – UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Agricultural Waste management field handbook**. Washington, DC, EUA: USDA, 2008. Part 651.

R\$ 28,27/hab/ano, resultando num déficit de arrecadação de 61,15% (VIAMÃO, 2014a).

Com base na composição gravimétrica dos resíduos sólidos (Figura 6.37) e em projeções populacionais, VIAMÃO (2014b) apresenta **estimação da quantidade de resíduos sólidos** que será gerada de 2014 a 2033, utilizando a taxa de geração *per capita* de 0,53 kg/hab/dia de resíduos sólidos urbanos. Na Tabela 6.8, são apresentados os valores obtidos para os anos 2014, 2015 e 2016. Embora não haja informações sobre composição do total de resíduos coletados em 2016, em termos quantitativos, os valores projetados (VIAMÃO, 2014b) são muito próximos dos valores de coleta: 47.776,57 toneladas em 2016 (SMMA/PMV, 2017).

Tabela 6.8 – Estimativa de geração de resíduos sólidos urbanos a partir da taxa de geração *per capita* de 0,53 kg/hab/dia e dos dados de caracterização do município de Viamão.

Composição	Massa por ano (t/ano)		
	2014	2015	2016
Papel colorido	2.308	2.319	2.329
Papel branco	734	737	740
Papelão	5.091	5.114	5.136
Metal ferroso	95	96	96
Plástico rígido	1.111	1.116	1.121
Plástico filme	5.828	5.854	5.879
PET	319	321	322
Panos, couros	192	193	194
Embalagem mista	340	342	343
Eletroeletrônicos	1.501	1.507	1.514
Contaminantes químicos	79	80	80
Embalagem longa vida	1.384	1.390	1.396
Rejeitos	9.082	9.123	9.163
Matéria orgânica	19.176	19.263	19.346
Resíduos sólidos urbanos	47.241	47.453	47.659

Fonte: ADAPTADO DE VIAMÃO (2014b).

Utilizando diversos parâmetros, estes autores também estimaram a geração de resíduos sólidos não domiciliares para o ano de 2014 (Quadro 6.3).

Quadro 6.3 – Estimativas de geração de resíduos não domiciliares no município de Viamão.

Resíduos sólidos	Quantidades estimadas para o ano de 2014	
Materiais recicláveis		
Massa de resíduos com potencial de reciclabilidade	17.210	t/ano
Resíduos de construção civil		
Massa de resíduos de construção civil	42.205	t/ano
Volume de resíduos de construção civil	35.171	m ³ /ano
Resíduos com logística reversa obrigatória		
Eletroeletrônicos	634,92	t/ano
Pilhas	1.059.828	unidades/ano
Baterias	21.978	unidades/ano
Pneus inservíveis	708,18	t/ano
Resíduos volumosos		
Massa de resíduos volumosos	7.326	t/ano
Volume de resíduos volumosos	18.315	m ³ /ano
Resíduos de serviços de saúde		
Massa de resíduos de serviços de saúde	445.66	t/ano

Fonte: ADAPTADO DE VIAMÃO (2014b).

6.3 Modelagem socioambiental de resíduos sólidos

A modelagem dos resíduos sólidos produziu três grupos de resultados, que são discutidos nos próximos itens. O primeiro refere-se à geração de resíduos sólidos, que se divide em resíduos residenciais e não-residenciais; seis cenários de geração de resíduos sólidos residenciais são apresentados e integrados, um a um, com a estimativa de resíduos sólidos não-residenciais. O segundo grupo apresenta os resultados obtidos na modelagem dos dados de coleta de resíduos sólidos por serviço público específico. Estes dois grupos fornecem insumos para a terceira parte do modelo: o transporte de resíduos sólidos.

6.3.1 Bases espaciais para a modelagem

Na presente pesquisa, todas as etapas da modelagem dos resíduos sólidos são espaciais e, por isso, dependem de uma base espacial para serem desempenhadas.

A **rede espacial de transporte de resíduos sólidos** é a base para a modelagem do transporte (e acumulação). Ela consiste em um grafo cujos nós representam segmentos de eixos de vias (i.e., ruas, cursos d'água, etc.). A representação escolhida para esta rede espacial é a de trechos: os nós são representados por linhas e as arestas, pelo contato entre as entidades (i.e., pelo local de contato entre duas ou mais linhas).

A rede de transporte de resíduos sólidos é apresentada no mapa da Figura 6.42. A rede é composta por caminhos por onde os resíduos podem se deslocar: ruas/avenidas/calçadas, vielas, passagens peatonais, escadarias, cursos d'água e áreas abertas, como lotes vazios. Cada entidade da rede de transporte (i.e., cada "trecho") é dotado de atributos quanto: ao comprimento, declividade, material de cobertura (e.g., asfalto, calçamento em "pedra tosca", água, etc.); também contém informações de origem e destino (i.e., entidade(s) anterior(es) e posterior(es) na rede). A essas entidades serão atribuídos dados de resíduos sólidos.

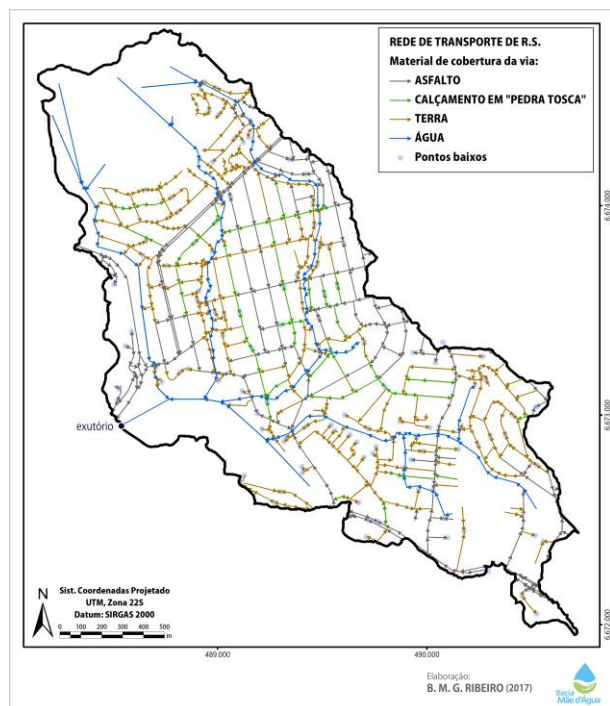


Figura 6.42 – Mapa da rede de transporte de resíduos sólidos da Bacia Mãe d'Água. As setas indicam as direções de escoamento.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

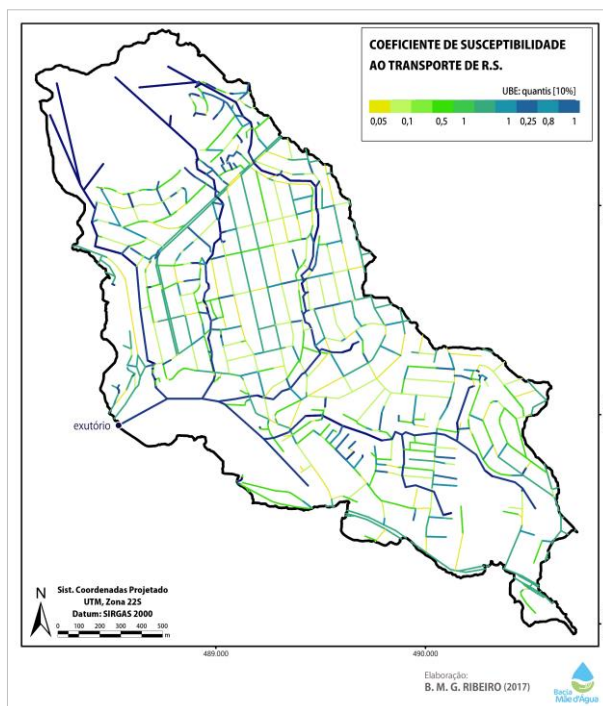


Figura 6.43 – Mapa da rede de transporte de resíduos sólidos da Bacia Mãe d'Água Classificada conforme o coeficiente de susceptibilidade ao transporte de resíduo.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

No mapa da Figura 6.43, apresenta-se a rede de transporte classificada quanto ao coeficiente de susceptibilidade ao transporte de resíduos sólidos (C_{ST}), cujo cálculo proposto envolve as variáveis declividade e rugosidade. As áreas mais escuras tendem à maior susceptibilidade ao transporte de resíduos sólidos; os trechos mais claros, à acumulação.

A **base espacial de geração dos resíduos sólidos**, que consiste em uma segmentação das quadras, foi gerada por meio da criação de polígonos de Thiessen dos trechos de vias que constituem a rede de transporte de resíduos. Cada UBE – unidade da base espacial – corresponde a um único trecho da rede, i.e., os valores de resíduos sólidos gerados em cada

UBE são transferidos para o respectivo trecho. Por sua vez, os trechos podem ter mais de uma UBE associada. Na Figura 6.44, apresenta-se a conformação da base espacial de geração dos resíduos sólidos.

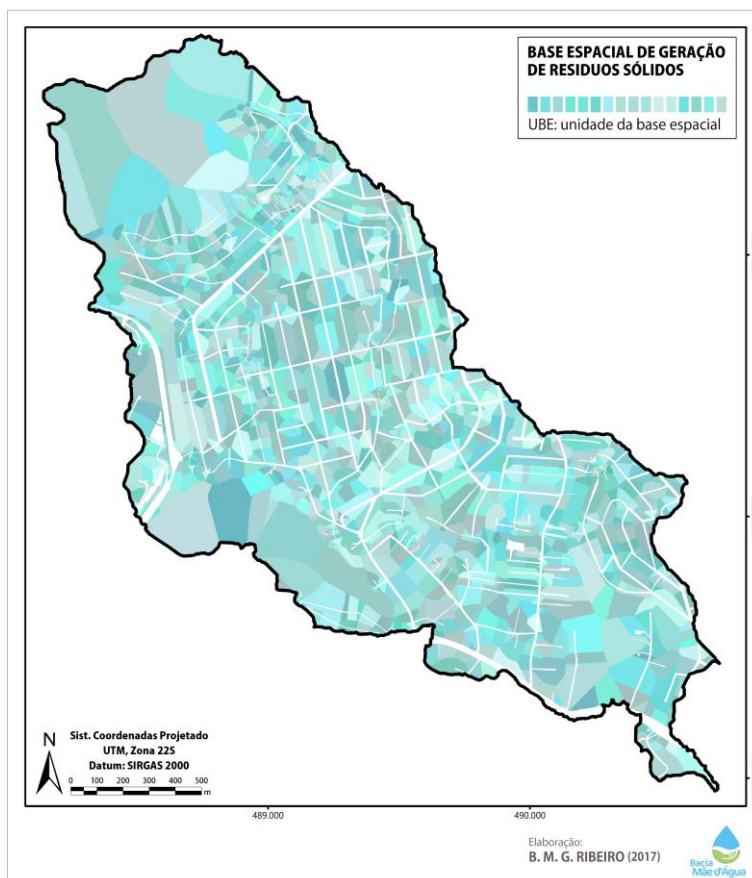


Figura 6.44 – Mapa da base espacial de geração de resíduos sólidos da Bacia Mãe d'Água.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

6.3.2 Geração de resíduos sólidos

A modelagem dos resíduos sólidos gerados na área de estudo divide-se em duas componentes, relativas aos resíduos residenciais e não-residenciais, em ambos os casos, considerando-se apenas os resíduos e rejeitos coletados por serviço regular (i.e., sem incluir resíduos da construção civil, de saúde, etc.). A estimativa da quantidade de resíduos sólidos gerados por pessoas que trabalham em estabelecimentos comerciais, industriais, institucionais, etc., na área de estudo foi realizada de modo a considerar aquele resíduo gerado pelo funcionário no transcorrer de suas atividades normais e que pudesse ser classificado como resíduo sólido urbano. O mapa da Figura 6.45 apresenta a distribuição da **geração de resíduos sólidos por estabelecimentos não-residenciais** na Bacia Mãe d'Água.

O mapa da distribuição espacial da geração de resíduos sólidos não-residenciais evidencia a existência de ruas “comerciais” (i.e., não residenciais), onde se localizam a maioria dos estabelecimentos e, conseqüentemente, onde se concentra a geração de resíduos sólidos não-residenciais. O setor de coleta relativo às “Avenidas” realiza o serviço de coleta duas vezes ao dia para garantir o recolhimento de todo resíduo gerado.

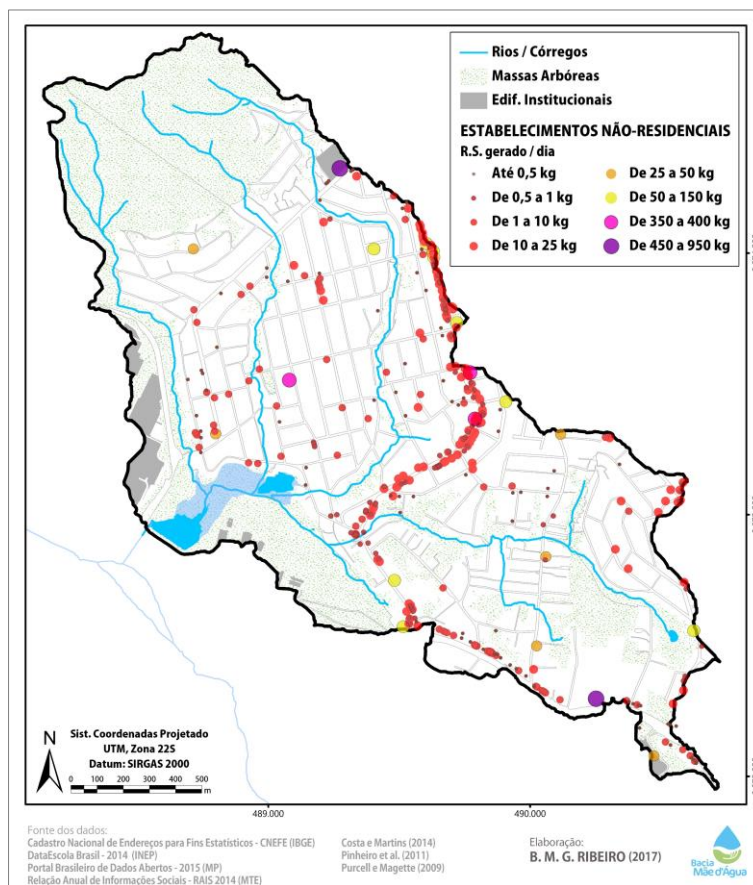


Figura 6.45 – Mapa da distribuição da geração de resíduos sólidos em estabelecimentos não-residenciais na bacia Mãe d’Água, para o ano de 2014.

Fonte dos dados: IBGE (2011a), INEP (2016), MP (2016), MTE (2015). ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Alguns estabelecimentos geram quantidades grandes de resíduos sólidos diariamente. No mapa, estão indicados nas cores amarelo, rosa e roxo. A Lei nº 4.384/2015, que institui a lei municipal de limpeza urbana de Viamão, em seu Art. 3º, estabelece que:

“Para fins desta Lei Complementar, consideram-se: [...]

II – resíduos sólidos domiciliares, para fins de coleta regular, os não recicláveis, produzidos em imóveis, residenciais ou não, que possam ser acondicionados em sacos plásticos com volume igual ou inferior a **100 (cem) litros**, compostos por resíduos orgânicos, de origem animal ou vegetal, e

rejeito, que são resíduos para os quais ainda não há reaproveitamento ou reciclagem, e que possam ser destinados aos sistemas de tratamento disponibilizados pelo Município;” (VIAMÃO, 2015a, grifos nossos).

Desta forma, os resíduos gerados em grandes quantidades diariamente não seriam coletados pelo serviço público de coleta regular. Entretanto, à época da obtenção dos dados da presente pesquisa, somente um estabelecimento comercial se responsabilizava por cerca de 60% dos resíduos sólidos gerados (i.e., cerca de 575 kg/dia) (ÁVILA, 2015). O restante era coletado pelo serviço regular de coleta de resíduos sólidos. Nos demais casos de alta geração de resíduos, os estabelecimentos são instituições de ensino públicas e tem seus resíduos recolhidos pelo serviço de coleta regular.

A **geração de resíduos sólidos residenciais** foi calculada por meio de seis métodos, resultando então em seis cenários de estimação de resíduos sólidos. Entretanto, análises estatísticas⁸⁰ indicam que os resultados obtidos são altamente correlacionados, conforme os coeficientes de Spearman calculados (vide Tabela D.1, no Apêndice D). Adicionalmente, os resultados obtidos da aplicação do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney para cada par de dados (i.e., Cenário_n × Cenário_m) permite dizer que os resultados dos Cenários 1, 4, 5 e 6 não são diferentes entre si, mas são diferentes dos conjuntos relativos aos Cenários 2 e 3 (vide Quadro D.2, no Apêndice D). Desta forma, pode-se dispensar o uso dos quatro Cenários ditos “iguais” (i.e., “não diferentes”). Por isso, os dados de geração de resíduos sólidos residenciais utilizados nas etapas subsequentes da pesquisa são aqueles produzidos nos Cenários 2, 3 e 6.

A representação dos seis conjuntos de dados em gráfico tipo *boxplot* (Figura 6.46) possibilita a análise dos Cenários conforme segue:

- a) Observada a distância interquartil, conclui-se que os dados obtidos nos Cenários 2 e 3 são os que apresentam menor variabilidade e menor dispersão;
- b) A posição da mediana dos Cenários indica que os seis conjuntos de dados possuem assimetria negativa;
- c) Os valores mínimos são iguais para os seis conjuntos de dados: igual a zero, i.e., nos seis casos, há locais na base espacial de geração de resíduos sólidos em que não há geração de resíduos;

⁸⁰ A descrição das análises estatísticas realizadas para esses dados (i.e., testes de normalidade de Kolmogorov-Smirnov e de Shapiro-Wilk; coeficiente de correlação de postos de Spearman e teste de Wilcoxon-Mann-Whitney), bem como a apresentação detalhada dos resultados obtidos, encontram-se no Apêndice D.

- d) Os valores máximos são equivalentes nos Cenários 1, 4, 5 e 6 (i.e., excetuando-se os *outliers*⁸¹), e superiores àqueles dos Cenários 2 e 3.

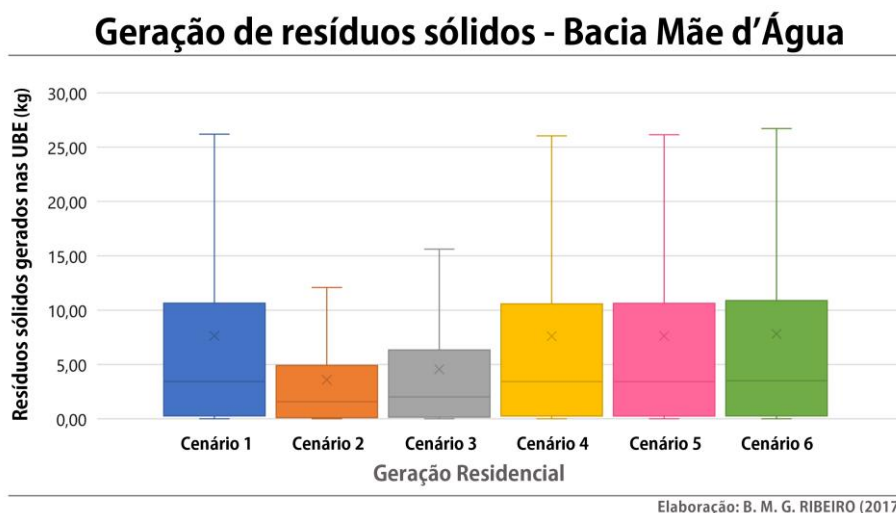


Figura 6.46 – Gráfico *boxplot* da distribuição dos dados dos seis conjuntos de resultados da geração de resíduos sólidos residenciais (i.e., Cenários 1 a 6).

*OBS: sem exibição de *outliers*. Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Os mapas da Figuras 6.47 e 6.48 apresentam, respectivamente, os resultados para o Cenários 6 de geração de resíduos sólidos residenciais e a diferença calculada entre os resultados do Cenário 6 e 2. Em ambos os mapas, apresentam-se os dados de resíduos desagregados na resolução das UBE – unidades da base espacial de geração de resíduos sólidos (i.e., polígonos de Thiessen). Entretanto, por meio do segundo mapa, percebe-se que a diferença nos valores de geração de resíduos obtidos no Cenário 6 e 2 refletem nitidamente a dependência espacial do dado original, cuja resolução era a dos setores censitários.

Aos resultados dos Cenários de 2, 3 e 6 de geração de resíduos sólidos residenciais somou-se o montante de resíduos não-residenciais. Por meio do gráfico *boxplot* da Figura 6.49, apresenta-se a distribuição estatística dos dados de cada Cenário adicionados dos dados de resíduos não-residenciais. Observa-se que a assimetria se acentuou nos três Cenários; os Cenários 2 e 3 tiveram a variabilidade ainda mais reduzida. Os mapas das Figuras 6.50 e 6.51 apresentam a geração total de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água nos Cenários 2 e 6.

⁸¹ Em estatística, *outlier* é descrito como um ponto que está muito distante das demais observações em uma série estatística, também chamado de “ponto fora da curva”.

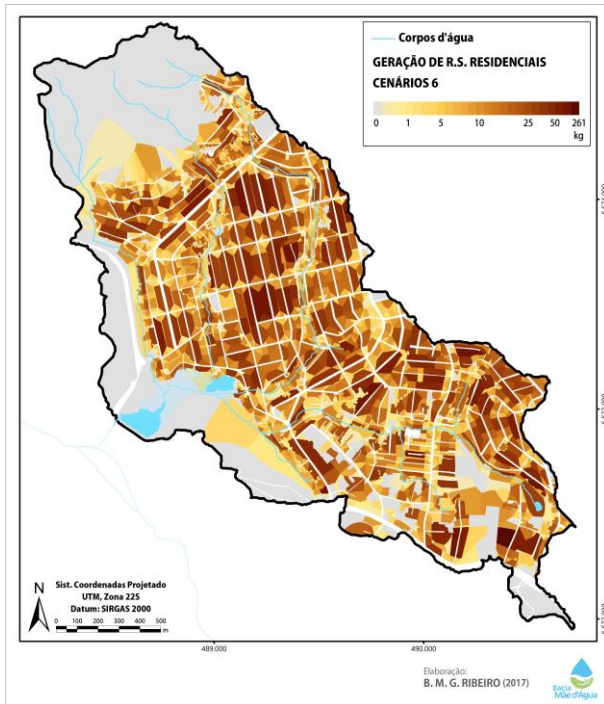


Figura 6.47 – Mapa da geração de resíduos sólidos residenciais (Cenário 6), na Bacia Mãe d'Água – classificação das UBE por quebras naturais⁸².

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

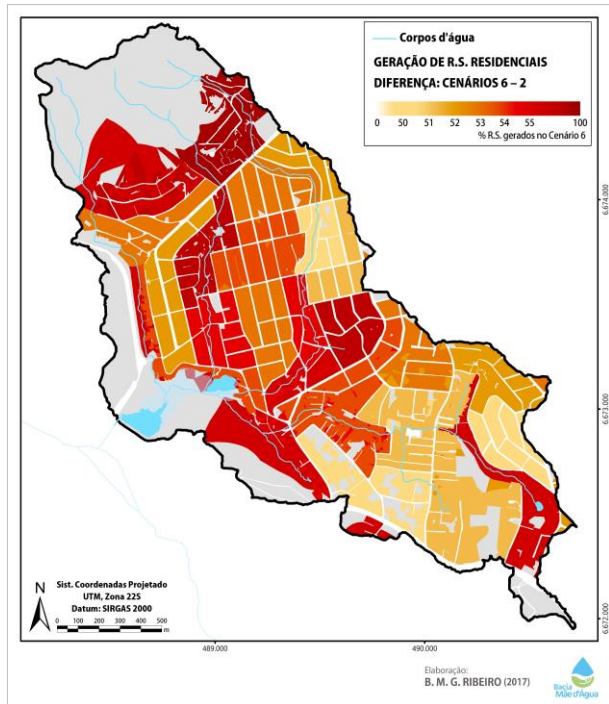


Figura 6.48 – Mapa da diferença dos valores de geração de resíduos sólidos residenciais obtidos para o Cenário 6 e 2, na Bacia Mãe d'Água – classificação das UBE por quantis.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

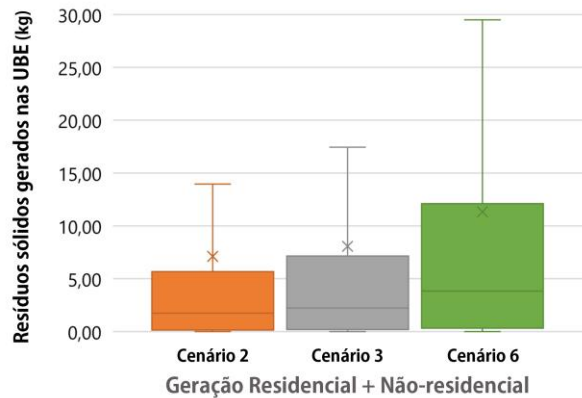
As mesmas análises estatísticas⁸³ foram aplicadas nestes três Cenários de geração total de resíduos sólidos (i.e., 2, 3 e 6). Os três são altamente correlacionados (cf. os coeficientes de Spearman calculados – vide Tabela D.2, no Apêndice D) e são diferentes entre si (cf. teste de Wilcoxon-Mann-Whitney – vide Quadro D.3, no Apêndice D). Diante disso, ficam estes estabelecidos como dados de geração total de resíduos sólidos na área de estudo.

Na Tabela 6.9 são apresentados os montantes de resíduos totais calculados para área de estudo.

⁸² O método de classificação de dados por quebra naturais (ou Jenks) baseia-se em agrupamentos naturais inerentes aos dados. As quebras de classe agrupam valores semelhantes e maximizam as diferenças entre classes. As feições são divididas em classes cujos limites são configurados onde existem diferenças relativamente grandes nos valores de dados. Ou seja, esse método forma grupos que são homogêneos internamente e assegura a heterogeneidade entre classes. O procedimento de medida dessa técnica é chamado de Melhor Ajuste de Variância.

⁸³ A descrição das análises estatísticas realizadas para esses dados (i.e., testes de normalidade de Kolmogorov-Smirnov e de Shapiro-Wilk; coeficiente de correlação de postos de Spearman e teste de Wilcoxon-Mann-Whitney), bem como a apresentação detalhada dos resultados obtidos, encontram-se no Apêndice D.

Geração de resíduos sólidos - Bacia Mãe d'Água



Elaboração: B. M. G. RIBEIRO (2017)

Figura 6.49 – Gráfico *boxplot* dos seis conjuntos de resultados da geração de resíduos sólidos residenciais e não-residenciais referentes aos Cenários 2, 3 e 6.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

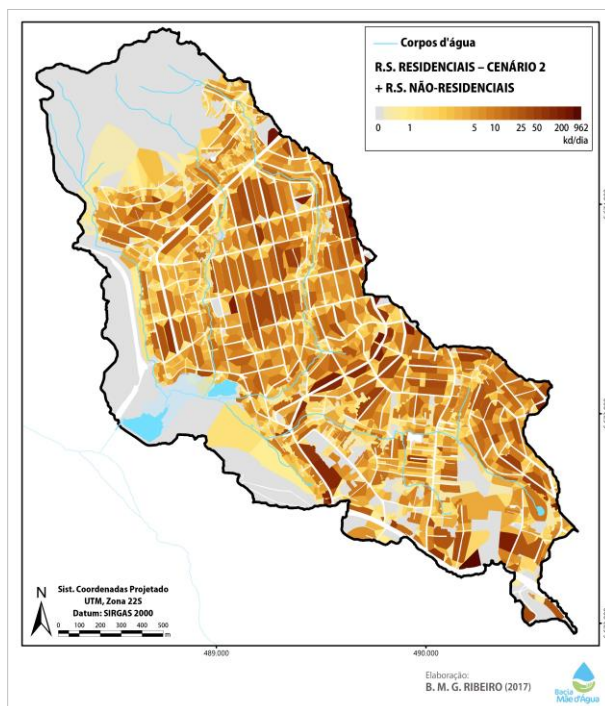


Figura 6.50 – Mapa da geração total de resíduos sólidos: residenciais (Cenário 2) e não-residenciais, na Bacia Mãe d'Água – classificação das UBE por quebras naturais.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

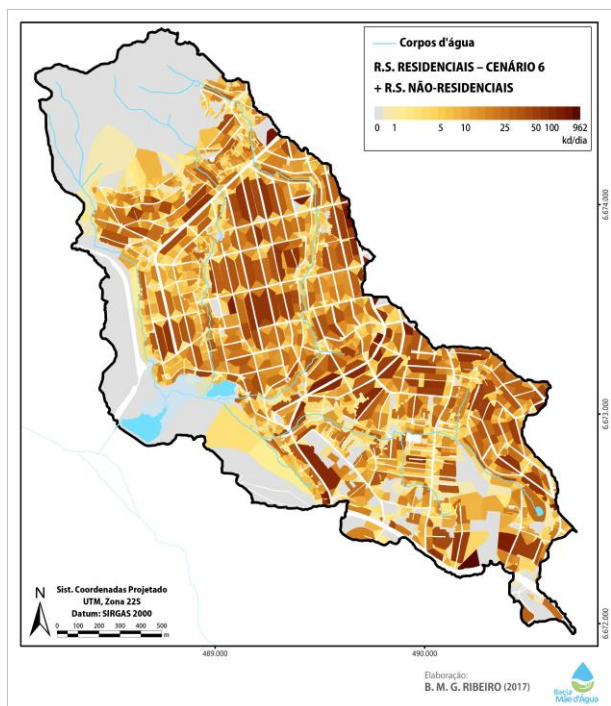


Figura 6.51 – Mapa da geração total de resíduos sólidos: residenciais (Cenário 6) e não-residenciais, na Bacia Mãe d'Água – classificação das UBE por quebras naturais.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Tabela 6.9 – Valores estimados de geração de resíduos sólidos não-residenciais e residenciais (i.e., para cada um dos seis cenários propostos) para a Bacia Mãe d'Água.

	Resíduos sólidos gerados (kg/dia)		
	Residencial	Não-Residencial	Total
Cenário 1	20.939,53		27.905,16
Cenário 2	9.774,78		16.740,41
Cenário 3	12.428,59	6.965,63	19.394,22
Cenário 4	20.912,16		27.877,79
Cenário 5	20.912,16		27.877,79
Cenário 6	21.483,80		28.449,44

* em verde: Cenários que continuam na modelagem; Cenários 1, 4 e 5 foram descartados.
Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Por meio da Figura 6.52, **ilustram-se** os resultados da análise da geração e coleta de resíduos sólidos urbanos na Bacia Mãe d'Água (e.g., Cenário 6). As ruas com maior presença de comércio são as que mais geram resíduos sólidos (em roxo), seguidas pelas áreas junto aos córregos (em preto e cinza escuro); coincidentemente, essas ruas mais estreitas e irregulares não são atendidas pelo serviço de coleta regular, bem como as ruas à montante na bacia, inclusive na região de nascentes (ruas em vermelho).

Os aspectos da modelagem da coleta de resíduos sólidos serão apresentados no próximo Item.

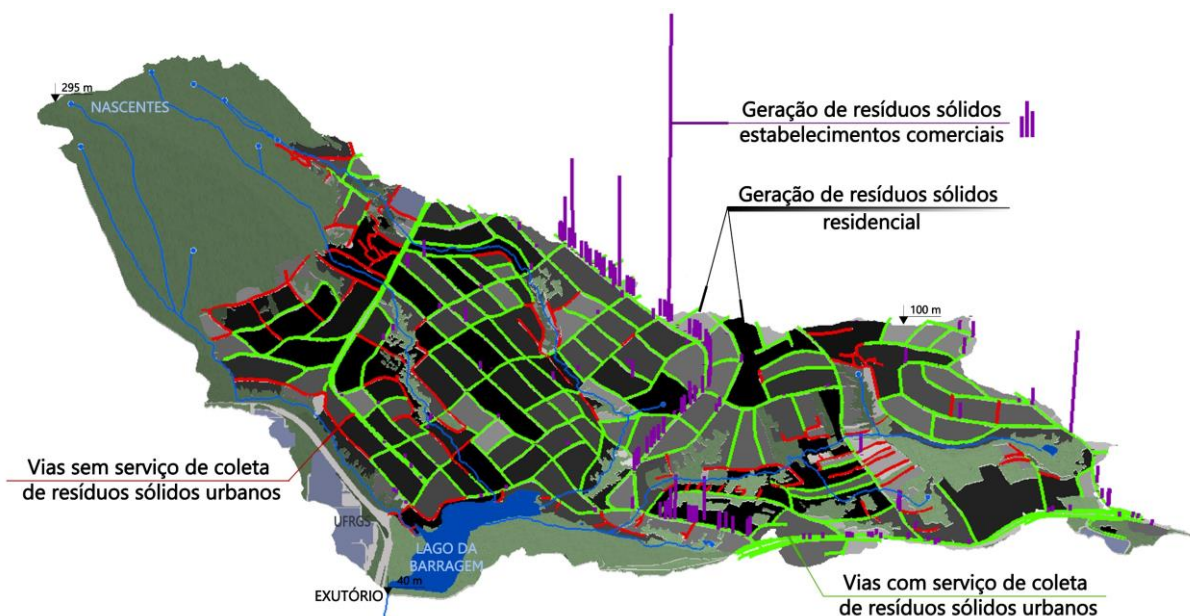


Figura 6.52 – Geração de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água × áreas atendidas pelo serviço de coleta de resíduos sólidos urbanos. Mapa em perspectiva com exagero vertical.

Quadrados em tons de cinza conforme geração de resíduos sólidos residenciais; resíduos não-residenciais representados pelas barras verticais roxas; as ruas estão classificadas conforme o atendimento (em verde) pelo serviço de coleta regular de resíduos sólidos.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

6.3.2.1 Resíduos sólidos coletados

Os resíduos sólidos disponíveis para transporte na Bacia Mãe d'Água são resultado da subtração da quantidade de resíduos que foi retirada da área pelo serviço de coleta regular, do valor total de resíduos gerados (i.e., residencial e não-residencial), obtido na etapa anterior para seis diferentes cenários.

O serviço de coleta de resíduos sólidos, nos meses avaliados (julho/2014 a junho/2015), recolheu o valor médio de 14,21 toneladas de resíduos diariamente (cerca de 12% do total recolhido nas áreas urbanas do município). A título de exemplo, o gráfico da Figura 6.53 apresenta os dados diários contabilizados da quantidade de resíduos sólidos coletados no município de Viamão e na Bacia Mãe d'Água no mês de maio de 2015.

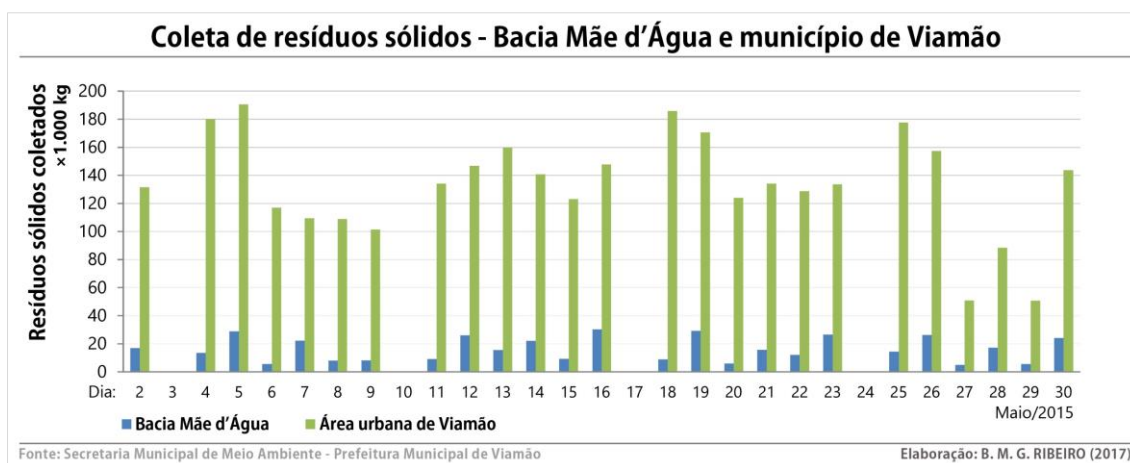


Figura 6.53 – Gráfico da quantidade de resíduos sólidos coletados pelo serviço de coleta regular na totalidade das áreas urbanas de Viamão e na Bacia Mãe d'Água.

Fonte dos dados: SMMA (2015). ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

A Tabela 6.10 apresenta os valores médios calculados para cada setor de coleta da Bacia Mãe d'Água e os atributos espaciais utilizados na ponderação dos dados de coleta e desagregação nas unidades da base espacial de geração de resíduos sólidos.

As distribuições dos dados de coleta na base espacial de geração de resíduos sólidos por meio da ponderação utilizando os quatro diferentes atributos são apresentadas por meio do gráfico *boxplot* da Figura 6.54. As análises estatísticas, cujos resultados encontram-se no Apêndice C, indicam que os quatro conjuntos não possuem aderência à distribuição normal, são altamente correlacionados entre si e são significativamente diferentes uns dos outros (i.e., $MP-n \times MP-n$).

Tabela 6.10 – Características dos setores de coleta regular de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água: valores médios de resíduos coletados diariamente e atributos utilizados para ponderação e desagregação dos dados nas unidades da base espacial (UBE) de geração de resíduos sólidos.

Resíduos sólidos coletados na Bacia Mãe d'Água					
Setor de coleta	Valor médio diário (kg/dia)	Métodos de ponderação para desagregação dos dados nas UBE, conforme atributos utilizados			
		MP – 1 Área abrangida pelo setor (kg/m ²)	MP – 2 População atendida no setor (kg/ per capita)	MP – 3 Extensão dos trechos de via do setor (kg/m)	MP – 4 Extensão dos maiores segmentos interno das UBE (kg/m)
Avenidas	5.541,58	0,021	0,776	0,568	0,336
Avenidas-bairros	541,01	0,005	0,499	0,327	0,116
Setor 15	3.144,94	0,007	0,517	0,322	0,124
Setor 16	3.897,94	0,008	0,604	0,296	0,126
Setor 18	1.084,88	0,008	0,654	0,385	0,132

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

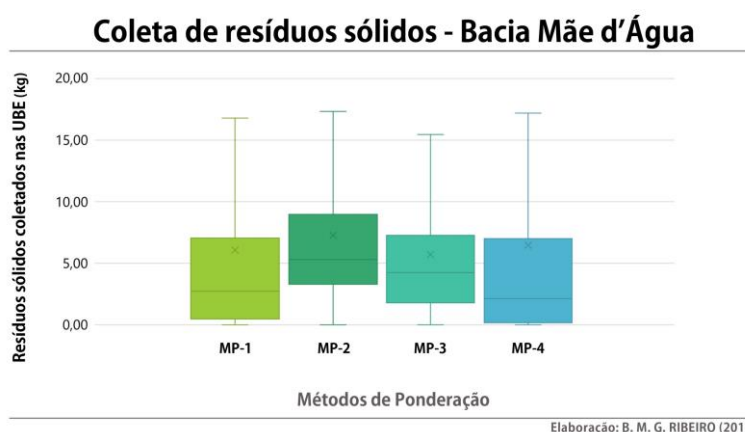


Figura 6.54 – Gráfico *boxplot* dos quatro conjuntos de resultados da espacialização dos resíduos sólidos coletados nas unidades da base espacial de resíduos sólidos.

*OBS: sem exibição de *outliers*. Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Os mapas das Figuras 6.55 a 6.58 apresentam a distribuição espacial dos resíduos sólidos coletados na Bacia Mãe d'Água nos polígonos das UBE, conforme métodos MP -1, -2, -3 e -4.

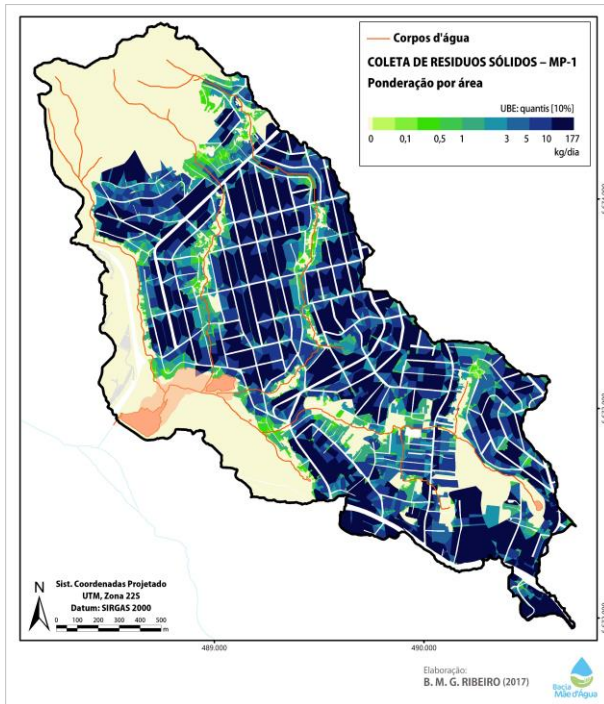


Figura 6.55 – Mapa da distribuição dos resíduos sólidos coletados na Bacia Mãe d'Água (MP-1) – classificação das UBE por quantis.
 Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

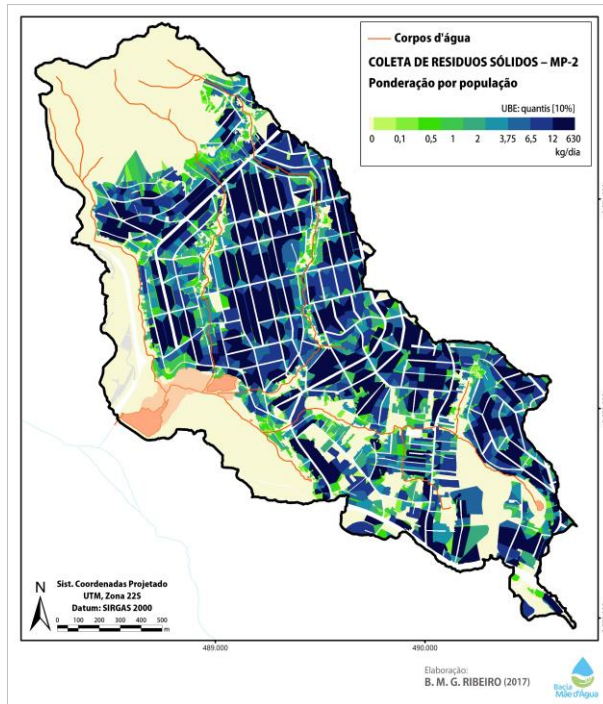


Figura 6.56 – Mapa da distribuição dos resíduos sólidos coletados na Bacia Mãe d'Água (MP-2) – classificação das UBE por quantis.
 Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

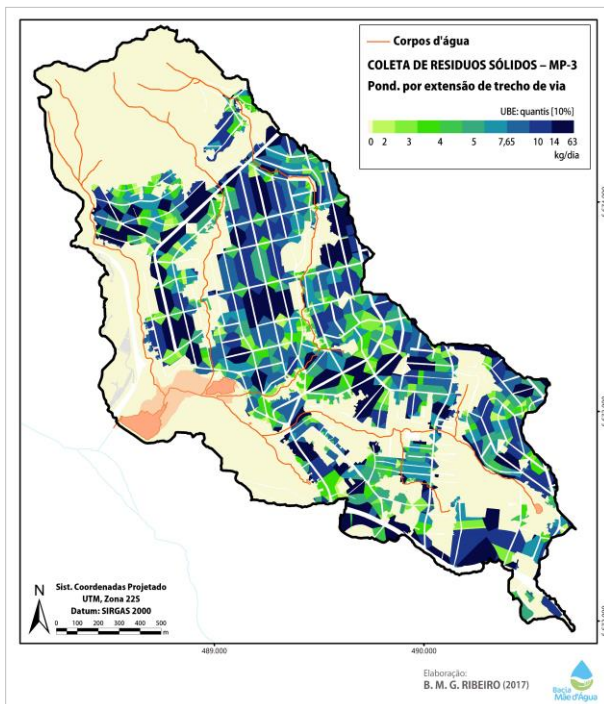


Figura 6.57 – Mapa da distribuição dos resíduos sólidos coletados na Bacia Mãe d'Água (MP-3) – classificação das UBE por quantis.
 Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

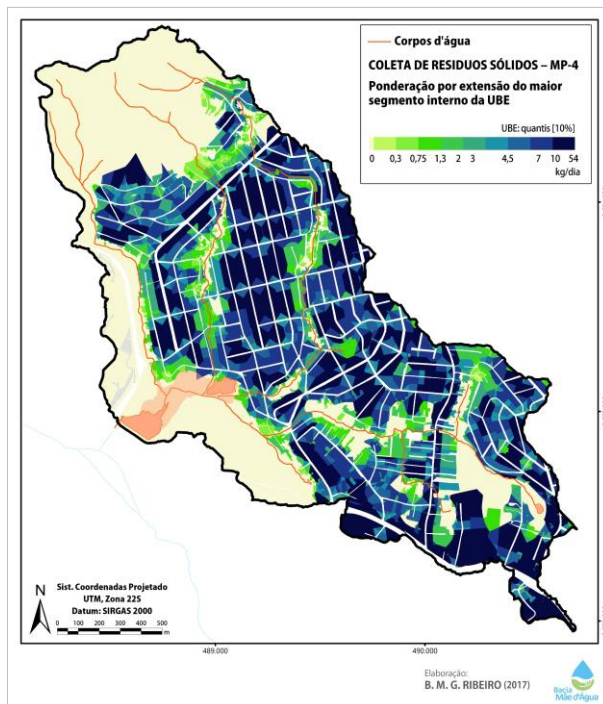


Figura 6.58 – Mapa da distribuição dos resíduos sólidos coletados na Bacia Mãe d'Água (MP-4) – classificação das UBE por quantis.
 Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

6.3.2.2 Resíduos sólidos disponíveis para transporte

Os resíduos sólidos disponíveis para transporte são aqueles resíduos gerados na Bacia Mãe d'Água (i.e., por dificuldade de operacionalização, excluiu-se da modelagem os resíduos exógenos) que não foram recolhidos pelo serviço de coleta regular de resíduos sólidos. Ou seja, são resíduos remanescentes nas áreas da bacia, seja nos logradouros, corpos d'água, terrenos baldios, etc.

O montante de resíduos sólidos remanescentes foi obtido por meio da subtração dos resíduos gerados totais dos resíduos sólidos coletados (i.e., $R.S.Coletados - R.S.Gerados$). Considerando-se que há três conjuntos possíveis de resíduos sólidos gerados (i.e., Cenários 2, 3 e 6) e quatro conjuntos possíveis de resíduos sólidos coletados (i.e., MP -1, -2, -3 e -4), há doze resultados possíveis para o montante de resíduos sólidos remanescentes na área de estudo.

As distribuições dos dados de resíduos sólidos remanescentes são apresentadas por meio do gráfico *boxplot* da Figura 6.59. Os valores positivos referem-se aos resíduos sólidos que teriam sido coletados *a mais* do que gerados; os valores negativos indicam os resíduos gerados que não foram coletados e permanecem na área de estudo. Algumas análises podem ser realizadas a partir desse gráfico, a saber:

- a) Os conjuntos de dados de resíduos sólidos remanescentes provenientes do Método de Ponderação MP-1 e MP-2 e dos Cenários 2 e 3 (i.e., MP-1 – Cen.2, MP-2 – Cen.3, MP-1 – Cen.2 e MP-2 – Cen.6) são os que apresentam menos ocorrências de áreas com mais resíduos coletados do que produzidos;
- b) Os conjuntos de dados de resíduos sólidos remanescentes obtidos utilizando-se o Cenário 6 de geração de resíduos são mais dispersos, o que pode estar relacionado também à maior heterogeneidade espacial;
- c) No outro extremo, os conjuntos de dados de resíduos sólidos remanescentes obtidos por meio do Método de Ponderação MP-2 e Cenários 2 e 3 apresentam menor variabilidade e menor dispersão.

O gráfico de barras da Figura 6.60 apresenta a comparação entre montantes de resíduos coletados (em verde) além da quantidade gerada e remanescentes (em laranja) (i.e., subtraindo-se os resíduos coletados do montante gerado, ainda restaram os remanescentes).

Os resíduos remanescentes provenientes das subtrações: MP-1 – Cen.2, MP-1 – Cen.3, MP-3 – Cen.2, MP-3 – Cen.3, MP-3 – Cen.6, MP-4 – Cen.2, MP-4 – Cen.3 e MP-4 – Cen.6 apresentam valores da ordem de 5 toneladas de resíduos sólidos coletas “a mais” do que a

quantidade gerada. Estes resultados são considerados incoerentes. Valores dessa magnitude apontam para um resultado insatisfatório em termos de: (a) estimacão da quantidade de resíduos sólidos gerados; ou (b) distribuico espacial dos resíduos sólidos coletados.

Diferença: resíduos sólidos coletados – gerados - Bacia Mãe d’Água

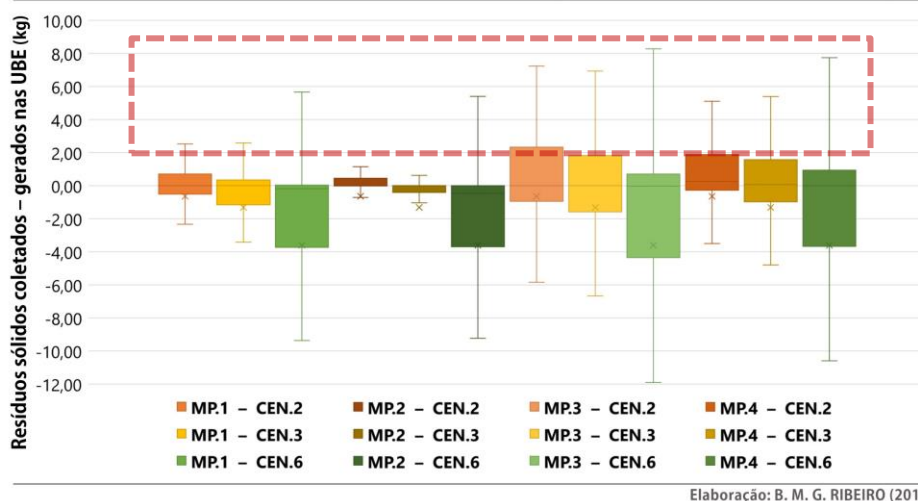


Figura 6.59 – Gráfico *boxplot* dos doze conjuntos de dados de resíduos sólidos remanescentes na Bacia Mãe d’Água obtidos por meio da diferença entre os resíduos sólidos gerados (Cenários 2, 3 e 6) e coletados (Método de Ponderaco MP-1, -2, -3 e -4).

*OBS: sem exibico de *outliers*. Fonte: ELABORACO PRÓPRIA (2017).

Diferença: resíduos sólidos coletados – gerados - Bacia Mãe d’Água

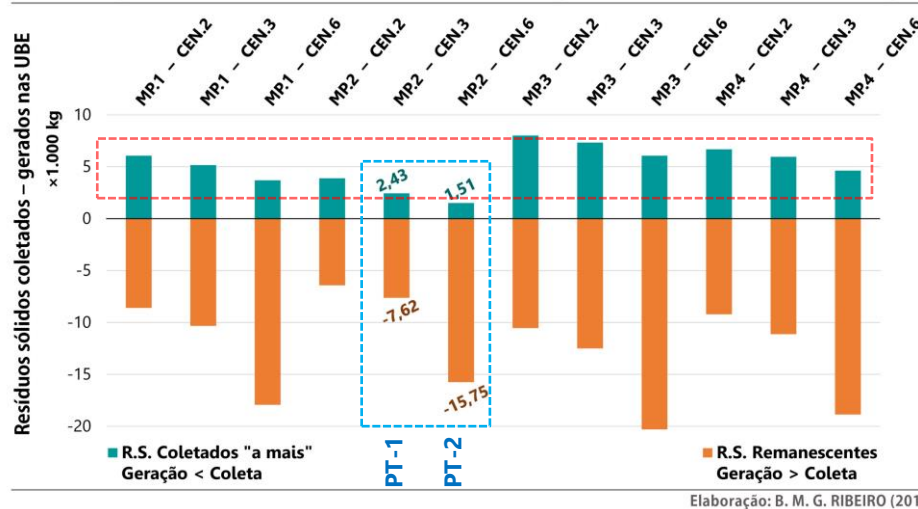


Figura 6.60 – Gráfico de barras dos doze conjuntos de dados de resíduos sólidos remanescentes na Bacia Mãe d’Água, indicando a quantidade de resíduos coletada a mais do que gerada (em verde) e quantidade de resíduos remanescente (em laranja).

Fonte: ELABORACO PRÓPRIA (2017).

Diante desses resultados,  possível concluir os dados menos incoerentes de distribuico dos

resíduos sólidos coletados foram obtidos por meio da ponderação pela população atendida (i.e., MP-2). Os resultados com o Cenário 6 possui maior amplitude de valores, em comparação com os Cenários de geração de resíduos sólidos 2 e 3.

Tomando os menores montantes de resíduos sólidos coletados a mais como quesito de decisão, define-se como as duas as possibilidades de resíduos sólidos disponíveis para transporte a serem utilizadas na próxima etapa da modelagem, que passam a ser chamados de PT-1 e PT-2, aquelas provenientes da subtração de resíduos sólidos coletados em MP-2 pelos resíduos gerados nos Cenários 3 e 6, respectivamente.

Os mapas da Figura 6.61 apresentam os resultados de resíduos sólidos remanescentes na Bacia Mãe d'Água, que representam a classificação das UBE quanto à distribuição de PT-1 e PT-2, i.e., do balanço entre resíduos sólidos coletados e gerados na área de estudo.

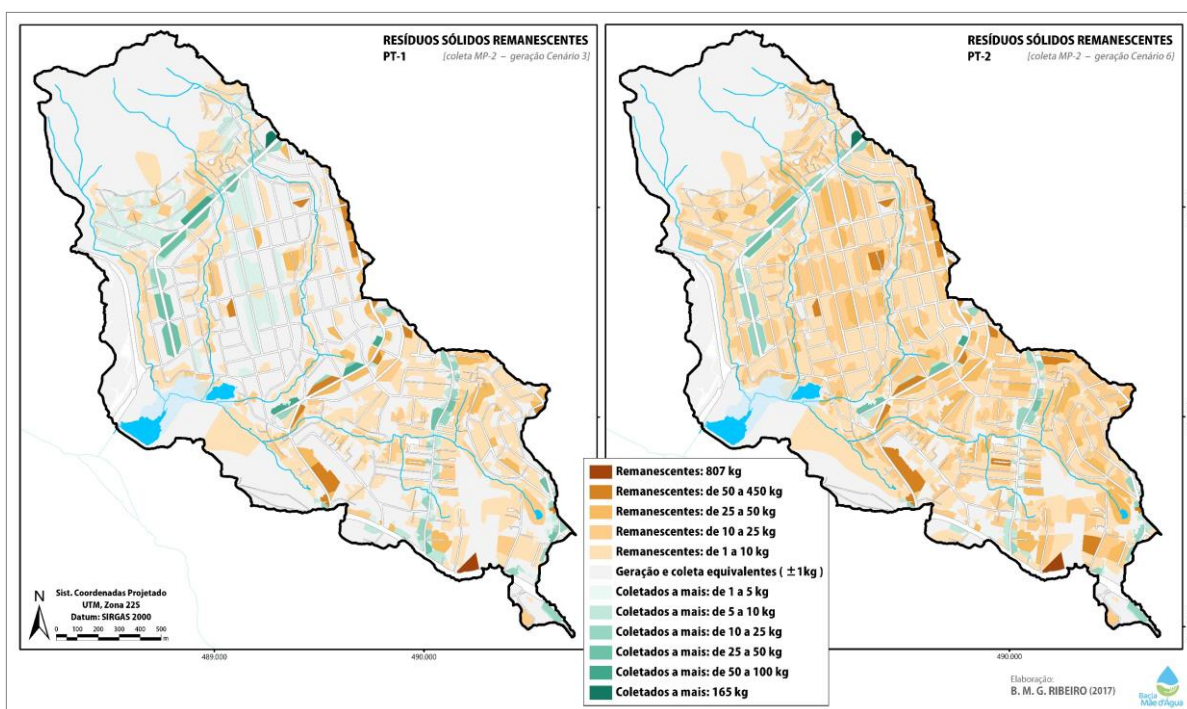


Figura 6.61 – Mapas da distribuição dos resíduos disponíveis para transporte na Bacia Mãe d'Água conforme (a) PT-1 e (b) PT-2.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Os mapas permitem identificar áreas em que houve não só diferenças nas quantidades de resíduos coletados a mais ou remanescentes na área, mas também discordâncias, i.e., locais que apresentam resíduos remanescentes, em um mapa, e resíduos sólidos coletados a mais, no outro.

A Tabela 6.11 apresenta alguns aspectos relativos aos resíduos sólidos disponíveis para

transporte PT-1 e PT-2. No caso de PT-1, a maior parte da Bacia (em porcentagem de área) possui resíduos remanescentes; em PT-2, a maior parte está em condição equivalente de geração e coleta de resíduos sólidos. Com relação ao montante de resíduos sólidos que permanece na área de estudo, i.e., que não é recolhida pelo serviço de coleta regular, uma quantidade muito superior àquela em PT-1 é observada no caso de PT-2; entretanto, é importante enfatizar que as quantidades iniciais de geração de resíduos sólidos são diferentes nos Cenários 3 e 6, enquanto que a quantidade coletada, nos dois casos, é a mesma (cf. MP-2).

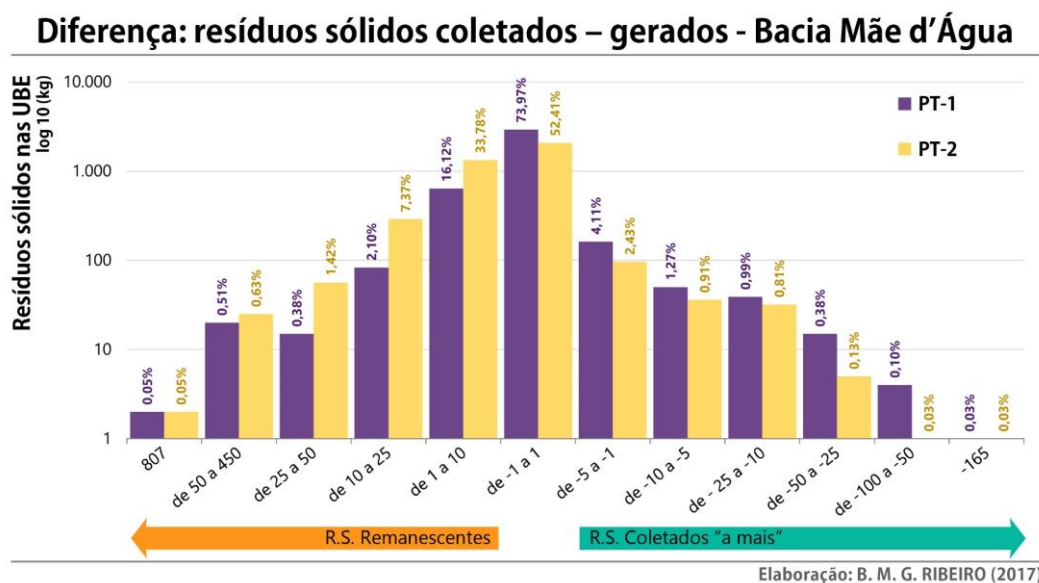


Figura 6.62 – Histograma (em escala logarítmica de base 10) das UBE classificadas quanto aos montantes de resíduos sólidos coletados a mais (em verde) ou remanescentes (em laranja) na Bacia Mãe d'Água – PT-1 e PT-2.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Tabela 6.11 – Aspectos gerais relativos aos resíduos sólidos disponíveis para transporte PT-1 e PT-2, na Bacia Mãe d'Água.

Classificação	PT-1		PT-2	
	Área UBE (%)	R.S. (kg)	Área UBE (%)	R.S. (kg)
R.S. Remanescentes (Geração > Coleta)	60,53%	7.383,61	35,43%	15.473,78
Geração e coleta de R.S. equivalentes	29,72%	--	59,87%	--
R.S. Coletados a mais (Geração < Coleta)	9,75%	2.263,04	4,70%	1.465,52
Total Gerado	--	19.394,22	--	28.449,44
Total Coletado	--	14.210,37	--	14.210,37
Diferença: Geração – Coleta		5.183,85		14.239,07

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

De PT-1 e PT-2, excluem-se as quantidades “coletadas a mais” para conformações dos conjuntos de resíduos que serão transportados pela rede (i.e., RT-1 e RT-2). Desta forma, para modelagem do transporte de resíduos sólidos, o dado de entrada será 7.618 kg e 15.745 kg (i.e., DT-1 e DT-2, respectivamente).

6.3.3 Transporte de resíduos sólidos

Os resíduos sólidos gerados na Bacia Mãe d'Água que não foram recolhidos por serviço de coleta regular compõem o montante de resíduos disponível para transporte (i.e., DT-1 e DT-2). Isto inclui os resíduos sólidos que permanecem na área de estudo, sejam dispostos em lixeiras ou lançados em terrenos baldios, ruas ou às margens dos córregos.

Estes resíduos sólidos remanescentes podem se deslocar ou permanecer parados. Muitas forças podem agir em prol de seu deslocamento: ação humana ou animal, escoamento devido à gravidade, com ou sem auxílio de chuvas, ou devido a ventos fortes, entre outros. Nesta pesquisa, busca-se avaliar a susceptibilidade ao transporte devido às características do meio físico (e.g., declividade, rugosidade, etc.). Então, foram desconsideradas influências exercidas por outras forças que possam agir influenciando no deslocamento dos resíduos sólidos.

Outra limitação dos resultados a serem apresentados consiste no fator temporal: a modelagem aqui apresentada não considera o tempo de deslocamento, nem tampouco considera a ocorrência de eventos (e.g., eventos de precipitação) que implicariam em modelagens em passos de tempo.

O deslocamento dos resíduos poderia também ocorrer pela infraestrutura de microdrenagem, sendo então conduzidas aos canais de macrodrenagem. Entretanto, a área de estudo é carente em infraestrutura de drenagem (cf. ZANANDREA, 2016).

O transporte de resíduos sólidos pela rede se daria de forma sem impedância⁸⁴ se considerada sua soma acumulada, ao longo da rede, sem computar restrições ao seu deslocamento impostas, por exemplo, devido à rugosidade do caminho por onde os resíduos se deslocam. Desta forma, todo dado de entrada (i.e., DT-1 e DT-2) sairia do modelo: os resíduos chegariam ao exutório da bacia hidrográfica ou aos pontos baixos (onde se acumulariam, sem possibilidade de novos deslocamentos devido à gravidade).

⁸⁴ Utiliza-se o termo impedância como o sentido de resistência que os resíduos sólidos enfrentam para se deslocar. Alguns autores utilizam o termo atrito (e.g., MOURA, 2009).

Os mapas da Figuras 6.63 e 6.64 apresentam essa situação. Em RT-1 e RT2, o balanço de resíduos sólidos disponível para transporte e que chega até os pontos de acúmulo ou ao exutório é zero. Ou seja, nas entidades intermediárias da rede de transporte de resíduos sólidos (i.e., que não são pontos baixos), não fica acumulado nenhuma fração do montante de resíduos sólidos.

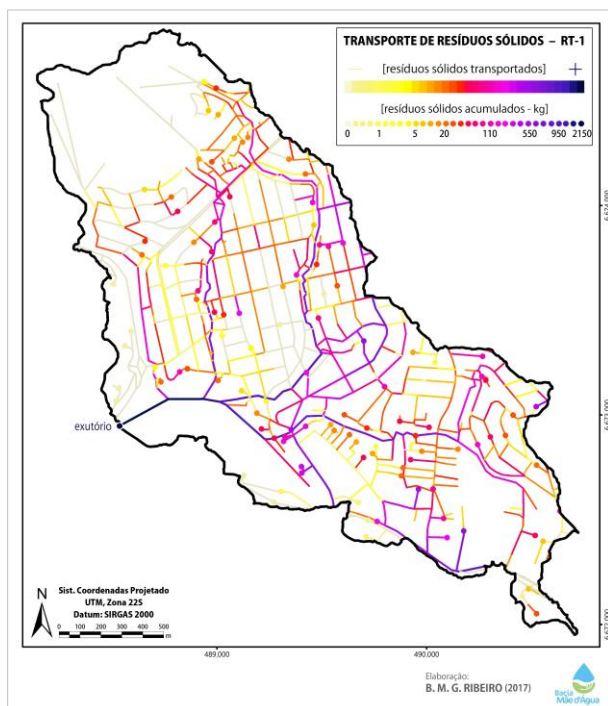


Figura 6.63 – Mapa do transporte de resíduos sólidos sem impedância na Bacina Mãe d'Água – RT-1 – classificação da rede de transporte quanto ao montante de resíduos sólidos disponíveis para transporte (DT-1) transportados e dos pontos de acúmulo quanto ao montante de resíduos que neles se depositou.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

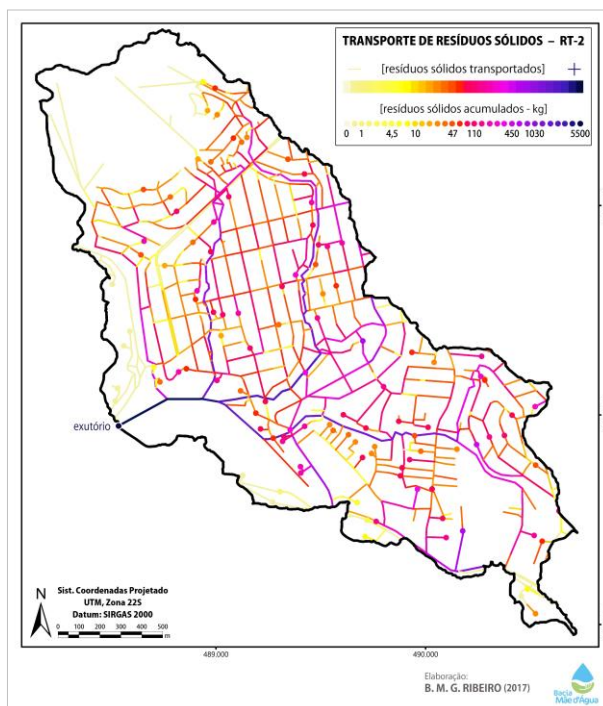


Figura 6.64 – Mapa do transporte de resíduos sólidos sem impedância na Bacina Mãe d'Água – RT-2 – classificação da rede de transporte quanto ao montante de resíduos sólidos disponíveis para transporte (DT-2) transportados e dos pontos de acúmulo quanto ao montante de resíduos que neles se depositou.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

A aplicação do modelo de transporte sobre os mesmos valores de resíduos sólidos remanescentes (i.e., DT-1 e DT-2), utilizando, entretanto, valores de impedância ao movimento produz resultados nos quais se observa a acumulação de resíduos ao longo da rede. Os mapas das Figuras 6.65 e 6.66 apresentam os resultados RT-3 e RT-4 que consistem na utilização do coeficiente de susceptibilidade ao transporte de resíduos sólidos como fator de ponderação do transporte (ou acumulação).

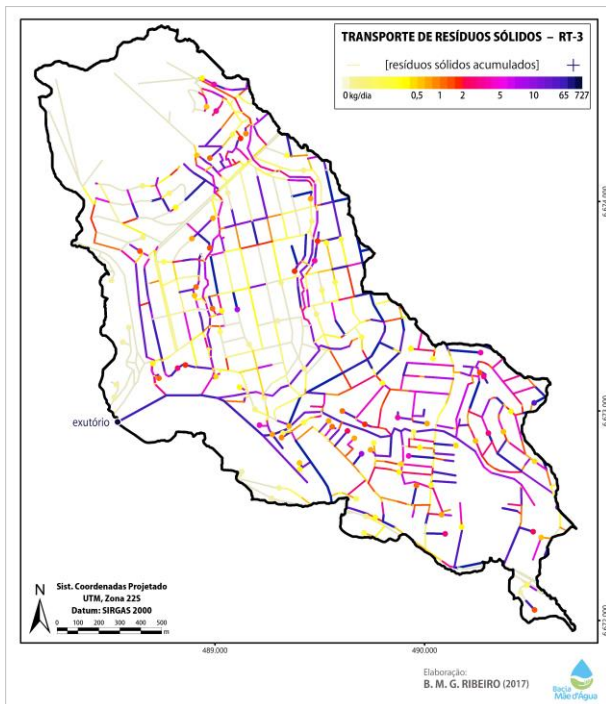


Figura 6.65 – Mapa do transporte de resíduos sólidos com impedância na Bacia Mãe d’Água – RT-3 – classificação da rede de transporte quanto ao montante de resíduos sólidos acumulados nos trechos e nos pontos baixos, por quantis.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

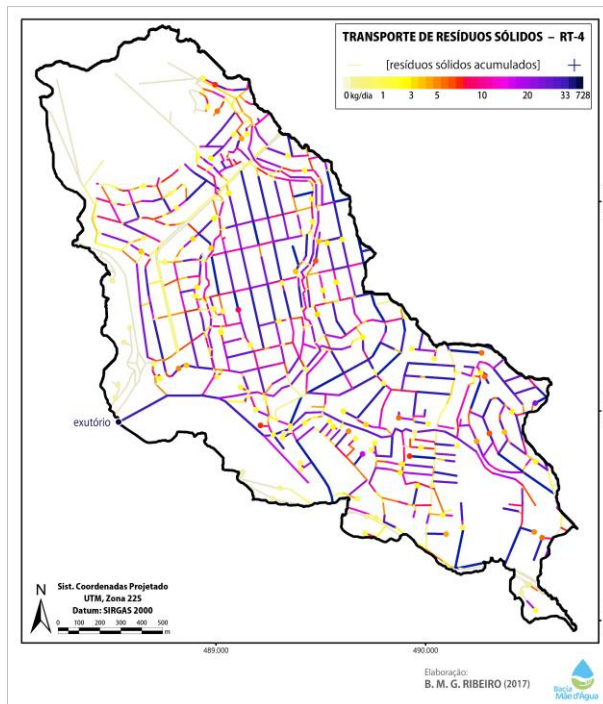


Figura 6.66 – Mapa do transporte de resíduos sólidos com impedância na Bacia Mãe d’Água – RT-4 – classificação da rede de transporte quanto ao montante de resíduos sólidos acumulados nos trechos e nos pontos baixos, por quantis.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Tabela 6.12 – Balanço de massa das quatro modelagens de transporte de resíduos sólidos (i.e., RT-1, -2, -3 e -4), na Bacia Mãe d’Água.

Balanço de massa das quatro modelagens de transporte de resíduos sólidos				
	RT-1	RT-2	RT-3	RT-4
Resíduos remanescentes (kg)	DT-1 = 7.618	DT-2 = 15.745	DT-1 = 7.618	DT-2 = 15.745
Resíduos acumulados				
Exutório	2.149,17 kg	5.502,84 kg	41,98 kg <i>0,55%</i>	85,98 kg <i>0,55%</i>
Pontos baixos	5.469,32 kg	10.242,53 kg	127,71 kg <i>1,68%</i>	288,50 kg <i>1,83%</i>
Trechos de rios	0	0	779,93 kg <i>10,24%</i>	1.753,91 kg <i>11,14%</i>
Outras vias	0	0	6.668,87 kg <i>87,54%</i>	13.617,00 kg <i>86,48%</i>
Total de resíduos acumulados (kg)	7.618,49	15.745,37	7.618,49	15.745,37

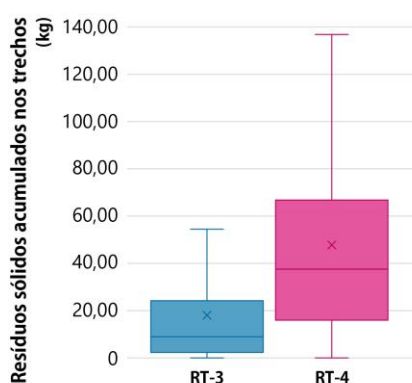
Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Na Tabela 6.12 são apresentados os balanços de massa resultantes das quatro modelagens, sendo que nas duas primeiras (i.e., RT-1 e RT-2), não há utilização do fator de impedância, de modo que todo resíduo sólido remanescente é transportado até algum ponto baixo da bacia hidrográfica ou até seu exutório. Nas modelagens de RT-3 e RT-4 ocorre acumulação de resíduos antes que atinjam os pontos baixos, i.e., devido ao uso do fator de impedância.

Os balanços de massa das modelagens fazem saltar aos olhos a quantidade de resíduos sólidos que permanece no ambiente, causando os mais diversos impactos ambientais. Aspectos a respeito do acúmulo de resíduos sólidos serão abordados no próximo item.

Por fim, as distribuições dos dados de resíduos sólidos resultantes das modelagens do transporte de resíduos RT-3 e RT-4 (i.e., dados de resíduos acumulados ao longo da rede) são apresentadas por meio do gráfico *boxplot* da Figura 6.67. As análises estatísticas, cujos resultados encontram-se no Apêndice C, indicam que os dois conjuntos não possuem aderência à distribuição normal, são altamente correlacionados entre si e são significativamente diferentes um do outro.

Acúmulo de resíduos sólidos - Bacia Mãe d'Água



Elaboração: B. M. G. RIBEIRO (2017)

Figura 6.67 – Gráfico *boxplot* dos dois conjuntos de dados de resíduos sólidos acumulados, resultantes das modelagens do transporte de resíduos RT-3 e RT-4.

*OBS: sem exibição de *outliers*. Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

6.3.4 Acúmulo de resíduos sólidos

O acúmulo de resíduos sólidos, nesta pesquisa, consiste no inverso de seu transporte: ou seja, os resíduos ou se deslocam, ou ficam parados. A força envolvida nesse movimento (e considerada nesta pesquisa) é gravidade, e faz-se necessário considerar a presença de água, para que ocorra um fluxo que conduza os resíduos sólidos.

Entretanto, há mais uma possibilidade de transporte, ou de não-acumulação, que pode ser abordada: a “recoleta” dos resíduos, que seria uma “nova chance” de os resíduos que se deslocaram serem coletados pelo serviço regular de coleta de resíduos. Ou seja, naquelas áreas da bacia hidrográfica em que a relação de resíduos gerados *versus* resíduos coletados gerou os resíduos “coletados a mais” (i.e., $MP_{1a4} - Cenários_{1a6}$), poder-se-ia imaginar que os montantes coletados a mais referem-se a resíduos que não foram gerados nas proximidades do local de coleta, mas sim, vieram de áreas à montante na bacia.

A Tabela 6.13 apresenta as quantidades de resíduos sólidos coletados “a mais” (i.e., DT-1 e DT-2) em cada setor de coleta regular, as quantidades de resíduos acumulados (i.e., RT-3 e RT-4), e os resultados da nova coleta de tais resíduos.

Tabela 6.13 – Aspectos de uma “nova coleta” dos resíduos sólidos remanescentes ao longo da rede de transporte, por setor de coleta regular, na Bacia Mãe d’Água.

Resíduos sólidos	Setores de coleta regular de resíduos sólidos						
	15	16	18	Avenidas	Avenidas -bairro	Não atendido	Total
Coletados “a mais”							
DT-1	0,00	87,22	156,94	1.810,77	29,38	--	2.084,31
DT-2	0,00	0,00	0,00	1.303,48	0,00	--	1.303,48
Resíduos sólidos acumulados – RT-3							
Exutório	0	0	0	0	0	41,98	41,98
Pontos baixos	28,27	9,31	2,03	10,12	0,00	77,99	127,72
Trechos de rios	0	0	0	0	0	779,93	779,93
Outras vias	1.386,00	687,63	32,55	2.669,41	42,16	1.851,12	6.668,87
Total Acumulado	1.414,27	696,94	34,58	2.679,53	42,16	2.751,02	7.618,50
Resíduos sólidos acumulados – RT-4							
Exutório	0	0	0	0	0	85,98	85,98
Pontos baixos	67,88	46,23	8,67	10,76	2,62	152,33	288,49
Trechos de rios	0	0	0	0	0	1.753,91	1.753,91
Outras vias	3.330,21	2.673,89	433,24	2.824,17	344,87	4.010,61	13.616,99
Total Acumulado	3.398,09	2.720,12	441,91	2.834,93	347,49	6.002,83	15.745,37
Resíduos sólidos que ainda permanecem lançados no ambiente após a coleta dos resíduos que se locomoveram							
DT-1 – RT-3	1.414,27	609,72	122,36	868,76	12,78	--	2.783,17
DT-2 – RT-4	3.398,09	2.720,12	441,91	1.531,45	347,49	--	8.439,06

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Este procedimento consiste em pura **elucubração** a respeito do fim que poderia ser esperado (ou desejado) para este problema ambiental dos resíduos lançados no ambiente. Entretanto, é muito visível, na área de estudo, a disposição irregular de resíduos sólidos em

ruas, calçadas, terrenos baldios e nas margens dos córregos.

No mapa da Figura 6.68, apresentam-se os locais em que se observou acúmulo de resíduos sólidos por meio de interpretação visual da imagem orbital (i.e., WorldView-2, de 2014). A disposição de resíduos sólidos foi observada nas ruas e calçadas, em margens de córregos e na área de inundação do lago da barragem Mãe d'Água, em terrenos baldios e até dentro de propriedades "particulares" (e.g., para fins de separação e posterior venda, para "criação de terreno" junto aos córregos, por falta de noções de higiene e saneamento, entre outros).

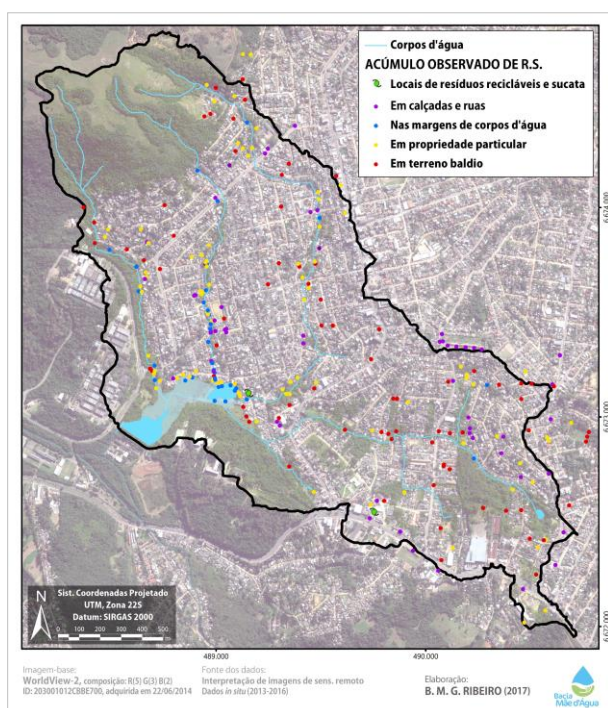


Figura 6.68 – Mapa de ocorrência de locais de acúmulo de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água conforme interpretação visual de imagem orbital e coleta de dados *in situ* (2013-2016) – pontos classificados por tipo de local de ocorrência.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

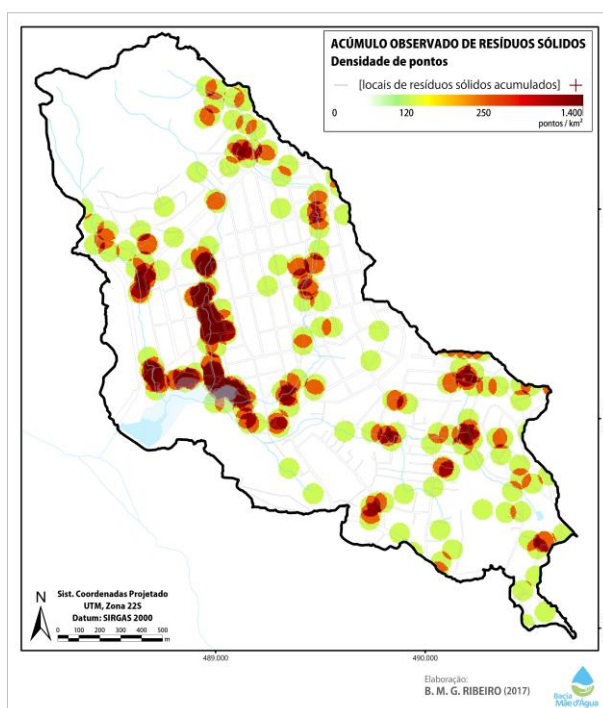


Figura 6.69 – Mapa de densidade de pontos de acúmulo de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água em pontos / km² – células de 5 metros e raio de busca de 50 metros.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Na Figura 6.69, tais locais são apresentados sob forma de mapa de densidade de pontos, i.e., a quantidade de pontos por área (i.e., km²). O mapa de densidades foi criado com raio de busca de 50 metros, valor atribuído deliberadamente, e que corresponde à área de influência mínima que resíduos sólidos lançados irregularmente no ambiente possam ter no cotidiano de uma dada população.

Nas Figuras 6.70 e 6.71, buscou-se retratar da mesma forma os resultados de resíduos sólidos acumulados obtidos por meio das modelagens de transporte RT-3 e RT-4, i.e., por mapa de

densidade. Em ambos os casos, foi utilizada a quantidade de resíduos sólidos nos locais onde se acumulam como valor ponderador. Desta forma, os mapas exibem, em vez da densidade de locais de acúmulo por km², a densidade de massa de resíduos sólidos acumulados, em kg/km².

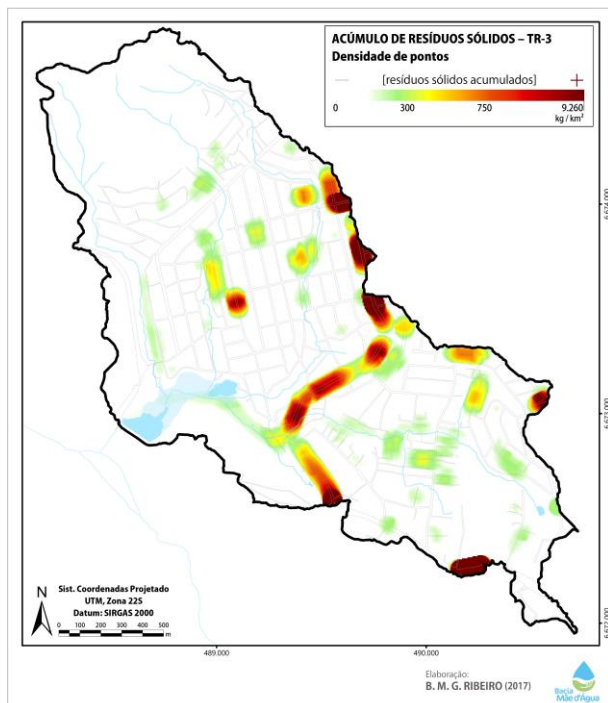


Figura 6.70 – Mapa de densidade de resíduos sólidos acumulados na Bacia Mãe d'Água – RT-3 em kg / km² – células de 5 metros e raio de busca de 50 metros.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

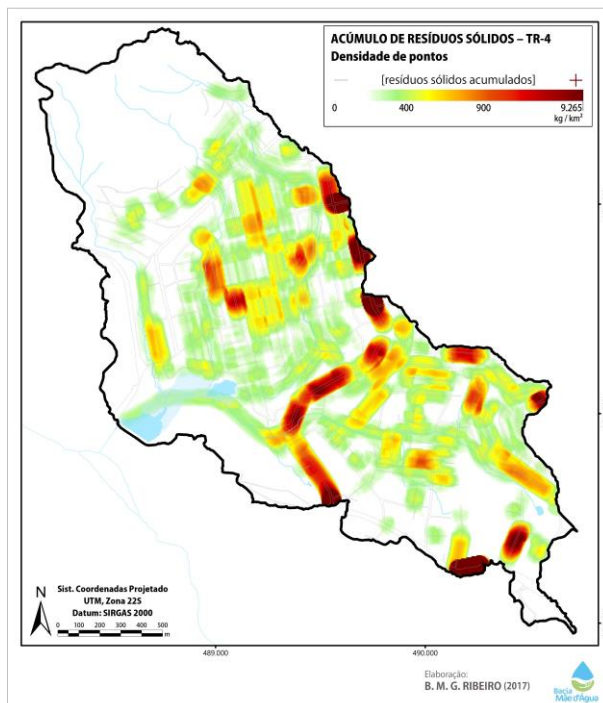


Figura 6.71 – Mapa de densidade de resíduos sólidos acumulados na Bacia Mãe d'Água – RT-4, em kg / km² – células de 5 metros e raio de busca de 50 metros.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Por fim, a análise das áreas que foram identificadas como potenciais para acumulação de fluxo de resíduos sólidos, por meio do cálculo do IRPA (Índice Relativo de Propensão à Acumulação) proposto, em comparação com os locais observados em campo em que há acúmulo de resíduos sólidos, indicam baixa correlação entre as ocorrências. Isto pode significar que as razões para o acúmulo de resíduos sólidos não estão somente relacionadas às questões de relevo e topografia, mas também, por exemplo, à eficiência do serviço de coleta regular de resíduos sólidos ou o nível de educação e conscientização ambiental da população.

O mapa da Figura 6.72 apresenta a sobreposição dos pontos relativos aos locais de acúmulo de resíduos sólidos, conforme interpretação visual de imagem orbital e coleta de dados *in situ* (2013-2016), sobre o mapa de densidade resultante da aplicação do IRPA.

Análises estatísticas foram realizadas de modo a buscar correlações entre o valor de resíduos

sólidos acumulados (i.e., RT-3 e -4) e o IRPA, nos locais observados em campo de ocorrência de acúmulo de resíduos sólidos. Entretanto, não foram obtidos resultados que demonstrassem alguma correlação tais variáveis.

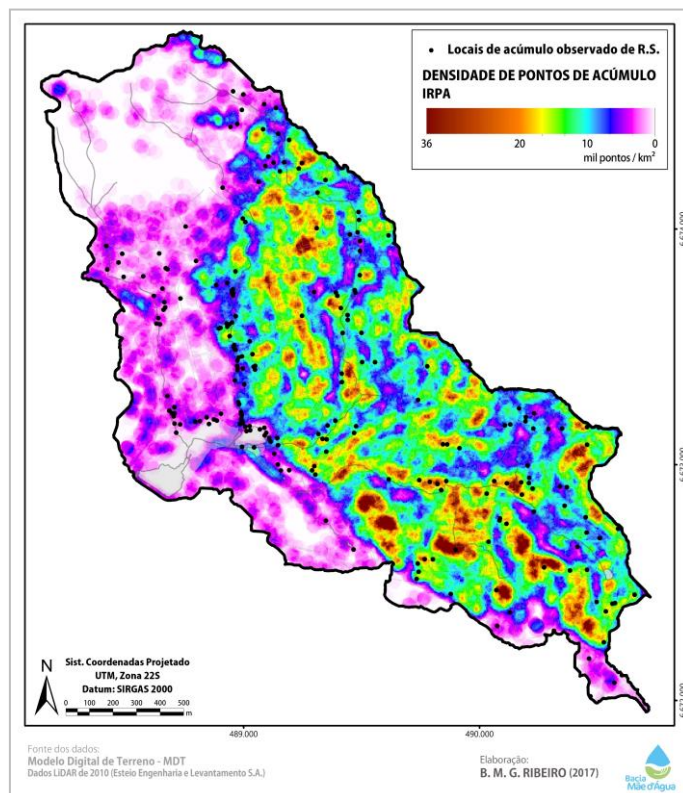


Figura 6.72 – Mapa de ocorrência de locais de acúmulo de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água sobre posto ao mapa de densidade acumulação de fluxos (obtido pelo IRPA).

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Por meio de fotos apresentadas na Figura 6.73, ilustra-se algumas dessas situações observadas de acúmulo de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água.



Figura 6.73 – Fotos de disposição inadequada de resíduos sólidos em locais impróprios para este fim – logradouros (2 e 4), terrenos baldios (3), margens de arroios (1 e 5).

Fonte: ARQUIVO PESSOAL – FOTOS TOMADAS NA ÁREA DE ESTUDO (EM JUNHO/2014 E OUTUBRO/2016).

6.3.5 Verificação do modelo

Uma vez que a presente pesquisa não conta com aquisição de dados quantitativos em campo (e.g., massa de resíduos sólidos gerados nas residências, ou amostragens de coleta de resíduos, ou quantificação de resíduos sólidos acumulados no ambiente, entre outros), as estimativas e modelagens apresentadas não são passíveis de validação, mas sim, de verificação.

No baixo curso do Arroio Central, já dentro da área de inundação do lago da barragem Mãe d'Água, existe uma armadilha de resíduos sólidos, construída com o intuito de investigar a quantidade e a composição dos resíduos que ali chegam conduzidos pelo fluxo deste arroio (i.e., Afluente A-3), vindos da sub-bacia MDA-3. Atualmente, tal estrutura encontra-se desativada devido a depredações sofridas e furto de equipamentos. Entretanto, foram coletados dados em onze eventos de precipitação entre 2004 e 2005 (JAWOROWSKI ET AL., 2005; OLIVEIRA ET AL., 2005; MARQUES ET AL., 2009). As fotos apresentadas na Figura 6.74 retratam alguns momentos de captura de resíduos sólidos.



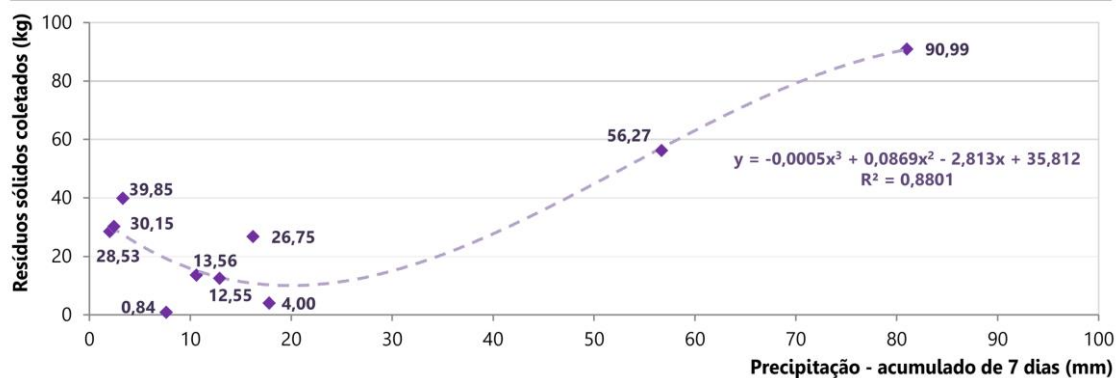
Figura 6.74 – Fotos de experimentos de coleta de resíduos sendo realizados com a armadilha.

Fonte: MARQUES ET AL. (2009).

No gráfico da Figura 6.75, é apresentada a relação entre os resíduos sólidos capturados em uma hora de operação e os dados de precipitação acumulada em sete dias (i.e., anteriores ao evento de captura dos resíduos) (INMET, 2013).

A relação entre resíduos sólidos capturados na armadilha e os níveis de precipitação não é muito clara. Em parte, isto pode se dever à falta de sistematização na coleta de dados: há eventos com 30 minutos de coleta, 1, 3, 24 e 48 horas; tampouco foram coletados dados de precipitação durante a ocorrência dos eventos de captura de resíduos sólidos. Contudo, percebe-se que a quantidade de resíduos sólidos capturados na armadilha em uma hora é inferior quando há menor taxa de precipitação. Da mesma forma, pode-se relacionar maiores quantidades de resíduos capturados a maiores ocorrências de precipitação, o que aumentaria a facilidade de escoamento de detritos maiores (i.e., mais volumosos e/ou mais pesados).

Relação entre resíduos sólidos capturados na armadilha × precipitação



Fonte dos dados: MARQUES ET AL. (2009), Precipitação: BDMEP - INMET (2013)

Elaboração: B. M. G. RIBEIRO (2017)

Figura 6.75 – Gráfico do montante de resíduos sólidos capturados na armadilha instalada no Arroio Central da bacia Mãe d'Água, em relação à precipitação acumulada nos 7 dias anteriores de cada evento de coleta.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2013) – A PARTIR DE DADOS DE MARQUES ET AL. (2009) e INMET (2013).

Os dados de resíduos sólidos acumulados decorrentes dos modelos de transporte RT-3 e RT-4 apresentam valores de mesma grandeza, quando analisada somente a sub-bacia do Arroio Central: acumulam-se de 12 a 28 kg de resíduos sólidos no trecho da rede relativo ao local da armadilha de resíduos. A Tabela 6.14 apresenta a síntese dos dados obtidos para essa sub-bacia.

Tabela 6.14 – Balanço de massa das modelagens de transporte de resíduos sólidos RT-3 e -4 relativo à sub-bacia do Arroio Central, na Bacia Mãe d'Água.

Balanço de massa das modelagens de transporte de resíduos sólidos para sub-bacia do Arroio Central (aprox. 81,83 ha)		
	RT-3	RT-4
Resíduos remanescentes (kg)	DT-1 = 3.011,01	DT-2 = 5.719,77
Resíduos acumulados		
Exutório = armadilha de resíduos sólidos	11,77 kg <i>0,39%</i>	28,21 kg <i>0,50%</i>
Pontos baixos	17,64 kg <i>0,59%</i>	61,07 kg <i>1,07%</i>
Trechos de rios	262,82 kg <i>8,76%</i>	661,50 kg <i>11,62%</i>
Outras vias	2.707,01 kg <i>90,26%</i>	4.940,79 kg <i>86,81%</i>
Total de resíduos acumulados (kg)	2.999,24	5.691,57

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Os mapas das Figuras 6.76 e 6.77 apresentam os resultados das modelagens RT-3 e RT-4, do transporte de resíduos sólidos remanescentes (i.e., $R.S.Coletados - R.S.Gerados$), i.e., utilizando o

fator de impedância proposto (i.e., coeficiente de susceptibilidade ao transporte), para a sub-bacia do Arroio Central. Desta forma, as grandezas apresentadas nos mapas referem-se aos resíduos acumulados. As setas indicam as direções de escoamento. Os trechos encontram-se classificados por quantis.

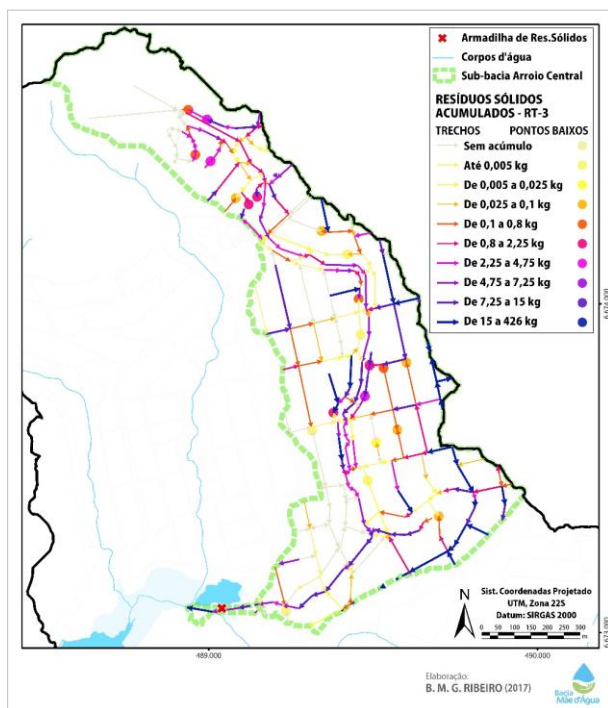


Figura 6.76 – Mapa do transporte de resíduos sólidos com impedância na Sub-bacia do Arroio Central, na Bacia Mãe d'Água – RT-3 – classificação da rede de transporte quanto ao montante de resíduos sólidos acumulados nos trechos e nos pontos baixos, por quantis, em kg.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

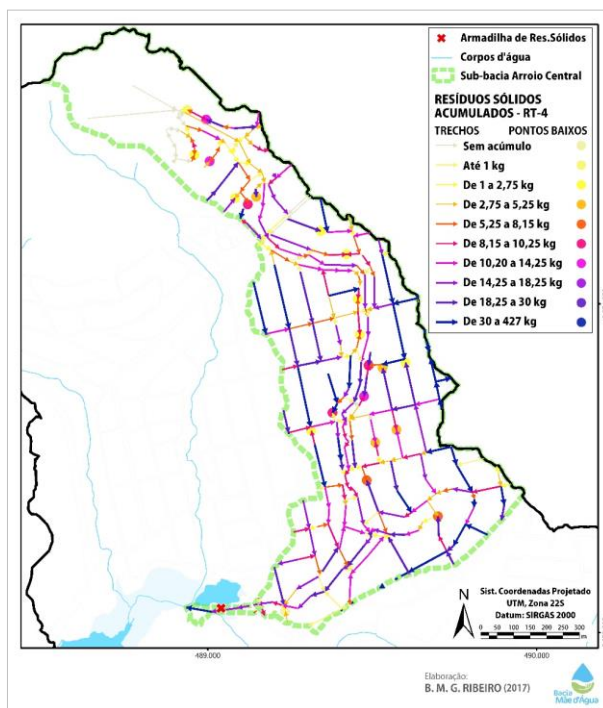


Figura 6.77 – Mapa do transporte de resíduos sólidos com impedância na Sub-bacia do Arroio Central, na Bacia Mãe d'Água – RT-4 – classificação da rede de transporte quanto ao montante de resíduos sólidos acumulados nos trechos e nos pontos baixos, por quantis, em kg.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

6.3.6 Explicação do modelo

A correlação entre variáveis dependentes (i.e., DT-1, DT-2, RT-3 e RT-4) e as explicativas (i.e., variáveis socioeconômicas, como renda, alfabetização, entre outros) foi analisada por meio de regressão linear simples. Foram testados muitos pares de variáveis e três níveis de agrupamento de dados (i.e., UBE, quadras e trechos). Os resultados não indicaram relações satisfatórias entre nenhum par de variáveis analisado.

Dentre os que apresentaram resultados coerentes e menos ruins, tomou-se o rendimento total, analisado no nível da quadra, como exemplo ilustrativo. As Figuras 6.78 a 6.81 apresentam os gráficos das correlações entre os resíduos sólidos remanescentes DT-1 e DT2,

os resíduos acumulados RT-3 e RT-4 e os dados de rendimento total dos domicílios nas quadras. Dentre essas regressões lineares, a DT-2 × Renda Total obteve o maior coeficiente de determinação (r^2), i.e., maior ajuste à linha de tendência.

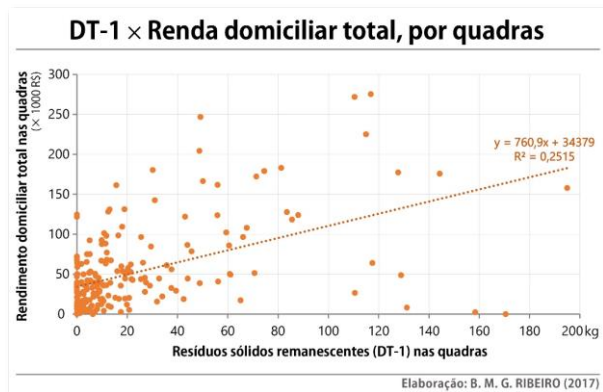


Figura 6.78 – Gráfico de dispersão entre os dados de resíduos sólidos remanescentes (DT-1) e dados de rendimento domiciliar total nas quadras, na Bacia Mãe d’Água.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

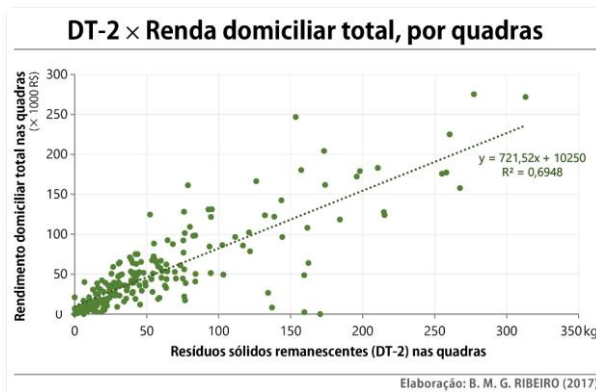


Figura 6.79 – Gráfico da dispersão entre os dados de resíduos sólidos remanescentes (DT-2) e dados de rendimento domiciliar total nas quadras, na Bacia Mãe d’Água.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

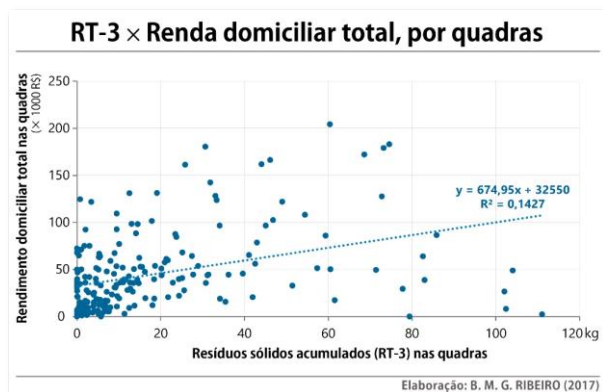


Figura 6.80 – Gráfico dispersão entre os dados de resíduos acumulados resultantes da modelagem RT-3 e dados de rendimento domiciliar total nas quadras, na Bacia Mãe d’Água.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

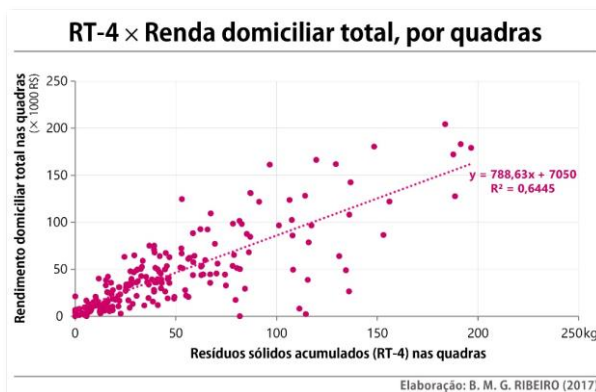


Figura 6.81 – Gráfico dispersão entre os dados de resíduos acumulados resultantes da modelagem RT-4 e dados de rendimento domiciliar total nas quadras, na Bacia Mãe d’Água.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Contudo, faz-se necessário olhar tais análises com cautela, pois, conforme verificado por testes de normalidade, as funções de distribuição dos dados DT-1, DT-2, RT-3 e RT-4 não apresentam aderência à normal. Desta forma, o mais indicado seria a realização de testes não-paramétricos, como o coeficiente de correlação de postos de Spearman. Os resultados para estas correlações não-paramétricas são apresentados na Tabela 6.15. Os valores do coeficiente de Spearman (ρ) obtidos são mais “otimistas” em termos de correlação entre

essas variáveis do que o coeficiente de determinação obtido nas regressões lineares.

Tabela 6.15 – Resultados da análise de correlação pelo coeficiente de Spearman entre as variáveis independentes de resíduos sólidos remanescentes (DT-1 e -2) e acumulados (RT-3 e -4).

Variável explicativa	Variáveis dependentes			
	DT-1	DT-2	RT-3	RT-4
Renda total dos domicílios	$\rho = 0,473196403$ $p\text{-valor} < 10^{-13}$	$\rho = 0,800380872$ $p\text{-valor} < 10^{-50}$	$\rho = 0,523918014$ $p\text{-valor} < 10^{-17}$	$\rho = 0,800127966$ $p\text{-valor} < 10^{-50}$

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Embora estes resultados não sejam tão expressivos quanto o desejado, com relação às variáveis DT-2 e RT-4, pode-se dizer que a renda total dos domicílios tem um bom poder de explicação do montante de resíduos sólidos remanescentes na área de estudo, bem como dos resíduos acumulados decorrentes da modelagem do transporte de resíduos sólidos.

Acredita-se que sejam necessárias mais análises, com coleta de dados em campo para calibração e validação das modelagens. Contudo, há evidências de que esta variável de renda pode ser considerada um *proxy* do FS – fator socioeconômico ou “nível de consciência ambiental”.

6.3.7 Utilidade prática da modelagem

A modelagem tem como objetivo primeiro representar *uma* realidade daquilo que se propõe a modelar, de modo que a “finalidade de qualquer modelo é simplificar a realidade” (BATTY, 2010). Desta forma, mais do que apresentar soluções, uma modelagem como a desta pesquisa, de geração e transporte de resíduos sólidos, busca indicar caminhos.

Diversas são as experiências relatadas na literatura de maneiras de se investigar e propor medidas para o controle dos resíduos sólidos lançados no ambiente. As armadilhas de resíduos sólidos, construídas em escalas operacionais na África do Sul, por exemplo, são demonstrações de que é possível remover “à força” os resíduos do ambiente.

Primeiramente, acredita-se que a solução primal para este problema ambiental seja a educação. Alguns projetos têm sido desenvolvidos na área de estudo, principalmente envolvendo as crianças por meio das escolas de ensino fundamental e médio (e.g., ROLIM; GUERRA, 2010; SAMUEL ET AL., 2013, 2015, 2016; SCHIAVI ET AL., 2012a,b; entre outros).

No caso de se adotar medidas estruturais para contenção dos resíduos sólidos que são transportados pelos córregos, a modelagem, desde que utilizados dados para sua calibração e validação, pode apontar locais mais adequados para a construção de tais estruturas (i.e.,

dadas as condicionantes locais de topografia, tipo de rocha e solo). De modo mais objetivo, a instalação de armadilhas de resíduos nas fozes dos quatro córregos, já junto à área de inundação do lago da barragem Mãe d'Água, serviria de barreira para que os resíduos sólidos não atingissem o arroio Dilúvio e os demais corpos d'água subsequentes. A implantação de tais estruturas depende de estudos detalhados dos locais passíveis de instalação, bem como avaliação do modelo de armadilha mais indicado. Além disso, a operação de tais estruturas deve acontecer conjuntamente com a remoção de tais resíduos daquele local, e condução para local de disposição final adequada (e.g., aterro sanitário).

A modelagem da acumulação de resíduos sólidos pode ser usada de modo prático no planejamento de ações de gerenciamento de resíduos sólidos. O mapeamento permite identificar locais onde se deve intensificar os serviços de coleta e limpeza urbana, bem como indicar locais onde esses serviços devam ser implantados com urgência. Também nesses locais, medidas de curto prazo devem ser tomadas com o objetivo de verificar a possível existência de focos de reprodução de organismos transmissores de doenças infecciosas.

O mapa apresentado na Figura 6.82 ilustra possíveis locais de implantação das intervenções citadas.

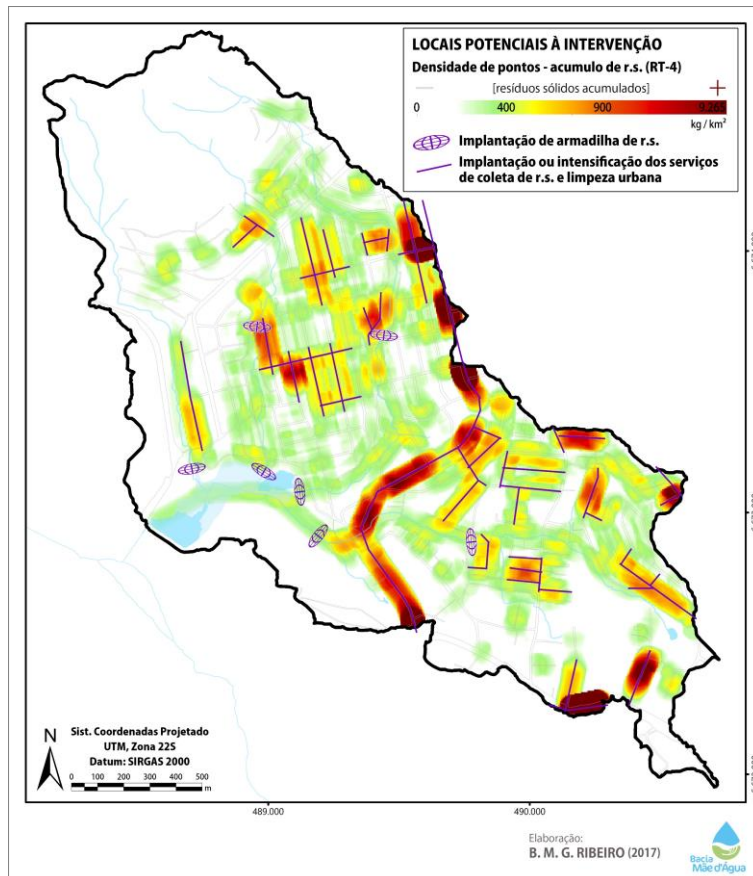


Figura 6.82 – Mapa de locais potenciais a intervenções para minimização dos problemas ambientais de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água, por meio de: instalação de armadilhas de resíduos sólidos e intensificação ou implantação de serviço de coleta de resíduos e limpeza urbana

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

6.4 Externalidades

Externalidades ambientais são os efeitos transversais de bens ou serviços sobre outras pessoas que não estão diretamente envolvidas com a atividade. Referem-se ao impacto de uma decisão sobre aqueles que não participam dessa decisão, podendo gerar efeitos positivos ou negativos para a sociedade (MOURA, 2011). Na categoria externalidades negativas estão incluídos os danos causados aos corpos d'água em decorrência de descargas de águas residuais contaminadas, aos ecossistemas devido à eliminação de resíduos sólidos, à poluição do ar por causa das atividades produtivas, etc. Essas são chamadas de custos de externos porque, na maioria das vezes, não são compensados pelos geradores das externalidades e recaem sobre a sociedade na forma de aumento no custo da água, problemas de saúde em decorrência da poluição e perda de serviços ambientais decorrente da degradação (EPA, 1995).

Diante dos resultados obtidos nas etapas de geração e transporte da modelagem, o presente estudo faz alerta para o alto potencial poluidor do ambiente que têm os resíduos sólidos quando dispostos de modo inadequado, especialmente em se tratando de áreas ambientalmente frágeis. A disposição inadequada de resíduos sólidos implica alto grau de impacto ambiental e geram externalidades em âmbito local e regional.

Como suporte às afirmações aqui feitas com base em estimativas relativas – e não em números absolutos, podem-se elencar as principais situações problemáticas da bacia Mãe d'Água, observadas por meio de diagnósticos e estudos em campo, a saber:

- a) Ausência de planejamento urbano, que determine as zonas prioritárias para ordenamento e ocupação do solo, com a função de compatibilizar as características da região, como os riscos e vulnerabilidades ambientais (e.g., suscetibilidade à inundação, erosão dos solos), APP, e a distribuição espacial das atividades econômicas e residenciais;
- b) Falta de instrução da população quanto à importância da conservação dos recursos naturais (recursos hídricos e solos) e saneamento básico no meio em que vivem, sobretudo acerca da destinação adequada de seus esgotos sanitários e resíduos sólidos;
- c) Ausência de infraestrutura para coleta e destinação adequada de resíduos líquidos e sólidos, cujo destino final acaba sendo os corpos d'água e o solo, comprometendo de forma progressiva a qualidade dos mesmos, bem como a manutenção dos ecossistemas ali presentes e a oferta hídrica local e de toda bacia à jusante;
- d) Falta de planejamento político integrado entre Porto Alegre e Viamão; bem como ineficiência na fiscalização das leis ambientais e urbanísticas existentes;
- e) Inobservância da interligação de todas as legislações envolvidas, considerando-se a justaposição de todos os aspectos no meio ambiente (solo, água, ar, biota), porém as legislações acerca desses aspectos são dissolvidas, principalmente no âmbito administrativo.

Acredita-se que a raiz de tais problemas está, principalmente, na fuga de responsabilidades pelas partes envolvidas ao não cumprirem a legislação pertinente aos seus territórios.

A Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei n. 9.433/1997) iniciou a implantação da gestão integrada das águas no Brasil. Esse conceito é de alta complexidade e encontra inúmeras dificuldades para sua implantação, dentre elas, a descentralização da gestão para o nível

local e as necessidades de articulação que a gestão por bacias hidrográficas exige estão ainda dependentes de uma enorme evolução institucional do país (PORTO; PORTO; 2008). O grande desafio dos planos de bacia é harmonizar as condutas dos diferentes agentes, nas esferas estadual (i.e., órgãos da administração e concessionários) e municipal, que têm responsabilidades no aproveitamento de recursos hídricos, além dos agentes privados.

Instrumentos de gestão podem auxiliar na construção dos mecanismos de gestão compartilhada, tais como uma base de dados e informações socialmente acessível, a definição clara dos direitos de uso, o controle dos impactos sobre os sistemas hídricos e o processo de tomada de decisão. A vantagem da utilização do recorte por bacia hidrográfica está em que, ao menos, este guarda relação física direta com a água, que é o bem objeto desta gestão (PORTO; PORTO; 2008). São objetos de gestão compartilhada os componentes das políticas e programas de drenagem urbana, resíduos sólidos, abastecimento de água, esgotamento sanitário, preservação de mananciais, uso e ocupação do solo, entre outras.

Entre as deficiências nesta bacia destacam-se o sistema de drenagem pluvial e de esgotamento sanitário inexistentes. Neste caso, o ônus recai não apenas sobre a população residente daquele local, mas também sobre toda a região à jusante da área loteada, pois quando dos eventos de precipitação, na primeira carga de lavagem, uma grande quantidade de sedimentos e resíduos sólidos é carregada pelas águas, e se deposita no fundo e margens de arroios e lagos, como se observa no lago da barragem Mãe d'Água no IPH/UFRGS, ao longo do Arroio Dilúvio e até no Lago Guaíba.

Além das questões relativas ao tempo presente, faz-se necessário considerar as condições deficitárias históricas de infraestrutura que remonta a época da implantação dos primeiros loteamentos. Apesar da implantação de alguns serviços ao longo dos anos, a infraestrutura de saneamento ainda continua existindo precariamente. Há que se enfatizar que a construção de redes de infraestrutura em áreas urbanas em consolidação é mais onerosa do que em loteamentos ainda não ocupados, além de que, muitas vezes, a população estabelecida nesses locais não pode arcar nem parcialmente com os custos de tais obras.

É fato que esta comunidade possui escassos recursos econômicos e pouca educação. Ainda que haja atualmente iniciativa do poder público em termos de melhoria da infraestrutura de saneamento básico, faz-se urgente conscientizar a população quanto à importância dos recursos naturais à sua volta, e capacitá-la para sua recuperação e conservação.

Os resultados obtidos permitem concluir que:

- 1) Os dados oficiais da geração de resíduos sólidos do município de Viamão (i.e., 0,5

kg/hab/dia) não refletem o montante real gerado na área de estudo; se assim fosse, não seria observada a acumulação de resíduos sólidos nas ruas e cursos d'água;

- 2) O serviço de coleta de resíduos sólidos não está atingindo a “quase totalidade dos domicílios urbanos” conforme dados oficiais constantes no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (MCIDADES/SNSA, 2016);
- 3) Ainda que grande parte da área estudada seja atendida por serviço de coleta de resíduos sólidos, a população não está encaminhando corretamente seus resíduos, o que evidencia falta de instrução (i.e., educação formal) e conscientização ambiental; também indica falta de medidas de fiscalização e punição das atitudes inadequadas com relação aos resíduos sólidos.

A complexidade existente na destinação final dos resíduos sólidos causa tanto problemas de ordem social, e.g., associados à pobreza, como de ordem ambiental (e.g., contaminação do solo, do ar, da água, etc.), com reflexos econômicos (i.e., externalidades negativas) para a sociedade em geral.

Considerados os problemas decorrentes da poluição causada pelos resíduos sólidos, bem como os prejuízos à qualidade de vida da população, sua gestão deve ir ao encontro dos preceitos do Desenvolvimento Sustentável, principalmente no que tange à satisfação das necessidades básicas das atuais e futuras gerações (ONU, 1987). Com esse propósito, a sustentabilidade pode ser abordada de três maneiras:

- a) Sustentabilidade econômico–financeira: a sustentabilidade do sistema de gerenciamento dos resíduos sólidos municipais deve implicar na adoção do custo-benefício para mensuração dos ganhos técnico–operacionais, equilíbrio entre receitas e despesas e no financiamento de tecnologias mitigadoras de externalidades negativas;
- b) Sustentabilidade social: o gerenciamento incluir, sempre que possível, catadores e cooperativas de reciclagem para atuarem como parceiros do sistema, uma vez que a atividade exercida por esses atores é extremamente relevante por desviarem resíduos recicláveis dos aterros;
- c) Sustentabilidade ambiental: o sistema de gerenciamento deve abranger medidas de redução, reutilização e reciclagem, com o objetivo de aumentar a capacidade de suporte de recepção dos resíduos em seu destino final e, que este esteja de acordo com as normas ambientais estabelecidas, de tal forma que o meio ambiente não seja comprometido com externalidades negativas.

A sustentabilidade é algo que não pode ser obtido instantaneamente, pois é um processo de mudança, de aperfeiçoamento constante e de transformação estrutural, que deve ter a participação da população como um todo, e a consideração de suas diferentes dimensões (AFONSO, 2006).

A sustentabilidade em suas diferentes abordagens implica na utilização dos recursos de forma eqüitativa e prudente, agregando as dimensões sociais, ecológicas e econômicas no atual contexto de desenvolvimento. Um modelo de desenvolvimento sustentável construído sob novas bases econômicas e em harmonia com a capacidade de suporte dos sistemas naturais, é essencial para possibilitar o planejamento, a implantação e o acompanhamento das políticas de gestão ambiental voltadas ao uso racional dos recursos naturais e ao ordenamento das intervenções no meio ambiente.

Por fim, ilustra-se que, em uma bacia hidrográfica, as relações entre as pressões, situações e respostas refletem-se em sua totalidade (Figura 6.83). Da mesma forma, deve ser *integrador* o enfrentamento dos problemas socioeconômicos e ambientais.



Figura 6.83 – Diagrama de fatores atuantes na bacia hidrográfica.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2013).

7 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta pesquisa propôs e definiu o “Ciclo Lixológico” no âmbito de uma bacia hidrográfica. O presente estudo de caso é a bacia hidrográfica delimitada a partir do vertedor da barragem Mãe d’Água, localizada na divisa de Porto Alegre e Viamão, no Rio Grande do Sul.

Até a presente data, as políticas de promoção de uma maior sustentabilidade na gestão de resíduos sólidos não foram acompanhadas por esforços equivalentes para aumentar o conhecimento sobre a geração de resíduos. Ascendendo a hierarquia de gestão de resíduos sólidos, desde o aterro sanitário, recuperação de energia e reciclagem de material, até a redução da geração de resíduos, aumenta-se também a complexidade dos dados, o que exige, portanto, informações mais detalhadas sobre geração e composição dos resíduos sólidos. Embora os modelos de gestão de resíduos orientados por suporte a decisões tenham sido consolidados ao longo das últimas décadas, modelos de geração de resíduos, que lidam com os fundamentos de planejamento subjacentes e indispensáveis, não estão acompanhando o ritmo de desenvolvimento tecnológico da modelagem, estando longe de atingir seus padrões gerais.

O Ciclo Lixológico pode ser classificado como um artefato tecnológico, segundo conceitos bungeanos: pois é resultado de um conhecimento aprendido, cujo projeto é realizado à luz do conhecimento em consonância com a imaginação criativa de seu criador; é um produto humano para humanos, sendo passível de utilização por outros.

O Ciclo Lixológico foi construído e analisado a partir da integração de variáveis relativas ao ambiente físico e sua ocupação, às características socioeconômicas da população e às condições da infraestrutura urbana existente. Com isso, buscou-se responder a principal questão de pesquisa: se as características do meio físico, o tipo de ocupação urbana de uma bacia hidrográfica, bem como o perfil socioeconômico, poderiam influenciar o modo como ocorre o ciclo dos resíduos sólidos em uma bacia hidrográfica urbana.

A preocupação principal foi abordar questões relativas aos resíduos sólidos lançados irregularmente no ambiente, seja natural ou antropizado, e que permanecem à parte dos sistemas de gestão e de gerenciamento de resíduos sólidos. Na área de estudo, verifica-se que a rede de drenagem carrega uma quantidade preocupante de sedimentos e resíduos sólidos ao lago da barragem Mãe d’Água, devido a fatores como ineficiência de serviços urbanos e infraestrutura, e condições socioeconômicas e culturais.

Estudos e ações, em escala de bacia hidrográfica urbana, para identificação do ciclo de geração, transporte e disposição final dos resíduos sólidos são essenciais para se evitar ou

minimizar as destinações indevidas de resíduos e, conseqüentemente, o comprometimento dos recursos hídricos. A contribuição do presente estudo é fornecer insumos (i.e., informações qualitativas especializadas) que auxiliem nas etapas iniciais da estratégia de gestão integrada, tornando as propostas e medidas mais adequadas à realidade local.

Para tanto, foi desenvolvido o seguinte fluxo de ações: as bases de dados foram compatibilizadas, de modo a permitir a estimação de variáveis socioeconômicas e demográficas para a resolução espacial desejada; isso permitiu a estimação da geração de resíduos sólidos na bacia hidrográfica; também foram estudadas maneiras de se distribuir espacialmente os montantes de resíduos coletados na área de estudo; para então determinar a quantidade de resíduos sólidos remanescentes na área, que se tornam disponíveis para transporte; estabelecer condições de transporte dos resíduos sólidos por ação da gravidade, utilizando uma rede baseada em grafos orientados como base espacial para modelagem, o transporte de resíduos foi modelado, e as relações entre o transporte e o acúmulo dos resíduos sólidos nas vias e nos canais de drenagem foram analisadas; por fim, buscou-se estabelecer relações entre a geração, transporte e acúmulo de resíduos sólidos na bacia hidrográfica com os fatores socioeconômicos.

Adicionalmente à quantificação da carga no exutório, a modelagem possibilitou a espacialização de resultados relativos à dinâmica de transporte de resíduos nas vias de escoamento naturais e antrópicas, bem como à identificação de locais de acumulação, ainda que temporária, de resíduos sólidos. Tais dados podem auxiliar nas etapas de planejamento da gestão e do gerenciamento dos resíduos sólidos, indicando locais que necessitam de intervenções, sejam elas ações educativas ou medidas estruturais para controle e mitigação do problema dos resíduos sólidos.

A modelagem dos resíduos sólidos mostra-se operacional e passível de reprodução em outras bacias hidrográficas urbanas, de modo a contribuir com as futuras gestões de recursos hídricos e de resíduos sólidos, orientando o planejamento e a implementação de intervenções a curto e longo prazo.

Enfatiza-se que a maior contribuição desta pesquisa está na construção conceitual e metodológica, e não nas quantidades de resíduos sólidos de fato calculadas e obtidas em cada etapa do desenvolvimento do método. Para teste da eficácia do método em termos quantitativos e visando predições, são necessários dados coletados *in situ*.

Consideradas as limitações e recomendações tecidas ao longo do presente documento, enfatiza-se algumas sugestões para pesquisas futuras:

- 1) Utilizar dados de resíduos sólidos gerados, coletados e remanescentes adquiridos *in situ* para calibração e validação do modelo;
- 2) Adotar a modelagem dinâmica espacial, incorporando a componente do tempo, para avaliar o transporte e acumulação de resíduos sólidos em diferentes momentos, incorporando dados de precipitação e vazão dos canais e das vias;
- 3) Avaliar a aplicabilidade da estimativa de densidade Kernel, uma forma não-paramétrica para estimar a função de densidade de probabilidade de uma variável aleatória, para a distribuição espacial dos eventos pontuais relacionados aos comportamentos propostos dos resíduos sólidos modelados (i.e., remanescentes, acumulados, etc.);
- 4) Verificar se métodos de pesquisa sobre percepção ambiental podem auxiliar na obtenção de informações que expliquem o convívio da população próxima aos resíduos sólidos, além de auxiliar na identificação do(s) fator(es) socioeconômico(s) (ou de nível de sensibilização ambiental) que podem influenciar na decisão de lançar resíduos sólidos inapropriadamente no ambiente urbano e natural;
- 5) Verificar se métodos de análise configuracional urbana podem auxiliar no entendimento da distribuição de padrões de acumulação de resíduos sólidos, i.e., verificar se a distribuição espacial da acumulação de resíduos sólidos pode ser explicada pela configuração espacial da Bacia Mãe d'Água.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABEP – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE PESQUISAS. **Critério de Classificação Econômica Brasil**. São Paulo, SP: ABEP, 2014. Disponível em: <<http://www.abep.org/Servicos/Download.aspx?id=09&p=>>.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004: Resíduos sólidos – Classificação**. 2. ed. Rio de Janeiro, RJ: ABNT, 2004. 77 p.
- ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2010**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2011. ISSN 2179-8303. 202 p.
- _____. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2011**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2012. ISSN: 2179-8303. 186p.
- _____. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2012**. Edição especial de 10 anos. São Paulo, SP: ABRELPE, 2013. ISSN: 2179-8303. 116 p.
- _____. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2013**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2014. ISSN: 2179-8303. 114p.
- _____. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2014**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2015. ISSN: 2179-8303. 120p.
- _____. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2015**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2016. ISSN: 2179-8303. 92 p.
- _____. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2016**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2017. ISSN: 2179-8303. 64p. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2013.pdf>>.
- ABREU, E. S.; ROSIM, S.; RENNÓ, C. D.; OLIVEIRA, J. R. F.; JARDIM, A. C.; ORTIZ, J. O.; DUTRA, L. V. *TerraHidro a distributed hydrological system to delimit large basins*. In: 32nd IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium – IGARSS, 22-27 de julho de 2012, Munique, Alemanha. **Proceedings...** Los Alamitos, EUA: IEEE, 2012. p. 300-301. DOI: 10.1109/IGARSS.2012.6351535.
- ACIOLY JR., C.; DAVIDSON, F. **Densidade urbana: um instrumento de planejamento e gestão urbana**. Rio de Janeiro: Mauad, 1998. 104 p. ISBN: 8585756683.
- AFON, A. O.; OKEWOLE, A. *Estimating the quantity of solid waste generation in Oyo, Nigeria*. **Waste Management & Research**, v. 25, 2007. p 371-379. DOI: 10.1177/0734242X07078286.
- AFONSO, C. M. **Sustentabilidade: caminho ou utopia?** São Paulo, SP: Anna Blume, 2006. 74 p. ISBN 85-7419-588-x.
- AGUIAR, D.; NETTO, V. M. (orgs.). **Urbanidades**. Rio de Janeiro, RJ: Folio Digital: Letra e Imagem, 2012. ISBN: p. 978-85-61012-09-0.
- AKSOY, H.; KAVVAS, M. L. *A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models*. **Catena**, v. 64, n. 1, 2005. p. 247-271.
- ALLEN, P. M. **Cities and regions as self-organizing system**. Amsterdam, Holanda: Gordon & Breach Science Publishers, 1997. 275 p. ISBN: 9056990713.
- ALLISON, R. A.; CHIEW, F. H. S. *Monitoring of stormwater pollution from various land uses in an urban catchment*. In: 2nd International Symposium on Urban Stormwater Management – Integrated Management of Urban Environments, Melbourne, Austrália, 11-13 de julho de 1995. **Preprints of Papers...** p. 551-516.
- ALLISON, R. A.; CHIEW F. H. S.; McMAHON, T. A. **Stormwater Gross Pollutants**. Industry Report - Report 97/11. Clayton, Austrália: Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, 1997. 296 p. ISBN: 1-876006-27-7.
- _____. 1998a. **A decision-support-system for determining effective trapping strategies for gross pollutants**. Report 98/3. Camberra, Austrália: Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, 1998. 54 p. ISBN: 1-876006-31-5.

ALLISON, R. A.; WALKER, T. A.; CHIEW, F. H. S.; O'NEILL, I. C.; McMAHON, T. A. 1998b. **From roads to rivers: gross pollutant removal from urban waterways**. Report 98/6. Camberra, Austrália: Cooperative Research Centre for Catchment Hidrology, 1998. 33 p. ISBN: 1-876006-32-3.

ALMEIDA, C. M. *Aplicação dos Sistemas de Sensoriamento Remoto por Imagens e o Planejamento Urbano e Regional*. **Arq.Urb**, v. 3, 2010. p. 98-123. Disponível em: <http://www.usjt.br/arq.urb/numero_03.html>.

ALMEIDA, C. M.; OLIVEIRA, C. G.; RENNO, C. D.; FEITOSA, R. Q. *Population Estimates in Informal Settlements Using Object-Based Image Analysis and 3D Modeling*. **ICEO-IEEE Earthzine**, Canadá, 16 ago. 2011. 7 p. Disponível em: <<https://earthzine.org/2011/08/16/population-estimates-in-informal-settlements-using-object-based-image-analysis-and-3d-modeling/>>.

ALSAMAWI, A. A.; ZBOON, A. R. T.; ALNAKEEB, A. *Estimation of Baghdad Municipal Solid Waste Generation Rate*. **Engineering & Technology Journal**, Iraque, v. 27, n. 1, 2009. p. 81-95.

ALVARADO, J. L. S. **Simulação bidimensional de corridas de detritos usando o Método de Elementos Discretos**. Rio de Janeiro, 2006. 154 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-RJ), Departamento de Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação em Geotecnia. Rio de Janeiro, RJ: PUC-RJ, 2006. DOI: <http://doi.org/10.17771/PUCRio.acad.9383>.

ALVES, C. A. **Estimativa da área impermeável dentro da bacia hidrográfica do Arroio Dilúvio (Porto Alegre/RS) através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento**. Porto Alegre, 2004. 137 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia (CEPSRM), Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto (PPGSR). Porto Alegre, RS: UFRGS, 2004.

ALVES, I. C. *Perspectiva sócio-ambiental na Vila Santa Isabel, Viamão - RS: estudo de caso*. In: SUERTEGARAY, D. M. A.; BASSO, L. A.; VERDUM, R. (orgs.). **Ambiente e lugar no urbano: a Grande Porto Alegre**. p. 135-159. Porto Alegre, RS: Editora da UFRGS, 2000. ISBN: 85-7025-587-X.

AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F.; MATOS, A. T. *Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil*. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 6, 2010. p. 1046-1049. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162010000600006>.

AMORIM, R. S. S. **Avaliação dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para condições edafoclimáticas brasileiras**. Viçosa, 2003, 123 p. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Viçosa (UFV), Engenharia Agrícola. Viçosa, MG: UFRGS, 2003.,

ANDRADE, L. A. DE. **Desenho urbano, satisfação e preferência na urbanização de orlas fluviais degradadas**. 2015. 161 p. Porto Alegre, 2015. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rio Grande do Sul (UFRGS), Faculdade de Arquitetura, Programa de Pós-Graduação em Planejamento Urbano e Regional (PROPUR). Porto Alegre, RS: UFRGS, 2015.

ANGELIS NETO, G. DE; ANGELIS, B. L. D. DE; SOARES, P. F.; IKEDA, E.; FERNANDES, D. B. *Controle e recuperação de áreas urbanas degradadas*. In: X Encontro de Geógrafos da América Latina, São Paulo, 20 - 26 de março de 2005. **Anais...** São Paulo, SP: Universidade de São Paulo, 2005. p. 4087-4109.

AQUINO, A. R.; ABREU, I.; ALMEIDA, J. R. **Análise de Sistema de Gestão Ambiental**. Rio de Janeiro, RJ: Thex Editora, 2008. 360 p. I SBN: 978-85-7603-032-4.

ARAÚJO, L. E. DE; SOUSA, F. DE A. S.; MORAES NETO, J. M.; SOUTO, J. S.; REINALDO, L. R. L. R. *Bacias hidrográficas e impactos ambientais*. **Qualitas**, v. 8, n. 1, 2009. 18 p. DOI: <http://dx.doi.org/10.18391/qualitas.v8i1.1399>.

ARAÚJO, P. *Regularização Fundiária Urbana em APP: a Nova Perspectiva Trazida pela Lei Federal 11.977/2009*. In: II Seminário Nacional sobre Tratamento de Áreas de Preservação Permanente em Meio Urbano e Restrições Ambientais ao Parcelamento do Solo – APP Urbana, 9-11 de maio de 2012, Natal, RN. **Anais...** Recife, PE: ANPUR, 2012.

ARMITAGE, N. *The reduction of urban litter in the stormwater drains of South Africa*. **Urban Water Journal**, v. 4, n. 3, 2007. p. 151-172. DOI: 10.1080/15730620701464117.

ARMITAGE, N.; ROOSEBOOM, A. *The removal of litter from stormwater conduits in the developing world*. **Water Science & Technology**, v. 39, n. 9, 1999. p. 277-284.

_____. 2000a. *The removal of urban litter from stormwater conduits and streams: Paper 1 - The quantities involved and catchment litter management options*. **Water SA**, v. 26, n. 2, p 181-187, 2000. ISSN 0378-4738.

_____. 2000b. *The removal of urban litter from stormwater conduits and streams: Paper 2 - Model studies of potential trapping structures*. **Water SA**, v. 26, n. 2, p 189-194, 2000.

_____. 2000c. *The removal of urban litter from stormwater conduits and streams: Paper 3 - Selecting the most suitable trap*. **Water SA**, v. 26, n. 2, p 195-204, 2000.

ARMITAGE, N.; ROOSEBOOM, A.; NEL, C.; TOWNSHEND, P. **The Removal of Urban Litter from Stormwater Conduits and Streams**. Report to the Water Research Commission by The University of Stellenbosch in association with The University of Cape Town, Stormwater Cleaning Systems (Pty) Ltd, and Urban Water. WRC Report n. TT 95/98. Pretoria, África do Sul, 1998. 169 p. ISBN: 1-86S45-367-7.

ARNOLD, G.; RYAN, P. **Marine litter originating from Cape Town's residential, commercial and industrial areas: the connection between street litter and storm-water debris. A co-operative community approach**. Island Care New Zealand Trust, Department of Geography, The University of Auckland, Auckland, Nova Zelândia. Percy FitzPatrick Institute, University of Cape Town, Cidade do Cabo, África do Sul, 1999. 22 p.

ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; BESERRA, L. B. S.; FAGUNDES, G. S. *Estimando a geração de resíduos sólidos domiciliares a partir do consumo de água em edifícios multifamiliares*. **Revista Tecnologia**, Fortaleza, v. 29, n. 2, 2008. p. 125-133.

_____. *Sobre a geração de resíduos sólidos domiciliares em bairros de classe média e alta de João Pessoa*. **REA - Revista de Estudos Ambientais**, Blumenau, SC, v. 9, n. 2, 2007. p. 73-88.

ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; ONOFRE, F. L.; BESERRA, L. B. S. *Tax calculation proposal for waste collection based on the amount of residential solid waste*. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 36, n. 1, 2014. p. 15-21. DOI: 10.4025/actascitechnol.v36i1.16933.

ÁVILA, L. B. **Relatório da geração de resíduos em Viamão/RS**. 23 de julho de 2015. Prefeitura Municipal de Viamão (PMV). Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMMA). Viamão, RS: PMV/SMMA, 2015. 5 p.

BAATZ, M.; SCHAPE, A. *Multiresolution segmentation: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation*. In: 12th Angewandte Geographische Informationsverarbeitung - AGIT Symposium, Salzburg, Áustria, 5-7 de julho de 2000. **Proceedings...** Karlsruhe, Alemanha: Herbert Wichmann Verlag, 2000. p. 12-23.

BACKER, L. *The geostat project*. In: European Forum for Geostatistics Workshop – EFGS, Bled, Eslovênia, 1-3 de outubro de 2008. **Proceedings...** Bled, Eslovênia: EFGS, 2008.

BAILEY, T. C.; GATRELL, A. C. **Interactive Spatial Data Analysis**. v. 1. New York, EUA: Longman Scientific & Technical, 1995. 432 p. ISBN: 978-0582244931.

BARNESLEY, M. J.; MØLLER-JENSEN, L.; BARR, S. L. *Inferring urban land use through spatial and structural pattern recognition*. In: DONNAY, J. P.; BARNESLEY, M. J.; LONGLEY, P. A. (eds.). **Remote Sensing and Urban Analysis**. p. 115-144. Londres, Inglaterra: Taylor & Francis, 2001. (GISDATA 9).

BARROS, B. **Arroio Dilúvio ganhará barreira ecológica para tratar resíduos**. 26/01/2016. Disponível em: <http://www2.portoalegre.rs.gov.br/portal_pmpa_novo/default.php?p_noticia=184132&arroio+diluvio+ganhar+barreira+ecologica+para+tratar+residuos>.

BASSO, L. A.; MOREIRA, L. G. F.; PIZZATO, F. *A influência da precipitação na concentração e carga de sólidos em cursos d'água urbanos: o caso do arroio Dilúvio, Porto Alegre-RS*. **Geosul**, Florianópolis, v. 26, n. 52, 2011. p 145-163. DOI: <http://dx.doi.org/10.5007/2177-5230.2011v26n52p145>.

BASTOS, F. *Sistemas de Informações Georreferenciadas SIG. Dicas - Idéias para a Ação Municipal*. São Paulo, SP: Instituto Pólis, n. 156, 2000.

BASTOS, V. S. B.; FONSECA, L. M. G. *Utilização de ferramentas de geoprocessamento para a construção de um índice de qualidade urbana*. In: XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 13-18 de abril de 2013, Foz do Iguaçu, PR. **Anais...** São José dos Campos, SP: INPE, 2013. p. 1159-1166.

BASTOS, V. S. B.; FONSECA, L. M. G.; KORTING, T. S.; PINHO, C. M. D.; SANTOS, R. D. C. *Intraurban land cover classification using IKONOS II images and data mining techniques: a comparative analysis*. In: Joint Urban Remote Sensing Symposium – JURSE, 21-23 de abril de 2013, São Paulo, Brasil. **Proceedings...** Piscataway, EUA: IEEE Computer Society, 2013. p. 214-217.

BATISTA, E. **The poop on eco-friendly diapers**. Wired Online Magazine, 27 de abril 2004. Disponível em: <<https://www.wired.com/2004/04/the-poop-on-eco-friendly-diapers/?currentPage=all>>.

BATTY, M. *A new theory on Space Syntax*. **CASA Working Papers**, n. 75, 2004. 36 p. Londres, Inglaterra: Centre for Advanced Spatial Analysis – CASA, University College London – UCL, 2004.

_____. **Cities and Complexity. Understanding Cities with Cellular Automata, Agent-Based Models and Fractals**. Cambridge/Londres, Inglaterra: MIT Press, 2005. 592 p. ISBN: 9780262524797.

_____. **Urban modelling: algorithms, calibrations, predictions**. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press, 2010. 408 p. ISBN: 978-0521134361. (Cambridge Urban and Architectural Studies, 3).

BEDÊ, J. C. **Cartilha sobre a nova lei florestal de Minas Gerais**. Orientações aos produtores rurais. Belo Horizonte, MG: Assembleia Legislativa do Estado de Minas Gerais, 2013. 53 p. Disponível em: <https://www.almg.gov.br/export/sites/default/consulte/publicacoes_assembleia/cartilhas_manuais/arquivos/pdfs/codigo_florestal/cartilha_nova_lei_florestal_completa.pdf>.

BEIGL, P.; LEBERSORGER, S. SALHOFER, S. *Modelling municipal solid waste generation: A review*. **Waste Management**, v. 28, n. 1, 2008. p. 200-214. DOI: 10.1016/j.wasman.2006.12.011.

BENDA, L. E.; CUNDY, T. W. *Predicting depositions of debris flows in mountain channels*. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 27, 1990. p. 409-417 DOI: 10.1139/t90-057.

BENZ, U. C.; HOFMANN, P.; WILLHAUCK, G.; LINGENFELDER, I.; HEYNEN, M. *Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information*. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 58, n. 3-4, 2004. p. 239-258. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2003.10.002.

BERGER, C.; SAVARD, G.; WIZERE, A. *EUGENE: an optimization model for integrated regional solid waste management planning*. **International Journal of Environment and Pollution**, v. 12, n. 2-3, 1999. p. 280-307. DOI: 10.1504/IJEP.1999.002297.

BERTONI, A. S.; RIBEIRO, B. M. G.; MANO, C. M.; MARQUES, C. A. N.; SILVA, E. L. B.; COSTA, F. G.; PICCININI, F. J.; WURDIG, J. F. F.; BUSATO, L.; ZORZI, L. M.; ANDRADE, L. A. DE; MELLO, M. B. M.; GAMBIM, P. S. **Ideias para minimizar a degradação ambiental da Bacia do Mãe D'Água**. Trabalho final da disciplina URB-030 Métodos Quantitativos Aplicados ao Planejamento Urbano e Regional. Porto Alegre, RS: PROPUR/UFRGS, 2014. 50 p.

BERTUGLIA, C. S.; RABINO G. A. *Performance Indicators and evaluation in contemporary urban modelling*. In: BERTUGLIA, C. S.; CLARKE, G. P.; WILSON, A. G. (eds.). **Modelling the city. Performance, Policy and Planning**. Londres, Inglaterra: Routledge, 1994.

BETTENCOURT, L. M. A. *The Origins of Scaling in Cities*. **Science**, v. 340, n. 6139, 2013, p. 1438-1441. DOI: 10.1126/science.1235823.

BIDONE, F. R. A.; TUCCI, C. E. M. *Microdrenagem*. In: TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L. L.; BARROS; M. T. (orgs.), **Drenagem Urbana**. p. 77-105. Porto Alegre, RS: ABRH / Editora da UFRGS, 1995. 428 p. ISBN: 8570253648. (Coleção ABRH de Recursos hídricos, v. 5).

BLAIS, F. *Review of 20 years of range sensor development*. **Journal of Electronic Imaging**, v. 13, n. 1, 2004. p. 231-240. DOI: 10.1117/1.1631921.

BLANCHARD, P.; VOLCHENKOV, D. **Mathematical analysis of urban spatial networks**. Heidelberg, Berlim, Alemanha: Springer-Verlag, 2009. ISBN: 9783540878292. (Understanding Complex Systems).

BLASCHKE, T. *Object based image analysis for remote sensing*. **ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing**, n. 65, 2010, p. 2-16. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2009.06.004.

BLUMENSAAT, F.; STAUFER, P.; HEUSCH, S.; REUBNER, F.; SCHÜTZE, M.; SEIFFERT, F.; GRUBER, G.; ZAWILSKI, M.; RIECKERMANN, J. *Water quality-based assessment of urban drainage impacts in Europe – where do we stand today?* **Water Science Technology**, v. 66, n. 2, 2012. p. 304-318. DOI: 10.2166/wst.2012.178.

BOLLMANN, H. A. **Relação da densidade populacional sobre variáveis de qualidade físico-química das águas superficiais em microbacias hidrográficas urbanas sem cobertura sanitária em Porto Alegre - RS**. Porto Alegre, 2003. 145 p. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (PPGRHSA). Porto Alegre, RS: UFRGS, 2003.

BORBA, M. L.; WARNERI, J. F.; PORTO, M. F. A. *Urban stormwater flood management in the Cordeiro Watershed, São Paulo, Brazil: are socio-political aspects incorporated into the technical intervention?* In: 6th International Conference on Flood Management - ICMF, 16-18 de setembro de 2014, São Paulo, Brasil. **Proceedings...** PAP014963. Porto Alegre, RS: ABRH, 2014. p. 1-11.

BOTELHO, R. G. M. *Bacias hidrográficas urbanas*. In: GUERRA, A. T. S. (org.) **Geomorfologia urbana**. p. 71-115. Rio de Janeiro, RJ: Bertrand Brasil, 2011. ISBN: 978-85-286-1490-9.

BRAGA, T. M.; FREITAS, A. P. G.; DUARTE, G. S.; CAREPA-SOUSA, J. **Índices de sustentabilidade municipal: o desafio de mensurar**. Belo Horizonte, MG: UFMG/Cedeplar, 2003. 22p. (Texto para discussão; 225)

BRASIL. **Constituição (1988)**. Constituição da República Federativa do Brasil: promulgada em 5 de outubro de 1988. Brasília, DF: Senado, 1988.

_____. **Código Florestal**. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. DOU, S.1 – Atos Poder Legislativo, de 16/09/1965.

_____. **Decreto nº 8.232, de 30 de abril de 2014**. Altera o Decreto nº 5.209, de 17 de setembro de 2004, que regulamenta o Programa Bolsa Família, e o Decreto nº 7.492, de 2 de junho de 2011, que institui o Plano Brasil Sem Miséria. DOU, S.1 – Atos Poder Executivo, ano 152, n. 82, de 02/05/2014.

_____. **Decreto nº 97.632, de 10 de abril de 1989**. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2º, inciso VIII, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. DOU, S.1 – Atos Poder Legislativo, de 12/04/1989.

_____. **Estatuto da Cidade**. Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. DOU, S.1 – Atos Poder Legislativo, ano 142, n. 138 de 11/07/2001.

_____. **Lei de Consórcios Públicos**. Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005. Dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos e dá outras providências. DOU, S.1 – Atos Poder Legislativo, ano 142, n. 66 de 07/04/2005.

_____. **Lei de Crimes Ambientais**. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. DOU, S.1 – Atos Poder Legislativo, ano 136, n. 31 de 13/02/1998.

_____. **Lei de Regularização Fundiária e Programa Minha Casa Minha Vida**. Lei nº 11.977, de 7 de julho de 2009. Dispõe sobre o Programa Minha Casa, Minha Vida – PMCMV e a regularização fundiária de assentamentos localizados em áreas urbanas; altera o Decreto-Lei no 3.365, de 21 de junho de 1941, as Leis nos 4.380, de 21 de agosto de 1964, 6.015, de 31 de dezembro de 1973, 8.036, de 11 de maio de 1990, e 10.257, de 10 de julho de 2001, e a Medida Provisória no 2.197-43, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. DOU, S.1 – Atos Poder Legislativo, ano 146, n. 128 de 08/07/2009.

_____. **Lei de Saneamento Básico**. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766/1979, 8.036/1990, 8.666/1993, 8.987/1995; revoga a Lei no 6.528/1978; e dá outras providências. DOU, S.1 – Atos Poder Legislativo, ano 144, n. 5 de 08/01/2007, retificado em 11/01/2007.

_____. **Normas Gerais sobre Defesa e Proteção da Saúde.** Lei nº 2.312, de 3 de setembro de 1954. DOU, S.1 – Atos Poder Legislativo, de 09/09/1954, revogada pela Lei nº 8.080 de 19/09/1990.

_____. **Novo Código Florestal Brasileiro.** Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. DOU, S.1 – Atos Poder Legislativo, ano 149, n. 102 de 28/05/2012.

_____. **Parcelamento do Solo Urbano.** Lei Federal 6.766, de 19 de dezembro de 1979. Dispõe sobre o Parcelamento do Solo Urbano e dá outras Providências. DOU, S.1 – Atos Poder Legislativo, ano 117, n. 263 de 20/12/1979.

_____. **Política Nacional de Recursos Hídricos.** Lei Federal 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. DOU, S.1 – Atos Poder Legislativo, ano 135, n. 6 de 09/01/1997.

_____. **Política Nacional de Resíduos Sólidos.** Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. DOU, S.1 – Atos Poder Legislativo, ano 147, n. 147 de 03/08/2010.

_____. **Política Nacional do Meio Ambiente.** Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. DOU, S.1 – Atos Poder Legislativo, de 02/09/1981.

BRASIL. MDS – MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO SOCIAL E COMBATE À FOME. **Plano Brasil Sem Miséria.** Brasília, DF: MDS, 2011. Disponível em: <<http://www.brasilemmiseria.gov.br/>>. Acesso: 23 de maio de 2013.

BRASIL. MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. IPEA – INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Versão Preliminar para Consulta Pública.** 2011. Brasília, DF: MMA/IPEA, 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_publicacao/253_publicacao02022012041757.pdf>. Acesso: 2 de janeiro de 2015.

BRITES, A. P. Z. **Avaliação da qualidade da água e dos resíduos sólidos no sistema de drenagem urbana.** Santa Maria, 2005. 177 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Maria, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Santa Maria, RS: UFSM, 2005.

BRITES, A. P. Z.; GASTALDINI, M. C. C. *Avaliação da carga poluente no sistema de drenagem de duas bacias hidrográficas urbanas.* **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, n. 4, 2007. p. 211-221.

BRITO, R. N. R. DE; ASP, N. E.; BEASLEY, C. R.; SANTOS, H. S. S. DOS. *Características sedimentares fluviais associadas ao grau de reservação da mata Ciliar - Rio Urumajó, Nordeste Paraense.* **Acta Amazonica**, Manaus, v. 39 n. 1, 2009. p. 173-180. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672009000100017>.

BRUSADIN, M. B. **Análise de instrumentos econômicos relativos aos serviços de resíduos sólidos urbanos.** São Carlos, 2003. 167 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Exatas e da Terra). Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), Programa de Pós-graduação em Engenharia Urbana. São Carlos, SP: UFSCar, 2004.

BUARQUE, D. C.; FAN, F. M.; PAZ, A. R.; COLLISCHONN, W. *Comparação de métodos para definir direções de escoamento a partir de modelos digitais de elevação.* **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 14, n. 2, 2009. p. 91-103.

BUENO, K. E. M.; SIEFERT, C. A. C.; SANTOS, I. *Modelagem simplificada para previsão do alcance de fluxo de detritos na bacia hidrográfica do rio Gigante – Serra do Mar Paraense.* In: XV Simpósio Brasileiro de Geografia Física e Aplicada – SBGFA, 8-12 de julho de 2013, Vitória, ES. **Anais...** Vitória, ES: UFES, 2013.

BUENO, L. M. DE M. *Parâmetros para urbanização de favelas: apresentação de resultados de pesquisa.* In: Seminário de Avaliação de Projetos IPT, 26-28 de setembro de 2001, São Paulo. ZENHA R. M.; FREITAS, C. G. L. DE. (orgs.). **Anais do Seminário de Avaliação de Projetos IPT: Habitação e meio ambiente: Assentamentos urbanos precários.** p. 81-92. São Paulo, SP: IPT, 2002. 174 p. (Coleção Habitar – FINEP).

BUENROSTRO, O.; BOCCO, G.; VENCE, J. *Forecasting Generation of Urban Solid Waste in Developing Countries — A Case Study in Mexico*. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 51, n. 1, 2001. p. 86-93, DOI: 10.1080/10473289.2001.10464258.

BUFFON, P.; FARINA, F. C.; SILVA, T. S.; YUP-ZOUAIN, R. N. *Aplicação de técnicas de geoprocessamento na delimitação e avaliação da qualidade ambiental das Áreas de Preservação Permanente (APPs) no entorno do Campus do Vale da UFRGS*. In: XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 30-5 de maio de 2011, Curitiba, PR. **Anais...** São José dos Campos, SP: INPE, 2011. p. 941-948.

BUNGE, M. **Epistemology & Methodology III: Philosophy of Science and Technology. Part I: Formal and Physical Sciences**. Dordrecht, Holanda: D. Reidel Publishing Comp., 1985. DOI: 10.1007/978-94-009-5281-2.

_____. **La investigación científica - su estrategia y su filosofía**. 2.ed. Barcelona, Espanha: Editora Ariel, 1983. Tradução (para o espanhol): Manuel Sacristán. 983 p.

BURROUGH, P. *Dynamic Modelling and Geocomputation*. In: LONGLEY, P; BROOKS, S. M.; McDONNELL, R.; MACMILLAN, B. (eds.) **Geocomputation: A Primer**. Cap. 9. p. 165-194. Londres, Inglaterra: John Wiley & Sons, 1998. 290 p. ISBN: 978-0-471-98575-4.

BURROUGH, P. A.; McDONNELL, R. A. **Principles of Geographical Information Systems**. 2. ed. Oxford, Reino Unido: Oxford University Press, 1998. 356 p. ISBN: 9780198233657.

CALVINO, Í. **As cidades invisíveis**. 2. ed. Tradução: Diogo Mainardi. Título do original: *Le città invisibili*, 1972. São Paulo, SP: Companhia das Letras, 1990. 152 p. ISBN: 8571641498.

CÂMARA, G. *Representações computacionais do espaço geográfico*. In: CASANOVA, M.; CÂMARA, G.; DAVIS, C.; VINHAS, L.; QUEIROZ, G. R. DE (eds.). **Bancos de Dados Geográficos**. Curitiba, PR: Ed. MundoGEO, 2005. 506 p. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/bdados/>>.

CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. **Introdução à Ciência da Geoinformação**. 2. ed. rev. ampl. INPE-10506-RPQ/249. São José dos Campos, SP: INPE, 2004. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/index.html>>.

CÂMARA, G.; SOUZA, R. C. M.; PEDROSA, B. M.; VINHAS, L.; MONTEIRO, A. M. V.; PAIVA, J. A.; CARVALHO, M. T.; GATTASS, M. *TerraLib: Technology in Support of GIS Innovation*. In: II Workshop Brasileiro de Geoinformática – GeoInfo, 12-13 de junho de 2000, São Paulo, Brasil. São José dos Campos, SP: INPE, 2000. 8 p.

CÂMARA, G.; VINHAS, L.; FERREIRA, K. R.; QUEIROZ, G. R. DE; SOUZA, R. C. M.; MONTEIRO, A. M. V.; CARVALHO, M. T.; CASANOVA, M. A.; FREITAS, U. M. DE. *TerraLib: An Open Source GIS Library for Large-scale Environmental and Socio-economic Applications*. In: HALL, B.; LEAHY, M. G. (eds.). **Open Source Approaches in Spatial Data Handling**. Cap. 12, p. 247-270. Berlim/Heidelberg, Alemanha: Springer-Verlag, 2008. 278 p. ISBN: 978-3-540-74830-4. (Advances in Geographic Information Science Series). Disponível em: <<http://www.terralib.org/docs/papers/TerraLib-OSBook-versionJanuary2008.pdf>>.

CÂMARA, G.; VINHAS, L.; SOUZA, R. C. M.; PAIVA, J. A.; MONTEIRO, A. M. V.; CARVALHO, M. T.; RAOULT, B. *Design Patterns in GIS Development: The Terralib Experience*. In: III Workshop Brasileiro de Geoinformática – GeoInfo, 4-5 de outubro de 2001, Rio de Janeiro, Brasil. São José dos Campos, SP: INPE, 2001. 7 p.

CAMPANI, D. B. **Indicadores socioambientais como instrumento de gestão na coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos**. Porto Alegre, 2012. 109 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rio Grande do Sul (UFRGS), Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Porto Alegre, RS: UFRGS, 2012.

CAMPANI, D. B.; REICHERT, G. A. *Gestão integrada de resíduos sólidos – 16 anos de experiência – o caso de Porto Alegre*. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 1, n. 1, 2006. p. 1-11.

CAMPOS, R. O. G. **Modelação Matemática de Cheias Urbanas com Introdução da Obstrução por Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro, 2001. 270 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE). Rio de Janeiro, RJ: UFRJ, 2001.

CARDOSO, A. L. *Assentamentos precários no Brasil: discutindo conceitos*. **Cadernos CEAS**, n. 230, 2008. Disponível em: <<http://www.ceas.com.br/cadernos>>.

CARDOSO, A. R. **Evolução urbana e o enriquecimento de sedimentos por metais-traço na Barragem Mãe d'Água, sub-bacia do Arroio Dilúvio, RMPA/RS**. Porto Alegre, 2011. 87 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rio Grande do Sul (UFRGS), Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (PPGRHSA). Porto Alegre, RS: UFRGS, 2011.

CARDOZO, G.; ZANANDREA, F.; POLETO, C. *Comparação de Métodos de Classificação de Uso do Solo na Sub-bacia Mãe d'Água-Viamão/RS*. In: 5ª Reunião de Estudos Ambientais e II Simpósio sobre Sistemas Sustentáveis, 18-19 de julho de 2015, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre, RS: REA, 2015.

CARVALHO, J. A. M.; SAWYER, D. O.; RODRIGUES, R. do N. **Introdução a alguns conceitos básicos e medidas em demografia**. 2. ed. São Paulo, SP: ABEP, 1998. 64 p.

CARVALHO, M.; KUX, H. J. H.; FLORENZANO, T. G. *Urban land cover classification with Worldview-2 images using Data mining and Object-based image analysis*. In: 4th Conference on Geographic Object-Based Image Analysis – GEOBIA, 7-9 de maio de 2012, Rio de Janeiro, Brasil. **Proceedings...** São José dos Campos, SP: INPE, 2012. p. 431-436.

CARVALHO, M. V. A.; KUX, H. J. H.; FLORENZANO, T. G.; MOREIRA, M. A. *Fusão de imagens aplicada a estudos urbanos: avaliação de diferentes técnicas em imagens WorldView-2*. In: XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 30-5 de maio de 2011, Curitiba, PR. **Anais...** São José dos Campos, SP: INPE, 2011. p. 941-948.

CARVALHO, N. DE O. **Hidrossedimentologia prática**. 2. ed. Rio de Janeiro, RJ: Interciência, 2008. 596 p. ISBN: 9788571931817.

CASTILLA, G., HAY, G. J. *Image objects and geographic objects*. In: BLASCHKE, T.; LANG, S.; HAY, G. J. (eds.) **Object-based image analysis - spatial concepts for knowledge-driven remote sensing applications**. p. 91-110. Heidelberg, Berlim, Alemanha: Springer-Verlag, 2008. DOI: 10.1007/978-3-540-77058-9_5.

CAVALLI, C. **Delimitação das Áreas de Preservação Permanente em Topo de Morro no município de Porto Alegre com uso de SIG: um estudo comparativo entre o Código Florestal de 1965 e o de 2012**. Canoas, 2012. 73 p. Monografia (Graduação). Centro Universitário La Salle (UNILASALLE), Bacharelado em Engenharia Ambiental. Canoas, RS: UNILASALLE, 2012.

CECS – CONFERÊNCIA EUROPEIA SOBRE CIDADES SUSTENTÁVEIS. **Carta das Cidades Europeias para a Sustentabilidade (“Carta de Aalborg”)**. Aalborg, Dinamarca: Comissão Europeia, 1994.

CENTENO, J. A. S.; MITISHITA, E. A. *Laser scanner aerotransportado no estudo de áreas urbanas*. In: ALMEIDA, C. M.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. V. (orgs.). **Geoinformação em urbanismo: cidade real x cidade virtual**. p. 193-208. São Paulo, SP: Oficina de Textos, 2007. ISBN: 978-85-86238-55-0.

CERETTA, S. B.; FROEMMING, L. M. S. *O Papel dos Supermercados na Etapa da Geração e Descarte do Lixo e o Reflexo na questão Ambiental*. **Desenvolvimento em Questão**, v. 11, n. 24, 2013. p. 235-259. DOI: 10.21527/2237-6453.2013.24.235-259.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Manual de operação de aterro sanitário em valas**. São Paulo, SP: CETESB, 2010. 24 p.

CHANG, N.-B.; SHOEMAKER, C. A.; SCHULER, R. E. *Solid waste management systems analysis with air pollution and leachate impact limitations*. **Waste Management and Research**, v. 14, n. 5, 1996. p. 463-481. DOI: 10.1177/0734242X9601400505.

CHAVES, H. M. L. *Relações de aporte de sedimento e implicação de sua utilização no pagamento por serviço ambiental em bacias hidrográficas*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 1469-1477, 2010. DOI: 10.1590/S0100-06832010000400043

CHEN, H. W.; CHANG, N.-B. *Prediction analysis of solid waste generation based on grey fuzzy dynamic modeling*. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 29, n. 1-2, 2000. p. 1-18, DOI: 10.1016/S0921-3449(99)00052-X.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2. ed., 13. reimpr. São Paulo, SP: Edgard Blücher, 2011. 188 p.

CLARKE, G. P.; WILSON, A. G. *Performance indicators in urban planning: the historical context*. In: BERTUGLIA C. S.; CLARKE G. P.; WILSON A. G. (eds.). **Modelling the city. Performance, Policy and Planning**. p.121-150. Londres, Inglaterra: Routledge, 1994.

CIASCA, B. S.; SACCARO JÚNIOR, N. L. **Análise de Instrumentos Econômicos Relativos aos Serviços de Resíduos Sólidos Urbanos**. Diagnóstico dos Instrumentos Econômicos e Sistemas de Informação para Gestão de Resíduos Sólidos. Relatório de Pesquisa. Coord. J. A. MOTA; A. R. ALVAREZ. Brasília, DF: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA, 2012.

CICLOVIVO. **Seca evidencia poluição nos rios de São Paulo**. 13 de agosto de 2014. Disponível em: <<http://ciclovivo.com.br/noticia/seca-evidencia-poluicao-nos-rios-de-sao-paulo>>. Acesso: 3 de setembro de 2014.

COELHO, L.; BRITO, J. N. **Fotogrametria digital**. ed. rev. Rio de Janeiro, RJ: EdUERJ, 2007. 196 p. Disponível em: <http://www.efoto.eng.uerj.br/images/Documentos/fotogrametria_digital_revisado.pdf> Acesso em: 17 de agosto 2014.

COHEN, J. *A coefficient of agreement for nominal scales*. **Educational and Psychological Measurement**, n. 20, p. 3746. 1960. DOI: 10.1177/001316446002000104.

COLLISCHONN, W.; BUARQUE, D. C.; PAZ, A. R.; MENDES, C. A.; FAN, F. M. *Impact of pit removal methods on DEM derived drainage lines in flat regions*. In: AWRA Spring Specialty Conference, 29-31 de março de 2010, Orlando, EUA. **Proceedings...** Orlando, EUA: AWRA, 2010. 6 p.

COMITÊ ITAJAÍ. **Criação do código ambiental catarinense: uma reflexão sobre as enchentes e deslizamentos**. Publicado em 29 de novembro de 2008 em <www.comiteitajai.org.br>. Disponível em: <<http://floripamanha.org/2008/12/criacao-do-codigo-ambiental-catarinense-uma-reflexao-sobre-as-enchentes-e-deslizamentos/>>. Acesso: 22 de junho de 2015.

COMMONER, B. **Making peace with the planet**. New York, EUA: New Press, 1992. ISBN: 9781565840126.

COMMONER, B. **The closing circle**. Nature, Man, and Technology. 2. ed. New York, EUA: Bantam Books, 1972. ISBN: 055312921-X.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). **Resolução nº 1**, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. DOU nº 31, de 17/02/1986, p. 2548-2549.

_____. **Resolução nº 275**, de 25 de abril de 2001. Estabelece código de cores para diferentes tipos de resíduos na coleta seletiva. DOU nº 117, de 19/06/2001, p. 80.

_____. **Resolução nº 303**, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. DOU nº 90, de 13/05/2002, p. 68.

_____. **Resolução nº 369**, de 28 de março de 2006. Dispõe sobre os casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental, que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em Área de Preservação Permanente-APP. DOU nº 61, de 29/03/2006, p. 150-151.

CONGALTON, R. G.; GREEN, R. **Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices**. Boca Raton, EUA: Lewis Publishers, 1999. 137 p.

COSTA, G. A. O. P.; FEITOSA, R.; FONSECA, L. M. G.; OLIVEIRA, D.; FERREIRA, R.; CASTEJON, E. F. *Knowledge-based interpretation of remote sensing data with the InterIMAGE system: major characteristics and recent developments*. In: 3rd GEOgraphic Object-Based Image Analysis - GEOBIA, Ghent, Bélgica, 29-2 de julho de 2010. **Proceedings...** Ghent, Bélgica: Ghent University, 2010.

COSTA, G. A. O. P.; PINHO, C. M. D.; FEITOSA, R. Q.; ALMEIDA, C. M.; KUX, H. J. H.; FONSECA, L. M. G.; OLIVEIRA, D. *InterIMAGE: An Open Source Platform for Automatic Image Interpretation*. In: Simpósio Brasileiro de Geomática, Presidente Prudente, Brasil, 24-27 de julho de 2007. **Anais...** Presidente Prudente, SP: UNESP, 2007. p. 735-739.

COSTA, L. E. B.; COSTA, S. K.; REGO, N. A. C.; SILVA JUNIOR, M. F. DA. *Gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos domiciliares e perfil socioeconômico no município de Salinas, Minas Gerais*. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais – RICA**, v. 3, n. 2, 2012. p. 73-90. DOI: 10.6008/ESS2179-6858.2012.002.0005.

COSTA, M. L. DA; MARTINS, M. F. *Logística reversa e gestão de resíduos sólidos: estudo de caso em um supermercado de médio porte em Campina Grande-PB*. In: XVI Encontro Internacional sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente – ENGEMA, 1-3 de dezembro de 2014, São Paulo, Brasil. Anais... São Paulo, SP: FEA/USP, 2014. ISSN: 2359-1048.

COSTA, S. L. **Gestão integrada de resíduos sólidos urbanos. Aspectos jurídicos e ambientais**. Aracaju, SE: Evocati, 2011 238 p. ISBN: 8599921096.

COTRIM, S. L. S. **Remoção dos resíduos sólidos do sistema de drenagem pluvial de Porto Alegre**. Monografia (Conclusão de curso). Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental do Ministério das Cidades e Escola Internacional da Água para o Desenvolvimento (HYDROAID), Turim, Itália. PMSS – Programa de Modernização do Setor de Saneamento (Projeto de Cooperação Técnica Internacional BRA-99/030), Curso de Gestão Integrada das Águas e dos Resíduos Sólidos na Cidade – 2ª Edição. Brasília, DF: MCIDADES, 2007.

CRUZ, F. *Crise econômica diminui geração de lixo pela primeira vez em 13 anos*. **EBC Agência Brasil**. São Paulo, SP, 31/08/2017. Disponível em: <<http://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2017-08/crise-economica-diminui-geracao-de-lixo-pela-primeira-vez-em-13-anos>>. Acesso em: 6 de setembro de 2017.

CUNHA, H. N. DA.; CHAVES, R. D.; CASTRO, P. I. DE.; MIURA, A. K.; FILIPPINI ALBA, J. M.; SALDANHA, D. L. *Delimitação da bacia hidrográfica do Camaquã: comparação de métodos automatizados*. In: XXVI Congresso Brasileiro de Cartografia, 3-7 de agosto de 2014, Gramado, Brasil. **Anais...** Gramado, RS: UFRGS/FAURGS, 2014. 10 p.

CUNHA, V.; CAIXETA FILHO, J. V. *Gerenciamento da coleta de resíduos sólidos urbanos: Estruturação e aplicação de Modelo não-linear de Programação por metas*. **Revista Gestão & Produção**, v. 9, n. 2, 2002. p. 143-161.

CUSSLER, E. L. **Diffusion: Mass Transfer in Fluid Systems**. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press, 1984. 525 p. ISBN: 0521298466.

DANGI, M. B.; URYMOWICZ, M. A.; GEROW, K. G.; THAPA, R. B. *Use of stratified cluster sampling for efficient estimation of solid waste generation at household level*. **Waste Management & Research**, v. 26, n. 6, 2008. p. 493-499. DOI: 10.1177/0734242X07085755.

DANGI, M. B.; PRETZ, C. R.; URYNOWICZ, M. A.; GEROW, K. G.; REDDY, J. M. *Municipal solid waste generation in Kathmandu, Nepal*. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 1, 2011. p. 240-249. DOI: 10.1016/j.jenvman.2010.09.005.

D'ELLA, D. M. C. *Relação entre utilização de água e geração de resíduos sólidos domiciliares*. **Revista Saneamento Ambiental**, v. 65, 2000. p. 38-41.

DE VENETE, J.; POESEN, J.; ARABKHEDRI, M.; VERSTRAETEN, G. *The sediment delivery problem revisited*. **Progress in Physical Geography**, v. 31, n. 2, 2007. p. 155-178. DOI: 10.1177/0309133307076485.

DEL RIO, V. *Cidade da mente, cidade real: percepção ambiental e revitalização na área portuária do Rio de Janeiro*. In: DEL RIO, V.; OLIVEIRA, L. (orgs.). **Percepção Ambiental: a experiência brasileira**. p. 3-22. São Carlos, SP: Studio Nobel: Universidade Federal de São Carlos, 1999.

DENG, J. L. *Control problems of grey systems*. **System & Control Letters**, v. 1, n. 5, 1982. p. 288-294. DOI: 10.1016/S0167-6911(82)80025-X.

DEP – DEPARTAMENTO DE ESGOTOS PLUVIAIS. PMPA – PREFEITURA MUNICIPAL DE PORTO ALEGRE. **O Arroio Dilúvio**. 2014. Disponível em: <http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dep/default.php?p_secao=71>. Acesso: 16 de abril de 2014.

DI NINO, T.; BAETZ, B. W. *Environmental Linkages between Urban Form and Municipal Solid Waste Management Infrastructure*. **Journal of Urban Planning and Development**, v. 122, n. 3, 1996. p. 83-100. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9488(1996)122:3(83).

DI FELICE, P. 2014a. *Integration of Spatial and Descriptive Information to Solve the Urban Waste Accumulation Problem*. **Procedia - Social and Behavioral Sciences**, v. 147, 2014. p. 182-188. DOI: 10.1016/j.sbspro.2014.07.150.

_____. 2014b. *Integration of Spatial and Descriptive Information to Solve the Urban Waste Accumulation Problem: A Pilot Study*. **Procedia - Social and Behavioral Sciences**, v. 147, 2014. p. 592-597. DOI: 10.1016/j.sbspro.2014.07.636.

DIAS, D. M.; MARTINEZ, C. B.; BARROS, R. T. V.; MARCELO, L. *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, 2012. p.325-332. DOI: 10.1590/S1413-41522012000300009.

DIEZ, E.; MORRISON, J.; PONS-VIGUÉS, M.; BORREL, C.; CORMAN, D.; BURSTRÖM, B.; DOMINGUEZ-BERJÓN, F.; GANDARILLAS, A.; HOFFMANN, R.; SANTANA, P.; CAMPRUBÍ, L. *Municipal interventions against inequalities in health: the view of their managers*. **Scandinavian Journal of Public Health**, v. 42, n. 6, 2014. p. 476-487. DOI: 10.1177/1403494814529850.

DILTS, T. E. **Polygon to Centerline Tool for ArcGIS**. Reno, EUA: University of Nevada Reno, 2015. Disponível em: <<http://www.arcgis.com/home/item.html?id=bc642731870740aabf48134f90aa6165>>.

DG – DIGITAL GLOBE. 2010a. **Spectral Response for DigitalGlobe WorldView 1 and WorldView 2 Earth Imaging Instruments**. 2010. Disponível em: <http://www.digitalglobe.com/downloads/spacecraft/WV1_WV2_SpectralResponse.pdf> Acesso: 12 de fevereiro de 2010.

_____. **U.S. Satellite Resolution Restrictions – LIFTED!**. 11 de junho de 2014. Disponível em: <<http://blog.digitalglobe.com/news/resolutionrestrictionslifted/>>. Acesso: 6 de agosto de 2016.

_____. 2010b. **WhitePaper - The Benefits of the 8 Spectral Bands of WorldView-2**. Março, 2010. Disponível em: <http://worldview2.digitalglobe.com/docs/WorldView-2_8-Band_Applications_Whitepaper.pdf>. Acesso: 5 de maio de 2010.

_____. **WorldView-3 data sheet**. Maio, 2017. Disponível em: <<https://www.digitalglobe.com/resources/satellite-information>>. Acesso: 19 de agosto de 2017.

DMLU – DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE LIMPEZA URBANA. Porto Alegre. 2017a. **Ecobarreira evita chegada de 250 toneladas de resíduos no Guaíba**. 26/07/2017. Texto de MARIA, L.; supervisão de MELLO, M. I. DOS S.; edição de: KLOCKNER, F. Disponível em: <http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dmlu/default.php?p_noticia=999191625&ecobarreira+evita+chegada+de+250+toneladas+de+residuos+no+guaiba&ecobarreira+evita+chegada+de+250+toneladas+de+residuos+no+guaiba.>>.

_____. 2017b. **Equipes recolhem 76 toneladas de lixo da orla do Guaíba**. 17/08/2017. Texto de MARIA, L.; supervisão de MELLO, M. I. DOS S.; edição de: MARTINS, G. Disponível em: <http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dmlu/default.php?p_noticia=999192146&equipes+recolhem+76+toneladas+de+lixo+da+orla+do+guaiba&equipes+recolhem+76+toneladas+de+lixo+da+orla+do+guaiba.>>.

DNIT – DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRA-ESTRUTURA DE TRANSPORTES. DIRETORIA DE PLANEJAMENTO E PESQUISA. COORDENAÇÃO GERAL DE ESTUDOS E PESQUISA. INSTITUTO DE PESQUISAS RODOVIÁRIAS. **Manual de pavimentação**. 3.ed. Rio de Janeiro, RJ: DNIT, 2006. 274 p.

DOMINGOS, P. L. H. **Aplicação de Dados de Sensoriamento Remoto Orbital de Alta Resolução à Análise da Cobertura Vegetal Intra-urbana e seu Estado de Conservação**. São José dos Campos, 2005. 117 p. Dissertação (Mestrado). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto. São José dos Campos, SP: INPE, 2005.

DUFOUR, J.-M.; FARHAT, A.; GARDIOL, L.; KHALAF, L. *Simulation-based finite-sample normality tests in linear regressions*. **Econometrics Journal**, v. 1, n. 1, 1998. p. 154-173. DOI: 10.1111/1368-423X.11009.

DYSON, B.; CHANG, N.-B. *Forecasting municipal solid waste generation in a fast-growing urban region with system dynamics modeling*. **Waste Management**, v. 25, n. 7, 2005. p. 669-679. DOI: 10.1016/j.wasman.2004.10.005.

ECHENIQUE, M. **Modelos Matemáticos de la Estructura Espacial Urbana, Aplicaciones en América Latina**. 1. ed. Buenos Aires, Argentina: Ediciones SIAP / Ediciones Nueva Visión, 1975.

EICHER, C. L.; BREWER, C. A. *Dasymetric mapping and areal interpolation: implementation and evaluation*. **Cartography and Geographic Information Science**, v. 28, n. 2, 2001. p. 125-138. DOI: 10.1559/152304001782173727.

EJIGU, A. G. **A Systems Approach to Infrastructure Planning: Understanding Complexity and Uncertainty**. Estocolmo, 2007. 92 p. Dissertação (Mestrado em Ambiente Construído). KTH - Kungliga Tekniska Högskolan / Royal Institute of Technology, Department of Urban Planning and Environment, Division of Urban and Regional Studies. Estocolmo, Suécia: KTH, 2007.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. SNLCS – SERVIÇO NACIONAL DE LEVANTAMENTO E CONSERVAÇÃO DE SOLOS. **Súmula da 10ª Reunião Técnica de Levantamento de Solos**. Rio de Janeiro, RJ: EMBRAPA/SNLCS 1979. 83 p. (Miscelânea, 1).

EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **An Introduction to Environmental Accounting as a Business Management Tool: Key Concepts and Terms**. EPA 742-R-95-001. Washington, DC, EUA: EPA, 1995.

ESPON – EUROPEAN SPATIAL PLANNING OBSERVATION NETWORK. **The modifiable areal unit problem**. Final Report. Luxemburgo, Grão-Ducado do Luxemburgo: Office for Official Publications of the European Community, 2006. 254 p. ISBN: 978-2-7442-0134-9.

ESRI – ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, INC. **ArcGIS**. Professional GIS for the desktop, v. 10.1. Redlands, EUA: ESRI, 2012.

FADEL, A. W.; CAMPOS, H. A. *Gestão urbano-metropolitana com base em bacias hidrográficas: uma experiência interinstitucional entre Porto Alegre e Viamão (RS)*. In: XV Encontro Nacional da ANPUR - ENANPUR, 20-24 de maio de 2013, Recife, PE. **Anais...** Recife, PE: ANPUR, 2013. 19 p.

FALAT, D. R. *Perfilamento a laser para detecção de construções clandestinas e determinação de altura de edificações*. In: XXII Congresso Brasileiro de Cartografia, 26-30 de setembro de 2005, Macaé, RJ. **Anais...** Macaé, RJ: CBC, 2005.

FANNIN, R. J.; WISE, M. P. *An empirical-statistical model for debris flow travel distance*. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 38, n. 5, 2001. p. 982-994. DOI: 10.1139/t01-030.

FAUSTINO, J. **Planificación y gestión de manejo de cuencas**. Turrialba, Costa Rica: CATIE, 1996. 90 p.

FELGUEIRAS, C. A. *Modelo Numérico de Terreno*. In: CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. (eds. orgs.) **Introdução à Ciência da Geoinformação**. Cap. 7. São José dos Campos, SP: INPE, 2001.

FEPAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUÍS ROESSLER. **Sistema Integrado de Informações Institucionais – S3I**. Banco de dados da FEPAM. Porto Alegre, RS: FEPAM, 2014.

FEHRINGER, R.; BRANDT, B.; BRUNNER, P. H.; DAXBECK, H.; NEUMAYER, S.; SMUTNY, R.; VILLENEUVE, J.; MICHEL, P.; KRANERT, M.; SCHULTHEIS, A.; STEINBACH, D. **MFA-Manual – Guidelines for the Use of Material Flow Analysis for Municipal Solid Waste Management**. V. 1.91. Project AWAST. EVK4-CT-2000-00015. Viena, Áustria: Vienna University of Technology – Institute for Water Quality and Waste Management; Resource Management Agency; Orleans, França: Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM); Stuttgart, Alemanha: Stuttgart University – Institute for Water Quality and Waste Management, 2004. 104 p.

FERNANDES, F. **Enriquecimento geoquímico de metais em testemunhos de sedimentos, correlacionado com granulometria e teores de matéria orgânica**. São Carlos, 2015. 103 p. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo (USP), Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, SP: USP, 2015. DOI: 10.11606/D.18.2015.tde-16122015-112634.

FERNÁNDEZ, D. C. J.; VALERIANO, M. M.; ZANI, H.; ANDRADES FILHO, C. O. *Algoritmos de fluxo para extração de redes de drenagem por processos automáticos a partir de modelos digitais de elevação*. In: XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 30-5 de maio de 2011, Curitiba, PR. **Anais...** São José dos Campos, SP: INPE, 2011. p. 5163-5170.

FLEISS, J. L.; COHEN, J.; EVERITT, B. S. *Large sample standard errors of kappa and weighted kappa*. **Psychological Bulletin**, v. 72, n. 5, 1969. p. 323-327. DOI: 10.1037/h0028106.

FOODY, G. M. *Status of land cover classification accuracy assessment*. **Remote Sensing of Environment**, v. 80, n. 1, p. 185-201, 2002. DOI: 10.1016/S0034-4257(01)00295-4.

_____. *Thematic map comparison: evaluating the statistical significance of differences in classification accuracy*. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 70, n. 5, p. 627-633. 2004. DOI: 10.14358/PERS.70.5.627.

FORRESTER, J. W. **Industrial Dynamics**. Cambridge, EUA: The MIT Press, 1961.

_____. **Principles of System**. Cambridge, EUA: Productivity Press, 1968.

FRANCISCO, C. N.; ALMEIDA, C. M. DE. *Avaliação de desempenho de atributos estatísticos e texturais em uma classificação de cobertura da terra baseada em objeto*. **Boletim de Ciências Geodésicas**, Curitiba, v. 18, n. 2, 2012. p. 302-326. DOI: 10.1590/S1982-21702012000200008.

FRANCO, D.; CASTILHOS, A. B.; SOUZA, K. S. *Estudo da relação entre a geração de resíduos sólidos domiciliares e o consumo de água e energia elétrica: alternativas de tarifação da coleta de resíduos sólidos*. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v. 10, n. 4, 2014. p. 201-224. ISSN: 1809-239X.

FREITAS, C. **Caracterização ecológica da represa Mãe d'Água, Campus do Vale da UFRGS, Morro Santana, Porto Alegre – RS (Brasil)**. Porto Alegre, 2005. 54 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rio Grande do Sul (UFRGS), Instituto de Biociências (IB), Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PPGECOL). Porto Alegre, RS: UFRGS, 2005.

FSM – FÓRUM SOCIAL MUNDIAL. **Carta Mundial pelo Direito à Cidade**. Porto Alegre: Fórum Social Mundial, 2006. Disponível em: <<http://polis.org.br/publicacoes/carta-mundial-pelo-direito-a-cidade/>>. Acesso: 8 de junho de 2015.

FUJIMOTO, N. S. V. M. **Análise ambiental urbana na área metropolitana de Porto Alegre - RS: sub-bacia hidrográfica do Arroio Dilúvio. São Paulo**. São Paulo, 2001. 236 p. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo (USP), Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas. São Paulo, SP: USP, 2001.

_____. *Implicações ambientais na área metropolitana de Porto Alegre – RS: Um estudo geográfico com ênfase na geomorfologia urbana*. **GEOUSP – Espaço e Tempo**, n. 12, 2002. p. 141-177.

FUNK, K.; MILFORD, J.; SIMPKINS, T. **Waste not want not: analyzing the economic and environmental viability of waste-to-energy (WtE) technology for site specific optimization of renewable energy options**. Technical Report NREL/TP-6A50-52829. Golden, CO, EUA: Joint Institute for Strategic Energy Analysis, 2013. 47 p.

FURIAN, N.; O'SULLIVAN, M.; WALKER, C.; VÖSSNER, S.; NEUBACHER, D. *A conceptual modeling framework for discrete event simulation using hierarchical control structures*. **Simulation Modelling Practice and Theory**, v. 56, 2015. p. 82-96. DOI: 10.1016/j.simpat.2015.04.004.

GALDINO, S.; WEILL, M. A. M. *Estimativa do fator topográfico (LS) da RUSLE para a bacia do alto Taquari – MS/MT, utilizando algoritmo do ângulo de inclinação limite para erosão/deposição*. In: XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 30-5 de maio de 2011, Curitiba, PR. **Anais...** São José dos Campos, SP: INPE, 2011. p. 4813-4820.

GAVA, T. **Análise das características que influenciam no surgimento dos resíduos sólidos urbanos na rede de drenagem da bacia hidrográfica do Rio do Meio, município de Florianópolis/SC**. Florianópolis, 2012. 125 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação). Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Centro Tecnológico, Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis, SC: UFSC, 2012.

GAVA, T.; FINOTTI, A. R. *Resíduos sólidos urbanos na rede de drenagem da bacia hidrográfica do rio do meio, Florianópolis/SC*. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 1, n. 2, 2012. p. 79-101. DOI: 10.5585/geas.v1i2.24.

GAVLAK, A. A. **Padrões de mudança de cobertura da terra e dinâmica populacional no Distrito Florestal Sustentável da BR-163: população, espaço e ambiente**. São José dos Campos, 2011. 177 p. Dissertação (Mestrado). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto. São José dos Campos, SP: INPE, 2011.

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, 2012. p. 1291-1296. DOI: 10.1016/j.wasman.2012.02.009.

GHIANI, G.; MANNI, A.; MANNI, E.; TORALDO, M. *The impact of an efficient collection sites location on the zoning phase in municipal solid waste management*. **Waste Management**, v. 34, n. 11, 2014. p. 1949-1956. DOI: 10.1016/j.wasman.2014.05.026.

GHOSE, M. K.; DIKSHIT, A. K.; SHARMA, S. K. *A GIS based transportation model for solid waste disposal – A case study on Asansol municipality*. **Waste Management**, v. 26, n. 11, 2006. p. 1287-1293, DOI: 10.1016/j.wasman.2005.09.022.

GIL, A. C. **Como Elaborar Projetos de Pesquisa**. 4. ed. São Paulo: Editora Atlas S.A., 2002. ISBN 8522431698.

GOERCK, J.; WOLFF, D. B.; SILVEIRA, G. L.; FERRÃO, C. C.; GRASEL, J. *Quantificação e qualificação dos resíduos sólidos drenados na Bacia Escola do Campus*. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos - SBRH, 17-22 de novembro de 2013, Bento Gonçalves, RS. **Anais...** Porto Alegre, RS: ABRH, 2013. 7 p.

GOMES, M. A. S.; SOARES, B. R. *Reflexões sobre a qualidade ambiental urbana*. **Estudos Geográficos**, Rio Claro, v. 2, n. 2, 2004. p. 22-30.

GONÇALVES, I. H. P. **Resíduos sólidos no sistema de drenagem urbana na bacia do arroio Tamandai em Santa Maria- RS**. Santa Maria, 2013. 133 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Santa Maria, RS: UFSM, 2013.

GOOGLE EARTH. **Google Earth Pro, v5.1**. Disponível em: <<http://earth.google.com/>>. Acesso: 12 julho 2010.

GOTTINGER, H. W. *A computational model for solid waste management with application*. **Applied Mathematical Modelling**, v. 10, n. 5, 1986. p. 330-338. DOI: 10.1016/0307-904X(86)90092-2.

GRAZIANO DA SILVA, J. F. **O Novo Rural Brasileiro**. 2. ed. Campinas, SP: UNICAMP/ IE - Instituto de Economia, 1999.

GUIMARÃES, R. P. *Desenvolvimento Sustentável: Proposta Alternativa ou Retórica Neoliberal?* In: 3ª Reunião Especial da SBPC – Ecossistemas Costeiros: do Conhecimento à Gestão, 1-4 de maio de 1996, Florianópolis, Brasil. **Anais...** Florianópolis, SC: UFSC/SBPC, 1996.

HAAN, C. T.; BARFIELD, B. J.; HAYES, J. C. **Design hydrology and sedimentology for small catchments**. San Diego, EUA: Academic Press, 1994. 588 p. ISBN: 978-0-12-312340-4.

HAEFNER, J. W. **Modeling Biological Systems**. Principles and Applications. 2. ed. New York, EUA: Springer-Verlag, 2005.

HALL, H.; FRANK, E.; HOLMES, G.; PFAHRINGER, B.; REUTEMANN, P.; WITTEN, I. H. *The WEKA Data Mining Software: An Update*. **SIGKDD Explorations**, v. 11, n. 1, 2009. p. 10-18.

HALL, M. J. **Urban Hydrology**. Essex, Inglaterra: Elsevier Applied Science Publishers Ltd., 1984. 299 p. ISBN: 0-85334-268-7.

HARALICK, R. M.; SHAPIRO, L. *Survey: Image segmentation techniques*. **Computer Vision, Graphics, and Image Processing**, v. 29, p. 100-132, 1985. DOI: 10.1016/S0734-189X(85)90153-7.

HARREMOËS, P. *Water as a transport medium for waste out of towns*. **Water Science and Technology**, v. 39, n. 5, 1999. p. 1-8. PII: S0273-1223(99)00080-3.

HASENACK, H.; WEBER, E. J.; LUCATELLI, L. M. L. **Base altimétrica vetorial contínua do município de Porto Alegre-RS na escala 1:1.000 para uso em sistemas de informação geográfica**. Porto Alegre, RS: UFRGS-IB-Centro de Ecologia, 2010. ISBN: 9788563843036. Disponível em: <<https://www.ufrgs.br/labgeo/index.php/dados-espaciais/256-base-altimetica-vetorial-continua-de-porto-alegre-na-escala-1-1-000>>.

HASSAN, G. F. *Regeneration as an approach for the development of informal settlements in Cairo metropolitan*. **Alexandria Engineering Journal**, v. 51, n. 3, 2012. p.229-239. DOI: 10.1016/j.aej.2012.02.003.

HECK, C. S.; SCHNEIDER, I. A. **Planejamento ambiental em uma bacia hidrográfica urbana: bacia da barragem Mãe d'Água, Viamão/RS**. In: II Seminário Saberes Aplicados ao Planejamento Ambiental, julho de 2011, Porto Alegre. Porto Alegre, RS: UFRGS, 2011. 22 p.

HORTON, R. E. *Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology*. **Bulletin of the Geological Society of America**, v. 56, n. 3, 1945. p. 275-370. DOI: 10.1130/0016-7606(1945)56[275:EDOSAT]2.0.CO;2

HÜFFNER, A. N. **Otimização para controle de alagamentos urbanos: aplicação na bacia hidrográfica da vila Santa Isabel em Viamão, RS**. Porto Alegre, 2013. 82 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (PPGRHSA). Porto Alegre, RS: UFRGS, 2013.

HUTCHINSON, M. F. *A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits*. **Journal of Hydrology**, v. 106, 1989. P. 211-232. DOI: 10.1016/0022-1694(89)90073-5.

_____. *Calculation of hydrologically sound digital elevation models*. In: Third International Symposium on Spatial Data Handling, 17-19 de agosto de 1988, Sydney, Austrália. **Proceedings...** Columbus, Ohio, EUA: International Geographical Union / Commission on Geographical Data Sensing and Processing; Department of Geography, Ohio State University, 1988.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2000: Resultados do Universo**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2000. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Censos/Censo_Demografico_2000/Dados_do_Universo/>.

_____. 2011a. **Censo Demográfico 2010: Aglomerados Subnormais**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2011. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/agsn/>>. Acesso: 3 de abril de 2013.

_____. 2011b. **Censo Demográfico 2010: Cadastro Nacional de Endereços para Fins Estatísticos**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2011. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Censos/Censo_Demografico_2010/Cadastro_Nacional_de_Enderecos_Fins_Estatisticos/SP/>

_____. 2011c. **Censo Demográfico 2010: Materiais – Guia do censo – Glossário**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2011. Disponível em: <<http://censo2010.ibge.gov.br/pt/materiais/guia-do-censo/glossario>>. Acesso: 25 de abril de 2013.

_____. 2011d. **Censo Demográfico 2010: Resultados do Universo Agregados por Setor Censitário**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2011. Revisado em 22/02/2013. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Censos/Censo_Demografico_2010/Resultados_do_Universo/Agregados_por_Setores_Censitarios/>. Acesso: 25 de abril de 2013.

_____. 2011e. **Sinopse do Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2011. Disponível em: http://portal.mte.gov.br/data/files/8A7C816A2E7311D1013003524D7B79E4/IBGE_CENSO2010_sinopse.pdf

_____. **Censo Demográfico 2010: Resultados Gerais da Amostra**. Revisado em 11/2013. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2012. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/resultados_gerais_amostra/default_resultados_gerais_amostra.shtm>.

_____. 2014a. **Estimativas da população residente nos municípios e para as unidades da federação brasileiros com data de referência em 1º de julho de 2014**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2014. Revisado em 03/09/2014. 8 p. ISBN: 2409774500. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2014/estimativa_dou.shtm>.

_____. 2014b. **Produção da Pecuária Municipal 2013**. Viamão. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2014. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/csv.php?lang=&idtema=135&codmun=432300>>.

_____. 2016a. **Estatísticas do Registro Civil**. 1974 a 2015. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2016. ISSN: 01012207. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/pt/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=7135>>.

_____. 2016b. **Estimativas da população residente nos municípios e para as unidades da federação brasileiros com data de referência em 1º de julho de 2016**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2016. 12 p. ISBN: 2409786900. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2016/default.shtm>>.

_____. 2016c. **Metodologia do Censo Demográfico 2010**. 2. ed. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2016. 720 p. (Relatórios metodológicos, v. 41). ISBN: 9788524043628. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/pt/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=295987>>.

_____. [ano]. **Estimativas da população**. População residente enviada ao Tribunal de Contas da União, em atendimento à Lei nº 8.443, de 16 de julho de 1992. Dados disponíveis para os anos de 1992 a 2017. Disponível em: <http://downloads.ibge.gov.br/downloads_estatisticas.htm?caminho=/Estimativas_de_Populacao/>.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (Brasil). **Resolução PR nº 1 de 25 de fevereiro de 2005**. Altera a caracterização do Sistema Geodésico Brasileiro. Rio de Janeiro, RJ, 2005. Disponível em: <http://www.inde.gov.br/images/inde/rpr_01_25fev2005.pdf>. Acesso: 10 de junho de 2015.

IESCHECK, A. L.; SILVA, S. C. DA; SILVA, T. S. DA; FARINA, F. C.; AYUP-ZOUAIN, R. N. *Aplicação dos sistemas de informação geográfica e sensoriamento remoto na definição de microbacia como área de influência ambiental e unidade de gestão: o caso do campus do vale da UFRGS – RS*. In: IV Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação, 6-9 de maio de 2012, Recife, PE. **Anais...** Recife, PE: CTG/UFPE, 2012. p. 001-005. ISBN: 978-85-63978-01-1.

INEP – INSTITUTO NACIONAL DE ESTUDOS E PESQUISAS EDUCACIONAIS ANÍSIO TEIXEIRA. **DataEscola Brasil - 2014**. Rev. 03/2016. Acessado em: <<http://www.dataescolabrasil.inep.gov.br/>>, último acesso em: 3 de março de 2017. Atualmente, encontra-se indisponível para atualização da base de dados.

INPE – INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **TerraView 4.2.2**. Rev. 26/06/2012. São José dos Campos, SP: INPE, 2012. Disponível em: <www.dpi.inpe.br/terraview>.

INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **BDMEP – Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa**. Série Histórica - Dados Diários. estação pluviométrica OMM: 83967, em Porto Alegre. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>>. Acesso em: 20 de maio de 2013.

INTHARATHIRAT, R. SALAM, P. A.; KUMAR, S.; UNTONG, A. *Forecasting of municipal solid waste quantity in a developing country using multivariate grey models*. **Waste Management**, v. 39, 2015. p. 3-14. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.01.026.

IPEA – INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Ipeadata**. 2011. Disponível em: <<http://www.ipeadata.gov.br/>>.

_____. **Objetivos de desenvolvimento do milênio: relatório nacional de acompanhamento**. Coordenação: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada e Secretaria de Planejamento e Investimentos Estratégicos; supervisão: Grupo Técnico para o acompanhamento dos ODM. Brasília, DF: IPEA / MP-SPI, 2007. 152 p. ISBN: 858617099-2.

_____. **Objetivos de Desenvolvimento do Milênio – Relatório Nacional de Acompanhamento**. Brasília, DF: IPEA, 2010. 184 p. ISBN: 857811043-9.

ICNZT – ISLAND CARE NEW ZEALAND TRUST. **Reducing the Incidence of Stormwater Debris and Street Litter in the Marine Environment: A co-operative Community Approach**. Report. Auckland, Nova Zelândia: ICNZT, 1996.

ISENBURG, M. **LAStools**. Alemanha, 2014. Disponível em: <<http://rapidlasso.com/lasools/>>.

ITT-VIS – ITT VISUAL INFORMATION SOLUTIONS. **ENVI – Environment for Visualizing Images, version 5.3**. Boulder, Colorado, EUA, 2015.

JACOBSEN, K. *DEM generation from satellite data*. In: 23rd EARSeL Symposium on Remote Sensing in Transition, 2-5 de junho de 2003, Ghent, Bélgica. **Proceedings...** Ghent, Bélgica: EARSeL, 2003. p. 513-525.

JARDIM, A. C. **Direções de fluxo em modelos digitais de elevação: um método com foco na qualidade da estimativa e processamento de grande volume de dados**. São José dos Campos, 2007. 109 p. (05.17.13.26-TDI). Tese (Doutorado). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), Programa de Pós-Graduação em Computação Aplicada. São José dos Campos, SP: INPE, 2017.

JAWOROWSKI, A. L. O.; SCHETTINI, E. B. C.; SILVEIRA, A. L. L. *Qualidade da água e caracterização de resíduos sólidos em arroio urbano da Região Metropolitana de Porto Alegre*. In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos - SBRH, 20-24 de novembro de 2005, João Pessoa, PB. **Anais...** Porto Alegre, RS: ABRH, 2005.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. Tradução: EPIPHANIO, J. C. N. São José dos Campos, SP: Parêntese, 2009. 598 p. (Prentice Hall Series in Geographic Information Science). Tradução de *Remote sensing of the environment: an Earth resource perspective*.

JENSEN, J. R.; COWEN, D. C. *Remote sensing of urban/suburban infrastructure and socioeconomic attributes*. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 65, n. 5, 1999. p. 611-622.

JENSON, S. K. *Applications of hydrologic information automatically extracted from digital elevation models*. **Hydrological Processes**, v. 5, n. 1 (Special Issue: Digital Terrain Modelling in Hydrology), 1991. p. 31-44. DOI: 10.1002/hyp.3360050104.

JENSON, S. K.; DOMINGUE, J. O. *Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis*. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 54, n. 11, 1988. p. 1593-1600. DOI: 0099-1112)88/5411-1593\$02.25/0.

JØRGENSEN, S. E. **Fundamentals of ecological modeling**. 2. ed. Amsterdam: Elsevier Science, 1994. 628 p.

KAMPEL, S. A. **Geoinformação para estudos demográficos: representação espacial de dados de população na Amazônia brasileira**. São Paulo, 2003. 166 p. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo (USP), Escola Politécnica, Departamento de Engenharia de Transportes. São Paulo, SP: USP, 2004.

KARADIMAS, N. V.; LOUMOS, V. G. *GIS-based modelling for the estimation of municipal solid waste generation and collection*. **Waste Management & Research**, v. 26, 2008. p. 337-346. DOI: 10.1177/0734242X07081484.

KARAVEZYRIS, V.; TIMPE, K.-P.; MARZI, R. *Application of system dynamics and fuzzy logic to forecasting of municipal solid waste*. **Mathematics and Computers in Simulation**, v. 60, n. 3-5, 2002. p. 149-158. DOI: 10.1016/S0378-4754(02)00010-1.

KARAGÖZ, N. A.; DEMIRÖRS, O. *Conceptual modeling notations and techniques*. In: ROBINSON, S.; BROOKS, R.; KOTIADIS, K.; VAN DER ZEE, D.-J. (eds.). **Conceptual Modeling for Discrete-Event Simulation**. Cap. 7., p. 179-209. Boca Raton, EUA: CRC Press, 2011. DOI: 10.1201/9781439810385-c7.

KAWAI, K.; TASAKI, T. *Revisiting estimates of municipal solid waste generation per capita and their reliability*. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 18, 2016. p. 1-13. DOI 10.1007/s10163-015-0355-1.

KNOWASTE. **Calculating your AHP tonnage**. Bromsgrove, Reino Unido: Knowaste, 2017. Disponível em: <<http://www.knowaste.com/local-authorities/calculating-your-ahp-tonnages>>.

KOBIYAMA, M.; GOERL, R. F.; CORREA, G. P.; MICHEL, G. P. *Debris flow occurrences in Rio dos Cedros, southern Brazil: meteorological and geomorphic aspects*. In: WRACHIEN, D.; BREBBIA, C. A. (eds.) **Monitoring, simulation, prevention and remediation of dense debris flows III**. p. 77-88. Southampton, EUA: WITpress, 2010. DOI: 10.2495/DEB100071.

KOHLSDORF, M. E. *Breve histórico do espaço urbano como campo disciplinar*. In: FARRET, R. L.; GONZALES, S. F. N.; HOLANDA, F. R. B. DE; KOHLSDORF, M. E. **O espaço da cidade – contribuição à análise urbana**. São Paulo, SP: Projeto, 1985. 141 p.

KOLAHDOUZAN, M. R.; SHAHABI, C. *Voronoi-based K nearest neighbor search for spatial network databases*. In: 30th International Conference on Very Large Data Bases - VLDB, 31-3 de setembro de 2004, Toronto, Canadá. **Proceedings...** Toronto, Canadá: Morgan Kaufmann Publishers / Elsevier Science, 2004. p. 840-851.

KONRAD, O.; CASARIL, C. E.; SCHMITZ, M. *Estudo dos resíduos sólidos domésticos de Lajeado/RS pela caracterização gravimétrica*. **Revista Destaques Acadêmicos**, v. 2, n. 4, 2010. p. 57-62. DOI: 10.22410/issn.2176-3070.v2i4a2010.90.

KOSTANTINIDIS, M.; SAMSATLI, N. J.; KEIRSTEAD, J. E.; SHAH, N. *Modelling of integrated municipal solid waste to energy technologies in the urban environment*. In: 3rd International Conference on Engineering for Waste and Biomass Valorization – WasteEng'10, 17-19 de maio de 2010, Beijing, China. **Proceedings...** Hellas, Grécia: CERTH – The Centre for Research & Technology, 2010. p. 1-6. ISBN: 9782951159181.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: **Verlag Justus Perthes**. (Classificação climática de Köppen (z. B. Köppen)). 1928. Disponível em: <<http://klima-der-erde.de/koeppen.html>>. Acesso: 27 de julho de 2015.

KORTING, T. S.; FONSECA, L. M. G.; ESCADA, M. I. S.; SILVA, F. C.; SILVA, M. P. S. *GeoDMA - a novel system for spatial Data mining*. In: IEEE International Conference Data Mining Workshops – ICDMW, 15-19 de dezembro de 2008, Pisa, Itália. **Proceedings...** Los Alamitos, EUA: IEEE, 2008. p. 975-978.

KOZAK, P. A.; CORTEZ, A. L.; SCHIRMER, W. N.; CALDEIRA, M. V. W.; BALBINOT, R. *Identificação, Quantificação e Classificação dos Resíduos Sólidos de uma Fábrica de Móveis*. **Revista Acadêmica, Ciência Agrária e Ambiental**, Curitiba, v. 6, n. 2, 2008. p. 203-212.

KRAFTA, R. *Modelling intraurban configurational development*. **Environment & Planning B**, v. 21, n. 1, 1994. p. 67-82. DOI: 10.1068/b210067.

KRAFTA, R. **Notas de Aula de Morfologia Urbana**. Porto Alegre, RS: Ed. UFRGS, 2014. 352 p. ISBN: 9788538602279.

KRIEGER, E. I. F.; GOMES, D. S.; VOLQUIND, R.; LAYDNER, C.; BIERMANN, V. V.; PINHEIRO, C. P.; LEÃO, C. P.; AZEVEDO, A. C. A. *Diagnóstico da disposição final de resíduos sólidos urbanos gerados no estado do Rio Grande do Sul*. **Fepam em Revista**, v. 3, n. 2, p. 26-33, 2010.

KURYLO, J. B. **Sensitivity analysis of UBCDFLOW and debris flow travel distance in mountainous forested terrain around the Kootenay, British Columbia Region**. Vancouver, 2010. 105 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação). University of British Columbia (UBC), Faculty of Applied Science, Geological Engineering. Vancouver, Canadá: UBC, 2010.

LAFLÉN, J. M.; LANE, L. J.; FOSTER, G.R. *WEPP—a next generation of erosion prediction technology*. **Journal of Soil Water Conservation**, n. 46, vol. 1, 1991. p. 34-38.

LAFUENTE JUNIOR, A. N. DE A. *Resíduos sólidos em restaurante comercial: um estudo de caso na cidade de Santos/SP*. **Revista de Tecnologia Aplicada – Faculdade Campo Limpo Paulista**, v.6, n.2, 2012. p.44-61.

LAMBIN, E. F. (org.) **Modeling Deforestation Processes - A Review**. TREES series B: Research Report nº 1. EUR 15744. Luxemburgo, Grão-Ducado do Luxemburgo: Office for Official Publications of the European Community, 1994. 128 p.

LATASA RECICLAGEM. **Processo de Reciclagem. A Reciclagem do Alumínio**. 2 de setembro de 2013. Disponível em: <<http://www.latasa.ind.br/pt/institucional/processo-de-fabricacao>>. Acesso: 11 de junho de 2015.

LEÃO, S.; BISHOP, I.; EVANS, D. *Assessing the demand of solid waste disposal in urban region by urban dynamics modelling in a GIS environment*. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 33, n. 4, 2001. p. 289-313. DOI: 10.1016/S0921-3449(01)00090-8.

LEITE, H. L. *Georreferenciando Dados de Uso do Solo. Um Método Para a Especialização do CNEFE*. In: 2^a Jornada de Morfologia e Modelos Urbanos – JMMURB, 4-6 de dezembro de 2013, Pelotas. **Caderno de Resumos...** Pelotas, RS: FAURB/UFPEL, 2013. p. 1-4.

_____. **Métodos de modelagem e análise urbana baseados em dados desagregados**. Porto Alegre, 2015. 101 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rio Grande do Sul (UFRGS), Faculdade de Arquitetura, Programa de Pós-Graduação em Planejamento Urbano e Regional (PROPUR). Porto Alegre, RS: UFRGS, 2015.

- LEITE, M. F. **A taxa de coleta de resíduos sólidos domiciliares: Uma análise crítica.** São Carlos, 2006. 106 p. Dissertação (Mestrado em Planejamento e Operação de Sistemas de Transporte). Universidade de São Paulo (USP), Escola de Engenharia de São Carlos (EESC). São Carlos, SP: USP, 2006.
- LENZI, L. **A ambiguidade da Tecnologia: da analítica de Mario Bunge à hermenêutica de Lewis Mumford.** Florianópolis, 2013. 149 p. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Centro de Filosofia e Ciências Humanas. Programa de Pós-Graduação em Filosofia. Florianópolis, SC: UFSC, 2013.
- LEPSCH, I. F. **Formação e Conservação dos Solos.** 2. ed. São Paulo, SP: Oficina de Textos, 2010. ISBN: 9788579750083.
- LI, G.; WENG, Q. *Using Landsat ETM+ imagery to measure population density in Indianapolis, Indiana, USA.* **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 71, n. 8, 2005. p. 947-958. DOI: 10.14358/PERS.71.8.947.
- LIANG, B.; WENG, Q. *Assessing Urban Environmental Quality Change of Indianapolis, United States, by the Remote Sensing and GIS Integration.* **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 4, n. 1, p. 43-55, 2011. DOI: 10.1109/JSTARS.2010.2060316.
- LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W.; CHIPMAN, J. W. **Remote sensing and image interpretation.** 7. ed. New York EUA: John Wiley & Sons, 2015. 736 p. ISBN: 978-1118343289.
- LIMA, J. D. DE. **Gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil.** Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2001. 267 p.
- LIMA, L. **Centralidades em redes espaciais urbanas e localização de atividades econômicas.** Porto Alegre, 2015. 189 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Faculdade de Arquitetura, Programa de Pós-Graduação em Planejamento Urbano e Regional (PROPUR). Porto Alegre, RS: UFRGS, 2015.
- LIMA, L.; KRAFTA, R.; RIBEIRO, B. M. G. *A distância como variável em modelos configuracionais no estudo da distribuição de atividades econômicas urbanas.* **urbe, Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v.9, n.2, 2017. p.354-370. DOI: 10.1590/2175-3369.009.002.ao14.
- LIMA, M. M. **Relação entre a geração de resíduos sólidos domiciliares, o consumo de água e o consumo de energia elétrica: análise em diferentes regiões de Florianópolis/SC.** Florianópolis, 2012. 133 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação). Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Centro Tecnológico, Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis, SC: UFSC, 2012.
- LIMA, V. **A sociedade e a natureza na paisagem urbana: análise de indicadores para avaliar a qualidade ambiental.** Presidente Prudente, 2013. 358 p. Tese (Doutorado). Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Faculdade de Ciências e Tecnologia. Presidente Prudente, SP: UNESP, 2013.
- LIU, X. H.; CLARKE, K. *Estimation of residential population using high resolution satellite imagery.* In: 3rd International Symposium on Remote Sensing of Urban Areas, 11-13 de junho de 2002, Istambul, Turquia. **Proceedings...** Istambul, Turquia: ISPRS, 2002. p. 153-160.
- LIVI, F. P. *Elementos do Clima.* p. 70-72. In: MENEGAT, R.; PORTO, M. L.; CARRARO, C. C.; FERNANDES, L. A. D. (orgs.) **Atlas Ambiental de Porto Alegre.** 2. ed. Porto Alegre, RS: Editora da UFRGS, 1999.
- LOITZENBAUER, E.; PEREIRA, T. DA S.; MENDES, C. A. B. *Análise ambiental urbana: bacia do arroio Mãe D'Água, Porto Alegre, RS.* In: XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos – SBRH, Campo Grande, MS, 22-26 de novembro de 2009. **Anais...** Campo Grande, MS: ABRH, 2009. 11 p.
- LOSS, J. E.; KNIJNIK, R. *Aspectos preliminares: os paradigmas para o ano 2000, as premissas utilizadas e a evolução urbana de Porto Alegre.* In: KNIJNIK, R. (org.). **Energia e Meio Ambiente em Porto Alegre: bases para o desenvolvimento.** p. 1-32. Porto Alegre, RS: DMAE, 1994.
- LOTTE, R. G.; ALMEIDA, C. M. DE; MITISHITA, E. A. *Uma rotina metodológica para reconstrução 3D e extração de parâmetros geométricos de edificações em baixo nível de detalhamento a partir de dado LiDAR aerotransportado.* In: XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 28-31 de maio de 2017, Santos, SP. **Anais...** São José dos Campos, SP: INPE, 2017. p. 7819-7826.

- LU, H.; MORAN, C. J.; PROSSER, I. P. *Modelling Sediment Delivery Ratio Based on Physical Principles*. In: 2nd Biennial Meeting of the International Environmental Modelling and Software Society, 14-17 de junho de 2004, Osnabrück, Alemanha. **Transactions...** v. 3. Manno, Suíça: IEMSS, 2004. p. 1117-1122. ISBN: 88-900787-1-5.
- LU, H.; MORAN, C. J.; PROSSER, I. P. *Modelling sediment delivery ratio over the Murray Darling Basin*. **Environmental Modelling & Software**, v. 21, n. 9, 2006. p. 1297-1308. DOI: 10.1016/j.envsoft.2005.04.021.
- LUCON, T. N.; PRADO FILHO, J. F.; SOBREIRA, F. G. *Índice e percentual de áreas verdes para o perímetro urbano de Ouro Preto, MG*. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana - Revsbau**, v. 8, n. 3, 2013. p. 63-78. ISSN: 1980-7694.
- MACDONALD, M. L. 1996a. *A multi-attribute spatial decision support system for solid waste planning*. **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 20, n. 1, 1996. p. 1-17. DOI: 10.1016/S0198-9715(96)00006-3.
- MACDONALD, M. L. 1996b. *Solid waste management models: a state of the art review*. **Journal of Solid Waste Technology and Management**, v. 23, n. 2, 1996. p. 73-83.
- MACHADO, A. M. L. **Extração automática de contornos de edificações utilizando imagem gerada por câmara digital de pequeno formato e dados LiDAR**. Curitiba, 2006. 201 p. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curso de Pós-Graduação em Ciências Geodésicas. Curitiba, PR: UFPR, 2006.
- MAGALHÃES, T. BARBOSA, E. P.; ENNES, Y. M. *Perigo de morte (ou risco de vida)*. **Bio**, v. 7, n. 2, mai-set 1995. p. 4-9. ISSN: 0103-5134.
- MAIA, J. A. **A influência do Campus do Vale da UFRGS na urbanização do seu entorno a partir da perspectiva dos moradores do bairro Santa Isabel, Viamão / RS**. Porto Alegre, 2015. 223 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rio Grande do Sul (UFRGS), Faculdade de Arquitetura, Programa de Pós-Graduação em Planejamento Urbano e Regional (PROPUR). Porto Alegre, RS: UFRGS, 2015.
- MAIA, J. A.; SILVEIRA, A. L. L. *Conurbação e Meio Ambiente: uma análise da Legislação Ambiental. Estudo de caso: Bacia Hidrográfica Mãe D'água, Viamão-POA/RS*. In: III Seminário Nacional sobre Tratamento de Áreas de Preservação Permanente em Meio Urbano e Restrições Ambientais ao Parcelamento do Solo - APP Urbana, 10-13 de setembro de 2014, Belém. **Anais...** Recife, PE: ANPUR, 2014.
- MAIDMENT, D. R. *GIS and hydrologic modeling*. In: GOODCHILD, M. F.; PARKS, B. O.; STEYAERT, L. T. (eds). **Environmental modeling with GIS**. Cap. 14. p. 147-167. New York, EUA: Oxford University Press, 1993. 520 p. ISBN: 978-0195080070.
- MALAKAHMAD, A.; BAKRI, P. M. D.; MOKHTAR, M. R. M. D.; KHALIL, N. *Solid Waste Collection Routes Optimization via GIS Techniques in Ipoh City, Malaysia*. **Procedia Engineering**, v. 77, 2014. p. 20-27. DOI: /10.1016/j.proeng.2014.07.023.
- MAPLU-2 – PROJETO MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS. **Entrevistas realizadas no âmbito do Projeto MAPLU-2, de Janeiro/2013 a Janeiro/2014**. SILVEIRA, A. L. L. (coord.) Rede Cooperativa de Pesquisa, Chamada Pública MCT/MCidades/FINEP/Ação Transversal Saneamento Ambiental e Habitação – 07/2009. Porto Alegre, RS: MAPLU-2, 2015.
- MARAIS, M.; ARMITAGE, N.; WISE, C. *The measurement and reduction of urban litter entering stormwater drainage systems: Paper 1 - Quantifying the problem using the city of Cape Town as case study*. **Water SA**, v. 30, n. 4, 2004. p. 469-482, 2004. ISSN 0378-4738.
- MARAIS, M.; ARMITAGE, N. **The measurement and reduction of urban litter entering stormwater drainage systems**. Water Research Commission Report n. TT211/03. Pretória, África do Sul: WRC, 2003.
- MARICATO, E. T. M. *Conhecer para resolver a cidade ilegal*. In: CASTRIOTA, L. B. (org.) **Urbanização Brasileira: Redescobertas**. p. 78-96. Belo Horizonte, MG: Editora Arte, 2003. 303 p. ISBN: 9788587073624.
- MARQUES, D. M.; SILVEIRA, A. L. L.; JAWOROWSKI, A. L. O.; GEHLING, G. *Estudos de caso em avaliação qualitativa dos resíduos sólidos na drenagem urbana*. In: RIGHETTO, A. M. (coord.) **Manejo de Águas Pluviais Urbanas**. v. 5. Cap. 8, p. 287-307. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2009. 396 p. (Projeto PROSAB). ISBN: 978-85-7022-162-9.

MARTIN, D. **Geographic Information Systems and their Socioeconomic Applications**. 2. ed. Londres, Inglaterra: Routledge, 1996. 210 p. ISBN 0-415-12571-5.

MARTINS, J. R. S. *Obras de Macrodrenagem*. In: TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L. L.; BARROS, M. T. (orgs.), **Drenagem Urbana**. p. 167-240. Porto Alegre, RS: ABRH / Editora da UFRGS, 1995. 428 p. ISBN: 8570253648. (Coleção ABRH de Recursos hídricos, v. 5).

MASHAYEKHI, A. N. *Transition in the New York State solid waste system: A dynamic analysis*. **System Dynamics Review**, v. 9, n. 1, 1993. p. 23-47. DOI: 10.1002/sdr.4260090103.

McDOUGALL, F. R.; WHITE, P. R.; FRANKE, M.; HANDLE P. **Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory**. 2. ed. Oxford, Reino Unido: Backwell Publishing, 2001. 544 p. ISBN: 9780632058891.

MCIDADES – MINISTÉRIO DAS CIDADES. SNSA – SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. 2015a. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. Banco de Dados – 2013**. Brasília, DF: MCIDADES/SNSA, 2015. 154 p.

_____. 2015b. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2013**. Brasília, DF: MCIDADES/SNSA, 2015.

_____. 2015c. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. Glossário de Informações – 2013**. Brasília, DF: MCIDADES/SNSA, 2015. 88 p.

_____. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. Banco de Dados – 2014**. Brasília, DF: MCIDADES/SNSA, 2016.

McLOUGHLIN, J. B. **Urban and Regional Planning: a Systems Approach**. Londres, Inglaterra: Faber & Faber, 1969. 329 p. ISBN: 9780571090051.

MEADOWS, D. H.; MEADOWS, D. L.; RANDERS, J.; BEHRENS III, W. W. **Limites do crescimento. Um relatório para o Projeto do Clube de Roma sobre o Dilema da Humanidade**. 2. ed. Tradução: INÊS M. F. LITTO. Título do original: *The Limits to Growth*. São Paulo, SP: Editora Perspectiva, 1978. 204 p. (Coleção debates).

MENDES, C. A. B. **Comunicação Pessoal**. Porto Alegre, RS: 2014.

MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. **Geoprocessamento em recursos hídricos: princípios, integração e aplicação**. 2. ed. rev. ampl. Porto Alegre, RS: ABRH, 2013. 576 p. ISBN: 9788588686359. (Geoprocessamento; 1).

MENEGHETTI, G. T.; KUX, H. J. H. *Mapeamento da cobertura da terra do município de Raposa (MA) utilizando imagens WorldView-2, o aplicativo InterIMAGE e mineração de dados*. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 66, v. 2, 2014. p. 365-377.

MENNIS, J. *Generating Surface Models of population using dasymetric mapping*. **The professional Geographer**, v. 55, n. 1, 2003. p. 31-42. DOI: 10.1111/0033-0124.10042.

MICHEL, G. P.; KOBIYAMA, M.; GOERL, R. F. *Comparative analysis of SHALSTAB and SINMAP for landslide susceptibility mapping in the Cunha River basin, southern Brazil*. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 7, 2014. p. 1266-1277. DOI: 10.1007/s11368-014-0886-4.

MICHEL, G. P.; KOBIYAMA, M.; GOERL, R. F.; MICHEL, R. D. L. *Metodologia de mapeamento de escoamentos e fluxos de detritos*. In: XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos - SBRH, 22-27 de novembro de 2015, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF: ABRH, 2015.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2007a. **Ciclo Hidrológico**. Águas Subterrâneas e o Ciclo Hidrológico. 8 de agosto de 2007. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/agua/recursos-hidricos/aguas-subterraneas/ciclo-hidrologico>>. Acesso: 4 de maio de 2015.

_____. 2007b. **Metas Nacionais de biodiversidade para 2010**. 2007. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/Metas%202010.pdf>. Acesso: 4 de novembro de 2011.

_____. **Mananciais**. 1º de junho de 2012. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/aguas-urbanas/mananciais>>. Acesso: 24 de junho de 2015.

_____. **Política Nacional de Resíduos Sólidos - Contextos e Principais Aspectos**. 10 de junho de 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/politica-nacional-de-residuos-solidos/contextos-e-principais-aspectos>>. Acesso: 4 de janeiro de 2015.

MONTEIRO, J. H. P.; FIGUEIREDO, C. E. M.; MAGALHÃES, A. F.; MELO, M. A. F. DE; BRITO, J. C. X. DE; ALMEIDA, T. P. F. DE; MANSUR, G. L. **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. ZVEIBIL, V. Z. (coord. téc.). Rio de Janeiro, RJ: IBAM, 2001. 200 p.

MONTGOMERY, D. R.; SULLIVAN, K.; GREENBERG, H. M. *Regional Test of a Model for Shallow Landslides. Hydrological Processes*, v. 12, n. 6, 1998. p. 943-955. DOI: 10.1002/(SICI)1099-1085(199805)12:6<943::AID-HYP664>3.0.CO;2-Z.

MOORE, I. D.; GRAYSON, R. B.; LADSON, A. R. *Digital terrain modelling: A review of hydrological, geomorphological, and biological applications. Hydrological Processes*, v. 5, n. 1, 1991. p. 3-30. DOI: 10.1002/hyp.3360050103.

MORAES, D. S. DE L.; JORDÃO, B. Q. *Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. Revista de Saúde Pública*, v. 36, n. 3, 2002. p. 370-374. ISSN: 1518-8787.

MOREIRA, R. C.; GALVÃO, L. S. *Variation in spectral shape of urban materials. Remote Sensing Letters*, v. 1, n. 3, 2010. p. 149-158. DOI:10.1080/01431161003692032.

MORRISSEY, A. J.; BROWNE, J. *Waste management models and their application to sustainable waste management. Waste Management*, v. 24, n. 3, 2004. p. 297-308. DOI: 10.1016/j.wasman.2003.09.005.

MOTA, D. R.; TAKANO, M. S. M.; TACO, P. W. G. *Método de localização de estações ferroviárias urbanas com a técnica do diagrama de Voronoi: uma aplicação ao eixo sul de Brasília-Brasil*. In: XVIII Congresso Panamericano de Ingeniería de Tránsito Transporte y Logística - PANAM, 11-13 de junho de 2014, Santander, Espanha. **Proceedings...** Santander, Espanha: PANAM, 2014. 16 p.

MOTA, S. **Urbanização e meio ambiente**. 3. ed. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2003. 352 p. ISBN: 8570221339.

MOURA, A. C. M. *Aplicação do modelo de polígonos de Voronoi em estudos de áreas de influência de escolas públicas: estudo de caso em Ouro Preto – MG. Revista Brasileira de Estudos Regionais e Urbanos*, v. 3, n. 2, 2009. 25 p.

MOURA, L. A. A. **Economia Ambiental Gestão de Custos e Investimentos**. 4. ed. rev. ampl. São Paulo, SP: Editora Del Rey, 2011. 228 p. ISBN: 9788538401773.

MOURA, M. A. M.; FRANCO, D. A. S.; MATALLO, M. B. *Manejo integrado de macrófitas aquáticas*. Divulgação técnica. **Biológico**, São Paulo, v. 71, n. 1, 2009. p. 77-82.

MOURA, N. S. V.; BASSO, L. A. *Ocupação da terra e qualidade da água na periferia da Região Metropolitana de Porto Alegre, RS: o caso da Barragem Mãe d'Água. Pesquisas em Geociências*, v. 37, n. 3, 2011. p. 227-241. ISSN: 1807-9806.

MP – MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO, DESENVOLVIMENTO E GESTÃO. **Portal Brasileiro de Dados Abertos**. Brasília, DF: MP, 2016. Disponível em: <<http://dados.gov.br/dataset/unidades-basicas-de-saude-ubs>>.

MTE – MINISTÉRIO DO TRABALHO E EMPREGO. **Relação Anual de Informações Sociais – RAIS 2014**. Programa de Disseminação de Estatísticas do Trabalho (PDET). Porto Alegre, RS: MTE, 2015.

MUCELIN, C. A.; BELLINI, M. *Lixo e impactos ambientais perceptíveis no ecossistema urbano. Sociedade & Natureza*, Uberlândia, v. 20, n. 1, 2008. p. 111-124.

NARDI, F.; GRIMALDI, S.; SANTINI, M.; PETROSELLI, A.; UBERTINI, L. *Hydrogeomorphic properties of simulated drainage patterns using digital elevation models: the flat area issue. Hydrological Sciences Journal*, v. 53, n. 6, 2008. p.1176-1193. DOI: 10.1623/hysj.53.6.1176.

NASCIMENTO, V. F.; SOBRAL, A. C.; ANDRADE, P. R.; OMETTO, J. P. H. B.; YESILLER, N. *Modeling Environmental Susceptibility of Municipal Solid Waste Disposal Sites: A Case Study in São Paulo State, Brazil*. **Journal of Geographic Information System**, v. 9, 2017. p. 8-33. DOI: 10.4236/jgis.2017.91002.

NAVULUR, K. **Multispectral image analysis using the object-oriented paradigm**. Boca Raton, EUA: Taylor & Francis Group, 2006. 165 p. (Remote Sensing Applications Series). ISBN: 978-1420043068.

NETTO, A. L. C. *Hidrologia de encosta na interface com a geomorfologia*. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (org.) **Geomorfologia: Uma atualização de bases e conceitos**. p. 93-148. Rio de Janeiro, RJ: Bertrand Brasil, 2001. ISBN: 85-286-0326-1.

NEVES, M. G. F. P. **Quantificação de resíduos sólidos na drenagem urbana**. Porto Alegre, 2006. 227 p. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Curso de Pós-Graduação Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (PGRHSA). Porto Alegre, RS: UFRGS, 2006.

NEVES, M. G. F. P.; TUCCI, C. E. M. *Resíduos Sólidos na Drenagem Urbana: Aspectos Conceituais*. **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 3, 2008. p. 125-135.

NICHOL, J.; WONG, M. S. *Mapping urban environmental quality using satellite data and multiple parameters*. **Environment and Planning B: Planning and Design**, v. 36, n. 1, p. 170-185, 2009. DOI: 10.1068/b34034.

NOVAES, W. (coord.); RIBAS, O.; NOVAES, P. DA C. **Agenda 21 Brasileira, base para discussão**. Brasília, DF: MMA/PNUD, 2000. 196 p.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações**. 3. ed. São Paulo, SP: Edgard Blücher, 2007. 363 p.

O'CALLAGHAN, J. F.; MARK, D. M. *The extraction of drainage networks from digital elevation data*. **Computer Vision, Graphics, and Image Processing**, v. 28, n. 3, 1984. p. 323-344. DOI: 10.1016/S0734-189X(84)80011-0.

OFRJ – OBSERVATÓRIO DE FAVELAS DO RIO DE JANEIRO. *O que é favela, afinal?* In: SOUZA E SILVA, J. DE.; BARBOSA, J. L.; BITETI, M. O.; FERNANDES, F. L. (orgs.). **O que é favela, afinal?**. p. 21-23. Rio de Janeiro, RJ: Observatório de Favelas do Rio de Janeiro, 2009.

OLIVEIRA, A. L.; SILVEIRA, A. L. L.; SCHETTINI, E. B. C. 2005. *Captação e caracterização de resíduos sólidos de arroio urbano*. In: VI Encontro Nacional de Águas Urbanas – ENAU, 18-20 de maio de 2005, Belo Horizonte, MG. **Anais...** Porto Alegre, RS: ABRH, 2005.

OLIVEIRA, N. A. DA S. **A percepção dos resíduos sólidos (lixo) de origem domiciliar, no bairro Cajuru-Curitiba-PR: um olhar reflexivo a partir da educação ambiental**. Curitiba, 2006, 173 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná (UFPR), Pós-Graduação em Geografia Setor de Ciências da Terra. Curitiba, PR: UFPR, 2006.

ONOFRE, F. L. **Estimativa da geração de resíduos sólidos domiciliares**. João Pessoa, 2011. 100 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal da Paraíba (UFPB), Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana e Ambiental. João Pessoa, PB: UFPB, 2011.

ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Agenda 21**. Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (CNUMAD), Rio de Janeiro RJ, 1992. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/agenda-21-global>>.

ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Declaração de Estocolmo sobre o Meio Ambiente Humano de 1972**. 1972. Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/termisul/Corpus/ptEST.doc>>.

ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Our Common Future (“Relatório Brundtland”)**. Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, 1987. Disponível em: <<http://www.un-documents.net/wced-ocf.htm>>.

ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. PNUD – PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO. **Objetivos de Desenvolvimento do Milênio**. 2012. Disponível em: <<http://www.pnud.org.br/ODM.aspx>>. Acesso: 23 de maio de 2013.

OPENSHAW, S. **The modifiable areal unit problem**. Norwich, Inglaterra: Geo Books, 1984. 40 p. ISBN: 9780860941347. (Concepts and Techniques in Modern Geography, n. 38).

OUDA, O. K.M.; RAZA, S. A.; AL-WAKED, R.; AL-ASAD, J. F.; NIZAMI, A.-S. *Waste-to-energy potential in the Western Province of Saudi Arabia*. **Journal of King Saud University - Engineering Sciences**, v. 29, n. 3, 2017. p. 212-220. DOI: 10.1016/j.jksues.2015.02.002.

PACHECO, J. B. **Uso e ocupação da terra e a sustentabilidade ambiental da dinâmica fluvial das microbacias hidrográficas Zé Açú e Tracajá na Amazônia Ocidental**. Brasília, 2013. 210 p. Tese (Doutorado). Universidade de Brasília (UnB), Centro de Desenvolvimento Sustentável (CDS), Programa de Doutorado Interinstitucional em Desenvolvimento Sustentável – (DINTER/UnB), Universidade do Estado do Amazonas (UEA). Brasília, DF: UnB, 2013.

PACK, R. T.; TARBOTON, D. G.; GOODWIN, C. N. *The SINMAP Approach to Terrain Stability Mapping*. In: 8th Congress of the International Association of Engineering Geology, 21-25 de setembro de 1998, Vancouver, Canadá. **Proceedings...** Vancouver, Canadá: IAEG, 1998.

PADWICK, C.; DESKEVICH, M.; PACIFICI, F.; SMALLWOOD, S. *WorldView-2 Pan-Sharpening*. In: American Society of Photogrammetry and Remote Sensing 2010 Annual Conference, 26-30 de abril de 2010, San Diego, Califórnia, EUA. **Proceedings...** Bethesda, EUA: ASPRS, 2010.

PANAGIOTIDOU, N.; GEKAS, V.; STAVRAKAKIS, G. S. *Modelling of electrical energy recovery from urban solid waste system: The case of Chania – Crete – Greece*. In: 11th International Conference on Environmental Science and Technology – CEST, 3-5 de setembro de 2009, Chania, Greece. **Proceedings...** Atenas, Grécia: Global Network for Environmental Science and Technology (Global-NEST)/ University of the Aegean, 2009. p. 1375-1381. ISBN: 978-1-62748-420-6. [obs.: o nome da primeira autora e o título apresentavam erros na grafia que foram corrigidos].

PANAGIOTIDOU, N.; STAVRAKAKIS, G. S.; DIAKAKI, C. *Sustainable urban solid waste management planning with the use of an advanced interactive decision support system based on the PROMETHEE II method*. **International Journal of Decision Support Systems**, v. 1, n. 3, 2015. p. 294–324. DOI: 10.1504/IJDSS.2015.070173.

PARIZEAU, K.; MACLAREN, V.; CHANTHY, L. *Waste characterization as an element of waste management planning: Lessons learned from a study in Siem Reap, Cambodia*. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 49, n. 2, 2006. p. 110-128. DOI: 10.1016/j.resconrec.2006.03.006.

PCCIP - PRESIDENT'S COMMISSION ON CRITICAL INFRASTRUCTURE PROTECTION. **Critical Foundations: Protecting America's Infrastructures**. Washington, EUA: PCCIP, 1997. 197 p. Disponível em: <<http://www.iwar.org.uk/cip/resources/pccip/report.pdf>>.

PCI GEOMATICS ENTERPRISES INC. **PCI Geomatica-10**, version 10.3.1. Richmond Hill, Ontário, Canadá: PCI Geomatics Enterprises Inc., 2010.

PEDROSA, B. M.; CÂMARA, G. *Modelagem dinâmica: Conceitos básicos e exemplos de sistemas*. In: CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. V. (orgs.) **Introdução à Modelagem Dinâmica Espacial**. Cap. 1. São José dos Campos, SP: INPE, 2003.

PENIDO, C. **Desigualdade de renda e lixo doméstico: O poder explicativo da CKA**. Brasília, 2008. 92 p. Dissertação (Mestrado). Universidade de Brasília (UnB), Faculdade de Economia, Administração, Contabilidade e Ciência da Computação e Informação (FACE), Departamento de Economia. Brasília, DF: UnB, 2008.

PEREIRA, S. S.; MELO, J. A. B. DE. *Gestão dos resíduos sólidos urbanos em Campina Grande/PB e seus reflexos socioeconômicos*. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, Taubaté, v. 4, n. 4, 2008. p. 193-217.

PINHEIRO, T. S.; PROTA, R. B.; ROCHA, C. M. C.; CAVALCANTI, N. S.; EL-DEIR, G. S. *Proposta de Estruturação da Gestão de Resíduos Sólidos no Ambiente Corporativo*. In: 3rd International Workshop - Advances in Cleaner Production - "Cleaner Production Initiatives and Challenges for a Sustainable World", 18-20 de maio de 2011, São Paulo, Brasil. **Presented Papers...** São Paulo, SP: UNIP, 2011.

PINHO, C. M. D.; FONSECA, L. M. G.; KORTING, T. S.; ALMEIDA, C. M.; KUX, H. J. H. *Land-cover classification of an intra-urban environment using high-resolution images and object-based image analysis*. **International Journal of Remote Sensing**, v. 33, n. 19, 2012. p. 5973-5995. DOI: 10.1080/01431161.2012.675451.

PINHO, C. M. D.; SILVA, F. C.; FONSECA, L. M. G.; MONTEIRO, A. M. V. *Intra-Urban Land Cover Classification from High-Resolution Images Using the C4.5 Algorithm*. In: XXI Congress of the International Society for Photogrammetry and Remote Sensing - ISPRS, 3-11 de julho de 2008, Beijing, China. **Proceedings...** Beijing, China: National Geomatics Center of China (NGCC), 2008. p. 695-700.

PINHO, C. M. D.; UMMUS, M. E.; NOVACK, T. *Simulação do comportamento espectral de alvos urbanos em sensores multiespectrais*. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 25-30 de abril de 2009, Natal, PB. **Anais...** São José dos Campos, SP: INPE. 2009. p. 803-810.

PINHO, P. M.; GUNTHER, W. R. *Avaliação do inventário estadual de resíduos sólidos domésticos do estado de São Paulo*. In: IV Encontro da Associação Nacional de Pesquisa e Pós-Graduação em Ambiente e Sociedade – ENANPPAS, 4-6 de junho de 2008, Brasília. **Anais...** Brasília, DF: ANPPAS, 2008. p. 1-8.

PINO, F. A. *A questão da não normalidade: uma revisão*. **Revista de Economia Agrícola**, São Paulo, v. 61, n. 2, 2014. p. 17-33.

PLANCHON, O.; DARBOUX, F. *A fast, simple and versatile algorithm to fill the depressions of digital elevation models*. **Catena**, 46, n. 2-3, 2001. p. 159-176. DOI: 10.1016/S0341-8162(01)00164-3.

PMPA – PREFEITURA MUNICIPAL DE PORTO ALEGRE. DMLU – DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE LIMPEZA URBANA. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos – PMGIRS**. Volume 1 – Diagnóstico e Prognóstico. Porto Alegre, RS: PMPA/DMLU, 2013. 393 p.

PNUMA – PROGRAMA DE LAS NACIONES Unidas para el Medio Ambiente. CLAES – Centro Latino Americano de Ecología Social. **GEO Mercosur: Integración, Comercio y Ambiente**. Montevideú, Uruguai: PNUMA/CLAES, 2008. 188 p.

POLETO, C. *Alterações morfológicas em um canal fluvial urbano no contexto antrópico, social e ambiental: um estudo de caso*. **Acta Scientiarum – Technology**, Maringá, v. 33, n. 4, 2011. p. 357-364. DOI: 10.4025/actascitechnol.v33i4.8288.

_____. **Fontes potenciais e qualidade dos sedimentos fluviais em suspensão em ambiente urbano. Porto Alegre**. Porto Alegre, 2007. 137 p. Tese (Doutorado). Universidade Federal Rio Grande do Sul (UFRGS), Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Porto Alegre, RS: UFRGS, 2007.

POLZER, V. R. **Desafios e perspectivas rumo ao gerenciamento integrado de resíduos sólidos nas cidades brasileiras: contribuições a partir de estudos de caso europeus**. São Paulo, 2017. 249 p. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo). Universidade Presbiteriana Mackenzie (UPM). São Paulo, SP: UPM, 2017.

PORTAL BRASIL. MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Entenda as principais regras do Código Florestal**. Rev. 29 de julho de 2014. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/meio-ambiente/2012/11/entenda-as-principais-regras-do-codigo-florestal>>. Acesso: 31 de março de 2015.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. *Gestão de bacias hidrográficas*. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 22, n. 63, 2008. p. 43-60. DOI: 10.1590/S0103-40142008000200004.

PORTO, R. L.; ZAHED FILHO, K.; SILVA, R. M. DA. **Bacias Hidrográficas. Hidrologia Aplicada**. São Paulo, SP: USP / Escola Politécnica / Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, 1999. 35 p.

PORTO, R. L.; ZAHED FILHO, K.; TUCCI, C. E. M.; BIDONE, F. *Drenagem urbana*. In: Tucci, C. E. M. (org.) **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. p. 805-847. Porto Alegre, RS: Editora da UFRGS, 2009. 943 p. ISBN: 9788570259240. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos; 4).

PORTUGALI, J. **Self-organization and the Cities**. Berlim, Alemanha: Springer-Verlag, 2000. 352 p. ISBN 3540654836.

PRATA FILHO, D. A.; MACHADO, A. V. M. e IMBELLONI, R. S. *Gestão de resíduos sólidos em centros comerciais*. In: 27º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 28-30 de novembro de 2000, Porto Alegre, Brasil. **Programa & Resumos**. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2000.

PRATA FILHO, D. A.; SALES, D. DOS S. V.; MELLO, J. C. C. B. S. DE. *Aspectos arquitetônicos e gestão de resíduos sólidos em edifícios comerciais, visto sob a análise multicritério*. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - SIBESA, 1-5 de setembro de 2002, Vitória, Brasil. **Anais...** Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2002.

PROCHASKA, A. B.; SANTI, P. M.; HIGGINS, J. D.; CANNON, S. H. *Debris-flow runout predictions based on the average channel slope (ACS)*. **Engineering Geology**, v. 98, n. 1-2, 2008. p. 29-40. DOI: 10.1016/j.enggeo.2008.01.011.

PRODANOFF, J. H. A. **Avaliação da poluição difusa gerada por enxurradas em meio urbano**. Rio de Janeiro, 2005. 266 p. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE). Rio de Janeiro, RJ: UFRJ, 2005.

PUC-RJ – PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO DE JANEIRO; INPE – INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **InterIMAGE - Interpreting Images Freely, v.1.41**. [Software de processamento digital de imagens de satélites]. Rio de Janeiro, Brasil: PUC-RJ e INPE, 2012. Disponível em: <<http://www.lvc.ele.puc-rio.br/projects/interimage/>>.

PURCELL, M.; MAGETTE, W. L. *Prediction of household and commercial BMW generation according to socio-economic and other factors for the Dublin region*. **Waste Management**, v. 29, n. 4, 2009. p. 1237-1250. DOI: 10.1016/j.wasman.2008.10.011.

QUINN, P.; CHEVALLIER, P.; PLANCHON, O. *The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modelling using digital terrain models*. **Hydrological Processes**, v. 5, n. 1, 1991. p.59-79. DOI: 10.1002/hyp.3360050106.

RÁDIO GUAÍBA. **Prefeitura de Viamão desativa o último lixão a céu aberto da Região Metropolitana**. 22 de agosto de 2015. Disponível em: <<http://www.radioguaiba.com.br/noticia/prefeitura-de-viamao-desativa-amanha-o-ultimo-lixao-a-ceu-aberto-da-regiao-metropolitana/>>. Acesso em: 27 de setembro de 2015.

RAMALHO, D. S. *Degradação ambiental urbana e pobreza: a percepção dos riscos*. **Raízes**, v. 19, 1999. p. 16-30.

RANDERS, J. (ed.). **Elements of the System Dynamics Method**. Cambridge, EUA: Productivity Press, 1980.

RANGEL, M. L. **A Percepção sobre a água na paisagem urbana: bacia hidrográfica da Barragem Mãe D'Água - Região Metropolitana de Porto Alegre/RS**. Porto Alegre, 2008. 163 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Instituto de Geociências (IG), Programa de Pós-Graduação em Geografia (PPGEO). Porto Alegre, RS: UFRGS, 2008.

RASE, D. *Dealing with the modifiable areal unit problem: Spatial transformation methods for the analysis of geographic data*. In: EUROSTAT; DG AGRICULTURE; DG ENVIRONMENT; JOINT RESEARCH CENTER; EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (orgs.), **Towards agri-environmental indicators: Integrating statistical and administrative data with land cover information**. Topic report nº 6. p. 25-38. Copenhagen, Dinamarca: European Environment Agency, 2001. ISBN: 9291673242.

RAVALLION, M.; CHEN, S.; SANGRAULA, P. *Dollar a Day Revisited*. **World Bank Economic Review**, n. 23, v. 2, 2009. p. 163-184. DOI: 10.1093/wber/lhp007.

REIBEL, M., AGRAWAL, A. *Areal interpolation of population counts using preclassified land cover data*. **Population and Development Review**, v. 1, n. 2, 2007. p. 619-633. DOI: 10.1007/s11113-007-9050-9.

REICHENBACH, J. *Status and prospects of pay-as-you-throw in Europe – A review of pilot research and implementation studies*. **Waste Management**, v. 28, n. 12, 2008. p. 2809-2814. DOI: 10.1016/j.wasman.2008.07.008.

REICHERT, G. A. **Apoio à tomada de decisão por meio da avaliação do ciclo de vida em sistemas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos: o caso de Porto Alegre**. Porto Alegre, 2013. 276 p. Tese (Doutorado). Universidade Federal Rio Grande do Sul (UFRGS), Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Porto Alegre, RS: UFRGS, 2013.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEEIES, G. A.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)**. Washington, EUA: United States Department of Agriculture (USDA), Agricultural Research Service (ARS), 1997. 404 p. (Agriculture Handbook, 703).

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEEIES, G. A.; PORTER, J. P. *RUSLE: Revised universal soil loss equation*. **Journal of Soil and Water Conservation**, n. 1, v. 46, 1991. p. 30-33.

RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. Conceitos Básicos de Modelagem Hidrológica. In: CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. V. (orgs.) **Introdução À Modelagem Dinâmica Espacial**. Cap. 2. São José dos Campos, SP: INPE, 2003.

RESIRK, N. **Compressed aluminium-cans for recycling**. 2 de agosto de 2006. Disponível em: <<http://www.resirk.no/sw223.asp>>. Acesso: 4 de setembro de 2014.

RIBEIRO, B. M. G. **Avaliação das imagens WorldView-II para o mapeamento da cobertura do solo urbano utilizando o sistema InterIMAGE**. São José dos Campos, 2010. 177 p. INPE-16761-TDI/1689. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto. São José dos Campos, SP: INPE, 2010. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3826JHA>>.

RIBEIRO, B. M. G. *Identificação de Ocupações Irregulares em Áreas Urbanas Utilizando Imagens WorldView-2 e o Classificador por Árvore de Decisão - C4.5*. In: XVI Simposio Internacional SELPER, 29-3 outubro 2014, Medellín, Colômbia. **Memórias...** Bogotá, Colômbia: SELPER Capitulo Colombia, 2014. p. 1-21. Disponível em: <<http://selper.org.co/papers-XVI-Simposio/Fotogrametria-PDI-Fusion-de-datos/FP17-Identificacao-de-Ocupacoes-Irregulares-em-Areas-Urbanas.pdf>>.

RIBEIRO, B. M. G.; BOGGIONE, G. DE A.; FONSECA, L. M. G. *Simulação das bandas espectrais do sensor QuickBird-2 a partir do sensor WorldView-2*. In: XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 13-18 de abril de 2013, Foz do Iguaçu, PR. **Anais...** São José dos Campos, SP: INPE, 2013. p. 7981-7988. Disponível em: <<http://urlib.net/rep/3ERPFQRTRW34M/3E7GAA7?languagebutton=pt-BR>>.

RIBEIRO B. M. G., CORTELETTI L., LIMA L., MARASCHIN C. *Spatial Analysis of School Network Applying Configurational Models*. In: MURGANTE, B. ET AL. (eds.). **Computational Science and Its Applications – ICCSA, 2014**. Lecture Notes in Computer Science, LNCS v. 8582. p. 109-124. Cham, Suíça: Springer International Publishing, 2014. DOI: 10.1007/978-3-319-09147-1_9.

RIBEIRO, B. M. G.; FONSECA, L. M. G. *Evaluation of WorldView-2 Imagery for Urban Land Cover Mapping Using the InterIMAGE System*. In: 4th Conference on Geographic Object-Based Image Analysis – GEOBIA, 7-9 de maio de 2012, Rio de Janeiro, Brasil. **Proceedings...** São José dos Campos, SP: INPE, 2012. p. 431-436. Disponível em: <<http://mtc-m18.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m18/2012/05.18.16.56/doc/060.pdf?languagebutton=pt-BR>>.

RIBEIRO, B. M. G.; FONSECA, L. M. G. *Urban Land Cover Classification using WorldView-2 Images and C4.5 Algorithm*. In: Joint Urban Remote Sensing Symposium - JURSE, 21-23 de abril de 2013, São Paulo, Brasil. **Proceedings...** Piscataway, EUA: IEEE Computer Society, 2013. p. 250-253. Disponível em: <<http://mtc-m21b.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m21b/2013/11.26.17.00.32/doc/06550712.pdf?metadatarepository=&mirror=iconet.com.br/banon/2006/11.26.21.31>>.

RIBEIRO, B. M. G.; FONSECA, L. M. G.; KUX, H. J. H. *Mapeamento da cobertura do solo urbano utilizando imagens WorldView-II e o sistema InterIMAGE*. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 63, ed. esp., 2011. p. 51-63.

RIBEIRO, B. M. G.; KUX, H. J. H. *Classificação Orientada a Objeto para Mapeamento do Uso do Solo - Métodos de Análise de Expansão Urbana*. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 25-30 de abril de 2009, Natal, PB. **Anais...** São José dos Campos, SP: INPE. 2009. p. 7893-7900. Disponível em: <<http://mar.te.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.18.00.02.47/doc/7893-7900.pdf>>.

RIBEIRO, B. M. G.; MENDES, C. A. B. *Índice de Qualidade Ambiental Urbana: uma proposta metodológica aplicada a áreas urbanas de ocupação irregular*. In: XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 25-29 de abril de 2015, João Pessoa, PB. **Anais...** São José dos Campos, SP: MCT/INPE. 2015. p. 6550-6557. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2015/files/p1421.pdf>>.

RIBEIRO, L. C. DE Q.; RIBEIRO, M. G. (orgs). **Ibeu: índice de bem-estar urbano**. 1. ed. Rio de Janeiro, RJ: Letra Capital, 2013. 264 p. ISBN: 9788577852185.

RIBEIRO, B. M. G.; SERVELLO, E. L.; SAITO, E. A.; SILVA, F. F. DA; REIS, I. C. DOS; PANTOJA, N. V.; NASCIMENTO, R. F. F.; KUCK, T. N.; RENÓ, V. F. **Comportamento espectral de solos**. São José dos Campos, SP: INPE. 2008. 15 p.

RIO GRANDE DO SUL (Estado). **Lei Estadual nº 12.037, de 19 de dezembro de 2003**. Dispõe sobre a Política Estadual de Saneamento e dá outras providências. DOE, Atos do Governador, ano 62, n. 248, de 22/12/2003.

ROA, J. P. B.; IDE, L. D.; ARAÚJO, D. A.; SANTANA, M.; RUFINI, R. M.; TEIXEIRA, A. M. S. V.; BARROS, I. P. A. F. *Gestão de resíduos sólidos em estabelecimentos de hospedagem: estudo de caso em São João Del Rei – MG*. **Revista Vozes dos Vales**, n. 3, ano II, 2013.

ROBERTS, P.; SYKES, H. **Urban regeneration: a handbook**. Londres, Inglaterra: Sage Publications Ltd., 2000. 336 p. ISBN: 9780761967170.

ROBERTS, S. A.; HALL, G. B.; BOOTS, B. *Street Centreline Generation with an Approximated Area Voronoi Diagram*. In: FISHER, P.F. (eds.). **Developments in Spatial Data Handling**. 11th International Symposium on Spatial Data Handling. p. 435-446. Heidelberg, Berlim, Alemanha: Springer-Verlag, 2005. 676 p. DOI: 10.1007/3-540-26772-7_33.

ROBINSON, S. *Conceptual modelling for simulation Part I: definition and requirements*. **Journal of the Operational Research Society**, v. 59, n. 3. 2008. p 278–290. DOI: 10.1057/palgrave.jors.2602368.

ROCHA, P. S. DA. **Teoria de sistemas cinzas aplicada ao estudo de variáveis micrometeorológicas em uma região de cerrado no estado de Mato Grosso**. Cuiabá, 2013. 64 p. Tese (doutorado). Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Instituto de Física, Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental. Cuiabá, MT: UFMT, 2013.

ROLIM, R. G.; GUERRA, T. O Morro Santana e a Comunidade do Seu Entorno. In: 2º Congresso Internacional da Tecnologia para o Meio Ambiente, 28 a 30 de abril de 2010, Bento Gonçalves, Brasil. **Anais...** Bento Gonçalves, RS: ISAM/PROAMB, 2010. 4 p.

ROLNIK, R. *Exclusão territorial e violência*. **São Paulo em Perspectiva**, v. 13, n. 4, 1999. p. 100-111. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-88391999000400011>.

ROSA, W. DOS. S. **Análise quali quantitativa dos resíduos sólidos gerados no Condomínio Flamboyant na cidade de Governador Valadares**. Governador Valadares, 2014. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação – Tecnologia em Gestão Ambiental). Instituto Federal Minas Gerais (IFMG), Campus de Governador Valadares. Governador Valadares, MG: IFMG, 2014.

ROSEMBACK, R. G. **Diagnóstico da situação habitacional em 2010 da demanda demográfica por habitação em 20 anos no espaço intraurbano do litoral norte paulista**. Belo Horizonte, 2016. 134 f. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional (CEDEPLAR). Belo Horizonte, MG: UFMG, 2016.

ROSENFELD, G. H.; FITZPATRICK-LINS, K. *A Coefficient of Agreement as a Measure of Thematic Classification Accuracy*. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 52, n. 2, p. 223-227. 1986.

ROSIM, S.; MONTEIRO, A. M. V.; RENNÓ, C. D.; SOUZA, R. C. M.; SOARES, J. V. *TerraHidro - uma plataforma computacional para o desenvolvimento de aplicativos para a análise integrada de recursos hídricos*. In: XXI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 5-10 de abril de 2003, Belo Horizonte, MG. **Anais...** São José dos Campos, SP: INPE, 2003. p. 2589-2596.

ROSSITER, D. G. **Technical Note: Statistical methods for accuracy assessment of classified thematic maps**. University of Twente. Faculty of Geo-Information Science & Earth Observation (ITC). Department of Earth Systems Analysis. Enschede, Holanda: University of Twente, 2014.

ROTTENSTEINER, F.; TRINDER, J.; CLODE, S.; KUBIK, K. *Using the Dempster-Shafer method for the fusion of LiDAR data and multi-spectral images for building detection*. **Information Fusion**, v. 6, n. 4, 2005. p. 283-300. DOI: 10.1016/j.inffus.2004.06.004.

SALLES, A. R. **Relatório Mensal – Coleta Regular Urbana e Rural – Março/2017**. n. 0033, 7 de abril de 2017. Prefeitura Municipal de Viamão (PMV). Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMMA). Viamão, RS: PMV/SMMA, 2017. 7 p.

SALLES, A. [SILVA, A. S. DA] **Resíduos sólidos drenados em sub-bacia hidrográfica urbana em Santa Maria – RS**. Santa Maria. 144 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Santa Maria, RS: UFSM, 2010.

SALLES, A. [SILVA, A. S. DA]; SILVEIRA, G. L.; WOLF, D. B.; CRUZ, J. C. *Captura de Resíduos Sólidos Drenados em uma Bacia Hidrográfica Urbana*. **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 4, 2011. p. 149-155.

SALLES, A.; WOLF, D. B.; SILVEIRA, G. L. *Solid wastes drained in a urban river sub-basin*. **Urban Water Journal**, v. 9, n.1, 2012. p. 21-28. DOI: 10.1080/1573062X.2011.633612.

SAMUEL, P. R. S. *Educação Ambiental na Bacia da barragem Mãe D'Água: Instrumento de Transformação da Percepção Ambiental das Crianças*. In: 27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 15 a 19 de setembro de 2013, Goiânia, Brasil. **Anais...** Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2013.

SAMUEL, P. R. S.; SANTOS, K. B.; SARAIVA, C. T. H.; CAMPANI, D. B. *A Educação Ambiental na sub-bacia da barragem Mãe D'água*. In: 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 4 a 8 de outubro de 2015, Rio de Janeiro, Brasil. **Anais...** Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2015.

SAMUEL, P. R. S.; VENTURA, L. R. F.; CAMPANI, D. B. *As questões ambientais como fator de sensibilização no ambiente escolar*. In: 10º Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, 19 e 21 de outubro de 2016, Porto Alegre, Brasil. **Anais...** Porto Alegre, RS: ABES, 2016.

SANTOS, F. P.; SOUZA, L. B. *Percepção da qualidade ambiental urbana dos moradores do Bairro Jardim das Oliveiras em Luís Eduardo Magalhães - BA*. **Interface**, n. 6, maio de 2013. 8 p.

SANTOS, Gilberto. Diretor Técnico da Secretaria Municipal de Planejamento Urbano e Habitação (SMPUH), Prefeitura Municipal de Viamão (PMV). **Áreas de ocupação ilegal (em situação irregular de posse) na Bacia Mãe D'Água**. Comunicação pessoal em 29 de maio de 2015. Viamão, RS: SMPUH, 2015.

SANTOS, L. B. L.; LINHARES, C. A. *ArcGis, IDL-HAND e TerraHidro: avaliando eficácia e eficiência na delimitação de bacias hidrográficas usando diferentes fontes de dados altimétricos*. In: I Congresso Brasileiro sobre Desastres Naturais, 14-17 de maio de 2012, Rio Claro, Brasil. **Anais...** Rio Claro, SP: IGCE/UNESP, 2012. 10 p. ISBN: 9788561203184.

SÃO PAULO (Estado). SMDU – SECRETARIA MUNICIPAL DE DESENVOLVIMENTO URBANO. **Manual de drenagem e manejo de águas pluviais: aspectos tecnológicos; diretrizes para projetos**. São Paulo: SMDU, 2012. 128 p. 3 v.

SARCINELLI, O.; MARQUES, J. F.; ROMEIRO, A. R. *Custo de Adequação Ambiental das Áreas de Vegetação Ripária: estudo de caso na Microbacia do Córrego Oriçanguinha*. **Informações Econômicas**, v. 38, n. 10, out. 2008. p. 70-79.

SCHREIER, H.; BROWN, S. B. *Scaling issues in watersheds assessments*. **Water Policy**, v. 3, n. 6, 2002. p. 475-489. DOI: 10.1016/S1366-7017(02)00012-0.

SCHOWENGERDT, R. A. **Remote sensing: models and methods for image processing**. 3. ed. San Diego, EUA: Academic Press, 2007. 515 p. ISBN: 9780123694072.

SCHÄFFER, W. B.; ROSA, M. R.; AQUINO, L. C. S. DE; MEDEIROS, J. DE D. **Áreas de Preservação Permanente e Unidades de Conservação & Áreas de Risco. O que uma coisa tem a ver com a outra? Relatório de Inspeção da área atingida pela tragédia das chuvas na Região Serrana do Rio de Janeiro**. Brasília: MMA, 2011. 96 p. ISBN 978-85-7738-155-5. (Série Biodiversidade, 41).

SCHIAVI, C. S.; CAMPANI, D.; SAMUEL, P. R. S. 2012a. *Difusão da ciência no meio escolar: educação ambiental na Vila Santa Isabel*. In: XXXIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 3 a 7 de junho 2012, Salvador, Brasil. Educación y Recursos Humanos: formación, gestión y capacitación de personas y educación ambiental, 2012. **Anais...** Porto Alegre, RS: ABES, 2012. 19 p.

SCHIAVI, C. S.; CAMPANI, D.; SAMUEL, P. R. S. ALMEIDA, C. F.; KAYSER, R. H. B. 2012b. *Educação ambiental na Bacia Hidrográfica da Barragem Mãe D'Água: divulgação da ciência no meio escolar*. In: 3º Congresso Internacional da Tecnologia para o Meio Ambiente, 25 a 27 de abril de 2012, Bento Gonçalves, Brasil. **Anais...** Bento Gonçalves, RS: ISAM/PROAMB, 2012. 8 p.

SCHUMM, S. A. *Sinuosity of alluvial rivers on the great plains*. **Geological Society of America Bulletin**. v. 74, n. 9, 1963. p. 1089-1100. DOI: 10.1130/0016-7606(1963)74[1089:SOAROT]2.0.CO;2.

SCUDINO, P. A. A **Utilização de Alguns Testes Estatísticos para Análise da Variabilidade do Preço do Mel nos Municípios de Angra dos Reis e Mangaratiba, Estado do Rio de Janeiro**. Seropédica, 2008. 51 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), Instituto de Ciências Exatas. Seropédica, RJ: UFRRJ, 2008.

SEDGEWICK, R. **Algorithms in C++**. Boston, EUA: Addison-Wesley Longman Publishing Co., 1992. ISBN: 0-201-51059-6.

SEIBERT, J.; McGLYNN, B. L. *A new triangular multiple flow direction algorithm for computing upslope areas from gridded digital elevation models*. **Water Resources Research**, v. 43, n. 4, 2007. Technical Note W04501, 8 p. DOI: 10.1029/2006WR005128.

SEN, A. K. **Sobre ética e economia**. Tradução: LAURA TEIXEIRA MOTTA. Título do original: *On ethics and economics*. São Paulo, SP: Companhia das Letras, 1999. 144 p. ISBN: 9788571649217.

SES-RS/NIS. SECRETARIA ESTADUAL DA SAÚDE DO RIO GRANDE DO SUL. NÚCLEO DE INFORMAÇÕES EM SAÚDE. **Sistema de Informações de Nascidos Vivos (SINASC)**. Dados de acesso e uso restritos. Julho de 2016. Porto Alegre, RS: SES, 2016.

SGRI – SECRETARIA DE GESTÃO E RELAÇÕES INSTITUCIONAIS. PREFEITURA MUNICIPAL DE VIAMÃO – PMV. **Dados cadastrais**. Dados de acesso e uso restritos. Julho de 2016. Viamão, RS: SGRI, 2016.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. *An analysis of variance test for normality (complete samples)*. **Biometrika**, v. 52, n. 3-4, 1965. p. 591-611. DOI: 10.2307/2333709.

SHREVE, R. L. *Infinite topologically random channel networks*, **Journal of Geology**, v. 75, n. 2, 1967. p. 178-186. JSTOR: <http://www.jstor.org/stable/30066047>.

SHUSTER, W. D.; BONTA, J.; THURSTON, H.; WARNEMUENDE, H.; SMITH, D. R. *Impacts of impervious surface on watershed hydrology: A review*. **Urban Water Journal**, v. 2, n. 4, 2005. p. 263-275, DOI: 10.1080/15730620500386529.

SILVA; R. R. DA; BACHA, C. J. C. *Polígonos de Voronoi como alternativa aos problemas das Áreas Mínimas Comparáveis: uma análise das mudanças populacionais na Região Norte do Brasil*. **Revista Brasileira de Estudos de População**, Rio de Janeiro, v. 28, n. 1, 2011. p. 133-151. DOI: 10.1590/S0102-30982011000100007.

SILVEIRA, G. L. DA. (coord.) **Relatório do Projeto Bacia Escola Urbana. Relatório Técnico CNPq Processo Filho: nº 133536/2007-6**, não publicado. Grupo de Pesquisa Gestão de Recursos Hídricos, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) e do curso de Engenharia Ambiental, Centro Universitário Franciscano (UNIFRA). Santa Maria, RS: UFSM e UNIFRA, 2007. 115 p.

SINGH, D.; SATIJA, A. *Prediction of municipal solid waste generation for optimum planning and management with artificial neural network—case study: Faridabad City in Haryana State (India)*. **International Journal of System Assurance Engineering and Management**, maio de 2016. p. 1-7. DOI: 10.1007/s13198-016-0484-5.

SIVAPALAN, M.; JOTHITYANGKON, C.; MENABDE, M. *Linearity and nonlinearity of basin response as a function of scale: Discussion of alternative definitions*. **Water Resources Research**, v. 38, n. 2, 2002. P. 4-1 – 4-5. DOI: 10.1029/2001WR000482.

SKRABE, E. S.; COSTA, A. A.; FREITAS, C.; PALMA, C. B.; SILVA, C. M. DA; CUNHA, J.; KAMINSKI, L. A.; LEAL, M. G.; GARBIN, M. L.; HASPER, T. O. B.; BOTH, R.; FORNECK, E. D.; PORTO, M. L.; GUERRA, T. *Diagnóstico ambiental e proposta de recuperação da bacia da represa Mãe D'Água, Morro Santana, Porto Alegre, Viamão, RS*. In: XIV Salão de Iniciação Científica da UFRGS, Porto Alegre, RS, 2002. **Livro de resumos...** Porto Alegre, RS: UFRGS, 2002.

SMIRNOV, N. *Table for estimating the goodness of fit of empirical distributions*. **The Annals of Mathematical Statistics**, Durham, v. 19, n. 2, 1948. p. 279-281. JSTOR: <http://www.jstor.org/stable/2236278>.

SMMA – SECRETARIA MUNICIPAL DE MEIO AMBIENTE. PREFEITURA MUNICIPAL DE VIAMÃO – PMV. DEPARTAMENTO ATERRO SANITÁRIO. **Relatório de pesagem [de resíduos sólidos]**. 01/07/2014 a 31/06/2015. Viamão, RS: PMV/SMMA, 2015. 116 p.

SMMA – SECRETARIA MUNICIPAL DE MEIO AMBIENTE. PREFEITURA MUNICIPAL DE VIAMÃO – PMV. **Monitoramento de veículos de limpeza urbana. Banco de dados**. 3 de maio de 2017. Viamão, RS: PMV/SMMA, 2017.

SMPUH – SECRETARIA MUNICIPAL DE PLANEJAMENTO, URBANISMO E HABITAÇÃO. PREFEITURA MUNICIPAL DE VIAMÃO – PMV. **Dados cadastrais**. Dados de acesso e uso restritos. Maio de 2015. Viamão, RS: SMPUH, 2015.

SOUZA, I. M. **Análise do espaço intra-urbano para estimativa populacional intercensitária utilizando dados orbitais de alta resolução espacial**. São José dos Campos, 2003. 104 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Planejamento Urbano e Regional (PLUR), Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento (IPD), Universidade do Vale do Paraíba (UNIVAP). São José dos Campos, SP: UNIVAP, 2003.

SOUZA, K. S. **Estudo da relação entre a geração de resíduos sólidos domiciliares e o consumo de água e energia elétrica: alternativas de tarifação da coleta de resíduos sólidos**. Florianópolis, 2012, 180 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis, SC: UFSC, 2012.

SOUZA, M. L. **Mudar a Cidade: uma introdução crítica ao planejamento e à gestão urbana**. 2. ed. Rio de Janeiro, RJ: Bertrand do Brasil, 2002. 556 p.

SOUZA E SILVA, J. DE. *Um espaço em busca de seu lugar: as favelas para além dos estereótipos*. **Território Territórios**. Niterói, RJ: Editora UFF, 2002. p. 107-125.

SPEARMAN, C. *The Proof and Measurement of Association between Two Things*. **The American Journal of Psychology**, v. 15, n. 1, 1904. p. 72-101. JSTOR: <http://www.jstor.org/stable/1412159>.

STEINER, P. A. **Gestão de resíduos sólidos em centros comerciais do Município de Curitiba - PR**. Curitiba, 2010. 179 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná (UFPR), Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Curitiba, PR: UFPR, 2010.

STOELBEN, D. C. **Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos no sistema de coleta seletiva solidária em Santa Cruz do Sul - RS**. Santa Cruz do Sul, 2013. 58 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação). Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), Engenharia Ambiental. Santa Cruz do Sul, RS: UNISC, 2013.

STORY, M.; CONGALTON, R. G. *Accuracy assessment: A user's perspective*. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 52, n. 3, p. 397-399. 1986.

STRAHLER, A. N. *Hypsometric (area-altitude) analysis and erosional topography*. **Geological Society of America Bulletin**, v. 63, n. 11, 1952. p. 1117-1142. DOI: 10.1130/0016-7606(1952)63[1117:HAAOET]2.0.CO;2.

STRECK, E. V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R. S. D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P. C. DO; SCHNEIDER, P.; GIASSON, E.; PINTO, L. F. S. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2. ed. Porto Alegre, RS: EMATER/RS; Editora da UFRGS, 2008. 222 p. ISBN: 978-85-98842-04-2.

SUDHIR, V.; SRINIVASAN, G.; MURALEEDHARAN, V. R. *Planning for sustainable solid waste management in urban India*. **System Dynamics Review**, v. 13, n. 3, 1997. p. 223-246. DOI: 10.1002/(SICI)1099-1727(199723)13:3<223::AID-SDR127>3.0.CO;2-Q.

SUGUIO, K.; BIGARELLA, J. J. **Ambiente Fluvial**. Curitiba, PR: Editora da Universidade Federal do Paraná (UFPR), 1979. 183 p.

SON, L. H. *Optimizing Municipal Solid Waste collection using Chaotic Particle Swarm Optimization in GIS based environments: A case study at Danang city, Vietnam*. **Expert Systems with Applications**, v. 41, n. 18, 2014. p. 8062-8074. DOI: 10.1016/j.eswa.2014.07.020.

STARFIELD, A. M.; SMITH, K. A.; BLELOCH, A. L. **How to model it: Problem solving for the computer age**. New York, EUA: McGraw-Hill Inc., 1990. 206 p. ISBN: 9780070058972.

TAKAHASHI, T. **Debris flow**. Roterdã, Holanda: International Association for Hydraulics Research, 1991. 165 p. (Monograph Series).

TANSKANEN, J.-H. *Strategic planning of municipal solid waste management*. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 30, n. 2, 2000. p. 111-133. DOI: 10.1016/S0921-3449(00)00056-2.

TARBOTON, D. G. *A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models*. **Water Resources Research**, v. 33, n. 2, 1997. p.309-319. DOI: 10.1029/96WR03137.

TARBOTON, D. G.; BRAS, R. L.; RODRIGUEZ-ITURBE, I. *On the Extraction of Channel Networks from Digital Elevation Data*. **Hydrological Processes**, v. 5, 1991. p. 81-100. DOI: 10.1002/hyp.3360050107.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues**. New York, EUA: McGraw-Hill, 1993. 978 p. ISBN: 9780070632370. (McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering).

TOLMASQUIM, M. T. **O crescimento recente do Consumo Residencial de Energia Elétrica na Região Nordeste**. Nota Técnica DEN 04/08. Rio de Janeiro, RJ: EPE, 2008. 27 p.

TOMÁS, L. R. **Inferência populacional urbana baseada no volume de edificações residenciais usando imagens IKONOS-II e dados LiDAR**. São José dos Campos, 2010. 108 p. INPE-16712-TDI/1651. Tese (Doutorado). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto. São José dos Campos, SP: INPE, 2010.

TOMMASELLI, A. M. G. *Um estudo sobre as técnicas de varredura a laser e fotogrametria para levantamentos 3D a curta distância*. **Geodésia online**, Florianópolis, v. 4, n. 1, 2003. p. 1-16.

TÖNJES, R.; GROWE, S.; BÜCKNER, J.; LIEDTCKE, C.-E. *Knowledge-based interpretation of remote sensing images using semantic nets*. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 65, n. 7, 1999. p. 811-821.

TOUTIN, T. *Review article: geometric processing of remote sensing images: models, Algorithms and Methods*. **International Journal of Remote Sensing**, v. 25, n. 10, 2004. p. 1893-1924. DOI: 10.1080/0143116031000101611.

TRALHÃO, L.; COUTINHO-RODRIGUES J.; ALÇADA-ALMEIDA, L. *A multiobjective modeling approach to locate multi-compartment containers for urban-sorted waste*. **Waste Management**, v. 30, n. 12, 2010. p. 2418-2429. DOI: 10.1016/j.wasman.2010.06.017.

TRENTIN, A. W. S. **Diagnóstico e avaliação do ciclo de vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de Santa Cruz do Sul-RS**. Santa Cruz do Sul, 2015. 114 p. Dissertação (mestrado). Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental. Santa Cruz do Sul, RS: UNISC, 2015.

TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de Água**. 3. ed. São Paulo, SP: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006. 643 p. ISBN: 85-900823-6-9.

TUCCI, C. E. M. *Águas urbanas*. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, 2008. p. 97-112. DOI: 10.1590/S0103-40142008000200007.

_____. 2009a. *Controle de Enchentes*. In: Tucci, C. E. M. (org.) **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. p. 621-658. Porto Alegre, RS: Editora da UFRGS, 2009. 943 p. ISBN: 9788570259240. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos; 4).

_____. 2009b. **Hidrologia, ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre, RS: Editora da UFRGS, 2009. 943 p. ISBN: 9788570259240. (Coleção ABRH de recursos hídricos; 4).

_____. **Modelos hidrológicos**. 2. ed. Porto Alegre, RS: Editora da UFRGS, 2005. 678 p. ISBN: 8570258232.

TUCCI, C. E. M.; COLLISCHONN, W. *Drenagem urbana e controle de erosão*. In: TUCCI, C. E. M.; MARQUES, D. M. (org.). **Avaliação e controle da drenagem urbana**. 1. ed. p. 119-127. Porto Alegre, RS: Editora da UFRGS, 2000.

TUCCI, C. E. M.; MENDES, C. A. B. **Avaliação Ambiental Integrada de Bacias Hidrográficas**. Projeto de Instrumentos de Gestão Ambiental (PROGESTÃO). Programa de Proteção e Melhoria da Qualidade Ambiental (PQA) 2. ed. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente (MMA), 2006. 302 p. ISBN: 85-7738-047-5.

TUDOR, D. T.; WILLIAMS, A. T. **Investigation of litter problems in the Severn estuary / Bristol Channel area**. R&D Technical Report E1-082/TR2001. Bath Spa University College. Bristol, Reino Unido: Environment Agency, 2001. 301 p. ISBN: 1857056396.

TUNDISI, J. G. **Limnologia no Século XXI: perspectivas e desafios**. São Carlos, SP: Instituto Internacional de Ecologia, 1999. 24 p.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; GALLI, C. S. (eds.). **Eutrofização na América do Sul: causas, conseqüências e tecnologias para gerenciamento e controle**. São Carlos, SP: IIE/ABC/IAP-São Carlos, 2006. 531 p.

UFRGS – UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL; PUC-RS – PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL. **Marco Conceitual. Programa de Revitalização da Bacia do Arroio Dilúvio: um futuro possível**. 2010. Rev. 7 de agosto de 2012. Disponível em: <<http://www.sengers.org.br/site/arquivos/upload/MARCO%20CONCEITUAL.pdf>>. Acesso: 14 de março de 2014.

UN – UNITED NATIONS. DEPARTMENT OF ECONOMIC AND SOCIAL AFFAIRS, POPULATION DIVISION. **World Urbanization Prospects: The 2014 Revision**. United Nations publication, ST/ESA/SER.A/361, 2014.

UN-HABITAT – UNITED NATIONS HUMAN SETTLEMENTS PROGRAMME. *Case Study Highlights - São Paulo, Brazil. Part IV - Summary of City Case Studies*. In: UN-HABITAT, **The challenge of slums: global report on human settlements**. Londres, Inglaterra: Earthscan Publications Ltd, 2003. 310 p. Disponível em: <<http://www.unhabitat.org/downloads/docs/GRHS.2003.6.pdf>>. Acesso: 14 de maio de 2013.

_____. **The Global Campaign on Urban Governance**. 2. ed. Março de 2002. Disponível em: <<http://unhabitat.org/books/global-campaign-on-urban-governance-the/>>. Acesso: 27 de julho de 2014.

UNGARETTI, A. R. **Perspectiva socioambiental sobre a disposição de resíduos sólidos em arroios urbanos. Um estudo na sub-bacia hidrográfica Mãe D'Água no Município de Viamão – RS**. Porto Alegre, 2010. 245 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rio Grande do Sul (UFRGS), Faculdade de Arquitetura, Programa de Pós-Graduação em Planejamento Urbano e Regional (PROPUR). Porto Alegre, RS: UFRGS, 2010.

VALENCIA, A. C. B. **Modelo para a determinação da afluição dos resíduos sólidos ao sistema de drenagem urbana: estudo de caso em Belo Horizonte**. Belo Horizonte, 2016. 111 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Escola de Engenharia. Belo Horizonte, MG: UFMG, 2016.

VALERIANO, M. M. *Dados topográficos*. In: FLORENZANO, T. G. (org.). **Geomorfologia, conceitos e tecnologias atuais**. Cap. 3., p. 72-104. São Paulo, SP: Oficina de Textos, 2008. 320 p. ISBN: 9788586238659.

_____. **Modelo digital de elevação com dados SRTM disponíveis para a América do Sul**. São José dos Campos, SP: INPE / Coordenação de Ensino, Documentação e Programas Especiais, 2004. 72 p. INPE-10550-RPQ/756.

VERTESSY, R. A.; HATTON, T. J.; O'SHAUGHNESSY, P. J.; JAYASURIYA, M. D. A. *Predicting water yield from a mountain ash forest catchment using a terrain analysis based catchment model*. **Journal of Hydrology**, v. 150, n. 2-4, 1993. p. 665-700. DOI:10.1016/0022-1694(93)90131-R.

VIAMÃO. **Lei de Parcelamento do Solo Urbano**. Lei Municipal nº 2.520, de 8 de julho de 1996. Dispõe sobre o parcelamento do solo urbano, dá outras providências e revoga a Lei nº 2.018/89. **Diário Oficial**. Viamão, 1996.

_____. 2013a. **Lei de Uso e Ocupação do Solo**. Rev. 09/2014. Viamão, RS: Prefeitura Municipal de Viamão / Ambientiva Consultoria Ambiental Ltda., 2014. 161 p.

_____. 2013b. **Plano Diretor de Viamão**. Lei Municipal nº 4.177, de 23 de dezembro de 2013. Dispõe sobre as diretrizes para implementação do uso e ocupação do solo do município de Viamão. **Diário Oficial**. Viamão, 2013.

_____. 2014a. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos – PMGIRS. Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos**. Rev. 09/2014. Viamão, RS: Prefeitura Municipal de Viamão / Ambiativa Consultoria Ambiental Ltda., 2014. 161 p.

_____. 2014b. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos – PMGIRS. Prognóstico do manejo de resíduos sólidos**. Rev. 09/2014. Viamão, RS: Prefeitura Municipal de Viamão / Ambiativa Consultoria Ambiental Ltda., 2014. 100 p.

_____. 2014c. **Plano Municipal de Saneamento de Viamão. Tomo V – Limpeza Urbana e Manejo de Resíduos Sólidos. Produto 1 - Diagnóstico dos Serviços de Saneamento do Município**. Contrato nº 43/2014. Rev. 07/2014. Viamão, RS: Prefeitura Municipal de Viamão / MJ Engenharia, 2014. 88 p.

_____. 2015a. **Lei de Limpeza Urbana**. Lei Municipal nº 4.383, de 21 de julho de 2015. Institui a lei municipal de limpeza urbana de Viamão e dá outras providências. **Diário Oficial**. Viamão, 2015.

_____. 2015b. **Política Municipal de Saneamento Básico e de Resíduos Sólidos Urbanos**. Lei Municipal nº 4.374, de 9 de julho de 2015. Institui a política municipal de saneamento básico e de resíduos sólidos urbanos de Viamão/RS. **Diário Oficial**. Viamão, 2015.

_____. **Viamão conquista Licença de Operação para Recuperação do Aterro**. Notícias. 14/02/2017. Disponível em: <<https://www.viamao.rs.gov.br/portal/noticias/0/3/2807/Viam%C3%A3o-conquista-Licen%C3%A7a-de-Opera%C3%A7%C3%A3o-para-Recupera%C3%A7%C3%A3o-do-Aterro>>.

VIANA, A. M.; FERREIRA, R. C. F.; SUERTEGARAY, D. M. A. *Estudo preliminar do processo de assoreamento e formação de depósitos tecnogênicos: represa no IPH/UFRGS*. In: SUERTEGARAY, D. M. A.; BASSO, L. A.; VERDUM, R. (orgs.). **Ambiente e lugar no urbano: a Grande Porto Alegre**. p. 161-183. Porto Alegre, RS: Editora da UFRGS, 2000. ISBN: 85-7025-587-X.

VICENTINI, F.; GIUSTI, A.; ROVETTA, A.; FAN, X.; HE, Q.; ZHU, M.; LIU, B. *Sensorized waste collection container for content estimation and collection optimization*. **Waste Management**, v. 29, n. 5, 2009. p. 1467-1472. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2008.10.017>.

VIJAY, R.; GUPTA, A.; KALAMDHAD, A. S.; DEVOTTA, S. *Estimation and allocation of solid waste to bin through geographical information systems*. **Waste Management & Research**, v. 23, 2005. p. 479-484. DOI: 10.1177/0734242X05057763.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo, SP; McGrall Hill do Brasil, 1975. 245 p. ISBN: 9780070901490.

VON SPERLING, E. *Considerações sobre a saúde de ambientes aquáticos*. **Bio / Encarte Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 2, n. 3, mai-jun 1993. p. 53-56. ISSN: 0103-5134.

VSC – VICTORIA STORMWATER COMMITTEE. **Urban Stormwater: Best Practice Environmental Management Guidelines**. Collingwood, Austrália: CSIRO Publishing, 1999. 320 p. Disponível em: <<http://www.publish.csiro.au/pid/2190.htm>>.

WALLING, D. E. *The sediment delivery problem*. **Journal of Hydrology**. v. 65, n. 1-2, 1983. p. 209-237. DOI: 10.1016/0022-1694(83)90217-2.

WARTCHOW, D.; PASSUELLO, R. F. Planejamento do saneamento básico em bacias hidrográficas urbanas degradadas: estudo de caso Mãe D'Água. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos - SBRH, 17-22 de novembro de 2013, Bento Gonçalves, RS. **Anais...** Porto Alegre, RS: ABRH, 2013.

WASSERMAN, S.; FAUST, K. **Social network analysis: methods and applications**. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press, 1994. 857 p. ISBN: 978-0521387071.

WHITE, P. A.; RASMUSSEN, J. B. *The genotoxic hazards of domestic wastes in surface waters*. **Mutation Research** v. 410, n. 3, 1998. p. 233-236. DOI: 10.1016/S1383-5742(98)00002-7.

WHITEHEAD, P. G.; ROBINSON, M. *Experimental basin studies: an international and historic perspective of forest impacts*. **Journal of Hydrology**, v. 145, n. 3-4, 1993. p. 217-230. DOI: 10.1016/0022-1694(93)90055-E.

WILSON, J. P.; AGGETT, G.; DENG, Y.; LAM, C. S. *Water in the Landscape: A Review of Contemporary Flow Routing Algorithms*. In: ZHOU, Q.; LEES, B.; TANG, G. **Advances in Digital Terrain Analysis**. Cap. 3., p. 213-236. Berlim, Heidelberg, Alemanha: Springer-Verlag, 2008. 462 p. ISBN: 9783540778004. DOI: 10.1007/978-3-540-77800-4. (Lecture Notes in Geoinformation and Cartography Series).

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting Rainfall-Erosion Losses: Guide to Conservation Planning**. Washington, EUA: United States Department of Agriculture (USDA), Agricultural Research Service (ARS), 1978. 61 p. (Agriculture Handbook, 537).

WOLFF, D. B.; GONCALVES, I. H.; GASTALDINI, M. DO C. C.; SOUZA, M. M. DE. *Resíduos sólidos em um sistema de drenagem urbana no município de Santa Maria (RS)*. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 1, 2016. p.151-158. DOI: 10.1590/S1413-41520201600100132089.

WORLD BANK. **World Development Indicators 2015**. Washington, EUA: World Bank, 2015. 142 p. DOI: 10.1596/978-1-4648-0440-3.

WRIGHT, J. K. *A method of mapping densities of population with Cape Cod as an example*. **Geographical Review**, v. 26, n. 1, 1936. p. 103-110. DOI: 10.2307/209467.

WU, S.; QIU, X.; WANG, L. *Population estimation methods in GIS and remote sensing: a review*. **GIScience and Remote Sensing**, v. 42, n. 1, 2005. p. 80-96. DOI: 10.2747/1548-1603.42.1.80.

XAVIER-DA-SILVA, J. *O que é Geoprocessamento?* **Revista CREA RJ**, Rio de Janeiro, p. 42-44, 30 de outubro de 2009.

XIAO, L.; LIN, T.; CHEN, S.; ZHANG, G.; YE, Z.; YU, Z. *Characterizing Urban Household Waste Generation and Metabolism Considering Community Stratification in a Rapid Urbanizing Area of China*. **PLoS ONE**, v. 10, n. 12, e0145405, 2015. 16 p. DOI: 10.1371/journal.pone.0145405.

XU, L.; GAO, P.; CUI, S.; LIU, C. *A hybrid procedure for MSW generation forecasting at multiple time scales in Xiamen City, China*. **Waste Management**, v. 33, n. 6, 2013. p. 1324-1331. DOI: 10.1016/j.wasman.2013.02.012.

YASSUDA, E. R. *Gestão de recursos hídricos: fundamentos e aspectos institucionais*. **Revista de Administração Pública**, v. 27, n. 2, p. 5-18, 1993.

YIN, R. K. **Estudo de caso: planejamento e métodos**. 2. ed. Tradução: Daniel Grassi. Porto Alegre, RS: Bookman, 2001. ISBN: 85-7307-852-9.

ZANANDREA, F. **Avaliação de técnicas de baixo impacto no controle de impactos hidrológicos em uma bacia urbana em consolidação**. Porto Alegre, 2016. 93 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (PPGRHSA). Porto Alegre, RS: UFRGS, 2016.

ZHANG, G.; PATUWO, B. E.; HU, M. Y. *Forecasting with artificial neural networks: The state of the art*. **International Journal of Forecasting**, v. 14, n. 1, 1998. p. 35-62. DOI: 10.1016/S0169-2070(97)00044-7.

ZHANG, Y. J. *Problems in the fusion of commercial high-resolution satellite, Landsat 7 images, and initial solutions*. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 34, Part 4, Geospatial Theory, Processing and Applications, Ottawa, 2002.

_____. *Understanding image fusion*. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 70, n. 6, p. 657-661, 2004.

ZHANG, Y. J.; MISHRA, R. *A review and comparison of commercially available pan-sharpening techniques for high resolution satellite image fusion*. In: 32nd IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium – IGARSS, 22-27 de julho de 2012, Munique, Alemanha. **Proceedings...** Los Alamitos, EUA: IEEE, 2012. p. 182-185. DOI: 10.1109/IGARSS.2012.6351607.

ZHOU, W.; TROY, A. *An object-oriented approach for analyzing and characterizing urban landscape at the parcel level*. **International Journal of Remote Sensing**, v. 29, n. 11, 2008. p. 3119-3135. DOI: 10.1080/01431160701469065.

ZHOU, W.; HUANG G.; TROY A.; CADENASSO M. L. *Object-based land cover classification of shaded areas in high spatial resolution imagery of urban areas: a comparison study*. **Remote Sensing of the Environment**, v. 113, n. 8, 2009. p.1769-1777. DOI: 10.1016/j.rse.2009.04.007.

ZURITA, M. L. L.; TOLFO, A. M. (orgs.). **A Qualidade do Ar em Porto Alegre**. Porto Alegre, RS: Secretaria Municipal de Meio Ambiente, 2000. 103 p.

ZYGER, I. C. **Um estudo sobre a participação e o conhecimento da comunidade no manejo dos resíduos sólidos no Município de Santa Helena - PR**. Florianópolis, 2012, 147 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. Florianópolis, SC: UFSC, 2005.

APÊNDICE A – AVALIAÇÃO DAS CLASSIFICAÇÕES

A matriz de confusão é comumente utilizada para avaliar os erros do resultado final de uma classificação em relação aos dados de referência (CONGALTON; GREEN, 1999; LILLESAND ET AL., 2015). Segundo CONGALTON E GREEN (1999), este é um bom método para avaliar a qualidade da classificação, pois descreve a exatidão de cada classe com seus erros de comissão (amostras de uma classe atribuídas erroneamente a outras) e omissão (amostras atribuídas erroneamente a uma classe). A partir da matriz de confusão, calculam-se também medidas descritivas, como a exatidão global, do usuário e do produtor.

A acurácia da classificação pode ser verificada por meio do cálculo da Matriz de Confusão, que oferece uma medida efetiva do modelo de classificação, ao mostrar o número de classificações corretas *versus* as classificações previstas para cada classe, sobre um conjunto de amostras de cada classe. O número de acertos, para cada classe, localiza-se na diagonal principal da matriz; os valores fora da diagonal principal representam erros de classificação (CONGALTON; GREEN, 1999; ROSSITER, 2014).

A partir da matriz de confusão, são calculadas medidas descritivas, como a exatidão global, a do usuário e do produtor (STORY; CONGALTON, 1986; FOODY, 2002). A **exatidão global** é calculada dividindo a soma da diagonal principal da matriz de erros x_{ii} pelo número total de amostras coletadas n (Equação A.1).

$$G = \frac{\sum_{i=1}^c x_{ii}}{n} \quad (\text{A.1})$$

A terminologia para os erros é expressa a partir do ponto de vista do classificador. Um erro de comissão ocorre quando se mapeia incorretamente uma classe em um local de referência onde não há ocorrência dessa classe. Ou seja, o classificador “cometeu” um erro de excesso de mapeamento desta classe (ROSSITER, 2014). Isso conduz a uma menor acurácia do usuário (U_i), que pode ser expressa pela Equação A.2. Em outras palavras, a **exatidão do usuário** reflete a probabilidade de um pixel rotulado em dada classe de fato pertencer àquela classe.

$$U_i = \frac{x_{ii}}{x_{i+}} \quad (\text{A.2})$$

Por outro lado, um erro de omissão ocorre quando o classificador falha em identificar corretamente uma amostra em sua classe de referência. Ou seja, o classificador “omite” da verdade dada amostra. Isso resulta em menor confiabilidade do produtor (ROSSITER, 2014). A **exatidão do produtor** (P_j) pode ser expressa pela Equação A.3.

$$P_i = \frac{x_{ii}}{x_{i+}} \quad (\text{A.3})$$

Outra métrica muito utilizada na verificação de acurácia de mapeamentos em sensoriamento remoto é o **índice de concordância Kappa** (COHEN, 1960, CONGALTON; GREEN, 1999) e *Kappa*-condicional (ROSENFELD; FITZPATRICK-LINS, 1986). Entretanto, há que atentar para o fato de que a declaração da acurácia geralmente é baseada nas atribuições de classes observadas para um conjunto de amostras extraídas a partir do mapa, e esta se torna, desta forma, apenas uma estimativa da precisão do mapa. Por esta razão, as declarações de precisão devem idealmente ser acompanhadas pelos limites de confiança e ser comparadas de forma estatisticamente rigorosa (FOODY, 2004).

A estatística *Kappa*, introduzida por COHEN (1960), é uma medida largamente utilizada da acurácia de classificação e é frequentemente utilizada para testar a fidedignidade entre avaliadores. A importância da fidedignidade entre avaliadores reside no fato de que ela representa o grau em que os dados recolhidos no estudo são representações corretas das variáveis medidas. A medição do grau em que os coletores de dados (avaliadores) atribuem a mesma pontuação para a mesma variável é chamado de fidedignidade entre avaliadores.

De modo semelhante a coeficientes de correlação, o índice *Kappa* (κ) pode variar de -1 a $+1$, em que 0 representa a quantidade de acordo que pode ser esperado de acaso, e 1 representa concordância perfeita entre os avaliadores; um *Kappa* negativo representa acordo pior que o esperado, ou desacordo.

O índice *Kappa* reflete a proporção de acerto após a eliminação do acerto por acaso (ROSENFELD; FITZPATRICK-LINS, 1986) e é calculado a partir da matriz de confusão, com base na diferença entre concordância observada (diagonal principal da matriz de confusão com a exatidão global) e a chance de concordância entre os dados de referência e uma classificação aleatória (produto entre os totais marginais da matriz) (CONGALTON; GREEN, 1999). Pelo fato de incorporar em seu cálculo não só os elementos da diagonal principal, mas indiretamente toda a matriz de confusão, o índice *Kappa* representa um valor mais confiável e menos otimista do que a exatidão global. O índice *Kappa* é expresso pela Equação A.4 (FLEISS ET AL., 1969).

$$\hat{K} = \frac{\sum_{i=1}^c p_{ii} - \sum_{i=1}^c p_{i+} p_{+i}}{1 - \sum_{i=1}^c p_{i+} p_{+i}} \quad (\text{A.4})$$

onde:

p_{ii} é o número de observações na linha i , coluna i (i.e., na classe de referência i , classificado como classe i);

c é o número de classes;

p_{i+} é a soma marginal de uma linha i (classe mapeada), i.e., total de elementos classificados para uma classe i ;

p_{+i} é a soma marginal de uma coluna i (classe de referência), i.e., total de elementos de referência amostrados para uma classe i .

O erro padrão (SE_k) da estatística *Kappa* é calculada conforma a Equação A.5.

$$SE_k = \sqrt{\frac{G(1-G)}{N(1-p_e)^2}} \quad (\text{A.5})$$

onde:

G é a exatidão global;

N é o número total de amostras;

p_e é a concordância esperada (ou concordância devido à sorte), conforme a Equação A.6;

$$p_e = \sum_{i=1}^c \frac{U_{i+} P_i}{N} \quad (\text{A.6})$$

O ***Kappa-condicional*** ("*Kappa-classe*") foi proposto por ROSENFELD e FITZPATRICK-LINS, (1986) com a finalidade de comparar a exatidão entre duas classes. É expresso pela Equação A.7.

$$\hat{K}_c = \frac{(N \times x_{ii}) - (x_{i+} \times x_{+i})}{(N \times x_{i+}) - (x_{i+} \times x_{+i})} \quad (\text{A.7})$$

onde:

N é o número total de amostras;

x_{ii} é o número de elementos classificados corretamente;

x_{i+} é o total de elementos classificados para uma classe i ;

x_{+i} é o total de elementos de referência amostrados para uma classe i .

Ao redor do valor de *Kappa* (κ) podem ser calculados intervalos de confiança usando a variância da amostra (*var*) e o fato de que a distribuição estatística do *Kappa* é normalmente assintótica. CONGALTON e GREEN (1999) sugerem meios de testar a significação estatística do

Kappa para uma única matriz de confusão, através da variância, a fim de determinar se o nível de acerto da classificação e os dados de referência são significativamente maior que zero; i.e., se a classificação realizada é melhor do que uma classificação aleatória. O teste estatístico para testar a significação de uma única matriz de confusão é determinado pela Equação A.8.

$$Z = \frac{K}{\sqrt{\text{var}(K)}} \quad (\text{A.8})$$

Avaliação da classificação da cobertura do solo

Para avaliação dos resultados obtidos na **classificação da cobertura do solo**, aglutinaram-se classes “parecidas”, resultando em 15 classes de cobertura a serem avaliadas: CORPOS D’ÁGUA, ÁGUA EUTROFIZADA, VEGETAÇÃO RASTEIRA e ARBÓREA, SOLO EXPOSTO / PAVIMENTO EM TERRA, CALÇAMENTO EM “PEDRA TOSCA”, PAVIMENTO ASFÁLTICO, PAVIMENTOS CIMENTÍCIOS (CLAROS e ESCUROS), COBERTURAS EM CIMENTO (CLARO e ESCURO), TELHADOS CERÂMICOS, TELHADOS METÁLICOS, PISCINAS, QUADRAS POLIESPORTIVAS, PONTO DE ÔNIBUS e SOMBRA.

A classificação da cobertura do solo apresenta boas avaliações estatísticas, possuindo altos valores de exatidão global (0,9026) e índice *Kappa* (0,8849; variância = 0,00009646). O teste *Z* confirma a hipótese de diferença significativa (para um intervalo de confiança de 95%) entre o resultado desta classificação e de uma classificação aleatória (i.e., rejeita-se $H_0: \kappa=0$), para um intervalo de confiança de 95% ($Z = 90,0962 > 1,96$, $\alpha = 0,05$). A Tabela A.1 apresenta a matriz de confusão.

A separabilidade entre as classes foi avaliada por meio do índice de concordância *Kappa*-condicional (Tabela A.2), e pela exatidão do usuário e do produtor (Tabela A.1). Estes resultados evidenciam um alto nível de discriminação entre as classes de cobertura do solo.

Tabela A.1 – Matriz de confusão da classificação da cobertura do solo e medidas de acurácia por classe: exatidão do usuário e do produtor.

		Referência / verdade														Total	E.U.	
		AG	AGE	VR	VA	SE	CPT	PA	PC	CC	TC	TM	PI	QP	PO			SO
Classificação	AG	10	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	14	0,7143
	AGE	0	4	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0,5000
	VR	0	1	102	6	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	112	0,9107
	VA	0	1	0	330	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	2	337	0,9792
	SE	0	0	6	1	145	2	0	0	0	4	0	0	1	0	1	160	0,9063
	CPT	0	0	0	2	0	35	0	2	2	0	0	0	0	0	0	41	0,8537
	PA	0	0	0	5	0	1	52	2	2	0	0	0	0	0	3	65	0,8000
	PC	0	0	0	1	0	0	0	95	9	1	0	0	0	0	0	106	0,8962
	CC	0	0	0	3	0	2	0	4	220	2	2	0	0	0	0	233	0,9442
	TC	0	0	0	3	4	0	0	1	2	52	1	0	0	0	2	65	0,8000
	TM	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	12	1	0	0	0	14	0,8571
	PI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	8	1,0000
	QP	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	3	0,6667
	PO	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	6	0,8333
	SO	2	0	0	7	1	0	8	1	1	1	0	0	0	1	58	80	0,7250
Total	12	6	111	360	154	40	62	105	240	60	15	10	3	6	68	1252		
E.P.	0,8333	0,6667	0,9189	0,9167	0,9416	0,8750	0,8387	0,9048	0,9167	0,8667	0,8000	0,8000	0,6667	0,8333	0,8529			

* AG – CORPOS D'ÁGUA, AGE – ÁGUA EUTROFIZADA, VR – VEGETAÇÃO RASTEIRA, VA – ARBÓREA, SE – SOLO EXPOSTO / PAVIMENTO EM TERRA, CPT – CALÇAMENTO EM "PEDRA TOSCA", PA – PAVIMENTO ASFÁLTICO, PC – PAVIMENTOS CIMENTÍCIOS (CLAROS E ESCUROS), CC – COBERTURAS EM CIMENTO (CLARO E ESCURO), TC – TELHADOS CERÂMICOS, TM – TELHADOS METÁLICOS, PI – PISCINAS, QP – QUADRAS POLIESPORTIVAS, PO – PONTO DE ÔNIBUS, SO – SOMBRA. E.U. – Exatidão do usuário, E.P. – Exatidão do produtor. Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Tabela A.2 – Índice *Kappa*-condicional e variância do índice para cada classe de cobertura do solo.

Classes	Índice <i>Kappa</i> Condicional	Variância Índice <i>Kappa</i> Condicional
AG	0,712	0,014766
AGE	0,498	0,031350
VR	0,902	0,000860
VA	0,971	0,000117
SE	0,893	0,000673
CPT	0,849	0,003220
PA	0,790	0,002667
PC	0,887	0,001026
CC	0,931	0,000338
TC	0,790	0,002658
TM	0,855	0,008931
PI	1,000	0,000000
QP	0,666	0,074311
PO	0,833	0,023334
SO	0,709	0,002687

* AG – CORPOS D'ÁGUA, AGE – ÁGUA EUTROFIZADA, VR – VEGETAÇÃO RASTEIRA, VA – ARBÓREA, SE – SOLO EXPOSTO / PAVIMENTO EM TERRA, CPT – CALÇAMENTO EM "PEDRA TOSCA", PA – PAVIMENTO ASFÁLTICO, PC – PAVIMENTOS CIMENTÍCIOS (CLAROS E ESCUROS), CC – COBERTURAS EM CIMENTO (CLARO E ESCURO), TC – TELHADOS CERÂMICOS, TM – TELHADOS METÁLICOS, PI – PISCINAS, QP – QUADRAS POLIESPORTIVAS, PO – PONTO DE ÔNIBUS, SO – SOMBRA. E.U. – Exatidão do usuário, E.P. – Exatidão do produtor. Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

APÊNDICE B – DADOS DEMOGRÁFICOS ESTIMADOS

Na tabela B.1 são apresentados os dados obtidos por meio dos três métodos para estimação do número de domicílios e habitantes na Bacia Mãe d'Água, para o ano de 2010.

Tabela B.1 – Resultado da estimação do número de domicílios e habitantes na Bacia Mãe d'Água a partir de três métodos, por quadras, para o ano de 2010.

ID QUADRAS	MÉTODO 1: COROPLÉTICO				MÉTODO 2: DASIMÉTRICO				MÉTODO 3: PONDERAÇÃO POR EDIFICAÇÕES MAPEADAS			
	D	H	D/ha	H/ha	D	H	D/ha	H/ha	D	H	D/ha	H/ha
TOTAL	6.907,27	19.754,38			5.773,23	17.402,58			6.472	19.875,97		
MÉDIA			49,29	142,04			30,74	90,47			28,89	88,07
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00
1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00
2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00
3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00
4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00
5	49,03	114,32	12,76	29,75	59,97	179,90	33,66	100,98	78	231,84	33,16	99,40
6	336,97	785,68	12,72	29,65	102,68	308,04	17,95	53,85	154	459,56	26,15	78,41
8	3,91	10,84	19,97	55,39	0,00	0,00	0,00	0,00	1	2,77	7,39	20,51
9	5,48	15,21	19,97	55,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00
10	14,51	40,25	19,97	55,39	14,46	40,11	19,90	55,19	12	34,48	17,10	47,44
11	1,72	4,78	19,97	55,39	1,72	4,76	19,90	55,19	4	11,09	46,34	128,53
12	111,03	345,01	38,08	118,33	90,70	281,82	32,66	101,47	100	309,34	47,82	148,60
13	24,63	76,52	38,78	120,49	29,96	93,08	47,17	146,57	18	55,93	28,34	88,07
14	35,81	111,27	38,64	120,06	43,56	135,35	47,17	146,57	36	110,70	38,58	119,87
15	33,53	104,20	38,78	120,49	40,79	126,74	47,17	146,57	24	73,39	27,31	84,87
16	37,56	113,98	31,66	96,06	37,56	113,98	31,66	96,06	21	62,79	17,44	52,92
17	41,76	126,72	31,66	96,06	41,76	126,72	31,66	96,06	25	75,20	18,79	57,01
18	25,08	76,11	31,66	96,06	25,08	76,11	31,66	96,06	25	76,18	31,68	96,15
19	44,63	135,44	31,66	96,06	44,63	135,44	31,66	96,06	33	101,00	23,61	71,64
20	21,23	64,42	31,66	96,06	21,23	64,42	31,66	96,06	24	71,55	35,16	106,71
21	35,71	108,37	31,66	96,06	35,71	108,37	31,66	96,06	26	78,61	22,96	69,68
22	21,98	66,69	31,66	96,06	21,98	66,69	31,66	96,06	18	55,25	26,22	79,58
23	68,61	208,21	31,66	96,06	68,61	208,21	31,66	96,06	95	287,83	43,76	132,80
24	21,44	65,05	31,66	96,06	21,44	65,05	31,66	96,06	21	63,77	31,03	94,16
25	50,98	154,54	26,53	80,43	50,98	154,54	26,53	80,43	79	238,74	40,98	124,25
26	36,10	109,43	26,53	80,43	36,10	109,43	26,53	80,43	60	180,99	43,88	133,02
27	24,67	74,78	26,53	80,43	24,67	74,78	26,53	80,43	27	82,31	29,20	88,52
28	20,85	63,20	26,53	80,43	20,85	63,20	26,53	80,43	22	66,70	28,00	84,88
29	25,20	76,40	26,53	80,43	25,20	76,40	26,53	80,43	23	70,51	24,48	74,23
30	29,85	90,51	26,53	80,43	29,85	90,51	26,53	80,43	47	141,58	41,50	125,81
31	17,31	52,47	26,53	80,43	17,31	52,47	26,53	80,43	22	66,26	33,50	101,57
32	16,05	48,67	26,53	80,43	16,05	48,67	26,53	80,43	24	73,43	40,03	121,35
33	25,96	83,08	33,34	106,70	26,94	86,20	34,60	110,71	20	63,91	25,65	82,08

34	32,00	102,41	33,34	106,70	33,21	106,27	34,60	110,71	30	94,57	30,79	98,53
35	34,63	110,83	33,34	106,70	35,94	115,00	34,60	110,71	64	205,44	61,81	197,78
36	46,95	150,22	33,34	106,70	48,71	155,87	34,60	110,71	57	183,52	40,73	130,35
37	9,42	30,16	33,34	106,70	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00
38	32,40	103,70	33,34	106,70	33,62	107,60	34,60	110,71	16	50,30	16,17	51,76
39	22,26	71,22	33,34	106,70	23,09	73,90	34,60	110,71	18	58,52	27,39	87,66
40	25,02	80,06	33,34	106,70	25,96	83,07	34,60	110,71	20	62,62	26,08	83,46
41	31,35	100,32	33,34	106,70	32,53	104,10	34,60	110,71	30	94,96	31,56	101,00
42	218,00	654,00	176,75	530,24	55,35	166,06	44,88	134,64	48	143,25	38,71	116,14
43	20,99	60,32	33,20	95,41	20,99	60,32	33,20	95,41	17	49,09	27,02	77,64
44	36,51	104,92	33,20	95,41	36,51	104,92	33,20	95,41	22	62,23	19,69	56,59
45	40,89	117,52	33,20	95,41	40,89	117,52	33,20	95,41	33	93,92	26,53	76,25
46	20,03	57,55	33,20	95,41	20,03	57,55	33,20	95,41	12	33,30	19,21	55,21
47	31,58	90,74	33,20	95,41	31,58	90,74	33,20	95,41	21	61,14	22,37	64,28
48	48,67	139,86	33,20	95,41	48,67	139,86	33,20	95,41	35	100,72	23,91	68,71
49	39,72	114,16	33,20	95,41	39,72	114,16	33,20	95,41	33	95,30	27,72	79,65
50	33,32	95,76	33,20	95,41	33,32	95,76	33,20	95,41	23	67,19	23,29	66,94
51	29,29	84,18	33,20	95,41	29,29	84,18	33,20	95,41	20	56,93	22,45	64,52
52	29,18	94,41	33,74	109,16	37,39	120,98	43,24	139,89	28	90,56	32,36	104,72
53	17,56	56,82	33,74	109,16	22,50	72,81	43,24	139,89	19	61,24	36,36	117,66
54	19,32	62,51	33,74	109,16	24,76	80,10	43,24	139,89	23	74,48	40,20	130,06
55	192,94	624,27	33,42	108,13	174,35	564,11	18,01	58,29	197	638,02	28,41	91,91
56	104,50	325,97	29,68	92,59	30,14	94,01	23,78	74,18	28	86,73	19,40	60,53
57	42,10	131,33	29,29	91,38	60,47	188,63	42,47	132,48	35	109,49	24,65	76,90
58	21,15	65,98	29,57	92,24	30,38	94,76	42,47	132,48	17	53,03	23,77	74,14
59	41,90	130,69	29,57	92,24	60,17	187,71	42,47	132,48	58	181,86	41,15	128,36
60	58,35	182,03	29,57	92,24	83,81	261,44	42,47	132,48	75	235,36	38,23	119,27
61	93,12	298,14	3,74	11,96	42,18	135,06	13,12	41,99	80	257,26	21,26	68,08
62	6,24	19,99	3,73	11,93	23,70	75,90	5,62	18,00	59	188,13	20,82	66,66
63	9,64	30,87	3,74	11,96	43,11	138,04	8,43	27,00	94	300,49	18,35	58,77
65	83,61	318,31	2,82	10,72	58,69	223,43	13,37	50,90	82	311,06	25,76	98,08
66	1,09	4,13	2,81	10,70	1,28	4,89	1,76	6,70	12	45,60	18,29	69,65
67	0,84	3,22	2,81	10,71	1,58	6,03	5,28	20,09	7	26,57	23,23	88,44
68	0,06	0,23	2,81	10,71	0,11	0,43	5,28	20,09	0	0,00	0,00	0,00
69	63,75	196,86	40,03	123,62	63,75	196,86	40,03	123,62	57	176,63	35,92	110,91
70	63,72	196,75	40,03	123,62	63,72	196,75	40,03	123,62	33	103,27	21,01	64,89
71	50,98	157,40	40,03	123,62	50,98	157,40	40,03	123,62	35	107,85	27,43	84,71
72	38,01	117,36	40,03	123,62	38,01	117,36	40,03	123,62	26	80,36	27,41	84,65
73	73,09	225,68	40,03	123,62	73,09	225,68	40,03	123,62	94	291,34	51,68	159,59
74	21,96	67,81	40,03	123,62	21,96	67,81	40,03	123,62	19	58,32	34,43	106,32
75	18,50	57,13	40,03	123,62	18,50	57,13	40,03	123,62	9	27,98	19,61	60,55
77	17,99	54,21	28,91	87,12	17,99	54,21	28,91	87,12	21	62,35	33,26	100,21
78	36,69	110,56	28,91	87,12	36,69	110,56	28,91	87,12	34	103,56	27,08	81,60
79	11,62	35,03	28,91	87,12	11,62	35,03	28,91	87,12	15	44,71	36,91	111,21
80	3,62	10,91	28,91	87,12	3,62	10,91	28,91	87,12	4	10,88	28,83	86,89
81	26,65	80,29	28,91	87,12	26,65	80,29	28,91	87,12	32	95,10	34,24	103,19

82	2,20	6,62	28,91	87,12	0,00	0,00	0,00	0,00	2	6,04	26,40	79,56
83	16,73	50,40	28,91	87,12	16,73	50,40	28,91	87,12	26	79,51	45,61	137,44
85	11,25	35,18	30,39	95,00	11,25	35,18	30,39	95,00	10	32,10	27,72	86,67
87	74,00	217,04	33,22	97,44	74,00	217,04	33,20	97,36	103	302,40	46,25	135,66
88	98,62	289,26	32,84	96,34	98,62	289,26	33,20	97,36	159	467,53	53,65	157,37
89	20,75	60,86	33,20	97,36	20,75	60,86	33,20	97,36	27	77,86	42,47	124,57
90	21,48	63,00	33,20	97,36	21,48	63,00	33,20	97,36	30	88,68	46,73	137,05
91	24,65	72,30	33,20	97,36	24,65	72,30	33,20	97,36	29	84,92	38,99	114,37
92	7,19	21,08	33,20	97,36	7,19	21,08	33,20	97,36	5	13,88	21,85	64,09
94	33,92	97,25	31,24	89,56	33,92	97,25	31,24	89,56	55	158,83	51,02	146,27
95	46,08	132,12	31,24	89,56	46,08	132,12	31,24	89,56	68	193,80	45,82	131,37
96	28,04	80,38	31,24	89,56	28,04	80,38	31,24	89,56	48	137,18	53,32	152,85
97	36,62	104,98	31,24	89,56	36,62	104,98	31,24	89,56	54	154,24	45,90	131,58
98	28,57	81,90	31,24	89,56	28,57	81,90	31,24	89,56	33	95,77	36,53	104,73
99	21,64	62,04	31,24	89,56	21,64	62,04	31,24	89,56	20	56,10	28,25	80,99
100	26,71	76,58	31,24	89,56	26,71	76,58	31,24	89,56	48	138,47	56,49	161,95
101	205,00	623,00	20,97	63,73	205,00	623,00	29,00	88,14	287	872,81	44,07	133,92
102	26,83	79,08	11,89	35,05	21,11	62,22	14,20	41,85	65	191,64	46,25	136,36
103	223,17	657,92	11,28	33,25	228,89	674,78	16,82	49,60	292	862,18	32,80	96,68
105	118,94	355,76	31,69	94,80	118,94	355,76	31,69	94,80	139	415,32	37,00	110,67
106	11,39	34,08	31,69	94,80	11,39	34,08	31,69	94,80	14	42,10	39,16	117,12
107	49,17	147,07	31,69	94,80	49,17	147,07	31,69	94,80	66	197,56	42,58	127,35
108	39,74	118,87	31,69	94,80	39,74	118,87	31,69	94,80	47	139,69	37,24	111,40
109	34,57	97,73	27,41	77,49	41,12	116,23	32,60	92,16	35	97,71	27,41	77,47
110	202,95	573,64	27,41	77,49	192,52	544,17	14,82	41,89	207	585,00	18,46	52,17
111	22,98	64,95	27,41	77,49	27,33	77,25	32,60	92,16	30	83,88	35,40	100,06
112	10,36	29,27	27,41	77,49	10,03	28,36	10,87	30,72	14	39,57	15,26	43,13
113	0,14	0,41	27,41	77,49	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00
114	13,63	45,35	21,68	72,12	18,69	62,17	29,72	98,88	9	31,49	15,05	50,07
115	32,73	108,90	21,68	72,12	29,02	96,56	14,86	49,44	32	105,27	17,10	56,88
116	193,59	644,09	21,68	72,12	162,17	539,55	19,81	65,92	240	799,68	28,14	93,62
117	18,99	63,17	21,68	72,12	26,03	86,60	29,72	98,88	21	69,91	23,99	79,82
118	19,93	66,31	21,68	72,12	27,32	90,90	29,72	98,88	19	62,71	20,50	68,21
119	20,53	68,30	21,68	72,12	28,14	93,64	29,72	98,88	23	74,98	23,80	79,18
120	21,61	71,89	21,68	72,12	29,63	98,57	29,72	98,88	26	86,19	25,99	86,46
121	31,09	94,93	26,66	81,38	31,31	95,58	26,84	81,94	34	104,81	29,43	89,85
122	32,24	98,43	26,66	81,38	32,46	99,11	26,84	81,94	34	102,85	27,85	85,03
123	57,67	176,07	26,66	81,38	58,06	177,28	26,84	81,94	105	320,89	48,58	148,32
124	29,07	88,75	26,66	81,38	29,27	89,36	26,84	81,94	21	64,77	19,45	59,39
125	37,93	115,81	26,66	81,38	73,80	225,33	397,66	1.214,15	25	76,65	9,13	27,87
126	24,51	77,26	37,55	118,37	26,86	84,68	41,15	129,73	29	92,92	45,16	142,36
127	64,86	204,48	37,55	118,37	71,09	224,12	41,15	129,73	89	279,46	51,31	161,77
128	32,32	101,90	37,55	118,37	35,43	111,68	41,15	129,73	30	93,17	34,33	108,23
129	55,31	174,36	36,78	115,96	43,62	137,52	23,52	74,13	60	188,32	35,50	111,92
130	98,67	290,06	24,01	70,60	99,43	292,30	18,61	54,71	171	501,66	32,44	95,36
131	61,96	182,13	24,06	70,73	47,63	140,02	24,43	71,80	85	250,14	38,18	112,24

132	38,37	112,80	24,06	70,73	51,94	152,68	32,57	95,74	53	156,69	33,42	98,25
133	1,93	5,73	0,99	2,94	35,92	106,71	18,44	54,79	20	58,38	10,09	29,98
135	60,91	180,98	13,09	38,91	54,27	161,24	4,61	13,70	61	181,83	5,28	15,69
136	48,71	144,71	13,09	38,91	45,31	134,62	6,15	18,26	101	299,19	26,41	78,46
137	35,95	106,81	13,09	38,91	34,79	103,36	13,83	41,10	26	78,11	7,75	23,01
139	40,54	127,79	23,60	74,38	40,54	127,79	23,60	74,38	9	28,37	5,24	16,51
140	12,27	38,68	23,60	74,38	12,27	38,68	23,60	74,38	1	3,15	1,92	6,06
141	282,73	842,32	961,27	2.863,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00
142	31,67	94,35	961,27	2.863,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00
143	23,61	70,33	961,27	2.863,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00
144	127,81	143,50	260,36	292,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00
145	467,19	524,50	260,36	292,31	177,83	227,85	280,28	331,16	24	27,37	14,26	16,01
148	25,64	74,22	28,91	83,70	25,64	74,22	28,91	83,70	31	89,74	34,96	101,21
149	25,88	74,93	28,91	83,70	25,88	74,93	28,91	83,70	27	77,55	29,92	86,63
150	26,30	76,14	28,91	83,70	26,30	76,14	28,91	83,70	20	57,12	21,69	62,79
151	57,07	165,22	28,91	83,70	57,07	165,22	28,91	83,70	60	175,15	30,65	88,73
152	22,71	65,74	28,91	83,70	22,71	65,74	28,91	83,70	21	60,14	26,45	76,56
154	125,78	465,58	23,54	87,13	96,41	356,87	16,52	61,14	187	691,79	33,51	124,03
155	42,38	156,88	23,90	88,46	52,56	194,57	30,28	112,09	92	340,79	53,04	196,33
156	21,80	80,70	24,41	90,37	27,04	100,09	30,28	112,09	19	69,91	21,15	78,30
158	0,04	0,13	25,26	75,34	0,04	0,13	25,26	75,34	0	0,00	0,00	0,00
159	0,35	1,04	25,26	75,34	0,35	1,04	25,26	75,34	1	2,98	72,21	215,38
160	4,44	13,25	25,26	75,34	4,44	13,25	25,26	75,34	2	5,97	11,37	33,92
161	1,47	4,39	25,26	75,34	1,47	4,39	25,26	75,34	8	23,86	137,37	409,77
162	2,33	6,94	25,26	75,34	2,33	6,94	25,26	75,34	3	8,95	32,59	97,21
163	6,31	18,81	25,26	75,34	6,31	18,81	25,26	75,34	13	37,32	50,12	149,50

Fonte dos dados: IBGE (2011d); ortofoto de 2010. ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

APÊNDICE C – CÓDIGOS E NOMES ATRIBUÍDOS ÀS VARIÁVEIS DE RESÍDUOS SÓLIDOS

A Figura B.1 a seguir ilustra a relação entre nomes e códigos utilizados na elaboração teórica e nas etapas metodológicas e resultados.

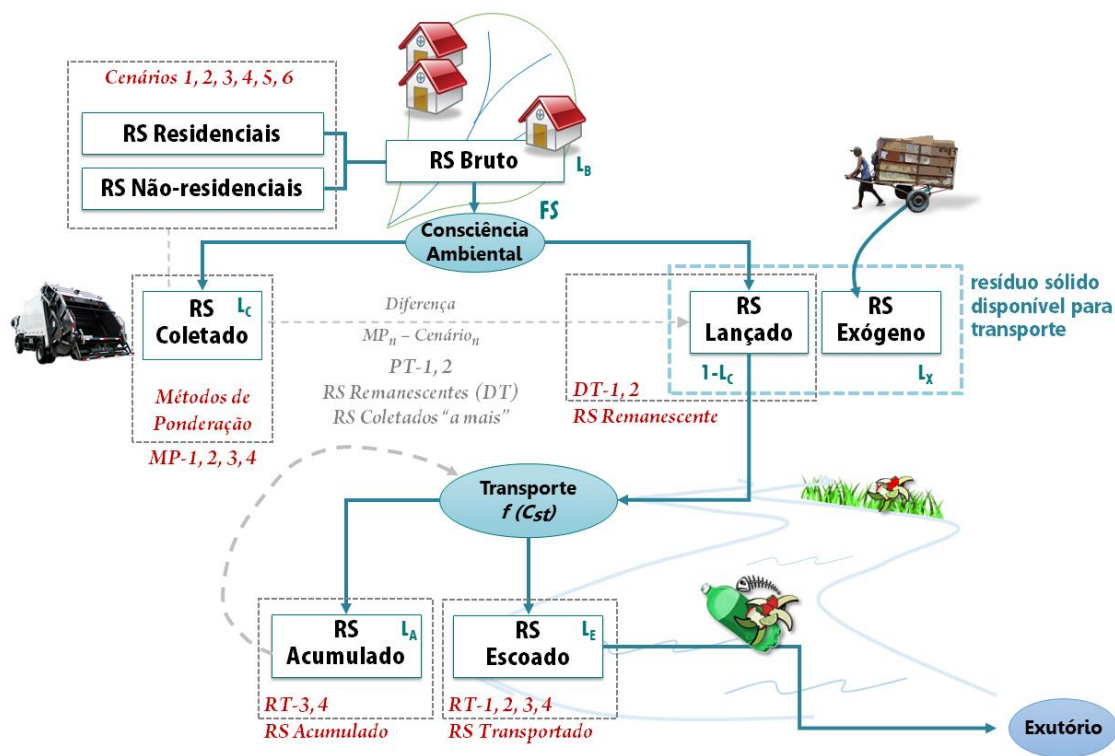


Figura C.1 – Representação esquemática do fluxo de resíduos sólidos, desde sua geração até a chegada no exutório da bacia hidrográfica.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Como apresentado no item 5.2.4.1:

L_T é a quantidade total de resíduos sólidos existente na área de estudo; corresponde à soma dos resíduos gerados na bacia (L_B) e aqueles trazidos até lá, provenientes de outros lugares (L_X);

L_X é a quantidade de resíduos sólidos exógenos, i.e., trazidos à área de estudo, ainda que gerado em outras áreas (e.g., focos e áreas de despejo ilegal de resíduos e entulho);

L_B é a quantidade bruta de resíduos sólidos gerados na área de estudo (i.e., composta pelos resíduos residenciais e não-residenciais) – corresponde à geração de resíduos sólidos nos Cenários 1, 2, 3, 4, 5 e 6;

L_C são os resíduos sólidos coletados por serviços de coleta e limpeza urbana (i.e., incluindo coleta regular de resíduos, coleta de recicláveis, limpeza de focos e coleta por caçamba); corresponde à coleta de resíduos sólidos pelos Métodos de Ponderação $MT-1, 2, 3$ e 4 ;

L_R são os resíduos sólidos remanescentes na área de estudo, não-coletados i.e., é a fração dos resíduos brutos (L_B) que não foi coletada; corresponde àqueles resíduos sólidos obtidos pela subtração: $MT_n - Cenário_n$ – os resultados dessa subtração são os $PT-1$ e 2 , e correspondem aos resíduos coletados “a mais” (i.e., $MT_n > Cenário_n$) e aos resíduos sólidos remanescentes (i.e., $MT_n < Cenário_n$), estes sim chamados de $DT-1$ e 2 ;

FS é o fator socioeconômico ou fator “nível de consciência ambiental” – idealmente, é o fator que determina a proporção entre L_B e L_C na composição dos resíduos brutos., Pelos motivos apresentados, optou-se por excluir a componente relativa aos resíduos sólidos exógenos (L_X) da estimação da geração de resíduos sólidos;

L_E é a carga de resíduos sólidos “escoados” (ou transportados) por meio das drenagens naturais até o exutório da bacia hidrográfica; corresponde às possibilidades de transporte de resíduos sólidos $RT-1, 2, 3$ e 4 ;

L_A é a fração de resíduos sólidos acumulada na área de estudo, i.e., aqueles resíduos sólidos remanescentes (L_R) que se acumulam nas ruas, terrenos baldios e corpos d’água, que não são coletados pela empresa de limpeza urbana e que não chegam até o exutório da bacia hidrográfica; corresponde às possibilidades de “não-transporte” de resíduos sólidos $RT-3$ e 4 ;

CST é o coeficiente de susceptibilidade ao transporte de resíduos sólidos de cada trecho da rede; este coeficiente não é aplicado nas modelagens de transporte $RT-1$ e 2 , sendo aplicado nas modelagens $RT-3$ e 4 .

APÊNDICE D – ANÁLISES ESTATÍSTICAS DOS DADOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS

O conhecimento da forma da distribuição de probabilidade de uma variável aleatória é útil e, às vezes, essencial em problemas estatísticos. Uma vez que a forma da distribuição esteja determinada é possível estimar seus parâmetros, construir intervalos de confiança e testar hipóteses.

Uma distribuição de probabilidade pode ser caracterizada de diversas formas: pela sua função densidade, pela sua função característica, pela sua função geradora de momentos, pelo conjunto de seus momentos. Na prática, é usual utilizar os quatro primeiros momentos para caracterizar uma distribuição amostral: a) o primeiro momento dá uma medida de localização ou tendência central (média, mediana e moda); b) o segundo, uma medida de dispersão (variância, desvio padrão, coeficiente de variação e amplitude); c) o terceiro, uma medida de assimetria; e d) o quarto, a curtose, uma medida da proeminência do pico e da cauda da curva de distribuição (PINO, 2014).

Existem importantes testes baseados na função de distribuição empírica, que consistem em compará-la com a função de distribuição acumulada da normal (PINO, 2014). Desenvolvido por KOLMOGOROV (1933⁸⁵ *apud* DUFOUR et al., 1998) e por SMIRNOV (1948), o **teste de Kolmogorov-Smirnov** pode ser definido pela Equação D.1.

$$D = \max |F_0(X_i) - S_N(X_i)|, \text{ com } i = 1, 2, \dots, N \quad (\text{D.1})$$

onde:

D é o desvio máximo;

$F_0(X)$ é uma função especificada de distribuição de frequências relativas acumuladas; para qualquer valor de X , o valor de $F_0(X)$ é a proporção de casos esperados com escores menores ou iguais a X ;

S_N é a distribuição de frequências relativas acumuladas observada de uma amostra aleatória de N observações; se X_i é um escore qualquer possível, então $S_N(X_i) = F_i/N$, onde F_i é o número de observações menores ou iguais a X_i ;

$F_0(X_i)$ é a proporção esperada de observações menores ou iguais a X_i .

⁸⁵ KOLMOGOROV, A. N. *Sulla determinazione empirica di una legge di distribuzione*. **Giorna. Ist. Attuari**, v.4, 1933. p. 83-91.

A estatística do teste espera que, quando H_0 seja verdadeira, as diferenças entre $S_N(X_i)$ e $F_0(X_i)$ sejam pequenas e estejam dentro do limite dos erros aleatórios (SCUDINO, 2008).

Há também os testes baseados em regressão e correlação, que usam a razão de duas estimativas obtidas de estatísticas de ordem: uma estimativa ponderada de mínimos quadrados, dado que a população é normalmente distribuída, e a estimativa não enviesada da variância amostral, para qualquer população (DUFOR ET AL., 1998). Desenvolvido por SHAPIRO E WILK (1965), o teste de Shapiro-Wilk é o teste mais conhecido baseado em regressão e correlação, e é definido pela Equação D.2.

$$W = \frac{1}{(n-k)s^2} \left(\sum_{i=1}^n a_i \hat{z}_i \right)^2 \quad (\text{D.2})$$

$$\text{com } a' = (a_1, \dots, a_n) = \frac{c'V^{-1}}{(c'V^{-2}c)^{1/2}}$$

onde:

$c' = (c_1, \dots, c_n)$ é o vetor de valores esperados;

V é a matriz de covariâncias das estatísticas de ordem da normal padrão.

Os testes de Kolmogorov-Smirnov e de Shapiro-Wilk fornecem o parâmetro p-valor (i.e., *p-value* ou significância), que pode ser interpretado como a medida do grau de concordância entre os dados e a hipótese nula, sendo H_0 correspondente à distribuição Normal. Quanto menor for o p-valor, menor é a consistência entre os dados e a hipótese nula, ao ponto que se $p\text{-valor} \leq \alpha$, rejeita-se H_0 .

O objetivo da presente análise estatística é verificar se existem relações entre conjuntos de dados utilizados em cada etapa da modelagem (i.e., resíduos sólidos gerados residenciais, não-residenciais, coletados e acumulados). De modo geral, os testes estatísticos visam a estabelecer precisamente os limites além dos quais duas amostras já não devam ser consideradas como retiradas de uma mesma população, e sim como pertencentes a populações diferentes.

Todos os procedimentos básicos de estatística dependem fortemente da suposição de que os dados da amostra (ou as estatísticas suficientes) estejam distribuídos de acordo com uma distribuição específica. Mas, para cada teste clássico, existe uma alternativa não-paramétrica com menos hipóteses sobre os dados. Um teste não-paramétrico testa outras situações que não os parâmetros populacionais. Estas situações podem ser relacionamentos, modelos,

dependência ou independência e aleatoriedade.

Se os conjuntos de dados não possuem distribuições normais, devem ser aplicados testes não-paramétricos, como o coeficiente de correlação de postos de Spearman e o teste de Wilcoxon-Mann-Whitney – Amostras Independentes, que substituem, respectivamente, o coeficiente de correlação de Pearson e o teste t de Student (que são paramétricos).

O **coeficiente de correlação de postos de Spearman (ρ)** é uma medida não-paramétrica de correlação de postos (i.e., dependência estatística entre a classificação de duas variáveis). O coeficiente avalia com que intensidade a relação entre duas variáveis pode ser descrita pelo uso de uma função monótona (SPEARMAN, 1904). A correlação de Spearman entre duas variáveis é igual à correlação de Pearson entre os valores de postos daquelas duas variáveis. Enquanto a correlação de Pearson avalia relações lineares, a correlação de Spearman avalia relações monótonas, sejam elas lineares ou não. Matematicamente, o coeficiente de correlação Spearman (ρ) é dado pela Equação D.4.

$$\rho = 1 - \frac{6 \cdot \sum_{i=1}^n d_i^2}{(n^3 - n)} \quad (\text{D.4})$$

onde: d_i é a diferença entre cada posição de x e y .

O resultado consiste numa escala adimensional que varia de -1 a $+1$. Uma correlação de Spearman perfeita de $\rho = +1$ ou $\rho = -1$ ocorre quando cada uma das variáveis é uma função monótona perfeita da outra. A correlação entre duas variáveis será alta quando observações tiverem uma classificação semelhante, e baixa quando observações tiverem uma classificação dessemelhante entre as duas variáveis, ou completamente oposta, no caso de $\rho = -1$.

O segundo teste busca verificar se as distribuições de dois grupos de dados são iguais em localização, i.e., testar se uma população tende a ter valores maiores do que a outra, ou se elas têm a mesma mediana. O **teste de Wilcoxon-Mann-Whitney** é baseado nos postos dos valores obtidos combinando-se as duas amostras. Este é um método alternativo não-paramétrico do teste- t de Student para duas amostras independentes, que é usado para testar se as posições (i.e., medianas) de mensurações da população são iguais.

Este teste verifica a hipótese nula H_0 , de que os dados amostrais (i.e., X e Y) de duas populações (i.e., 1 e 2), tenham a mesma distribuição (Equação D.5).

$$\begin{aligned} H_0: \theta_1 &= \theta_2 \\ H_1: \theta_1 &\neq \theta_2 \end{aligned} \quad (\text{D.5})$$

onde: θ_1 é a mediana da população 1 e θ_2 é a mediana da população 2.

O teste das hipóteses se dá por meio do cálculo da estatística U_n (Equação D.6).

$$U_n = S_n - \frac{N(N+1)}{2} \quad (D.6)$$

onde:

S_n é a soma dos postos: W_X (soma dos postos do primeiro grupo) e W_Y (soma dos postos do segundo grupo);

$N = m + n$, em que m é o número de casos na amostra do grupo X e n é o número de casos na amostra do grupo Y .

Conjuntos de dados de resíduos sólidos residenciais gerados (Cenários de 1 a 6)

Após a construção de seis Cenários de estimação de resíduos sólidos gerados nas residências, considerando-se, para isso, seis valores de geração *per capita* diária, tais dados foram submetidos a testes de normalidade de suas distribuições. No Quadro D.1, são apresentados os resultados dos testes de normalidade de Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk dos dados obtidos nos Cenários de 1 a 6.

Quadro D.1 – Resultados dos testes de normalidade dos dados obtidos nos seis Cenários de geração de resíduos sólidos, calculados conforme Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk (considerando-se $D_{\text{crítico}} = 0,03092$ e $W_{\text{crítico}} = 0,947$, para $\alpha = 0,05$).

Cenário	Teste	p-valor	Conclusão
1	$K-S = 0,264661641$	0 *	$D_{\text{calculado}} > D\alpha$, $p\text{-valor} < 0,05 \Rightarrow$ rejeita-se H_0
	$S-W = 0,603616383$	0 *	$W_{\text{calculado}} < W\alpha$, $p\text{-valor} < 0,05 \Rightarrow$ rejeita-se H_0
2	$K-S = 0,267328634$	0 *	$D_{\text{calculado}} > D\alpha$, $p\text{-valor} < 0,05 \Rightarrow$ rejeita-se H_0
	$S-W = 0,59458467$	0 *	$W_{\text{calculado}} < W\alpha$, $p\text{-valor} < 0,05 \Rightarrow$ rejeita-se H_0
3	$K-S = 0,26663025$	0 *	$D_{\text{calculado}} > D\alpha$, $p\text{-valor} < 0,05 \Rightarrow$ rejeita-se H_0
	$S-W = 0,596791024$	0 *	$W_{\text{calculado}} < W\alpha$, $p\text{-valor} < 0,05 \Rightarrow$ rejeita-se H_0
4	$K-S = 0,264500217$	0 *	$D_{\text{calculado}} > D\alpha$, $p\text{-valor} < 0,05 \Rightarrow$ rejeita-se H_0
	$S-W = 0,604787853$	0 *	$W_{\text{calculado}} < W\alpha$, $p\text{-valor} < 0,05 \Rightarrow$ rejeita-se H_0
5	$K-S = 0,264609064$	0 *	$D_{\text{calculado}} > D\alpha$, $p\text{-valor} < 0,05 \Rightarrow$ rejeita-se H_0
	$S-W = 0,604532931$	0 *	$W_{\text{calculado}} < W\alpha$, $p\text{-valor} < 0,05 \Rightarrow$ rejeita-se H_0
6	$K-S = 0,26433427$	0 *	$D_{\text{calculado}} > D\alpha$, $p\text{-valor} < 0,05 \Rightarrow$ rejeita-se H_0
	$S-W = 0,605471455$	0 *	$W_{\text{calculado}} < W\alpha$, $p\text{-valor} < 0,05 \Rightarrow$ rejeita-se H_0

*o valor não é zero, mas é desprezível, de ordem menor que 10^{-5} .

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Os resultados obtidos na aplicação do coeficiente de correlação de postos de Spearman (ρ) para comparação de cada par de cenário (i.e., todos com todos) é apresentado na Tabela D.1.

Tabela D.1 – Matriz de correlação de postos de Spearman calculados para cada par de conjunto de dados dos seis cenários de geração de resíduos sólidos residenciais na Bacia Mãe d’Água.

	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6
Cenário 1	1	0,996804506	0,997083898	0,997204224	0,997219356	0,997199542
Cenário 2	0,996804506	1	0,999788399	0,999457625	0,999517453	0,999427043
Cenário 3	0,997083898	0,999788399	1	0,999768021	0,999817585	0,999755886
Cenário 4	0,997204224	0,999457625	0,999768021	1	0,999991207	0,999989344
Cenário 5	0,997219356	0,999517453	0,999817585	0,999991207	1	0,99998947
Cenário 6	0,997199542	0,999427043	0,999755886	0,999989344	0,99998947	1

* para todos os casos, exceto aqueles da diagonal, p-valor < 10⁻⁶. Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

O Quadro D.2 apresenta os resultados dos testes de Wilcoxon-Mann-Whitney quanto à igualdade de das distribuições dos dados obtidos nos Cenários de 1 a 6 de geração de resíduos sólidos residenciais.

Quadro D.2 – Matriz de resultados do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney, calculado para cada par de conjunto de dados dos seis cenários de geração de resíduos sólidos residenciais na Bacia Mãe d’Água.

Cenários de geração residencial de resíduos sólidos						
	1	2	3	4	5	6
1		"diferentes" U = 2231469 p-valor = 0*	"diferentes" U = 2123033 p-valor = 0*	"iguais" U = 1876078 p-valor = 0,9089	"iguais" U = 1875181 p-valor = 0,9295	"iguais" U = 1861485 p-valor = 0,7592
2	"diferentes" U = 2231469 p-valor = 0*		"diferentes" U = 1756010 p-valor = 0,0008	"diferentes" U = 1516799 p-valor = 0*	"diferentes" U = 1516288 p-valor = 0*	"diferentes" U = 1504603 p-valor = 0*
3	"diferentes" U = 2123033 p-valor = 0*	"diferentes" U = 1756010 p-valor = 0,0008		"diferentes" U = 1625110 p-valor = 0*	"diferentes" U = 1624647 p-valor = 0*	"diferentes" U = 1612104 p-valor = 0*
4	"iguais" U = 1876078 p-valor = 0,9089	"diferentes" U = 1516799 p-valor = 0*	"diferentes" U = 1625110 p-valor = 0*		"iguais" U = 1871327 p-valor = 0,9819	"iguais" U = 1857959 p-valor = 0,683
5	"iguais" U = 1875181 p-valor = 0,9295	"diferentes" U = 1516288 p-valor = 0*	"diferentes" U = 1624647 p-valor = 0*	"iguais" U = 1871327 p-valor = 0,9819		"iguais" U = 1858421 p-valor = 0,6928
6	"iguais" U = 1861485 p-valor = 0,7592	"diferentes" U = 1504603 p-valor = 0*	"diferentes" U = 1612104 p-valor = 0*	"iguais" U = 1857959 p-valor = 0,683	"iguais" U = 1858421 p-valor = 0,6928	

Para p-valor < 0,05 , rejeita-se $H_0 : \theta_1 = \theta_2$

Para p-valor > 0,05 , aceita-se H_0

*o valor não é zero, mas é desprezível, de ordem menor que 10⁻⁵.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Os coeficientes de Spearman indicam que os dados dos seis Cenários são altamente correlacionados. Por meio do Quadro D.2, resultante da aplicação dos testes de Wilcoxon-Mann-Whitney, é possível dizer que os resultados dos Cenários 1, 4, 5 e 6 não são diferentes

entre si, mas são diferentes dos conjuntos relativos aos Cenários 2 e 3. Desta forma, pode-se dispensar o uso dos quatro Cenários ditos “iguais” (i.e., “não diferentes”). Por isso, os dados de geração de resíduos sólidos residenciais utilizados nas etapas subsequentes da pesquisa são aqueles produzidos nos Cenários 2, 3 e 6.

Conjuntos de dados de resíduos sólidos totais gerados (Cenários 2, 3 e 6)

Após a estimação da geração de resíduos sólidos não-residenciais, este montante foi adicionado aos dados de resíduos sólidos residenciais em cada um dos três Cenários escolhidos para continuidade da modelagem (i.e., Cenários 2, 3 e 6). Estes três conjuntos de dados, referentes à geração total de resíduos sólidos na área de estudo, passaram então pelas mesmas análises estatísticas, tendo sido verificado que suas distribuições também não apresentam aderência à distribuição normal.

Os resultados das análises para cada par de conjunto de dados são apresentados conforme segue: os resultados obtidos na aplicação do coeficiente de correlação de postos de Spearman para comparação de cada par de cenário (i.e., todos com todos) é apresentado na Tabela D.2; no Quadro D.3, são apresentados os resultados do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney quanto à igualdade de das distribuições dos dados dos Cenários 2, 3 e 6.

Tabela D.2 – Matriz de correlação de postos de Spearman calculados para cada par de conjunto de dados dos Cenários 2, 3 e 6 de geração total de resíduos sólidos na Bacia Mãe d’Água.

Cenários de geração total de resíduos sólidos			
	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 6
Cenário 2	1	0,999701693	0,998047074
Cenário 3	0,999701693	1	0,999025622
Cenário 6	0,998047074	0,999025622	1

* para todos os casos, exceto aqueles da diagonal, p-valor < 10⁻⁶. Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Os coeficientes de Spearman indicam que os dados dos três Cenários (i.e., 2, 3 e 6) de geração total de resíduos sólidos são altamente correlacionados. Por meio do Quadro D.3, resultante da aplicação dos testes de Wilcoxon-Mann-Whitney, é possível dizer que os resultados dos três Cenários são diferentes entre si.

Quadro D.3 – Matriz de resultados do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney, calculado para cada par de conjunto de dados dos Cenários 2, 3 e 6 de geração total de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água.

Cenários de geração total de resíduos sólidos			
	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 6
Cenário 2		"diferentes" $U = 1804187$ $p\text{-valor} = 0,0024$	"diferentes" $U = 1567959$ $p\text{-valor} = 0^*$
Cenário 3	"diferentes" $U = 1804187$ $p\text{-valor} = 0,0024$		"diferentes" $U = 1667360$ $p\text{-valor} = 0^*$
Cenário 6	"diferentes" $U = 1567959$ $p\text{-valor} = 0^*$	"diferentes" $U = 1667360$ $p\text{-valor} = 0^*$	

Para $p\text{-valor} < 0,05$, rejeita-se $H_0: \theta_1 = \theta_2$

Para $p\text{-valor} > 0,05$, aceita-se H_0

*o valor não é zero, mas é desprezível, de ordem menor que 10^{-5} .

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Conjuntos de dados de resíduos sólidos coletados (Métodos de Ponderação de 1 a 4)

As quantidades totais de resíduos sólidos coletados em cada setor de coleta regular foram desagregadas para sua espacialização nas UBE (unidades da base espacial de resíduos sólidos) por meio da ponderação utilizando-se quatro atributos distintos. Este procedimento, então, resultou em quatro conjuntos de dados relativos à coleta de resíduos sólidos. Tais dados foram testados quanto à normalidade de suas distribuições. Tendo sido constatadas, novamente, distribuições diferentes da normal, foram adotados métodos não-paramétricos de testes entre pares de conjuntos de dados.

Na Tabela D.3, são apresentados os resultados obtidos na aplicação do coeficiente de correlação de postos de Spearman. As correlações apresentam-se muito fortes, com exceção dos casos que envolvem os dados MP-3, cujos valores inferiores a 0,6 representam correlações fracas.

Tabela D.3 – Matriz de correlação de postos de Spearman calculados para cada par de conjuntos de dados modelados de coleta de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água.

Método de ponderação para desagregação dos dados nas UBE				
	MP-1	MP-2	MP-3	MP-4
MP-1	1	0,843541376	0,567873066	0,966716533
MP-2	0,843541376	1	0,525605182	0,779206735
MP-3	0,567873066	0,525605182	1	0,610112927
MP-4	0,966716533	0,779206735	0,610112927	1

* para todos os casos, exceto aqueles da diagonal, $p\text{-valor} < 10^{-6}$. Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

No Quadro D.4, são apresentados os resultados do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney quanto à igualdade das distribuições dos dados obtidos pelos Métodos de Ponderação de 1 a 4.

Quadro D.4 – Matriz de resultados do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney, calculados para cada par de conjunto de dados modelados de coleta de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água.

Método de ponderação para desagregação dos dados nas UBE				
	MP-1	MP-2	MP-3	MP-4
MP-1		"diferentes" $U = 2144487$ $p\text{-valor} = 0^*$	"diferentes" $U = 1651660$ $p\text{-valor} = 0^*$	"diferentes" $U = 1755588$ $p\text{-valor} = 0^*$
MP-2	"diferentes" $U = 2144487$ $p\text{-valor} = 0^*$		"diferentes" $U = 1436765$ $p\text{-valor} = 0^*$	"diferentes" $U = 1534344$ $p\text{-valor} = 0^*$
MP-3	"diferentes" $U = 1651660$ $p\text{-valor} = 0^*$	"diferentes" $U = 1436765$ $p\text{-valor} = 0^*$		"diferentes" $U = 2029191$ $p\text{-valor} = 0,0007$
MP-4	"diferentes" $U = 1755588$ $p\text{-valor} = 0^*$	"diferentes" $U = 1534344$ $p\text{-valor} = 0^*$	"diferentes" $U = 2029191$ $p\text{-valor} = 0,0007$	

Para $p\text{-valor} < 0,05$, rejeita-se $H_0 : \theta_1 = \theta_2$

Para $p\text{-valor} > 0,05$, aceita-se H_0

*o valor não é zero, mas é desprezível, de ordem menor que 10^{-5} .

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

Conjuntos de dados de resíduos sólidos acumulados (modelagens de transporte RT-3 e 4)

O montante de resíduos que permanece na bacia hidrográfica, após exclusão do montante coletado por serviço regular de coleta de resíduos sólidos, serviu de entrada para o modelo de transporte de resíduos sólidos (i.e., DT-1 e DT-2). As modelagens RT-3 e-4 utilizaram um fator de impedância ao deslocamento (i.e., C_{ST} - coeficiente de susceptibilidade ao transporte), de modo que nem toda entrada do modelo chegou aos pontos baixos de acumulação, i.e., frações dos resíduos remanescentes se acumularam ao longo da rede.

Tais dados foram testados quanto à normalidade de suas distribuições. Tendo sido constatadas distribuições diferentes da normal, foram adotados métodos não-paramétricos de testes entre os dois conjuntos de dados.

Os resultados obtidos na aplicação do coeficiente de correlação de postos de Spearman são apresentados na Tabela D.4. A correlação encontrada é forte, com exceção dos casos que envolvem os dados MP-3, cujos valores inferiores a 0,6 representam correlações fracas.

Tabela D.4 – Matriz de correlação de postos de Spearman calculados para os conjuntos de dados modelados de acúmulo de resíduos sólidos na Bacia Mãe d'Água.

Resíduos sólidos acumulados na rede de transporte conforme diferentes modelagens		
	RT-3	RT-4
RT-3	1	0,824777958
RT-4	0,824777958	1

* para todos os casos, exceto aqueles da diagonal, p -valor $< 10^{-6}$. Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

No Quadro D.5, são apresentados os resultados do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney quanto à igualdade das distribuições dos dados obtidos nas modelagens de transporte RT-3 e 4.

Quadro D.5 – Matriz de resultados do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney, calculados para os conjuntos de dados de resíduos sólidos acumulados na Bacia Mãe d'Água.

Resíduos sólidos acumulados na rede de transporte conforme diferentes modelagens		
	RT-3	RT-4
RT-3		"diferentes" $U = 10063$ p -valor $< 10^{-5}$ rejeita-se $H_0 : \theta_1 = \theta_2$
RT-4	"diferentes" $U = 10063$ p -valor $< 10^{-5}$ rejeita-se $H_0 : \theta_1 = \theta_2$	

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2017).

ANEXO A

Os dados censitários utilizados nesta pesquisa são resultado do Censo Demográfico realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2010, em particular as publicações Resultados do Universo Agregados por Setor Censitário (IBGE, 2011d) e Resultados Gerais da Amostra (IBGE, 2012).

No tocante aos dados de *domicílios* utilizados, algumas variáveis precisam ser definidas, de modo a permitir a compreensão das informações analisadas nesta pesquisa. O IBGE apresenta as seguintes definições para as categorias de domicílios que utiliza na coleta de dados dos Censos:

- a) **Domicílios recenseados:** todos os domicílios englobados no recenseamento;
- b) **Domicílios particulares:** moradias onde o relacionamento entre seus ocupantes é ditado por laços de parentesco, de dependência doméstica ou por normas de convivência. Possuem duas subdivisões: domicílios particulares permanentes e domicílios particulares improvisados;
- c) **Domicílios coletivos:** moradias onde a relação entre as pessoas que nela se encontram é restrita a normas de subordinação administrativa: asilos, orfanatos, conventos e similares; hotéis, motéis, campings, pensões e similares, alojamento de trabalhadores ou estudantes, república de estudantes (instituição); penitenciária, presídio ou casa de detenção; e outros (quartéis, postos militares, hospitais e clínicas com internação), etc. Classificam-se em duas espécies: domicílios coletivos com morador e domicílios coletivos sem morador;
- d) **Domicílios particulares permanentes (DPP):** domicílios que foram construídos a fim de servir exclusivamente para habitação e tem a finalidade de servir de moradia a uma ou mais pessoas;
- e) **Domicílios particulares improvisados:** aqueles localizados em uma edificação que não tenha dependências destinadas exclusivamente à moradia (e.g., dentro de um bar), como também os locais inadequados para habitação e que, na data de referência, estavam ocupados por moradores;
- f) **Domicílios vagos:** domicílios que, na data de referência, não estavam ocupados por moradores, não tendo sido, portanto, realizadas as entrevistas;
- g) **Domicílios de uso ocasional:** domicílios que servem ocasionalmente de moradia, usados para descanso de fins de semana, férias ou outro fim;

- h) **Domicílios ocupados, com morador:** domicílios particulares permanentes que estavam ocupados na data de referência e realizaram a entrevista no momento da visita do recenseador;
- i) **Domicílios ocupados fechados:** domicílios particulares permanentes que estavam ocupados na data de referência, mas cujos moradores estavam ausentes no momento da visita, não sendo possível realizar a entrevista.



Figura A.1 – Classificação dos tipos de domicílios, segundo o IBGE, para o ano de 2010.

Fonte: ELABORAÇÃO PRÓPRIA (2013) – A PARTIR DE IBGE (2011c).

Tese de doutorado submetida ao Exame de Doutorado em Planejamento Urbano e Regional
e aprovada integralmente por banca examinadora em 29 de setembro de 2017.

Autora: Bárbara Maria Giacom Ribeiro

barbara.giacom@ufrgs.br | bgiacom@gmail.com

