

**UNIVERSIDADE DE SANTA CRUZ DO SUL – UNISC**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL**  
**MESTRADO E DOUTORADO**  
**ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM GESTÃO E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

Caroline Cipolatto Ferrão

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL DO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS**  
**SÓLIDOS URBANOS DE SÃO GABRIEL - RS**

Santa Cruz do Sul

2018

Caroline Cipolatto Ferrão

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL DO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS  
SÓLIDOS URBANOS DE SÃO GABRIEL - RS**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental – Mestrado e Doutorado, Área de Concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Diosnel Antonio Rodriguez Lopez

Santa Cruz do Sul

2018

*“Lembre-se de que cada dia que você deixa de treinar,  
ou de se dedicar ao treinamento significa  
um dia mais distante da realização dos seus sonhos.”*

*Bernardo Rezende*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço com muito carinho aos meus pais, que se dedicam a dar a mim e meu irmão a melhor formação educacional possível. Por terem me incentivado a percorrer este caminho, a partir do momento que me vi confiante a segui-lo. Vocês são minha referência, o meu exemplo de vida, de batalha, de dedicação e este título é para vocês com todo o meu amor. Amo vocês.

Ao meu professor orientador Diosnel, pela confiança, disponibilidade, parceria e por acreditar que eu conseguiria conciliar o trabalho com o mestrado. Agradeço imensamente por ter comprado as minhas ideias, ter compartilhado o teu conhecimento e ampliado os meus. Espero que a gente se encontre em breve novamente. Pode contar comigo sempre.

Aos que considero líderes na empresa Ansus Serviços, por toda a formação que tenho recebido desde que estamos juntos. Pelo entendimento sobre a importância da sequência dos meus estudos. Pelas horas de conversa sobre o tema da dissertação, pelas discussões de opinião e responsabilidades, além das oportunidades de me reinventar diariamente, de ser uma “tomadora de decisões”, de vivenciar e me tornar uma profissional melhor a cada dia. O exemplo de vocês vale muito para mim.

Aos meus colegas de mestrado, que tornaram o primeiro ano menos cansativo devido às viagens e ao estresse do excesso de afazeres. Quero deixar aqui registrado o quão difícil é um grupo de pessoas com diferentes formações e responsabilidades criar um vínculo afetivo tão grande e sincero. Agradeço pela amizade de todos, e com toda a certeza vocês serão sempre lembrados com muito carinho.

E por último e com imensa importância, a ti Lorenzo Iop Laporta. Embarquei nessa etapa por te ver como exemplo de profissional de coração e excelência, grande mestre, e daqui uns tempos doutor. Agradeço imensamente por ter me incentivado a ter essa experiência, a qual me fez crescer pessoal e profissionalmente. Obrigada pelo perto, pelo longe, pelo “juntos”! Que venham outras tantas fases em nossas vidas, porque vamos vive-las do nosso jeito, trabalhando duro, dando o nosso melhor e comemorando cada novo passo. Te amo!

À todos, meus sinceros agradecimentos.

## RESUMO

Um dos grandes desafios para os gestores públicos envolve a gestão adequada dos resíduos produzidos pelos municípios. A responsabilidade torna-se maior devido às cobranças impostas pela legislação vigente, tendo em vista a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), e pelas consequências resultantes da gestão inadequada, impactantes ao meio ambiente, à saúde e segurança pública. Com o propósito de seguir a PNRS, o presente trabalho foi estruturado nas ideias de regionalização e encontro das melhores alternativas para o sistema de gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) do município de São Gabriel – RS através da aplicação da ferramenta da Análise do Ciclo de Vida (ACV). O programa computacional utilizado foi o *Umberto NXT LCA 7.14*, com o banco de dados da *Ecoinvent 3.1* e a avaliação de seis categorias de impacto ambiental pelo método *CML 2001*. O diferencial está na simulação da construção de um aterro sanitário no próprio município e da escolha de área para a sua implantação através de ferramentas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) com Análise Multicritério de Decisões (AMD) em acordo com a legislação. Os resultados mostram que no Cenário 1 (atual), a etapa da coleta é a mais impactante perante as demais com 96,58% de representatividade (6.443,76 EP/ano), devido à queima de combustíveis fósseis pelos veículos. Mesmo com a simulação da construção de um aterro sanitário local, o Cenário 2 manteve a coleta como a etapa mais impactante com 63,11%, seguida da construção do aterro com 34,69% de representatividade (3.542,32 EP/ano). Sendo assim, os dados da ACV mostraram que não é possível compensar os impactos ambientais oriundos da construção de um aterro sanitário apenas com os impactos que foram reduzidos na etapa de transporte.

Palavras Chaves: Resíduos Sólidos Urbanos. Análise do Ciclo de Vida. Impactos Ambientais. Escolha de Área. Análise Multicritério de Decisões (AMD).

## ABSTRACT

One of the major challenges for public managers involves the proper management of waste produced by municipalities. The responsibility becomes more serious due to the charges imposed by current legislation, especially the Brazilian National Solid Waste Policy (NSWP), and the consequences resulting from improper management, causing impacts on the environment, health and public safety. In order to follow the NSWP, the present study was based on the regional ideas and finding the best alternatives for the Urban Solid Waste management system (USW) in the city of São Gabriel - RS through the application of the Life Cycle Assessment (LCA) tool. The computer program used was *Umberto NXT LCA 7.14*, with the *Ecoinvent 3.1* database and the evaluation of six categories of environmental impact by the method *CML 2001*. The differential is in the simulation of the construction of a sanitary landfill in the municipal area and the choice of the area for its implementation through Geographic Information Systems (GIS) tools with Analytical Hierarchy Process (AHP) following the legislation. The results show that, in Scenario 1 (current), the collection process is the most impacting compared to the others with 96,58% of representativeness (6.443,76 EP/year) due to the burning of fossil fuels by vehicles. Even with the simulation of the construction of a local landfill, Scenario 2 maintained the collection as the most impacting process with 63,11%, followed by the construction of the landfill with 34,69% of representability (3.542,32 EP/year). Thus, the LCA data showed that it is not possible to compensate environmental impacts resulting from the construction of a landfill only with the impacts that were reduced in the transportation process.

Key Words: Urban Solid Waste. Life Cicly Assessment. Environmental Impacts. Choice of the Area. Analytical Hierarchy Process (AHP).

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Geração e coleta de resíduos sólidos urbanos no estado do RS. ....	16
Figura 2 – Estrutura de avaliação do ciclo de vida. ....	24
Figura 3 – Exemplo do diagrama de Sankey para fontes de energia. ....	33
Figura 4 – Mapa com áreas potenciais para a implantação de aterro sanitário em Mohammedia. ....	37
Figura 5 – Mapa de aptidão para a instalação de aterro sanitário em Estrela, Lajeado e Teutônia. ....	38
Figura 6 – Fluxograma da metodologia aplicada. ....	40
Figura 7 – Localização do município de São Gabriel no Estado do Rio Grande do Sul. ....	41
Figura 8 – Metodologia de quarteamento para amostragem de resíduos. ....	42
Figura 9 – Fluxograma do Cenário 1. ....	45
Figura 10 – Fluxograma do Cenário 2. ....	47
Figura 11 – Quantidades mensais de resíduos coletos (ton/mês). ....	54
Figura 12 – Mapa do município de São Gabriel com a setorização da coleta convencional. ..	55
Figura 13 – Consumo de água em 2016. ....	57
Figura 14 – Consumo de luz em 2016. ....	57
Figura 15 – Impactos ambientais obtidos no Cenário 1. ....	61
Figura 16 – Impactos ambientais obtidos no Cenário 2. ....	65
Figura 17 – Mapa de restrições em relação à distância de recursos hídricos e centros urbanos. ....	69
Figura 18 – Mapa de restrições relativas à malha viária. ....	70
Figura 19 – Mapa de restrições referentes ao tipo de solo da região. ....	71
Figura 20 – Mapa de restrições relativo ao uso do solo. ....	72
Figura 21 – Mapa com indicação das possíveis áreas para localização do aterro sanitário. ...	73

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores de referência para normalização. ....	49
Tabela 2 – Critérios utilizados para a escolha de área. ....	50
Tabela 3 – Parâmetros de classificação e o peso de cada critério utilizado. ....	53
Tabela 4 – Quilometragem e número de saídas mensal das frotas da coleta convencional no ano de 2016. ....	56
Tabela 5 – Gravimetria do município de São Gabriel. ....	58
Tabela 6 – Quilometragem e número de viagens mensal da carreta no ano de 2016. ....	59
Tabela 7 – Comparação dos resultados entre os cenários simulados .....	66



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Análise do Ciclo de Vida
AHP	Processo de Hierarquia Analítica
AICV	Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
AMD	Análise Multicritério de Decisões
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
NBR	Norma Brasileira
OWA	Técnica Ponderada Ordenada
PNRS	Política Nacional dos Resíduos Sólidos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SIG	Sistema de Informações Geográficas

## LISTA DE SÍMBOLOS E UNIDADES

Cm/s	Centímetros por segundo
EP/ano	Equivalentes populacionais por ano
Kg 1,4-DCB-Eq	Quilograma de diclorobenzeno equivalente
Kg 1,4-DCB-Eq·ano <sup>-1</sup> ·capita <sup>-1</sup>	Quilograma de diclorobenzeno equivalente por ano <i>per capita</i>
Kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -Eq	Quilograma etileno equivalente
Kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -Eq·ano <sup>-1</sup> ·capita <sup>-1</sup>	Quilograma etileno equivalente por ano <i>per capita</i>
Kg CO <sub>2</sub> -Eq	Quilograma de dióxido de carbono equivalente
Kg CO <sub>2</sub> -Eq·ano <sup>-1</sup> ·capita <sup>-1</sup>	Quilograma de dióxido de carbono equivalente por ano <i>per capita</i>
Kg PO <sub>4</sub> -Eq	Quilograma de fosfato equivalente
Kg PO <sub>4</sub> -Eq·ano <sup>-1</sup> ·capita <sup>-1</sup>	Quilograma de fosfato equivalente por ano <i>per capita</i>
Kg SO <sub>2</sub> -Eq	Quilograma de dióxido de enxofre equivalente
Kg SO <sub>2</sub> -Eq·ano <sup>-1</sup> ·capita <sup>-1</sup>	Quilograma de dióxido de enxofre equivalente por ano <i>per capita</i>
Kg	Quilogramas
Kg/hab·dia	Quilogramas por habitante por dia
Km	Quilômetros
Km/L	Quilômetros por litro
Km/mês	Quilômetros por mês
Km <sup>2</sup>	Quilômetros quadrados
KWh	Quilowatt-hora
L	Litros
M	Metros
M <sup>2</sup> a	Metros quadrados de área
M <sup>3</sup>	Metros cúbicos
Ton/dia	Toneladas por dia
Ton/mês	Toneladas por mês

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>13</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>15</b>
2.1 Geral .....	15
2.2 Específicos .....	15
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>16</b>
3.1 Panorama da gestão dos resíduos sólidos no Rio Grande do Sul e no Brasil .....	16
3.2 Gestão dos resíduos sólidos urbanos .....	17
3.3 Análise do ciclo de vida .....	22
3.4 Aplicação da análise do ciclo de vida na gestão dos resíduos .....	27
3.5 Programa computacional utilizado .....	30
3.6 Seleção de área para implantação de aterro sanitário .....	33
<b>4 METODOLOGIA.....</b>	<b>40</b>
4.1 Diagnóstico do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos.....	41
4.2 Análise do ciclo de vida .....	43
4.2.1 Objetivo e escopo .....	43
4.2.2 Análise do inventário .....	44
4.2.3 Avaliação de impacto .....	48
4.2.4 Interpretação dos resultados.....	49
4.3 Estudo para escolha da área para implantação de aterro sanitário .....	49
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>54</b>
5.1 Diagnóstico atual do sistema de gerenciamento de resíduos de São Gabriel.....	54
5.2 Análise do ciclo de vida .....	60
5.2.1 Resultados obtidos com o Cenário 1.....	60
5.2.2 Resultados obtidos com o Cenário 2.....	64
5.3 Escolha de área para o aterro sanitário .....	68
5.3.1 Restrição por recursos hídricos e centros urbanos.....	68
5.3.2 Restrições em função da malha viária .....	69
5.3.3 Restrições decorrentes do tipo de solo .....	70
5.3.4 Restrições relativas ao uso do solo .....	71
5.3.5 Resultado da sobreposição de parâmetros e propostas de áreas para o aterro .....	73

<b>6 CONCLUSÃO.....</b>	<b>75</b>
<b>7 BIBLIOGRAFIA .....</b>	<b>78</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O atual ritmo de crescimento populacional, industrial e econômico influencia diretamente na busca por uma maior qualidade de vida e conseqüentemente no volume de resíduos gerados. Os resíduos sólidos urbanos (RSU) são, de longe, o tipo mais heterogêneo de lixo, sendo um resultado da multiplicidade de atividades em ambientes urbanos. Desta forma, uma gestão inadequada dos mesmos ocasiona impactos ambientais negativos (poluição do ar, solo e água), além de problemas de saúde (doenças relacionadas a insetos, roedores e diferentes formas de poluição) e segurança pública (YAY, 2015; RIPA *et al.*, 2017).

Em frente a esta situação, a Lei 12.305 de 2010, a qual preconiza a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), reúne um conjunto de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações a serem adotadas tendo em vista a gestão integrada e o gerenciamento adequado dos resíduos sólidos. Sendo assim, a PNRS é uma ferramenta de extrema importância para orientação de gestores públicos, empresas e também para a população, a fim de que sejam aplicadas as melhores alternativas com relação ao manejo dos resíduos gerados.

Neste contexto e seguindo a abordagem da PNRS, os municípios tem a responsabilidade de gerir os RSU gerados pelos seus munícipes. Dessa forma, cabe aos gestores públicos a escolha quanto ao tipo de coleta (convencional, convencional e seletiva, convencional com separação de resíduos em seco/úmido ou ainda containerizada), transporte, destinação final adequada e analisar a necessidade da instalação de unidades de triagem e transbordo. Estes serviços podem ser oferecidos pelo próprio município ou ainda, serem terceirizados a partir de licitações.

Portanto, os gestores públicos devem fazer uma avaliação das melhores alternativas para todo o sistema de gerenciamento de RSU do município, de modo que seja viável economicamente, em acordo com a legislação vigente e respeitando as prioridades de cunho social e ambiental. Gilardino *et al.* (2017) destacam o quanto a redução de custos interfere na tomada de decisão pelos gestores públicos. Os autores também salientam que ganhos ambientais importantes podem ser alcançados através do aprimoramento da gestão de resíduos.

A fim de facilitar a tomada de decisão e fundamentar as escolhas, a utilização da ferramenta de Análise do Ciclo de Vida (ACV) deve ser considerada. A ACV de um sistema permite avaliar o desempenho ambiental de uma série de tecnologias de gestão de resíduos interligadas com base em uma composição de resíduos específica, desde o ponto de geração até a sua destinação final (GENTIL *et al.*, 2010). Winkler e Bilitewski (2007) apontam ainda que a utilização desta ferramenta permite que seja feita a avaliação de como as mudanças em um sistema de gerenciamento afetam os impactos ambientais através da análise de cenários e aponta ainda a escolha com o melhor desempenho do ponto de vista ambiental.

Em acordo com a PNRS e corroborando com a ideia de regionalização da gestão dos resíduos, um ponto a ser estudado é a implantação e operação de aterros sanitários que atendam regiões menores. Apesar dos avanços tecnológicos e das melhorias na legislação, a aceitação pública quanto a localização de novas instalações de tratamento e eliminação de resíduos é ainda muito baixa devido à preocupação com os efeitos nocivos sobre o meio ambiente e a saúde humana. Para mais, a determinação do processo de seleção de área para aterros sanitários é um processo difícil e complexo, pois deve conciliar parâmetros sociais, ambientais, técnicos e econômicos (ŞENER *et al.*, 2010; FERNÁNDEZ-NAVA *et al.*, 2014).

Deste modo, o presente trabalho apresenta um estudo diagnóstico e prognóstico do sistema atual de gerenciamento de RSU do município de São Gabriel, com a análise dos impactos ambientais resultantes obtidos através da ferramenta de ACV. Além disso, foi realizada a simulação de outro cenário envolvendo a construção de um aterro sanitário no próprio município, bem como a localização de uma área para tal construção a partir das ferramentas do Sistema de Informações Geográficas (SIG) e da Análise Multicritério de Decisões (AMD).

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Geral**

Realizar um estudo diagnóstico e prognóstico do sistema atual de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos e da implantação de um aterro sanitário no município de São Gabriel por meio do ACV.

### **2.2 Específicos**

- ✓ Analisar os impactos ambientais decorrentes do cenário atual de gerenciamento de RSU com a utilização da ferramenta de ACV;
- ✓ Simular o cenário do gerenciamento de RSU, incluindo os impactos inerentes à construção de um aterro sanitário nesse município e;
- ✓ Avaliar por meio das ferramentas do Sistema de Informações Geográficas (SIG) e da Análise Multicritério de Decisões (AMD), a área mais adequada para a implantação de um aterro sanitário no município.

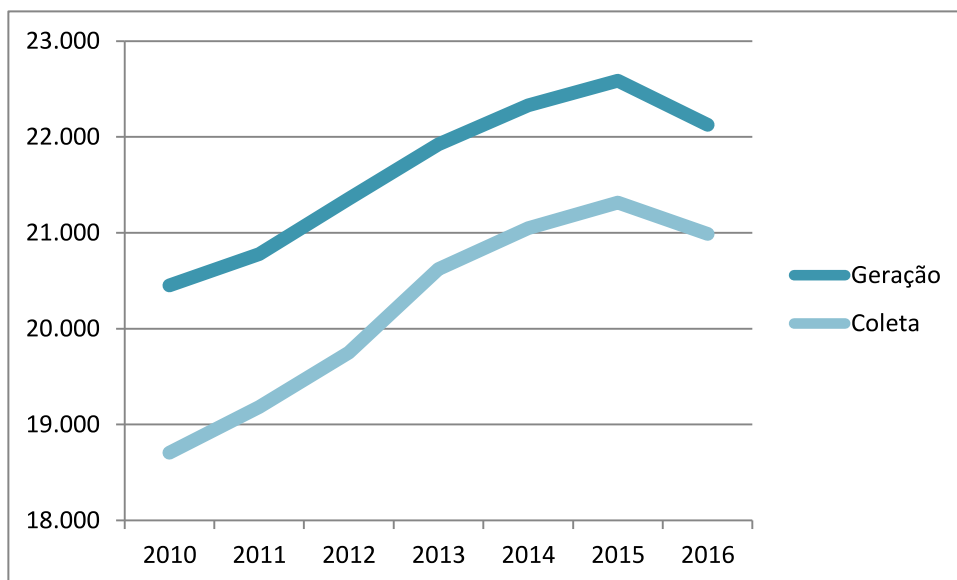
### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Panorama da gestão dos resíduos sólidos no Rio Grande do Sul e no Brasil

O aumento no volume de resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados é consequência da qualidade de vida da população, da produção e dos padrões de consumo (RIPA *et al.*, 2017; RONG *et al.*, 2017). Como consequência disso, a geração de resíduos no Brasil foi de 78,3 milhões de toneladas em 2016, representando um crescimento de 28,64% com relação ao ano de 2010 (ABRELPE, 2010; 2016)

A problemática dos RSU é responsabilidade dos municípios, sendo dependente da situação econômica local e tendo como base para a solução a eficácia da coleta dos resíduos e do processo de transporte (SUKHOLTHAMAN E SHARP, 2016). A Figura 1 mostra dados comparativos entre a geração e a coleta de RSU na região sul do Brasil (Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná) entre os anos de 2010 e 2016.

Figura 1 – Geração e coleta de resíduos sólidos urbanos no estado do RS.



Fonte: Abrelpe (2010; 2011; 2012; 2013; 2014; 2015; 2016).

A expansão da geração e da coleta no período de 05 (cinco) anos, de 2010 à 2015, foi de 10,44% e 13,94%, respectivamente. Embora a população brasileira tenha apresentado um crescimento de 0,8%, no ano de 2016, houve uma queda de 2,03% na geração e de 1,54% na coleta, quando comparado ao ano anterior. Esta diminuição pode ser atribuída à crise



econômica que se estabeleceu no país neste mesmo período, a qual influencia diretamente na aquisição de bens de consumo pela população (ABRELPE, 2010; 2015; 2016).

Observando o déficit nos serviços de coleta ao longo do período de 2010 à 2016, o último ano foi o que apresentou o menor valor com 1.140 ton/dia. Sendo assim, apesar dos valores da geração e da coleta estarem variando no decorrer dos anos, o índice de cobertura de coleta tem aumentado, ficando em 2016 com 91% (ABRELPE, 2010; 2015; 2016).

O aterro sanitário é a forma de disposição final mais usual no mundo, devido a sua simplicidade construtiva e operacional, além dos custos econômicos envolvidos (YAY, 2015). No Brasil e na região sul 58,4% e 70,6% dos resíduos, respectivamente, são encaminhados para aterros sanitários, enquanto que o restante ainda é disposto de forma inadequada no solo (ABRELPE, 2016).

O restante dos resíduos sólidos é destinado a aterros irregulares (lixões) ou aterros controlados. A existência de aterros irregulares no mundo e os impactos ambientais acarretados por esta forma de disposição devem receber uma maior atenção (RONG *et al.*, 2017). Nesse sentido, a PNRS (BRASIL, 2012) preconiza o fim da existência de lixões e aterros irregulares, mas conforme a Abrelpe (2016) esta prática ainda era corrente para 3.331 municípios do país até o ano de 2016.

### **3.2 Gestão dos resíduos sólidos urbanos**

Gerir os resíduos sólidos urbanos do “berço ao túmulo” é um dos maiores desafios para a gestão sustentável, visto que devem ser adotadas as práticas e serviços mais adequados para a problemática pensando na redução e na eliminação dos mesmos (YAY, 2015). Além disso, o detalhamento sistemático dos processos é determinante para o desenvolvimento de soluções que apresentem os reflexos econômicos positivos oriundos da redução das emissões ambientais e do uso de energia, assim como a redução dos impactos negativos sobre o meio ambiente do mau gerenciamento (JAUNICH *et al.*, 2016).

Dentre várias alternativas têm-se como principais a segregação na fonte, coleta convencional e/ou mecanizada, coleta seletiva, triagem, compostagem, utilização de aterro sanitário e incineração. Nesse sentido, evidencia-se a importância da segregação e do

acondicionamento adequado na fonte, a fim de aumentar a valorização dos resíduos e facilitar as etapas seguintes. Para mais, o dimensionamento da frota de coleta deve ser feita em acordo com as características locais, tendo como objetivo obtenção de um serviço eficaz e viável economicamente. Dependendo da distância entre o município e o local de disposição final, a utilização de unidades de transbordo é uma opção interessante, servindo para a estocagem temporária dos resíduos.

A segregação na fonte gera reflexos na eficácia do sistema de gestão de resíduos, visto que faz oscilar significativamente a quantidade e qualidade dos resíduos que seguem para as etapas seguintes como na coleta (SUKHOLTHAMAN E SHARP, 2016). Sendo assim, é uma medida que depende diretamente da colaboração da população. Struk (2017) argumenta que o incentivo para esta prática também é importante, visto que quanto menor o esforço exigido e menor o tempo de deslocamento para o descarte deste material, maior é o número de pessoas adeptas.

Sukholthaman e Sharp (2016) propuseram estratégias econômicas, sociais, ambientais e políticas com o objetivo de ampliar a segregação na fonte. Dentre elas podem ser citadas as campanhas de incentivo com o privilégio da recompensa; a apresentação de ações de educativas com foco ambiental que tragam um benefício público direto como a apresentação das vantagens da adesão à segregação na fonte e da compostagem caseira; e a criação de uma política de coleta e separação de resíduos utilizando o princípio do poluidor-pagador, do pagamento de taxa de coleta e aplicação de multas quando necessário.

Como fora citado anteriormente, a coleta dos RSU é responsabilidade dos municípios, podendo ser feita pelo mesmo ou de forma terceirizada por contratação via licitação. O tipo de recolhimento é especificado no termo de referência do processo licitatório, juntamente como as planilhas orçamentárias que apresentam o valor máximo que a prefeitura está disposta a pagar pelos serviços. As planilhas orçamentárias devem discriminar por atividade (coleta, unidade de transbordo e transporte, e disposição final) todos os custos referentes à mão de obra; operacionalidade; aquisição, aluguel e manutenção de veículos e equipamentos; despesas administrativas e os impostos e taxas.

Além disso, existem outras variáveis que interferem diretamente nos custos, que são os aspectos físicos, demográficos e operacionais específicos de cada município ou área de

coleta. Como exemplo, podemos citar o tempo para o recolhimento dos resíduos em cada parada, pois depende da competência do motorista e da agilidade dos coletores (JAUNICH *et al.*, 2016).

Na busca pela redução dos custos, dos impactos ambientais e sociais e da maior eficiência do sistema de coleta de resíduos, Kinobe *et al.* (2015) enfatizam alguns benefícios da utilização de ferramentas do SIG. Neste estudo, o uso da ferramenta permitiu a redução do número total de viagens, da distância percorrida, do tempo de coleta e o aumento no volume de resíduos coletados pelos caminhões a cada viagem, além da identificação da localização ideal para a implantação de um aterro sanitário. Com esta otimização, tem-se a diminuição do consumo de combustível e das emissões gasosas para a atmosfera.

A escolha pela coleta seletiva acrescenta outras despesas ao montante final da coleta, ficando destacado que o consumo de combustível é superior quando comparado à coleta convencional. Esta situação decorre dos baixos percentuais de segregação na fonte que afetam na quantidade de materiais coletados em cada parada, e da densidade dos materiais passíveis de reciclagem, em virtude de que possuem grandes volumes e pequena massa (JAUNICH *et al.*, 2016).

A logística do sistema de transporte de resíduos exige, em muitos casos, a existência de uma unidade de transferência/transbordo, pois os aterros sanitários localizam-se, no caso do Rio Grande do Sul, em poucos municípios e distantes dos centros urbanos. Portanto, as unidades de transbordo servem como um depósito temporário para os resíduos oriundos da coleta. À medida que os resíduos chegam, é feito o seu carregamento em um caminhão maior, o qual permite uma economia no transporte a longas distâncias até o aterro sanitário (ALELUIA E FERRÃO, 2016).

Aproveitando o contexto, a existência de unidades de transbordo em municípios de pequeno e médio porte pode ser uma alternativa para a implantação de unidades de triagem. O espaço, desde que amplo e adequado, é uma ótima escolha para viabilizar esta atividade, uma vez que os resíduos são descarregados na unidade e ficam acumulados ali por um tempo máximo de 24 horas.

A implantação de uma unidade de triagem exige um planejamento financeiro à longo prazo, devido aos altos custos de investimento com a compra e manutenção de máquinas e equipamentos e do tempo de retorno para que o investimento seja pago pela receita obtida. Além da geração de empregos e a redução no consumo de matéria prima, Agovino *et al.* (2016) frisam também a relação inversa entre o aumento do percentual de resíduos recicláveis associado à redução do percentual de resíduos encaminhados aos aterros.

A PNRS impulsiona a não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final adequada, sendo no caso dos RSU através de aterros sanitários regionais (BRASIL, 2012). A larga utilização deste tipo de disposição é conveniente devido aos baixos custos, quando comparado com as demais alternativas, e a ausência de políticas de redução, reciclagem e reutilização de resíduos (AGOVINO *et al.*, 2016).

Quanto à disposição final, é importante salientar a representatividade na utilização de aterros controlados e lixões, visto que no Brasil 41,6% dos resíduos diários gerados ainda são dispostos nos mesmos (ABRELPE, 2016). Através de um estudo de caso em Pequim, Rong *et al.* (2017) enfatizam a importância de realizar o fechamento e a recuperação destas áreas devido aos impactos ambientais causados.

Outro ponto pertinente da PNRS (BRASIL, 2012) é a formulação, implantação e operacionalização de planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos, bem como de planos de gerenciamento de resíduos. Através destes instrumentos é possível acompanhar o crescimento na geração de resíduos e a evolução do sistema de gerenciamento em acordo com desenvolvimento populacional e econômico do município.

Os maiores interessados na existência de um plano municipal detalhado e atualizado devem ser os gestores públicos. Este instrumento auxilia na visualização das qualidades e deficiências do sistema de coleta de todos os tipos de resíduos, visto que deve conter o diagnóstico da situação atual, a identificação de áreas favoráveis para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, as definições das responsabilidades quanto à implantação e operacionalização de todas as etapas e outros itens igualmente importantes.

Os cálculos dos custos referentes à prestação dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, bem como a forma de cobrança por estes serviços também

devem ser apresentados. Este item em especial, desperta o interesse de empresas de limpeza urbana por retratar as condições reais dos municípios, e facilitar o entendimento do serviço a ser realizado em caso de contratação.

Para os municípios, além de indicar os horários da coleta em todos os pontos da cidade, é uma fonte de informações que ampara na destinação de outros tipos de resíduos que não se enquadram na coleta convencional como, por exemplo, lâmpadas e mobiliários. Sendo assim, é importante que os planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos estejam sempre atualizados e disponíveis em lugares de fácil acesso.

Diante da necessidade de ser feito um diagnóstico atual, o levantamento de dados prévios como o volume de resíduos que serão coletados e encaminhados para a disposição final, a sua composição gravimétrica, a estimativa do crescimento populacional e da geração de resíduos ao longo da vida útil do aterro sanitário são indispensáveis. A composição gravimétrica detalha os tipos de resíduos as suas quantidades, apresentando os resultados em porcentagem com relação à sua massa (KONRAD *et al.*, 2014).

Além disso, a análise da composição gravimétrica serve como base para definir a sustentabilidade econômica e ambiental da implantação de mudanças no sistema de gerenciamento de resíduos de um município ou empresa. Assim, a implantação de qualquer programa de reciclagem ou de coleta seletiva depende da quantidade e qualidade de material reciclável disponível no fluxo de resíduos de uma área.

Normalmente os RSU coletados e encaminhados para o aterro apresentam grande potencial de reaproveitamento. Neste sentido, Monteiro e Zveibil (2001) afirmam que mesmo misturados, com gordura, terra e outros contaminantes, é possível segregar de 3 a 6% do volume de RSU recebido. Rodrigues *et al.* (2011) estudaram a viabilidade da implantação de uma usina de triagem no aterro sanitário de Cachoeira Paulista – SP e concluíram que 24% dos materiais possuem potencial de reciclagem.

O estudo de Konrad *et al.* (2014) caracterizou os resíduos de um consórcio do interior do Estado do Rio Grande do Sul, composto por 30 municípios e foi constatado que 18,2% do peso total correspondem a materiais recicláveis. Para Porto Alegre, Reichert e Mendes

(2014) apresentaram que aproximadamente 26,8% dos resíduos oriundos da coleta domiciliar são recicláveis e que destes, prevalecem as quantidades de papel e plástico.

Do mesmo modo Zappe (2016) fez a análise gravimétrica para um possível consórcio de municípios na região do Vale dos Sinos – RS, com os municípios de Candelária, Santa Cruz do Sul, Venâncio Aires e Vera Cruz. A autora obteve que em média 29% da fração dos resíduos podem ser reaproveitados e que 43% correspondem à fração orgânica.

Analisando as várias alternativas para cada etapa do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, torna-se necessária uma estrutura de apoio à tomada de decisão. Devido à complexidade inerente e com o objetivo de realizar a melhor escolha, é necessária a avaliação dos impactos ambientais e econômicos de cada possibilidade (SOLTANI *et al.*, 2017). Segundo este autor as incertezas nas estimativas de custos e benefícios e a capacidade das partes interessadas em expor suas preferências e conhecimentos sobre as prioridades de cada um podem afetar o resultado deste problema de gerenciamento ambiental.

Sendo assim, Soltani *et al.* (2017) realizaram um estudo de caso em Vancouver (Canadá) a fim de aumentar a confiabilidade no processo de tomada de decisão quanto às opções de tratamento de resíduos sólidos municipais. Para isso, foram considerados múltiplos critérios e preferências conflitantes de interesse público e utilizaram métodos de avaliação de incerteza como a análise de sensibilidade, processo de hierarquia analítica difusa e jogos bayesianos.

### **3.3 Análise do ciclo de vida**

Ao planejar a implementação ou a modificação de um sistema de gerenciamento de resíduos é necessário analisar a sua sustentabilidade. Para isso devem ser levados em conta os aspectos ambientais, econômicos e sociais. Nos últimos tempos se intensificou a correlação entre a análise da sustentabilidade com impactos ambientais. Dessa forma, ao analisar o impacto ambiental de um sistema de gerenciamento devem ser considerados todos os impactos ao longo do ciclo de vida dos resíduos, ou seja, “do berço ao túmulo”, da geração à disposição final (MILUTINOVIĆ *et al.*, 2017).

Neste contexto, a ACV é uma alternativa utilizada para mensurar os impactos ambientais associados a um produto ou sistema através da compilação e avaliação das entradas, das saídas e dos possíveis impactos ambientais gerados ao longo do ciclo de vida (ABNT, 2009). Quando bem aplicada, esta ferramenta permite identificar fraquezas, prioridades e a análise da influência de potenciais melhorias no sistema de gerenciamento de resíduos, auxiliando assim, na tomada de decisões (LIMA, 2007; MERSONI, 2015; RIPA *et al.*, 2017).

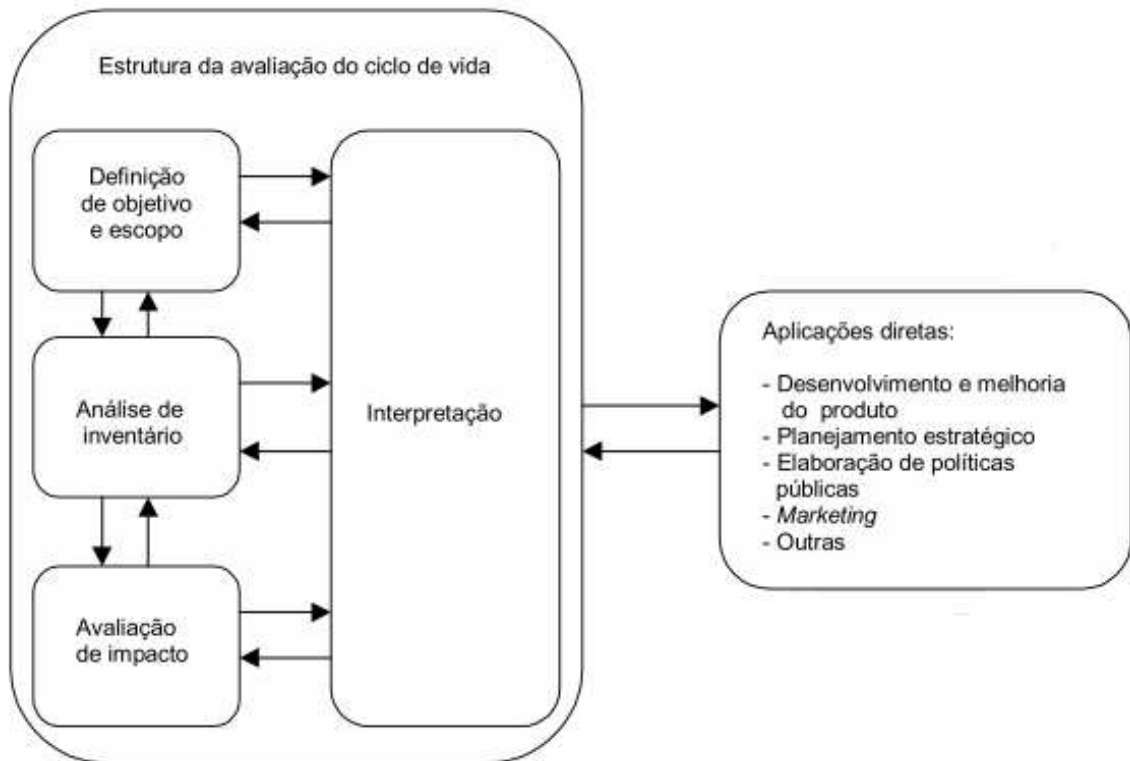
Para Cherubini *et al.* (2009), a ACV é um método internacionalmente padronizado considerado como uma das melhores ferramentas para identificar e avaliar os impactos ambientais relacionados com as opções de gerenciamento de resíduos. Pois, desta forma, é possível saber como mudanças no sistema influenciam nos impactos ambientais através da análise de cenários. É importante ressaltar que aspectos relacionados com fatores econômicos e sociais não são considerados (ABNT, 2009).

O estímulo à implementação da ACV é um dos objetivos da PNRS (BRASIL, 2012). As duas normas brasileiras atuais, publicadas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), que dispõe sobre ACV são a NBR ISO 14.040:2009 (Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura) e a NBR ISO 14.044:2009 (Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e Orientações).

Posto isso, o uso desta ferramenta deve seguir a metodologia padronizada pela NBR ISO 14.040, a qual considera como etapas: a definição de objetivo e escopo, a análise de inventário, a avaliação de impacto ambiental e a interpretação (ABNT, 2009). A Figura 2 mostra a estrutura da metodologia de avaliação do ciclo de vida.

O objetivo e o escopo do estudo devem ser bem caracterizados. Para isso, deve ser limitado o sistema a ser estudado e suas fronteiras, assim como deve ser feita a seleção das categorias de impacto a serem analisadas e a metodologia utilizada (ABNT, 2009). Dentre os *softwares* mais utilizados para a ACV podem ser citados o *SimaPro*, *GaBi*, *Umberto*, entre outros. Para estudos voltados para o gerenciamento de resíduos Gilardino *et al.* (2017) utilizaram o *SimaPro*, Herva *et al.* (2014), Trentin (2015), Zappe (2016) e Milutinović *et al.* (2017) o *Umberto* nos estudos de ACV realizados.

Figura 2 – Estrutura de avaliação do ciclo de vida.



Fonte: ABNT (2009).

Na análise de inventário do ciclo de vida (ICV) deve ser feita primeiramente a compilação de dados envolvendo as entradas e saídas de energia e matéria-prima, informações de produtos, co-produtos, resíduos, emissões atmosféricas, entre outros aspectos ambientais relacionados ao sistema em questão (ABNT, 2009). Sendo assim, esta etapa envolve a coleta de todos os dados necessários a fim de alcançar o objetivo pretendido.

Em situações onde a pesquisa de campo não supre a necessidade de dados, utilizam-se bancos de dados em conjunto com o *software* escolhido para a ACV. Processos envolvendo emissões de transporte, eletricidade, consumo de combustível e outros, podem ser modelados com a utilização destes bancos de dados. Os autores Buratti *et al.* (2015), Bueno *et al.* (2015) e Ripa *et al.* (2017) utilizaram o *Ecoinvent*.

A fase seguinte, de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV), busca a análise da significância dos impactos ambientais potenciais de um sistema ao longo do seu ciclo de vida (ABNT, 2009). Reichert e Mendes (2014) simplificam esta etapa como sendo a utilização de



uma metodologia que relaciona o inventário e os danos ou impactos ambientais como, por exemplo, “toxicidade humana”.

Crespo Mendes *et al.* (2016) reforçam que isso é feito por meio de modelos e fatores de caracterização contidos nos métodos de AICV e identifica como principais o *CML 2002*, *Eco-indicator 99*, *Ecological Scarcity*, *ReCiPe*, *EDIP* e outros. Em seu estudo, Pires *et al.* (2017) compararam diferentes sistemas de coleta de resíduos recicláveis em Portugal utilizando o método *CML 2000*. Para isso optou pelas seguintes categorias de impacto: depleção abiótica, acidificação, eutrofização, mudanças climáticas, toxicidade humana e oxidação fotoquímica.

Este processo resulta em uma tabela de inventário, a qual expõe para cada etapa do sistema a quantificação das saídas para o meio ambiente e os insumos utilizados. A multiplicação destes resultados por fatores de caracterização acarreta em indicadores de impacto como Kg CO<sub>2</sub> – Eq para “mudanças climáticas”. Sendo assim, as categorias de impacto possuem unidades diferentes, o que impede a comparação direta (REICHERT E MENDES, 2014; ZAPPE, 2016; ANDREASI BASSI *et al.*, 2017).

A categoria de impacto ambiental “potencial de aquecimento global ou mudanças climáticas” é causada pelas emissões atmosféricas que impulsionam o “efeito estufa”. As emissões de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O são comuns quando se trata de gerenciamento de resíduos. Esta categoria tem como fator de caracterização o potencial de aquecimento global (PAG) com um horizonte de 100 anos (REICHERT, 2013; MILUTINOVIC *et al.*, 2017; PÉREZ *et al.*, 2017). Segundo Reichert (2013) o indicador geral é calculado do seguinte modo:

$$MdCl = \sum_{i=1}^n PAG_i \times m_i$$

*MdCl* = resultado do indicador, expresso em kg CO<sub>2</sub> - Eq;

*PAG<sub>i</sub>* = Potencial de Aquecimento Global da substância *i*;

*m<sub>i</sub>* = massa da substância *i* emitida em kg.

O potencial de acidificação é causado por poluentes que ocasionam impactos sobre o solo, água subterrânea, águas superficiais, organismos vivos e no ambiente construído. No gerenciamento de resíduos, os principais impactos resultam das emissões de NO<sub>x</sub> de

processos térmicos, NH<sub>3</sub> de processos biológicos e SO<sub>2</sub> da produção de eletricidade (REICHERT, 2013; MILUTINOVIĆ *et al.*, 2017).

A categoria de potencial de eutrofização é explicada pelas concentrações excessivas de macro nutrientes devido à matéria orgânica presente no sistema. A sua influencia afeta tanto os ecossistemas terrestres quanto os aquáticos e é consequência das emissões de N e P (REICHERT, 2013; MILUTINOVIĆ *et al.*, 2017).

A toxicidade humana refere-se aos efeitos negativos de substâncias tóxicas emitidas ao ambiente sobre a saúde humana. As emissões da gestão de resíduos com impacto mais significativo compreendem os metais, dioxinas, Ba e Sb e interferem tanto no ar quanto em meios com água doce (REICHERT, 2013; MILUTINOVIĆ *et al.*, 2017).

O uso do solo é quantificado com base em dados empíricos de qualidade dos ecossistemas, envolvendo diretamente o tipo de uso do solo e o tamanho da área (REICHERT, 2013).

Para a oxidação fotoquímica as emissões mais relevantes no gerenciamento de resíduos são o CH<sub>4</sub> dos aterros sanitários e as emissões de NO<sub>x</sub> e CO dos processos térmicos (MILUTINOVIĆ *et al.*, 2017).

Para mais, a AICV tem como elemento opcional a normalização, que é o cálculo da magnitude dos resultados dos indicadores relativamente a informações de referência. Rajaeifar *et al.* (2015) exprimem que a normalização ajuda na compreensão da importância e magnitude dos resultados para cada sistema estudado, e permite que os impactos ambientais sejam comparados entre si.

A última fase é chamada de interpretação do ciclo de vida, e quando realizada deve envolver a análise simultânea de todas as informações obtidas nas etapas anteriores. O rumo da interpretação influencia nas conclusões e recomendações dos tomadores de decisão. Portanto, os resultados devem ser apresentados de maneira compreensível, completa e consistente, em concordância com o objetivo e o escopo da ACV (ABNT, 2009).

É importante destacar que as opções apontadas podem não proporcionar melhorias em todas as categorias de impactos ambientais, tornando pertinente a discussão das prioridades (RIPA *et al.*, 2017). A fim de simplificar a tomada de decisão, é fundamental que

os resultados obtidos pela ACV estejam acompanhados de um cronograma de atividades com o propósito de evitar transtornos na logística da empresa ou do município e principalmente, de um estudo da viabilidade econômica para a implantação das modificações apontadas.

Yay (2015) reforça ainda que os resultados da ACV do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos municipais permitem a comparação direta entre os impactos ambientais reais de diferentes tecnologias e opções de planejamento para os municípios conforme as suas características. No caso do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, a ACV é uma etapa prévia relevante para o planejamento e descrição das atividades, e especialmente para a elaboração das planilhas de custos de uma licitação que tenha como objeto a contratação de empresas para a prestação de serviços de limpeza urbana, transporte e disposição final dos resíduos.

Sendo assim, os tomadores de decisão terão uma visão mais ampla das alternativas para o município, em acordo com as principais necessidades e possibilidades de investimento econômico. Os principais itens envolvem os tipos de coleta (convencional e/ou containerizada), os caminhões e veículos utilizados, as opções da instalação de unidade de transbordo e de triagem e da melhor solução quanto ao tratamento e disposição final dos resíduos.

Portanto, utilização da ferramenta ACV dá um suporte para a identificação dos pontos fracos ao longo do sistema de gerenciamento de resíduos e permite que seja feita uma análise de uma série de tecnologias para testar a influência de potenciais melhorias no cenário atual. Com isso é possível melhorar a eficiência ambiental da gestão de resíduos a nível local, desde o ponto de geração até a sua disposição final (GENTIL *et al.*, 2010; RIPA *et al.*, 2017).

### **3.4 Aplicação da análise do ciclo de vida na gestão dos resíduos**

A gestão dos resíduos sólidos urbanos gera uma carga sobre o meio ambiente (emissão, uso de materiais e energia), e os seus benefícios são oriundos da recuperação dos materiais e das alternativas energéticas. Sendo assim, o foco dos estudos de ACV deve estar nas saídas e não nas entradas. Os resultados obtidos mostram que é possível melhorar a

eficiência da cadeia de gerenciamento de resíduos local, a fim de fortalecer todo o processo (ANDREASI BASSI *et al.*, 2017; RIPA *et al.*, 2017).

Os impactos ambientais dos sistemas de gestão de resíduos em diversas partes do mundo foram avaliados pela ACV a partir de diferentes *softwares* e metodologias de análises de resultados. Brogaard e Christensen (2016) frisam sobre a ausência da inclusão dos custos ambientais dos bens de capital (edifícios, máquinas, etc.) na grande parte dos estudos da área, a qual os autores julgam importantes.

Na China os resíduos sólidos urbanos são encaminhados para aterros sanitários (62,90%) e para incineradores (34,90%). A fim de investigar práticas que reduzam as emissões de gases de efeito estufa, Liu *et al.* (2017) propuseram diferentes cenários para o estudo da ACV com o *software EASETECH*. O melhor cenário foi coleta seletiva na fonte, seguida por digestão anaeróbica da fração orgânica, incineração de plástico, tecido e papel, e o depósito em aterro sanitário da fração inorgânica.

Andreas Bassi *et al.* (2017) aplicaram a ACV para avaliar a gestão de uma tonelada de resíduos domiciliares em sete países europeus (Alemanha, Dinamarca, França, Reino Unido, Itália, Polônia e Grécia) a fim de quantificar o desempenho ambiental analisando as fontes dos principais impactos ambientais em diferentes nacionalidades. Para a modelagem foi utilizado o *EASETECH* e o sistema incluiu coleta, transporte, reciclagem, tratamento, recuperação de materiais e energia e disposição final.

As categorias de impacto consideradas foram mudanças climáticas, eutrofização de água doce, eutrofização marinha, eutrofização terrestre, acidificação terrestre, toxicidade humana carcinogênica, toxicidade humana não cancerígena, eco toxicidade, poluição do ar, esgotamento de recursos fósseis abióticos e esgotamento de recursos minerais abióticos. Os resultados apontam que quando consideradas, a reciclagem de materiais e a recuperação e utilização de energia, fornecem benefícios ambientais. Além disso, o gerenciamento de resíduos é ambientalmente melhor nos países com uma dependência mínima de aterros (ANDREASI BASSI *et al.*, 2017).

Bueno *et al.* (2015) utilizaram a ferramenta *LCA-IWM* para comparar alternativas de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos com diferentes percentuais de

segregação de resíduos para a cidade de Gipuzkoa na Espanha. Para isso foram avaliadas as categorias de impacto de depleção dos recursos abióticos, potencial de aquecimento global, toxicidade humana, formação oxidante fotoquímica, acidificação e eutrofização.

Buratti *et al.* (2015) e Ripa *et al.* (2017) realizaram a ACV para analisar os impactos ambientais de diferentes estratégias de gestão dos resíduos sólidos urbanos em Umbria e Nápoles na Itália, respectivamente. Ambos autores utilizaram a base de dados da *Ecoinvent* e o *software SimaPro*. Buratti *et al.* (2015) procuraram soluções para os resíduos orgânicos e Ripa *et al.* (2017) testaram estratégias ao longo de todo sistema de gerenciamento, em termos de porcentagem de coleta seletiva, rotas de transporte e opções para disposição de resíduos.

Para determinar o melhor modelo de gestão dos resíduos sólidos urbanos de Sakarya, na Turquia, Yay (2015) usou o modelo de avaliação do ciclo de vida desenvolvido pelo *software SimaPro* versão 8.0.2 com o método *CML-IA* (atualização do método *CML 2*). Os limites do sistema incluem coleta e o transporte, tratamento e descarte por meio da recuperação de materiais, compostagem, incineração e aterro sanitário. Os resultados apontam que o sistema integrado com todas as opções relacionadas é a solução mais sustentável.

Focando em apenas uma das etapas do sistema de gerenciamento de resíduos no distrito de Coma em Lima (Peru), Gilardino *et al.* (2017) combinaram técnicas de pesquisa operacional com a ACV para localizar pontos de coleta seletiva. O objetivo foi criar um sistema efetivo de rotas de coleta para os caminhões compactadores a fim de reduzir os impactos ambientais causados. O método de avaliação selecionado foi o *ReCiPe*, e as categorias de impacto consideradas foram potencial de aquecimento global, formação de oxidantes fotoquímicos, potencial de acidificação, formação de matéria particular, depleção de água, depleção de metal e a depleção de fósil.

No Brasil, para o Rio de Janeiro, Angelo *et al.* (2016) e Bernstad Saraiva *et al.* (2017) focaram no manejo das frações orgânicas dos resíduos domiciliares com o objetivo de identificar a opção mais adequada para a sua gestão. O *software* utilizado por ambos foi o *EASETECH* e para a simulação dos cenários propostos foram considerados o potencial de aquecimento global, potencial de depleção do ozônio, partículas, radiação ionizante,

formação oxidante fotoquímica, eutrofização de água doce, eutrofização marinha, acidificação, eutrofização terrestre, eco toxicidade, depleção de recursos abióticos, toxicidade humana cancerígena, toxicidade humana não cancerígena.

Reichert e Mendes (2014) montaram oito cenários com diferentes alternativas de coleta (seletiva e containerizada) e de tratamento (reciclagem, compostagem, digestão anaeróbia, processos térmicos e disposição em aterro) para Porto Alegre, Rio Grande do Sul. A ferramenta de inventário utilizada foi o *IWM-2*, a metodologia de avaliação dos impactos foi a *CML 2001* e as categorias de impacto avaliadas foram mudanças climáticas, toxicidade humana, formação de foto-oxidantes, acidificação, eutrofização e uso de energia. Além disso, o trabalho apresenta a avaliação da sustentabilidade econômica dos cenários, o que é de extrema importância para a tomada de decisão.

No mesmo contexto, Zappe (2016) realizou um diagnóstico do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos dos municípios de Candelária, Santa Cruz do Sul, Vera Cruz e Venâncio Aires, no Rio Grande do Sul, com o propósito de impulsionar a ideia da formação de um consórcio. A ferramenta utilizada foi o *Umberto NXT LCA* com a avaliação dos impactos pelo método *CML 2001*.

Foram avaliados três cenários com a simulação de diferentes tipos de coleta (convencional, seletiva e containerizada), com a utilização de usinas de triagem e a disposição final em aterro sanitário ou incineração. As categorias de impacto analisadas foram potencial de aquecimento global, potencial de acidificação, potencial de eutrofização, toxicidade humana, oxidação fotoquímica e depleção dos recursos abióticos (ZAPPE, 2016).

### **3.5 Programa computacional utilizado**

Os tomadores de decisão buscam soluções que tragam aumento da eficiência de um determinado processo ou tecnologia, ou ainda de um sistema de gerenciamento que envolva diversos tipos de serviços e técnicas. Neste contexto, pode ser utilizada a metodologia da ACV, a qual calcula o impacto ambiental de um produto ou um sistema ao longo de todo o seu ciclo de vida (ABNT, 2009).

No caso do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos em que existem etapas que suportam a escolha de diferentes alternativas, podem ser aplicadas ferramentas como o *Umberto NXT*<sup>®</sup>. Este *software* foi desenvolvido pelo IFU (Instituto de Informática Ambiental da Universidade de Hamburgo) e pelo IFUE (Instituto de Pesquisa Ambiental e Energética da Universidade de Heidelberg) na Alemanha, e propicia a implementação da análise do ciclo de vida.

O *Umberto NXT* possibilita que seja feita a modelagem detalhada de fluxos e a simulação de diversos tipos de processos com a inclusão de dados (entradas e saídas) referentes aos usos de recursos, energia, gerenciamento de resíduos e outros (CZAPLICKA-KOLARZ *et al.*, 2014). Tem como objetivo a obtenção de balanços de massa e energia para todo o sistema e subsistemas arbitrários além da avaliação de fases, grupos de materiais, processos e outros<sup>1</sup>.

Para o cálculo das métricas de AICV é preciso uma grande quantidade de dados que são difíceis de coletar na prática. Visto isso, o banco de dados da *Ecoinvent* oferece informações relevantes, confiáveis e acessíveis de vários conjuntos de dados em diversas áreas, inclusive sobre o fornecimento de energia, transporte e gerenciamento de resíduos. A confiabilidade deste banco de dados é garantida por um processo de revisão pelos pares, no qual os dados passam por um especialista interno de ACV antes de serem colocados à disposição (PASCUAL-GONZÁLEZ *et al.*, 2016).

A primeira versão do *Ecoinvent 2* foi lançada em 2007. Na sequência foi lançado em maio de 2013, a versão 3 a qual oferece dados oferece vários novos recursos interessantes, bem como conjuntos de dados novos e atualizados. A versão 3.1 de 2014 apresentou novos dados, com novos produtos e atualizações para os setores existentes. Também trouxe de volta o modelo de alocação da versão 2. A versão 3.2 foi lançada em 2015 e fornece uma atualização adicional do setor elétrico, dados sobre transporte refrigerado e novos dados internacionais para vários setores. Também introduziu grupos de mercado para regiões, países e produtos. E por último, a versão 3.3, lançada em 2016, incluindo várias centenas de

---

<sup>1</sup> Dados retirados do site: <https://www.ifu.com/en/umberto/>, acesso em 16/11/2017.

novos conjuntos de dados agrícolas. Além disso, várias melhorias gerais para o banco de dados como, por exemplo, a adição de preços (em dólares) para todos os produtos <sup>2</sup>.

Nos casos em que não existem informações a respeito do tratamento de resíduos, por exemplo, são aplicados os processos de tratamento de resíduos padrões definidos por tipo de material. Nesta circunstância, são assumidos que os plásticos e o papel são incinerados, os metais reciclados e que os materiais inertes vão para aterros, por exemplo (FRISCHKNECHT E REBITZER, 2005).

À medida que o cálculo da avaliação do ciclo de vida e a avaliação de impacto são realizados pelo *software*, a interpretação dos resultados fica a sob a responsabilidade de quem aplicou a ferramenta. Portanto, o indivíduo deve ter conhecimento suficiente para realizar uma análise coerente e indicar as melhores opções do ponto de vista ambiental, social e econômico. Além disso, a apresentação dos resultados deve ser de fácil entendimento, de modo que os pontos críticos do sistema possam ter condições suficientes para tomar decisões.

Alguns recursos do *Umberto NXT LCA* facilitam a interpretação dos dados, como a exportação de todos os dados para *Excel*<sup>®</sup> e a exibição dos resultados por diagramas de Sankey<sup>3</sup>. O diagrama de Sankey é um tipo de fluxograma no qual a largura das setas é proporcional à quantidade do fluxo. São utilizados para visualizar a transferência de materiais entre processos, quantidade de energia e custos, por setas diferenciadas. Segundo Czaplicka-Kolarz *et al.* (2014), em sistemas complexos, este diagrama permite a identificação de fluxos extremos, possibilitando modificações a fim de reduzir a consumo de energia, a emissão de poluentes e outros. A Figura 3 exemplifica o diagrama de Sankey a partir das fontes de energia utilizadas.

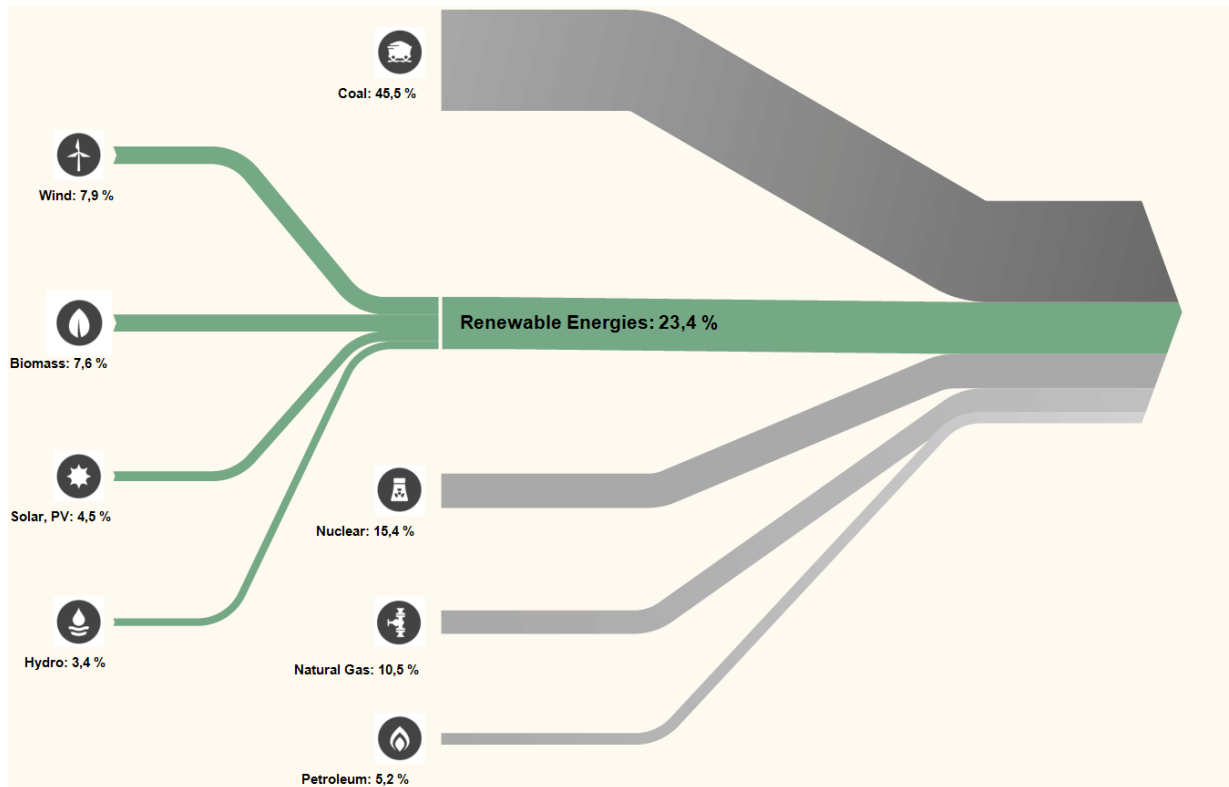
---

<sup>2</sup> Dados retirados do site: <http://www.ecoinvent.org/home.html>, acesso em 26/12/2017.

<sup>3</sup> Dados retirados do site: <https://www.ifu.com/en/umberto/>, acesso em 16/11/2017.



Figura 3 – Exemplo do diagrama de Sankey para fontes de energia.



Fonte: Dados retirados do site: <https://www.ifu.com/en/umberto/>, acesso em 26/12/2017.

### 3.6 Seleção de área para implantação de aterro sanitário

A utilização de aterros sanitários é o método comumente usado para a disposição final de resíduos sólidos, e a seleção de áreas adequadas para a implantação dos mesmos é parte importante do planejamento urbano (BAHRANI *et al.*, 2016). Muitos países em desenvolvimento estão tentando fornecer um sistema adequado de gerenciamento de resíduos devido às rápidas mudanças no panorama sócio econômico que promovem o aumento da população, da urbanização e o surgimento de padrões de produção e consumo sem muitas preocupações com as questões ambientais (ŞENER *et al.*, 2011; EL MAGUIRI *et al.*, 2016).

A seleção de área para construção e operação de aterro sanitário é um processo bastante complexo e prolongado, que depende da avaliação de vários critérios e regulamentos. Esta seleção em regiões urbanas é uma questão crítica no processo de planejamento urbano devido ao enorme impacto que influencia na economia, no meio

ambiente e na saúde pública da região (CHANG *et al.*, 2008; ŞENER *et al.*, 2011; EL BABA *et al.*, 2015).

A ideia de “não no meu quintal” cria uma grande pressão sobre os tomadores de decisão envolvidos em projetos de seleção de um local apropriado para a implantação de aterro sanitário. Apesar das melhorias da legislação, dos avanços tecnológicos e das cobranças exigidas ao longo do processo de licenciamento ambiental, a aceitação pública da localização de novas instalações de tratamento e disposição final de resíduos é ainda muito baixa. Isso é decorrente da preocupação com os efeitos nocivos sobre o meio ambiente e à saúde humana (CHANG *et al.*, 2008; FERNÁNDEZ-NAVA *et al.*, 2014).

O processo de seleção de área precisa atender a critérios técnicos, ambientais e restrições legais. Tanto o projeto quanto a construção devem obedecer à legislação existente. Isto envolve a elaboração de Estudo de Impacto Ambiental (EIA) para os empreendimentos com capacidade de recebimento superior a 60 ton/dia e a obtenção das licenças ambientais em acordo com as etapas do empreendimento e conforme o exigido pelo órgão ambiental do estado<sup>4</sup>.

A NBR 8.419 (ABNT, 1996) descreve uma apresentação de projetos de aterros sanitários de RSU, e sugere que na justificativa da escolha de área sejam considerados: zoneamento ambiental, zoneamento urbano, acessos, vizinhança, economia de transporte, titulação da área escolhida, economia operacional do aterro sanitário, infraestrutura urbana e a existência de bacia e sub-bacia hidrográfica onde o aterro sanitário se localizará.

Outra norma importante para este tipo de projeto é a NBR 13.896 (ABNT, 1997), e remete aos aterros de resíduos não perigosos com critérios para projeto, implantação e operação. Os critérios mínimos estipulados tem o propósito da minimização dos impactos ambientais causados pela implantação do aterro, o aumento da aceitação da população, o respeito pelo zoneamento ambiental e a utilização da área por um longo prazo. Estes critérios envolvem a topografia, geologia e tipo de solo existente, recursos hídricos, vegetação, acessos, tamanho disponível e vida útil, distância mínima de núcleos populacionais e os custos.

---

<sup>4</sup> Dados retirados do site: <http://www.fepam.rs.gov.br/>, acesso em 08/06/2017.

Para aterros de RSU de pequeno porte a NBR 15.849 (ABNT, 2010) aponta diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento. Além de apontar critérios mínimos semelhantes aos da NBR 13.896, considera como diretrizes a minimização do potencial de impacto ambiental e sanitário associado à instalação, operação e encerramento do aterro, em consonância com a legislação; a minimização dos custos envolvidos; a maximização da aceitação da instalação pela população; e ainda que o aterro esteja de acordo com a legislação de uso e ocupação do solo, com a legislação ambiental e demais normas pertinentes.

No estado do Rio Grande do Sul, a instituição responsável pelo licenciamento ambiental é a Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (FEPAM). A Diretriz Técnica nº 04/2017 da FEPAM impõe que para o licenciamento ambiental, os aterros sanitários devem ser projetados, implantados e operados em conformidade com as normas e legislação vigentes. Com relação à seleção de área, esta diretriz determina que sejam obedecidos critérios similares aos apontados pelas normas acima descritas.

De acordo com Nas *et al.* (2009) um aterro sanitário deve estar localizado e ser projetado de modo que atenda às condições necessárias para prevenir a poluição do solo, do ar e das águas subterrâneas e de superfície. Além disso, deve ter proximidade com estradas com o intuito de economizar custos com transporte e estar o mais longe possível da densidade populacional, para reduzir o impacto da poluição para a saúde pública.

Nesse contexto, a fim de facilitar o processo de escolha área podem ser utilizadas ferramentas de geoprocessamento. Estas ferramentas aceleram o processo de escolha e manipulam informações georreferenciadas através de instrumentos, *hardware* e *software* com a intenção de coletar, armazenar e processar dados geocodificados (CASTILHOS JUNIOR, 2002).

Vários pesquisadores usaram métodos diferentes para o processo de seleção do local. Şener *et al.* (2010) combinou um SIG com o Processo de Hierarquia Analítica (AHP), do inglês *Analytical Hierarchy Process*, para examinar vários critérios como geologia, hidrologia, relevo, usos do solo, áreas de proteção, malha viária, entre outros, a fim de determinar a área mais adequada para a instalação de um aterro sanitário em uma região da Turquia.

Gorsevski *et al.* (2012) utilizaram o AHP e a Técnica Ponderada Ordenada, do inglês *Ordered Weighted Average (OWA)*, para a Macedônia. O AHP foi usado para a atribuição de pesos, enquanto a OWA foi utilizada para gerar alternativas de decisão e reduzir incertezas associadas à interação entre múltiplos critérios. Gbanie *et al.* (2013) aplicaram o *ArcGIS 10* e a AMD para o sul de Serra Leoa.

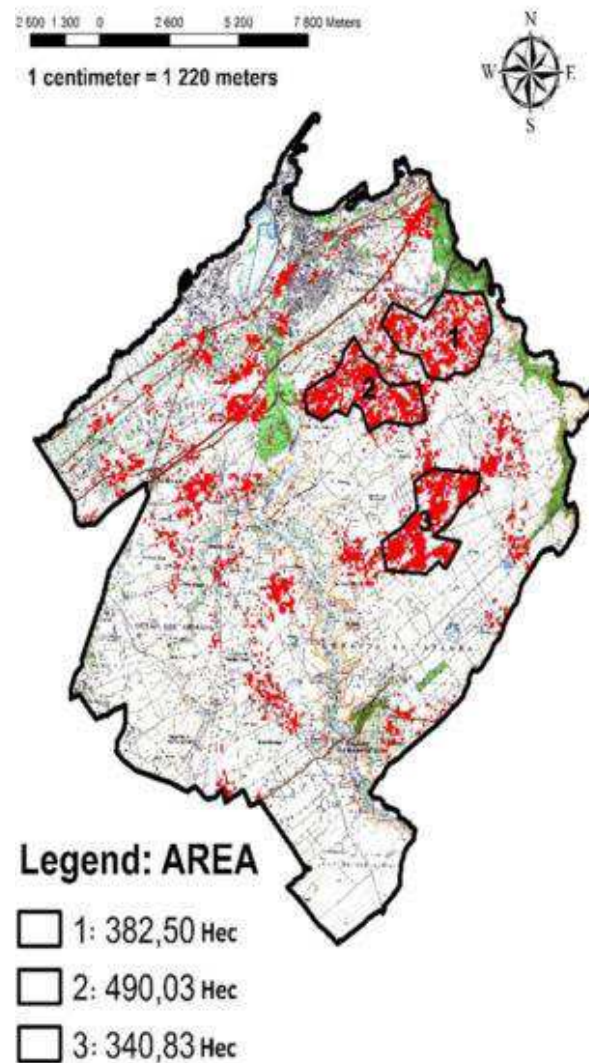
Carissimi *et al.* (2015) adotaram uma metodologia baseada na utilização do geoprocessamento com *SIG SPRING* e *TerraView*, além do AHP em Porto Velho/RO. O estudo envolveu critérios técnicos (precipitação e declividade), ambientais (drenagem, APP e áreas especiais), sociais (áreas populacionais e rodovias), econômicos (tamanho da área e distância do centro gerador de resíduos), entre outros. Além disso, foi feito também um detalhamento da vulnerabilidade física e dos aspectos econômico-financeiro.

El Baba *et al.* (2015) empregaram a análise de AMD com a o método AHP para seleção de área na Faixa de Gaza. Usando técnicas de GIS foram considerados diferentes mapas temáticos como o uso da terra, o tipo de solo, a profundidade das águas subterrâneas, a distância das estradas, a precipitação e a elevação a fim de obter a melhor área.

Para a cidade de Mohammedia no Marrocos, El Maguiri *et al.* (2016) optaram por combinar o SIG com a AMD a fim de encontrar a melhor combinação entre capacidade, expectativa de vida e localização de uma área adequada para o novo aterro sanitário. Os autores consideram o SIG uma excelente ferramenta de análise para planejamento e gerenciamento, visto que possui capacidade de armazenar, manipular e produzir informações espaciais.

Além disso, El Maguiri *et al.* (2016) utilizaram o *software ArcGIS* versão 10.2 com o método de “sobreposição ponderada”. Esta ferramenta aplica uma das abordagens mais utilizadas para análise de sobreposição para resolver problemas multicritérios, como seleção de sites e modelos de adequação. Para isso, foram empregados mapas topográfico, de declividade, águas superficiais, cobertura de solo, geológico e de desenvolvimento e planejamento regional. A Figura 4 mostra o mapa obtido pelos autores com 03 (três) alternativas de áreas potenciais para a implantação de aterro sanitário em Mohammedia.

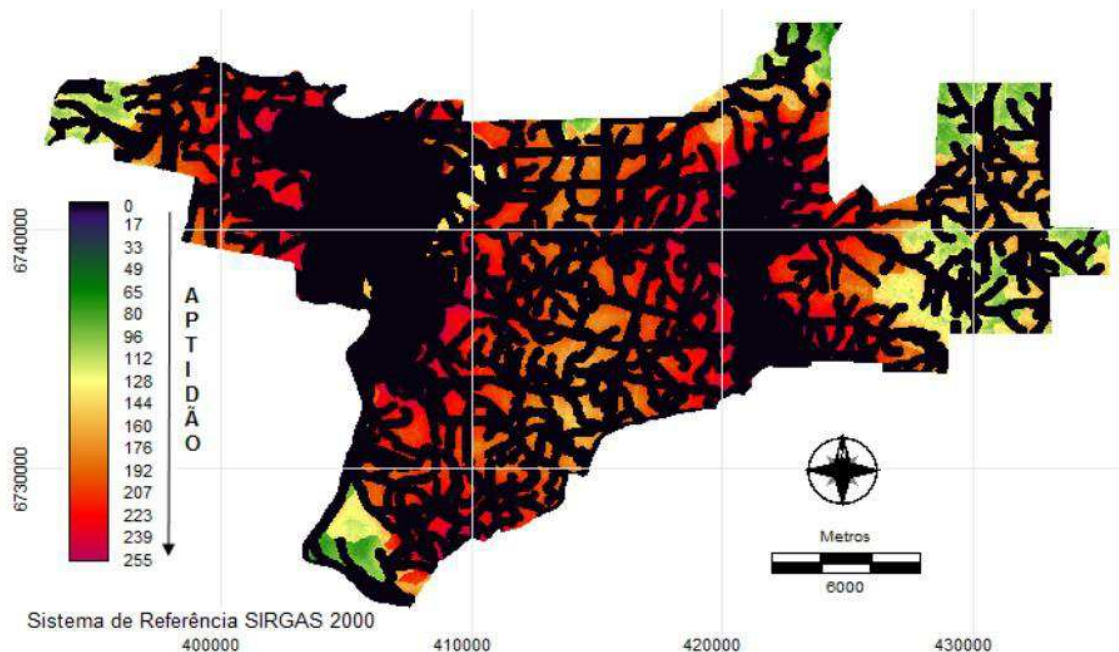
Figura 4 – Mapa com áreas potenciais para a implantação de aterro sanitário em Mohammedia.



Fonte: El Maguiri *et al.* (2016).

Born (2014) trabalhou na avaliação da aptidão de áreas para a instalação de aterro sanitário nos municípios de Estrela, Lajeado e Teutônia, no estado do Rio Grande do Sul. Para isso, foi aplicado SIG, através da utilização de rotinas de apoio à decisão por múltiplos critérios. Os fatores selecionados foram distância das manchas urbanas, geologia, solos, distância dos rios, distância das estradas, usos do solo e declividade. A metodologia consistiu no estabelecimento dos critérios de restrição, dos fatores de aptidão, a padronização em uma unidade comum, comparação pareada dos fatores e agregação dos fatores e restrições. A Figura 5 mostra o mapa de aptidão para a instalação de aterros sanitários em Estrela, Lajeado e Teutônia.

Figura 5 – Mapa de aptidão para a instalação de aterro sanitário em Estrela, Lajeado e Teutônia.



Fonte: Born (2014).

Segundo Born (2014) o emprego dos sistemas de informações geográficas, assim como da metodologia de análise por múltiplos critérios de apoio à decisão, conferem rapidez, baixo custo e precisão nos dados analisados para definir áreas adequadas à implantação de aterros sanitários, que podem vir a ser aplicadas em outros municípios, facilitando desta maneira a disposição final adequada dos resíduos sólidos urbanos.

A construção de um aterro sanitário deve ser avaliada de modo que sejam considerados todos os impactos ambientais ocasionados ao longo do processo, sendo incluídos os elementos de infraestrutura (cercamento, isolamento vegetal, controle de acesso, prédio administrativo, estacionamento, lavador de veículos e equipamentos, garagem, almoxarifado e vias de acesso principal e secundário), construtivos (bases modulares, impermeabilização, drenagem e coleta do lixiviado, coberturas, drenagem e controle de águas pluviais, dreno de gases, armazenamento e tratamento do lixiviado e poços de monitoramento) e de encerramento (KAJINO, 2005).

Além dos impactos ambientais, é importante fazer o levantamento do custo total da implantação, operação, encerramento e manutenção do aterro sanitário, detalhando inclusive os fluxos de caixa (entradas e saídas de recursos) ao longo da vida útil do mesmo e

após o seu encerramento. Esta análise econômica possibilita a análise da viabilidade do empreendimento, o estudo de alternativas de arrecadação de recursos por meio de cobrança de tarifa dos usuários e é um fator decisivo na tomada de decisão após a ACV (KAJINO, 2005).

A PNRS (BRASIL, 2012) estipula ainda que existam medidas que incentivem e viabilizem a gestão regionalizada dos resíduos. Visto isso, tornam-se importantes estudos de escolha de área em municípios que tenham uma localização privilegiada, que favoreça a formação de consórcios ou o recebimento de resíduos de municípios no entorno.

Para mais, está prescrito na PNRS (BRASIL, 2012) que deve ser feita a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético, além da disposição final. Estes itens devem respeitar normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar impactos ambientais diversos.

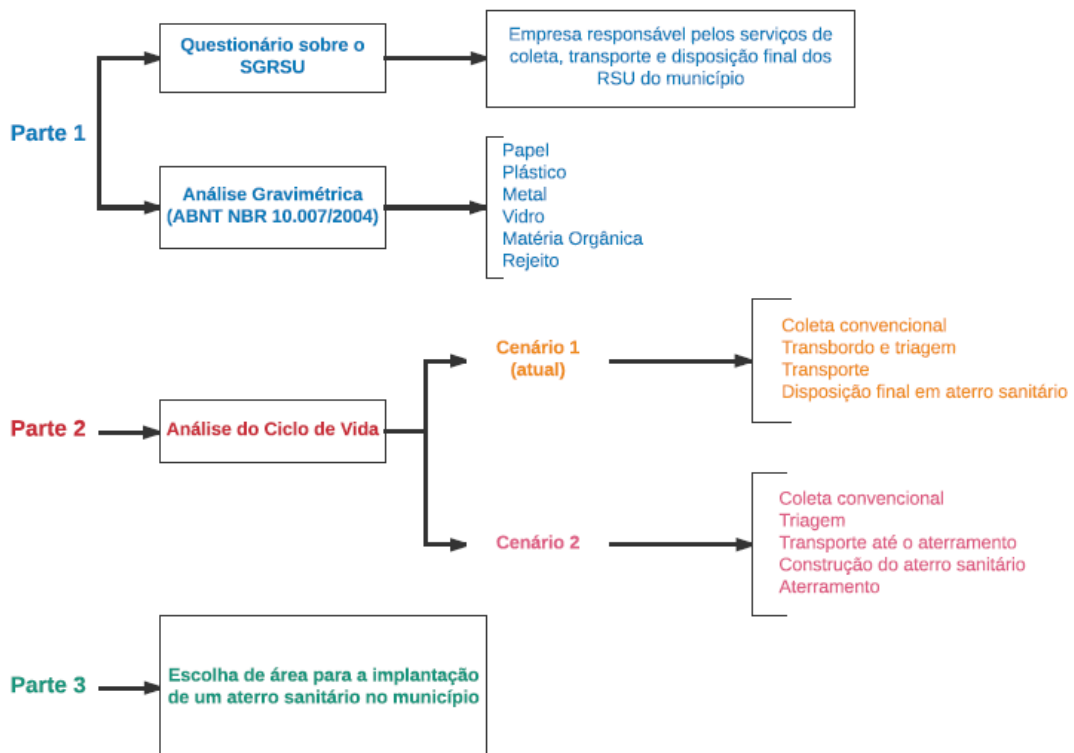
## 4 METODOLOGIA

A metodologia do presente trabalho está dividida em três partes. A primeira parte consiste na realização de um estudo diagnóstico e prognóstico da situação atual do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos do município de São Gabriel a partir da coleta de dados relevantes para o estudo, referentes a cada etapa do gerenciamento. Com o objetivo de ter uma visão mais detalhada da situação, foi aplicada uma análise gravimétrica dos resíduos gerados pelos munícipes.

A segunda parte foi a simulação de dois cenários de gerenciamento de resíduos com o programa *Umberto NXT LCA* versão 7.13, utilizando o banco de dados da *Ecoinvent*<sup>®</sup> versão 3.3. O primeiro cenário corresponde ao sistema atual. Na sequência foi simulado o cenário 2, o qual abrange a recomendação da construção de um aterro sanitário no município.

A terceira parte do trabalho trata da escolha de uma área adequada para a implantação do aterro sanitário no município. Para isso foi aplicada a combinação do Sistema de Informações Geográficas (SIG) com a Análise Multicritério de Decisões (AMD) em acordo com a legislação vigente. Na Figura 6 está apresentado um fluxograma das etapas da metodologia usada no trabalho, a qual está detalhada seguidamente.

Figura 6 – Fluxograma da metodologia aplicada.





#### 4.1 Diagnóstico do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos

O município de São Gabriel está localizado na região da Campanha Central do Estado do Rio Grande do Sul, próximo da fronteira com o Uruguai e sendo banhado pelo curso do Rio Vacacaí. Tem uma área de 5.020 km<sup>2</sup>. Sua base econômica está associada principalmente a agropecuária, onde predominam a produção de arroz, soja e gado de corte. Além disso, estão sendo desenvolvidas a piscicultura e apicultura. A Figura 7 apresenta a localização do município no Estado.

**Figura 7 – Localização do município de São Gabriel no Estado do Rio Grande do Sul.**



Fonte: <https://cidades.ibge.gov.br/painel/painel.php?codmun=431830>. Acesso em: 02/11/2017.

Para o diagnóstico do SGRSU do município de São Gabriel foram reunidas informações do ano de 2016, de janeiro a dezembro, referentes às etapas de coleta, transporte, unidade de transbordo, triagem e disposição final em aterro sanitário. Estas informações foram obtidas com a empresa detentora do contrato de prestação de serviços, responsável pela limpeza urbana, através de relatórios.

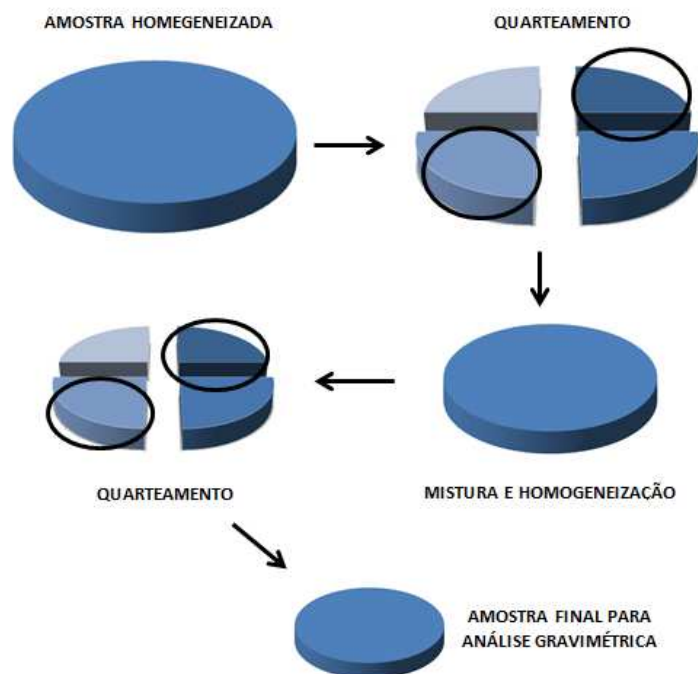
Foram coletadas informações gerais referentes aos veículos utilizados, dados mensais da quilometragem e consumo de combustível por frota. As pesagens dos resíduos na chegada e saída do transbordo, assim como na chegada do aterro. Do mesmo modo foram monitoradas: o número de viagens realizadas, a quantidade de resíduos triados e o consumo de água e luz nas dependências utilizadas.

Pensando no planejamento do sistema de gestão, a gravimetria é uma importante ferramenta para o conhecimento detalhado do que é gerado, pois demonstra os tipos e quantidade de resíduos coletados, atribuindo valores em porcentagem com relação a sua massa (REZENDE *et al.*, 2013; KONRAD *et al.*, 2014). Portanto, optou-se pela realização da análise gravimétrica nos meses de maio, agosto e novembro de 2016 e fevereiro de 2017, a fim de obter dados em um horizonte anual.

A literatura apresenta diversos métodos para a determinação da composição gravimétrica, sendo que a maioria principia pelo quarteamento da amostra conforme a NBR 10.007 (ABNT, 2004), referente à amostragem de resíduos. A caracterização da composição física dos resíduos foi realizada de forma semelhante à metodologia descrita por Pessin *et al.* (2002), na qual foram coletados aleatoriamente sacos de resíduos e acondicionados em quatro bombonas de 200 L. Após o rompimento dos sacos, foi realizada a homogeneização da amostra seguida por quarteamento até obter uma amostra final de 200 L.

A Figura 8 apresenta a lógica das metodologias descritas acima.

**Figura 8 – Metodologia de quarteamento para amostragem de resíduos.**



Fonte: Adaptado da NBR 10.007 (ABNT, 2004).

Para este trabalho, devido ao grande volume de resíduos que chegam à unidade de transbordo, foi utilizada uma retroscavadeira para a retirada de uma concha de resíduos de

cada caminhão que chega no dia anterior à amostragem. As amostragens foram feitas em semanas com tempo estável, na terça e quinta-feira, com o objetivo de obter uma amostra fidedigna sem a influência de precipitações.

Após a homogeneização de todo o volume recolhido, foram realizados sucessivos quarteamentos até a obtenção de aproximadamente 100 kg de resíduos. A partir disso, foi executada a caracterização física dos resíduos em papel, plástico, metal, vidro, matéria orgânica e rejeitos. Posteriormente, o procedimento foi finalizado com a pesagem em balança eletrônica.

## **4.2 Análise do ciclo de vida**

Como visto anteriormente, para a realização da ACV deve ser seguida a metodologia imposta pelas NBR ISO 14.040 e NBR ISO: 14.044 (ABNT, 2009). Sendo assim, as etapas da ACV são descritas a seguir.

### **4.2.1 Objetivo e escopo**

Inicialmente devem ser definidos o objetivo e escopo da análise. Neste trabalho, as fronteiras do sistema são a atividade de coleta, a partir do momento em que os resíduos são acondicionados e colocados em recipientes na via pública, até a disposição final adequada em aterro sanitário. Ao longo deste sistema, existem outras etapas como a existência de unidade de transbordo com a prática da triagem e a logística de transporte até a disposição final.

Outra fronteira do sistema é a limitação dos resíduos passíveis de reaproveitamento. Sua continuidade é barrada após a triagem, visto que é difícil fazer o mapeamento da venda de cada tipo de material, pois para chegarem à indústria dependem de atravessadores. Esta exigência vem da não inclusão da reciclagem como etapa a ser analisada, exigida pelo processo locacional de análise de impactos ambientais nos métodos de ACV, uma vez que os benefícios ou impactos associados à reciclagem não decaem sobre o gerador e sim sobre o reciclador.

O *software* escolhido para o atendimento das necessidades foi o *Umberto NXT LCA* versão 7.13 com o auxílio do banco de dados da *Ecoinvent* versão 3.3. É importante salientar

que este banco de dados não possui todos os parâmetros necessários conforme a real situação brasileira, sendo necessária a escolha de dados que satisfaçam a média global.

#### **4.2.2 Análise do inventário**

Nesta etapa deve ser feita a compilação de todas as entradas e saídas do sistema. Os dados utilizados são oriundos do estudo diagnóstico e prognóstico do município e considerou resíduos, emissões, matéria-prima, energia e outros. O resultado da análise do inventário foi dado em forma de fluxograma.

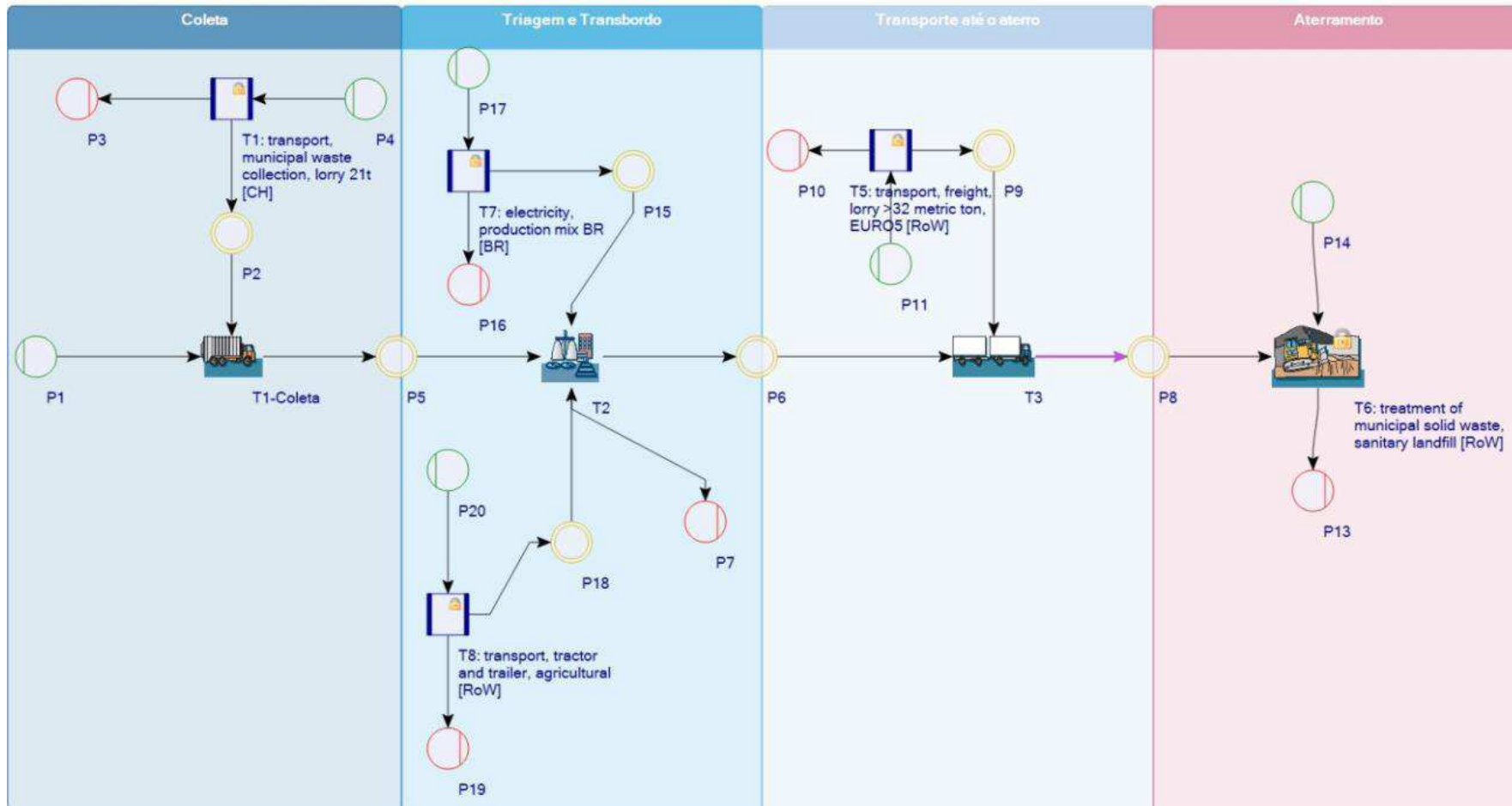
A simulação do Cenário 1, apresentada pela Figura 9, explana a atual condição do sistema de gerenciamento de resíduos do município com coleta, transbordo com triagem, transporte e destinação final em aterro sanitário no município de Santa Maria.

A coleta é convencional e feita de maneira direta sendo, portanto, porta a porta com o recolhimento manual. Quando o roteiro dos serviços nos setores for finalizado ou quando o caminhão está com a capacidade máxima, os resíduos são levados para a unidade de transbordo. A unidade de transbordo está localizada a 1,50 km da primeira rótula da BR 290 que dá acesso ao município de Santa Maria, o que facilita o acesso de caminhões.

Em conjunto com o transbordo, funciona uma unidade de triagem. A partir do conhecimento operacional intrínseco, alguns caminhões que chegam da coleta são diretamente encaminhados para a triagem, devido à grande quantidade de materiais passíveis de reaproveitamento que se encontram na carga. Com o auxílio de uma retroescavadeira os resíduos são colocados em uma moega que os encaminha para uma esteira, onde é realizado o processo de separação manual dos resíduos.

O material considerado passível de reaproveitamento é separado e prensado para a venda posterior. Os rejeitos oriundos da esteira, bem como os resíduos dos caminhões que não foram encaminhados para a triagem, são carregados pela retroescavadeira em carretas para a destinação final no aterro sanitário de Santa Maria, localizado a uma distância de 160 km.

Figura 9 – Fluxograma do Cenário 1.

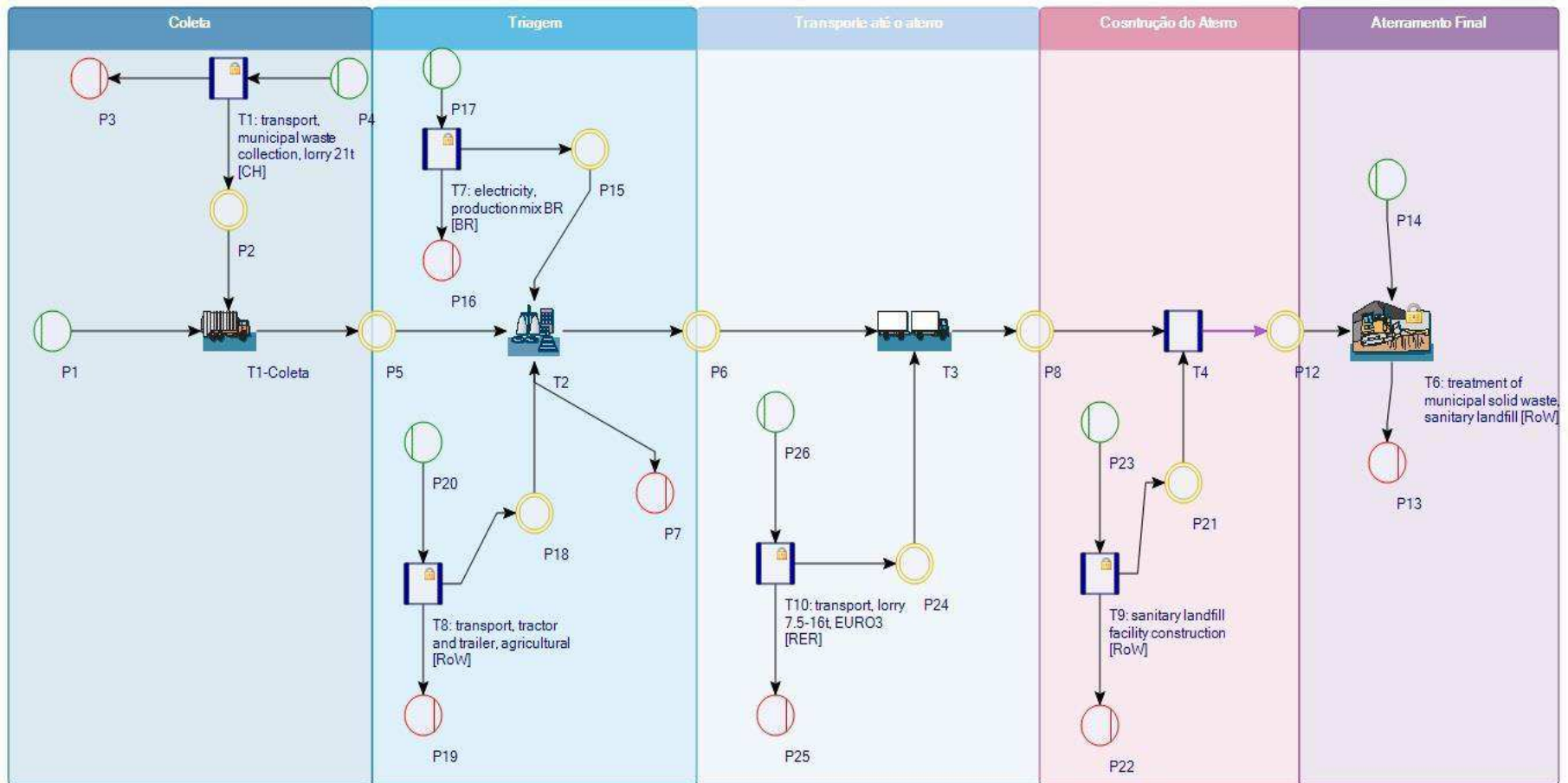


A Figura 10 mostra o Cenário 2, o qual foi planejado de modo a considerar a construção de um aterro sanitário no município de São Gabriel. Esta escolha foi impulsionada, pelos altos gastos oriundos do transporte e da disposição final. Para mais, esta proposta foi pensada devido à existência de um aterro controlado encerrado, à ausência de aterros sanitários próximos na região, além de buscar a regionalização da gestão dos resíduos.

Outro ponto importante seria a adoção da coleta seletiva. Os processos licitatórios mostram que a coleta é um dos serviços mais caros para o município. Visto isso, e sabendo que os custos com a coleta seletiva são ainda mais altos, devido à utilização de contêineres ou pontos de coleta diferenciados, foi dado prioridade à implantação de um aterro sanitário local. Esta escolha foi pensada com o objetivo de analisar e apontar a possibilidade da redução dos impactos totais gerados pelo processo como um todo em longo prazo.

Além disso, a coleta seletiva exige um engajamento da prefeitura em torno da conscientização ambiental. Para que seja um processo operacional eficiente, deve haver um alto percentual de aceitação da população e de participação na separação dos resíduos nas residências.

Figura 10 – Fluxograma do Cenário 2.



### 4.2.3 Avaliação de impacto

Com a intenção de realizar a avaliação dos cenários escolhidos, foi utilizada a metodologia *CML 2001* para o cálculo dos impactos ambientais associados aos dados do inventário de ciclo de vida. O *CML 2001* foi escolhido por ser um método de avaliação de impacto que restringe a modelagem quantitativa a estágios iniciais na cadeia causa-efeito para limitar incertezas. Sendo assim, os resultados são agrupados em categorias de ponto médio de acordo com mecanismos comuns como mudança climática, ou agrupamentos comumente aceitos, por exemplo, ecotoxicidade<sup>5</sup>.

Os impactos ambientais analisados foram o potencial de acidificação (kg SO<sub>2</sub>-Eq), mudanças climáticas (kg CO<sub>2</sub>-Eq), potencial de eutrofização (kg PO<sub>4</sub>-Eq), toxicidade humana (kg 1,4-DCB-Eq), uso do solo (m<sup>2</sup>a) e oxidação fotoquímica (kg C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>-Eq). Estes seis impactos ambientais escolhidos foram em acordo com os trabalhos de Pires *et al.* (2017), Ripa *et al.* (2017), Brogaard e Christensen (2016), Zappe (2016), Reichert e Mendes (2014), Carra e Reichert (2014) e outros autores, os quais aplicaram o estudo de ACV a sistemas de gerenciamento de resíduos.

Optou-se pelo emprego da normalização para facilitar a interpretação da importância relativa e a magnitude dos resultados dos indicadores da categoria de impacto (AYMARD E BOTTA-GENOULAZ, 2017). Os valores adotados seguem a metodologia de Guinée (2002), o qual utilizou fatores de nível mundial para o ano de 1995, e são apresentados na Tabela 1. Como consequência da normalização, os valores assumem a unidade “equivalentes populacionais por ano” (EP/ano).

---

<sup>5</sup> Dados retirados do site: <http://www.gabi-software.com/support/gabi/gabi-lcia-documentation/cml-2001/>, acesso em 26/12/2017.



Tabela 1 – Valores de referência para normalização.

Impactos Ambientais	Valor de Normalização	Unidade de Normalização
Potencial de Acidificação	5,29E+01	Kg SO <sub>2</sub> – Eq · ano <sup>-1</sup> · capita <sup>-1</sup>
Mudanças Climáticas – 100a	6,83E+03	Kg CO <sub>2</sub> – Eq · ano <sup>-1</sup> · capita <sup>-1</sup>
Potencial de Eutrofização	2,28E+01	Kg PO <sub>4</sub> – Eq · ano <sup>-1</sup> · capita <sup>-1</sup>
Toxicidade Humana – 100a	8,80E+03	Kg 1,4-DCB – Eq · ano <sup>-1</sup> · capita <sup>-1</sup>
Uso do Solo	-	-
Oxidação Fotoquímica	8,04E+00	Kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> – Eq · ano <sup>-1</sup> · capita <sup>-1</sup>

Fonte: Guinée (2002).

#### 4.2.4 Interpretação dos resultados

A análise estatística dos resultados alcançados foi feita com o programa computacional *Excel*<sup>®</sup> versão 14.0.7190.5000. A interpretação dos resultados obtidos teve o intuito de discutir a melhoria no sistema de gerenciamento de resíduos atual do município, de forma a encontrar uma opção que seja ambientalmente adequada e viável economicamente desde que bem planejada.

#### 4.3 Estudo para escolha da área para implantação de aterro sanitário

Neste estudo, a metodologia adotada envolveu a integração do SIG com a AMD tendo por objetivo de apresentar alternativas locais em todo o território do município de São Gabriel. A partir de então, foram empregados critérios classificatórios para obter uma hierarquização das áreas, tornando possível a identificação da mais adequada.

Para avaliação da adequabilidade de um local aos critérios descritos, foram consideradas exigências técnicas detalhadas na NBR 13.896 (ABNT, 1997) e na Diretriz Técnica da FEPAM nº 04/2017. Na Tabela 2 estão detalhadas algumas destas exigências feitas pelas normas supracitadas.

O *software* utilizado foi *ArcGIS* 10.3 da *Esri*<sup>®</sup> em virtude da utilização de imagens e a realização de análises de dados espaciais. O *software ArcGIS* trabalha com duas formas distintas de representar dados espaciais do mundo real: a vetorial e a matricial. As feições vetoriais são definidas espacialmente por pontos, linhas e polígonos usadas para representar a localização de objetos do mundo real. O ponto é formado por um

par ordenado (x,y) de coordenadas espaciais, a linha é um conjunto de pontos conectados e o polígono é uma superfície (área) limitada por linhas conectadas.

Os atributos associados a cada um dos elementos espaciais são organizados em uma estrutura de banco de dados relacional. Com este formato são representados mapas temáticos (geologia, pedologia, densidade populacional, localização de cidades e povoados, etc.). A representação matricial, também conhecida como *raster*, é composta por uma malha regular (matriz) de células, que estão integradas a valores únicos que permitem representar os objetos sob a forma de imagem digital. Cada uma das células (ou pixel) é endereçável por meio de coordenadas tipo linha x coluna. Os valores das células representam a mensuração de uma determinada grandeza física, correspondente a uma parcela do mundo real.

**Tabela 2 – Critérios utilizados para a escolha de área.**

<b>Critérios</b>	<b>Exigência</b>
<b>Topografia</b>	Recomendam-se locais com declividade superior a 1% e inferior a 20%.
<b>Geologia e tipos de solos existentes</b>	Considera-se desejável a existência, no local, de um depósito natural extenso e homogêneo de materiais com coeficiente de permeabilidade inferior a $10^{-6}$ cm/s e uma zona não saturada com espessura superior a 3,0 m.
<b>Recursos hídricos</b>	Distância mínima de 200 m de qualquer coleção hídrica ou curso de água, medidas a partir da sua maior cota de inundação.
<b>Tamanho disponível e vida útil</b>	Vida útil mínima de 10 anos
<b>Distância mínima a núcleos populacionais</b>	Recomenda-se distância superior a 500 m
<b>Lençol freático</b>	Entre a superfície inferior do aterro e o mais alto nível do lençol freático deve haver uma camada natural de espessura mínima de 2,0 m de solo insaturado.
<b>Distância aos centros de coleta</b>	Máximo de 30 km.
<b>Distância de rodovias</b>	Quanto mais perto, melhor.

Fonte: Adaptado da ABNT (1997) e Fepam (2017).

Neste trabalho foram utilizados mapas temáticos publicados pelo Serviço Geológico do Brasil – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais - CPRM no livro

“Geodiversidade do Rio Grande do Sul” (VIERO E SILVA, 2010), na forma de dados *shapes* (dados vetoriais). Para o estudo do terreno foi utilizado o *raster* MDE<sup>6</sup> (Modelo Digital de Terreno) também publicado pela CPRM. Todos os *shapes* usados foram publicados no Sistema de Coordenadas Geodésicas WGS84 e foram transformadas para o Sistema SIRGAS 2000, que é atualmente o sistema de coordenadas oficiais do Brasil.

Para avaliar os critérios de seleção do local foi utilizado a Análise Multicritério de Decisões (AMD) para medir a ponderação da importância relativa dos critérios de avaliação exigidos pelas normas citadas. A AMD é uma ferramenta matemática que permite comparar diferentes alternativas (ou cenários), fundamentada em vários critérios, com o objetivo de direcionar os tomadores de decisão para uma escolha ponderada. Com o AMD é possível dividir os problemas de decisão em partes compreensíveis menores, analisar cada parte separadamente e, em seguida, integrar as partes de forma lógica (ŞENER *et al.*, 2011). A combinação desses critérios auxilia no processo de decisão, que consiste na avaliação das áreas com maior adequabilidade para o uso em estudo, dentro de um determinado espaço geográfico.

Os valores de classificação e os pesos de cada critério foram atribuídos para determinar o índice de adequação do aterro sanitário, o qual foi calculado por meio da multiplicação de cada peso de critério com cada subcritério de peso. A faixa de valores utilizados variou entre 0 (sem restrição) e 10 (restrição total). Os pesos foram geralmente atribuídos de acordo com a importância relativa de cada critério.

Os parâmetros de classificação e o peso de cada critério foram resumidos na Tabela 3. Os pesos atribuídos podem ser alterados de acordo com as propriedades da área de estudo. Os pesos foram avaliados levando em consideração a possibilidade de modificar as condições naturais dos sítios e sugeridas apenas para esta área de estudo. As camadas do mapa foram formadas no ambiente GIS e o mapa de adequação final foi criado por análises de sobreposição de cada mapa de critério.

Os pesos escolhidos variaram de zero a dez, sendo que o zero representa a pior opção e o dez a melhor. As exceções a estes critérios usados são os pesos da

---

<sup>6</sup> Dados retirados do site: <http://www.cprm.gov.br/>, acesso em 08/10/2017.

declividade do solo e a distância das estradas, onde zero representa a melhor opção e dez a pior.

Após a confecção dos mapas de cada parâmetro, foi realizado o cruzamento de todos os mapas para a determinação do local mais adequado para colocação do aterro. Segundo Born (2014), como as unidades dos valores de diferentes critérios são incompatíveis, a sua agregação é inviável. Sendo assim, a padronização é um processo de conversão dos valores dos dados originais em escores uniformes de aptidão ao propósito desejado e faz-se necessária para uniformizar as unidades de todos os mapas, atribuindo-lhes uma escala comum de valores de aptidão para que possam ser agregados para a geração de um mapa final de aptidão à implantação de um aterro sanitário.

Além de possibilitar a transformação das unidades das variáveis para uma base única de mensuração, a padronização tem a finalidade também de hierarquizar internamente cada variável, descrevendo assim o modo como a aptidão à implantação de um aterro sanitário pode variar espacialmente (BORN, 2014).

A escolha final da área foi realizada pela aplicação da função *fuzzy* do *software ArcGIS*, a qual permite a combinação de critérios contínuos a partir da normalização de uma escala contínua, atribuindo pesos a cada fator de restrição em decorrência de sua importância ou escore de aptidões. De acordo com Born (2014), ao final da implantação da rotina de apoio as decisões, os cinco mapas dos fatores, multiplicados pelos seus pesos, serão somados. O resultado permite a escolha de áreas aptas, evitando assim, outras considerações absolutas.

Tabela 3 – Parâmetros de classificação e o peso de cada critério utilizado.

<b>Hidrografia</b>	<b>Valor de Aptidão</b>
0 – 200 m	0 (pior)
200 – 300 m	3
300 – 450 m	4
450 – 600 m	5
600 – 750 m	8
>750 m	10 (melhor)
<b>Solos</b>	<b>Valor de Aptidão</b>
Planossolo	1 (pior)
Neossolo	2
Luvissolo	3
Gleissolo	4
Chernossolo	5
Argissolo	10 (melhor)
<b>Distância a Centros Urbanos</b>	<b>Valor de Aptidão</b>
0 – 500 m	3 (pior)
500 – 1000 m	4
1000 – 3000 m	5
3000 m – 5000 m	6
>5000 m	10 (melhor)
<b>Distância das Estradas</b>	<b>Valor de Aptidão</b>
0 – 100 m	0 (melhor)
100 – 200 m	2
200 – 300 m	4
300 – 400 m	6
400 – 500 m	8
>500 m	10 (pior)
<b>Declividade do Terreno</b>	<b>Valor de Aptidão</b>
0° – 3°	1 (melhor)
3° – 5°	2
5° – 8°	3
8° – 13°	4
13° – 20°	5
>20°	10 (pior)

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

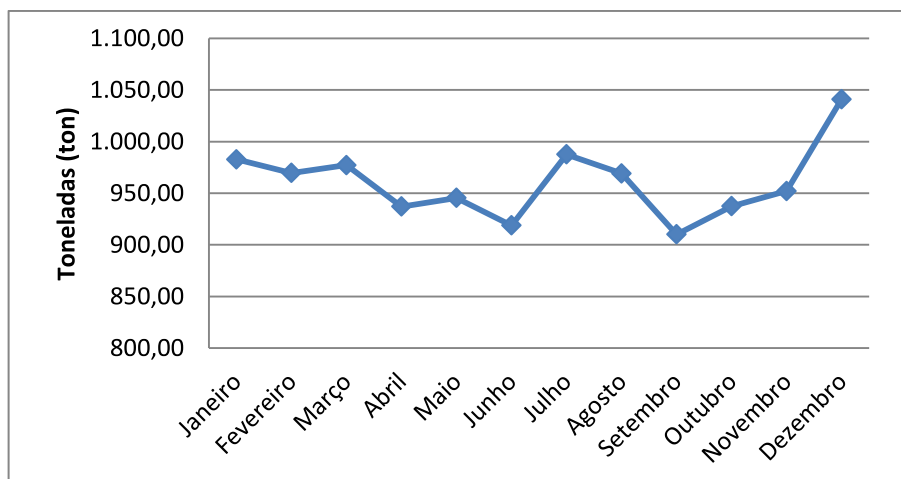
### 5.1 Diagnóstico do sistema de gerenciamento de resíduos de São Gabriel

Os serviços de limpeza urbana no município de São Gabriel são realizados por uma empresa terceirizada, contratada por meio de uma licitação no modelo Pregão Presencial. Esta empresa atua no município desde 2014 e obedece ao objeto da licitação “Contratação de empresa especializada referente à coleta regular de resíduos sólidos domiciliares, manual e mecanizada, operação de unidade de triagem de resíduos sólidos urbanos, serviços de transporte e destinação final em aterro sanitário devidamente licenciado”.

Segundo dados do IBGE (2016), no ano de 2016 a população estimada para o município de São Gabriel foi de 62.874 habitantes. Neste mesmo ano, o total de RSU coletados foi de 11.528,40 ton, o que corresponde a uma média de 960,70 ton/mês e a uma geração per capita de 0,588 kg/hab·dia.

A Figura 11 mostra os quantitativos mensais coletados de janeiro à dezembro do ano de 2016.

Figura 11 – Quantidades mensais de resíduos coletos (ton/mês).



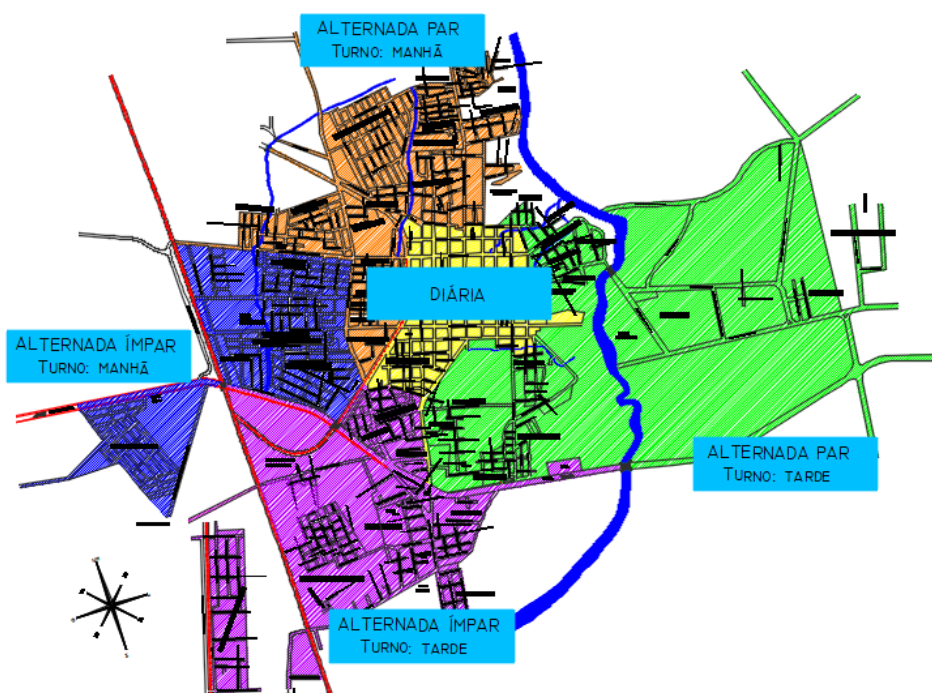
Os dados apresentados acima mostram uma tendência interessante nos últimos meses do ano. A geração de resíduos no mês de dezembro é 10% maior (100 toneladas) do que a média coletada ao longo do ano. Essa diferença mostra a propensão do aumento do volume de resíduos estar associado com as festas de fim de

ano, onde o volume de resíduos aumenta em função do aumento do consumo de bens pela população.

A coleta dos resíduos sólidos urbanos é convencional, feita de maneira direta sendo, portanto, porta a porta com o recolhimento manual. São utilizados 03 (três) caminhões compactadores de carga traseira com capacidade volumétrica igual a 15 m<sup>3</sup>. A guarnição de cada caminhão tem 01 (um) motorista e 03 (três) coletores, os quais possuem ferramentas e utensílios necessários à perfeita realização dos trabalhos.

A frequência da coleta é função basicamente do tempo máximo que os resíduos podem permanecer nos locais de geração, sem causar problemas decorrentes da sua decomposição. Esta frequência é dada a partir da setorização do município, podendo ser alternada par (segundas, quartas e sextas) manhã e tarde, alternada ímpar (terças, quintas e sábados) manhã e tarde, e diária (de segundas a sábados). Portanto, o município é dividido em 05 (cinco) setores e os horários de coleta no turno da manhã, tarde e noite são das 06:00 às 14:20, das 15:40 às 18:40 e das 19:40 às 24:00 respectivamente. A Figura 12 expõe a setorização da coleta convencional do município.

**Figura 12 – Mapa do município de São Gabriel com a setorização da coleta convencional.**



**Tabela 4 – Quilometragem e número de saídas mensal das frotas da coleta convencional no ano de 2016.**

Meses	Frota 1 (km)	Frota 2 (km)	Frota 3 (km)	Nº de saídas
Janeiro	1.952,67	1.940,44	2.065,00	135
Fevereiro	2.228,29	1.579,12	2.166,24	122
Março	2.155,37	1.571,94	1.550,54	135
Abril	2.039,90	1.948,19	-	126
Maio	-	-	-	132
Junho	2.408,85	2.126,52	1.471,19	122
Julho	2.360,25	2.004,81	2.060,13	119
Agosto	2.452,00	1.947,81	1.923,58	131
Setembro	2.219,75	-	2.221,91	129
Outubro	2.534,37	1.598,83	1.344,14	127
Novembro	2.322,99	1.831,73	1.571,17	131
Dezembro	2.635,26	1.196,61	2.325,23	142
<b>Média</b>	<b>2.300,88</b>	<b>1.774,60</b>	<b>1.869,91</b>	<b>129</b>

A sede da empresa está estabelecida na região centro do município. Neste espaço é feita a administração das atividades e possui espaços com refeitório, banheiros e área de descanso para os funcionários. No pátio é realizada a limpeza e o estacionamento dos veículos em área coberta.

Foi realizado o levantamento dos consumos de água e luz, com média de 13,90 m<sup>3</sup> e 272,67 kWh respectivamente. Os valores de consumo de água dos meses de abril e maio foram suprimidos por serem *outliers*, e não ter justificativas para o evento. As Figuras 13 e 14 exibem os consumos mensais no ano de 2016.

A Tabela 5 mostra os resultados da composição gravimétrica dos RSU obtidos com a análise dos resíduos sólidos urbanos coletados em São Gabriel a partir das amostragens realizadas nos meses de maio, agosto e novembro de 2016, e fevereiro de 2017. Visto isso, tem-se que o percentual total de materiais passível de reciclagem atinge 22,17%, que o volume de matéria orgânica chega a 49,93% e os rejeitos perfazem um total de 27,90%.



Figura 13 – Consumo de água em 2016.

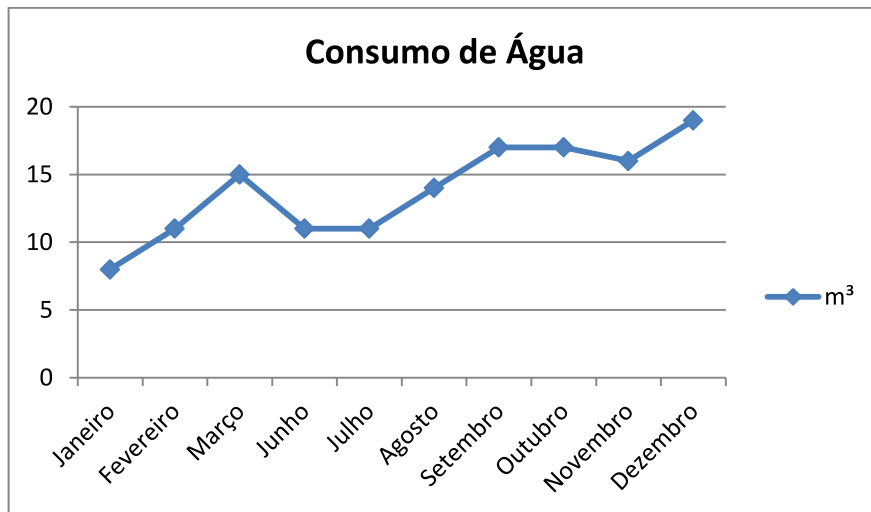
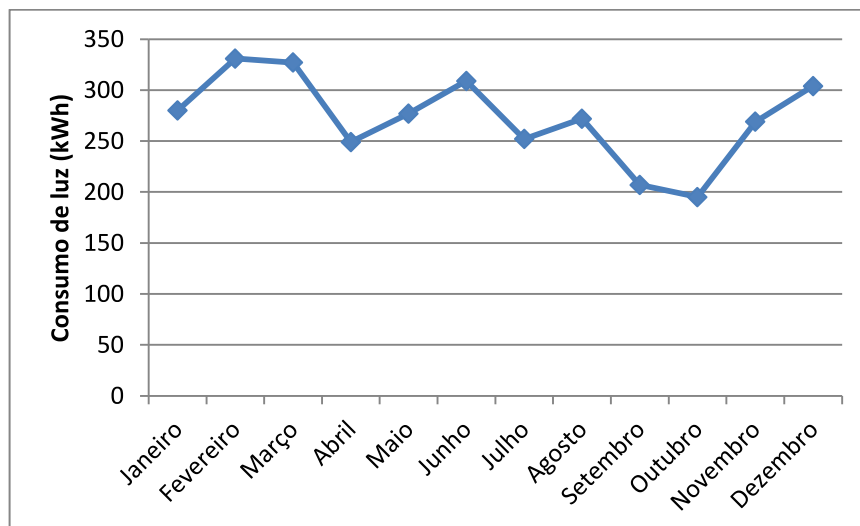


Figura 14 – Consumo de luz em 2016.



Konrad *et al.* (2014) caracterizaram os resíduos de um consórcio do interior do Estado do Rio Grande do Sul que mantém unidade de triagem, compostagem e destinação final dos resíduos. Eles constataram que 18,2% do peso total correspondem a materiais recicláveis, 60,3% eram materiais orgânicos e 21,5% rejeitos tendo, portanto, que 80% dos resíduos passíveis de reaproveitamento, considerando o aproveitamento de material orgânico para a compostagem. Comparando os resultados de Konrad *et al.* (2014) com os obtidos neste trabalho se observa valores bastante semelhantes, uma vez que o somatório dos materiais orgânicos e dos rejeitos perfaz ao redor de 80% de todos os resíduos sólidos urbanos analisados.

Tabela 5 – Gravimetria do município de São Gabriel.

<b>Materiais</b>	<b>Maio 2016</b>	<b>Agosto 2016</b>	<b>Novembro 2016</b>	<b>Fevereiro 2016</b>	<b>Média</b>
Papel	12,50%	7,12%	4,10%	9,28%	7,71%
Plástico	13,00%	4,68%	7,15%	14,12%	9,74%
Metal	3,85%	1,22%	4,00%	3,15%	3,05%
Vidro	1,99%	1,12%	1,83%	1,74%	1,67%
Matéria Orgânica	41,34%	39,04%	44,67%	44,65%	42,43%
Rejeito	29,48%	46,82%	38,24%	27,06%	35,40%
Total	100%	100%	100%	100%	100%

A área do transbordo está localizada no Bairro Corredor da Balança, junto ao antigo lixão municipal e é de responsabilidade do próprio município. No local é feita a triagem de todos os resíduos que chegam, com a mão de obra de 9 (nove) funcionários de segunda à sexta das 08:00 às 12:00 e das 13:30 às 17:30, e aos sábados das 08:00 às 12:00; e o material é prontamente prensado, amarrado e vendido.

Os rejeitos oriundos da triagem e os resíduos das cargas que não podem ser triadas, devido a problemas operacionais, são colocados em um veículo com caçamba basculante de 55 m<sup>3</sup> com o auxílio de uma retroescavadeira. Em meses com maiores demandas, podem ser utilizados dois destes veículos, a fim de evitar o acúmulo no local de transbordo. Este veículo percorre em média 9.607 km/mês, fazendo 33 viagens por mês para destinar estes resíduos para o aterro sanitário de Santa Maria, localizado a uma distância de 160 km. O consumo médio dos veículos usados para o transporte dos resíduos até Santa Maria foi de 2,1 km/L.

A Tabela 6 apresenta o detalhamento da quilometragem e do número de viagens feitas pela carreta principal. As variações notáveis são decorrentes de viagens para manutenção do caminhão e da utilização esporádica de outra carreta.

No ano de 2016 o aterro sanitário de Santa Maria recebeu o total de 11.078,62 toneladas de resíduos, uma média de 923,22 ton/mês provenientes de São Gabriel. Assim, em cada viagem realizada por este veículo foi transportado, em média, 27,97 toneladas. É válido ressaltar que este quantitativo não é fidedigno devido aos eventos de chuva e umidade aos quais os resíduos estão sujeitos ao longo da própria coleta e da viagem até a destinação final.

Tabela 6 – Quilometragem e número de viagens mensal da carreta no ano de 2016.

Meses	km/Frota	Nº de viagens
Janeiro	11.458,19	39
Fevereiro	10.587,49	31
Março	10.939,25	32
Abril	8.753,37	31
Maio	-	30
Junho	6.990,84	39
Julho	9.040,98	26
Agosto	8.996,46	40
Setembro	10.341,59	30
Outubro	9.324,87	30
Novembro	9.926,72	37
Dezembro	9.323,38	32
<b>Média</b>	<b>9.607,56</b>	<b>33</b>

Levando em conta a quantidade de resíduos coletados em 2016 (11.528,40 toneladas) e a quantidade de resíduos enviados para aterro de Santa Maria (11.078,62 toneladas), a usina de triagem separou um total de 449,78 toneladas em um ano. Isso representa 3,9% da massa total coletada. Por outro lado, se for considerado que os resíduos de São Gabriel apresentam um potencial de material a reciclar de 22,17% (2.555,85 toneladas), a eficiência da usina de triagem pode alcançar 17,60%.

O aterro sanitário de Santa Maria pertence a uma empresa privada, opera em uma área de 24 hectares e tem capacidade para receber 2,5 milhões de toneladas de resíduos com vida útil para 30 anos. 100% do lixiviado produzido no aterro são coletados e tratados. O tratamento dos líquidos percolados, gerados pela decomposição dos resíduos sólidos aterrados é feito através de um processo físico-químico combinado com sistema de nanofiltração e osmose reversa. Além disso, existem drenos de gases e queimadores superficiais do tipo *flare*, com o objetivo de reduzir os odores, os riscos de acidentes e as contribuições para o aquecimento global, causados pelo metano.

O aterro de Santa Maria utiliza geomembranas como forma de cobertura, fazendo com que os gases de aterro sejam encaminhados preferencialmente aos

*flares*, onde serão queimados. Isso contribui à diminuição da fuga de gases de aterro (principalmente metano) pela cobertura, o qual implica em um aumento do potencial de aquecimento global relacionado ao aterro. De acordo com Silva *et al.* (2013) os aterros sanitários, com coberturas tradicionais de argila compactada, podem apresentar até 37% de fuga dos gases produzidos.

## **5.2 Análise do ciclo de vida**

Como foi apresentado anteriormente, dois Cenários foram considerados para a análise do ciclo de vida. O Cenário 1 representa a situação atual do GRSU de São Gabriel, com a utilização da coleta convencional, com uma área disponível para a unidade de transbordo e para a triagem e com o transporte para a destinação final e a disposição em aterro sanitário. Já o Cenário 2 modifica o cenário atual com a ideia da implantação de um aterro sanitário no próprio município.

### **5.2.1 Resultados obtidos com o Cenário 1**

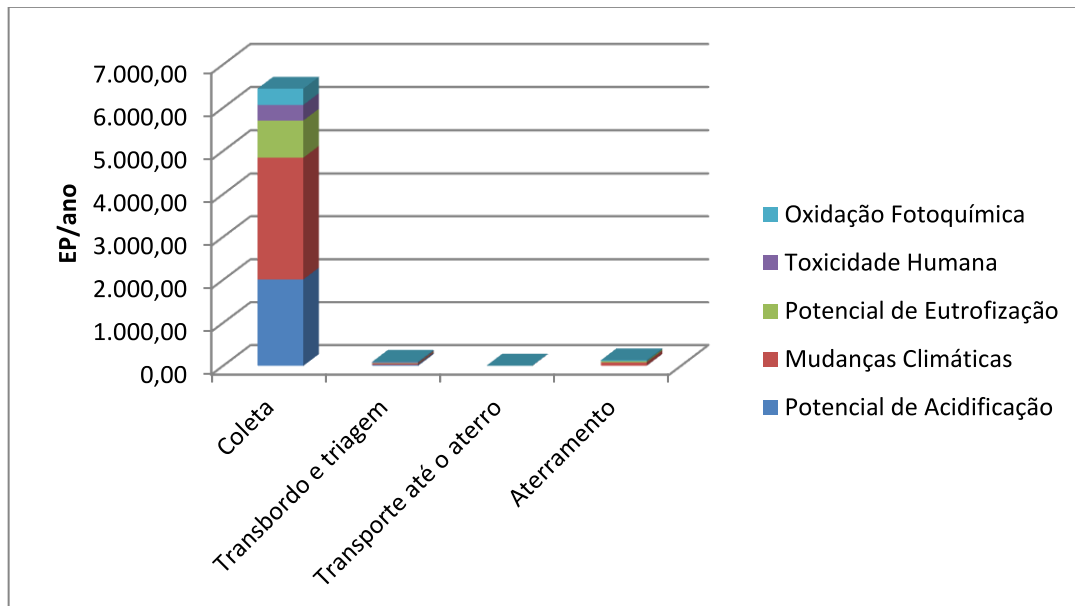
No cenário atual, a etapa que causa maior impacto ambiental é a coleta quando comparada as demais etapas, com um total de 6.443,76 EP/ano. A categoria de impacto mais relevante é a de mudanças climáticas com 2.833,96 EP/ano, seguida pelo potencial de acidificação com 2.011,65 EP/ano, potencial de eutrofização com 859,42 EP/ano, oxidação fotoquímica com 376,69 EP/ano e toxicidade humana com 362,04 EP/ano. No trabalho realizado por Zappe (2016) foram obtidos resultados semelhantes durante um diagnóstico do SGRSU de um consórcio no Vale do Rio Pardo.

Os resultados da avaliação de inventário de ciclo de vida no cenário 1, considerando valores normalizados, estão exibidos na Figura 15.

Os valores apresentados na Figura 15 estão associados à queima de combustíveis fósseis pelos veículos da coleta. Em relação à categoria mudanças climáticas, os valores calculados são explicados pelas emissões atmosféricas de dióxido de carbono e metano. O potencial de acidificação está associado principalmente às emissões de óxido de nitrogênio e dióxido de enxofre. O potencial de eutrofização aos óxidos de nitrogênio liberados na atmosfera e à liberação de fosfato no solo e na água. A oxidação fotoquímica às emissões atmosféricas de monóxido de carbono, pentano,

butano e metano e outros. A toxicidade humana ao benzeno, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, óxidos de nitrogênio.

**Figura 15 – Impactos ambientais obtidos no Cenário 1.**



O desmembramento da categoria mudanças climáticas nos valores de gases do efeito estufa mostrou que a emissão do CO<sub>2</sub>, de origem fóssil, na etapa da coleta representa 90,48% do valor total da categoria mudanças climáticas e que somente 9,52% correspondem aos outros gases como CH<sub>4</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, etc.

Realizando a mesma análise para o potencial de acidificação foi constatado que as emissões de óxido de nitrogênio e dióxido de enxofre fóssil correspondem a 84,40% do valor total deste impacto. O restante 15,60% corresponde à emissão de outros gases.

Um grande agravante dos impactos causados pela coleta é a ausência de um controle rigoroso dos roteiros da coleta, o qual interfere negativamente na quilometragem realizada, no tempo que os caminhões ficam ligados e na quantidade de paradas realizadas. Este controle pode ser feito com a utilização de programas computacionais, os quais auxiliam para que não ocorra duplicidade de rotas no mesmo setor e nos mesmos dias. Para mais, aponta percursos otimizados sem o esquecimento de nenhuma rua ou localidade.

Nabavi-Pelesaraei *et al.* (2017) afirmaram que para reduzir os impactos ambientais causados por esta etapa, é necessário rever o processo de transporte. Dessa forma, o menor consumo de combustível, o uso de caminhões mais eficientes em termos de combustível e a seleção de distâncias mais curtas são algumas das opções para o objetivo proposto.

Gilardino *et al.* (2017) utilizou técnicas de pesquisa operacional com a ACV para localizar pontos de coleta de resíduos genéricos a fim de reduzir os impactos ambientais e criar um sistema efetivo de rotas de coleta para caminhões compactadores. Em seu estudo, a distância total percorrida por todos os caminhões foi reduzida em 41,10% em relação ao cenário atual.

A segunda etapa mais influente na geração de impactos ambientais foi o aterramento com um total de 130,96 EP/ano. A categoria mudanças climáticas se destacou no aterramento quanto às demais etapas, com um valor de impacto de 76,36 EP/ano. Na sequência se tem o potencial de eutrofização, oxidação fotoquímica, potencial de acidificação e toxicidade humana com 26,16 EP/ano, 22,70 EP/ano, 3,53 EP/ano e 2,21 EP/ano, respectivamente.

Os impactos desta etapa estão associados à atividade de aterramento dos resíduos e ao período em que ficam em decomposição até se estabilizarem. A categoria mudanças climáticas é fomentada pelas emissões de metano e dióxido de carbono. A abertura dos valores da categoria mudanças climáticas na etapa da disposição final, para os gases do efeito estufa, mostra que a emissão de metano do aterro corresponde a 95,50% do valor total desta categoria. Os outros 4,5% correspondem a gases como o CO<sub>2</sub> de origem fóssil e aos NO<sub>x</sub> formados durante a queima dos gases de aterro.

O potencial de eutrofização se relaciona com a contaminação da água por nitrato, amônia e fosfato, principalmente. A oxidação fotoquímica é mensurada pelas liberações de metano e monóxido de carbono. O potencial de acidificação pelo dióxido de enxofre, óxidos de nitrogênio e cloreto de hidrogênio. E a toxicidade humana é oriunda do níquel, chumbo e bário presentes na água e no solo por longos prazos,

além dos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos e do cromo liberados na atmosfera devido à decomposição dos resíduos no aterro.

Bernstad Saraiva *et al.* (2017) salientam que o metano não recuperado dos aterros sanitários domina as emissões, e o aumento dessas emissões é diretamente proporcional à fração de resíduos orgânicos encaminhados para a disposição final. Posto isso, a importância da existência de uma coleta com separação prévia de resíduos bem como a existência de unidades de triagem, são destacadas por estes tipos de estudos.

Brogaard e Christensen (2016) também confirmaram este raciocínio com a simulação de 2 cenários considerando aterros sanitários, com o recebimento de 50% e 14% de resíduos orgânicos. O cenário mais impactante foi o com o maior recebimento de resíduos orgânicos. Dentre outros motivos, os autores citaram que as maiores quantidades de resíduos, no geral, também causam maiores emissões oriundas do tratamento do lixiviado em maiores quantidades e devido à utilização, por um maior tempo, de máquinas no espalhamento e compactação dos mesmos.

A etapa de transbordo com triagem tem como categoria mais impactante mudanças climáticas com 26,31 EP/ano. Na quantificação as demais categorias seguem com valores próximos, sendo potencial de acidificação com 25,72 EP/ano, toxicidade humana com 20,83 EP/ano, potencial de eutrofização com 13,56 EP/ano e oxidação fotoquímica com 7,32 EP/ano.

O transbordo carrega consigo os impactos causados não só pelos resíduos que ficam ali depositados por um determinado tempo, como também pela utilização da retroescavadeira para facilitar as atividades e pelos consumos exigidos pelo local, como água, luz, combustível e outros. Segundo Fernández-Nava *et al.* (2014) o processo de triagem proporciona economia nas categorias estudadas, pois a redução de emissões devido à substituição de matérias-primas promove benefícios ambientais.

Bueno *et al.* (2015) ressaltam que a recuperação dos diferentes tipos de resíduos materiais interfere nos resultados das categorias de impacto ambiental. A recuperação dos resíduos plásticos influencia na depleção de recursos abióticos e no potencial de

eutrofização, o vidro em toxicidade humana, o papel em potencial de acidificação e formação de foto-oxidantes e os metais em quase todas as categorias.

Porém, é importante ressaltar que em uma unidade de triagem devem ser levados em consideração os impactos gerados pela utilização de esteiras, prensas hidráulicas e insumos ao longo do processo e na manutenção das máquinas. No caso dos cenários propostos neste trabalho, a venda destes materiais não é considerada visto que existem diversos compradores para cada tipo de material e o seu percurso foi mantido em sigilo pelos administradores da usina.

O transporte até a disposição final foi a etapa considerada como menos impactante quando comparada com as demais no Cenário Atual. A categoria de impacto mais significativa foi a mudanças climáticas com 1,84 EP/ano, com a sucessão das categorias de potencial de acidificação, potencial de eutrofização, toxicidade humana e oxidação fotoquímica com 0,92 EP/ano, 0,44 EP/ano, 0,34 EP/ano e 0,22 EP/ano, respectivamente.

Quanto aos resultados do impacto ambiental de uso do solo, o valor total foi de 149.144,95 m<sup>2</sup>a. A etapa da coleta continuou sendo a mais impactante com 124.965,63 m<sup>2</sup>a, valor este que representa 83,79% do valor total do impacto. As demais etapas assumem 16,21%, sendo o transbordo e triagem com 17.928,18 m<sup>2</sup>a, aterramento com 4.702,63 m<sup>2</sup>a e transporte até o aterro com 1.548,51 m<sup>2</sup>a.

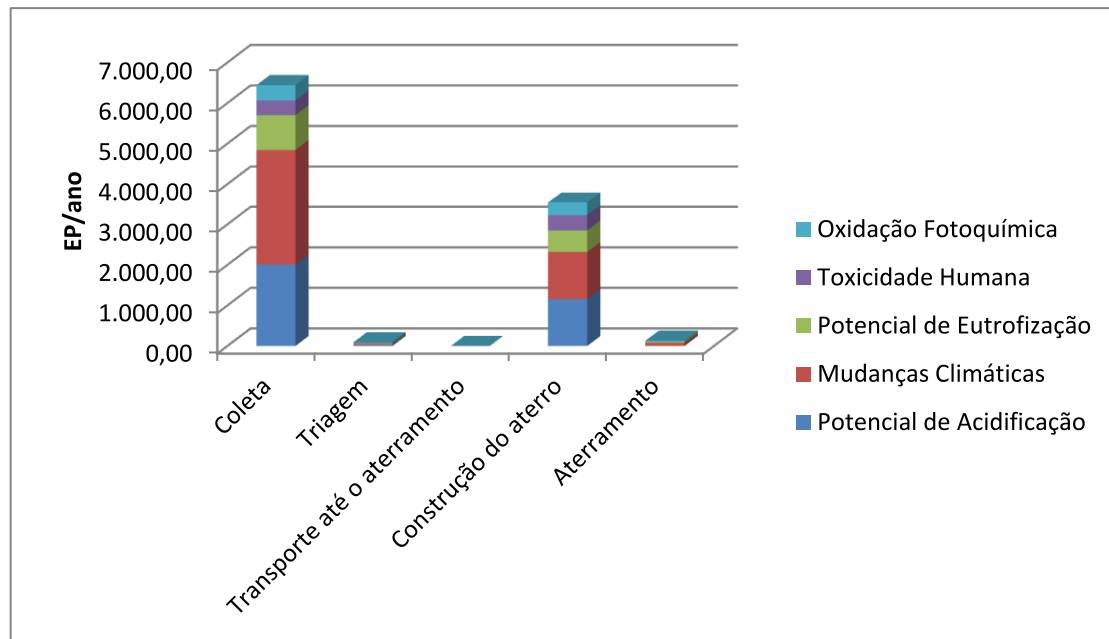
### **5.2.2 Resultados obtidos com o Cenário 2**

Visto que a única alteração proposta foi a da construção de um aterro sanitário no município de São Gabriel, os impactos ambientais oriundos das etapas de coleta, unidade de triagem e aterramento se mantiveram iguais. Além disso, é importante ressaltar que a etapa da coleta predomina com valores mais altos para quase todas as categorias de impacto, com exceção da toxicidade humana e uso do solo que são maiores na etapa de construção do aterro sanitário.

Os resultados da análise e da avaliação de impacto ambiental, com a aplicação da normalização nos valores obtidos para o Cenário 2 podem ser observados a partir da Figura 16.



Figura 16 – Impactos ambientais obtidos no Cenário 2.



Em decorrência de não haver mais a necessidade da viagem de 160 km para a destinação final, a etapa de transporte, vista como a menos impactante no cenário atual, reduziu ainda mais a sua influência nos impactos totais gerados no cenário 2. Sendo assim, a categoria de impacto com valores mais altos foi o de mudanças climáticas com 0,13 EP/ano, seguida por potencial de acidificação com 0,10 EP/ano, potencial de eutrofização com 0,05 EP/ano, oxidação fotoquímica com 0,02 EP/ano e toxicidade humana com 0,01 EP/ano.

A etapa de construção do aterro apresentou um somatório de 3.542,32 EP/ano. Deste valor, a categoria de impacto mais significativa foi a de mudanças climáticas com 1.161,20 EP/ano, acompanhada do potencial de acidificação com 1.158,36 EP/ano, potencial de eutrofização com 532,93 EP/ano, toxicidade humana com 378,10 EP/ano e oxidação fotoquímica com 311,74 EP/ano.

O desmembramento da categoria mudanças climáticas nos valores de gases do efeito estufa mostrou que a emissão do CO<sub>2</sub>, de origem fóssil, na etapa de construção do aterro sanitário representa 91,21% do valor total da categoria e que somente 8,79% correspondem aos outros gases como CH<sub>4</sub>, NO<sub>x</sub>, SF<sub>6</sub>, CO, etc.

Analisando a categoria potencial de acidificação na etapa de construção do aterro sanitário, as emissões de NO<sub>x</sub> e SO<sub>2</sub> representam 49,42% e 46,53%, respectivamente. Outras emissões como NH<sub>3</sub>, HCl e outros, correspondem aos restantes 4,05%.

O valor total obtido no impacto ambiental de uso do solo para o Cenário 2 foi de 4.755.619,89 m<sup>2</sup>a. Quando comparado com o Cenário 1, este valor de impacto teve um aumento de 3.188,59%. A etapas da coleta, transbordo e triagem e aterramento seguiram com os mesmos valores encontrados para o Cenário 1, porém a etapa do transporte reduziu o seu valor de impacto em 99%, totalizando 15,54 m<sup>2</sup>a. Para mais, a construção do aterro promove um valor de 4.608.007,91 m<sup>2</sup>a, o que representa 96,90% do valor total deste impacto sendo, portanto, a etapa mais impactante quanto ao uso do solo.

A Tabela 7 apresenta o somatório de todos os valores de impacto normalizados para cada etapa do sistema de gerenciamento do Cenário 1 e do Cenário 2. Esta tabela tem por objetivo a visualização em percentagem das etapas que mais impactam o sistema como um todo.

Independente do cenário escolhido a etapa que mais gera impactos nos sistemas de gerenciamento analisados é a coleta com 96,58% e 63,11% de representatividade em ambos cenários. Sendo assim, cabe aos tomadores de decisão e gestores públicos julgar a possibilidade de o município arcar com alternativas como a utilização de *softwares* para a roteirização da coleta, bem como a solicitação de veículos com ano de fabricação mais atual que possuem sistemas de redução de emissões nas licitações.

**Tabela 7 – Comparação dos resultados entre os cenários simulados**

<b>Etapas</b>	<b>ΣCenário1 (EP/ano)</b>	<b>Repres. Cenário1 (%)</b>	<b>ΣCenário2 (EP/ano)</b>	<b>Repres. Cenário2 (%)</b>
Coleta	6.443,76	96,58	6.443,76	63,11
Transbordo e triagem	93,74	1,40	93,74	0,92
Transporte	3,77	0,06	0,31	0,00
Construção do aterro	-	-	3.542,32	34,69
Aterramento	130,96	1,96	130,96	1,28
<b>Totais</b>	<b>6.672,23</b>	<b>100</b>	<b>10.211,09</b>	<b>100</b>

Uma alternativa a ser levada em consideração é a mudança no tipo da coleta. Dentre as diversas opções existentes, pode ser citada a coleta com o estímulo da segregação na fonte, a coleta seletiva com pontos estratégicos de acondicionamento temporário no município, ou ainda coleta containerizada com segregação na fonte ou com a utilização de dois contêineres, sendo um para resíduos secos e outro para os orgânicos. A efetivação de outra estrutura de coleta acarretaria melhorias na etapa da unidade de transbordo com triagem e conseqüentemente no aterramento (para o cenário 1). Estes benefícios seriam decorrentes do maior percentual de resíduos com possibilidade de reaproveitamento, o que influencia diretamente no cálculo dos impactos ambientais. Além disso, a redução do volume encaminhado para a disposição final aumenta a vida útil do aterro sanitário.

A construção de um aterro sanitário no município de São Gabriel representa uma diminuição de 3,46 EP/ano em relação ao valor total do transporte do cenário. Isso indica a diminuição do impacto desta etapa sobre o sistema todo. Porém, a construção do aterro sanitário no Cenário 2 implica em um aumento de 3.542,32 EP/ano, equivalentes a 34,70% sobre o valor total dos impactos do cenário 2. A comparação dos cenários 1 e 2 mostra que a construção do aterro aumenta em 34,65% o valor total dos impactos.

Os dados obtidos na ACV comprovam que não é possível compensar os impactos ambientais oriundos da construção de um aterro sanitário, apenas com os impactos que foram reduzidos na etapa do transporte. Mas do ponto de vista econômico e em longo prazo, pode ser uma fonte de economias e desenvolvimento para o município.

Esta teoria pode ser consolidada com a projeção de um aterro que atenda um número de municípios que gerem uma receita que, prioritariamente, garanta o pagamento das despesas das fases de implantação e operação do empreendimento. Para mais, esta receita deve ser suficiente a fim de garantir a adoção de melhorias no restante do sistema de gerenciamento do próprio município.

Sendo assim, o cenário proposto, além de fomentar a ideia da regionalização do sistema de gerenciamento de resíduos, propõe uma maneira de os municípios obterem dinheiro para melhorar a estrutura da coleta, do transbordo, da triagem de

resíduos, bem como possibilidade a implantação de alternativas como a compostagem, a fim de cumprir com o princípio da não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final adequada.

### **5.3 Escolha de área para o aterro sanitário**

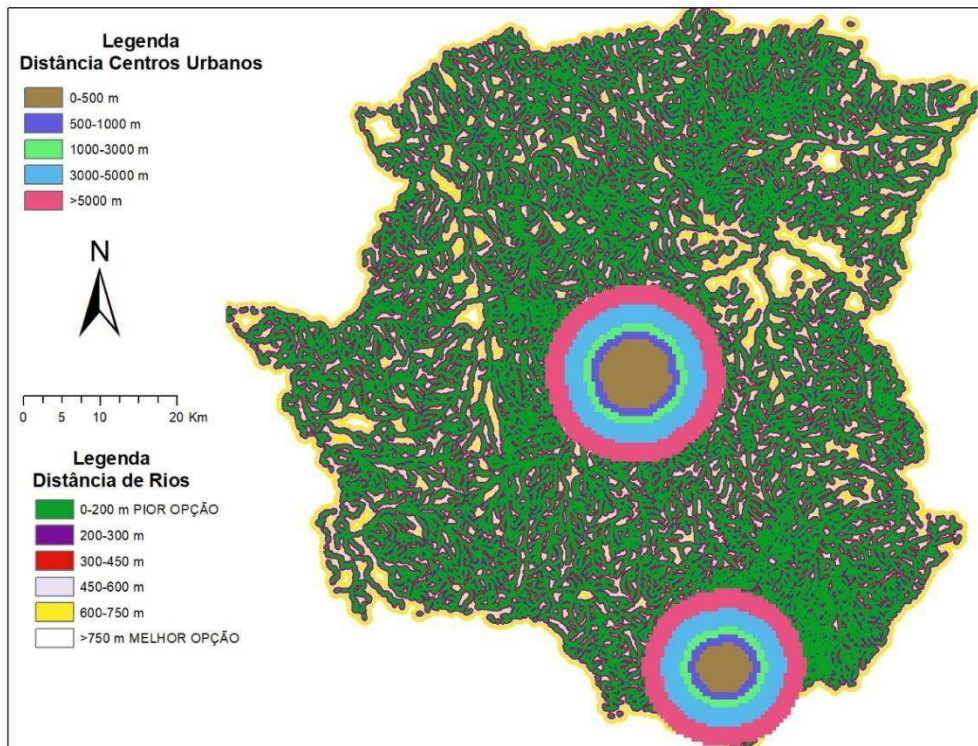
#### **5.3.1 Restrição por recursos hídricos e centros urbanos**

Para a restrição por recursos hídricos, a distância mínima de 200 metros foi tomada como padrão em decorrência ao estabelecido na Tabela 2. Esta distância é referenciada tanto nas diretrizes da FEPAM e na NBR 13.896/97. Neste trabalho a distância de 200 metros foi considerada a pior opção, sendo que a melhor >750 m. A distância mínima até os recursos hídricos está referida à proteção das fontes de água.

Com relação à distância mínima a centros urbanos, foi considerado o raio de 500 metros, a qual foi apontada a pior opção. A melhor opção está relacionada a uma distância de 5.000 metros. Normalmente a distância até centros urbanos é considerado um critério significativo. A distância até os centros urbanos leva em consideração a diminuição dos incômodos que um aterro sanitário pode causar à população, em decorrência da proliferação de vetores, poluição sonora, de odor, assim como evitar a disseminação de doenças.

O mapa de restrições referentes aos recursos hídricos e da distância de centros urbanos está apresentado na Figura 17. Nesta figura podem ser observados dois centros populacionais. O centro populacional no centro do mapa é referente ao próprio município de São Gabriel, e o na parte inferior do mapa representa a localidade de Ibaré. Para mais, esta imagem mostra a riqueza quanto à existência de recursos hídricos na região, o que restringe bastante as possíveis localizações de um aterro sanitário.

Figura 17 – Mapa de restrições em relação à distância de recursos hídricos e centros urbanos.

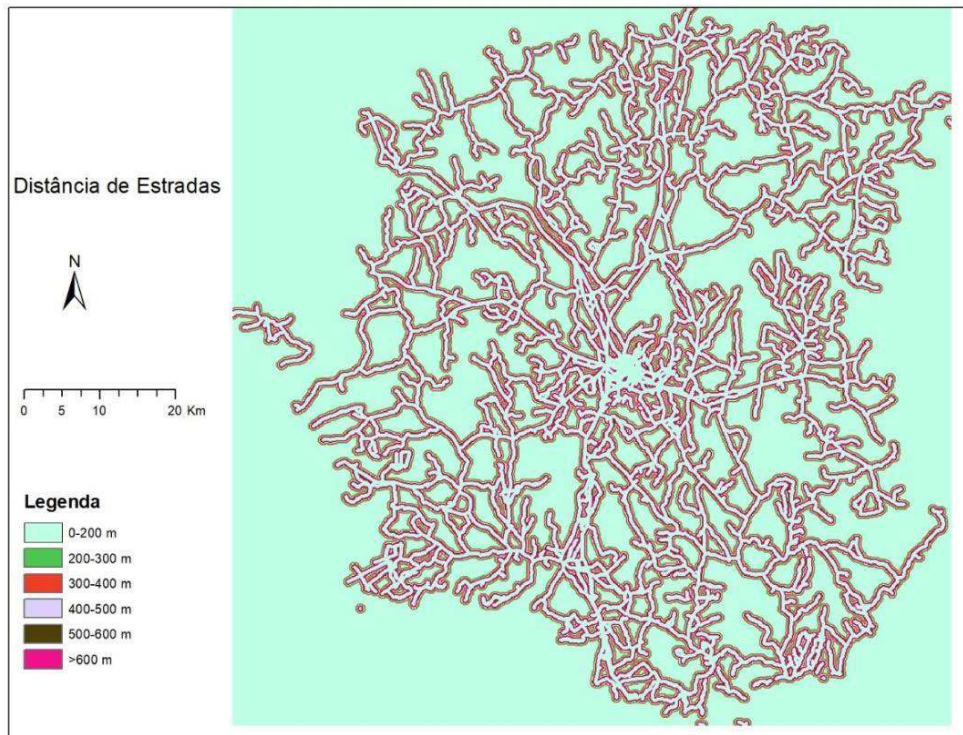


### 5.3.2 Restrições em função da malha viária

Levando em conta as restrições em função da malha viária e a necessidade de facilidade de acesso ao local, foi utilizada a distância de 200 metros como sendo a mais adequada. Este item tem como objetivos reduzir o impacto visual causado por este tipo de empreendimento; encontrar uma área com boa infraestrutura e disponibilidade de rede de energia elétrica; bem como ter acesso fácil às estradas da região, a fim de não elevar os custos com transporte do resíduo desde a sua coleta até a disposição final. Se esta distância for muito maior do que os 200 metros, pode ser necessária a abertura de longas estradas de acesso e maior manutenção de estradas secundárias, o que onera custos ao transporte.

Na Figura 18 está apresentado o mapa das restrições decorrentes da distância até a malha viária.

**Figura 18 – Mapa de restrições relativas à malha viária.**



Como pode ser visto na figura acima, São Gabriel apresenta uma malha viária bem distribuída ao longo de todo o seu território, o que facilita na escolha da área com maior aptidão para a implantação do aterro sanitário a partir desta restrição.

### 5.3.3 Restrições decorrentes do tipo de solo

Considerando as restrições decorrentes do tipo de solo, para este trabalho os planossolos foram considerados a pior opção devido a suas características. Normalmente estes solos são solos pouco profundos, imperfeitamente ou mal drenados, geralmente encontrados em áreas de várzea ou em área inundáveis.

Por outro lado, os argissolos, considerados como a melhor opção, são solos com maior teor de argila, baixa permeabilidade, o que facilita seu uso como camada de confinamento, onde sua condutividade hidráulica pode ser reduzida por meio de processos de compactação a valores de  $10^{-9}$  cm/s.

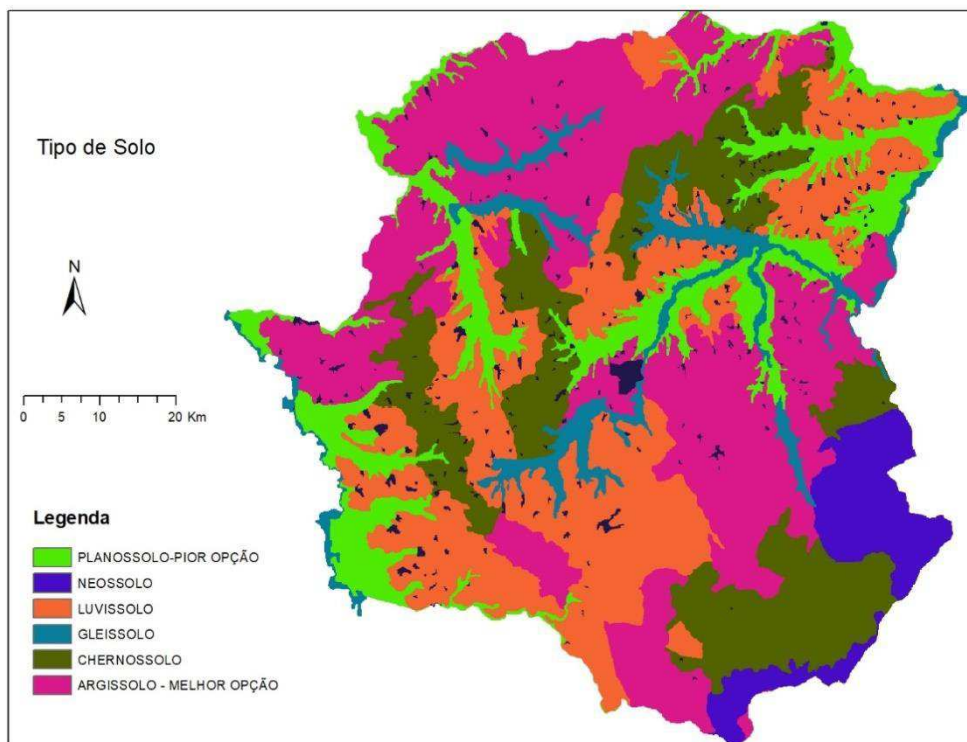
Na sequência, como segunda opção de solo com aptidão para o uso requerido, tem os chernossolos. Os chernossolos normalmente estão associados a argilas



expansivas e pegajosas, características essas que dificultam a drenagem nesse tipo de solo.

O mapa relativo à restrição do tipo de solo está apresentado na Figura 19.

**Figura 19 – Mapa de restrições referentes ao tipo de solo da região.**



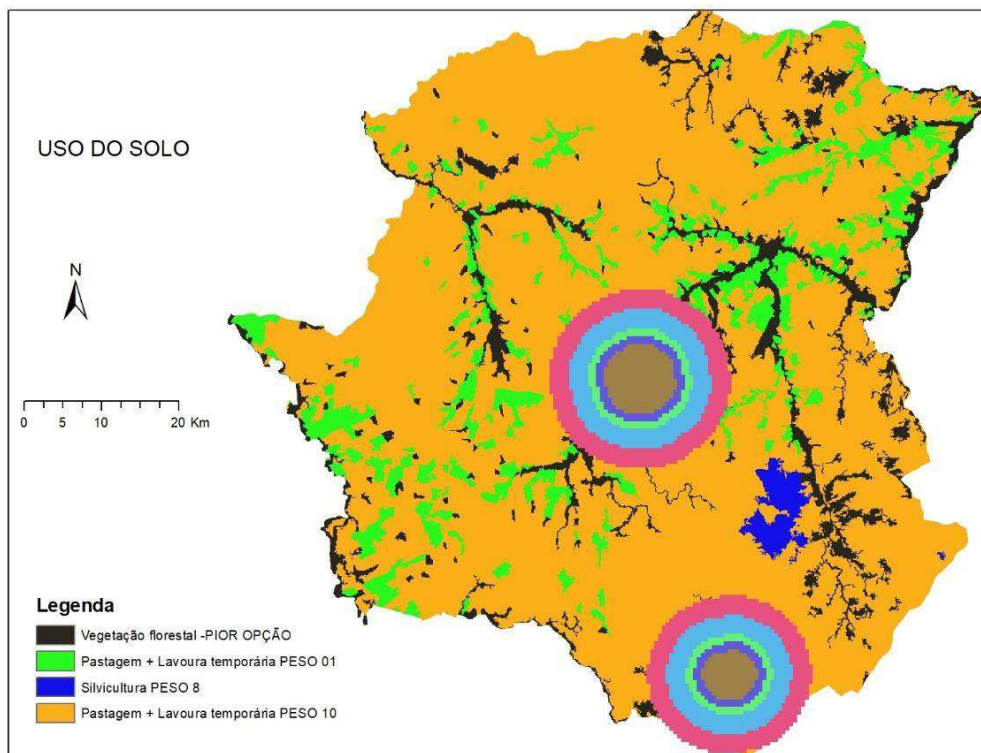
A Figura 19 mostra que as regiões norte, noroeste, leste e sudoeste do município de São Gabriel apresentam as áreas com as melhores opções de solo para a implantação de um aterro sanitário.

Neste mesmo contexto, Arruda (2011) realizou uma análise integrada da paisagem do município de São Gabriel, com o objetivo de propor um zoneamento ambiental e identificou as classes de solos no município a partir do mapeamento das cartas de solo do IBGE. Seu trabalho minuciou que os argissolos (melhor opção) ocupam em torno de 60% do território do município, enquanto que os planossolos (pior opção) ocupam 17% da área.

#### **5.3.4 Restrições relativas ao uso do solo**

Com relação às restrições relativas ao uso do solo, a Figura 20 apresenta um mapeamento da região considerando as localidades com vegetação de floresta como sendo a pior opção e a pastagem com lavoura temporária como sendo a melhor opção. Neste mesmo mapa estão novamente representadas, as áreas restritas pelos centros urbanos.

**Figura 20 – Mapa de restrições relativo ao uso do solo.**



O mapa mostra que mais de 90% da área de São Gabriel está associada a pastagem e lavouras temporárias, que dependendo das outras propriedades, podem ser utilizadas para o local do aterro, sem comprometer corte de árvores nativas, afugentamento de fauna ou ocupação de uma área com usos mais nobres.

Com um estudo similar, Arruda (2011) obteve o percentual de cada classe de uso através da representação gráfica dos usos da terra em 2010, o que permitiu a identificação das características de uso e ocupação da terra no município de São Gabriel. Sendo assim, a classe “campo” obteve o maior percentual, de 65%, e inclui as áreas de vegetação rasteira, típica para a criação de gado, pastagem e campo sujo. Na



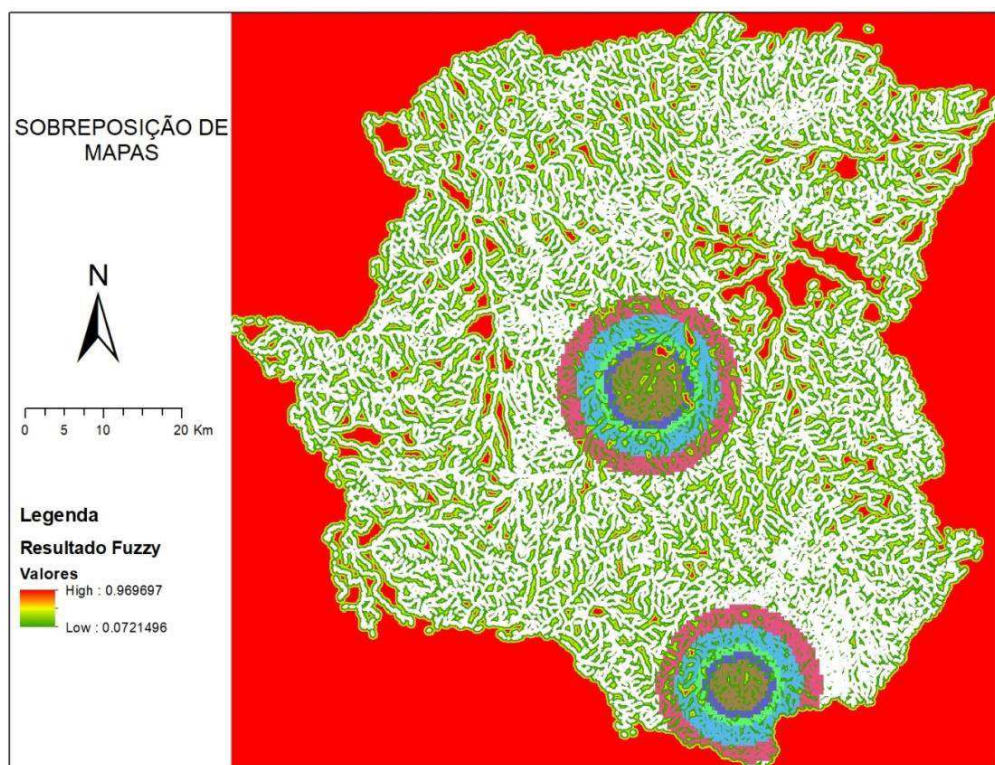
sequência aparecem as classes “cultura”, “floresta nativa”, “floresta exótica” e “água” com 19%, 11%, 4% e 1%, respectivamente.

### 5.3.5 Resultado da sobreposição de parâmetros e propostas de áreas para o aterro

A seleção das áreas apropriadas foi feita pela sobreposição dos mapas obtidos com o mapeamento dos parâmetros condicionantes, a qual considera as alternativas existentes condicionadas por eles. O critério principal se baseia em dados mensuráveis, que ajudem à tomada de decisões.

A Figura 21 apresenta o resultado das possíveis áreas aptas para a localização das futuras áreas para o aterro. Junto com esse mapa final está apresentado, mais uma vez as restrições das áreas urbanizadas, de modo a diminuir qualquer incômodo que este local possa trazer aos habitantes dessas áreas.

**Figura 21 – Mapa com indicação das possíveis áreas para localização do aterro sanitário.**



Na figura acima, as áreas situadas dentro dos limites do município em coloração vermelha são as mais aptas, que apresentam valores próximos a um, que representa a maior aptidão para a locação das áreas.

Portanto, as áreas mais aptas para a implantação de um aterro sanitário encontram-se principalmente na região nordeste, tendo como referência o centro urbano do município de São Gabriel. Outras áreas mais localizadas a oeste, noroeste e sudoeste também devem ser mencionadas.

## 6 CONCLUSÃO

O estudo diagnóstico e prognóstico do sistema de gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos de um município é fundamental para que se possa compreender a situação atual e poder planejar ações futuras. Visto isso, para o município de São Gabriel – RS foi feita uma análise gravimétrica dos resíduos gerados, além do recolhimento de dados qualitativos e quantitativos relacionados às etapas de coleta, unidade de transbordo e triagem, transporte e disposição final em aterro sanitário, a fim de agregar maior credibilidade aos resultados obtidos com a aplicação da ACV.

A análise gravimétrica realizada apontou que aproximadamente 22,17% do total de resíduos sólidos urbanos coletados, são passíveis de reaproveitamento. Outros 49,93% e 27,90% correspondem aos percentuais de matéria orgânica e rejeitos, respectivamente. Fazendo um comparativo entre a quantidade de resíduos coletados em 2016 (11.528,40 toneladas) e a quantidade de resíduos enviados para aterro sanitário (11.078,62 toneladas), obtém-se que 449,78 toneladas de resíduos foram segregadas em 2016, representando 3,9% da massa total coletada. Porém, se for considerado que os resíduos de São Gabriel apresentam um potencial de material a reciclar de 22,17% (2.555,85 toneladas), a eficiência da usina de triagem pode alcançar 17,60%.

A aplicação da ACV para a análise dos impactos ambientais decorrentes do cenário atual (Cenário 1) e da simulação do cenário proposto (Cenário 2) do gerenciamento de RSU de São Gabriel, foram realizadas com a utilização do *software Umberto NXT LCA* versão 7.13 com o auxílio do banco de dados da *Ecoinvent* versão 3.3. O método de avaliação de impacto escolhido foi o *CML 2001* e os impactos ambientais analisados foram o potencial de acidificação (kg SO<sub>2</sub>-Eq), mudanças climáticas (kg CO<sub>2</sub>-Eq), potencial de eutrofização (kg PO<sub>4</sub>-Eq), toxicidade humana (kg 1,4-DCB-Eq), uso do solo (m<sup>2</sup>a) e oxidação fotoquímica (kg C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>-Eq).

No Cenário 1, a etapa da coleta resultou em 6.443,76 EP/ano. Este valor representa 96,58% dos impactos gerados no sistema de gerenciamento, considerando a demais etapas de unidade de transbordo e triagem, transporte e disposição final em aterro sanitário. As categorias de impactos ambientais mais evidentes foram mudanças

climáticas (2.833,96 EP/ano), potencial de acidificação (2.011,65 EP/ano) e potencial de eutrofização (859,42 EP/ano). Os valores obtidos estão associados à queima de combustíveis fósseis pelos veículos da coleta.

Para o Cenário 2, a proposta da construção de um aterro sanitário no município, teve reflexo na redução de 3,46 EP/ano em relação ao valor do transporte. Em compensação, a etapa construtiva implicou em um aumento de 3.542,32 EP/ano nos impactos ambientais. Embora a etapa da construção tenha uma representatividade sobre o valor total dos impactos de 34,69%, a etapa da coleta foi a mais relevante, com 63,11%. As categorias de impactos ambientais mais significantes para a etapa de construção do aterro sanitário foram mudanças climáticas (1.161,20 EP/ano), potencial de acidificação (1.158,36 EP/ano) e potencial de eutrofização (532,93 EP/ano).

A avaliação por meio das ferramentas do Sistema de Informações Geográficas (SIG) e da Análise Multicritério de Decisões (AMD) da área mais adequada para a implantação de um aterro sanitário no município de São Gabriel, foi com base nas exigências técnicas detalhadas na NBR 13.896 (ABNT, 1997) e na Diretriz da FEPAM nº 04/2017. O *software* utilizado foi *ArcGIS* 10.3 e a escolha final das áreas foi realizada pela aplicação da função *fuzzy* pertencente ao *ArcGIS*.

Os resultados oriundos da sobreposição dos mapas obtidos com o mapeamento dos parâmetros condicionantes mostraram que as áreas mais aptas para a implantação de um aterro sanitário encontram-se principalmente na região nordeste, tendo como referência o centro urbano do município de São Gabriel. Outras áreas mais localizadas a oeste, noroeste e sudoeste também devem ser consideradas.

Como visto neste estudo, a aplicação da ACV auxilia na visualização dos impactos ambientais gerados tanto pelo cenário atual, quanto pelo cenário proposto com alterações no sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos. Além disso, a utilização de SIG e AMD para definir áreas adequadas à implantação de aterros sanitários conferiu rapidez, baixo custo e precisão nos dados analisados, podendo ser aplicadas a outros municípios também.

A fim de tornar este estudo ainda mais completo, outros cenários poderiam ser simulados e acompanhados de um estudo de viabilidade econômica para a implantação das novas ideias. Outro ponto importante seria fazer uma avaliação mais minuciosa para a escolha de área, através de visitas às áreas de alta aptidão identificadas neste estudo. A visita aos locais pode dar uma maior credibilidade à metodologia utilizada neste trabalho, visto que as realizações de atividades *in loco* ajudam na avaliação das condições reais das áreas.

Portanto, a análise dos resultados e da aplicabilidade das ideias propostas cabe aos “tomadores de decisão” (gestores públicos). Estes devem ter total conhecimento da situação atual do município e das suas principais necessidades de melhorias. Sendo assim, o sistema de gestão de resíduos sólidos urbanos deve ser pensado para ser sustentável do ponto de vista ambiental, social e econômico.

## 7 BIBLIOGRAFIA

ABNT. **NBR 8.419: Apresentação de projetos de aterros**. Rio de Janeiro 1996.

\_\_\_\_\_. **NBR 13.896: Aterros de resíduos não perigosos - critérios para projeto, instalação e operação**. Rio de Janeiro 1997.

\_\_\_\_\_. **NBR 10.007: Amostragem de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro 2004.

\_\_\_\_\_. **ISO NBR 14.040: Avaliação do Ciclo de Vida. Princípios e Estrutura**. Rio de Janeiro 2009.

\_\_\_\_\_. **NBR 15.849: Resíduos sólidos urbanos - Aterros sanitários de pequeno porte - Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento**. Rio de Janeiro 2010.

ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo 2010.

\_\_\_\_\_. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo 2011.

\_\_\_\_\_. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo 2012.

\_\_\_\_\_. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo 2013.

\_\_\_\_\_. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo 2014.

\_\_\_\_\_. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo 2015.

\_\_\_\_\_. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo 2016.

AGOVINO, M.; FERRARA, M.; GAROFALO, A. An exploratory analysis on waste management in Italy: A focus on waste disposed in landfill. **Land Use Policy**, v. 57, p. 669-681, 11/30/ 2016. ISSN 0264-8377. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837716302095> >.

ALELUIA, J.; FERRÃO, P. Characterization of urban waste management practices in developing Asian countries: A new analytical framework based on waste characteristics and urban dimension. **Waste Management**, v. 58, p. 415-429, 12// 2016. ISSN 0956-053X. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X16302409> >.

ANDREASI BASSI, S.; CHRISTENSEN, T. H.; DAMGAARD, A. Environmental performance of household waste management in Europe - An example of 7 countries. **Waste Management**, v. 69, n. Supplement C, p. 545-557, 2017/11/01/ 2017. ISSN 0956-053X. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X17305342> >.

ANGELO, A. C. M. et al. Life Cycle Assessment and Multi-criteria Decision Analysis: Selection of a strategy for domestic food waste management in Rio de Janeiro. **Journal of Cleaner Production**, 2016. ISSN 0959-6526.

ARRUDA, H. M. D. R. F. **Cartografia de síntese para análise integrada da paisagem do município de São Gabriel/RS: uma proposta de zoneamento ambiental**. 2011. Dissertação - Mestrado em Geografia Universidade Federal de Santa Maria

AYMARD, V.; BOTTA-GENOULAZ, V. Normalisation in life-cycle assessment: consequences of new European factors on decision-making. *Supply Chain Forum: An International Journal*, 2017, Taylor & Francis. p.1-8.

BAHRANI, S. et al. Modeling landfill site selection by multi-criteria decision making and fuzzy functions in GIS, case study: Shabestar, Iran. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 4, p. 337, February 12 2016. ISSN 1866-6299. Disponível em: < <https://doi.org/10.1007/s12665-015-5146-4> >.

BERNSTAD SARAIVA, A.; SOUZA, R. G.; VALLE, R. A. B. Comparative lifecycle assessment of alternatives for waste management in Rio de Janeiro – Investigating the influence of an attributional or consequential approach. **Waste Management**, v. 68, n. Supplement C, p. 701-710, 2017/10/01/ 2017. ISSN 0956-053X. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X17304944> >.

BORN, V. **Avaliação da aptidão de áreas para a instalação de aterro sanitário com o uso de ferramentas de apoio à decisão por múltiplos critérios**. 2014.

BRASIL. Lei Nº 12.305, DE 2 DE AGOSTO DE 2010. **Política Nacional de Resíduos Sólidos–Disponível em: [http://www. planalto. gov. br/ccivil\\_03/\\_ato200](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato200)**, v. 2ª edição, p. 73, 2012.

BROGAARD, L. K.; CHRISTENSEN, T. H. Life cycle assessment of capital goods in waste management systems. **Waste Management**, v. 56, p. 561-574, 2016. ISSN 0956-053X.

BUENO, G.; LATASA, I.; LOZANO, P. J. Comparative LCA of two approaches with different emphasis on energy or material recovery for a municipal solid waste management system in Gipuzkoa. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 51, p. 449-459, 11// 2015. ISSN 1364-0321. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032115005912> >.

BURATTI, C. et al. Life Cycle Assessment of organic waste management strategies: an Italian case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 89, p. 125-136, 2/15/ 2015. ISSN 0959-6526. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652614011846> >.

CARISSIMI, E.; BEATRIZ WOLFF, D.; CARVALHO TAVARES, M. Seleção de Áreas para a Construção de um Aterro Sanitário em Porto Velho/RO. **Revista AIDIS de Ingeniería y**

**Ciencias Ambientales: investigación, desarrollo y práctica**, v. 7, n. 5, p. 237-247, 2015. ISSN 0718-378X.

CARRA, S. H. Z.; REICHERT, G. A. Avaliação do ciclo de vida de resíduos sólidos urbanos: avaliação de dois cenários para o gerenciamento integrado de resíduos sólidos na cidade de Porto Alegre/RS. **4º Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente**, 2014.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. D. Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades. 2002. ISSN 8586552356.

CHANG, N.-B.; PARVATHINATHAN, G.; BREEDEN, J. B. Combining GIS with fuzzy multicriteria decision-making for landfill siting in a fast-growing urban region. **Journal of Environmental Management**, v. 87, n. 1, p. 139-153, 2008/04/01/ 2008. ISSN 0301-4797. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479707000230> >.

CHERUBINI, F.; BARGIGLI, S.; ULGIATI, S. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. **Energy**, v. 34, n. 12, p. 2116-2123, 12// 2009. ISSN 0360-5442. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360544208002120> >.

CRESPO MENDES, N.; BUENO, C.; OMETTO, A. R. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. **Production**, v. 26, n. 1, 2016. ISSN 0103-6513.

CZAPLICKA-KOLARZ, K. et al. Material and energy flow analysis (MEFA) of the unconventional method of electricity production based on underground coal gasification. **Journal of Sustainable Mining**, v. 13, n. 3, p. 41-47, 2014. ISSN 2300-3960.

EL BABA, M.; KAYASTHA, P.; DE SMEDT, F. Landfill site selection using multi-criteria evaluation in the GIS interface: a case study from the Gaza Strip, Palestine. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 8, n. 9, p. 7499-7513, September 01 2015. ISSN 1866-7538. Disponível em: < <https://doi.org/10.1007/s12517-014-1736-9> >.

EL MAGUIRI, A. et al. Landfill site selection using GIS, remote sensing and multicriteria decision analysis: case of the city of Mohammedia, Morocco. **Bulletin of Engineering Geology and the Environment**, v. 75, n. 3, p. 1301-1309, August 01 2016. ISSN 1435-9537. Disponível em: < <https://doi.org/10.1007/s10064-016-0889-z> >.

FEPAM. **Diretriz Técnica 04/2017: Diretriz técnica para o licenciamento ambiental da atividade de disposição final de resíduos sólidos urbanos**. Porto Alegre 2017.

FERNÁNDEZ-NAVA, Y. et al. Life cycle assessment of different municipal solid waste management options: a case study of Asturias (Spain). **Journal of Cleaner Production**, v. 81, p. 178-189, 10/15/ 2014. ISSN 0959-6526. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652614005940> >.



FRISCHKNECHT, R.; REBITZER, G. The ecoinvent database system: a comprehensive web-based LCA database. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, n. 13, p. 1337-1343, 2005/11/01/ 2005. ISSN 0959-6526. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652605001253> >.

GBANIE, S. P. et al. Modelling landfill location using Geographic Information Systems (GIS) and Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA): Case study Bo, Southern Sierra Leone. **Applied Geography**, v. 36, p. 3-12, 1// 2013. ISSN 0143-6228. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0143622812000690> >.

GENTIL, E. C. et al. Models for waste life cycle assessment: Review of technical assumptions. **Waste Management**, v. 30, n. 12, p. 2636-2648, 12// 2010. ISSN 0956-053X. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X10003193> >.

GILARDINO, A. et al. Combining operational research and Life Cycle Assessment to optimize municipal solid waste collection in a district in Lima (Peru). **Journal of Cleaner Production**, v. 156, p. 589-603, 7/10/ 2017. ISSN 0959-6526. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095965261730700X> >.

GORSEVSKI, P. V. et al. Integrating multi-criteria evaluation techniques with geographic information systems for landfill site selection: a case study using ordered weighted average. **Waste management**, v. 32, n. 2, p. 287-296, 2012. ISSN 0956-053X.

GUINÉE, J. B. Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards. **The international journal of life cycle assessment**, v. 7, n. 5, p. 311, 2002. ISSN 0948-3349.

HERVA, M.; NETO, B.; ROCA, E. Environmental assessment of the integrated municipal solid waste management system in Porto (Portugal). **Journal of Cleaner Production**, v. 70, p. 183-193, 5/1/ 2014. ISSN 0959-6526. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652614001486> >.

IBGE. Cidades. 2016. Disponível em: < <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=431830&search=||infogr%E1ficos:-informa%E7%F5es-completas> >. Acesso em: maio de 2016.

JAUNICH, M. K. et al. Characterization of municipal solid waste collection operations. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 114, p. 92-102, 11// 2016. ISSN 0921-3449. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344916301860> >.

KAJINO, L. K. **Estudo de viabilidade de implantação, operação e monitoramento de aterros sanitários: uma abordagem econômica**. 2005. 140 Dissertação (Mestrado) Universidade Estadual Paulista

KINOBE, J. R. et al. Optimization of waste collection and disposal in Kampala city. **Habitat International**, v. 49, p. 126-137, 10// 2015. ISSN 0197-3975. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S019739751500106X> >.

KONRAD, O. et al. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos destinados para uma central de triagem, compostagem e disposição final. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 5, n. 1, p. 284-292, 2014. ISSN 2179-6858.

LIMA, Â. M. F. **Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil: inserção e perspectivas**. 2007. Dissertação (Mestrado Profissional em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo) Salvador: UFBA, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia

LIU, Y. et al. Greenhouse gas emissions from municipal solid waste with a high organic fraction under different management scenarios. **Journal of Cleaner Production**, v. 147, p. 451-457, 3/20/ 2017. ISSN 0959-6526. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617301506> >.

MERSONI, C. Avaliação do ciclo de vida como técnica de apoio à decisão no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no município de Garibaldi/RS. 2015.

MILUTINOVIĆ, B. et al. Environmental assessment of waste management scenarios with energy recovery using life cycle assessment and multi-criteria analysis. **Energy**, v. 137, n. Supplement C, p. 917-926, 2017/10/15/ 2017. ISSN 0360-5442. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360544217303493> >.

MONTEIRO, J. H. P.; ZVEIBIL, V. Z. Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos. In: (Ed.). **Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos**: IBAM, 2001.

NABAVI-PELESARAEI, A. et al. Prognostication of energy use and environmental impacts for recycle system of municipal solid waste management. **Journal of Cleaner Production**, v. 154, n. Supplement C, p. 602-613, 2017/06/15/ 2017. ISSN 0959-6526. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617307412> >.

NAS, B. et al. Selection of MSW landfill site for Konya, Turkey using GIS and multi-criteria evaluation. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 160, n. 1, p. 491, January 24 2009. ISSN 1573-2959. Disponível em: < <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0713-8> >.

PASCUAL-GONZÁLEZ, J. et al. Statistical analysis of theecoinvent database to uncover relationships between life cycle impact assessment metrics. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, n. Part 1, p. 359-368, 2016/01/20/ 2016. ISSN 0959-6526. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652615007088> >.

PÉREZ, J. et al. A methodology for estimating the carbon footprint of waste collection vehicles under different scenarios: Application to Madrid. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 52, Part A, p. 156-171, 5// 2017. ISSN 1361-9209. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S136192091630791X> >.

PESSIN, N.; MANDELLI, S.; QUISSINI, C. Diagnóstico Preliminar da Geração de Resíduos Sólidos Domésticos em Sete Municípios de Pequeno Porte da Região do Vale do Caí-RS. **III Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental-Gestão Ambiental, Urbana e Industrial**, 2002.

PIRES, A. et al. A case study of packaging waste collection systems in Portugal – Part II: Environmental and economic analysis. **Waste Management**, v. 61, p. 108-116, 3// 2017. ISSN 0956-053X. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X16306936> >.

RAJAEIFAR, M. A. et al. Comparative life cycle assessment of different municipal solid waste management scenarios in Iran. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 51, p. 886-898, 11// 2015. ISSN 1364-0321. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032115006097> >.

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. 2013.

REICHERT, G. A.; MENDES, C. A. B. Avaliação do ciclo de vida e apoio à decisão em gerenciamento integrado e sustentável de resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, p. 301-313, 2014. ISSN 1413-4152. Disponível em: < [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522014000300301&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522014000300301&nrm=iso) >.

REZENDE, J. H. et al. Composição gravimétrica e peso específico dos resíduos sólidos urbanos em Jaú (SP). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, p. 1-8, 2013. ISSN 1413-4152. Disponível em: < [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522013000100001&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522013000100001&nrm=iso) >.

RIPA, M. et al. The relevance of site-specific data in Life Cycle Assessment (LCA). The case of the municipal solid waste management in the metropolitan city of Naples (Italy). **Journal of Cleaner Production**, v. 142, p. 445-460, 2017. ISSN 0959-6526.

RODRIGUES, J. et al. Proposta de Implantação de um Centro de Triagem de Materiais Recicláveis junto ao Aterro Sanitário de Cachoeira Paulista - SP. **IX Encontro Latino Americano de Pós Graduação**, 2011.

RONG, L. et al. Assessment of the potential utilization of municipal solid waste from a closed irregular landfill. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, Part 1, p. 413-419,

1/20/ 2017. ISSN 0959-6526. Disponível em: <  
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652615014341> >.

ŞENER, Ş.; ŞENER, E.; NAS, B. Landfill Site Selection by using GIS and Multicriteria Decision Analysis. **Mühendislik Bilimleri ve Tasarım Dergisi**, v. 1, n. 3, 2011. ISSN 1308-6693.

ŞENER, Ş. et al. Combining AHP with GIS for landfill site selection: A case study in the Lake Beyşehir catchment area (Konya, Turkey). **Waste Management**, v. 30, n. 11, p. 2037-2046, 11// 2010. ISSN 0956-053X. Disponível em: <  
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X10003132> >.

SILVA, T. N.; DE FREITAS, F. S. N.; CANDIANI, G. Avaliação das emissões superficiais do gás de aterros sanitários de grande porte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 95-104, 2013. ISSN 1413-4152.

SOLTANI, A.; SADIQ, R.; HEWAGE, K. The impacts of decision uncertainty on municipal solid waste management. **Journal of Environmental Management**, v. 197, n. Supplement C, p. 305-315, 2017/07/15/ 2017. ISSN 0301-4797. Disponível em: <  
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479717302943> >.

STRUK, M. Distance and incentives matter: The separation of recyclable municipal waste. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 122, p. 155-162, 7// 2017. ISSN 0921-3449. Disponível em: <  
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344917300320> >.

SUKHOLTHAMAN, P.; SHARP, A. A system dynamics model to evaluate effects of source separation of municipal solid waste management: A case of Bangkok, Thailand. **Waste Management**, v. 52, p. 50-61, 6// 2016. ISSN 0956-053X. Disponível em: <  
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X1630109X> >.

TRENTIN, A. W. D. S. **Diagnóstico e Avaliação do Ciclo de Vida do Sistema de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos de Santa Cruz do Sul - RS**. 2015. Dissertação (Mestrado) Pós - Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC)

VIERO, A. C.; SILVA, D. R. A. D. **Geodiversidade do estado do Rio Grande do Sul**: CPRM 2010.

WINKLER, J.; BILITEWSKI, B. Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. **Waste management**, v. 27, n. 8, p. 1021-1031, 2007. ISSN 0956-053X.

YAY, A. S. E. Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: a case study of Sakarya. **Journal of Cleaner Production**, v. 94, p. 284-293, 2015. ISSN 0959-6526.

ZAPPE, A. L. **Avaliação do ciclo de vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos de um consórcio intermunicipal no Rio Grande do Sul, Brasil.** Pós Graduação em Tecnologia Ambiental Universidade de Santa Cruz do Sul 2016.