

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS
HÍDRICOS E SANEAMENTO



WILLIAN SUZARTE CRUZ

**Análise de ciclo de vida do sistema de tratamento de lixiviado
em um aterro sanitário municipal**

Maceió
2021

WILLIAN SUZARTE CRUZ

**Análise de ciclo de vida do sistema de tratamento de lixiviado
em um aterro sanitário municipal**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento.

Orientador(a): Prof.^a Dr.^a Karina
Ribeiro Salomon

Maceió
2021

Catgação na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico Bibliotecária
Responsável: Betânia Almeida dos Santos – CRB-4 -1542

C957a Cruz, Willian Suzarte.
Análise de ciclo de vida do sistema de tratamento de lixo em um aterro
sanitário municipal / Willian Suzarte Cruz. – 2021.
120f.: il.

Orientadora: Karina Ribeiro Salomon.
Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Universidade
Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em
Recursos Hídricos e Saneamento. Maceió, 2021.

Bibliografia: f. 104-114.
Apêndice: f. 115-120.

1. Aterro sanitário – Tratamento lixo. 2. Aterro sanitário – Resíduos sólidos. 3.
Desempenho ambiental – Sistema de tratamento lixo. 4. Meio ambiente –
Sustentabilidade. 5. Cloreto de Polialumínio – Impacto ambiental. I. Título.

CDU: 628.472.3

“Não fui eu que ordenei a você? Seja forte e corajoso! Não se apavore nem desanime, pois, o Senhor, o seu Deus, estará com você por onde você andar”

Josué 1:9

AGRADECIMENTOS

De forma humilde, aqui faço meus agradecimentos, pois diante desta longa caminhada, foram muitas pessoas que contribuíram para essa conquista.

Primeiramente agradeço a Deus por ter me dado essa oportunidade e ter estado comigo em todos os obstáculos, me tornando vitorioso em todos eles.

A todos os professores que me inspiraram, que souberam passar a sabedoria e o conhecimento de forma competente.

À minha orientadora, Prof.^a Dr.^a Karina Ribeiro Salomon, por sua sabedoria, competência, simplicidade e sempre solícita em me auxiliar nas dúvidas e nos questionamentos.

Ao meu pai e amigo Elias, pelo seu exemplo de fé e compreensão, que me fez perceber o quão é importante ouvir e que sempre me incentivou e aconselhou nos momentos mais difíceis.

À minha mãe Marly (in memoriam), minha heroína, minha guerreira, meu exemplo de perseverança, por ter me ensinado a lutar pelo o que acredito e ir em busca dos meus sonhos, que dizia que esse é somente o começo de uma grande carreira. A ela, dedico mais essa vitória, por ter chegado até aqui e saber que do céu ela contempla esse nosso momento de felicidade.

Às minhas irmãs Emilly e Thaíza, que sempre estiveram presentes em todos os momentos da minha vida e saber de que posso contar com elas.

À minha noiva Hyla, companheira de todas as horas, que desde quando chegou em minha vida, só acrescentou.

À minha sogra Hylana, que me acolhera de braços abertos.

Não poderia deixar de agradecer a família que me recepcionou em Maceió, Paulo, Aninha, Paulo Vitor, João e Paulinha, por abrirem as portas de casa e do coração e tornar tudo isso possível.

Agradeço a todos os meus amigos e colegas de curso pela amizade e ajuda sempre necessária.

A TODOS vocês, meu MUITO OBRIGADO!

RESUMO

A Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL) de aterro sanitário possui a função de tratar o lixiviado bruto e cumprir os padrões de lançamento requeridos na legislação ambiental federal (Resoluções CONAMA nº 357/2005 e 430/2011) e as respectivas legislações estaduais, nesse caso, a Instrução Normativa nº 01/2018 de Alagoas. Apesar de contemplar os padrões de lançamento, as legislações não consideram uma visão ampliada de todos os impactos ocasionados durante o ciclo de vida operacional da ETL. Nesse sentido, buscou-se avaliar o desempenho ambiental da operação do sistema de tratamento de lixiviado proveniente da Central de Tratamento de Resíduos Benedito Bentes (CTR/BB), em Maceió – AL, por meio da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Foram considerados seis cenários de operação da ETL, sendo um cenário real e cinco hipotéticos. O cenário real foi baseado na concepção original: lagoa anaeróbia, lagoa de pré-aeração, lagoa aerada, sistema físico-químico por coagulação, floculação e decantação, sistema de filtração por carvão ativado e zeólita e sistema de nanofiltração. Já os cenários hipotéticos, foram baseados na substituição do sistema de tratamento biológico para UASB-*Wetland*, e no aproveitamento de recursos e ganhos ambientais, isto é, aproveitamento do biogás para geração de energia elétrica e diminuição dos gases de efeito estufa. Para a realização da ACV, foram obtidos dados primários e secundários empregados na construção dos Inventários de Ciclo de Vida (ICVs), sendo utilizados dados da CTR/BB, bem como do banco de dados *Ecoinvent v. 3.5*, compilados através do *software OpenLCA*. O método de avaliação escolhido foi o CML – IA *baseline – World 2000*, o qual avaliou as seguintes categorias de impacto: depleção abiótica, depleção abiótica (combustíveis fósseis), acidificação, eutrofização, ecotoxicidade de água doce, aquecimento global (GWP100a), toxicidade humana, ecotoxicidade marinha, destruição da camada de ozônio, oxidação fotoquímica e ecotoxicidade terrestre. Os resultados mostraram que o Cenário 6 (hipotético) foi o que apresentou o melhor desempenho da pesquisa, tornando-se o sistema com menor impacto ambiental. Já o Cenário 1 (real), apresentou o pior desempenho da ACV, exceto para as categorias: Aquecimento Global (AG) e Oxidação Fotoquímica (OF). A pesquisa também evidenciou o Cloreto de Polialumínio (PAC) como principal fator causador de impacto ambiental em todos os cenários e o Metano (CH₄) como o segundo fator para alguns cenários. Apesar disso, o Metano permitiu um maior aproveitamento de recursos e ganho ambiental, deixando de ser liberado diretamente na atmosfera para ser aproveitado como fonte de geração de energia elétrica. Essa mudança ocasionou uma diminuição do impacto em mais de 70% para as

categorias AG e OF. Dessa forma, a ETL pode ser otimizada em termos de desempenho ambiental, não somente com a diminuição dos impactos ambientais do sistema operacional, mas também a partir do aproveitamento de recursos presentes no lixiviado.

Palavras-chave: Aterro Sanitário, Desempenho Ambiental, *OpenLCA*, Cloreto de Polialumínio, Sustentabilidade

ABSTRACT

The Landfill Leachate Treatment Station (ETL) has the function of treating raw leachate and complying with the release standards required by federal environmental legislation (CONAMA Resolutions No. 357/2005 and 430/2011) and state legislation, in the same in this case, Normative Instruction No. 01/2018 of Alagoas. Despite contemplating launch standards, the legislation does not consider an expanded view of all impacts caused during the operational lifecycle of ETL. In this sense, we sought to assess the environmental performance of the operation of the leachate treatment system from the Benedito Bentes Waste Treatment Center (CTR / BB), in Maceió - AL, through the Life Cycle Assessment (ACV). Six ETL operation scenarios were considered, being a real scenario and five hypotheticals. The real scenario was based on the original design: anaerobic lagoon, pre-aeration lagoon, aerated lagoon, physicochemical system by coagulation, flocculation and decantation, filtration system by activated carbon and zeolite and nanofiltration system. The hypothetical scenarios were based on the replacement of the biological treatment system for UASB-Wetland, and not using resources and environmental gains, that is, using biogas to generate electricity and reducing greenhouse gases. To carry out the LCA, primary and secondary data were captured in the construction of the Life Cycle Inventories (ICVs), using data from the CTR / BB, as well as from the Ecoinvent v database. 3.5, compiled using OpenLCA software. The chosen evaluation method was the CML - baseline IA - World 2000, which evaluated the following impact categories: open depletion, abiotic depletion, acidification, eutrophication, freshwater ecotoxicity, global warming (GWP100a), human toxicity, marine ecotoxicity, ozone layer depletion, photochemical oxidation and terrestrial ecotoxicity. The results induced that Scenario 6 (hypothetical) was the one that presented the best research performance, becoming the system with the lowest environmental impact. On the other hand, Scenario 1 (actual) presents the worst LCA performance, except for the categories: Global Warming (GA) and Photochemical Oxidation (OF). The research also highlighted Polyaluminium Chloride (PAC) as the main factor causing environmental impact in all scenarios and Methane (CH₄) as the second factor for some scenarios. Despite this, Methane feeds greater use of resources and environmental gain, no longer being released directly into the atmosphere to be used as a source of electricity generation. This change caused a decrease in the impact of more than 70% for the AG and OF categories. Thus, an ETL can be optimized in terms of environmental performance, not only by reducing

the environmental impacts of the operating system, but also by taking advantage of resources present in the leachate.

Keywords: Landfill, Environmental Performance, openLCA, Polyaluminum chloride, Sustainability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Fases de estabilização dos RSU dispostos em aterros sanitários	25
Figura 3.2 - Esquema da percolação de água no aterro	28
Figura 3.3 - Esquema de reator UASB e partes constituintes	42
Figura 3.4 - Seção típica de um filtro biológico percolador e seus componentes	45
Figura 3.5 - Diferentes meios suportes utilizados em filtros biológicos percoladores	45
Figura 3.6 - Estágios do ciclo de vida de um produto	52
Figura 3.7 – Elementos da AICV	55
Figura 3.8 – Relação dos resultados do ICV com as categorias de impacto	56
Figura 4.1 - Aterro Sanitário de Maceió em Benedito Bentes	68
Figura 4.2 - Localização do Aterro Sanitário de Maceió em Benedito Bentes	69
Figura 4.3 - Fluxograma da ETL localizada no aterro sanitário de Maceió	70
Figura 4.4 - Fronteiras de primeiro e segundo plano do sistema estudado	73
Figura 5.1 – Fluxograma de entrada e saída do sistema – Cenário 1	88
Figura 5.2 – Contribuição do impacto ambiental relativo – Cenário 1	88
Figura 5.3 – Fluxograma de entrada e saída do sistema – Cenário 2	90
Figura 5.4 – Contribuição do impacto ambiental relativo – Cenário 2	91
Figura 5.5 – Fluxograma de entrada e saída do sistema – Cenário 3	92
Figura 5.6 – Contribuição do impacto ambiental relativo – Cenário 3	92
Figura 5.7 – Fluxograma de entrada e saída do sistema – Cenário 4	94
Figura 5.8 – Contribuição do impacto ambiental relativo – Cenário 4	94
Figura 5.9 – Fluxograma de entrada e saída do sistema – Cenário 5	95
Figura 5.10 – Contribuição do impacto ambiental relativo – Cenário 5	96
Figura 5.11 – Fluxograma de entrada e saída do sistema – Cenário 6	97
Figura 5.12 – Contribuição do impacto ambiental relativo – Cenário 6	97
Figura 5.13 – Resultados relativos da AICV	99
Figura 5.14 – Normalização por método CML-IA <i>baseline</i> – <i>World 2000</i>	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Faixas de variação mais prováveis de lixiviados em aterros brasileiros	29
Tabela 3.2 - Faixas de variação e composição típica do lixiviado em aterros jovens e maduro	30
Tabela 3.3 - Resultados da dosagem de diferentes coagulantes em diversas regiões	33
Tabela 3.7 - Tratamento de lixiviado utilizando lagoas aeradas	39
Tabela 3.8 - Fatores Básicos de Incerteza - UB (sem dimensão)	64
Tabela 5.1 - Volume total de lixiviado tratado durante 20 anos de operação da ETL	80
Tabela 5.2 - Concentração, carga e quantitativo total para os parâmetros do lixiviado bruto	80
Tabela 5.3 - Concentração, carga e quantitativo total para os parâmetros do lixiviado tratado	81
Tabela 5.4 - Quantitativo total da solução de PAC a 15% utilizada na ETL	81
Tabela 5.5 – Emissão total de CH ₄ para atmosfera - sistemas de tratamento sem gestão do biogás – Cenários 1 e 4	82
Tabela 5.6 – Emissão total de CH ₄ para atmosfera - sistemas de tratamento com 50% de queima em <i>flare</i> – Cenários 2 e 5	83
Tabela 5.7 – Emissão total de CH ₄ para atmosfera - sistemas de tratamento com aproveitamento energético – Cenários 3 e 6	83
Tabela 5.8 – Consumo Estimado de Energia Elétrica (C _{EEE}) da fase de operação da ETL – Filtração por Zeólita, CAG e Nanofiltração (FZCN)	84
Tabela 5.9 – Consumo Estimado de Energia Elétrica (C _{EEE}) da fase de operação da ETL – Coagulação/Floculação e Biológico Aeróbio (CFBA)	85
Tabela 5.10 – Energia Elétrica Produzida (E _{EP}) gerada pelo aproveitamento do biogás do sistema de tratamento da ETL	86
Tabela 5.11 – Energia Elétrica Disponível (E _{ED}) na rede	86
Tabela 5.12 – Grau de incerteza de cada parâmetro do ICV	87

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1 - Grupo de poluentes no lixiviado	28
Quadro 3.2 - Comparativo dos métodos de tratamento físico-químicos	32
Quadro 3.3 - Matriz qualidade dos dados (Matriz Pedigree)	63
Quadro 4.1 - Resumo dos cenários de operação da estação de tratamento de lixiviado	71

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

ACV - Avaliação do Ciclo de Vida

AGV - Ácidos Graxos Voláteis

AICV - Avaliação do impacto do ciclo de vida

Ca (OH)₂ - Hidróxido de Cálcio; Cal Hidratada

CAG - Carvão Ativado Granular

CED - Demanda Acumulada de Energia

CFC - Clorofluorcarboneto

CH₄ - Metano

CO - Monóxido de Carbono

CO₂ - Dióxido de Carbono; Gás Carbônico

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT - Carbono Orgânico Total

COV - Composto Orgânico Volátil

CTR/BB - Central de Tratamento de Resíduos Benedito Bentes

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio consumido durante 5 dias

DQO - Demanda Química de Oxigênio

EPLCA - *European Platform on Life Cycle Assessment*

ETL - Estação de Tratamento de Lixiviado

FAS - Filtros Aerados Submersos

FBP - Filtro Biológico Percolador

FISPQ - Ficha de Informações de Segurança de Produto Químico

GEE - Gases de Efeito Estufa

H₂ - Hidrogênio

H₂O₂ - Peróxido de Hidrogênio

HAPs - Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos

ICV - Inventário de Ciclo de Vida

IN - Instrução Normativa

IPCC - *Intergovernmental Panel on Climate Change*

ISO - *International Organization for Standardization*

MBR - Biorreatores com Membranas

NBR - Norma Brasileira

NH₃ - Amônia

N-NH₃ - Nitrogênio Amoniacal

NO_x - Óxidos de Nitrogênio

NTK - Nitrogênio Kjeldahl

O₃ - Ozônio

OR - Osmose Reversa

PAC – Cloreto de Polialumínio

PAM - Fosfato de Amônia e Magnésio

pH - Potencial Hidrogeniônico

PM - Peso Molecular

PNRS - Política Nacional dos Resíduos Sólidos

PNUMA - Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

POA - Processos Oxidativos Avançados

RSU - Resíduos Sólidos Urbanos

S⁻² - Sulfeto

SBR - Reatores Sequenciais em Batelada

SD_{g95} - Desvio Padrão

SEDET - Secretaria Municipal de Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente

SEMARH - Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Alagoas

SETAC - Sociedade de Toxicologia e Química Ambiental

SMEWW - *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SO₂ - Dióxido de Enxofre

SST - Sólidos Suspensos Totais

STV - Sólidos Totais Voláteis

SUDES - Superintendência Municipal de Desenvolvimento Sustentável

TDH - Tempo de Detenção Hidráulica

UASB/RAFA - Reator Anaeróbio de manta de lodo em Fluxo Ascendente

UB - Fator Básico de Incerteza

UF - Unidade Funcional

UV - Ultravioleta

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
2. OBJETIVOS	21
3. REFERENCIAL TEÓRICO	22
3.1. Geração e Disposição de Resíduos Sólidos	22
3.2. Aterro Sanitário	23
3.2.1. Processo de degradação de RSU em aterros sanitários	24
3.3. Lixiviado de Aterro Sanitário	27
3.3.1. Conceituação, geração e caracterização de lixiviado	27
3.4. Tratamento de Lixiviado	31
3.4.1. Tratamento físico-químico	31
3.4.1.1. Coagulação/floculação	32
3.4.1.2. Precipitação química	34
3.4.1.3. <i>Stripping</i> de amônia	35
3.4.1.4. Filtração/adsorção	36
3.4.2. Tratamento biológico	37
3.4.2.1. Lagoas aeradas	38
3.4.2.2. Lodos ativados	39
3.4.2.3. Reatores sequenciais em batelada - SBR	40
3.4.2.4. Biorreatores com membranas - MBR	40
3.4.2.5. Reatores UASB	41
3.4.2.6. <i>Wetlands</i> - Alagados construídos	43
3.4.2.7. Filtro biológico percolador (FBP)	44
3.4.3. Processos oxidativos avançados (POA)	46
3.4.3.1. Fenton	47
3.4.3.2. Ultravioleta (UV)	48
3.4.3.3. Ozônio (O ₃)	48

3.5.	Legislações Correlatas	49
3.6.	Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)	51
3.6.1.	Definição e visão geral	51
3.6.2.	Definição do objetivo e do escopo	52
3.6.3.	Inventário do ciclo de vida (ICV)	53
3.6.4.	Avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV)	54
3.6.4.1.	Métodos de avaliação	56
3.6.5.	Interpretação do ciclo de vida	60
3.6.6.	Principais ferramentas para avaliação	60
3.6.7.	Incerteza dos dados	62
3.7.	Revisão da literatura de ACV e tratamento de lixiviado de aterro	65
4.	METODOLOGIA	68
4.1.	Identificação e Descrição da Área de Estudo	68
4.2.	Planejamento Metodológico	70
4.3.	Avaliação do Ciclo de Vida	71
4.3.1.	Definição do objetivo e escopo	72
4.3.1.1.	Aplicação pretendida	72
4.3.1.2.	Razões para a execução do estudo	72
4.3.1.3.	Sistema estudado	72
4.3.1.4.	Função do sistema	72
4.3.1.5.	Unidade funcional	72
4.3.1.6.	Fronteira do sistema	73
4.3.2.	Metodologia de AICV e categorias de impacto	73
4.3.2.1.	Tipo e fonte de dados	74
4.3.3.	Metodologia de cálculo das entradas e saídas do ICV	74
5.	RESULTADOS	80
5.1.	Cálculo das entradas e saídas do ICV	80

5.2.	Análise de Incerteza do Dados	86
5.3.	Avaliação do Impacto de Ciclo de Vida	87
5.3.1.	Caracterização	88
5.3.2.	Comparação entre os Cenários	98
5.3.3.	Normalização	100
6.	CONCLUSÃO	102
7.	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	104
8.	REFERÊNCIAS	105
	APÊNDICE 1 – INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA – CENÁRIO 1	117
	APÊNDICE 2 – INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA – CENÁRIO 2	118
	APÊNDICE 3 – INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA – CENÁRIO 3	119
	APÊNDICE 4 – INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA – CENÁRIO 4	120
	APÊNDICE 5 – INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA – CENÁRIO 5	121
	APÊNDICE 6 – INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA – CENÁRIO 6	122

INTRODUÇÃO

O crescimento populacional, associado ao desenvolvimento econômico, urbanização e a revolução tecnológica, proporcionaram um aumento na geração de resíduos sólidos municipais e também industriais (RENOU *et al.*, 2008; GOUVEIA, 2012; DAS e BHATTACHARYYA, 2015), os quais se tornaram um problema global importante nas últimas décadas (WARITH, 2003).

O “Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – 2018/2019”, divulgado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), revela que, em 2018, foram geradas cerca de 79 milhões de toneladas de resíduos, dos quais, cerca de 72,7 milhões (92%) foram coletados, evidenciando que aproximadamente 6,3 milhões de toneladas de resíduos não foram coletados nos locais de geração. Uma outra informação importante, é que deste montante, a destinação adequada em aterros sanitários recebeu 43,3 milhões de toneladas (59,5%) dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) coletados, ou seja, o restante dos resíduos gerados e coletados (40,5%) foram despejados em locais inadequados, ou seja, cerca de 29,4 milhões de toneladas de RSU foram direcionados para lixões ou aterros que não contam com um conjunto de sistemas e medidas necessárias para proteger o meio ambiente e também a saúde das pessoas, contra danos e degradações (ABRELPE, 2019).

Deste modo, Sabbas *et al.* (2003) afirmam que o gerenciamento adequado dos resíduos sólidos urbanos é um fator primordial para a proteção do meio ambiente, incluindo processos como a separação, coleta, transporte, e ainda, as formas de destinação como: reciclagem e tratamento dos resíduos, seja tratamento térmico, químico ou até mesmo mecânico/biológico, e a disposição final. Pode-se dizer, portanto, que para Jacobi e Besen (2006), a principal finalidade do gerenciamento é prevenir impactos socioambientais, tais como a degradação do solo, o comprometimento dos corpos d’água, mananciais e preservar a qualidade do ar, e ainda, evitar a proliferação de vetores nos centros urbanos, evitar também a coleta de lixo em condições insalubres nos logradouros públicos e nas áreas de disposição final.

Segundo Chung *et al.* (2015), a disposição de resíduos sólidos no aterro sanitário é uma etapa inevitável do gerenciamento, após a implementação de diversas ações para redução da geração de resíduos, incentivo à reciclagem e desenvolvimento de tecnologias de transformação. Para Castrillón *et al.* (2010), a disposição em aterro sanitário, é um método de disposição amplamente utilizado em muitos países, e também, conforme Chung *et al.* (2015), é uma alternativa aceitável do ponto de vista econômico e ambiental.

Calace *et al.* (2001), apresentam que os aterros sanitários são locais projetados para eliminar ou minimizar os potenciais impactos dos resíduos em ambientes adjacentes, sendo os receptores finais de resíduos municipais e industriais, e também do descarte de materiais já reciclados e até mesmo, águas residuais. Entretanto, segundo Warith (2003), esta concepção de tratamento, através de aterro sanitário, proporciona a geração de uma outra forma de poluição, o lixiviado.

O lixiviado de aterro sanitário é o líquido produzido a partir da infiltração de água nos resíduos em decomposição, dissolvendo materiais sólidos, e transportando líquidos insolúveis e sólidos suspensos (SALEM *et al.*, 2008; PENG, 2013). Em razão do potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas, contaminação do solo, e devido ao movimento das zonas insaturadas do aterro, o lixiviado necessita de tratamento adequado antes de qualquer forma de descarte ou disposição final. Entretanto, sua composição variável dificulta o enquadramento em determinado tipo de tratamento e em normas nacionais vigentes, visto que o tipo de lixiviado a ser tratado depende diretamente das características dos resíduos dispostos e ainda do tempo de vida do aterro. Por essa razão, alguns autores afirmam que, para o tratamento do lixiviado, as opções possíveis podem ser similares àquelas utilizadas para o tratamento de efluentes industriais, visto que envolvem geralmente tratamentos físicos, químicos e biológicos (KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008)

O tratamento do lixiviado é um desafio para a comunidade científica, principalmente devido à quantidade e variabilidade da composição e características do lixiviado (TATSI e ZOUBOULIS, 2002; KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008), reforçado pela presença de uma mistura complexa de compostos orgânicos e inorgânicos recalcitrantes, tais como ácidos húmicos e fúlvicos, Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (HAPs), ésteres, pesticidas; compostos inorgânicos (cloretos, sulfatos, bicarbonatos, carbonatos, espécies de sulfuretos, metais alcalinos e alcalinos terrosos, ferro e manganês), e altas concentrações de espécies nitrogenadas e metais pesados (CHRISTENSEN *et al.*, 2001; FAN *et al.*, 2006; WU *et al.*, 2011).

A escolha de uma melhor alternativa de tratamento do lixiviado, pode ser incentivada através da análise dos potenciais impactos ambientais relacionados aos sistemas de tratamento, e ainda, auxiliar na realização de modificações nos sistemas já existentes que permitam reduzir o impacto ambiental decorrente de suas atividades (GALLEGO *et al.*, 2008). É nesse contexto que a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) surge como um instrumento de avaliação dos impactos

de determinada atividade, a qual se constitui em uma técnica de ajuda ao gerenciamento ambiental e ao desenvolvimento sustentável (LIMA, 2007).

Segundo Corominas *et al.* (2013), a metodologia de ACV desempenha um papel relevante nas decisões que integram aspectos ambientais, contribuindo para uma tomada de decisão mais eficiente quanto à implementação de ações e soluções econômicas e ambientalmente sustentáveis.

Assim, o tratamento do lixiviado vem ganhando destaque atualmente, dado que os crescimentos populacional e econômico acarretam a escassez de recursos do meio ambiente. O tratamento voltado para o aproveitamento de recursos se mostra uma oportunidade de melhoria ambiental na operação das instalações, uma vez que visa recuperar água, nutrientes e energia a partir do lixiviado, sendo alinhado com o recente conceito Nexus (água – energia – alimento) e com a necessidade de suprir a escassez de recursos ambientais já existente.

Desta forma, faz-se necessário adotar uma abordagem ampla, não somente na análise do cenário real de operação de aterros, como também em cenários hipotéticos, baseados na melhoria operacional e na adoção de práticas circulares de aproveitamento de recursos. Portanto, este trabalho busca investigar o desempenho ambiental do sistema de tratamento de lixiviado em um aterro sanitário municipal, a fim de comparar diferentes tecnologias de tratamento em cenário real e cenários hipotéticos, com intuito de identificar o tratamento com o menor impacto ambiental associado.

OBJETIVOS

Geral

Avaliar o desempenho ambiental pelo método da ACV do sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário CTR Benedito Bentes de Maceió – AL.

Específicos

- I.** Elaborar e compilar o Inventário de Ciclo de Vida (ICV) da operação do sistema de tratamento de lixiviado estudado;
- II.** Definir as categorias de impacto mais relevantes do tratamento de lixiviado para a ACV;
- III.** Elaborar e simular cenários alternativos à operação do sistema, realizando a ACV para cada cenário, objetivando determinar o cenário/sistema de tratamento com menor impacto;
- IV.** Identificar os principais fatores causadores dos impactos ambientais por meio da interpretação dos resultados encontrados com o software *OpenLCA*, levando em consideração as emissões para o solo, para a água e para o ar.

REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. Geração e Disposição de Resíduos Sólidos

Segundo estatísticas da ABRELPE, em 2018, foram geradas no Brasil 216,6 mil toneladas por dia de RSU, ou seja, uma geração média de 380 kg/habitante/ano e 1,039 kg/habitante/dia de RSU. De acordo com os dados do Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2018, divulgado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), observa-se a expansão da cobertura do serviço regular de coleta domiciliar de resíduos sólidos da população urbana de 79%, no ano 2000, para 98,8% em 2018 e 92% da população total. Nesse sentido, o atendimento da população pelos serviços de coleta de resíduos domiciliares na zona urbana está próximo da universalização. (BRASIL, 2018).

O problema dos resíduos sólidos, verificado em todos os centros urbanos do país, tem gerado riscos potenciais à saúde pública e ao meio ambiente. O acentuado crescimento populacional, o poder aquisitivo da população, o aumento da concentração urbana, o desenvolvimento industrial e tecnológico e a mudança de hábitos de consumo da população têm sido responsáveis pelo incremento da produção de resíduos e por suas variações qualitativas.

Na busca por soluções para os problemas associados à geração de RSU têm sido investigadas várias alternativas de tratamento, processamento e disposição final, com destaque para incineração, digestão anaeróbia, compostagem, reciclagem e aterro sanitário (PINTO, 2000).

O aterro sanitário é o método mais usual de disposição final de resíduos sólidos no Brasil, sendo a alternativa mais viável técnica e economicamente dentro da realidade brasileira. Segundo Zgajnar-Gotvanj *et al.* (2009), o método oferece menor custo de operação e manutenção do que outros métodos. Nesse sentido, o aterro sanitário é a opção preferencial no tratamento de RSU, mesmo nos países desenvolvidos, onde há uma forte política de minimização, reciclagem, reuso e incineração de resíduos (ALLEN, 2003).

A disposição final dos RSU em aterros sanitários tem aumentado ao longo dos últimos anos no país. Segundo estatísticas da ABRELPE, enquanto no ano 2000, 17,3% dos municípios utilizavam aterros sanitários para a destinação final, em 2018, passaram para 46,1%. No entanto, mais da metade dos 5.570 municípios brasileiros ainda dispõem em aterros controlados e lixões (1.508 e 1.493 municípios, respectivamente) (ABRELPE, 2019).

3.2. Aterro Sanitário

A Norma Brasileira (NBR) 8.419/1992 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), define aterro sanitário de RSU como a técnica de disposição de RSU no solo, sem causar danos à saúde pública e a sua segurança, minimizando os impactos ambientais (ABNT, 1996). Este método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos na menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, executando uma camada de cobertura com solo compactado ou com materiais alternativos na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores se for necessário. Dessa forma, os aterros sanitários proporcionam um confinamento mais seguro, se comparado à outras formas de disposição dos resíduos (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993; BIDONE e POVINELLI, 1999).

No Brasil, a Lei nº 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), estabelece o aterro sanitário como forma de disposição final ambientalmente adequada de acordo com normas operacionais específicas. Além disso, proíbe a manutenção de lixões no país, prevendo um prazo para substituição dos lixões por aterros sanitários dentro dos critérios de engenharia, de modo a minimizar os impactos ambientais adversos e evitar danos ou riscos à segurança e à saúde pública (BRASIL, 2010).

A elaboração de projeto, implantação e operação de aterros sanitários, no Brasil, requer conhecimento sobre um conjunto de normas técnicas, tais como NBR 8.419/1992 (Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos), NBR 10.004/2004 (Classificação de resíduos sólidos), NBR 13.896/1997 (Aterros de resíduos não perigosos - critérios para projeto, implantação e operação), entre outras normas mais específicas.

Nesse sentido, a NBR 13.896/1997 estabelece alguns critérios e especificações técnicas para localização adequada de um aterro sanitário. Ela recomenda que a localização tenha: declividade superior a 1% e inferior a 30%; 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; distância mínima de 200 m de qualquer coleção hídrica ou curso de água; distância superior a 500 m de núcleos populacionais. Exige ainda, que o aterro não deve ser executado em áreas sujeitas a inundações, em períodos de recorrência de 100 anos e que deve haver uma camada natural de espessura mínima de 1,50 m de solo insaturado entre a superfície inferior do aterro e o mais alto nível do lençol freático, esse medido durante a época de maior precipitação pluviométrica da região.

De forma geral, segundo Lange *et al.* (2003) e com base na NBR 8.419, a concepção do projeto do aterro deve considerar o sistema de operação, drenagem das águas pluviais, impermeabilização da base do aterro, cobertura final, sistemas de coleta e tratamento de líquidos percolados e gases gerados, análise de estabilidade dos maciços de terra e resíduos, sistema de monitoramento e fechamento do aterro.

3.2.1. Processo de degradação de RSU em aterros sanitários

Marques (2001) afirma que os aterros sanitários podem ser entendidos como verdadeiros reatores biológicos heterogêneos, tendo como principais componentes de entrada e alimentação os resíduos e a água, e como principais elementos de saída o lixiviado e o biogás.

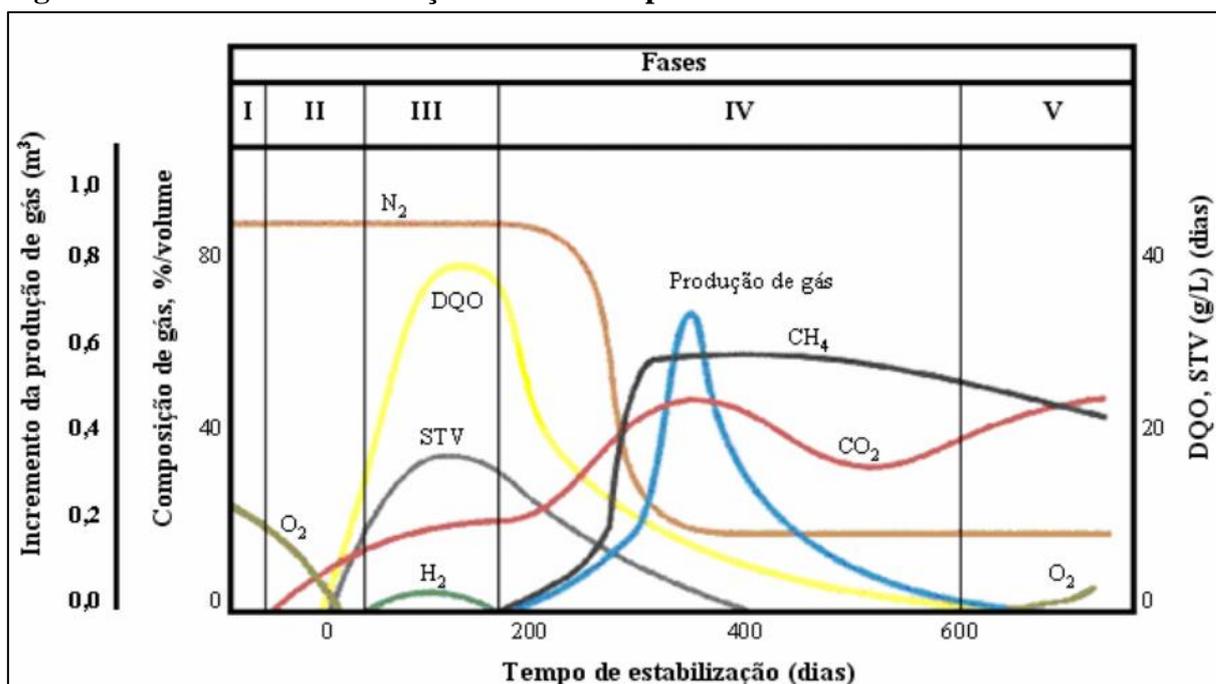
Segundo Castilhos Jr. *et al.* (2003), o processo de degradação dos compostos orgânicos e inorgânicos constituintes dos resíduos é um fenômeno constituído essencialmente pela superposição de mecanismos biológicos e físico-químicos, catalisados pelo fator água, presente nos resíduos pela umidade inicial e pelas águas que infiltram ou são recirculadas.

Esses mecanismos são capazes de converterem os resíduos em substâncias mais estáveis, através da atuação de organismos decompositores como: bactérias, arqueias metanogênicas, fungos, protozoários e algas (FIORE, 2004).

Os principais fatores que influenciam a cinética dos processos de biodegradação dos resíduos são: granulometria, composição, idade, umidade, peso específico e grau de compactação dos resíduos, aspectos quantitativos e qualitativos de nutrientes, temperatura e pH dos líquidos presentes no aterro.

No processo de decomposição dos resíduos, a degradação anaeróbia é predominante, sendo esta degradação um processo bioquímico complexo composto de várias reações sequenciais, cada uma com sua população bacteriana específica. De acordo com Pohland e Harper (1986), são definidas cinco fases distintas para avaliar a estabilização dos resíduos sólidos em aterros sanitários, visualizadas na Figura 3.1 e descritas a seguir.

Figura 0.1 - Fases de estabilização dos RSU dispostos em aterros sanitários



Fonte: Pohland e Harper (1986).

- Fase I – Ajustamento inicial:** Nessa fase inicia-se a disposição dos resíduos, o acúmulo de umidade proveniente da própria umidade dos resíduos e da infiltração da água pluvial. São observadas as primeiras variações nos parâmetros físico-químicos e biológicos, refletindo o princípio do processo de degradação dos resíduos. Durante a deposição, espalhamento e compactação dos resíduos no aterro, há uma certa permanência de oxigênio e umidade na massa aterrada. Nesse ambiente, a parcela de resíduos biodegradável inicia sua decomposição em ambiente aeróbio. No entanto, como a entrada de oxigênio é limitada, seja pela compactação dos resíduos, seja pelo fechamento da célula com material de baixa permeabilidade, essa fase aeróbia tende a ser relativamente curta, podendo levar dias ou meses, dependendo da quantidade de oxigênio que está presente quando o resíduo é depositado no aterro (DA CUNHA, 2009).
- Fase II – Fase de transição:** Momento que representa a mudança do ambiente aeróbio para anaeróbico. Essa fase tende para condições redutoras com base na transição dos aceptores de elétrons e de oxigênio para aceptores de nitratos e de sulfatos, e substituição do oxigênio (O_2) pelo dióxido de carbono (CO_2). As temperaturas dos resíduos são mais quentes durante esta fase, alcançando 54 a 71 °C (CAVALCANTI, 2013).
- Fase III – Formação de ácidos:** Nessa fase ocorre a hidrólise da matéria orgânica, acetogênese e acidogênese, formando Ácidos Graxos Voláteis (AGV), aminoácidos, outros compostos de baixo peso molecular, H_2 e CO_2 . A biodegradação da celulose e da hemicelulose ocorre por meio de dois tipos de bactérias, às hidrolíticas-fermentativas, que hidrolisam e

fermentam os polímeros, produzindo monossacarídeos, ácidos carboxílicos e álcoois, e as bactérias acetogênicas, que convertem os produtos da hidrólise em acetato e AGV. Importante destacar, que nessa fase a concentração de AGV pode ser significativa, chegando a representar 95% do Carbono Orgânico Total (COT), levando a valores de pH baixos (em torno de 5). Outra característica importante dessa fase são os altos valores de concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e uma razão de biodegradabilidade DBO_5/DQO que indica a presença de elevadas quantidades de matéria orgânica biodegradável (entre 0,4 e 0,7) (BAYRAM, 2012).

- **Fase IV – Fermentação metanogênica:** Durante esta fase, os ácidos intermediários são consumidos pelas arqueias metanogênicas, sendo convertidos a metano (CH_4) e CO_2 . Com o consumo dos ácidos, o pH deixa de ser controlado pelo efeito tampão dos ácidos voláteis e passa a ser controlado pelo tampão bicarbonato, com elevação do pH. O potencial redox continua a cair, atingindo, nessa fase, seus valores mais baixos. Nesse ambiente os metais são removidos do lixiviado por complexação e precipitação. Já os nutrientes continuam a ser consumidos. Sulfatos e nitratos são reduzidos a sulfetos e amônia. A carga orgânica diminui drasticamente, ao mesmo tempo que a produção de gás aumenta. Devido ao consumo das substâncias mais facilmente biodegradáveis (por exemplo, os ácidos carboxílicos), as concentrações de matéria orgânica (medidas em DQO e de DBO) e a razão DBO_5/DQO sofre decréscimo. Além disso, esta fase pode ser a mais longa ocorrida no aterro, variando entre seis meses até vários anos. A produção de gás pode continuar a ser gerado por um período entre 15 e 30 anos depois da deposição dos resíduos sólidos, dependendo dos resíduos e das características locais do aterro.

- **Fase V – Maturação final:** Esta fase ocorre durante o estágio de estabilização final no aterro, onde os nutrientes e substratos disponíveis tornam-se limitados e a atividade biológica é reduzida. Houve a maturação do aterro e o material de rápida biodegradabilidade encontra-se convertidos para metano ou dióxido de carbono. A taxa de produção de gás, conseqüentemente, também decresce. Ambos os gases dióxido de carbono e metano são produzidos, porém em taxas menores do que na Fase IV. Na última parte desta fase, o aterro pode retornar à condição aeróbia, com condição oxidante e surgimento de pequenas quantidades dos gases oxigênio e nitrogênio. Na fase IV e V mais de 60% da DQO de lixiviados pode encontrar-se na forma de compostos húmicos (constituído por grande quantidade de átomos de carbono, hidrogênio e enxofre, e menores quantidades de grupos fenólicos). O decréscimo da concentração de AGV resultam em incremento do pH (acima de 7,0). A concentração de íons metálicos é geralmente baixa, devido ao decréscimo da solubilidade destes com o aumento do pH e às grandes

quantidades de sulfetos (S^{-2}) que precipitam uma série de cátions inorgânicos. Metais e inorgânicos podem também ser complexados com a matéria orgânica. Esta fase pode se estender ao longo do tempo e continuar a produzir lixiviado após o aterro parar de receber RSU.

3.3. Lixiviado de Aterro Sanitário

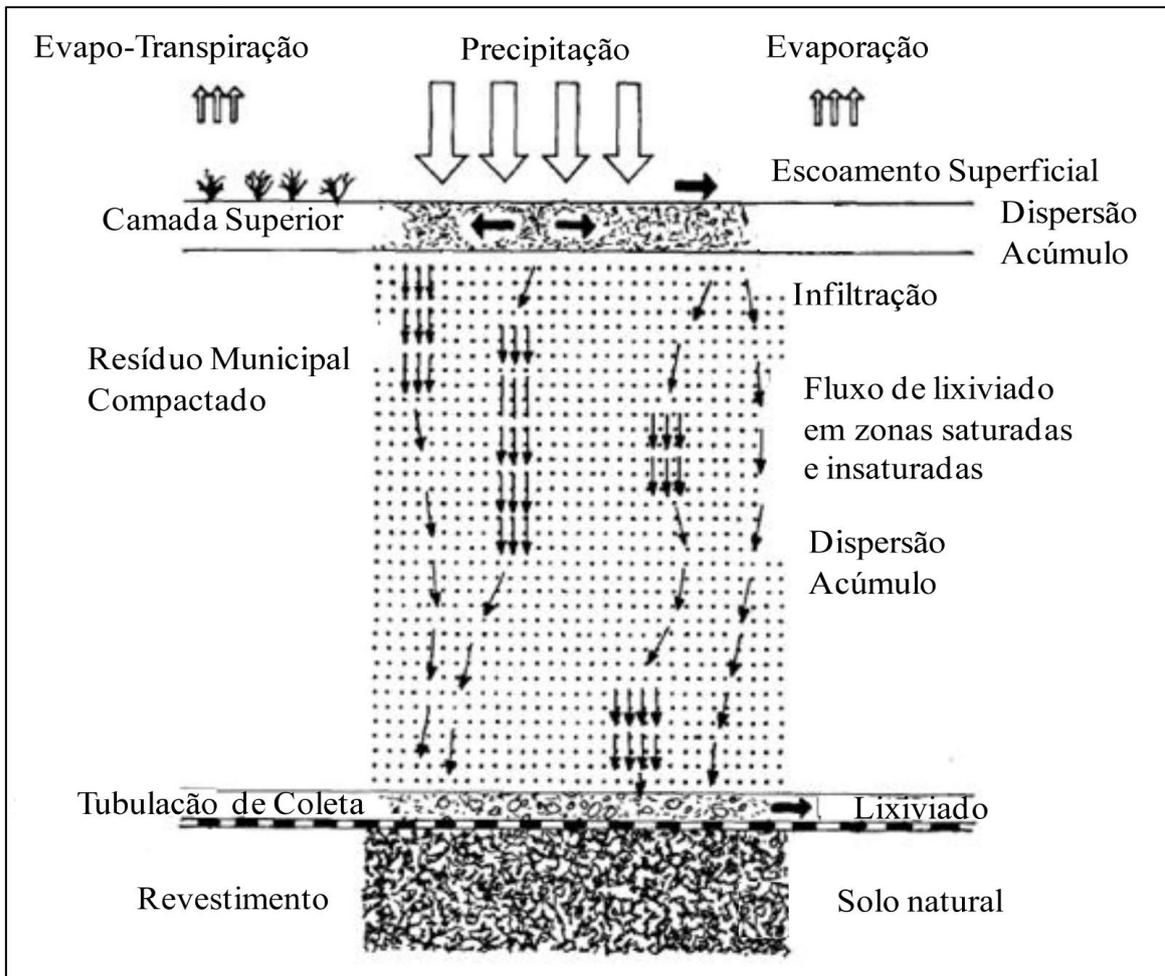
3.3.1. Conceituação, geração e caracterização de lixiviado

A NBR 8.419/1996 define sumeiro ou chorume, percolado e lixiviação como (ABNT, 1996):

- **Sumeiro ou Chorume:** “Líquido, produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO”.
- **Percolado:** “Líquido que passou através de um meio poroso”.
- **Lixiviação:** “Deslocamento ou arraste, por meio líquido, de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos”.

Contudo, as denominações "lixiviado" de aterro sanitário, "líquido percolado" e "percolado" de aterro sanitário são comumente empregadas como equivalentes, e referem-se ao resultado da percolação não-uniforme e intermitente de água nos resíduos sólidos em decomposição (conforme Figura 3.2), com conseqüente extração de componentes solúveis, líquidos insolúveis, e pequenas partículas na forma de sólidos suspensos (VAVERKOVÁ e ADAMCOVÁ, 2015). Assim, os lixiviados podem ser conceituados como o líquido resultante da umidade natural e água presente na matéria orgânica dos resíduos, da degradação biológica dos materiais orgânicos, além das águas de infiltração na camada de cobertura e interior das células, bem como os materiais dissolvidos ou suspensos que são extraídos da massa de resíduos. Quando somados, formam o lixiviado, um líquido de cor escura odor desagradável, que contém elevadas concentrações de cargas orgânicas e inorgânicas (MORAVIA, 2010).

Figura 0.2 - Esquema da percolação de água no aterro



Fonte: Adaptado de Lema *et al.* (1988).

Apesar da elevada complexidade e variabilidade, o lixiviado formado é frequentemente composto por quatro frações principais de poluentes: matéria orgânica dissolvida, compostos orgânicos xenobióticos, macrocomponentes inorgânicos e metais potencialmente tóxicos (DE MORAIS *et al.*, 2006; FOO e HAMEED, 2009). O Quadro 3.1 apresenta os principais componentes dessas frações.

Quadro 0.1 - Grupo de poluentes no lixiviado

Grupo de poluentes	Principais componentes
Matéria orgânica dissolvida	Metano, ácidos graxos voláteis, compostos húmicos e fúlvicos
Compostos orgânicos xenobióticos	Hidrocarbonetos aromáticos, compostos de natureza fenólica e compostos organoclorados alifáticos
Macrocomponentes inorgânicos	Ca, Mg, Na, K, NH_4^+ , Fe, Mn, Cl, SO_4^{2-} e HCO_3^-
Metais potencialmente tóxicos	Cd, Cr, Cu, Pb, Ni e Zn

Fonte: Adaptado de De Moraes *et al.* (2006).

Outros componentes também podem ser encontrados no lixiviado, como por exemplo, borato, sulfeto, arsenato, selenato, bário, lítio, mercúrio e cobalto. Estes componentes, entretanto, são comumente encontrados em baixas concentrações (KJELDSEN *et al.*, 2002).

A Tabela 3.1 apresenta os resultados do levantamento realizado por Souto e Povinelli (2007) quanto as características reais e faixas de variação mais prováveis de lixiviados de aterros brasileiros, sendo possível verificar a grande variabilidade dos parâmetros descritos.

Tabela 0.1 - Faixas de variação mais prováveis de lixiviados em aterros brasileiros

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6
Alcalinidade total (mg/L)	750-11400	750-7100
Dureza (mg/L)	95-3100	95-2100
Condutividade (μ S/cm)	2950-25000	2950-17660
DBO (mg/L)	<20-30000	<20-8600
DQO (mg/L)	190-80000	190-22300
Óleos e Graxas (mg/L)	10-480	10-170
Fenóis (mg/L)	0,9-9,9	0,9-4,0
Nitrogênio Kjeldahl (mg/L)	80-3100	Não há
N-Amoniacal (mg/L)	0,4-3000	0,4-1800
N-Orgânico (mg/L)	5-1200	400,12
N-Nitrito (mg/L)	0-50	0-15
N-Nitrato (mg/L)	0-11	0-3,5
P-Total (mg/L)	0,1-40	0,1-15
Sulfeto (mg/L)	0-35	0-10
Sulfato (mg/L)	0-5400	0-1800
Cloreto (mg/L)	500-5200	500-3000
Sólidos voláteis (mg/L)	3200-21900	3200-14400
Sólidos totais voláteis (mg/L)	630-20000	630-5000
Sólidos totais fixos (mg/L)	2100-14500	2100-8300
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5-2800	5-700
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5-530	5-200
Ferro (mg/L)	0,01-260	0,01-65
Manganês (mg/L)	0,04-2,6	0,04-2,0
Cobre (mg/L)	0,005-0,6	0,05-0,15
Níquel (mg/L)	0,03-1,1	0,03-0,5
Cromo (mg/L)	0,003-0,8	0,003-0,5
Cádmio (mg/L)	0-0,26	0-0,065
Chumbo (mg/L)	0,01-2,8	0,01-0,5
Zinco (mg/L)	0,01-8,0	0,01-1,5

Fonte: Souto e Povinelli (2007).

Outra composição típica de lixiviados bastante citada (CATAPRETA, 2008; LINS, 2011; SANTOS FILHO, 2013; WEBLER, 2014) é a exposta na Tabela 3.2, que dispõe a

composição do lixiviado de acordo com a idade dos aterros, dividindo-os em jovens e maduros. Estes valores oscilam, ainda, de acordo com as composições dos resíduos dispostos.

Tabela 0.2 - Faixas de variação e composição típica do lixiviado em aterros jovens e maduros

Componentes	Concentração (mg/L)		
	Aterros jovens (<2 anos)		Aterros maduros (>10 anos)
	Variação	Típico	
DBO	2.000-30.000	10.000	10-200
Carbono Orgânico Total (COT)	1.500-20.000	6.000	80-160
DQO	3.000-60.000	18.000	10-500
Sólidos Suspensos Totais (SST)	200-2.000	500	10-400
Nitrogênio orgânico	10-800	200	80-120
Nitrogênio amoniacal	10-800	200	20-40
Nitratos		25	5-10
Fósforo Total	5-100	30	5-10
Ortofosfato	4-80	20	4-8
pH	4,5-7,5	6	6,6-7,5
Dureza (CaCO ₃)	300-10.000	3.500	200-500
Cálcio	200-3.000	1.000	100-400
Magnésio	50-1.500	250	50-200
Potássio	200-1.000	300	50-400
Sódio	200-2.500	500	100-200
Cloro	200-3.000	500	100-400
Sulfatos	50-1.000	300	20-50
Ferro Total	50-1.200	60	20-200

Fonte: Faria (2002).

Percebe-se que nos aterros brasileiros há grande variabilidade e concentração dos parâmetros DBO, DQO e nitrogênio amoniacal, bem como a baixa concentração de metais pesados. Mais uma vez, é perceptível a variação nas características químicas do lixiviado, bem como a biodegradabilidade medida pela DBO e DQO. Assim, é complexa a escolha de um tratamento adequado, visto que as tecnologias adotadas podem variar de acordo com a idade do aterro sanitário, somando-se ao fato de que se o aterro for de grande porte, haverá resíduos de diferentes idades dispostos em suas células (LOUREIRO, 2005).

Como supracitado, diversos fatores influenciam na composição dos lixiviados, tais como idade, precipitação, fatores climáticos e composição dos resíduos, sendo a idade um fator de extrema relevância. Conforme esta idade aumenta, a concentração DBO e DQO diminui, em contrapartida, há um aumento da concentração de nitrogênio amoniacal, sendo este último parâmetro resultante da hidrólise e fermentação de nitrogênio contido em frações de substratos

de resíduos biodegradáveis (ABBAS *et al.*, 2009). Segundo Abbas *et al.* (2009), as características dos lixiviados gerados em aterros sanitários podem ser representados, basicamente, pelos parâmetros DBO, DQO, Nitrogênio Amoniacal, relação DBO₅/DQO, pH e Sólidos Suspensos.

Alguns autores (PROSAB, 2009; LOUREIRO, 2005; FARIA, 2002; BHALLA *et al.*, 2013) citam que um parâmetro comumente encontrado em elevadas concentrações nos lixiviados de aterros sanitários é o nitrogênio amoniacal, o que acarreta em diversas problemáticas, visto que, se descartados em corpos hídricos sem tratamento adequado, possibilitam o crescimento de algas e consequente diminuição do oxigênio dissolvido, prejudicando o ecossistema local. Mais especificamente, nos sistemas de tratamento, o nitrogênio amoniacal pode ocasionar odores, além de ser tóxico às bactérias decompositoras.

A relação DBO₅/DQO possibilita o conhecimento sobre o estado de degradação dos lixiviados e a idade dos aterros (SANTOS FILHO, 2013), assim descrita:

- Relação DBO₅/DQO > 0,5: Lixiviado biodegradável (aterro de idade jovem);
- Relação DBO₅/DQO entre 0,1 e 0,5: Lixiviado intermediário (aterro idade mediana);
- Relação DBO₅/DQO < 0,1: Lixiviado pouco biodegradável (aterro estabilizado).

3.4. Tratamento de Lixiviado

As atuais tecnologias de tratamento de lixiviados consistem, principalmente, em uma combinação de vários métodos de tratamento. Os métodos são divididos em: tratamento físico-químico; tratamento biológico e processos oxidativos avançados (POA). A seguir serão descritas e caracterizadas algumas dessas tecnologias, dando-se ênfase às empregadas no presente trabalho. (ISKANDER *et al.*, 2018; LUO *et al.*, 2020; QUEIROZ *et al.*, 2011; RENOUE *et al.*, 2008; TORRETTA *et al.*, 2017).

3.4.1. Tratamento físico-químico

Os processos mais empregados no tratamento físico-químico de lixiviados são coagulação/floculação, precipitação química, *stripping* de amônia, adsorção e como mencionado, a combinação desses. A Quadro 3.2 apresenta um comparativo dos métodos de tratamentos físico-químicos.

Quadro 0.2 - Comparativo dos métodos de tratamento físico-químicos

Tipo de tratamento	Remoção	Problemas
Coagulação/floculação	Metais e sólidos suspensos	Alta formação de lodo e problemas para disposição
Precipitação química	Metais e *N-NH ₃	Requer disposição final do lodo
<i>Stripping</i> de amônia	Nitrogênio amoniacal	Requer equipamentos para controle de poluição do ar
Carvão ativado granular	Compostos orgânicos	Filtro de carvão pode ser problemático e o *CAG pode ter elevado custo

*CAG: carvão ativado granular, * N-NH₃: nitrogênio amoniacal.

Fonte: Adaptado de Da Silva (2011).

Os tratamentos físico-químicos mostraram-se adequados para a remoção de cargas elevadas de nitrogênio amoniacal e compostos recalcitrantes (não-biodegradáveis). Por isso, também estão sendo utilizados como uma etapa de refino para o lixiviado tratado biologicamente (KURNIAWAN *et al.* 2006b; LUO *et al.*, 2020).

Apesar disso, segundo Santos (2010), os tratamentos físico-químicos apresentam uma complexidade operacional elevada, demanda de muito investimento na implantação e operação, e grande produção de lodo químico, podendo gerar um tratamento mais complexo.

3.4.1.1. Coagulação/floculação

O mecanismo do processo de coagulação/floculação se baseia na desestabilização das partículas coloidais, promovida pelo agente coagulante, sendo, portanto, indicada para remoção de sólidos suspensos e partículas coloidais de uma solução. No entanto, para aumentar o tamanho das partículas, é necessário que o coagulante seja lançado geralmente antes do processo de floculação. Dessa forma, haverá a aglomeração das partículas instáveis e a formação de flocos volumosos, facilitando assim sua sedimentação. Além disso, é importante notar que a natureza química do coagulante, o gradiente de velocidade, o tempo de sedimentação e o pH, são variáveis importantes no aumento da probabilidade de sedimentação das partículas coloidais (PROSAB, 2009; KURNIAWAN *et al.* 2006b).

Segundo Li *et al.* (2009), a opção do coagulante deve estar relacionada ao tipo de poluente que se almeja remover. Contudo, antes da utilização do coagulante é indispensável a tomada de testes de laboratório (testes de dosagem, faixa de pH ótimo, tempo de mistura e gradiente de velocidade ideal). De modo geral, os coagulantes são escolhidos por sua agregação

eficiente (formação do floco), excelente sedimentabilidade do lodo e de custo relativamente baixo.

O processo de coagulação/floculação é um método cujas técnicas de aplicação são bem difundidas, sendo empregado em diversas regiões do mundo. Vários tipos de coagulantes podem ser empregados nesse método, tais como: Cloreto de Polialumínio (PAC), cloreto férrico, sulfato de alumínio, entre outros (DA SILVA, 2011; KURNIAWAN *et al.* 2006b). A Tabela 3.3 mostra alguns resultados da dosagem de diferentes coagulantes utilizados em algumas regiões e a remoção de DQO.

Tabela 0.3 - Resultados da dosagem de diferentes coagulantes em diversas regiões

Local	Coagulante	Dosagem (g/L)	DQO (mg/L)	pH	Remoção DQO (%)
Jeandela-incourt (França)	FeCl ₃	2,0	4.100	4,5-5,0	55
	Al ₂ (SO ₄) ₃	0,9	4.100	4,5-5,0	42
Thessaloniki (Grécia)	FeCl ₃	0,8	5.690	4,8	56
	FeCl ₃	1,5	5.350	10,0	80
	FeCl ₃	5,5	70.900	6,2	30
	Al ₂ (SO ₄) ₃	0,4	5.690	4,8	39
	Al ₂ (SO ₄) ₃	1,5	5.350	10,0	38
	Al ₂ (SO ₄) ₃	3,0	70.900	6,2	40
Turquia	Ca(OH) ₂	2,0	7.000	12,0	86

Fonte: Adaptado de Da Silva (2011) e Kurniawan *et al.* (2006b).

A coagulação/floculação é normalmente empregada com outros métodos químicos para o tratamento de lixiviados estabilizados ou maduros de aterros (AMOR *et al.*, 2015; ISHAK *et al.*, 2018). No entanto, esta técnica apresenta algumas desvantagens como: sensibilidade ao pH; geração de lodo; aumento na concentração de alumínio ou ferro na fase líquida; e custo unitário elevado, ou seja, mesmo que um coagulante seja utilizado em dosagens inferiores, pode apresentar um custo total similar (LUO *et al.*, 2020).

O estudo realizado por Kurniawan *et al.* (2006b), sobre o tratamento de lixiviados vindos de aterros novos ou parcialmente estabilizados, apresentou a adição de ferro e de alumínio como coagulantes para lixiviados de aterros novos, resultando numa redução de 25 a 38% de DQO, para os valores encontrados de dosagem de alumínio de 3 g/l, apontando para uma remoção bem expressiva. Além disso, o estudo apresentou que as maiores remoções eram alcançadas por lixiviados originários de aterros estabilizados, apontando para uma ordem de

75%. Nesse caso, o valor ideal de remoção de DQO atingiu cerca de 80% para uma dosagem de ferro de 2 g/l, quando o pH foi ajustado em 10.

Queiroz *et al.* (2011), propuseram, após um pré-tratamento biológico com lodos ativados, a remoção da matéria orgânica recalcitrante, avaliada como cor aparente, na etapa de pós-tratamento. Os coagulantes empregados foram o cloreto férrico e o sulfato de alumínio hexahidratado. Os resultados de remoção de cor aparente foram maiores que 90% para os dois coagulantes, sendo utilizada uma dosagem de 400 mg/L e pH 4, para o cloreto férrico, e 400 mg/L e pH 5, para o sulfato de alumínio hexahidratado.

Já Felici (2010), buscou avaliar o lixiviado pré-tratado biologicamente proveniente do aterro sanitário de Londrina, PR. Para isso, o autor utilizou dois coagulantes: PAC e cloreto férrico. Os resultados mostraram que a melhor dosagem para PAC foi de 470 mg/L com remoções satisfatórias de cor verdadeira na ordem de 97% e DQO aproximadamente 73%. Já para o cloreto férrico, a melhor dosagem foi de 400mg/L e remoções satisfatória de cor na ordem de 98% e DQO 81%.

3.4.1.2. Precipitação química

A precipitação química é uma solução adequada, principalmente, para a remoção de compostos orgânicos não biodegradáveis, nitrogênio amoniacal e metais pesados. Esse processo está relacionado à adição de precipitantes químicos que promovem a remoção de substâncias dissolvidas e suspensas por meio da sedimentação ou filtração (METGALF e EDDY, 2003; TORRETTA *et al.*, 2017).

Segundo Kurniawan *et al.* (2006b) e Torretta *et al.* (2017), os processos convencionais empregados na precipitação química utilizam como produtos químicos, de acordo com o alvo de remoção, o fosfato de amônia e magnésio, conhecida como estruvita, e o hidróxido de cálcio ou cal hidratada. O processo de remoção da amônia consiste em promover a reação do cátion amônia presente no lixiviado com os íons fosfato e magnésio em proporções equimolares, formando um sólido de fosfato de amônia e magnésio hexahidratado (PAM). Já para a remoção de metais pesados, o mais utilizado é o hidróxido de cálcio ou cal hidratada.

A aplicação da precipitação por estruvita possui algumas vantagens como: a facilidade operacional; a elevada capacidade de remoção; e o aproveitamento do lodo produzido após o tratamento, utilizando-o como fertilizante de nitrogênio, caso o lixiviado não contenha metais pesados. Porém, a maior desvantagem desse processo é o consumo elevado dos sais que

forneem os íons fosfato e magnésio, requerendo um grande investimento na fase operacional (KURNIAWAN *et al.*, 2006b; TORRETTA *et al.*, 2017).

O uso do hidróxido de cálcio oferece como vantagem: a disponibilidade de produto em vários países; sua simplicidade e baixo custo, pois sua utilização na etapa de pré-tratamento é considerada menos custosa do que o uso de outros produtos químicos como, o sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato de magnésio, entre outros. Apesar disso, o hidróxido de cálcio possui desvantagens como: o aumento do pH e dureza do efluente tratado, a produção de lodo e o alto custo atrelado à disposição do lodo (KURNIAWAN *et al.*, 2006b; TATSI *et al.*, 2003).

Diniz (2010), objetivou avaliar o tratamento de lixiviado de aterro sanitário por precipitação química, para a remoção do nitrogênio amoniacal na forma de estruvita. Ela utilizou duas combinações de diferentes reagentes como fontes de magnésio e fosfato, uma combinação, como cloreto de magnésio e fosfato dissódico, a outra, como óxido de magnésio e ácido fosfórico. A pesquisa atingiu uma remoção de amônia de 85,5% com pH igual a 9, para a combinação de cloreto de magnésio e fosfato dissódico. Já para a combinação de óxido de magnésio com ácido fosfórico, foi de 76,3% e também pH 9.

O estudo realizado por Huang *et al.* (2014), analisou o uso de ácido fosfórico residual, como fonte de fosfato, e óxido de magnésio de baixo custo na precipitação da estruvita, utilizados no pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário, para remoção de nitrogênio amoniacal. A pesquisa alcançou uma remoção de nitrogênio amoniacal de 83%, com um pH igual a 9, e por meio de uma análise econômica, mostrou que o uso do ácido e do óxido empregado, poderia economizar cerca de 68% dos custos em comparação ao uso de produtos químicos puros.

3.4.1.3. *Stripping* de amônia

O processo de *stripping* (ou arraste) é um método físico-químico frequentemente aplicado com outras soluções técnicas para remoção de amônia de lixiviado de aterro sanitário. Consiste na separação de constituintes orgânicos por exposição a fluxos de ar ou vapor. Os compostos orgânicos voláteis (COVs) são liberados da fase aquosa para a fase gasosa até que o estado de equilíbrio seja alcançado. O processo é aplicado no tratamento de lixiviados maduros, atingindo altas eficiências com o aumento do tempo de detenção hidráulica (TDH) e temperatura. Porém, para a remoção deste poluente é necessário a elevação do pH para que o íon amônia se transforme em amônia gasosa (LUO *et al.*, 2020; RENOU *et al.*, 2008; TORRETTA *et al.*, 2017).

Além da qualidade do lixiviado, em particular do pH e da concentração de nitrogênio amoniacal, que afeta a remoção de amônia por extração, a configuração do recipiente é outro fator importante na extração de amônia, podendo ser até um problema se mal dimensionado. Isso se deve a maior parte da amônia ser dissolvida na superfície. Como tal, 65% -74% do nitrogênio da amônia pode ser removido em tanques de stripping livre com um dia de TDH.

Entretanto, uma grande preocupação sobre essa técnica é a liberação de gás amônia na atmosfera, de modo a causar severa poluição do ar se a amônia não puder ser absorvida adequadamente com a aplicação de ácido sulfúrico ou ácido clorídrico. Outras desvantagens são o escalonamento de carbonato de cálcio no tanque de stripping, quando a cal é usada para ajuste de pH, e o problema de formação de espuma que impõe o uso de um grande tanque de stripping (LUO *et al.*, 2020; RENO *et al.*, 2008; TORRETTA *et al.*, 2017).

Já em estudo mais recente, Kawahigashi *et al.* (2014), empregaram o pré-tratamento com *stripping* seguido de tratamento biológico por lodos ativados, realizados em bateladas sequenciais, utilizando etanol como fonte externa de carbono, e pós-tratamento com coagulação/floculação seguida de filtração em carvão ativado. A eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal no processo de *stripping* ficou entre 96 e 100%. Vale ressaltar que o TDH para o *stripping* foi de 21 dias.

3.4.1.4. Filtração/adsorção

Adsorção é um fenômeno de superfície pelo qual uma mistura de fluido de multicomponentes (gás ou líquido) é atraída para a superfície de um adsorvente sólido e forma ligações por meio de ligações físicas ou químicas (TORRETTA *et al.*, 2017).

A adsorção por carvão ativado tem sido usada junto com o tratamento biológico para o tratamento eficaz de lixiviado de aterro. Produtos orgânicos não biodegradáveis, DQO inerte e a cor podem ser reduzidos a níveis aceitáveis para lixiviado de aterro sanitário tratado biologicamente (RENO *et al.*, 2008).

Segundo Kawahigashi *et al.* (2014), a capacidade adsortiva de um carvão ativado leva em consideração alguns fatores relacionados ao adsorvente, tais como: o material de partida, a forma, o volume e distribuição dos poros, a química da superfície, o modo de ativação do material e o teor de cinzas. Além disso, essa capacidade adsortiva também é influenciada pelas condições experimentais, por exemplo: o pH, o tempo de contato, a temperatura, o grau de agitação, entre outros fatores que podem dificultar ou facilitar o processo de adsorção.

Já a pesquisa de Castilhos Jr. *et al.* (2010), o lixiviado foi pre-tratado por processo de coagulação/floculação e seguido por dois tipos de filtração, uma ascendente em filtro de areia com granulometrias distintas, e outra, em coluna de carvão ativado. No filtro de areia, os autores observaram reduções de até 74% para DQO, 47% para DBO, 93% para cor, 90% para amônia e aumento de 0,3 para 0,9 na relação DBO₅/DQO. Já na coluna de carvão ativado, observaram uma remoção de 85,37% de amônia e um aumento na relação DBO₅/DQO ente 0,6 e 0,9, evidenciando o aumento da biodegradabilidade do efluente da coluna de carvão ativado.

Nesse sentido, Cotman e Gotvajn (2010) estudaram o pré-tratamento (adsorção em CAG e em zeólita) de lixiviados de aterro sanitário, e como tratamento biológico, um reator sequencial em batelada. Obtiveram os seguintes resultados em relação à remoção de DQO: de 62 a 92% para adsorção em carvão ativado e de 25 a 39% para adsorção em zeólita.

3.4.2. Tratamento biológico

De acordo com Lopez *et al.* (2014) e Luo *et al.* (2020), os processos biológicos são eficazes para o tratamento de lixiviados de aterros considerados jovens. Entretanto, esses processos apresentam alguns entraves, pois se aplicados ao tratamento de lixiviado de aterros estabilizados, podem ter sua eficiência prejudicada devido, principalmente, à alta concentração de amônia e a deficiência de fósforo, pois os lixiviados maduros são constituídos, em sua maioria, de compostos recalcitrantes, que podem inibir as atividades de degradação dos microrganismos. Além disso, acrescentam que a presença de metais pesados, pode ser outro obstáculo para os processos biológicos.

O tratamento biológico é comumente utilizado para a remoção de lixiviados com grande quantidade de substâncias orgânicas, por sua simplicidade, confiabilidade e alto custo-benefício. Em resumo, os processos biológicos envolvem dois tipos de mecanismos de tratamentos: o aeróbio e o anaeróbio (LUO *et al.*, 2020).

O tratamento aeróbio permite a redução de poluentes orgânicos e é capaz de realizar processos de nitrificação. Apresenta uma cinética de remoção rápida, baixa sensibilidade à presença de substâncias tóxicas e considerável eficiência na remoção de amônia. Como desvantagens, há uma notável produção de excesso de lodo e alto gasto de energia devido à grande quantidade de oxigênio necessária (TORRETTA *et al.*, 2017).

Já os processos anaeróbios, segundo Torretta *et al.* (2017), baseiam-se na atividade de microrganismos capazes de decompor a matéria orgânica do meio ambiente sem oxigênio dissolvido. Apesar dos diversos benefícios do tratamento anaeróbio, os processos de aplicação

são limitados, principalmente devido à baixa taxa de crescimento de microrganismos anaeróbios, remoção ineficaz de amônia e má retenção de biomassa. Esses processos não requerem sistemas de aeração, e assim os custos de tratamento são contidos, permitindo também a recuperação de energia pela coleta e aproveitamento do biogás. Eles são caracterizados por baixa cinética de reação e baixo crescimento de biomassa em comparação com sistemas aeróbios.

Importante destacar que Kurniawan *et al.* (2010), realizaram um levantamento bibliográfico utilizando cerca de 188 trabalhos (1976-2010), e chegaram à conclusão de que diferentes tratamentos biológicos podem ser empregados para o tratamento de lixiviados de aterro sanitário, mas não individualmente.

Algumas das tecnologias mais empregadas no tratamento biológico de lixiviados são: lagoas aeradas, lodo ativado, Reatores Sequenciais em Batelada (SBR), Biorreatores com Membranas (MBR) e Reator Anaeróbio de manta de lodo em Fluxo Ascendente (RAFA/UASB) (KURNIAWAN *et al.*, 2010; TORRETTA *et al.*, 2017).

3.4.2.1. Lagoas aeradas

As lagoas aeradas recebem oxigênio no meio líquido de forma artificial, através de sistemas mecanizados de aeração, podendo ser estritamente aeradas ou aeradas facultativas, propiciando a estabilização da matéria orgânica realizada pela oxidação bacteriológica (LUO *et al.*, 2020).

Com base na pesquisa de Kurniawan *et al.* (2010), a utilização de lagoas aeradas para o tratamento de lixiviados apresenta diversas vantagens, tais como: a capacidade de operar em concentrações flutuantes de compostos orgânicos, bem como o baixo custo de operação e manutenção, podendo ser uma opção atraente para países em desenvolvimento. Entretanto, algumas limitações são apontadas, como por exemplo, o alto consumo de energia com a oxigenação, os odores desagradáveis, o excesso de crescimento de algas levando à eutrofização do meio aquático e a necessidade de um longo período de detenção hidráulica (3-20 dias).

Alguns estudos obtiveram resultados promissores utilizando lagoas aeradas como técnica de tratamento de lixiviado de aterro, conforme apresentado na Tabela 3.7. Apesar disso, Kurniawan *et al.* (2010), destacam que à medida que limites cada vez mais rígidos para efluentes são impostos, a lagoa aerada não é uma opção adequada para o tratamento de lixiviado.

Tabela 0.4 - Tratamento de lixiviado utilizando lagoas aeradas

Localização do aterro	*TDH (dia)	DBO ₅ /DQO	pH ótimo	Concentração inicial no lixiviado (mg/L)		Eficiência de remoção (%)	
				DQO	*N-NH ₃	DQO	N-NH ₃
*ND	ND	0,60	ND	34.000	600	99	99
Ter Monti (Itália)	ND	0,25	8,4	5.050	1.330	ND	77,0
Bryn Posteg (Reino Unido)	ND	0,72	6,3	9.750	175	98	99,5
Whiteriver (Reino Unido)	ND	0,56	6,8	1.733	104	83	99,8

*ND: não disponível; *TDH: tempo de detenção hidráulica.

Fonte: Adaptado de Kurniawan *et al.* (2010).

3.4.2.2. Lodos ativados

De acordo com Kurniawan *et al.* (2010), lodo ativado é um sistema, em que os microrganismos crescem na presença de oxigênio e formam uma massa ativa de flocos, consumindo a matéria orgânica e a transformando, por meio do metabolismo aeróbio, em gás carbônico, água e minerais.

O estudo realizado por Hoilijoki *et al.* (2000), investigou a nitrificação de lixiviados de aterros municipais pré-tratados anaerobicamente a diferentes temperaturas baixas (5-10 °C) em reatores de lodo ativado em escala laboratorial com a adição de material plástico transportador. O pós-tratamento aeróbio produziu efluente com 150-500 mg.L⁻¹ de DQO, menos de 7 mg.L⁻¹ de DBO e, em média, menos de 13 mg.L⁻¹ de N-NH₄⁺ (amônio). Com isso, os autores concluíram que a nitrificação do lixiviado foi viável em temperaturas baixas e sob várias condições de carregamento.

Em outros estudos, os pesquisadores descobriram que a adição de carvão ativado em pó (PAC) a reatores de lodo ativado aumentou a eficiência da nitrificação durante o tratamento biológico de lixiviados de aterros sanitários (AKTAŞ e ÇEÇEN, 2001).

Embora os processos de lodo ativado sejam comprovadamente eficazes para a remoção de carbono orgânico, nutrientes e conteúdo de amônia, muitas desvantagens tornam esse método inadequado para o tratamento de lixiviados em aterros, como: a produção de um grande número de lodo que envolve altos custos de descarte, a alta demanda de energia e longos tempos de aeração, a inibição microbiana causada por altas concentrações de amônia, e a baixa sedimentabilidade dos lodos ativados (RENOU *et al.*, 2008; TORRETTA *et al.*, 2017).

Portanto, técnicas alternativas devem ser desenvolvidas para obter uma remoção mais eficiente de DQO e nitrogênio (LUO *et al.*, 2020).

3.4.2.3. Reatores sequenciais em batelada - SBR

O SBR é um tipo de processo de lodo ativado capaz de tratar lixiviados de águas residuais ou de aterros sanitários por meio de oxidação e nitrificação de carbono orgânico simultâneas. Em condições aeróbias, os sistemas operacionais geralmente contêm pelo menos quatro etapas: alimentação, aeração, sedimentação e descarga (LUO *et al.*, 2020).

Na pesquisa realizada por Kawahigashi *et al.* (2014), foi utilizado o pré-tratamento com stripping seguido de lodos ativados em SBR. O TDH para os lodos ativados foi de 20 dias e apresentou elevada eficiência na remoção da série nitrogenada, alcançado um resultado de remoção entre 98 e 100% de amônia.

Em um sistema combinado de SBR, coagulação e Fenton, a eficiência geral de remoção de DQO foi de 97,3% com um efluente DQO inferior a 100 mg L⁻¹, e até 99% de eficiência de remoção de amônia foi alcançada na seção SBR com o efluente inferior 3 mg.L⁻¹ (LI *et al.*, 2009).

Outro sistema, formado por PAC-SBR operado nas condições ideais de taxa de aeração de 1 L.min⁻¹ e tempo de contato de 5,5 h removeu cerca de 64,1%, 71,2% e 81,4% de DQO, cor e N-NH₄⁺ do lixiviado, respectivamente (AZIZ *et al.*, 2011).

Portanto, existem várias vantagens no uso de SBR para tratamento de lixiviado, como a facilidade de operação e manutenção, sua capacidade de tratar uma ampla gama de carga de contaminantes em um único reator, menos volume de lodo, tolerância a carga de choque e sem necessidade de clarificadores separados, reduzindo assim os custos operacionais. Além disso, o lodo pode ser imediatamente coletado para descarte no final do ciclo de sedimentação ou antes da retirada do efluente. Entretanto, o SBR apresenta uma série de desvantagens como: a geração de odores, o excesso de produção de lodo, bem como o alto consumo de energia na etapa aeróbia (KURNIAWAN *et al.*, 2010).

3.4.2.4. Biorreatores com membranas - MBR

O sistema MBR combina um processo de separação por membrana com um processo convencional de lodo ativado biológico. Os biorreatores de membrana são divididos, dependendo do posicionamento da membrana em relação ao setor orgânico, em membranas submersas e membranas externas (XUE *et al.*, 2015). No primeiro caso, as membranas são

imersas em águas residuais, no tanque de oxidação. Por meio de uma bomba, é gerada uma pequena depressão no interior do módulo do filtro, admitindo que o efluente tratado passe pelas membranas, obtendo-se uma separação eficiente dos sólidos sem a necessidade de prosseguir com tratamentos de sedimentação. No segundo caso, as membranas são posicionadas externamente ao tanque de aeração: o efluente do tanque de oxidação é bombeado para o módulo de filtração por membrana, enquanto o lodo é recirculado para o biorreator (TORRETTA *et al.*, 2017).

O MBR possui algumas vantagens como: a produção efetiva de um efluente clarificado e substancialmente desinfetado, a concentração de biomassa e redução do tamanho do tanque necessário, o que aumenta a eficiência do processo de tratamento biológico. No entanto, a principal desvantagem é a incrustação da membrana, devido à interação entre a membrana e os agentes de incrustação, levando a sua deterioração (TORRETTA *et al.*, 2017).

Apesar disso, segundo Ahmed e Lan (2012), o processo MBR produz menos lodo do que um sistema de biomassa em suspensão, é uma estrutura mais compacta com uma alta concentração de biomassa, produz um efluente de alta qualidade, é eficaz na remoção de certos micropoluentes orgânicos, e é uma tecnologia versátil que pode tratar lixiviados de aterros antigos e jovens.

A pesquisa realizada por Wang *et al.* (2014), considerou o processo de MBR com e sem CAG, seguido de pós-tratamento com nanofiltração e osmose reversa no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. No processo de MBR sem CAG, a remoção média de DQO foi de 82% e para o nitrogênio amoniacal, a remoção foi de 93,2%. Já para o processo MBR-CAG, a remoção de DQO foi de 89,5%. No entanto, a adição de CAG em MBR não melhorou a remoção de nitrogênio amoniacal, pois a taxa de remoção média foi de apenas 80,9%. Os autores atribuíram esse acontecimento ao aparecimento de um microambiente anóxico nos flocos de partículas de biocarbono que inibiu a nitrificação de nitrogênio amoniacal após a dosagem de CAG. Contudo, os pesquisadores concluíram que a adição de CAG melhorou efetivamente a remoção de DQO e metais pesados, diminuiu as incrustações nas membranas, devido a melhora da sedimentação do floco, bem como possibilitou o aumento do seu tamanho.

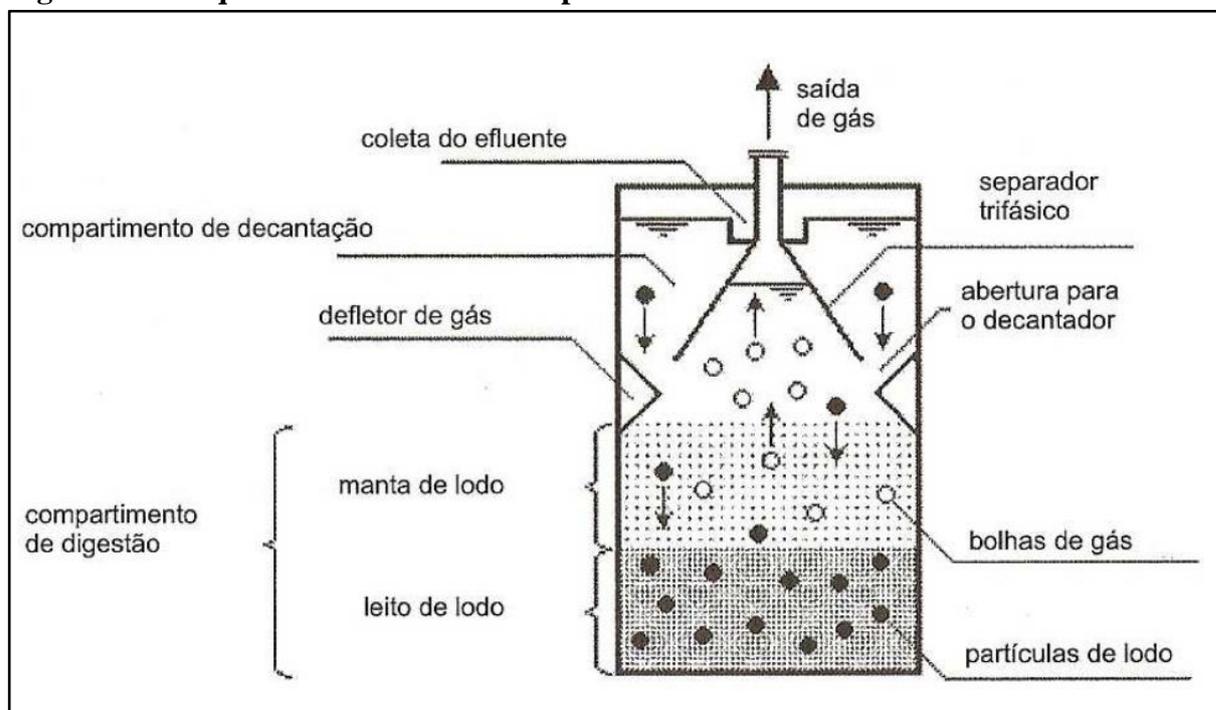
3.4.2.5. Reatores UASB

O processo UASB é um tratamento anaeróbio moderno, ao mesmo tempo que forma uma manta de lodo granular que fica suspensa no tanque. A água residual flui para cima através da manta e é processada por microrganismos anaeróbios, que podem converter poluentes

orgânicos em biogás (ou seja, metano e dióxido de carbono). O fluxo ascendente combinado com a ação de sedimentação da gravidade suspende a manta com o auxílio de floclulantes (LUO *et al.*, 2020).

O componente diferencial e típico do reator UASB é o separador de fases, subdividido em três zonas. A primeira zona é chamada de zona de digestão e é constituída por duas regiões. Há a região chamada de leito de lodo, a qual possui o lodo concentrado ao fundo da estrutura, e logo mais acima, a região manta de lodo, em que o lodo se encontra mais disperso. As demais são a zona de sedimentação ou decantação e a zona de convergência e desprendimento do biogás (CHERNICHARO, 2007). A Figura 3.3 ilustra as partes físicas componentes do reator UASB.

Figura 0.3 - Esquema de reator UASB e partes constituintes



Fonte: Chernicharo (2007).

Importante destacar que, de acordo com Mahmoud *et al.* (2003), o controle de alguns parâmetros desempenha papel fundamental na melhoria da eficácia produtiva de um reator UASB para tratamento de lixiviado. Esses parâmetros incluem: as condições de operação (temperatura, taxa de carga orgânica, tempo de detenção hidráulica e velocidade de fluxo ascendente), as características do afluente (força do lixiviado, distribuição do tamanho molecular), o sistema de tratamento (configuração do reator, sistema de controle), e as características do leito do lodo.

Vários estudos têm sido realizados para estudar a aplicabilidade do UASB para tratamento de lixiviado e alguns pesquisadores relataram que o processo anaeróbio no reator

UASB é uma das opções mais promissoras para tal propósito (KURNIAWAN *et al.*, 2010). Depois de tratar o lixiviado do aterro sanitário, Agdag e Sponza (2005), descobriram que 98% da DQO com uma concentração inicial de 20.000 mg.L⁻¹ foi removida empregando-se uma taxa de carga orgânica de 16 kg.m⁻³.dia⁻¹. Foi produzido a partir do tratamento aproximadamente 9,5 L de gás metano com uma concentração de 62% (v/p). Esses resultados foram comparáveis aos relatados por Timur *et al.* (2000). Eles descobriram que foi alcançada uma remoção de aproximadamente 94% de DQO da concentração inicial de 25.000 mg.L⁻¹. Além disso, foram gerados 440 L de metano com concentração de 90% (v/p).

Portanto, ao contrário de outros processos biológicos, o UASB tem muitas vantagens competitivas em termos de sua capacidade de tratar as composições variáveis do lixiviado. Além disso, o lodo gerado a partir do processo UASB tem boas características de sedimentação, desde que o lodo não seja exposto a forte agitação mecânica. Acrescenta-se também, que o metano do biogás produzido sob a condição anaeróbia é um novo recurso energético disponível (KURNIAWAN *et al.*, 2010; LUO *et al.*, 2020; TORRETTA *et al.*, 2017).

No entanto, o processo anaeróbio tem desvantagens, como formação de espuma, deficiência de nutrientes e toxicidade de metais. Este processo requer um controle estrito das condições de operação, como uma faixa estreita de pH. Outra limitação, está relacionada à dificuldade de alcançar uma alta remoção de nitrogênio amoniacal, pois as bactérias metanogênicas não são apenas facilmente inibidas por uma faixa de pH ácido, mas também são sensíveis à presença de certas substâncias tóxicas, como metais pesados (KURNIAWAN *et al.*, 2010; TORRETTA *et al.*, 2017).

3.4.2.6. *Wetlands* - Alagados construídos

Wetlands ou alagados construídos são ecossistemas projetados artificialmente compostos por macrófitas aquáticas, solo e organismos, com o intuito de reproduzir as funções naturais e maximizar o desempenho desses na remoção dos poluentes. As estruturas de *wetlands* mais aplicadas são com escoamento superficial, em que o nível do meio líquido ultrapassa o topo do leito suporte; e com fluxo subsuperficial, em que o nível do meio líquido fica abaixo do topo do leito filtrante (BIDONE, 2007).

Os *wetlands*, quando comparados aos sistemas convencionais, são considerados sistemas de tratamento de baixo custo, fáceis de operar e manter. Além disso, possuem um forte potencial de aplicação em países em desenvolvimento, pois a maioria das cidades emergentes em todo o mundo têm áreas tropicais e subtropicais quentes e climas propícios a maior

produtividade e atividade biológica. Além do mais, regiões tropicais e subtropicais são conhecidas por sustentar uma rica diversidade de biota que pode ser utilizada nos alagados construídos, garantindo um melhor desempenho do sistema. (KIVAISI, 2001; TORRETTA *et al.*, 2017).

Segundo Nivala *et al.* (2007) os *wetlands* foram desenvolvidos com sucesso como um sistema de escala laboratorial, piloto e de escala real para tratamento de lixiviados em aterros sanitários, atingindo altas eficiências de remoção. Um exemplo disso é o estudo de Akinbile *et al.* (2012), no qual estudaram um sistema de tratamento de lixiviado de aterro com *wetland* de fluxo subsuperficial em escala piloto plantado com *Cyperus haspan*. Esse sistema foi capaz de remover até 86,6% de turbidez, 86,6% de cor, 91,8% de DQO, 78,7% de DBO, 53,8% de N-NH₄⁺ e 67,0% de nitrogênio total.

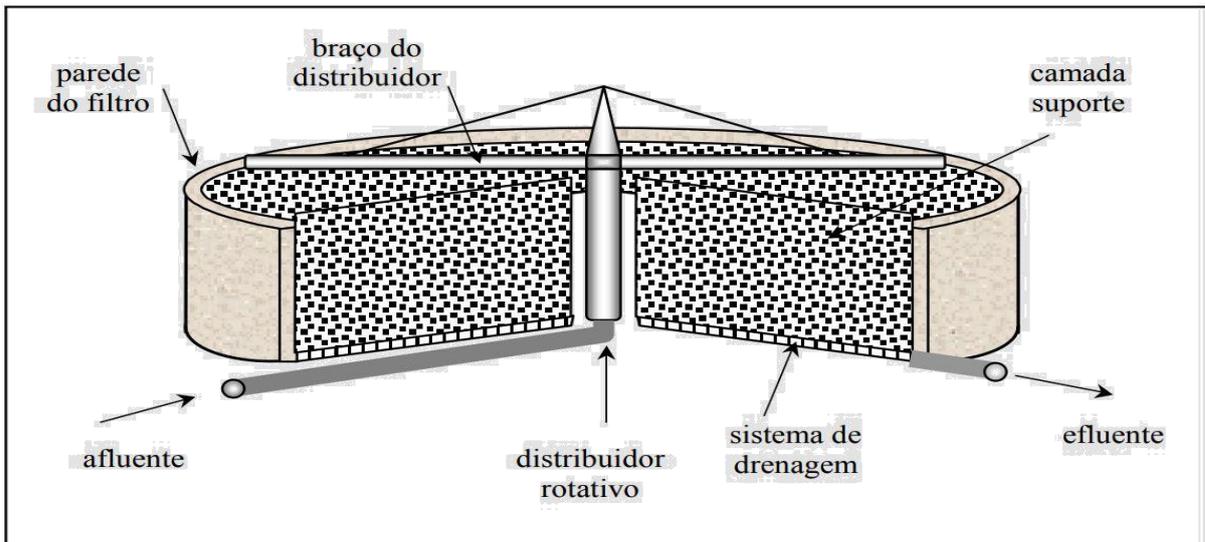
Um sistema de *wetland* híbrido de fluxo subsuperficial em larga escala foi utilizado com sucesso para remover produtos farmacêuticos e de cuidado pessoal (PPCPs), produtos químicos para desregulação endócrina (EDCs) e genes de resistência a antibióticos (ARGs) de lixiviados maduros de aterro. Esse sistema não apenas removeu a grande maioria dos PPCPs e EDCs (> 90%), como também mostrou boa remoção para vários outros ARGs (*sul1*, *sul2*, *intl1* e *qnrA*) (YI *et al.*, 2017)

3.4.2.7. Filtro biológico percolador (FBP)

O FBP é um tipo de sistema de tratamento de águas residuais, consistindo em um leito fixo de material granular sobre o qual as águas residuais fluem para baixo e faz com que uma camada de biofilme cresça, cobrindo o leito (MATTHEWS *et al.*, 2009). Normalmente as condições aeróbias são mantidas pelo fluxo de ar forçado através do leito ou por convecção natural (TORRETTA *et al.*, 2017).

Os componentes principais de um filtro biológico percolador são ilustrados na Figura 3.4. Dessa forma, segundo Nascimento *et al.* (2001), o FBP é dividido em: dispositivo de distribuição, meio suporte, sistema de drenagem e sistemas de ventilação/aeração.

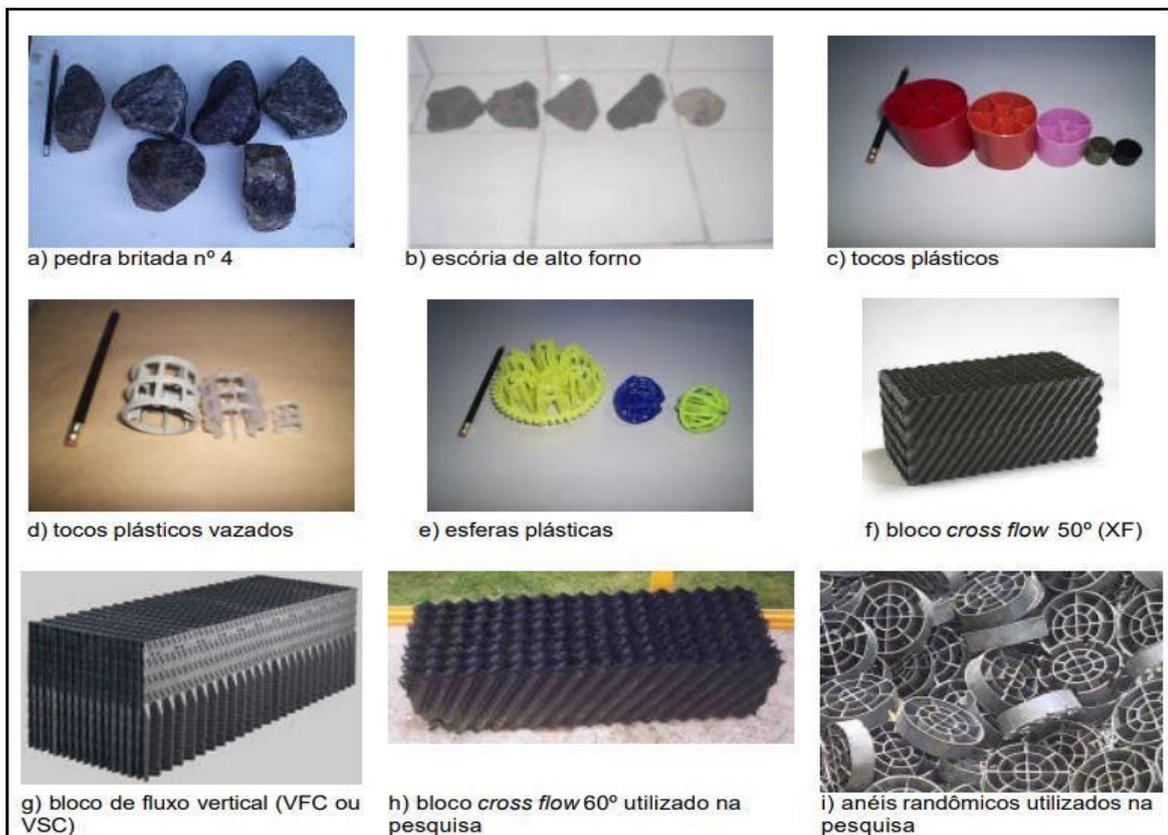
Figura 0.4 - Seção típica de um filtro biológico percolador e seus componentes



Fonte: Nascimento *et al.* (2001).

Existem vários tipos de materiais de enchimento, todos os quais contribuem para a remoção de poluentes de diferentes maneiras que podem ser materiais até reutilizados (TORRETTA *et al.*, 2017; SANTOS, 2005). A Figura 3.5 ilustra os materiais meio de suporte mais comumente utilizados.

Figura 0.5 - Diferentes meios suportes utilizados em filtros biológicos percoladores



Fonte: Adaptado de Santos (2005).

A associação de FBP após reator UASB permite a remoção de carga orgânica nitrogenada presente no lixiviado de aterro sanitário (COUTO *et al.*, 2013). Duda (2010), esclarece que só ocorrerá uma nitrificação eficiente no FBP, depois que a concentração de matéria orgânica tenha sido reduzida de forma significativa, em virtude da competição entre as bactérias heterotróficas e autotróficas, um dos motivos da aplicação do FBP como pós-tratamento do reator UASB.

O tratamento de lixiviado com FBP apresenta algumas vantagens como: pouca exigência de manutenção, instalação barata, e elevada tolerância às variações de carga orgânica e hidráulica (COUTO *et al.*, 2013).

No trabalho realizado por Oliveira *et al.* (2015) teve como base o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, utilizando reator UASB seguido de FBP. Aplicaram as seguintes cargas orgânicas volumétricas e TDH: 1.0 kgDBO.m⁻³.dia⁻¹ (etapa 1); 1,2 kgDBO.m⁻³.dia⁻¹ (etapa 2); e 1.5 kgDBO.m⁻³.dia⁻¹ (etapa 3) e TDH de 7,5, 18 e 5 horas, respectivamente. As eficiências de remoções de DQO total nos dois reatores foram de 85%, 57% e 89% para as etapas 1, 2 e 3, respectivamente. Apresentou ainda remoções satisfatórias de nitrogênio amoniacal, produzindo na etapa 2 efluente com concentração média de 17 mg.L⁻¹ valor que atende aos padrões de lançamento em corpos hídricos, cujo valor máximo permitido é 20 mg.L⁻¹.

3.4.3. Processos oxidativos avançados (POA)

Nos últimos anos, os POAs têm despertado crescente interesse para o tratamento de lixiviados de aterro sanitário (JUNG *et al.*, 2017; LUO *et al.*, 2020; OULEGO *et al.*, 2016). Comumente, são utilizados fortes agentes oxidantes como ozônio (O₃), peróxido de hidrogênio (H₂O₂), bem como uma combinação desses com radiação ultravioleta (UV) e sais de ferro (Fe²⁺) (ASAITHAMBI *et al.*, 2017; CORTEZ *et al.*, 2010; LUO *et al.*, 2020; POBLETE *et al.*, 2019).

O principal objetivo do POA é a remoção de poluentes orgânicos e inorgânicos específicos, como orgânicos solúveis, não biodegradáveis e substância tóxica presente nos lixiviados. Além disso, o processo de oxidação avançada tende a mineralizar os contaminantes em dióxido de carbono, água e inorgânicos ou, pelo menos, transformá-los em produtos inofensivos (HE *et al.*, 2020; LUO *et al.*, 2020).

Entretanto, os POAs apresentam algumas desvantagens como: a necessidade de altas doses de oxidante e baixos valores de pH; a geração de excesso de lodo; a alta demanda de energia elétrica; a complexidade operacional; e altos custos (ISKANDER *et al.*, 2019).

3.4.3.1. Fenton

O reagente Fenton utiliza o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) em combinação com sais de ferro (Fe^{2+}) e é um dos métodos mais eficazes de oxidação de poluentes orgânicos. A eficiência desse processo depende de diversas variáveis como temperatura, pH, peróxido de hidrogênio, concentração de íons ferrosos e tempo de tratamento (MORAVIA *et al.*, 2011; TORRETTA *et al.*, 2017).

Além disso, é um sistema baseado na geração de radicais livres oxidantes muito reativos, principalmente os radicais hidroxila, que possuem um potencial de oxidação mais forte que o O_3 . Com esse processo, a alta fração de orgânicos de grande peso molecular é degradada e parcialmente removida, aumentando a biodegradabilidade (HERMOSILLA *et al.*, 2009; LI *et al.*, 2009; TORRETTA *et al.*, 2017).

Uma das vantagens do processo Fenton é que ocorre em reator simples, sem a obrigação de instalação de equipamentos complexos e condições extremas de temperatura e pressão. Outra vantagem é a sua facilidade operacional em relação às outras tecnologias de POAs, como a ozonização, que demanda geradores de O_3 , e o UV, que necessita de uma fonte geradora de luz UV. Porém, uma desvantagem do uso do Fenton é a geração de lodo com elevada concentração de ferro (MORAVIA *et al.*, 2011).

Para lidar com essa elevada geração de lodo de ferro, sugeriu-se que o processo convencional de Fenton fosse modificado pela aplicação combinada de iluminação, ou seja, o processo foto-Fenton durante o tratamento de lixiviados (Hermosilla *et al.*, 2009). Nesse sentido, Silva *et al.* (2016) projetaram uma planta foto-Fenton para tratamento de lixiviados de aterros oxidados biologicamente com sucesso. A utilização do processo foto-Fenton mostrou uma eficiência de remoção de 57 a 80% de DQO, consumindo de 80 a 225 mM de H_2O_2 e de 20 a 67 kJ.L^{-1} de energia UV acumulada, atingindo valores de carbono orgânico dissolvido (COD) abaixo de 500 mg.L^{-1} .

Nos estudos realizados por Cotman e Gotvajn (2010), foi utilizado o sistema Fenton como pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários seguido de SBR, tendo um alcance de remoção de 70 a 85% de DQO com tempo de reação de 35 minutos, uma melhor proporção molar de Fe^{2+} e H_2O_2 de 1:10, e uma ligeira remoção de toxicidade.

Já Moravia *et al.* (2011), analisaram a tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário utilizando reagente Fenton. Os resultados apresentados foram: uma redução de 76,7% de DQO; um aumento da biodegradabilidade de 65,8%; e uma proporção de Fe^{2+} e H_2O_2 de 1:5,3.

3.4.3.2. Ultravioleta (UV)

O tratamento com luz UV também é chamado de fotólise, pois utiliza lâmpadas de luz UV que emitem alta energia para disparar a fotólise e produzir radicais hidroxila. Esse processo promove a oxidação de compostos químicos pouco ou não biodegradáveis, uma vez que os radicais reagem com os compostos orgânicos presentes no meio líquido e os convertem em CO₂ e H₂O, quando a oxidação é completa (CAVALCANTE, 2009).

Na pesquisa realizada por Poblete *et al.* (2012), os pesquisadores investigaram a remoção de matéria orgânica de um lixiviado de aterro sanitário. Utilizaram o subproduto de titânio sólido industrial (WTiO₂) contendo TiO₂ e Fe (III) como fotocatalisador em um reator coletor parabólico composto em escala de planta piloto. Uma das principais conclusões do trabalho foi que, em mesmas condições, o uso de WTiO₂ produziu uma taxa de remoção de DQO maior (86%) do que o foto-Fenton usando FeSO₄ comercial (43%). Além disso, a aplicação do TiO₂ obteve maior eficiência do que o FeSO₄, em termos de aumento de biodegradabilidade.

Nos estudos de Chemlal *et al.* (2014) foi montado um sistema de POA com fotocatalise combinada (TiO₂/UV) e um processo biológico com biorreator no intuito de contribuir para a descontaminação de lixiviados de aterro sanitário. Esse sistema POA-biorreator alcançou uma redução de 90% da DBO inicial e 87% da DQO inicial dos lixiviados.

Recentemente, Colombo *et al.* (2019), utilizaram um processo combinado de foto-Fenton com lodo ativado biológico. Os autores alcançaram cerca de $87 \pm 2\%$ de remoção de DQO e $84 \pm 2\%$ de remoção de DBO pelo processo biológico convencional. Já pelo processo foto-Fenton foi alcançado uma remoção de $89 \pm 3\%$ de DQO e $75 \pm 1\%$ de DBO. Apesar disso, os dois processos utilizados de forma isolada não atendiam aos padrões de lançamento de efluentes local. Portanto, os autores resolveram combinar os processos. Dessa forma foi possível tratar um efluente com alta carga orgânica, conseguindo uma remoção de 98% de DQO e DBO e atender aos padrões restritivos de lançamento em águas receptoras.

3.4.3.3. Ozônio (O₃)

O O₃ pode ser aplicado como agente oxidante para destruição de compostos orgânicos, pois tem um alto potencial de oxidação (2,07 eV), perdendo somente para o flúor (3,08 eV) e o radical hidroxila (2,80 eV) (GOMES e SCHOENELL, 2018). Ele pode ser produzido a partir do oxigênio presente no ar ou oxigênio puro, tendo como processos de geração a aplicação de descargas elétricas ou a reação direta com poluentes orgânicos (EHRIG e ROBINSON, 2010).

De acordo com Singh *et al.* (2014), apesar de o O₃ possuir um elevado potencial para oxidar completamente a matéria orgânica, há algumas desvantagens na aplicação dessa técnica relacionada ao tratamento de lixiviados. Os pesquisadores explicam que as desvantagens são devidas: à altas doses do agente oxidante, ao grande tempo de reação e à instalação de um gerador de ozônio, o que aumenta os custos com energia elétrica.

Para alcançar uma maior efetividade de oxidação de compostos presentes nos lixiviados, o O₃ pode ser combinado com outros agentes oxidantes como a luz UV, o H₂O₂ e o Fenton (EHRIG e ROBINSON, 2010; COSTA *et al.* 2013).

Mais recente, Singh *et al.* (2014) pesquisou a aplicação de O₃ como pré-tratamento de lixiviados de aterro sanitário, seguido por sistemas de membranas de nanofiltração e osmose reversa. Os resultados apresentaram uma remoção de 78% de carbono orgânico total, para uma dosagem de O₃ de 66,7 g/m³ e tempo de reação de 10 minutos.

3.5. Legislações Correlatas

A NBR 13.896/1997 define que o sistema de tratamento do lixiviado de aterro deve: “ser projetado, construído e operado de forma que seus efluentes atendam aos padrões de emissão e garantam a qualidade do corpo receptor”, definindo, ainda, que estes efluentes devem ser monitorados pelo menos 4 vezes ao ano (ABNT, 1997). Portanto, os efluentes gerados por todas as tecnologias apresentadas para o tratamento de lixiviados devem estar de acordo com as legislações que regulamentam o padrão de lançamento de efluentes em corpos d'água.

Nesse sentido, em âmbito nacional, a Resolução n° 430 de maio de 2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, o CONAMA, dispõe sobre as condições de padrão de lançamento de efluentes e complementa e altera a Resolução n° 357 do CONAMA, de março de 2005 (BRASIL, 2011). A Resolução n° 357 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL 2005).

O artigo 3° da CONAMA 430/2011, menciona que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis. Ainda no artigo 5° da Resolução, os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final do seu enquadramento (BRASIL, 2011).

Em termos de DBO, o artigo 16 da CONAMA 430/2011 dispõe que a remoção deve ser de no mínimo 60%, sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor. Ainda, no inciso 1º do artigo 16, os efluentes oriundos de sistemas de disposição final de resíduos sólidos de qualquer origem devem atender às condições e padrões definidos nesse artigo. Vale ressaltar que a CONAMA 430/2011 não menciona o limite específico para DQO (BRASIL, 2011). Abaixo segue algumas condições e padrões exigidos pela resolução supracitada:

- I. pH entre 5 a 9;*
- II. Temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;*
- III. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5 dias a 20°C): remoção mínima de 60% de DBO sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor;*
- IV. Nitrogênio Amoniacal Total: até 20 mg/L.*

Em âmbito estadual, a Instrução Normativa nº 1 de 30 de maio de 2018 da Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Alagoas - SEMARH estabelece critérios e padrões de lançamento para análise técnica de outorga na modalidade lançamento de efluentes no Estado. Em seu artigo 3º institui que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente em corpos hídricos intermitentes ou efêmeros desde que sejam devidamente tratados e que não comprometam usuários a jusante (ALAGOAS, 2018). Acrescenta ainda que entende por devido tratamento do efluente aos seguintes padrões:

- I - Remoção mínima de 75 % da DBO do efluente bruto e DBO máxima no efluente tratado de 120 mg/L;*
- II - Concentração máxima de coliformes termotolerantes no efluente tratado de 1.000 NPM/100mL, podendo esse ser superior, desde que obedeça aos critérios de balneabilidade da resolução CONAMA nº 274/2000;*
- III - Atendimento aos demais padrões de lançamento estabelecido no art. 16 da Resolução CONAMA nº 430/2011.*

Além disso, a IN nº 01/2018 estabelece em seu art. 4º que o critério para decisão quanto ao deferimento de pedidos de outorga para diluição de efluentes tratados, situados em rios de domínio do Estado de Alagoas, considerados intermitentes ou efêmeros, passa a ser unicamente a verificação quanto ao devido tratamento do efluente definido no artigo anterior, não sendo realizada a análise de disponibilidade hídrica do corpo receptor. Já o art. 5º, declara que em rios permanentes ou perenizados, a avaliação deverá considerar a disponibilidade hídrica do corpo receptor, bem como os padrões de qualidade da água, de acordo com a classificação do manancial, conforme estabelece a Resolução CONAMA nº 357/2005.

Importante destacar que a lei estadual de padrões de lançamento de efluentes em corpos de água pode ser mais restritiva que a lei nacional, como pode-se observar nos padrões dispostos acima.

3.6. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

A metodologia mais utilizada para avaliar a sustentabilidade e o desempenho ambiental de sistemas de tratamento de águas residuais – é a Avaliação do Ciclo de Vida. Além de uma breve descrição das várias etapas que a integram, é apresentada uma revisão de conhecimentos relativa à sua aplicação em sistemas de tratamento de águas residuais e faz-se ainda uma breve referência às ferramentas computacionais disponíveis para apoiar/facilitar a aplicação desta metodologia.

3.6.1. Definição e visão geral

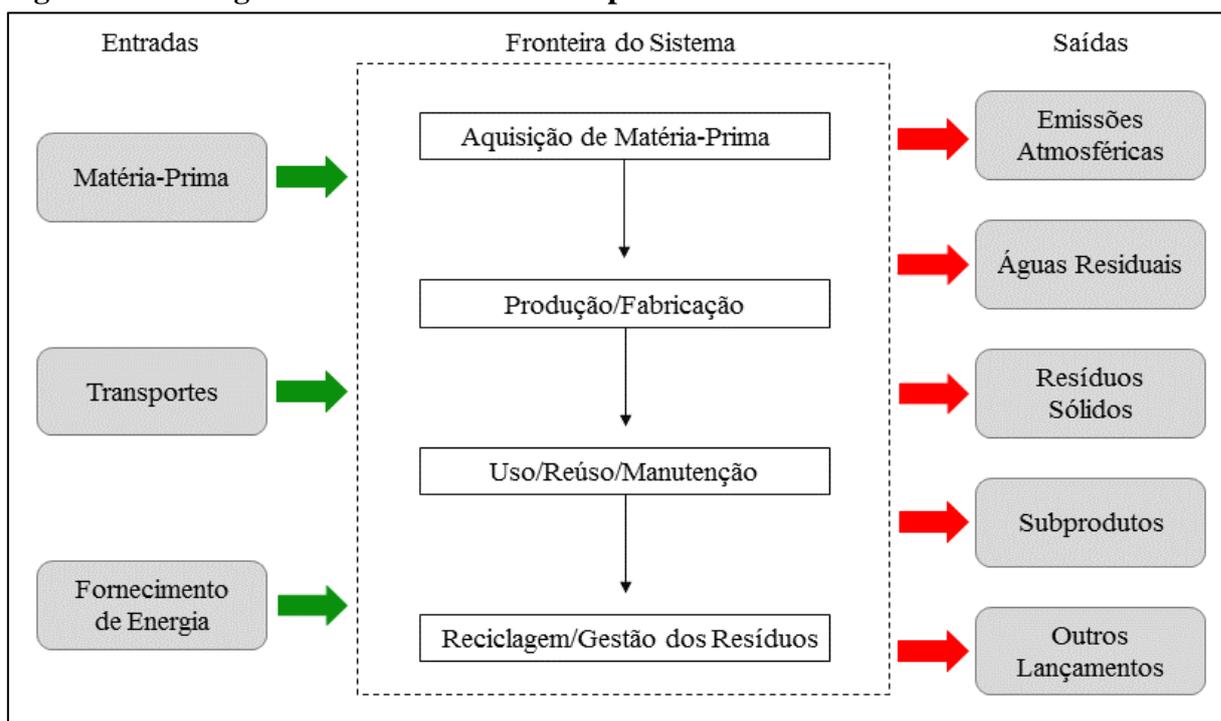
A abordagem da ACV é caracterizada por uma avaliação da pegada ambiental de todos os processos relevantes atrelados ao ciclo de vida do produto, processo ou serviço, tendo por base a identificação/quantificação das entradas energéticas e materiais, assim como das saídas (resíduos e emissões descarregadas para o ambiente) ao longo de todo o ciclo de vida, desde a extração das matérias primas até à deposição final (aproximação *cradle to grave*, berço ao túmulo). Os resultados são relacionados com uma unidade funcional, permitindo a comparação quantitativa dos impactos ambientais de diferentes sistemas com a mesma função.

A ACV permite estimar os impactos ambientais cumulativos resultantes de todas as etapas do ciclo de vida do produto, incluindo análises de carácter específico, desde a extração da matéria-prima, transporte, deposição e o destino final do produto, entre outros. Fornece uma visão abrangente dos aspectos ambientais envolvidas no produto ou processo, permitindo uma imagem mais precisa quanto aos compromissos ambientais ligados a todo ciclo de vida (EPA,

2006). A Figura 3.6 ilustra os estágios do ciclo de vida comumente avaliadas em uma ACV, correlacionando com possíveis entradas e saídas consideradas.

Diversos governos passaram a incentivar o uso da ACV como elemento central de políticas ambientais ou aplicações voluntárias em países da União Europeia, EUA, Japão, Coreia, Canadá, Austrália e outros com expansão de economia como a Índia e China (GUINÉE *et al.*, 2011). De modo a garantir a qualidade dos processos, a uniformidade das metodologias e a normalização dos parâmetros a estudar, a *International Organization for Standardization* – ISO regulamentou e estruturou a ACV por meio de normas, sendo representadas nas versões ABNT NBR ISO 14040 (2009) - Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida - Princípios e Estrutura e ABNT NBR ISO 14044 (2009) - Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida - Requisitos e Orientações.

Figura 0.6 - Estágios do ciclo de vida de um produto



Fonte: Adaptado de EPA (2006) e ABNT (2009a).

As normas estabelecem os princípios, o enquadramento, os requisitos, as orientações e a estrutura geral metodológica de aplicação da ACV, incluindo quatro principais etapas: definição de objetivo e escopo; análise de inventário; avaliação de impactos e interpretação.

3.6.2. Definição do objetivo e do escopo

Identifica o propósito e a extensão do estudo por meio da descrição detalhada do produto ou processo a ser analisado, caracterizando o contexto da avaliação, determinando o problema

e definindo as aplicações pretendidas com os resultados da ACV, devendo identificar o público alvo e o escopo do estudo (JOLLIET *et al.*, 2016).

O escopo é estabelecido com base nos objetivos definidos, integrando os seguintes elementos conforme a ISO 14044: as funções do sistema de produto ou processo; a unidade funcional; a fronteira do estudo; os procedimentos de alocação; as categorias de impacto e a metodologia de avaliação com a subsequente interpretação a ser adotada; requisitos de dados; os pressupostos; as limitações; e a qualidade dos dados (ABNT, 2009b).

A unidade Funcional (UF) define a quantificação das funções identificadas no sistema de produto (conjunto de processos elementares formados por fluxos elementares e de produtos), com o propósito de fornecer uma referência para relacionar as entradas e as saídas, assegurando a mensuração e a comparabilidade de diferentes sistemas numa base comum (ABNT, 2009b). A UF permite assim evitar inconsistências e comparar os resultados da ACV entre vários processos ou sistemas (ROELEVELD *et al.*, 1997; HOSPIDO *et al.*, 2012).

A fronteira do sistema é o critério que determina os processos elementares que irão integrar a ACV. É igualmente importante destacar os critérios *cut-off* estabelecidos para a delimitação do sistema (energia, massa e significância ambiental), possíveis suposições, as restrições de dados e a aplicação almejada para a ACV (ABNT, 2009b).

3.6.3. Inventário do ciclo de vida (ICV)

As diferentes tipologias de dados que suportam a ACV podem ser coletadas nos locais de produção ligados aos processos elementares dentro da fronteira do sistema, ou calculados a partir de outras fontes (ABNT, 2009b). Para a qualidade dos dados são requisitadas propriedades que abrangem a sua cobertura temporal, geográfica e tecnológica, a precisão, a representatividade, a consistência, as fontes e a incerteza da informação, de maneira que tais propriedades indicarão a fiabilidade dos resultados e a adequada interpretação (ABNT, 2009b).

Deste modo, esta etapa abrange o levantamento e validação dos dados, correlação dos dados aos processos elementares e à UF, refinamento da fronteira do sistema (caso necessário) e alocação (ABNT, 2009b).

Há um destaque para o refinamento da fronteira face à natureza dinâmica da ACV, visto que, à medida que o conhecimento do estudo vai se aprofundando com novas aquisições de dados e/ou identificação de limitações do sistema, poderão ser realizadas alterações dos objetivos e do escopo de análise.

Já a alocação está relacionada com a circunstância do ciclo de vida do produto ou processo impactar outros ciclos de vida não inclusos na fronteira adotada no estudo. Em geral, poderá haver mais de um produto e/ou a geração de subprodutos, que sendo reincorporados no processo, ou compartilhados com outros sistemas, através da sua reutilização ou reciclagem, deverá aplicar-se o procedimento de alocação para a distribuição das responsabilidades quanto às contribuições para os impactos, aplicando-se as regras previstas nas normativas. A ISO 14044 orienta que a alocação seja evitada sempre que possível através dos critérios de expansão do sistema (ABNT, 2009b).

3.6.4. Avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV)

A AICV tem por característica dois princípios chave:

- Perceber ao nível dos dados do ICV os potenciais impactos ambientais acerca dos processos, e;
- Promover a interpretação dos dados do inventário em formatos que sejam aplicáveis e significativos para uma orientação a novas decisões.

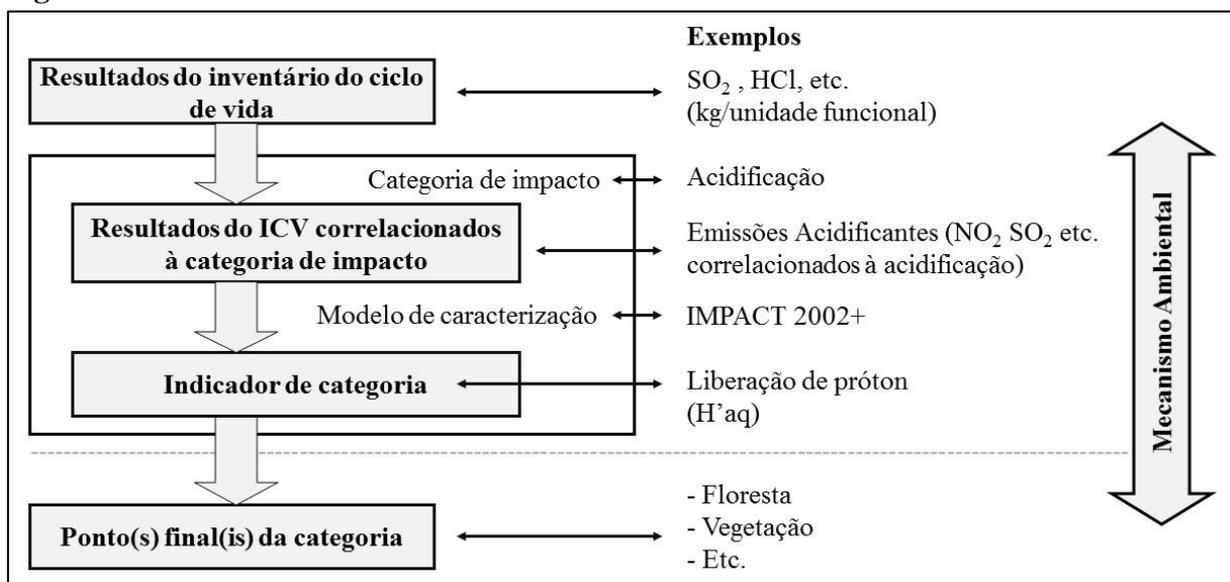
Para a normativa ISO 14040, estes princípios são atendidos, de maneira geral, ao associar o ICV a categorias específicas de impacto ambiental e a indicadores de categoria, a fim de compreender os seus potenciais efeitos na saúde humana e nos ecossistemas (ABNT, 2009a). Desta maneira, os seguintes passos devem ser obrigatoriamente respeitados para uma efetiva avaliação:

- **Seleção e definição das categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização** - Identificação das categorias relevantes do impacto ambiental, como aquecimento global, acidificação, eutrofização, entre outros;
- **Classificação** - imputação dos dados do ICV para as categorias de impacto (e.g. classificação de emissões de CO₂ na categoria aquecimento global);
- **Caracterização** – Cálculo dos resultados dos indicadores de categoria utilizando fatores de conversão baseados em literatura, por exemplo, calcular o impacto do CO₂ e CH₄ quanto ao potencial de aquecimento global.

Estes elementos têm por característica converter os resultados do ICV em resultados de indicadores de categorias, ou seja, promover o perfil ambiental para as diferentes categorias de impacto. Além destes, procurando uma avaliação ainda mais completa, alguns elementos opcionais servem para normalizar, agrupar e ponderar os resultados dos indicadores e técnicas

de análise de qualidade dos dados (FERREIRA, 2004). A Figura 3.7 apresenta os elementos da AICV, destacando as etapas de conversão para um de indicador de categoria, usando como exemplo a categoria de impacto “acidificação”.

Figura 0.7 – Elementos da AICV

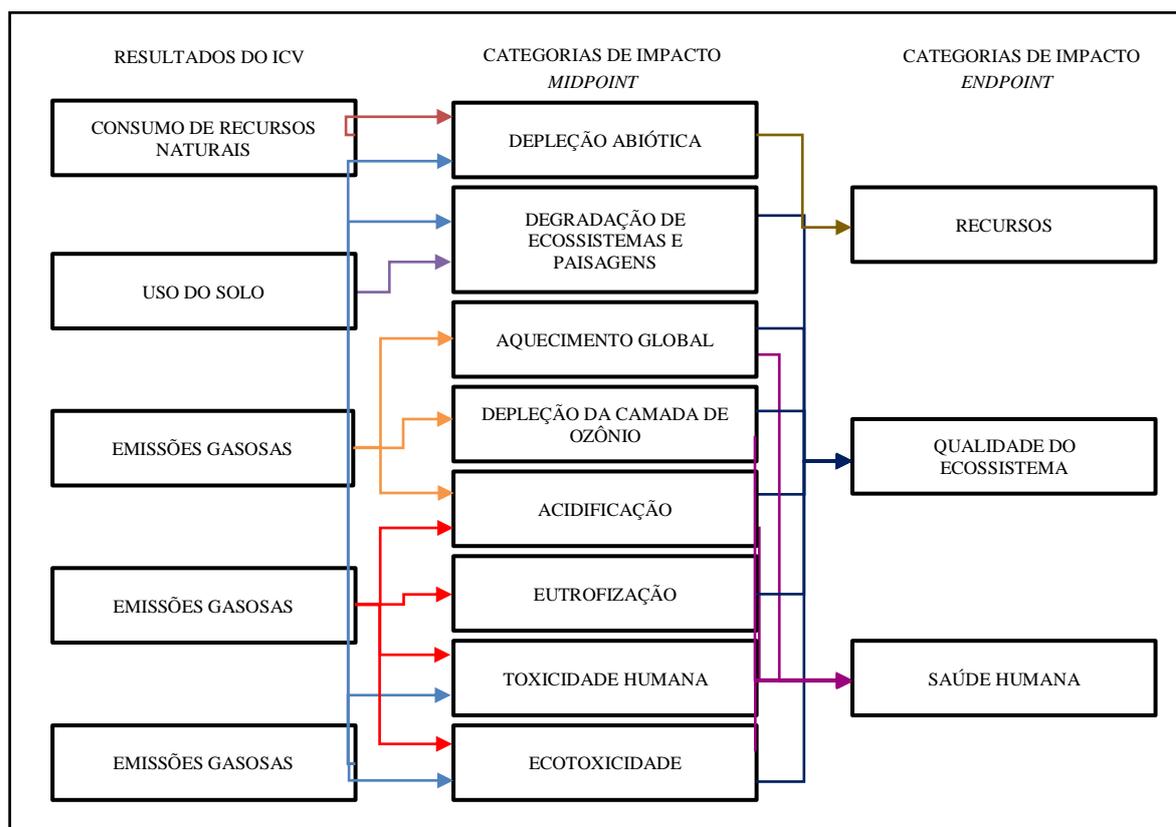


Fonte: ABNT (2009b).

Outros critérios tomados por relevantes consistem em definir os métodos que irão avaliar os impactos, que de acordo com Guinée *et al.* (2004), corresponde ao mecanismo ambiental através do qual os indicadores de categoria são determinados. Estes, segundo os autores, podem ser definidos com a abordagem “orientada para o problema” (*midpoint*) - toxicidade humana, acidificação, efeito estufa, ou caracterizados com a abordagem “orientada para o dano” (*endpoint*) - saúde humana, recursos naturais, ecossistemas). A Figura 3.8 representa as relações entre os resultados do ICV e as categorias de impacto de *midpoint* e *endpoint*.

Para a EPA (2006), a análise de *midpoint* restringe a modelação quantitativa em termos de causa-efeito ao longo do mecanismo ambiental, limitando a subjetividade e oferecendo maior abrangência da cobertura do modelo em relação à abordagem *endpoint*.

Figura 0.8 – Relação dos resultados do ICV com as categorias de impacto



Fonte: Roux *et al.* (2010) e Hauschild *et al.* (2013).

3.6.4.1. Métodos de avaliação

Os principais métodos de AICV são descritos a seguir com base na *European Platform on Life Cycle Assessment - EPLCA* (2010):

● **Eco-Indicator 99**

O *eco-indicator 99* substituiu o *Eco-indicator 95*, o primeiro método de avaliação de ponto final. Permitiu a expressão do impacto ambiental em uma única pontuação. Este método analisa três tipos diferentes de danos: saúde humana, qualidade do ecossistema e recursos. A informação relevante sobre o *Eco-indicator 99* é que a unidade padrão fornecida em todas as categorias é o ponto (Pt) ou miliponto (mPt). Uma vez que o objetivo deste método é a comparação de produtos ou componentes, o valor em si não é mais relevante, mas sim uma comparação de valores.

O método distingue três diferentes perspectivas culturais ou "arquetipos":

- H - Hierarquista (padrão)
- I - Individualista
- E - Igualitário

- **CML - *Institute of Environmental Sciences***

O método CML foi desenvolvido pelos autores Guinée *et al.* (2004) do Instituto de Ciências Ambientais da Universidade de Leiden (Holanda) e publicado através do manual *Handbook on Life Cycle Assessment Operational Guide to the ISO Standards*.

Baseia-se num método de avaliação quantitativa dirigida à etapa inicial da cadeia de causa-efeito voltada ao problema ambiental, sendo classificada e caracterizada nas categorias intermediárias de impacto. Para cada problema existem fatores de caracterização quantificados, onde uma emissão identificada na etapa do ICV é transformada numa contribuição para o efeito de um problema ambiental através da multiplicação por um fator equivalente. Dentre as principais características deste método, destacam-se as seguintes:

- Assenta em fundamentos científicos explícitos que apoiam todas as escolhas importantes;
- Fatores alternativos de AICV fornecidos para análise de sensibilidade para cada categoria de impacto;
- Os fatores da AICV podem ser obtidos através de planilhas (CML, 2016), com regulares atualizações;
- Uso das categorias de impacto em inúmeros estudos científicos;
- AICV desenvolvido de acordo com os princípios de outros elementos da metodologia de ACV, como unidade funcional, alocação, normalização, etc. de maneira consistente em relação ao tempo, espaço, não linearidades, mecanismos econômicos, sociais e tecnológicos, entre outros.

- **ReCiPe**

Tem por fundamentação o relatório publicado pelos autores Goedkoop *et al.* (2013), este método descreve a implementação da AICV em termos das escolhas adotadas para as modelações com a união dos métodos CML e o *Eco-Indicator 99*.

Esse método possui 18 categorias orientadas ao problema e 3 aos danos. Os dados de normalização estão disponíveis a nível europeu e mundial, tendo por referência o ano 2000 (não incluídos dados para a transformação natural do solo e deterioração da água doce).

O método ReCiPe distingue dois níveis de indicadores:

- Indicadores de ponto médio (*midpoint*);

- Indicadores de ponto final (*endpoint*) com as seguintes categorias: danos à saúde humana, danos aos ecossistemas e danos à disponibilidade de recursos.

- **ILCD**

ILCD significa *International Reference Life Cycle Data System* e é o resultado de um projeto conduzido pelo *Joint Research Centre* (JRC) da Comissão Europeia que analisou várias metodologias de avaliação do impacto do ciclo de vida para chegar a um consenso sobre o método recomendado para cada tema ambiental, no ponto médio e no ponto final.

As recomendações e fatores baseiam-se principalmente em modelos de LCIA existentes e métodos de caracterização, complementados por uma seleção de modelos ambientais. A estrutura geral avalia esses impactos relativos às três áreas de proteção: saúde humana, meio ambiente natural e recursos naturais. Os métodos recomendados e os fatores de caracterização associados são classificados por qualidade:

- Classe I: Recomendado e satisfatório;
- Classe II: recomendado, algumas melhorias necessárias;
- Classe III: Denotado como provisório; ou seja, a mais adequada entre as abordagens existentes, mas ainda não está pronta para recomendação.

- **Impact 2002+**

Consiste num método que fornece resultados tanto no ponto médio quanto ao nível de danos. São agrupados em 14 categorias de ponto médio, com mecanismos de impactos semelhantes. Entre as características relevantes, a que se sobressalta relaciona-se com o desenvolvimento próprio de cálculos para a obtenção das categorias toxicidade humana e ecotoxicidade. As demais categorias foram adaptadas dos métodos *Eco-Indicator 99* e o CML. Atribuiu-se as categorias intermediárias para as 4 categorias de danos (saúde humana, qualidade do ecossistema, alterações climáticas e recursos), com significativas mudanças na qualidade ambiental (JOLLIET *et al.*, 2016).

3.6.4.2. Categorias de avaliação de impacto

As principais categorias que são incluídas na maioria dos estudos de ACV aplicado ao tratamento de águas residuais são descritas a seguir (GUINÉE, 2004; EPLCA, 2010; KUPFER *et al.*, 2017).

- **Aquecimento Global:**

Definido pelo impacto das atividades antrópicas associadas às emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) que potencializam o aquecimento global, como o CO₂, CH₄, N₂O e outros gases que interferem com a radiação infravermelha emitida pela superfície terrestre e impedem a dispersão de raios solares. O potencial de aquecimento global é calculado em quilograma CO₂ equivalentes (kg CO₂ eq.).

- **Eutrofização:**

Compreende os impactos relacionados aos níveis de macronutrientes como o nitrogênio e o fósforo no ambiente. Em meio aquático, o crescimento de biomassa (sobretudo alga) impede a passagem da luz, conduz, conseqüentemente, ao decaimento da quantidade de oxigênio dissolvido pela decomposição da biomassa (medida em DBO) e causa um forte impacto na diversidade local. Em solos eutrofizados, há uma maior susceptibilidade das plantas para doenças e pragas, além de que, se o nível de nutrientes exceder a quantidade de nitrogênio necessário para as plantas, poderá ocorrer enriquecimento de nitrato no solo e, através da lixiviação, aumentar o teor destes nas águas subterrâneas. O potencial de eutrofização é avaliado em quilograma de fosfato equivalente (kg PO₄⁻³-eq.).

- **Acidificação:**

Os poluentes acidificantes possuem uma grande variedade de impactos no solo, águas subterrâneas e superficiais, organismos biológicos e ecossistemas. Entre as substâncias que mais contribuem para este indicador são o dióxido de enxofre (SO₂), os óxidos de nitrogênio (NOx) e a amônia (NH₃). As conseqüências promovidas pelos impactos da acidificação promovem alterações na fauna e flora (por exemplo, morte de peixes), além de danificar estruturas e edificações. O potencial de acidificação é expresso em termos de dióxido de enxofre equivalente (kg SO₂-eq.).

- **Depleção da Camada de Ozônio:**

Refere-se à diminuição da camada de ozônio (O₃) causada por emissões antropogênicas como os clorofluorcarbonetos (CFC). Esta redução conduz a um aumento da radiação dos raios UV-A/UV-B na superfície terrestre, causando problemas nocivos aos ecossistemas aquáticos e terrestres. Em humanos, a exposição a estes raios pode elevar a incidências de câncer de pele, doenças oculares, envelhecimento precoce e supressão aos sistemas imunológicos. O potencial de depleção da camada de ozônio é expresso em termos de Cloro-Flúor-Carbono-11 equivalente (kg CFC-11-eq.).

- **Toxicidade Humana:**

Resulta da exposição do Homem a substâncias com características tóxicas, como metais pesados e compostos aromáticos. A identificação do potencial de toxicidade humana possui diversas incertezas devido aos impactos das substâncias serem dependentes do tempo de exposição, e aos potenciais efeitos agregados. A unidade de referência do potencial de toxicidade humana baseia-se em termos da substância 1,4 Diclorobenzeno ($C_6H_4Cl_2$) equivalente (kg 1,4 DCB-eq.).

- **Ecotoxicidade:**

Abrange as substâncias quimicamente tóxicas emitidas para o ambiente (ar, água e solo) com potencial de impactar os ecossistemas aquáticos e terrestres, com efeitos nocivos sobre a fauna e a flora, em especial, aos reflexos causados em cultivos agrícolas. Semelhante ao potencial de toxicidade humana, a sua caracterização é calculada e expressa em termos da substância 1,4 Diclorobenzeno (kg 1,4 DCB-eq.).

- **Formação de Oxidantes Fotoquímicos:**

Relaciona-se com o impacto resultante de emissões gasosas como o monóxido de carbono (CO) e compostos orgânicos voláteis (COVs, incluindo o metano) capazes de reagir com os radicais hidroxila e peroxila, e na presença de óxidos de nitrogênio (NO_x) e luz solar levarem à formação de ozônio troposférico, ou seja, promoverem o efeito de “*smog* fotoquímico”. Possui o potencial de diminuir a atividade fotossintética de vegetais e em humanos, pode causar doenças respiratórias, dores e sensibilidade alérgica. Este indicador é expresso em etileno equivalente (kg etileno-eq.).

3.6.5. Interpretação do ciclo de vida

O propósito desta etapa consiste em identificar os estágios do ciclo de vida em que uma intervenção pode reduzir substancialmente os impactos ambientais do sistema ou produto previsto nos objetivos e escopo do estudo, analisando as incertezas envolvidas. Permite aos tomadores de decisão obter conclusões e propor recomendações com base nos resultados do ICV e nas fases da AICV (JOLLIET *et al.*, 2016). Devem ainda refletir o fato de que os resultados da AICV têm por base uma abordagem relativa ao indicar efeitos potenciais no ambiente, não prevendo impactos finais reais por categorias (ABNT, 2009a).

3.6.6. Principais ferramentas para avaliação

Devido à complexidade e à elevada quantidade de dados que têm de ser considerados, armazenados e processados em qualquer ACV, foi e têm sido desenvolvidos, por várias

instituições públicas e privadas, programas computacionais para pôr em prática as metodologias de ACV. Os objetivos deste desenvolvimento permitem auxiliar a realização de balanços de massa e energia, promover a comparação entre ciclos de vida de produtos ou processos e avaliar os impactos ambientais associados.

As principais ferramentas utilizadas por diversos autores e aplicadas numa ampla variedade de processos e produtos, internacionalmente reconhecidos, de acesso livre ou comercializados, são:

- *OpenLCA*: Ferramenta de uso livre, sobre colaboração de diversos pesquisadores e gerido pela empresa alemã *GreenDelta*. Possui como característica a simplicidade em exportar dados e a importação de bancos de dados externos.
- *SimaPro*: Permite comparar e analisar produtos com ciclo de vida complexos. Composto por diversos métodos de avaliação de impacto, como CML, ReCiPe, *Eco-indicator 99*, além da completa base de dados do *Ecoinvent*.
- *GaBi*: Gerenciado pela *Thinkstep*, possui elevado potencial de utilização para avaliação de aspectos ambientais, sociais, econômicos e tecnologias, com um vasto banco de dados próprio, detalhando custos, energia e diversos impactos. A ferramenta oferece acesso a funcionalidades abrangentes para analisar todo o ciclo de vida, sendo adequado para favorecer a ACV, pegada de carbono, custos aliados ao ciclo de vida, entre outras aplicações ambientais.

Apesar das múltiplas escolhas que o mercado pode oferecer, o elevado custo destas ferramentas e as complexas bases de dados, faz com que a seleção seja criteriosa, devendo-se avaliar a sua adequação ao objetivo do estudo, tendo, sobretudo em consideração os seguintes aspetos (EPA, 2006):

- I. As bases de dados a que o programa permite assentir devem ser vastas, aplicáveis à realidade que se pretende estudar, dispor de informação representativa, específica e de qualidade. Além disso, devem permitir preferencialmente o armazenamento de novos dados;
- II. Análise do inventário, sobretudo no que concerne à possibilidade de se utilizar diferentes tipos de regras de alocação;
- III. A análise de impacto, quanto os métodos possíveis de serem utilizados para a avaliação de impacto, se estão de acordo com os propostos pelas normas ISO;
- IV. Auxílio na interpretação e gerar relatórios.

3.6.7. Incerteza dos dados

A norma ISO 14040 menciona que a incerteza das informações de uma ACV deve ser descrita e merece atenção em estudos de avaliação ambiental, a fim de medir o grau de incerteza dos fatores que podem interferir na qualidade dos dados do estudo e permitir que os objetivos e escopo sejam atingidos (ABNT, 2009a).

Ainda segundo a ISO 14040 (ABNT, 2009a), a análise de incerteza é um procedimento sistemático para examinar e dar valor a incerteza introduzida nos resultados do ICV. Contudo, as incertezas também podem surgir em outras fases da ACV, não apenas na etapa de inventário, como, por exemplo, na avaliação dos impactos.

Nesse contexto, surgiu a matriz de qualidade dos dados (Matriz Pedigree), que foi desenvolvida inicialmente por Weidema e Wesnaes (1996) para fazer o gerenciamento da qualidade dos dados em estudos de ACV, sendo ajustada por alguns autores, mas conservando sua estrutura original. A Matriz Pedigree mescla a avaliação quantitativa e qualitativa, sendo uma das ferramentas mais usadas para avaliar a qualidade dos dados. (CIROTH, 2009).

A Matriz Pedigree consiste de seis indicadores de qualidade de dados, cada indicador aufere uma avaliação de 1 a 5, quanto menor o número, melhor é o grau de qualidade do indicador, e conseqüentemente, quanto maior o número avaliado, pior é o grau de qualidade. Importante destacar que o uso dessa matriz envolve ponderações particulares, ou seja, depende de uma estrutura de conhecimentos prévios para a efetivação da pontuação. (BENEDET, 2007).

A Matriz Pedigree apresenta a pontuação dos indicadores e o fator de incerteza referente à cada pontuação para a qualidade dos dados, conforme é apresentada no Quadro 3.3.

Quadro 0.3 - Matriz qualidade dos dados (Matriz Pedigree)

U1 Confiança na fonte	Dados verificados baseados em medidas	Dados verificados parcialmente baseados em estimativas ou dados não verificados baseados em medidas	Dados não verificados parcialmente baseados em estimativas qualificadas	Estimativa qualificada ou dados derivados de informações teóricas	Estimativa não qualificada
	1	1,05	1,1	1,2	1,5
U2 Completeza	Dados representativos para um número relevante de empresas durante um período que permita eliminar flutuações	Dados representativos de > 50% do mercado durante um período que permita eliminar flutuações	Dados representativos para uma fatia pequena de empresas (<50%), mas relevante para o mercado em estudo ou dados de mais de 50% de empresas por um curto período de tempo	Dados representativos para somente uma empresa relevante para o mercado considerado ou de algumas empresas, mas de períodos mais curtos de tempo	Representatividade desconhecida ou dados de um pequeno número de empresas em curto período de tempo
	1	1,02	1,05	1,1	1,2
U3 Correlação Temporal	Menos de 3 anos de diferença para o ano de referência	Menos de 6 anos de diferença para o ano de referência	Menos de 10 anos de diferença para o ano de referência	Menos de 15 anos de diferença para o ano de referência	Data desconhecida ou mais de 15 anos de diferença para o ano de referência
	1	1,03	1,1	1,2	1,5
U4 Correlação Geográfica	Dados da área em estudo	Dados médios de uma área maior que a área de estudo	Dados de uma área menos que a do estudo ou dados de uma área similar	Dados de área com condições de produção ligeiramente semelhantes	Dados desconhecidos ou dados de área distinta a área de estudo
	1	1,01	1,02	1,05	1,1
U5 Correlação Tecnológica	Dados de empresas, processos e materiais em estudo	Dados de processos e materiais em estudo (ou seja, tecnologia idêntica), mas de empresas diferentes	Dado de processos ou materiais correlatos, mas mesma tecnologia ou dados de processos e materiais do estudo, mas de diferente tecnologia	Dado de processos ou materiais correlatos, mas diferente tecnologia ou dados de escala laboratorial e mesma tecnologia	Dados de processos ou materiais correlatos, mas com diferente tecnologia e em escala laboratorial
	1	1,05	1,2	1,5	2
U6 Número de amostras	> 100 medidas contínuas, balanço de produtos comprados	> 20	> 10, figuras de relatórios ambientais	≥ 3	Desconhecido
	1	1,02	1,05	1,1	1,2

Fonte: Jolliet *et al.* (2016).

A Tabela 3.8 mostra os Fatores Básicos de Incerteza concernentes às entradas e saídas para diversos fluxos elementares (aspecto ambiental), também usados para calcular o desvio padrão (JOLLIET *et al.*, 2016).

Tabela 0.5 - Fatores Básicos de Incerteza - UB (sem dimensão)

Grupo de entradas/saídas	UB
Demanda de:	
- Energia térmica, eletricidade, produtos semi-terminados, materiais de trabalho, serviços de tratamento de resíduos	1,05
- Serviços de transporte	2,00
- Infraestrutura	3,00
Recursos:	
- Energia primária transportada, metais, sais	1,05
- Uso do solo, transformação	2,00
Poluentes emitidos na água:	
- DBO, OD, DQO, TOC, compostos inorgânicos (NH ₄ , PO ₄ , NO ₂ , Cl, etc.)	1,50
- Hidrocarbonetos individuais, HPA	3,00
- Metais pesados	5,00
- Emissões na agricultura: Pesticidas	1,50
- Emissões na agricultura: NO ₃ , PO ₄	1,50
- Emissões na agricultura: Metais pesados	1,80
- Radionuclídeos	3,00
Poluentes emitidos no solo:	
- Óleo, hidrocarbonetos, metais pesados	1,50
- Radionuclídeos	3,00
- Pesticidas	1,20
Poluentes emitidos no ar:	
- CO ₂ , SO ₂	1,05
- Combustão: compostos orgânicos voláteis (não metano), combustão NO _x , - N ₂ O, CH ₄ , NH ₃	1,50
- Material particulado (MP10)	1,50
- Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA)	3,00
- Combustão: CO, metais pesados	3,00
- Emissões de processos: CO ₂	5,00
- Emissões inorgânicas, outros	1,05
- Emissões na agricultura: CH ₄ , NH ₃	1,20
- Emissões na agricultura: NO _x , N ₂ O	1,40

Fonte: Jolliet *et al.* (2016).

Depois de avaliar a pontuação do indicador por meio da Matriz Pedigree e determinar o Vetor Pedigree (VP) e o Fator Básico de Incerteza (UB), é calculado o grau de incerteza - Desvio Padrão (SD_{g95}), com intervalo de confiança de 95%, através da Equação 3.1 abaixo:

$$SD_{g95} = \exp^{\sqrt{[\ln(U_1)]^2 + [\ln(U_2)]^2 + [\ln(U_3)]^2 + [\ln(U_4)]^2 + [\ln(U_5)]^2 + [\ln(U_6)]^2 + [\ln(U_b)]^2}} \quad (3.1)$$

Onde:

U1 = Fator de incerteza (Confiança na Fonte);

U2 = Fator de incerteza (Completeza);

U3 = Fator de incerteza (Correlação Temporal);

U4 = Fator de incerteza (Correlação Geográfica);

U5 = Fator de incerteza (Correlação Tecnológica);

U6 = Fator de incerteza (Número de Amostras);

UB = Fator Básico de Incerteza.

Por exemplo, uma pontuação de SD_{g95} igual a 1,21 representa 21% de incerteza para o aspecto ambiental avaliado. Determinado o grau de incerteza dos indicadores, é então avaliado se a incerteza contida é significativa, ou não, para o estudo de ACV.

3.7. Revisão da literatura de ACV e tratamento de lixiviado de aterro

Embora muitos estudos de ACV tenham sido realizados no campo do tratamento de águas residuais, mostrando um grande potencial e eficácia para essa técnica, a maioria desses estudos lidam com águas residuais municipais ou águas residuais industriais. Quando se trata da aplicação de ACV em sistemas de tratamento de lixiviados de aterros, faltam estudos ou são escassos (POSTACCHINI *et al.*, 2018).

No entanto, a importância da coleta e tratamento de lixiviado, na redução do impacto ambiental de um aterro sanitário convencional, foi comprovada por um estudo de ACV de Damgaard *et al.* (2011). Eles modelaram diferentes destinatários usando um modelo de ACV de resíduos, variando de um depósito a céu aberto até aterros convencionais altamente projetados com recuperação de energia. Seus resultados mostraram melhorias drásticas para a maioria das categorias de impacto, no caso da coleta de lixiviado. Para o aterro sanitário, o principal impacto foi sobre as águas subterrâneas deterioradas, tendo como maior impacto a falta de coleta de lixiviado, e menor impacto, quando o lixiviado é coletado. Então, eles

concluíram que o sistema de coleta de lixiviados, embora economicamente caro, gerou grandes benefícios ambientais em comparação com um sistema de não coleta.

Nos últimos anos, poucos estudos concentraram sua atenção no tratamento de lixiviados de aterro e na ACV. Xing *et al.* (2013) investigaram os impactos ambientais da recirculação de lixiviados no aterro, em uma região árida onde o aterro produz uma quantidade mínima de lixiviado. Usando um software baseado no modelo de ACV, eles modelaram quatro cenários e compararam as estratégias de recirculação de lixiviados (com ou sem gerenciamento de gás), evaporação de lixiviados e descarga de lixiviados. Eles descobriram que a descarga direta de lixiviado pode resultar em ecotoxicidade e toxicidade humana através da água contaminada por metais pesados em lixiviados. Além disso, expuseram que a recirculação de lixiviados pode ser considerada uma solução econômica e viável ambientalmente para regiões áridas, juntamente com uma solução adequada do tratamento de gás de aterro.

Turner *et al.* (2017) aplicaram um modelo combinado de fluxo de soluto mecanicista e uma abordagem de ACV para avaliar os possíveis impactos de vazamento de lixiviados, em um horizonte de 10.000 anos, para quatro cenários diferentes de tratamento posterior do aterro. O estudo investigou os possíveis impactos causados pela perda de medidas ativas de controle ambiental e pela deterioração dos sistemas de engenharia, durante o período de pós-tratamento do manejo do aterro. O momento e a duração da perda de controle ativo durante os cuidados posteriores foram considerados potencialmente importantes em termos do impacto geral do aterro. Os autores destacaram como o uso da ACV poderia ajudar os operadores de aterro, identificando oportunidades para redução dos impactos ambientais locais.

Di Maria e Sisani (2017) analisaram sob a perspectiva de ciclo de vida, o impacto ambiental de tecnologias convencionais off-site, com base no co-tratamento de lixiviado com esgoto civil em estações de tratamento de esgoto, comparando com tecnologias avançadas (osmose reversa e evaporação) no local. O modelo foi construído usando principalmente dados experimentais e técnicos de instalações em escala real. Com base nos resultados, os autores destacaram que a toxicidade humana e a ecotoxicidade de água doce foram os impactos mais afetados pelos cenários analisados. Concluíram que os impactos médios foram maiores para o cotratamento convencional externo em estações de tratamento de águas residuais, enquanto os impactos foram menores para o tratamento avançado no local com base em osmose reversa. Eles atribuíram esse resultado ao transporte de lixiviado para o esquema de gerenciamento fora do local e ao alto consumo de energia e consumo de produtos químicos (principalmente HCl).

Finalmente, Postacchini *et al.* (2018) avaliaram, do ponto de vista ambiental, o desempenho de várias tecnologias aplicadas ao tratamento de lixiviados de aterros municipais. O estudo foi conduzido em uma estação de tratamento de águas residuais italiana e aplicada os princípios de ACV, usando o ReCiPe como método de avaliação. Além disso, o estudo mostrou como o estágio operacional de uma estação de tratamento de águas residuais, que aplica tratamentos químicos e físicos, pôde afetar as quatro categorias de impacto ambiental a seguir: Eutrofização, Ecotoxicidade de água doce, Ecotoxicidade marinha e Toxicidade humana. Os autores realizaram, ainda, duas comparações de ACV, relacionando respectivamente o uso de cloreto de polialumínio (PAC) como agente químico coagulante e hidróxido de sódio (soda cáustica) como agente químico de controle de pH com substitutos análogos e comuns: cloreto férrico como agente coagulante e hidróxido de cálcio (cal) como agente de controle de pH. Concluíram que os maiores impactos ambientais foram do uso de cloreto férrico sobre o PAC e de hidróxido de sódio sobre hidróxido de cálcio. O cloreto férrico mostrou ter mais que o dobro do impacto ambiental do PAC em 9 categorias ambientais das 10 consideradas, enquanto o hidróxido de cálcio reduziu os impactos ambientais negativos do hidróxido de sódio em mais de 65% em todas as categorias ambientais.

METODOLOGIA

4.1. Identificação e Descrição da Área de Estudo

No município de Maceió, os serviços de limpeza urbana são de competência da Superintendência Municipal de Desenvolvimento Sustentável (SUDES), conforme preconizado na Lei Municipal nº 6.933 de 04 de setembro de 2019, que estabelece o código municipal de limpeza urbana do município (MACEIÓ, 2019).

Até meados de 2010, os RSU coletados pela SUDES eram encaminhados ao antigo lixão da cidade, encerrado no mês de abril de 2010. A disposição final dos resíduos coletados no município passou a ser destinada à Central de Tratamento de Resíduos Benedito Bentes (CTR/BB) (Figura 4.1). Dessa forma, a área de estudo é o aterro sanitário de Maceió, localizado no bairro Benedito Bentes, parte alta da cidade e está sob as coordenadas central de latitude $9^{\circ}33'38.10''S$ e longitude $35^{\circ}41'31.49''W$, possuindo uma área de aproximadamente de 114ha.

A CTR/BB possui as seguintes unidades de recebimento: célula de recepção de resíduos Classe IIA, célula de recepção de resíduos Classe IIB, célula de recepção de animais mortos e célula de recepção de resíduos vegetais oriundos das podas urbanas, recebendo os resíduos gerados apenas na cidade de Maceió, atingindo uma média diária de aproximadamente 1.500 toneladas. Atualmente, esse aterro sanitário de Maceió recebe apenas resíduos classificados em Classe II (não-perigosos), conforme classificação da ABNT 10.004 (2004).

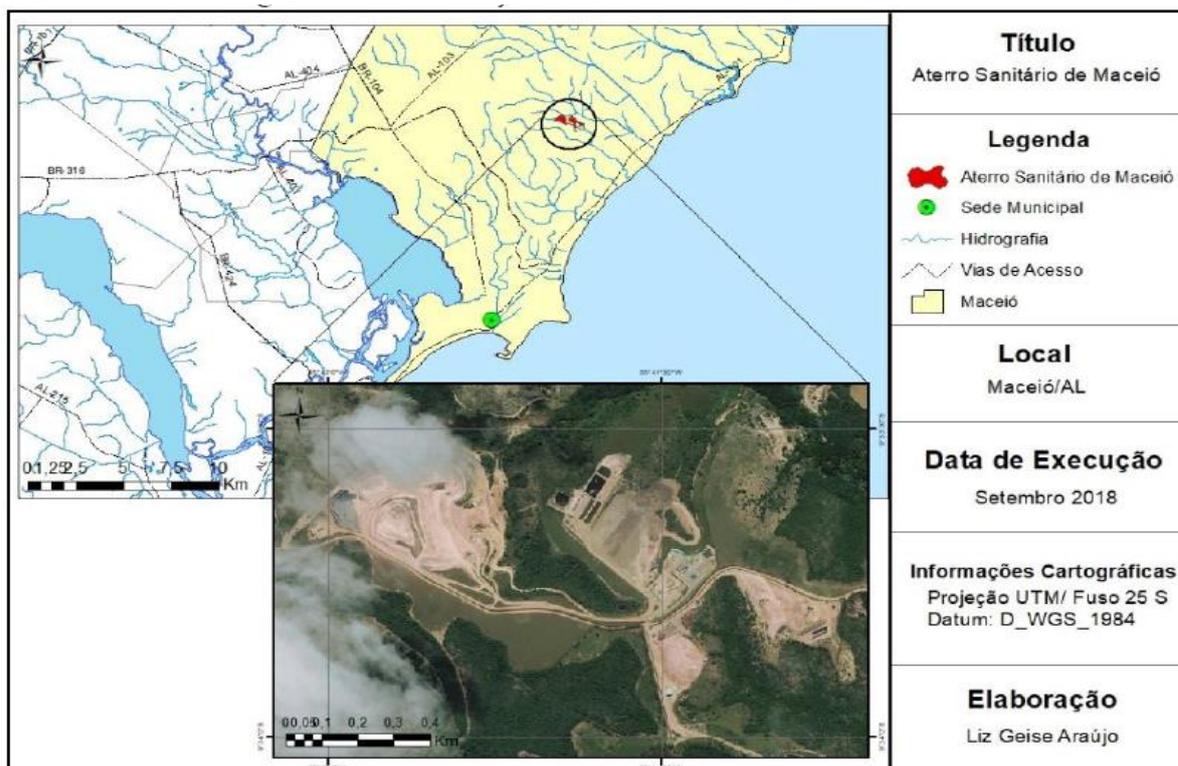
Figura 0.1 - Aterro Sanitário de Maceió em Benedito Bentes



Fonte: De Araújo (2019).

As operações da CTR Benedito Bentes iniciaram no dia 30 de abril de 2010, a partir do encerramento do antigo lixão da cidade, com concessão de vinte 20 anos para recebimento de resíduos, ou seja, até 2030. Existem dois acessos ao aterro, um pelo litoral norte, planície da cidade, e outro pelo bairro Benedito Bentes. A Figura 4.2 apresenta o mapa de localização da CTR/BB.

Figura 0.2 - Localização do Aterro Sanitário de Maceió em Benedito Bentes



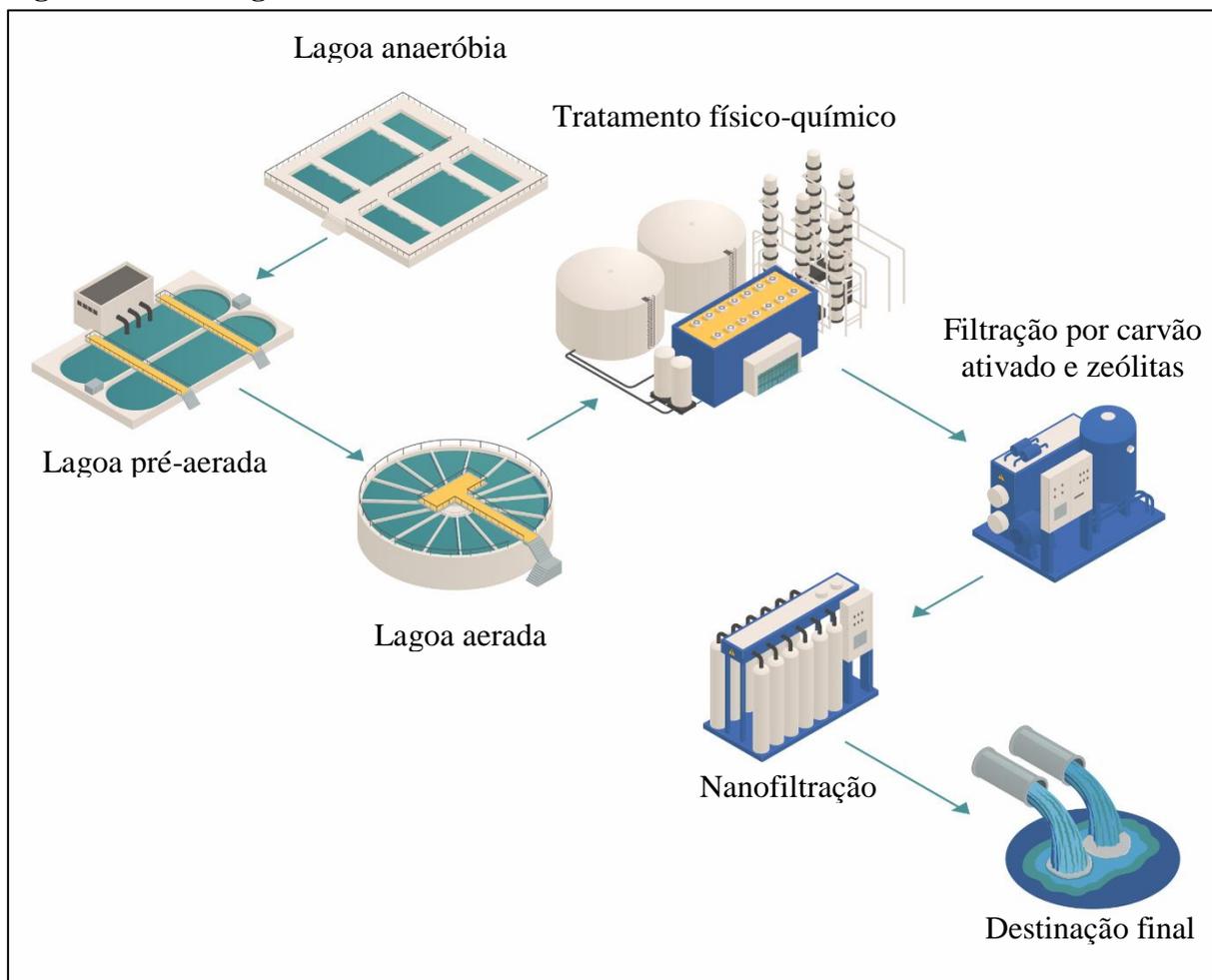
Fonte: De Araújo (2019).

Quanto ao manejo dos RSU em Maceió, a coleta convencional é realizada através de empresas terceirizadas, possuindo uma cobertura de 100% e abrangência de 98%, pois há áreas de difícil acesso, onde é impossibilitada a coleta com veículos regulares, nesses locais, a coleta geralmente é realizada através de caixas estacionárias. Todo esse resíduo coletado, que não seja proveniente da coleta seletiva ou de classes perigosas, é encaminhado ao aterro sanitário da cidade e administrado por uma empresa privada com contrato de concessão de 20 anos (MACEIÓ, 2017).

As células de recebimento de resíduos do aterro sanitário geram lixiviado, onde este é encaminhado à Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL), localizada no próprio aterro. Atualmente, a ETL é composta por sistemas de tratamentos biológicos, físico-químicos e avançados, mais especificamente as seguintes etapas: sistema de lagoas de estabilização (anaeróbia, pré-aerada e aerada); sistema físico-químico por coagulação, floculação e

decantação; sistema de filtração por carvão ativado e zeólitas e sistema de nanofiltração, conforme a Figura 4.3.

Figura 0.3 - Fluxograma da ETL localizada no aterro sanitário de Maceió



Fonte: Próprio autor.

4.2. Planejamento Metodológico

Visando analisar o desempenho ambiental do sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Maceió, este estudo foi embasado em dados secundários obtidos através do monitoramento do lixiviado e de seu tratamento, com periodicidades variadas, disponibilizados pela empresa operadora do aterro, além de informações e dados relevantes por meio do contato com os órgãos competentes de fiscalização, a saber: SUDES e a Secretaria Municipal de Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente (SEDET). Importante destacar que as análises do lixiviado são realizadas em laboratórios terceirizados, contratados pela empresa que opera o aterro, conforme *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW)*, 22^o Edition - 2012. Além disso, foram realizadas visitas técnicas à área do aterro sanitário a fim de verificar sua operação, especialmente no que se refere ao funcionamento da ETL.

Sendo assim, o plano metodológico apresentou as seguintes etapas: (a) levantamento de referências relativas ao monitoramento ambiental de aterros sanitários e tratamento de lixiviado; (b) visitas técnicas ao aterro sanitário e levantamento de dados e informações junto aos órgãos competentes; (c) levantamento dos parâmetros analisados durante o período de estudo; e (d) análise e discussão dos dados obtidos.

4.3. Avaliação do Ciclo de Vida

Para a análise do desempenho ambiental dos distintos cenários operacionais da estação de tratamento de lixiviado, foi utilizada a ACV por meio da aplicação da metodologia descrita pela série de normas ISO 14.040 e 14.044, as quais definem que o estudo deve apresentar as etapas de definição de objetivo e escopo, análise do inventário do ciclo de vida, avaliação dos impactos e interpretação dos resultados (ABNT, 2009a; ABNT, 2009b).

Os cenários operacionais foram divididos em: cenário real e cinco cenários hipotéticos. Os cenários hipotéticos foram baseados em possíveis ganhos ambientais, ou seja, ganhos voltados para o aproveitamento de recursos naturais. O Quadro 4.1 apresenta a descrição desses cenários.

Quadro 0.1 - Resumo dos cenários de operação da estação de tratamento de lixiviado

Cenário	Tipo	Descrição
Cenário 1	Real	Lagoas de estabilização (anaeróbia, pré-aerada e aerada) + sistema físico-químico (coagulação, floculação e decantação) + sistema de filtração por zeólita e carvão ativado + sistema de nanofiltração + sem gestão do biogás.
Cenário 2	Hipotético	Lagoa de estabilização (anaeróbia, pré-aerada e aerada) + sistema físico-químico (coagulação, floculação e decantação) + sistema de filtração por zeólita e carvão ativado + sistema de nanofiltração + com queima de biogás em <i>flare</i> (50% de eficiência).
Cenário 3	Hipotético	Lagoa de estabilização (anaeróbia, pré-aerada e aerada) + sistema físico-químico (coagulação, floculação e decantação) + sistema de filtração por zeólita e carvão ativado + sistema de nanofiltração + aproveitamento de biogás para geração de energia elétrica.
Cenário 4	Hipotético	Reator UASB + <i>Wetland</i> construído + sistema de filtração por zeólita e carvão ativado + sistema de nanofiltração + sem gestão do biogás.
Cenário 5	Hipotético	Reator UASB + <i>Wetland</i> construído + sistema de filtração por zeólita e carvão ativado + sistema de nanofiltração + com queima de biogás em <i>flare</i> (50% de eficiência).

Continua...

Continuação...

Cenário	Tipo	Descrição
Cenário 6	Hipotético	Reator UASB + <i>Wetland</i> construído + sistema de filtração por zeólita e carvão ativado + sistema de nanofiltração + aproveitamento de biogás para geração de energia elétrica.

Fonte: Próprio autor.

4.3.1. Definição do objetivo e escopo

4.3.1.1. Aplicação pretendida

O objetivo da realização da ACV nesse estudo é avaliar os potenciais impactos de ciclo de vida, associados aos distintos cenários de operação de um sistema de tratamento de lixiviado provenientes de um aterro sanitário municipal.

4.3.1.2. Razões para a execução do estudo

Os sistemas de tratamento de lixiviado precisam ser projetados para alcançar o menor impacto ambiental possível. Além disso, deve-se analisar os possíveis ganhos ambientais, quando se considera cenários operacionais onde se realiza a prática do saneamento voltado para o aproveitamento de recursos.

4.3.1.3. Sistema estudado

O sistema estudado é uma estação de tratamento de lixiviado composta por lagoa de estabilização (anaeróbia, pré-aerada, aerada), sistema físico-químico (coagulação, floculação e decantação), sistema de filtração por carvão ativado e zeólitas e sistema de nanofiltração.

4.3.1.4. Função do sistema

A função da estação de tratamento de lixiviado de aterro sanitário é tratar o lixiviado bruto com o objetivo de reduzir os poluentes para que atenda aos padrões de lançamento requeridos na legislação ambiental federal (Resoluções CONAMA nº 357/2005 e 430/2011) e estadual (IN nº 01/2018), de modo a proteger os corpos hídricos receptores.

4.3.1.5. Unidade funcional

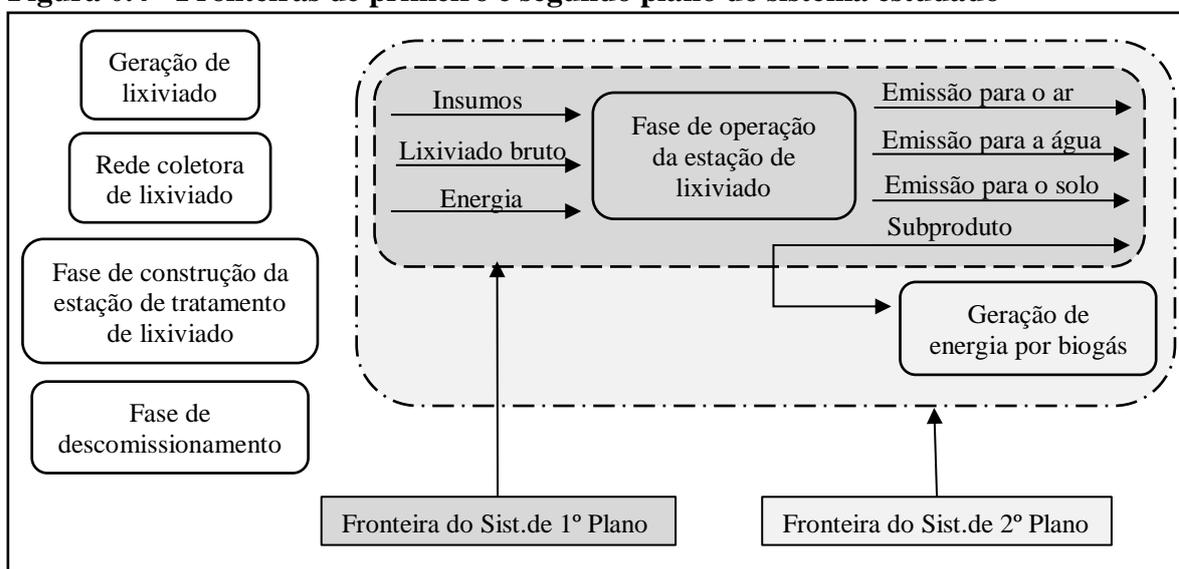
A unidade funcional foi definida como o volume de 1 m³ de lixiviado tratado ao longo de um período operacional de 20 anos. Essa escolha se baseou na revisão crítica da literatura de Postacchini *et al.* (2018) e Di Maria e Sisani (2017).

4.3.1.6. Fronteira do sistema

A fronteira do sistema foi delimitada pela chegada do lixiviado bruto no sistema de tratamento de lixiviado até o ponto de lançamento do efluente final tratado para o corpo receptor, considerando a fase de operação.

As fronteiras delimitadas são: a fronteira de primeiro plano do sistema, que inclui o quantitativo do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) das entradas e saídas da estação de tratamento de lixiviado e a fronteira de segundo plano, a qual engloba, além da fronteira de primeiro plano, os processos envolvidos no aproveitamento do biogás. A Figura 4.4 apresenta as delimitações das fronteiras do sistema.

Figura 0.4 - Fronteiras de primeiro e segundo plano do sistema estudado



Fonte: Próprio autor.

Não foram consideradas nesse estudo as etapas de coleta e disposição final do lixiviado tratado no corpo receptor, nem a geração, coleta e disposição final do lodo. Também não foram considerados os eventos de manutenção dos equipamentos da ETL, assim como não foram consideradas as fases de construção e descomissionamento da ETL.

4.3.2. Metodologia de AICV e categorias de impacto

Para a aplicação da ACV foi utilizado o software *OpenLCA*® versão 1.10.3 que disponibiliza a implementação de um grande número de banco de dados e métodos de avaliação de impacto. Assim, o ICV da estação de tratamento de lixiviado foi elaborado e compilado para o programa utilizando o método CML – IA *baseline* – *World 2000* e o banco de dados do *Ecoinvent*® versão 3.5.

De acordo com Cavalett *et al.* (2012), o método CML tem como desígnio oferecer a melhor prática para os indicadores de *midpoint*. A escolha da modelagem orientada para o problema (*midpoint*), em vez da modelagem orientada para o dano (*endpoint*) foi baseada nas recomendações da USEPA (2006), que indica que a modelagem *midpoint* é menos complexa, uma vez que essa abordagem diminui a quantidade de suposições, e facilita a comunicação dos resultados.

As categorias de impacto de *midpoint* escolhidas foram: depleção abiótica, depleção abiótica (combustíveis fósseis), acidificação, eutrofização, ecotoxicidade de água doce, aquecimento global (GWP100a), toxicidade humana, ecotoxicidade marinha, destruição da camada de ozônio, oxidação fotoquímica e ecotoxicidade terrestre. A escolha dessas categorias de impacto foi baseada na relação entre as mesmas e às atividades da ETL, e nos estudos de Di Maria e Sisani (2017), Damgaard *et al.* (2011) e Postacchini *et al.* (2018), os quais apontaram que essas categorias de impacto são as principais avaliadas em estudos similares a esse.

4.3.2.1. Tipo e fonte de dados

A construção de cada ICV foi baseada no banco de dados do *Ecoinvent*® v. 3.5, seguiu os princípios da série de normas ISO 14.040 e foi desenvolvida em planilhas (Excel), a partir de aspectos ambientais relativos aos sistemas. Além disso, foram utilizados dados secundários obtidos com os funcionários da empresa responsável pelo gerenciamento do aterro sanitário, dados obtidos por meio de modelos matemáticos e dados reportados na literatura (ABNT, 2009a).

4.3.3. Metodologia de cálculo das entradas e saídas do ICV

Para o cálculo das entradas e saídas da fase de operação foram utilizados dados primários fornecidos pela empresa responsável pela gestão da CTR/BB que contemplam o período de 09/2017 a 06/2019. Além disso, foram utilizados dados secundários como: os disponibilizados em estudos anteriores (DE ARAÚJO, 2019) realizados na CTR/BB, fichas técnicas de produtos químicos, dados do banco de dados do *Ecoinvent* 3.5 e dados de literatura específica obtidos para suprir as lacunas existentes.

Foi preciso fazer a correlação de todas as entradas e saídas do ICV com a UF adotada, ou seja, calcular o volume total de lixiviado tratado na ETL durante 20 anos de operação com base na média dos valores de vazão de lixiviado afluyente e então dividir os quantitativos totais das entradas e saídas do ICV por esse volume de lixiviado tratado.

Em relação às emissões para água, foram utilizados os seguintes dados dos parâmetros físico-químicos para a caracterização do lixiviado bruto e do lixiviado tratado: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos em Suspensão (SS), Nitrogênio Amoniacal (N-NH₃) e Fósforo Total (PT). A carga de cada parâmetro foi calculada pela multiplicação entre os valores médios de concentração e a média dos valores de vazão de lixiviado afluyente. O quantitativo total foi calculado pela multiplicação da carga pelo tempo de operação da ETL (20 anos). Posteriormente, foi calculado a correlação de cada parâmetro com a unidade funcional adotada, ou seja, o quantitativo total de cada parâmetro dividido pelo volume total de lixiviado tratado.

Os materiais auxiliares que compõem a fronteira do sistema restringem-se ao coagulante PAC, com a função de promover a coagulação do processo físico-químico. Dessa forma, para o cálculo do quantitativo total de PAC, levou-se em consideração os trabalhos de Felici (2010), devido à ausência de informações sobre a dosagem real da ETL. Felici (2010) encontrou a dosagem ótima de PAC em 470 mg/L, assim aplicado para este estudo. Além disso, a concentração e a densidade de PAC adotada¹ foi de 15%, ou seja, 150 g/L e a densidade de 1,37 g/cm³. A seguir, é apresentada a Equação 4.1, em que foi obtida a vazão de dosagem da solução.

$$QD_{PAC} = \frac{Q_L * D_{PAC}}{C_{PAC}} \quad (4.1)$$

Onde,

QD_{PAC} = vazão de dosagem da solução de PAC (L/dia);

$Q_{LIXIVIADO}$ = vazão de lixiviado (L/dia);

D_{PAC} = dosagem ótima de PAC (g/L);

C_{PAC} = concentração de PAC (g/L)

Para estimar a produção e as emissões atmosféricas sobre os sistemas de lagoa anaeróbia, lagoa pré-aerada (considerada como lagoa facultativa), lagoa aerada, reator UASB e *wetland* foram utilizadas as metodologias e equações para águas residuais do relatório *Intergovernmental Panel Climate Change - IPCC* (2019). Importante destacar que o método CML, considera os coeficientes do IPCC e de acordo com as diretrizes deste, as emissões de CO₂ são avaliadas como de origem biogênica, ou seja, o CO₂ produzido pela degradação do

¹ Valores adotados segundo a Ficha de Informações de Segurança de Produto Químico (FISPQ) da Avanzi Química. Disponível em: <https://avanziquimica.com.br/wp-content/uploads/2019/06/policloreto-de-aluminio.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2020;

carbono em águas residuárias não entra como poluente nas emissões para o ar por assumir que faz parte do ciclo natural do carbono (RENOU *et al.*, 2008; FOLEY *et al.*, 2010). Dessa forma, a emissão de CO₂ não foi contabilizada nesse estudo.

De acordo com o IPCC (2019), a equação geral para estimar a emissão de CH₄ para o tratamento de águas residuárias é fornecida pela Equação 4.2.

$$E_{CH_4} = [(TOW_j - S_j) * EF_j - R_j] \quad (4.2)$$

Onde,

E_{CH_4} = Emissões de metano (kg CH₄/ano);

TOW_j = Matéria orgânica degradável em águas residuais antes do tratamento em kg DBO/ano;

S_j = Remoção de lodo, para águas residuais descartadas em ambientes aquáticos, não há remoção de lodo ($S_j = 0$) e nenhuma recuperação de CH₄ ($R_j = 0$);

EF_j = Fator de emissão com base no tipo de sistema de tratamento adotado (kg CH₄/kg DBO);

R_j = Recuperação de CH₄, para águas residuais descartadas em ambientes aquáticos, não há remoção de lodo ($S_j = 0$) e nenhuma recuperação de CH₄ ($R_j = 0$).

Segundo orientação do IPCC, como o lixiviado do presente estudo é descartado em ambiente aquático, não foi considerada a remoção de lodo e a recuperação de CH₄ para a estimativa de emissão de CH₄.

Ainda segundo a metodologia do IPCC, o Fator de Emissão (EF_j) é dado em função da Equação 4.3.

$$EF_j = B_o * MCF_j \quad (4.3)$$

Onde,

EF_j = Fator de emissão (kg CH₄/kg DBO);

B_o = Capacidade máxima padrão de produção de CH₄ para águas residuárias (kg CH₄/kg DBO);

MCF_j = Fator de correção da fração de metano de acordo com o tipo de sistema de tratamento adotado.

O valor padrão de B_o para águas residuárias é igual a 0,6 kg CH₄/kg DBO. Os valores de MCF_j adotados para cada tipo de tratamento de água residuária foram: lagoa anaeróbia (0,8), lagoa pré-aerada - considerada como lagoa facultativa (0,2), lagoa aeróbia (0,03), reator UASB (1,0), *wetland* construído (0,1) (IPCC, 2019).

A carga de DBO aplicada (TOW_j) para a lagoa anaeróbia foi a mesma carga do reator UASB, visto que os cenários propostos são diferentes e iniciais a cada tratamento. Para a lagoa pré-aerada foi utilizada a média dos valores de DBO dos dados da ETL pós-tratamento da lagoa anaeróbia. Esses dados foram de 02/2018 a 06/2019, época em que começou a se fazer análise em quatro pontos, sendo: lixiviado bruto, lagoa anaeróbia, lagoa aerada e tratamento final. Para o TOW_j aplicado a lagoa aerada, por ausência de dados de eficiência da lagoa pré-aerada, foi aplicado uma taxa de remoção de DBO de (75%²) sobre os valores médios de DBO pós-tratamento da lagoa anaeróbia. Para o TOW_j que chega no *wetland*, também por ausência de dados, foi estimado uma taxa de remoção de 75%³ sobre os valores médios de DBO pós-tratamento do reator UASB.

Considerando a densidade do metano igual 0,717 kg/m³, calculou-se a vazão total de metano (Q_{CH_4}). Para o cálculo da Energia Elétrica Produzida (E_{EP}), foi estimado o Potencial de Geração de Energia Elétrica (P_{GEE}), conforme a Equação 4.4. O Poder Calorífico Inferior (PCI) do metano foi adotado no valor de 35,9 MJ/m³ (ENSINAS, 2003; BRASIL, 2015) e a eficiência do conjunto motor-gerador em 36% (BRASIL, 2015).

$$P_{GEE} = \frac{Q_{CH_4} * PCI_{CH_4} * \eta_{MG} * 1000}{31.536.000} \quad (4.4)$$

Onde:

P_{GEE} = potencial de geração de energia elétrica (KW);

Q_{CH_4} = vazão de metano (m³/ano);

PCI_{CH_4} = poder calorífico inferior do metano (MJ/m³);

η_{MG} = eficiência do motor-gerador (%);

31.536.000 = fator de conversão de segundos para ano;

² Segundo De Velasquez (2012), a eficiência de remoção de DBO para a lagoa facultativa no tratamento de lixiviado de aterro sanitário foi de 75%.

³ A eficiência de remoção de DBO alcançada por Rita (2002) no tratamento de lixiviado de aterro sanitário foi de 75%.

1000 = fator de conversão de MJ para KWs.

De acordo com a metodologia do IPCC (2019), foi utilizada a Equação (4.5) para o cálculo da Energia Elétrica Produzida em KWh/ano. Considerou-se um tempo de operação do motor-gerador (Δt) igual a 24h/dia. É importante destacar que foi escolhido esse tempo de operação, devido ao perfil de produção de lixiviado observado na estação.

$$E_{EP} = P_{GEE} * \Delta t * (24 * 365) \quad (4.5)$$

Onde:

E_{EP} = energia elétrica produzida (KWh/ano);

P_{GEE} = potencial de geração de energia elétrica (KW);

Δt = tempo de operação do motor-gerador (h/dia);

(24 * 365) = conversão de (h/dia) para (h/ano).

Sobre o Consumo Estimado de Energia Elétrica (C_{EEE}) da fase de operação da ETL, por motivo de falta de dados da empresa operadora sobre as etapas de coagulação/floculação e tratamento biológico aeróbio (lagoa pré-aerada e aerada), foram adotados os consumos energéticos por volume de lixiviado tratado baseado na literatura (AMARAL *et al.*, 2016; DE ALMEIDA, 2018). Já para o C_{EEE} de cada sistema de filtração: zeólita, CAG, e nanofiltração, foram estimados com base nos dados do sistema de alta pressão de filtração e nanofiltração da ETL (DE ARAÚJO, 2020).

Segundo De Almeida (2018), para a etapa de coagulação/floculação, foi gasta uma potência de 0,5 KW para uma vazão de 625 m³/dia de lixiviado tratado, ou seja, multiplicando a potência do equipamento pelo tempo de funcionamento (24h/dia) e dividindo pela vazão de lixiviado tratado, chega-se ao consumo energético de 0,0192 KWh/m³ de lixiviado tratado.

De acordo com Amaral *et al.* (2016), para a etapa do tratamento biológico aeróbio, foi gasta uma potência de 20 KW para uma vazão de 480 m³/dia de lixiviado tratado, ou seja, um consumo energético de 1,0 KWh/m³ de lixiviado tratado. Dessa forma, aplicaram-se os consumos energéticos para a realidade dos dados da ETL, obtendo-se o C_{EEE} por dia, o C_{EEE} ao longo da vida útil da estação e sua correlação com a UF.

De Araújo (2020), cita em seu trabalho que o sistema de filtração da ETL é composto em duas etapas, a primeira sendo filtração por zeólita, com pressão de trabalho de 5 kgf/cm². A

segunda etapa, filtração por CAG, com pressão de trabalho de 3 kgf/cm². Já na etapa do sistema de nanofiltração, a autora menciona que o sistema é operado com uma pressão de trabalho entre 10 a 25 bar. Para o presente estudo, utilizou-se a média de pressão (17,5 bar, ou melhor, 17,845 kgf/cm²).

Com esses dados aplicados à Equação 4.6 (SINGH e CHERYAN, 1998), sabendo que a eficiência adotada da bomba foi de 82% (DE ALMEIDA, 2018), obteve-se a potência energética de cada sistema de filtração (E_{FIL}) e seu C_{EEE} por dia, o C_{EEE} ao longo da vida útil da ETL e sua correlação com a UF.

$$E_{FIL} = \frac{\Delta P_{ES} \cdot Q_L}{E_B \cdot 1000} \quad (4.6)$$

Onde,

E_{FIL} = energia de filtração (KW);

ΔP_{ES} = variação de pressão na entrada e na saída do módulo (Pa);

Q_L = vazão de lixiviado (m³.s⁻¹);

E_B = eficiência da bomba;

1000 = fator de conversão de W para KW.

RESULTADOS

5.1. Cálculo das entradas e saídas do ICV

Abaixo é apresentado o volume total de lixiviado tratado (Tabela 5.1) estimado para o período de operação da ETL.

Tabela 0.1 - Volume total de lixiviado tratado durante 20 anos de operação da ETL

Parâmetros	Quantidade	Unidade
Média dos valores de vazão de lixiviado afluyente ⁽¹⁾	243,17	m ³ /dia
Vida útil da ETL ⁽²⁾	20	anos
Volume total de lixiviado tratado ⁽²⁾	1.775.141,00	m ³

(1) Estimado, com base nos estudos de De Araújo (2019);

(2) Estimado;

Fonte: Próprio autor.

Em relação às emissões para água, a Tabela 5.2 mostra os dados dos parâmetros físico-químicos utilizados para a caracterização do lixiviado bruto, contendo a concentração, a carga, o quantitativo total e sua relação com a UF. Já a Tabela 5.3, exibe os dados referente à caracterização do lixiviado tratado.

Tabela 0.2 - Concentração, carga e quantitativo total para os parâmetros do lixiviado bruto

Parâmetros – Lixiviado Bruto	Concentração	Unidade	Vazão (m ³ /h)	Carga (kg/h)	Quantitativo total em 20 anos (kg)	Correlação com a UF (kg/m ³)
DQO	5.163,19	mg O ₂ .L ⁻¹	10,13	52,3138	9.165.382,8	5,16
DBO	1.953,19	mg O ₂ .L ⁻¹	10,13	19,7898	3.467.180,5	1,95
Sólidos em Suspensão	429,58	mg SS.L ⁻¹	10,13	4,3525	762.563,2	0,43
Nitrogênio Amoniacal	1.981,16	mg N- NH ₃ .L ⁻¹	10,13	20,0733	3.516.834,6	1,98
Fósforo Total	8,74	mg P.L ⁻¹	10,13	0,0885	15.513,3	0,01

Fonte: Próprio autor.

Tabela 0.3 - Concentração, carga e quantitativo total para os parâmetros do lixiviado tratado

Parâmetros – Lixiviado Tratado	Concentração	Unidade	Vazão (m ³ /h)	Carga (kg/h)	Quantitativo total em 20 anos (kg)	Correlação com a UF (kg/m ³)
DQO	162,8863	mg O ₂ .L ⁻¹	10,13	1,6504	289.146,2	0,1629
DBO	17,0540	mg O ₂ .L ⁻¹	10,13	0,1728	30.273,3	0,0171
Sólidos em Suspensão	25,8421	mg SS.L ⁻¹	10,13	0,2618	45.873,4	0,0258
Nitrogênio Amoniacal	87,5542	mg N-NH ₃ .L ⁻¹	10,13	0,8871	155.421,1	0,0876
Fósforo Total	0,0904	mg P.L ⁻¹	10,13	0,0010	169,4	0,0001

Fonte: Próprio autor.

Para obter o quantitativo total de PAC, foi preciso multiplicar a vazão de dosagem (QD_{PAC}) pela densidade da solução de PAC a 15% (1,37 g/cm³). Feito isso, calculou-se a quantidade total de coagulante para o período de vida útil da ETL e a correlação dessa unidade com a UF, como apresentado na Tabela 5.4.

Tabela 0.4 - Quantitativo total da solução de PAC a 15% utilizada na ETL

Parâmetros	Quantidade	Unidade
Média dos valores de vazão de lixiviado afluyente ⁽¹⁾	243.170	L/dia
Concentração de PAC ⁽²⁾	150	g/L
Dosagem de PAC ⁽³⁾	0,470	g/L
Vazão de dosagem de PAC ⁽⁴⁾	761,93	L/dia
Densidade da solução de PAC a 15% ⁽²⁾	1.370,00	kg/m ³
Quantitativo de PAC ⁽⁴⁾	1.043,84	kg/dia
Quantitativo total de PAC, em 20 anos ⁽⁴⁾	7.620.088,60	kg
Correlação com a UF ⁽⁴⁾	4,29267	kg/m ³

(1) Estimado, com base nos estudos de De Araújo (2019);

(2) Estimado, segundo a Ficha de Informações de Segurança de Produto Químico (FISPQ) da Avanzi Química. Disponível em: <https://avanziquimica.com.br/wp-content/uploads/2019/06/policloreto-de-aluminio.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2020;

(3) Estimado, com base em Felici (2010);

(4) Calculado.

Fonte: Próprio autor.

Para os cenários 1 e 4 foi considerado o valor integral da emissão total de CH₄ como perda para atmosfera, pois esses cenários não visam a gestão do biogás. Já para os cenários 2 e 5, foi considerado 50% do valor da emissão total de CH₄ como perda para atmosfera, visto que 50% de CH₄ foi estabelecido para queima em *flare* e os outros 50% como perda fugitiva do sistema. Por fim, para os cenários 3 e 6 foi considerado 90% do valor da emissão total de CH₄

para geração de energia elétrica e os outros 10% como perda fugitiva do sistema, pois há 5% de perda com o gás residual e 5% com outros tipos de perda.

Com base nas equações e nas considerações já descritas, é apresentada a Tabela 5.5, Tabela 5.6 e Tabela 5.7, com a emissão de CH₄ por ano, a emissão total de CH₄ durante a vida útil e a correlação com a UF (kg/m³ de lixiviado tratado) para cada sistema de tratamento estudado e em cada cenário proposto.

Tabela 0.5 – Emissão total de CH₄ para atmosfera - sistemas de tratamento sem gestão do biogás – Cenários 1 e 4

Parâmetros	Sistema de Tratamento				
	Cenário 1			Cenário 4	
	Lagoa anaeróbia	Lagoa pré-aerada	Lagoa aerada	Reator UASB	Wetland
DBO (kg/h)	19,79	6,17	1,54	19,79	4,95
TOW (kg DBO/ano)	173.359,03	54.063,49	13.515,87	173.359,03	43.339,76
MCFj	0,80	0,20	0,03	1,00	0,10
EFj (kg CH ₄ /Kg DBO)	0,480	0,120	0,018	0,600	0,060
Emissão de CH ₄ (kg CH ₄ /ano)	83.212,33	6.487,62	243,29	104.015,42	2.600,39
Emissão de CH ₄ (kg CH ₄ em 20 anos)	1.664.246,66	129.752,37	4.865,71	2.080.308,33	52.007,71
Emissão total de CH ₄ (kg CH ₄ em 20 anos)		1.798.864,74		2.132.316,04	
Correlação com a UF (kg CH ₄ /m ³)		1,0134		1,2012	

Fonte: Próprio autor.

Tabela 0.6 – Emissão total de CH₄ para atmosfera - sistemas de tratamento com 50% de queima em flare – Cenários 2 e 5

Parâmetros	Sistemas de Tratamento				
	Cenário 2			Cenário 5	
	Lagoa anaeróbia	Lagoa pré-aerada	Lagoa aerada	Reator UASB	Wetland
DBO (kg/h)	19,79	6,17	1,54	19,79	4,95
TOW (kg DBO/ano)	173.359,03	54.063,49	13.515,87	173.359,03	43.339,76
MCFj	0,80	0,20	0,03	1,00	0,10
EFj (kg CH ₄ /Kg DBO)	0,480	0,120	0,018	0,600	0,060
Emissão de CH ₄ (kg CH ₄ /ano)	41.606,17	3.243,81	121,64	52.007,71	1.300,19
Emissão de CH ₄ (kg CH ₄ em 20 anos)	832.123,33	64.876,18	2.432,86	1.040.154,16	26.003,85
Emissão total de CH ₄ (kg CH ₄ em 20 anos)		899.432,37		1.066.158,02	
Correlação com a UF (kg CH ₄ /m ³)		0,5067		0,6006	

Fonte: Próprio autor.

Tabela 0.7 – Emissão total de CH₄ para atmosfera - sistemas de tratamento com aproveitamento energético – Cenários 3 e 6

Parâmetros	Sistemas de Tratamento				
	Cenário 3			Cenário 6	
	Lagoa anaeróbia	Lagoa pré-aerada	Lagoa aerada	Reator UASB	Wetland
DBO (kg/h)	19,79	6,17	1,54	19,79	4,95
TOW (kg DBO/ano)	173.359,03	54.063,49	13.515,87	173.359,03	43.339,76
MCFj	0,80	0,20	0,03	1,00	0,10
EFj (kg CH ₄ /Kg DBO)	0,480	0,120	0,018	0,600	0,060
Emissão de CH ₄ (kg CH ₄ /ano)	8.321,23	648,76	24,33	10.401,54	260,04
Emissão de CH ₄ (kg CH ₄ em 20 anos)	166.424,67	12.975,24	486,57	208.030,83	5.200,77
Emissão total de CH ₄ (kg CH ₄ em 20 anos)		179.886,47		213.231,60	
Correlação com a UF (kg CH ₄ /m ³)		0,1013		0,1201	

Fonte: Próprio autor.

Com relação ao consumo energético da fase de operação da ETL, a Tabela 5.8 e a Tabela 5.9 mostram o C_{EEE} para cada cenário proposto e cada etapa do tratamento que possui gasto energético, juntamente com os respectivos valores durante a vida útil da ETL e sua correlação com a UF.

Tabela 0.8 – Consumo Estimado de Energia Elétrica (C_{EEE}) da fase de operação da ETL – Filtração por Zeólita, CAG e Nanofiltração (FZCN)

Parâmetros	Sistemas de tratamento		
	Filtração por Zeólita	Filtração por CAG	Nanofiltração
Cenários propostos	1, 2, 3, 4, 5 e 6	1, 2, 3, 4, 5 e 6	1, 2, 3, 4, 5 e 6
Pressão de trabalho (kgf/cm ²)	5 ⁽¹⁾	3 ⁽¹⁾	17,845 ⁽¹⁾
Pressão de trabalho (Pa)	490332,6	294199,56	1.749.997,05
Vazão de recirculação (m ³ /s)	0,002814468	0,002814468	0,0028145
Eficiência da bomba	0,82 ⁽²⁾	0,82 ⁽²⁾	0,82 ⁽²⁾
E_{FIL} (KW)	1,68	1,01	6,01
C_{EEE} (KWh/dia)	40,39	24,23	144,16
C_{EEE} (KWh em 20 anos)	294.854,17	176.912,50	1.052.334,52
$\sum C_{EEE}$ FZCN (KWh em 20 anos)		1.524.101,19	
Correlação com a UF (KWh/m ³)		0,8586	

(1) Com base nos estudos de De Araújo (2020);

(2) Com base nos estudos de De Almeida (2018);

Fonte: Próprio autor.

Tabela 0.9 – Consumo Estimado de Energia Elétrica (C_{EEE}) da fase de operação da ETL – Coagulação/Floculação e Biológico Aeróbio (CFBA)

Parâmetros	Sistemas de tratamento	
	Coagulação/Floculação	Biológico Aeróbio
Cenários propostos	1, 2 e 3	1, 2 e 3
Consumo energético com base na literatura (KWh/m ³)	0,0192 ⁽¹⁾	1,0 ⁽²⁾
Vazão de lixiviado tratado da ETL (m ³ /dia)	243,17	243,17
C_{EEE} (KWh/dia)	4,67	243,17
C_{EEE} (KWh em 20 anos)	34.082,71	1.775.141,0
ΣC_{EEE} CFBA (KWh em 20 anos)	1.809.223,71	
ΣC_{EEE} FZCN (KWh em 20 anos)	1.524.101,19	
Total C_{EEE} CFBA+FZCN (KWh em 20 anos)	3.333.324,90	
Correlação com a UF (KWh/m ³)	1,8778	

(1) Com base nos estudos de De Almeida (2018);

(2) Com base nos estudos de Amaral *et al.* (2016);

Fonte: Próprio autor.

Já em relação à geração de energia elétrica, a Tabela 5.10 apresenta a E_{EP} no sistema com base no P_{GEE} , ou seja, caso aplicado apenas aos cenários 3 e 6, pois há o aproveitamento energético da emissão de metano. Além disso, é apresentado na Tabela 5.11 a quantidade de Energia Elétrica Disponível (E_{ED}) na rede para uma possível comercialização, ou seja, a subtração entre os somatórios dos C_{EEE} e a E_{EP} no sistema para cada cenário, juntamente com sua correlação com a UF. Nos apêndices é apresentado o ICV detalhado (entradas e saídas) de cada cenário.

Tabela 0.10 – Energia Elétrica Produzida (E_{EP}) gerada pelo aproveitamento do biogás do sistema de tratamento da ETL

Parâmetros	Sistemas de Tratamento				
	Cenário 3			Cenário 6	
	Lagoa anaeróbia	Lagoa pré-aerada	Lagoa aerada	Reator UASB	Wetland
Emissões de CH_4 para aproveitamento (kg CH_4 /ano)	74.891,10	5.838,86	218,96	93.613,87	2.340,35
Densidade do CH_4 (kg/ m^3)	0,717	0,717	0,717	0,717	0,717
Vazão de CH_4 (m^3 /ano)	104.450,63	8.143,45	305,38	130.563,28	3.264,08
PCI_{CH_4} (MJ/ m^3)	35,90	35,90	35,90	35,90	35,90
$\eta_{MOTOR-GERADOR}$	0,36	0,36	0,36	0,36	0,36
Quantidade de segundos/ano	31.536.000	31.536.000	31.536.000	31.536.000	31.536.000
P_{GEE} (KW)	42,81	3,34	0,13	53,51	1,34
E_{EP} (KWh/ano)	374.977,75	29.235,00	1.096,31	468.722,19	11.718,05
$\sum E_{EP}$ (KWh/ano)		405.309,06		480.440,25	
Total E_{EP} (KWh em 20 anos)		8.106.181,29		9.608.804,91	

Fonte: Próprio autor.

Tabela 0.11 – Energia Elétrica Disponível (E_{ED}) na rede

Parâmetros	Sistemas de Tratamento				
	Cenário 3			Cenário 6	
	Lagoa anaeróbia	Lagoa pré-aerada	Lagoa aerada	Reator UASB	Wetland
Total E_{EP} (KWh em 20 anos)		8.106.181,29		9.608.804,91	
Total C_{EEE} CFBA+FZCN (KWh em 20 anos)		3.333.324,90		1.524.101,19	
E_{ED} (KWh em 20 anos)		4.772.856,39		8.084.703,72	
Correlação com a UF (KW/ m^3)		2,6887		4,5544	

Fonte: Próprio autor.

5.2. Análise de Incerteza de Dados

Nesse estudo, a análise de incerteza da qualidade de dados foi baseada na Matriz Pedigree. Após classificada a qualidade de dados de cada parâmetro de entrada/saída do ICV e

obtida a pontuação do indicador Vetor Pedigree e do Fator Básico de Incerteza (UB), pôde-se determinar o respectivo Desvio Padrão (grau de incerteza) calculado através da Equação 3.1, conforme é apresentado na Tabela 5.12.

Tabela 0.12 – Grau de incerteza de cada parâmetro do ICV

Parâmetros	Vetor Pedigree	UB	Desvio Padrão
PAC	(2,4,1,1,1,3)	1,05	1,53
Eletricidade	(4,4,1,1,1,3)	1,05	1,58
Nitrogênio Amoniacal	(2,4,1,1,1,1)	1,50	1,52
DBO ₅	(2,4,1,1,1,1)	1,50	1,52
DQO	(2,4,1,1,1,1)	1,50	1,52
Fósforo total	(2,4,1,1,1,1)	1,50	1,52
Sólidos em suspensão	(2,4,1,1,1,1)	1,50	1,52
Metano	(4,4,1,1,1,3)	1,20	1,63

Fonte: Próprio autor.

De acordo com a Tabela 5.12, a maioria dos dados apresentou uma incerteza de 52%. Se observa que a eletricidade e o metano possuem o mesmo vetor pedigree (4,4,1,1,1,3), porém a incerteza do metano (63%) foi maior que a da eletricidade (58%). Isso se explica pelo UB ser diferente para ambos, um com 1,05 e o outro com 1,2. Além disso, a incerteza dos dois foram as mais altas, apontando para a importância de se ter dados com fonte o mais confiável possível.

Apesar disso, segundo Doka (2009), o grau de incerteza para infraestruturas de sistemas de esgoto pode alcançar até 305% e a abordagem da Matriz Pedigree usada para indicar os valores de incerteza dentro do banco de dados do *Ecoinvent* recomenda um valor básico de incerteza de 150% para as emissões para a água. Portanto, tomando por base que as infraestruturas de sistemas de esgoto se assemelham às dos sistemas de lixiviado, a análise da incerteza está dentro do aceitável, ou seja, não possui uma incerteza significativa.

5.3. Avaliação do Impacto de Ciclo de Vida

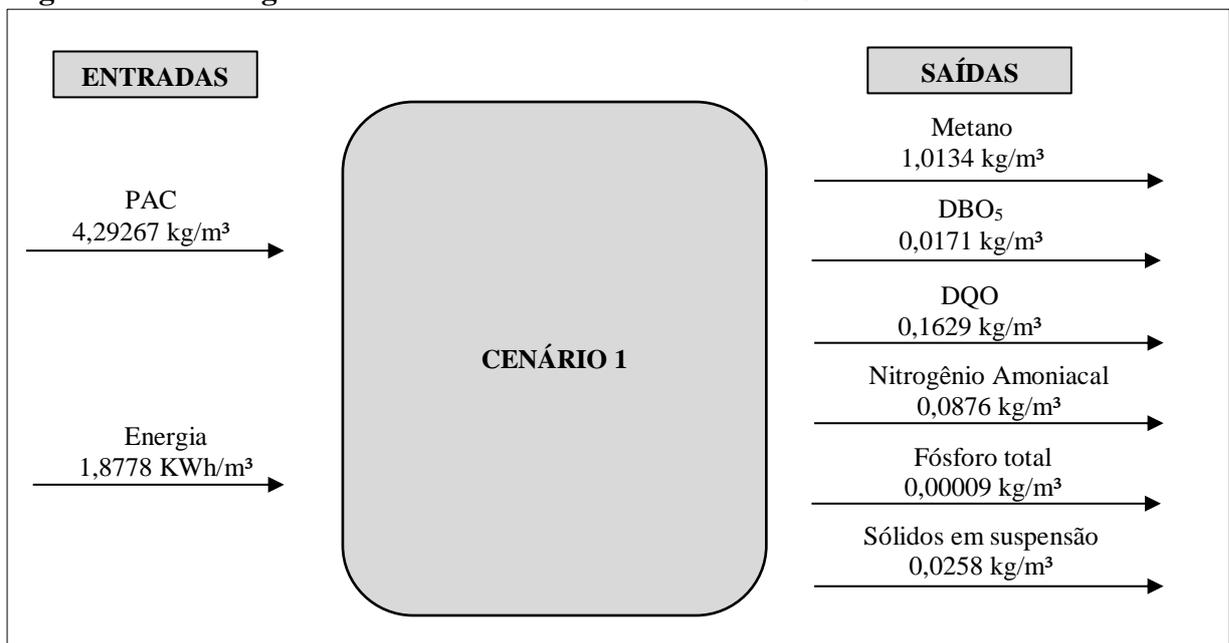
Segundo a norma ISO 14.040/2009, a fase de AICV consiste em elementos obrigatórios e opcionais. Os elementos obrigatórios são apresentados na Seção 5.3.1 por meio da etapa de caracterização, ou seja, uma análise detalhada dos processos/fluxos de maior contribuição em cada categoria de impacto por cenário estudado. Além disso, é apresentado na Seção 5.3.2 a comparação entre os cenários propostos por categoria de impacto. Por fim, mas não menos

importante, apresenta-se na Seção 5.3.3 a normalização dos resultados como elemento opcional, pois esta auxilia na interpretação da magnitude de impacto.

5.3.1. Caracterização

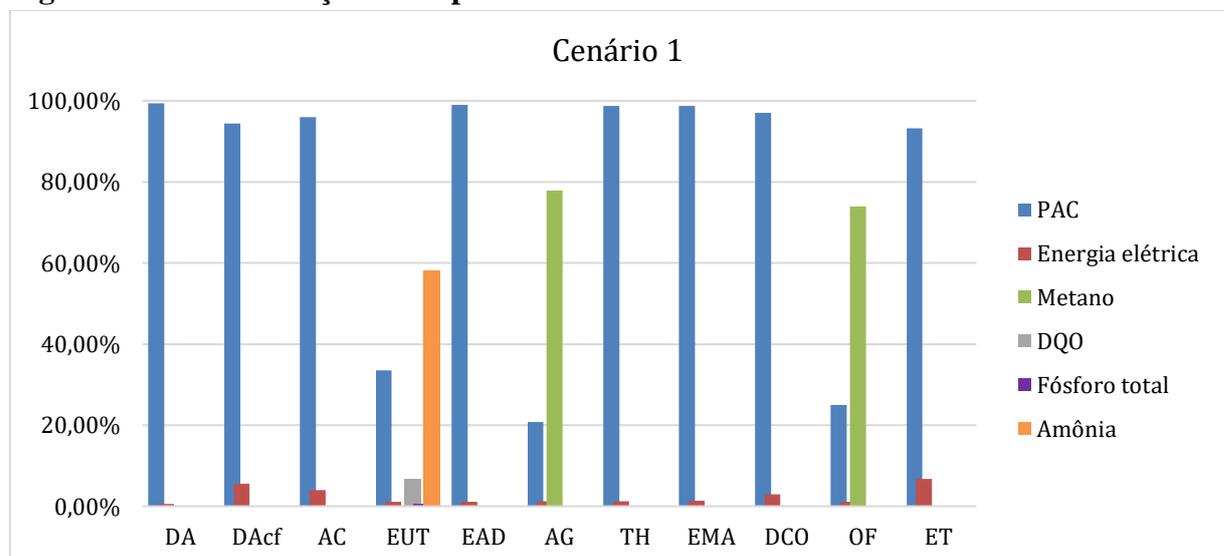
A Figura 5.1 apresenta o fluxograma de entrada e saída do sistema. Além disso, a Figura 5.2 apresenta a contribuição do impacto ambiental relativo ao Cenário 1, ou seja, a porcentagem do impacto ambiental relativo à cada processo/fluxo por categoria de impacto para o Cenário 1. O Apêndice 1 exibe em detalhes o ICV relativo ao cenário citado.

Figura 0.1 – Fluxograma de entrada e saída do sistema – Cenário 1



Fonte: Próprio autor.

Figura 0.2 – Contribuição do impacto ambiental relativo – Cenário 1



Fonte: Próprio autor.

Com base na Figura 5.2, observa-se que o coagulante PAC e a Energia elétrica apresentaram impacto em todas as categorias. Acrescenta-se ainda, que o PAC foi o processo/fluxo que se destacou na maioria das categorias de impacto, exceto Eutrofização (EUT), Aquecimento global (AG) e Oxidação fotoquímica (OF), tornando-se o principal fator causador de impacto ambiental para o Cenário 1. Importante destacar que a pesquisa realizada por Postacchini *et al.* (2018) também apresentou o coagulante PAC como principal fator de contribuição para o impacto ambiental e a Energia elétrica como o segundo fator de contribuição.

Já na presente pesquisa, apesar da Energia elétrica ter um impacto distribuído em todas as categorias de impacto, não há uma grande influência dessa sobre o impacto ambiental avaliado como na pesquisa de Postacchini *et al.* (2018). Isso se explica, pois a matriz elétrica brasileira é composta em sua maioria por fontes renováveis, ou seja, menos impactante para o meio ambiente do que as fontes não renováveis, como por exemplo, o gás natural, sendo essa a maior fonte da matriz elétrica da Itália, local da pesquisa de Postacchini *et al.* (2018).

A categoria EUT, foi influenciada em grande parte pela Amônia (58,13%), seguida de PAC (33,47%), DQO (6,79%), Energia elétrica (1,08%) e Fósforo total (0,53%). Segundo Roux *et al.* (2010), a categoria de impacto - eutrofização - está relacionada à ineficiência dos sistemas de tratamento no tocante à remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), caso que se comprova na presente pesquisa. Importante ressaltar que, segundo o método CML- IA *baseline*, o fluxo Fósforo total possui um fator de impacto alto (3,06 kg P eq/kg), se comparado à Amônia (0,35 kg P eq/kg) e a DQO (0,022 kg P eq/kg). Apesar disso, a influência da emissão direta do Fósforo total foi pequena (0,53%), isso porque seu valor emitido também foi pequeno (0,00009 kg/m³), observar o Apêndice 1.

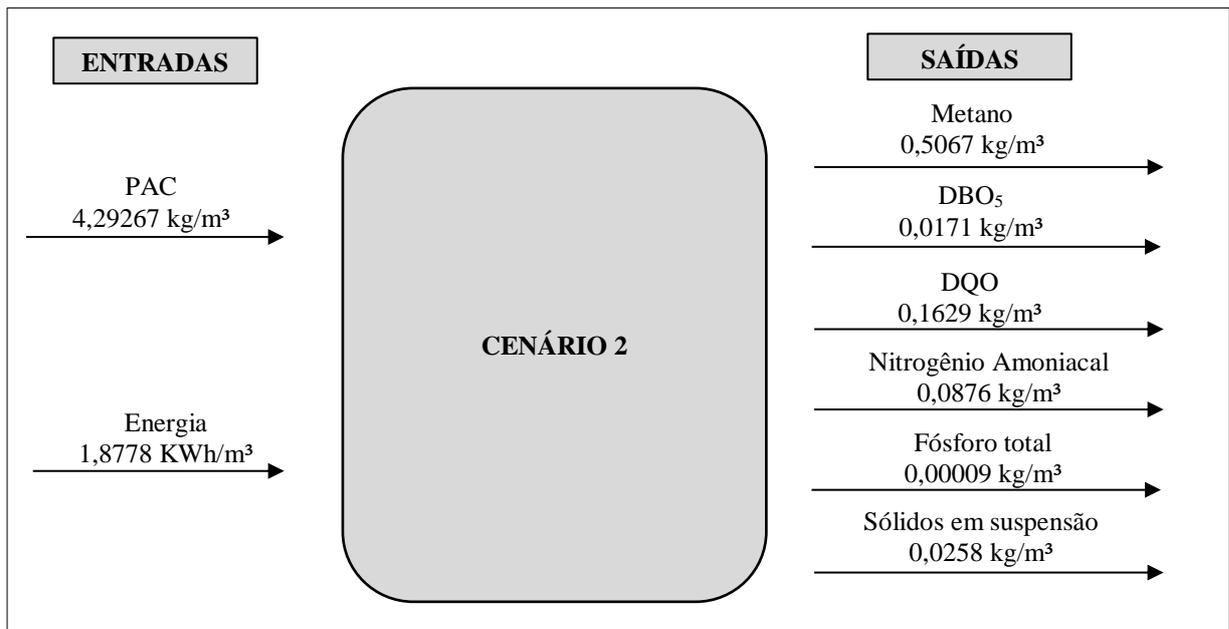
As categorias AG e OF tiveram maior evidência da emissão direta do Metano (77,91%) e (73,88%), respectivamente. Os processos relacionados à produção/consumo de PAC também contribuíram para o impacto das duas categorias, sendo (20,84%) para AG e (24,96%) para OF. Houve ainda, uma pequena influência dos processos ligado à Energia elétrica, contribuindo em (1,25%) e (1,16%), respectivamente às categorias. Por outro lado, era esperado que os fluxos DQO, Amônia e Fósforo total não apresentassem influência sobre as categorias AG e OF, pois de acordo com Gutierrez (2014), os processos/fluxos que importam para a categoria AG são os gases que aumentam a radiação infravermelha na superfície terrestre e impedem a dispersão dos raios solares como o CH₄, o CO₂ e o N₂O. Já para a categoria OF, os processos/fluxos que

importam são os oxidantes frutos da reação fotoquímica entre óxidos de nitrogênio e substâncias orgânicas voláteis com a luz solar.

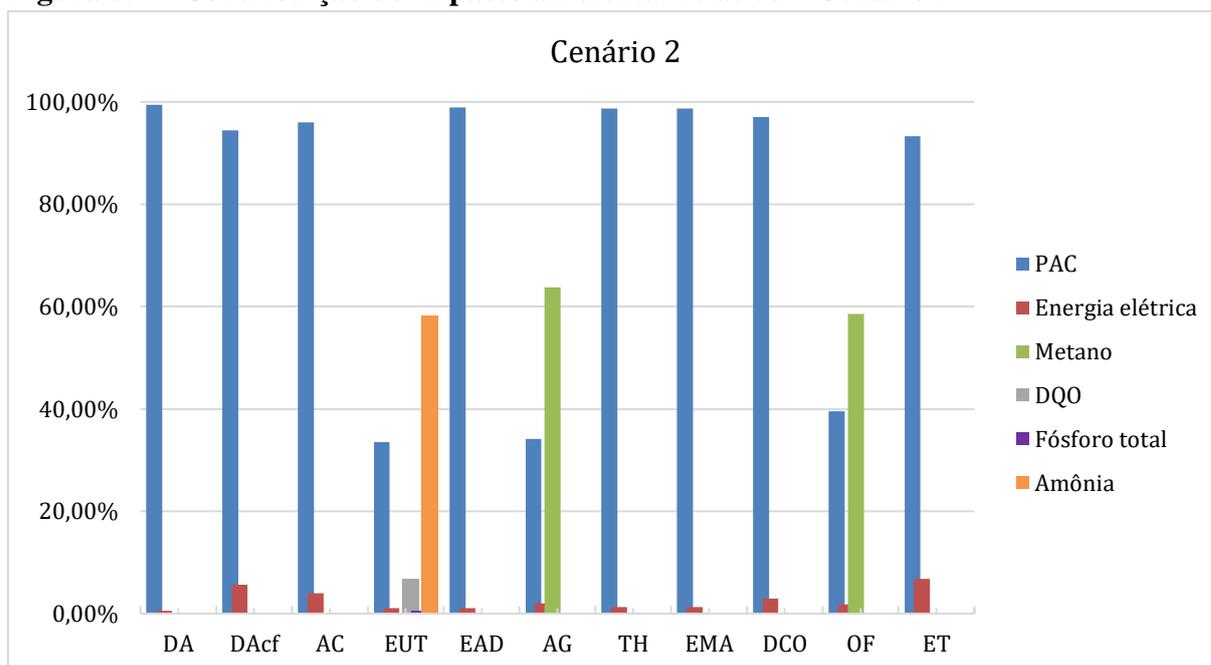
As categorias de impacto Depleção abiótica (DA), Depleção abiótica de combustíveis fósseis (DAcf), Acidificação (AC), Ecotoxicidade de água doce (EAD), Toxicidade humana (TH), Ecotoxicidade marinha (EMA), Destruição da camada de ozônio (DCO), Ecotoxicidade terrestre (ET) foram influenciadas apenas pelo coagulante PAC e pela Energia elétrica. Entretanto, o PAC foi o maior causador de impacto, sendo (99,42%), (94,40%), (95,98%), (98,95%), (98,72%), (98,68%), (97,06%), (93,25%), respectivamente às categorias.

A Figura 5.3 apresenta o fluxograma de entrada e saída do sistema. Além disso, a Figura 5.4 apresenta a contribuição do impacto ambiental relativo ao Cenário 2. O Apêndice 2 exibe em detalhes o ICV relativo ao cenário citado.

Figura 0.3 – Fluxograma de entrada e saída do sistema – Cenário 2



Fonte: Próprio autor.

Figura 0.4 – Contribuição do impacto ambiental relativo – Cenário 2

Fonte: Próprio autor.

Com base na Figura 5.4, tem-se que o PAC e a Energia elétrica geraram impacto em todas as categorias. De modo geral, o PAC foi o processo/fluxo que mais impactou o Cenário.

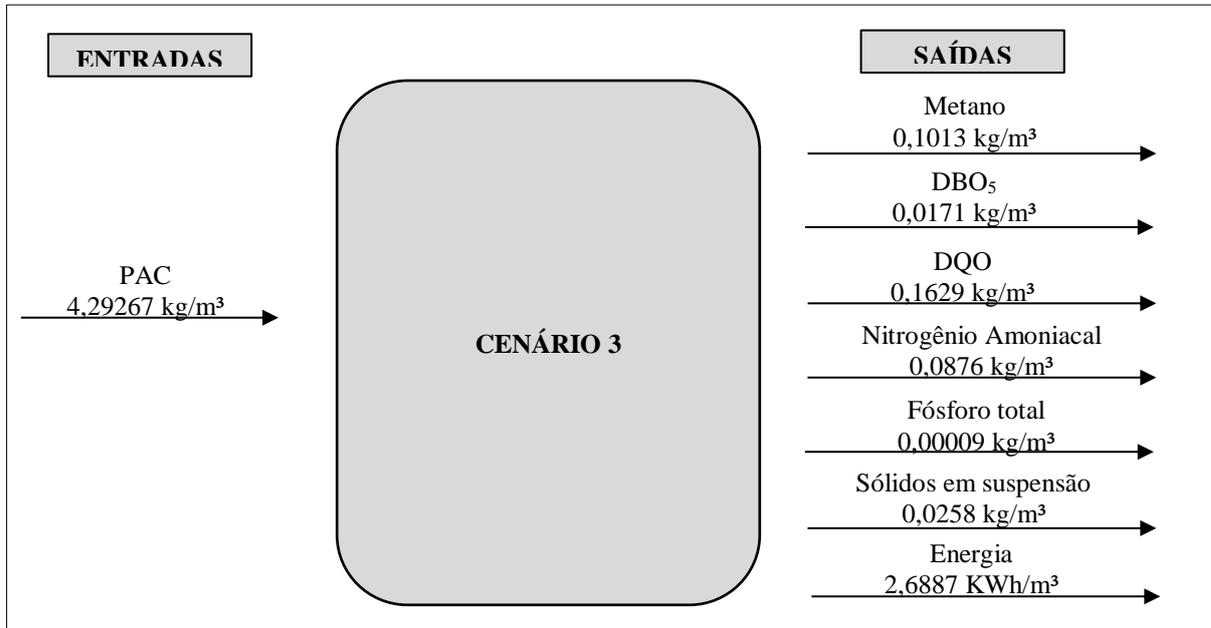
A categoria EUT também foi influenciada em grande parte pela Amônia (58,13%), seguida de PAC (33,47%), DQO (6,79%), Energia elétrica (1,08%) e Fósforo total (0,53%).

Para as categorias AG e OF, o maior fator causador de impacto foi o Metano, sendo (63,81%) para AG e (58,58%) para OF. Apesar disso, se comparado com o Cenário 1 (77,91% para AG e 73,88% para OF), esses resultados evidenciam um menor impacto relativo gerado pelo Metano. Essa diferença se justifica por causa da proposição desse cenário, pois prevê a gestão de 50% das emissões de Metano do Cenário 1, ou seja, metade do impacto do Metano. Importante ressaltar que o valor do impacto medido em (kg CO₂ eq) foi diminuído em 50%, isso não quer dizer que o impacto relativo ao Metano foi diminuído em 50%, vide Apêndice 1 e 2. O outro fator que mais influenciou foi o PAC, sendo (34,14%) para AG e (39,58%) para OF, seguido da Energia elétrica com (2,05%) para AG e (1,84%) para OF.

As categorias de impacto DA, DAcf, AC, EAD, TH, EMA, DCO e ET foram influenciadas apenas pelo coagulante PAC e pela Energia elétrica. Entretanto, o PAC contribuiu em mais de (93%) para cada uma dessas categorias.

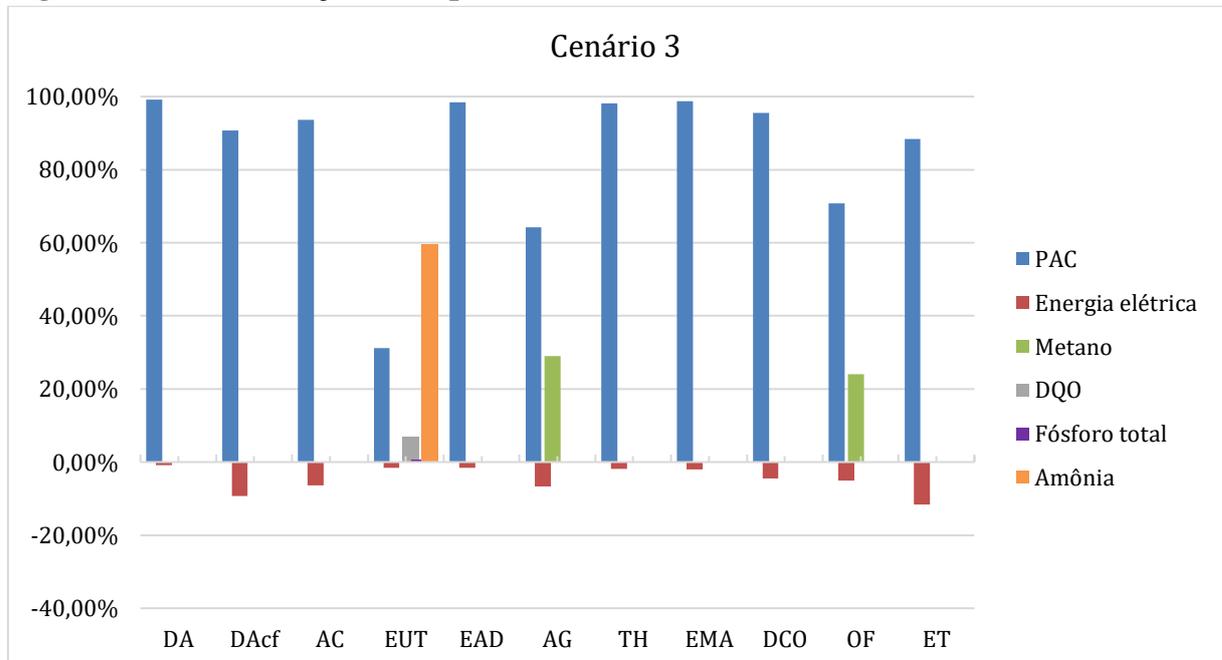
A Figura 5.5 apresenta o fluxograma de entrada e saída do sistema. Além disso, a Figura 5.6 apresenta a contribuição do impacto ambiental relativo ao Cenário 3. O Apêndice 3 exibe em detalhes o ICV relativo para esse cenário.

Figura 0.5 – Fluxograma de entrada e saída do sistema – Cenário 3



Fonte: Próprio autor.

Figura 0.6 – Contribuição do impacto ambiental relativo – Cenário 3



Fonte: Próprio autor.

A Figura 5.6 apresenta em todas as categorias o impacto do coagulante PAC e da Energia elétrica. Entretanto, o impacto ocasionado pelo PAC possui “valor positivo”, ou seja,

contribuiu para o impacto ambiental negativo e foi o processo/fluxo que se destacou na maioria das categorias de impacto, exceto EUT, tornando-se o principal fator causador de impacto ambiental para o Cenário 3.

Já o impacto gerado pela Energia elétrica foi de “valor negativo”, ou seja, não contribuiu para o impacto ambiental negativo. Em outras palavras, a saída de energia elétrica, ou melhor, geração de subproduto energético, foi contabilizada como impacto positivo, e por isso, seu sinal negativo. Esse impacto positivo se explica por dois motivos. Primeiro, por causa da produção de energia elétrica relacionada ao aproveitamento do biogás ser um produto comercializável, visto que a quantidade de energia elétrica a ser produzida ao longo do tempo (Tabela 5.10) será maior do que a consumida (Tabela 5.9), podendo a ETL ser autossuficiente e comercializar a energia elétrica restante (Tabela 5.11). Segundo motivo, devido ao não consumo de energia elétrica da rede, evitando assim toda a cadeia de impacto relacionada à produção e distribuição de energia elétrica no Brasil.

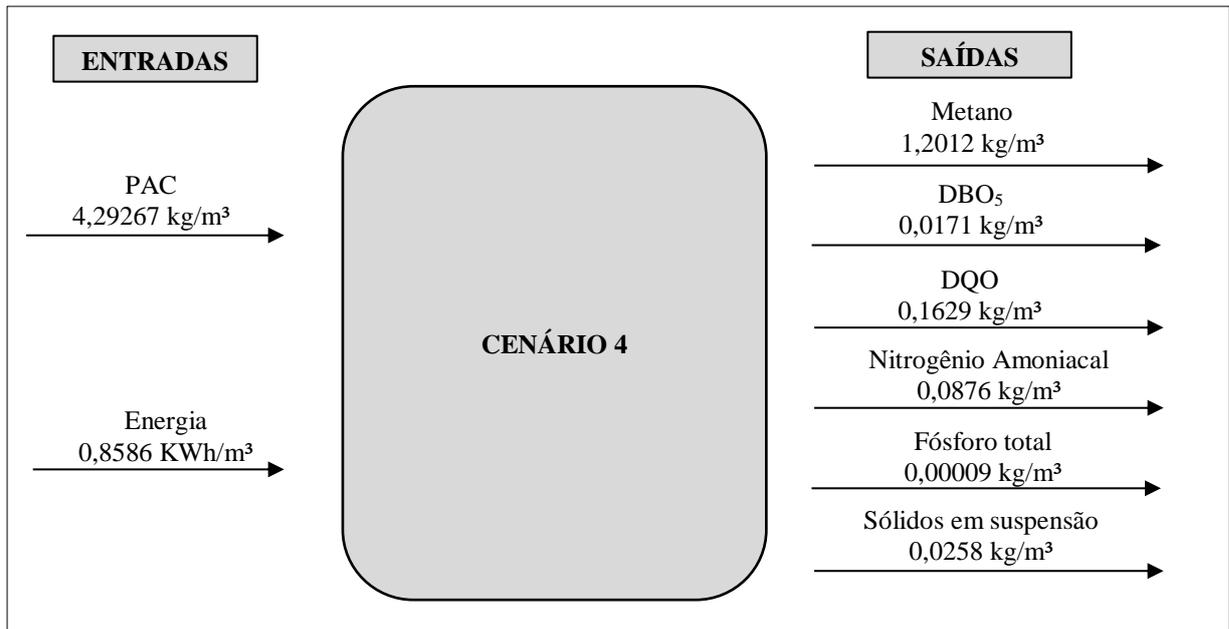
Para a categoria EUT, o fluxo/processo que mais contribuiu para o impacto ambiental foi o da Amônia (59,70%), seguida de PAC (31,20%), DQO (6,97%) e Fósforo total (0,55%). A Energia elétrica apresentou impacto positivo (-1,59%), como dito anteriormente.

Para esse Cenário, as categorias AG e OF tiveram maior evidência do coagulante PAC, sendo (64,30%) para AG e (70,75%) para OF, e não mais do Metano, como foi nos Cenários anteriores. O Metano, por sua vez, contribuiu para o impacto negativo com (29,02%) para AG e (24,11%) para OF. Essa diferença se deu justamente por causa da proposição desse Cenário, ou seja, esse Cenário preconizou o aproveitamento das emissões de biogás para produção de energia elétrica, o que gerou a diminuição do impacto causado pelo Metano e tornou a Energia elétrica um impacto positivo de (-6,68%) para AG e (-5,14%) para OF.

Para as categorias DA, DAcf, AC, EAD, TH, EMA, DCO e ET, o coagulante PAC foi o maior causador de impacto ambiental negativo, sendo (99,16%), (90,71%), (93,62%), (98,46%), (98,10%), (98,68%), (95,46%), (88,43%), respectivamente às categorias. Em contrapartida, a Energia elétrica apresentou os seguintes impactos positivos (-0,84%), (-9,29%), (-6,38%), (-1,54%), (-1,90%), (-1,95%), (-4,54%), (-11,57%), respectivamente às categorias.

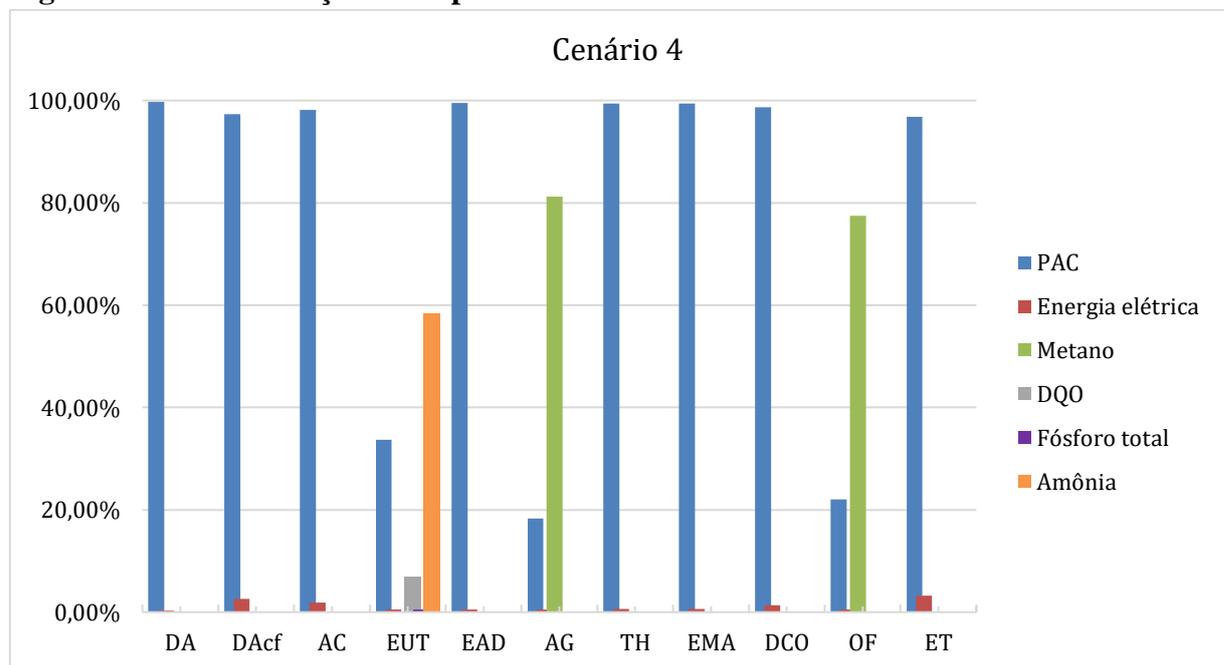
A Figura 5.7 apresenta o fluxograma de entrada e saída do sistema. Além disso, a Figura 5.8 apresenta a contribuição do impacto ambiental relativo ao Cenário 4. O Apêndice 4 exhibe em detalhes o ICV relativo ao cenário citado.

Figura 0.7 – Fluxograma de entrada e saída do sistema – Cenário 4



Fonte: Próprio autor.

Figura 0.8 – Contribuição do impacto ambiental relativo – Cenário 4



Fonte: Próprio autor.

Com base na Figura 5.8, observa-se que o coagulante PAC e a Energia elétrica também apresentaram impacto em todas as categorias. O PAC foi o processo/fluxo que se destacou na maioria das categorias de impacto, exceto EUT, AG e OF, tornando-se o principal fator causador de impacto ambiental para o Cenário 4.

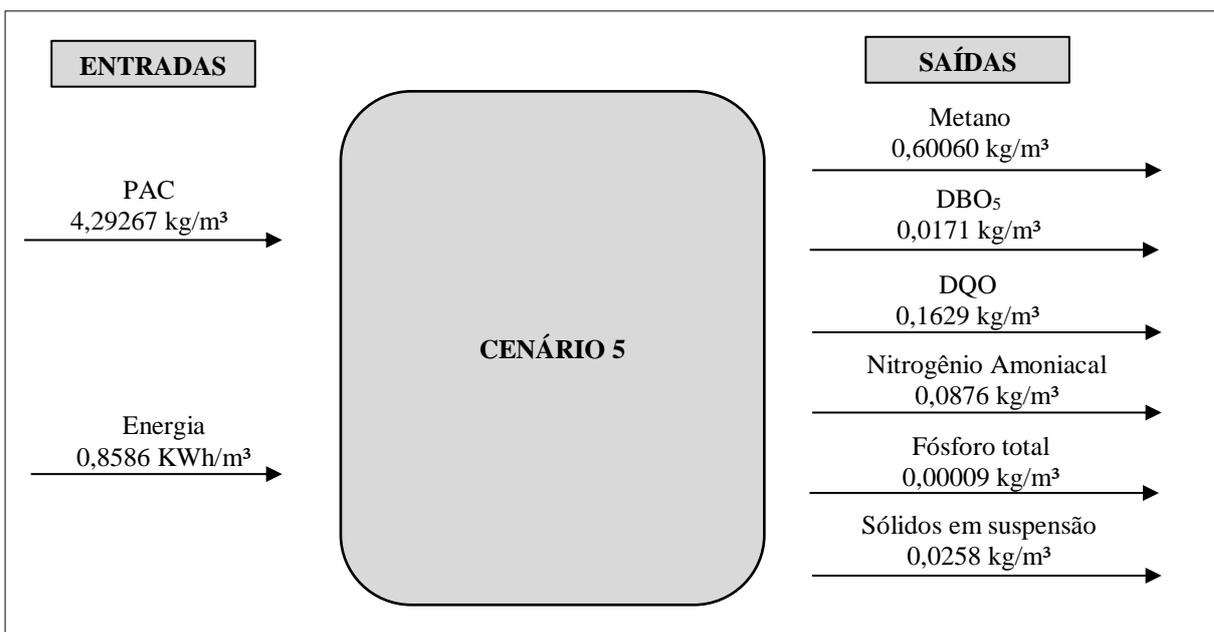
Para a categoria EUT, o fluxo/processo que mais contribuiu para o impacto ambiental foi o da Amônia (58,48%), seguida de PAC (33,67%), DQO (6,83%), Fósforo total (0,53%) e Energia elétrica (0,50%).

As categorias AG e OF tiveram maior evidência da emissão direta do Metano (81,18%) e (77,46%), respectivamente. O coagulante PAC também contribuiu para o impacto das duas categorias, sendo (18,32%) para AG e (22,07%) para OF. Houve ainda, uma pequena contribuição dos processos ligado à Energia elétrica em (0,50%) para AG e (0,47%) para OF.

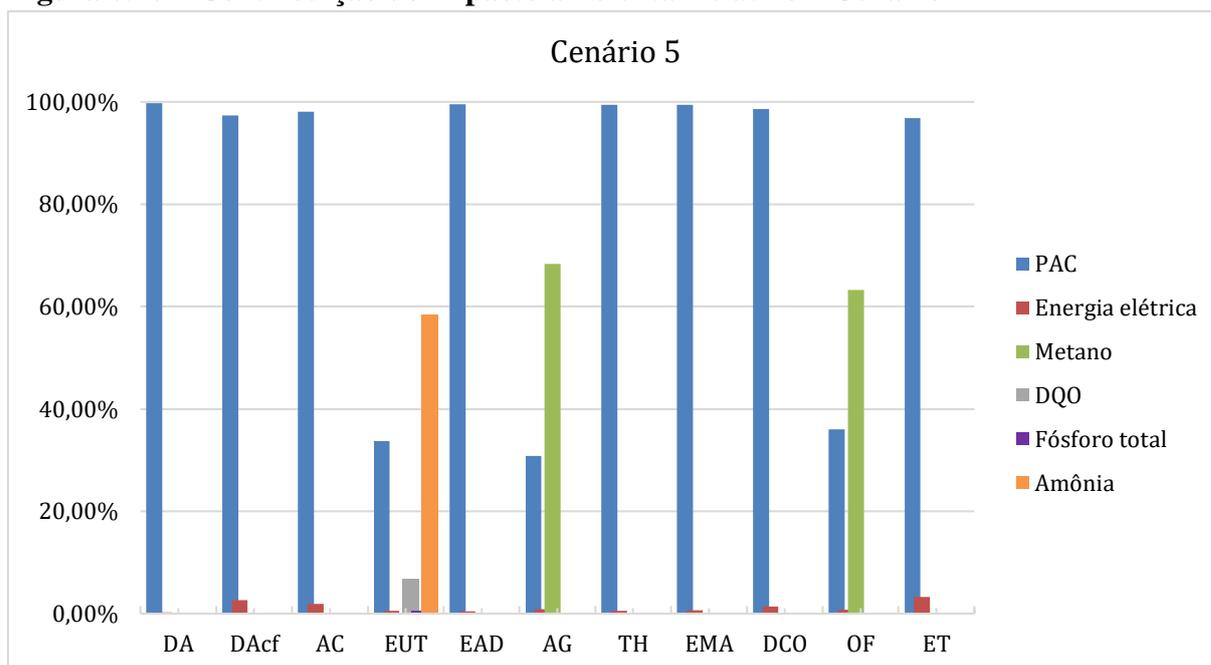
As outras categorias, a saber: DA, DAcf, AC, EAD, TH, EMA, DCO e ET foram influenciadas apenas pelo coagulante PAC e pela Energia elétrica. Entretanto, o PAC foi o maior causador de impacto, contribuindo em mais de (96%) para cada uma dessas categorias.

A Figura 5.9 apresenta o fluxograma de entrada e saída do sistema. Além disso, a Figura 5.10 apresenta a contribuição do impacto ambiental relativo ao Cenário 5. O Apêndice 5 exibe em detalhes o ICV relativo ao cenário citado.

Figura 0.9 – Fluxograma de entrada e saída do sistema – Cenário 5



Fonte: Próprio autor.

Figura 0.10 – Contribuição do impacto ambiental relativo – Cenário 5

Fonte: Próprio autor.

Ao analisar-se a Figura 5.10, tem-se que o coagulante PAC e a Energia elétrica geraram impacto em todas as categorias. Apesar disso, o PAC foi o processo/fluxo que mais se destacou no impacto do Cenário 5.

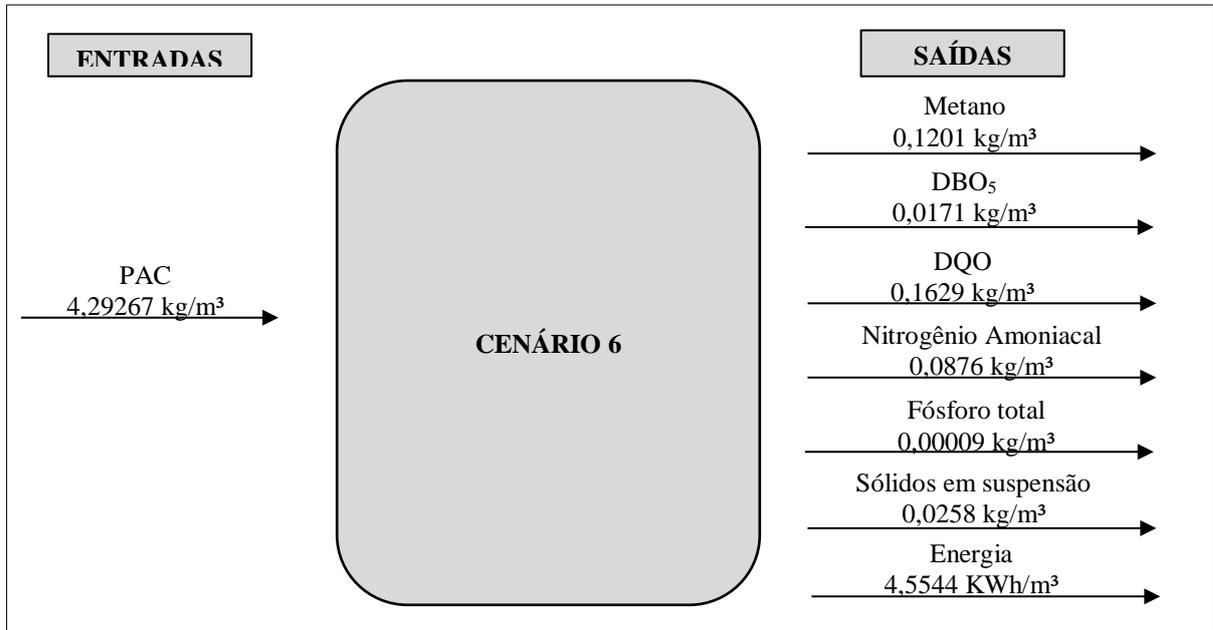
Mais uma vez, a categoria EUT foi influenciada em grande parte pela Amônia (58,48%), seguida de PAC (33,67%), DQO (6,83%), Fósforo total (0,53%) e Energia elétrica (0,50%).

Para as categorias AG e OF, o maior fator causador de impacto foi o Metano, sendo (68,32%) para AG e (63,27%) para OF. Apesar disso, esses resultados evidenciam um menor impacto relativo gerado pelo Metano, se comparado com o Cenário 4 (81,18% para AG e 77,46% para OF). Essa diferença se justifica também por causa da proposição desse Cenário, pois prevê a gestão de 50% das emissões de Metano do Cenário 4. O outro fator que mais influenciou foi o PAC, sendo (30,83%) para AG e (36,03%) para OF, seguido da Energia elétrica com (0,85%) para AG e (0,76%) para OF.

As categorias de impacto DA, DAcf, AC, EAD, TH, EMA, DCO e ET foram influenciadas apenas pelo coagulante PAC e pela Energia elétrica. Entretanto, o PAC foi o maior causador de impacto, contribuindo também em mais de (96%) para cada uma dessas categorias.

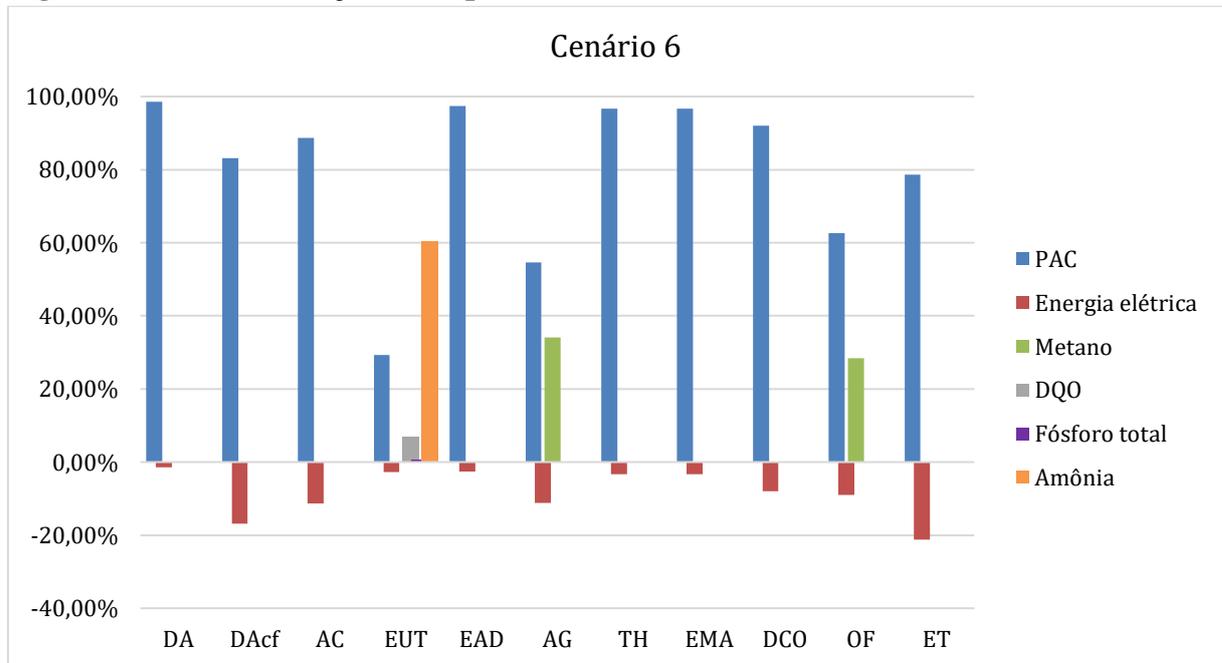
A Figura 5.11 apresenta o fluxograma de entrada e saída do sistema. Além disso, a Figura 5.12 apresenta a contribuição do impacto ambiental relativo ao Cenário 6. O Apêndice 6 exibe em detalhes o ICV relativo ao cenário citado.

Figura 0.11 – Fluxograma de entrada e saída do sistema – Cenário 6



Fonte: Próprio autor.

Figura 0.12 – Contribuição do impacto ambiental relativo – Cenário 6



Fonte: Próprio autor.

A Figura 5.12 apresenta em todas as categorias o impacto do coagulante PAC e da Energia elétrica. Entretanto, o impacto ocasionado pelo PAC contribuiu para o impacto

ambiental negativo e foi o processo/fluxo que se destacou na maioria das categorias de impacto, exceto EUT, tornando-se o principal fator causador de impacto ambiental para o Cenário 6. Já o impacto gerado pela Energia elétrica, contribuiu para o impacto ambiental positivo. Esse impacto positivo se explica pelos mesmos motivos descritos na contribuição do impacto ambiental relativo ao Cenário 3 (Figura 5.6).

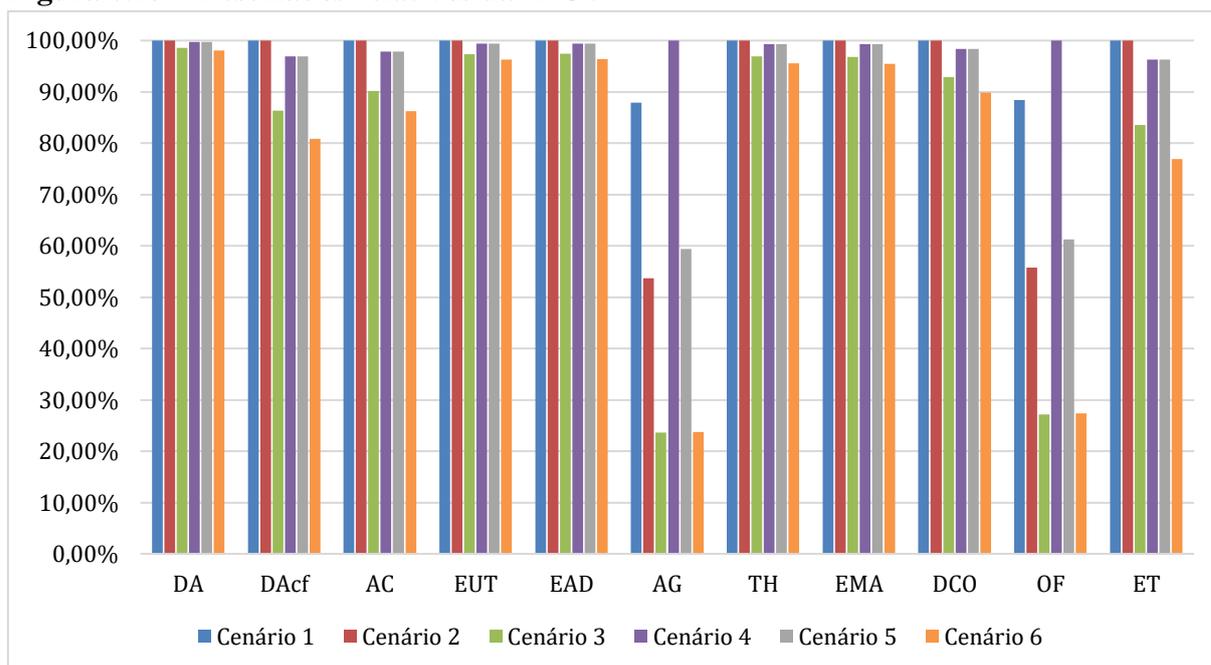
Para a categoria EUT, o fluxo/processo que mais contribuiu para o impacto ambiental foi o da Amônia (60,37%), seguida de PAC (29,32%), DQO (7,05%) e Fósforo total (0,55%). A Energia elétrica apresentou impacto positivo (-2,72%), como dito anteriormente.

Para esse Cenário, as categorias AG e OF tiveram maior evidência do coagulante PAC, sendo (54,62%) para AG e (62,60%) para OF, e não mais do Metano, como foi nos Cenários 4 e 5, que envolvem as mesmas tecnologias UASB+Wetland. O Metano, por sua vez, contribuiu para o impacto negativo com (34,15%) para AG e (28,35%) para OF. Essa diferença se deu justamente por causa da proposta desse Cenário, ou seja, esse Cenário preconizou o aproveitamento das emissões de biogás para produção de energia elétrica com base nas tecnologias UASB+Wetland, o que gerou a diminuição do impacto causado pelo Metano e tornou a Energia elétrica um impacto positivo de (-11,23%) para AG e (-9,06%) para OF.

Para as categorias DA, DAcf, AC, EAD, TH, EMA, DCO e ET, o coagulante PAC foi o maior causador de impacto ambiental negativo, sendo (98,58%), (83,18%), (88,69%), (97,37%), (96,74%), (96,65%), (92,06%), (78,71%), respectivamente às categorias. Em contrapartida, a Energia elétrica apresentou os seguintes impactos positivos (-1,42%), (-16,82%), (-11,31%), (-2,63%), (-3,26%), (-3,35%), (-7,94%), (-21,29%), respectivamente às categorias.

5.3.2. Comparação entre os Cenários

A Figura 5.13 apresenta os resultados relativos da AICV, ou seja, a comparação dos impactos ambientais relativos por categoria entre os cenários estudados.

Figura 0.13 – Resultados relativos da AICV

Fonte: Próprio autor.

Ao analisar a figura acima, constata-se que as categorias DA, EUT, EAD, TH e EMA não apresentaram diferenças expressivas no percentual do impacto ambiental entre os cenários. Apesar disso, o cenário que menos impactou foi o Cenário 6, seguido do Cenário 3. Esse resultado foi atribuído ao impacto ambiental positivo da Energia elétrica produzida no sistema. Já os cenários que mais impactaram foram os Cenários 1 e 2, responsáveis por 100% do impacto ambiental relativo. Esse resultado foi atribuído às categorias não sofrerem influência da gestão do biogás.

A categoria DAcf revelou o Cenário 6 como o menos impactante (80,81%), ou seja, uma diminuição de quase 20% do impacto gerado pelo Cenário 1 e 2, os mais impactantes (100%). O outro cenário que menos impactou foi o Cenário 3 (86,38%), seguido do Cenário 4 e 5, ambos com 96,96% do impacto ambiental relativo.

Para a categoria AC, o Cenário 6 foi mais uma vez o menos impactante (86,22%), seguido do Cenário 3 (90,22%) e dos Cenários 4 e 5, ambos com 97,82%. Já os Cenários 1 e 2, foram mais uma vez os cenários mais impactantes.

De todas as categorias de impacto, AG e OF foram as categorias que mais apresentaram diferenças expressivas no percentual do impacto ambiental entre os cenários. Isso porque, os Cenários 6 e 3 apresentaram um percentual de impacto de apenas 23% para AG, e de apenas 27% para OF. Em outras palavras, houve uma redução do impacto de quase 77% para AG, e

73% para OF, do impacto gerado pelo Cenário 4, o mais impactante. Dessa forma, os Cenários 6 e 3 foram os menos impactantes, os Cenários 2 e 5 tiveram impactos intermediários, e os Cenários 1 e 4 foram os mais impactantes.

Essas diferenças expressivas de AG e OF se justificam por dois motivos. Primeiro, por causa das propostas de gestão do biogás visar diminuir as emissões de metano para a atmosfera. Em virtude disso, os Cenários (1, 2 e 3) e os Cenários (4, 5 e 6) apresentaram gráficos decrescentes. Segundo motivo, por causa da proposta do sistema de tecnologia de tratamento biológico (UASB+*Wetland*) gerar mais emissões de metano do que o sistema (lagoa aeróbia, pré-aerada e aerada), de acordo com o IPCC (2019). Em razão disso, o Cenário 4 apresentou, em ambas categorias, um impacto maior do que o Cenário 1, assim como o Cenário 5 maior do que o Cenário 2 e o Cenário 6 maior do que o Cenário 3.

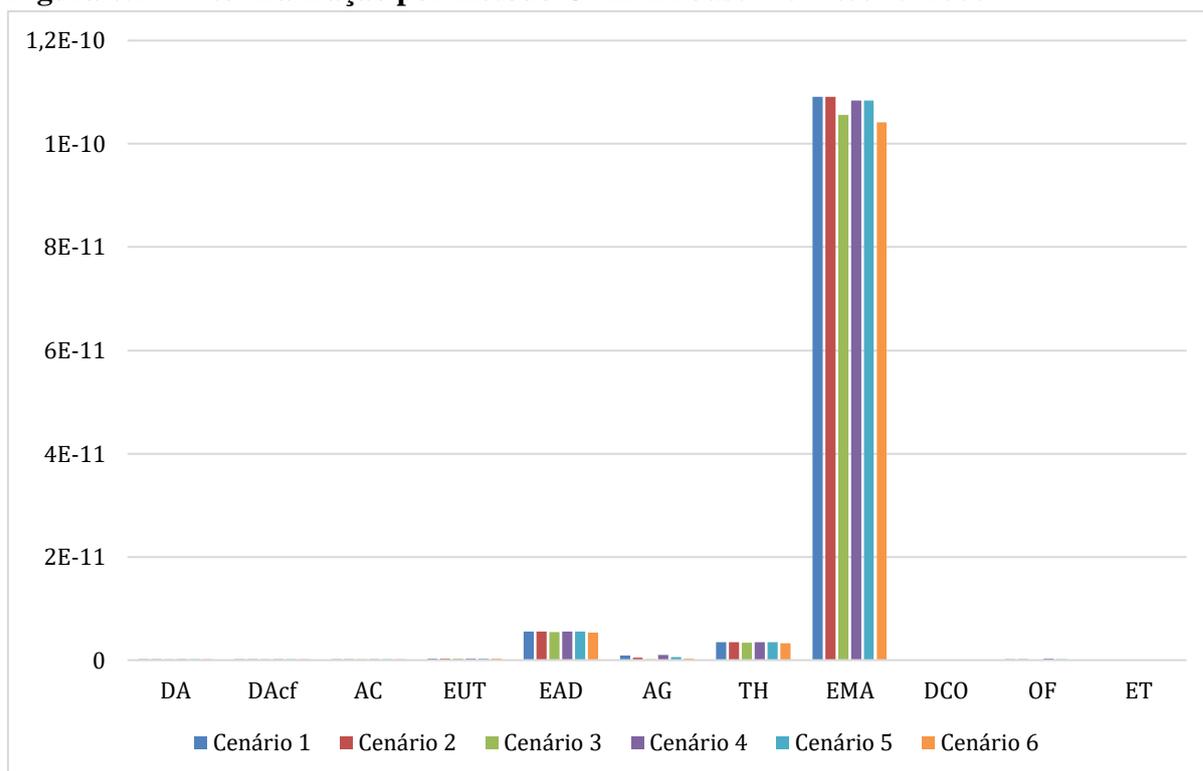
Para a categoria DCO, o Cenário 6 se destacou com o menor impacto (89,92%), ou seja, houve uma diminuição em mais de 10% do impacto apresentado pelo Cenários 1 e 2, os mais impactantes, representando cada um 100% do impacto ambiental relativo.

Por fim, a categoria ET apontou para o Cenário 6 como o menos impactante (76,78%), ou seja, uma diminuição de quase 25% do impacto gerado pelo Cenário 1 e 2, os mais impactantes. O outro cenário que menos impactou foi o Cenário 3 (83,58%), seguido do Cenário 4 e 5, ambos com 96,33% do impacto ambiental relativo.

5.3.3. Normalização

De acordo com Roux *et al.* (2010), a normalização objetiva compreender melhor a magnitude relativa de cada categoria a nível global. Em outras palavras, é comparar o valor do impacto obtido, para cada categoria, com o valor do impacto produzido no mundo todo em um determinado ano de referência. Por exemplo, tomando a categoria aquecimento global, é dividir a quantidade (kg CO₂ eq) emitida pela ETL estudada, pela quantidade total (kg CO₂ eq) emitida no mundo todo em um determinado ano de referência. Vale ressaltar que o resultado dessa divisão é adimensional, visto que são de mesma unidade referencial.

Dessa forma, utilizou-se o *software openLCA* e o método CML-IA *baseline - World 2000* para obter os resultados normalizados exibidos na Figura 5.14.

Figura 0.14 – Normalização por método CML-IA *baseline* – World 2000

Fonte: Próprio autor.

Com base nos resultados da Figura 5.14, as categorias que apresentaram maior impacto relativo a nível global foram: ecotoxicidade marinha (EMA), sendo a categoria que mais se destacou, seguida de ecotoxicidade de água doce (EAD), toxicidade humana (TH) e aquecimento global (AG).

Importante destacar que esses resultados são compatíveis com o encontrado por Postacchini *et al.* (2018). Os autores utilizaram um método de normalização diferente (*World ReCiPe H*) do aplicado nessa pesquisa, mas ainda assim, apresentaram as mesmas categorias de impacto na mesma ordem, ou seja, EMA, seguido de EAD e TH.

Esse destaque da categoria EMA se deve aos vários processos que envolvem a produção de PAC e a quantidade desse aplicada ao tratamento (mais de 1 ton/dia). Um desses processos é a digestão da bauxita, que envolve o lançamento do fluxo (Íon Vanádio) como emissão para água. Segundo a metodologia CML-IA *baseline*, esse fluxo de Íon Vanádio possui um fator de impacto de 8.580.000 (kg 1,4-DB eq/kg), ou seja, um grande fator multiplicador sobre a quantidade de referência. Para se ter uma noção, o Íon Estanho possui um fator de impacto igual a 1.230 (kg 1,4-DB eq/kg).

Ressalta-se ainda que estes impactos podem ser considerados como de baixa magnitude relativa, uma vez que estão na faixa de 10^{-10} e 10^{-11} .

CONCLUSÃO

Com o trabalho realizado, pôde-se chegar à conclusão de que a ACV se demonstrou eficiente para a avaliação do desempenho ambiental do sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário CTR Benedito Bentes de Maceió. Apesar da dificuldade de obter dados primários e encontrar dados secundários incluídos no escopo desse trabalho, o objetivo do estudo foi alcançado. Entretanto, vale destacar a necessidade de divulgação de estudos que compreendam ACV de estações de tratamento de lixiviado, visto que a grande maioria dos estudos focam somente em estações de tratamento de efluente.

Com base nos resultados, os cenários onde houveram maior aproveitamento de recursos ambientais e energéticos obtiveram melhores resultados no desempenho da ACV. Dessa forma, o Cenário 6 foi o que apresentou em todas as categorias o melhor desempenho dessa pesquisa, tornando-se o sistema com menor impacto ambiental. Já o Cenário 1, o qual é aplicado atualmente na ETL, apresentou em quase todas as categorias os mais altos impactos ambientais, exceto para as categorias Aquecimento Global e Oxidação Fotoquímica, tornando-se o cenário com o pior desempenho da ACV.

Por meio dos resultados, também foi possível identificar os principais processo/fluxos de maior contribuição em cada categoria de impacto por cenário estudado. Dentre todos os cenários estudados, o Cloreto de Polialumínio (PAC) foi o processo/fluxo que se destacou na maioria das categorias de impacto, sendo elas: Depleção abiótica (DA), Depleção abiótica de combustíveis fósseis (DAcf), Acidificação (AC), Ecotoxicidade de água doce (EAD), Toxicidade humana (TH), Ecotoxicidade marinha (EMA), Destruição da camada de ozônio (DCO), Ecotoxicidade terrestre (ET). Tornando-se o principal fator causador de impacto ambiental desta pesquisa.

O segundo processo/fluxo de maior contribuição foi o Metano, esse influenciou as categorias Aquecimento global (AG) e Oxidação fotoquímica (OF) em quase todos os cenários, exceto os cenários 3 e 6. Por outro lado, o metano foi o fluxo que permitiu um maior aproveitamento de recursos, pois deixou de ser liberado diretamente para a atmosfera (Cenários 1 e 4) para ser aproveitado como fonte de geração de energia elétrica (Cenários 3 e 6). Essa mudança ocasionou uma diminuição do impacto em mais de 70% para tais categorias.

Com base na normalização dos resultados, a categoria ecotoxicidade marinha (EMA) apresentou o maior impacto relativo a nível global, possuindo uma valoração acentuada se

comparada às outras categorias. Apesar disso, seu resultado é considerado de baixa magnitude relativa.

Portanto, a ETL pode ser otimizada em termos de desempenho ambiental, a partir de ações de melhoria, como a substituição do coagulante PAC por outro que demande uma quantidade menor de dosagem ótima, ou que seja menos impactante. Além disso, sugere-se o aproveitamento de recursos energéticos, como a utilização do metano como fonte de energia elétrica. Outro fator importante que pode ser otimizado é a substituição do sistema de tratamento biológico atual para o sistema UASB-*Wetland*.

RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Recomenda-se fazer um estudo de ACV que considere as etapas de coleta e disposição final do lixiviado tratado no corpo receptor, com a geração, coleta e disposição final do lodo.

Sugere-se também, um estudo de ACV que considere as fases de construção e descomissionamento da ETL, assim como os eventos de manutenção dos equipamentos da ETL.

Recomenda-se a realização de um estudo acerca da qualidade do lixiviado tratado utilizando o sistema de tratamento *UASB-Wetland* e análise da qualidade e quantidade de biogás gerado no respectivo sistema, ambos com dados primários.

Por fim, é importante que os parâmetros da ACV reflitam a realidade local e gerem recomendações mais coerentes quanto a melhoria nos sistemas. Portanto, sugere-se que mais pesquisas sejam realizadas e publicadas na área de ACV de ETL, criando inventários locais, a fim de enriquecer a base de dados local.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, A. A.; JINGSONG, G.; LIUZHI, P.; PANYING, Y.; AL-REKABI, W. S. **Review on landfill leachate treatments**. *Journal of Applied Sciences Research*, 534-545. 2009.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 8849**: Apresentação de Projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos – Classificação. Rio de Janeiro, 1985.
- _____. **NBR 10004**: Resíduos Sólidos - Classificação. Rio de Janeiro, 2004.
- _____. **NBR 8419**: Apresentação de Projetos de Aterro Sanitário de Resíduos Sólidos Urbanos – 1992. Rio de Janeiro, Versão corrigida, 1996.
- _____. **NBR ISO 14.040**: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009a.
- _____. **NBR ISO 14.044**: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009b.
- ABRELPE. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. São Paulo, 2019. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/download-panorama-2018-2019/>>. Acesso em: 08 mar. 2020.
- AGDAG, O. N. e SPONZA, D. T. **Anaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate in sequential two-stage up-flow anaerobic sludge blanket reactor (uasb)/completely stirred tank reactor (CSTR) systems**. *Process Biochemistry*, 40, 895-902, 2005.
- AKTAŞ, Ö. e ÇEÇEN, F. **Addition of activated carbon to batch activated sludge reactors in the treatment of landfill leachate and domestic wastewater**. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*. 76, 793-802, 2001.
- ALAGOAS. Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Alagoas – SEMARH. **Instrução Normativa nº 1 de 30 de maio de 2018**. Estabelece critérios e padrões de lançamento para análise técnica de outorga na modalidade lançamento de efluentes no Estado de Alagoas. 2018. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=360760>>. Acesso em: 08 mar. 2020.
- ALLEN, A. **Sustainable landfilling for developing countries**. In: *IX International Waste Management and Landfill Symposium*. Cagliari. Italy, 2003.
- AHMED, F. N. e LAN, C. Q. **Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review**. *Desalination*, 287, 41-54, 2012.
- AMARAL, M. C. S.; MORAVIA, W. G.; LANGE, L. C.; ZICO, M. R.; MAGALHÃES, N. C.; RICCI, B. C.; REIS, B. G. **Pilot aerobic membrane bioreactor and nanofiltration for municipal landfill leachate treatment**, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 51:8, 640-649, 2016.
- AMOR, C.; TORRES-SOCÍAS, E. D.; PERES, J. A.; MALDONADO, M. I.; OLLER, I.; MALATO, S.; LUCAS, M. S. **Tratamento maduro de lixiviados de aterros sanitários por coagulação/floculação combinada com processos de Fenton e foto-Fenton solar**. *Journal of Hazardous Materials*, v. 286, 261-268, 2015.
- AMR, S. S. A. e AZIZ, H. A. **New treatment of stabilized leachate by ozone/Fenton in the advanced oxidation process**. *Waste Management*, v. 32, p. 1693-1698, 2012.

AKINBILE, C. O., YUSOFF, M. S., AHMAD ZUKI, A. Z. **Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by *Cyperus haspan***. *Waste Management*, 32, 1387-1393, 2012.

ASAITHAMBI, P.; SAJJADI, B.; ABDUL AZIZ, A. R.; DAUD, W. M. A. B.W. **Ozone (O₃) and sono (US) based advanced oxidation processes for the removal of color, COD and determination of electrical energy from landfill leachate**. *Separation and Purification Technology*, 172, 442-449, 2017.

AZIZ, S. Q.; AZIZ, H. A.; YUSOFF, M. S.; BASHIR, M. J. K. **Landfill leachate treatment using powdered activated carbon augmented sequencing batch reactor (SBR) process: Optimization by response surface methodology**. *Journal of Hazardous Materials*, 189, 404-413, 2011.

BAYRAM, S. C. Y. **Remoção de matéria orgânica e nitrogênio de lixiviados de aterro sanitário: tratamento por nitrificação/desnitrificação biológica e processos físico-químicos**. Tese (Doutorado) - Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

BENEDET, G. J. **Avaliação de incertezas em inventários do ciclo de vida**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

BHALLA, B.; SAINI, M. S. JHA, M. K. **Effect of age and seasonal variations on leachate characteristics of municipal solid waste landfill**. *International Journal of Research in Engineering and Technology*, v. 2, p. 223-232, 2013.

BIDONE, F. R. A. e POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 109 p., São Carlos, 1999.

BIDONE, F. R. A. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso - central de resíduos do recreio, em Minas do Leão/RS**. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2005. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 08 mar. 2020.

_____. Ministério do Meio Ambiente. **Lei Federal 12.305 de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605 de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. 2010. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>>. Acesso em: 08 mar. 2020.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 08 mar. 2020.

_____. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental/Probiogás. **Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto.** Brasília, Distrito Federal: Ministério das Cidades, 2015.

_____. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental/Probiogás. **Resultados do projeto de medições de biogás em reatores anaeróbios.** Brasília, Distrito Federal: Ministério das Cidades, 2017.

_____. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS: **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2018.** Brasília: SNS/MDR, 2019. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-residuos-solidos/diagnostico-do-manejo-de-residuos-solidos-urbanos-2018>>. Acesso em: 08 mar. 2020.

_____. Superintendência Municipal de Desenvolvimento Sustentável – SUDES. **Lei Municipal nº 6.933 de 04 de setembro de 2019.** Institui o Código Municipal de Limpeza Urbana no Município de Maceió. 2019. Disponível em: <https://www.normasbrasil.com.br/norma/lei-6933-2019-maceio_382208.html>. Acesso em: 08 mar. 2020.

CALACE, N.; LIBERATORI, A.; PETRONIO, B. M.; PIETROLETTI, M. **Characteristics of different molecular weight fractions of organic matter in landfill leachate and their role in soil sorption of heavy metals.** *Environmental pollution*, 113(3), 331-339, 2001.

CARISSIMI, E. e ROSA, E. **Tratamento de Chorume por Processos Oxidativos Avançados.** In: *Anais Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente*, Rio Grande do Sul, 2012.

CASTILHOS JR., A. B.; DALSSASSO, R. L.; ROHERS, F. **Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v.15, n.4, p. 385-392, 2010.

CASTILHOS JR., A.B.; MEDEIROS, P.A.; FIRTA, I.N.; LUPATINI, G.; SILVA, J.D. **Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos.** IN: CASTILHOS JR., A.B. (ORG.). *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte.* Rio de Janeiro: *Rima ABES*, 294 p., 2003.

CASTRILLÓN, L.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; ULMANU, M., ANGER, I.; MARANON, E. **Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate.** *Waste Management*, 30(2), 228-235, 2010.

CATAPRETA, C. A. A. **Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação.** Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, 2008.

CAVALCANTE, J. E. W. A. **Manual de tratamento de efluentes industriais.** 1. ed., São Paulo: J. E. Cavalcante, 453 p., 2009.

CAVALCANTI, A. S. **Estudo da aplicação do Foto-Fenton solar como tratamento de chorume proveniente do aterro sanitário de Cachoeira Paulista-SP.** Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Escola de Engenharia de Lorena da Universidade de São Paulo, Lorena, 2013.

CAVALETT, O.; CHAGAS, M. F.; SEABRA, J. E. A.; BONOMI, A. **Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods.** *The International Journal of Life Cycle Assessment*, V. 18. p. 647–658, 2012.

- CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Vol. 5 – Reatores Anaeróbios**, 2ª Ed., Editora UFMG - Belo Horizonte, 308 p. 2007.
- CHRISTENSEN, T. H.; KJELDTSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H.; HERON, G. **Biogeochemistry of landfill leachate plumes**. *Applied geochemistry*, 16(7-8), 659-718, 2001.
- CHUNG, J.; KIM, S.; BAEK, S.; LEE, N. H.; PARK, S.; LEE, J.; LEE, H.; BAE, W. **Acceleration of aged-landfill stabilization by combining partial nitrification and leachate recirculation: A field-scale study**. *Journal of Hazardous Materials*, 285, 436-444, 2015.
- CIROTH, A. **Cost data quality considerations for eco-efficiency measures**. *Ecological Economics*, 68, p. 1583-1590, 2009.
- CML. **Tools and Data - Overview of CML Software and Data**. 2016. Disponível em: <<https://www.universiteitleiden.nl/en/science/environmental-sciences/tools-and-data#CMLCA>>. Acesso em: 08 mar. 2020.
- COROMINAS, L.; FOLEY, J.; GUEST, J.S.; HOSPIDO, A.; LARSEN, H.F.; MORERA, S.; SHAW, A. **Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art**. *Water Research*, v. 47, n. 15, p. 5480-5492, 2013.
- CORTEZ, S.; TEIXEIRA, P.; OLIVEIRA, R.; MOTA, M. **Ozonation as polishing treatment of mature landfill leachate**. *Journal of Hazardous Materials*, 182, 730-734, 2010.
- COSTA, M. P. D.; PANCOTTO, J. V. S.; DE ALCÂNTARA, M. A. K.; CAVALCANTI, A. S.; GUIMARÃES, O. L. C.; IZÁRIO FILHO, H. J. **Combinação de processos oxidativos fotoirradiados por luz solar para tratamento de percolado de aterro sanitário: catálise heterogênea (TiO₂) versus catálise homogênea (H₂O₂)**. *Revista Ambiente & Água*, v. 8, n.1, 2013.
- COTMAN, M.; GOTVAJN, A. Z. **Comparison of different physico-chemical methods for the removal of toxicants from landfill leachate**. *Journal of Hazardous Materials*, v. 178, p. 298-305, 2010.
- COUTO, M. C. L.; BRAGA, F. S.; LANGE, L. C. **Tratamento de lixiviado por infiltração rápida como alternativa para cidades de pequeno porte**, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 18(3), 223-234, 2013.
- DA CUNHA, E. R. **Avaliação do processo de bioestabilização de resíduos sólidos urbanos em Lisímetro de campo**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.
- DAMGAARD, A.; MANFREDI, S.; MERRILD, H.; STENSØE, S.; CHRISTENSEN, T.H. **LCA and economic evaluation of landfill leachate and gas technologies**. *Waste Manag.* v. 31, p. 1532-1541, 2011.
- DA SILVA, R. C. D. **Pós-tratamento de reator biológico aeróbio em batelada de lixiviado de aterro sanitário por processo físico-químico**. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.
- DAS, S. e BHATTACHARYYA, B. K. **Optimization of municipal solid waste collection and transportation routes**. *Waste Management*, 43, 9-18, 2015.
- DE ALMEIDA, R. **Aplicação de cal e nanofiltração no tratamento de lixiviado de aterro sanitário: avaliação tecnológica e estimativa de custos**. Dissertação (Mestrado) – Escola de Química, Programa de Pós-graduação em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

- DE ARAÚJO, L. G. S. **Avaliação do lixiviado de aterro sanitário: geração e tecnologias de tratamento.** Dissertação (Mestrado) – Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2019.
- DE ARAÚJO, L. G. S.; NORBERTO, A. S.; FERREIRA, R. P. S.; MARIANO, M. O. H.; CALLADO, N. H. **Evaluation of the efficiency of leachate treatment in a landfill.** *Research, Society and Development*, 9(7): 1-35, e564974466, 2020.
- DE MORAIS, J. L.; SIRTORI, C.; PERALTA-ZAMORA, P. G. **Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional.** *Química Nova*, 29(1), 20, 2006.
- DE VELASQUEZ, M. T. ORTA; RAMIREZ, I. M., NOGUEZ, I. Y. **Saline landfill leachate disposal in facultative lagoons for wastewater treatment.** *Environmental Technology*, 33:2, 247-255, 2012.
- DI MARIA, F. e SISANI, F. **A life cycle assessment of conventional technologies for landfill leachate treatment.** *Environmental Technology & Innovation*, 8, 411–422, 2017.
- DINIZ, D. T. L. **Remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro de resíduos sólidos por precipitação química com formação de estruvita.** Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, 2010.
- DUDA, R. M. **Desempenho de sistema composto por reatores anaeróbios em série seguido de filtro biológico percolador no tratamento de águas residuárias de suinocultura.** Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2010.
- EHRIG, H. J. e ROBINSON, H. **Landfilling: Leachate Treatment.** *Solid Waste Technology and Management*, United Kingdom: Wiley, 2010.
- ENSINAS, A.V. **Estudo da geração de biogás no aterro sanitário Delta em Campinas-SP.** Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2003.
- EPA - **Environmental Protection Agency e SETAC - Science Applications International Corporation.** *Life Cycle Assessment: principles and Practice.* 2006.
- EPLCA. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) **Handbook: Analysing of existing Environmental Impact Assessment Methodologies for use in Life Cycle Assessment.** European Commission (First edit). JRC - European Commission; IES - Institute for Environment and Sustainability, 2010.
- FAN, H. J.; SHU, H. Y.; YANG, H. S.; CHEN, W. C. **Characteristics of landfill leachates in central Taiwan.** *Science of the Total Environment*, 361(1-3), 25-37, 2006.
- FARIA, F. S. **Índice da qualidade de aterros de resíduos urbanos - IQA.** Dissertação (Mestrado) – Programas de Pós-Graduação de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.
- FELICI, E. M. **Coagulação-floculação-sedimentação como pós tratamento de efluente de sistema biológico em batelada aplicado a lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.** Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2010.
- FELICI, E. M.; KURODA, E. K.; YAMASHITA, F.; DA SILVA, S. M. C. P. **Remoção de carga orgânica recalcitrante de lixiviados de resíduos sólidos urbanos pré-tratado**

biologicamente por coagulação química-floculação-sedimentação. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 18, n. 2, p. 177-184, 2013.

FERREIRA, J. V. R. **Análise de ciclo de vida dos produtos.** Instituto Politécnico de Viseu, 2004.

FIORE, F.A. **Avaliação de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume, com ênfase na fase metanogênica.** Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004.

FOLEY, J.; HAAS, D.; HARTLEY, K.; LANT, P. **Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems.** *Water Research*, 44, p. 1654 – 1666, 2010.

FOO, K. Y. e HAMEED, B. H. **An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process.** *Journal of Hazardous Materials*, 171(1), 54-60, 2009.

GALLEGO, A.; HOSPIDO, A.; MOREIRA, M.T.; FEIJOO, G. **Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations.** *Resources, Conservation and Recycling*, v. 52, p. 931-940, 2008.

GOEDKOOP, M., HUIJBREGS, R., HUIJBREGTS, M., SCHRYVER, A. DE, STRUIJS, J., ZELM, R. VAN. **Recipe 2008 - a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level.** *Pré Consultants* (First ed.). Ruimte en Milieu, 2013.

GOMES, L. P. e SCHOENELL, E. K. **Application of ozone and ozone + hydrogen peroxide to remove recalcitrant compounds in landfill leachates.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.23, n.1, 113-124, 2018.

GOTVAJN, A. Z.; KONCAN, J. Z.; COTMAN, M. **Fenton's oxidative treatment of municipal landfill leachate as an alternative to biological process.** *Desalination*, v. 275, p. 269-275, 2011.

GOUVEIA, N. **Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social.** *Ciência e saúde coletiva*, Rio de Janeiro, v.17, n.6, p. 1503-1510, jun. 2012.

GUINÉE, J. B.; HEIJUNGS R.; HUPPES, G. **Life Cycle Assessment: Past, Present and Future.** *Environmental Science & Technology*, v. 45, n. 1, p. 90-96, 2011.

GUINÉE, J. **Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards.** 7th ed., Kluwer Academic Publishers, 2004.

GUTIERREZ, K. G. **Análise e gerenciamento de impactos ambientais no tratamento de esgoto doméstico mediante avaliação de ciclo de vida.** Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, 2014.

HAUSCHILD, M. Z.; GOEDKOOP, M.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; JOLLIET, O.; MARGNI, M.; SCHRYVER, A.; HUMBERT, S.; LAURENT, A.; SALA, S.; PANT, R. **Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment.** *International Journal Life Cycle Assessment*, 18, p. 683-697, 2013.

HE, D.; CHENG, Y.; ZENG, Y.; LUO, H.; LUO, K.; LI, J.; PAN, X.; BARCELÓ, D.; CRITTENDEN, J. C. **Synergistic activation of peroxymonosulfate and persulfate by ferrous ion and molybdenum disulfide for pollutant degradation: Theoretical and experimental studies.** *Chemosphere*, 240, 124979, 2020.

- HERMOSILLA, D.; CORTIJO, M.; HUANG, C. P. **Optimizing the treatment of landfill leachate by conventional Fenton and photo-Fenton processes.** *Science of the Total Environment*, 407, 3473-3481, 2009.
- HOILJOKI, T. H.; KETTUNEN, R. H.; RINTALA, J. A. **Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature.** *Water Research*. 34, 1435-1446, 2000.
- HOSPIDO, A., SANCHEZ, I., RODRIGUEZ-GARCIA, G., IGLESIAS, A., BUNTNER, D., REIF, R., MOREIRA, M. T., FEIJOO, G. **Are all membrane reactors equal from an environmental point of view?** *Desalination*, 285, 263-270, 2012.
- HUANG, H.; XIAO, D.; ZHANG, Q.; DING, L. **Removal of ammonia from landfill leachate by struvite precipitation with the use of low-cost phosphate and magnesium sources.** *Journal of Environmental Management*, v. 145, p. 191-198, 2014.
- ISKANDER, S. M.; ZHAO, R.; PATHAK, A.; GUPTA, A.; PRUDEN, A.; NOVAK, J. T.; HE, Z. **A review of landfill leachate induced ultraviolet quenching substances: Sources, characteristics, and treatment.** *Water Research*. 145, 297-311, 2018.
- ISKANDER, S. M.; NOVAK, J. T.; HE, Z. **Reduction of reagent requirements and sludge generation in Fenton's oxidation of landfill leachate by synergistically incorporating forward osmosis and humic acid recovery.** *Water Research*, 151, 310-317, 2019.
- JACOBI, P. R. e BESEN, G. R. **Gestão de resíduos sólidos na Região Metropolitana de São Paulo.** *São Paulo em Perspectiva*, 20(2), 90-104, 2006.
- JOLLIET, O., SAADÉ-SBEIH, M., SHAKED, S., JOLLIET, A., CRETZAZ, P. **Environmental life cycle assessment.** International Standard Book Number-13: 978-1-4398-8770-7 (eBook - PDF), CRC Press, 2016.
- JUNG, C.; DENG, Y.; ZHAO, R.; TORRENS, K. **Chemical oxidation for mitigation of UV-quenching substances (UVQS) from municipal landfill leachate: Fenton process versus ozonation.** *Water Research*, 108, 260-270, 2017.
- KAWAHIGASHI, F.; MENDES, M. B.; JÚNIOR, V. G. A.; GOMES, V. H.; FERNANDES, F.; HIROOKA, E. Y.; KURODA, E. K. **Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com carvão ativado.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 19, n. 3, p. 235-244, 2014.
- KIVAISI, A.K. **The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review.** *Journal of Ecological Engineering*, 16, 545-560, 2001.
- KJELDSSEN P. I.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. **Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review,** *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v.32, p. 297-336, 2002.
- KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. **The effect of landfill age on municipal leachate composition.** *Bioresource Technology*, 99(13), 5981-5985, 2008.
- KUPFER, T., BAITZ, M., MAKISHI, C., KOKBORG, M., SCHÖLL, S., RUDOLF, M., THELLIER, L., GONZALEZ, M., SCHULLER, O., HENGSTLER, J., STOFFREGEN, A., KÖHLER, A., THYLMANN, D. **GaBi Database & Modelling Principles.** Thinkstep, 2017.
- KURNIAWAN, T. A.; LO, W. H.; CHAN, G. Y. S. **Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment.** *Journal of Hazardous Materials*, 137, 443-455, 2006a.

- KURNIAWAN, T. A.; LO, W.; CHAN, G. YS. **Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 129, p. 80-100, 2006b.
- KURNIAWAN, T. A.; LO, W.; CHAN, G.; MIKA, E. T.; SILLANPÄÄ, M. E. T. **Biological processes for treatment of landfill leachate.** *Journal of Environmental Monitoring*, 12, 2032–2047, 2010.
- LANGE, L. C.; ALVES, J. F.; AMARAL, M. C. S.; JUNIOR, W. R. M. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de fenton.** *Engenharia Sanitária Ambiental*, v.11, n.2, p. 175-183, 2006.
- LANGE, L.C.; SIMÕES, G.F.; FERREIRA, C.F.A. **Aterro sustentável: um estudo para a cidade de Catas Altas, MG.** In: CASTILHOS JR., A.B. (ORG.). Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Rio de Janeiro: *Rima ABES*, 294 p., 2003.
- LEMA, J. M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R. Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives for Their Treatment: A Review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 40, 223-250, 1988.
- LI, H. S.; ZHOU, S. Q.; SUN, Y. B.; FENG, P.; LI, J. D. **Advanced treatment of landfill leachate by a new combination process in a full-scale plant.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 172, p. 408-41, 2009.
- LIMA, A. M. F. **Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil – Inserção de Perspectivas.** Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2007.
- LINS, E. A. M. **Proposição e avaliação de um sistema experimental de processos físicos e químicos para tratamento de lixiviado.** Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.
- LOPEZ, A. G. M.; Hernández, W. P.; Bernal, O. F. R.; COYOTL, O. C.; ROSAS, M. A. E.; LARA, J. M. H. HERNÁNDEZ, E. A. E.; MÉNDEZ, G. A. MAGAÑA, J. C. T.; CASTILLO, J. M. **Alternativas actuales del manejo de lixiviados.** *Avances em Química*, v. 9, p. 37-47, 2014. Disponível em: <<http://www.saber.ula.ve/bitstream/123456789/38506/1/ar1.pdf>>. Acesso em: 08 mar. 2020.
- LOUREIRO, S. M. **Índice de qualidade no sistema da gestão ambiental em aterros de resíduos sólidos urbanos - IQS.** Dissertação (Mestrado) – Programas de Pós-Graduação de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.
- MACEIÓ. **Diagnóstico dos Serviços de Limpeza Urbana e de Manejo de Resíduos Sólidos – TOMO I** – Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Município de Maceió/AL, 2017. Disponível em: <<http://www.sedet.maceio.al.gov.br/servicos/pmsb/pdf/pmgirs/pmgirs1.pdf>>. Acesso em: 08 mar. 2020.
- MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G.; GIJZEN, H.; LETINGA, G. **Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review.** *Bioresource Technology*, 90, 1-9, 2003.
- MARQUES, A.C.M. **Compactação e compressibilidade de resíduos sólidos urbanos.** Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.
- MATTHEWS, R.; WINSON, M.; SCULLION, J. **Treating landfill leachate using passive aeration trickling filters; effects of leachate characteristics and temperature on rates and process dynamics.** *Science of the Total Environment*, 407, 2557-2564, 2009.

- MORAVIA, W. G. **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativos avançado conjugado com sistema de separação por membranas.** Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2010.
- MORAVIA, W. G.; LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. **Avaliação de processo oxidativo avançado pelo reagente de Fenton em condições otimizadas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase em parâmetros coletivos e caracterização do lodo gerado.** *Química Nova*, São Paulo, v.34, n.8, p. 1370-1377, 2011.
- NASCIMENTO, M.C. P.; CHERNICHARO, C. A. L.; BEJAR, D. O. **Filtros biológicos aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.** In: *Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental* – ABES, João Pessoa, 2001.
- NIVALA, J., HOOS, M. B., CROSS, C., WALLACE, S., PARKIN, G. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, 380, 19-27, 2007.
- OLIVEIRA, E. G; LEITE, V. D.; DA SILVA, R. B.; HENRIQUE, I. N.; BARROS, A. J. M. **Tratamento anaeróbio e aeróbio de lixiviado de aterro sanitário.** *Revista AIDIS*, 8(3), 360-371, 2015.
- OULEGO, P.; COLLADO, S.; LACA, A.; DIAZ, M. **Impact of leachate composition on the advanced oxidation treatment.** *Water Research*, 88, 389-402, 2016.
- PENG, Y. **Perspectives on technology for landfill leachate treatment.** *Arabian Journal of Chemistry*, v. 10, p. 2567-2574, 2013.
- PINTO, D. M. C. L. **Avaliação da partida da digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos inoculados com percolado.** Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.
- POBLETE, R.; RODRÍGUEZ, L. P.; OLLER, I.; MALDONADO, M. I.; MALATO, S.; OTAL, E.; VILCHES, L. F.; PEREIRA, C. F. **Solar photocatalytic treatment of landfill leachate using a solid mineral by-product as a catalyst.** *Chemosphere*, v. 88, p. 1090-1096, 2012.
- POBLETE, R.; OLLER, I.; MALDONADO, M. I.; CORTES, E. **Improved landfill leachate quality using ozone, UV solar radiation, hydrogen peroxide, persulfate and adsorption processes.** *Journal of Environmental Management*, 232, 45-51, 2019.
- POHLAND, F. G. e HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills.** EPA/600/2-86/73. Cincinnati, OH, U.S.A.: U.S. Environmental Protection Agency, 1986.
- POSTACCHINI, L.; CIARAPICA, F. E.; BEVILACQUA, M. **Environmental assessment of a landfill leachate treatment plant: Impacts and research for more sustainable chemical alternatives.** *Journal of Cleaner Production*, v. 183, p. 1021-1033, 2018.
- PRÉ CONSULTANTS. **Introduction to LCA with SimaPro 7.** Califórnia, 2010.
- PROSAB – PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras.** PROSAB – tema III, edital V, ABES, Rio de Janeiro, 2009.
- QUEIROZ, L. M.; AMARAL, M. S.; MORITA, D. M.; YABROUDI, S. C.; SOBRINHO, P. A. **Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários.** *Engenharia Sanitária Ambiental*, v.16, n.4, p. 403-410, 2011.

- REAP J., ROMAN F., DUNCAN S., BRAS B. **A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: goal and scope and inventory analysis.** *The International Journal of Life Cycle Assessment*.13, 290-300, 2008.
- RENOU, S.; THOMAS, J.S.; Aoustin, E.; PONS, M.N. **Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA.** *Journal of Cleaner Production*, V. 16, p. 1098 - 1105, 2008.
- RITA, F. **Desempenho de um reator UASB em escala piloto para o tratamento anaeróbio de líquidos percolados de resíduos sólidos urbanos.** Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.
- RODRIGUEZ, J.; CASTRILLON, L.; MARANON, E.; SASTRE, H.; FERNANDEZ, E. **Removal of non-biodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption,** *Water Research*. 38, 3297–3303, 2004.
- ROELEVELD, P. J., KLAPWIJK, A., EGGELS, P. G., RULKENS, W. H., VAN STARKENBURG, W. **Sustainability of municipal wastewater treatment.** *Water Science and Technology*, 35(10), 221–228, 1997.
- ROUX, P.; BOUTIN, C.; RISCH, E.; HÉDUI, A. **Life Cycle Environmental Assessment (LCA) of sanitation systems including sewerage: Case of vertical flow constructed wetlands versus activated sludge.** In: *12th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Venise, Itália, 2010.
- SABBAS, T.; POLETTINI, A.; POMI, R.; ASTRUP, T.; HJELMAR, O.; MOSTBAUER, P.; CAPPAL, G.; MAGEL, G.; SALHOFER, S.; SPEISER, C.; HEUSS-ASSBICHLER, S.; KLEIN, R.; LECHNER, P. **Management of municipal solid waste incineration residues.** *Waste Management*, 23(1), 61-88, 2003.
- SALEM, Z.; HAMOURI, K.; DJEMAA, R.; ALLIA, K. **Evaluation of landfill leachate pollution and treatment.** *Desalination*, 220(1), 108-114, 2008.
- SANTOS FILHO, D. A. **Avaliação temporal do lixiviado da Muribeca.** Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pernambuco, Recife, 2013.
- SANTOS, A. S. P. **Aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em lagoas de estabilização.** Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.
- SANTOS, A. S. P. **Avaliação de desempenho de um filtro biológico percolador com diferentes meios suportes plásticos.** Dissertação (Mestrado) – Programas de Pós-Graduação de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.
- SILVA, T. F. C. V.; FONSECA, A.; SARAIVA, I.; BOAVENTURA, R. A. R.; VILAR, V. J. P. **Scale-up and cost analysis of a photo-Fenton system for sanitary landfill leachate treatment.** *Chemical Engineering Journal*, 283, 76-88, 2016.
- SINGH, S. K.; MOODY, C. M.; TOWNSEND, T. G. **Ozonation pretreatment for stabilized landfill leachate high-pressure membrane treatment.** *Desalination*, v. 344, p. 163-170, 2014.
- SOUTO, G.B. e POVINELLI, J. **Características de lixiviados de aterros sanitários no Brasil.** In: *24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2007.

- TATSI, A.A.; ZOUBOULIS, A.I. **A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece).** *Advances in Environmental Research*, 6, 207-219, 2002.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H; VIGIL, S. **Integrated solid waste management.** Engineering principles and management issues. McGraw-Hill Series in *Water Resources and Environmental Engineering*. 1993.
- TIMUR, H.; OZTURK, I.; ALTINBAS, M.; ARIKAN, O.; TUYLUOGLU, B. S. **Anaerobic treatability of leachate: a comparative evaluation for three different reactor systems.** *Water Science and Technology*, 42(1-2), 287-292, 2000.
- TORRETTA, V., FERRONATO, N., KATSOYIANNIS, I., TOLKOU, A., AIROLDI, M. **Novel and conventional technologies for landfill leachates treatment: A review.** *Sustainability*, 9, 9, 2017.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Life Cycle Assessment: principles and practice.** 2006. Disponível em: <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1000L86.PDF?Dockey=P1000L86.PDF>>. Acesso em: 08 mar. 2020.
- VAVERKOVÁ, M. D. e ADAMCOVÁ, D. **Evaluation of landfill leachate pollution: findings from a monitoring study at municipal waste landfill.** *Journal of Ecological Engineering*, 16(2), 19-32, 2015.
- WANG, G.; FAN, Z.; WU, D.; QIN, L.; ZHANG, G.; GAO, C.; MENG, Q. **Anoxic/aerobic granular active carbon assisted MBR integrated with nanofiltration and reverse osmosis for advanced treatment of municipal landfill leachate.** *Desalination*, v. 349, p. 136-144, 2014.
- WARITH, M. A. **Solid waste management: new trends in landfill design.** *Emirates Journal for Engineering Research*, 8(1), 61-70, 2003.
- WEBLER, A. D. **Tratamento de lixiviado de áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos por processos combinados.** Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.
- WEIDEMA B. P. e WESNAES M. S. **Data quality management for life cycle inventories - an example of using data quality indicators.** *Journal of Cleaner Production*, 4(3-4), 167-174. 1996.
- WU, Y; ZHOU, S.; YE, X.; CHEN, D.; ZHENG, K.; QIN, F. **Transformation of pollutants in landfill leachate treated by a combined sequence batch reactor, coagulation, fenton oxidation and biological aerated filter technology.** *Process Safety Environmental Protection*, 89 (2), 112-120, 2011.
- XUE, Y.; ZHAO, H.; GE, L.; CHEN, Z.; DANG, Y.; SUN, D. **Comparison of the performance of waste leachate treatment in submersed and recirculated membrana bioreactors.** *International Biodeterioration & Biodegradation*, 102, 73–80, 2015.
- YI, X., TRAN, N. H., YIN, T., HE, Y., GIN, K. Y. **Removal of selected PPCPs, EDCs, and antibiotic resistance genes in landfill leachate by a full-scale constructed wetlands system.** *Water Research*, 121, 46-60, 2017.

ZGAJNAR-GOTVAJN, A., ZAGORC-KONCAN, J. e COTMAN, M. **Comparison of different methods for removal of metals from landfill leachate.** In: *XII International Waste Management and Landfill Symposium*. Sardinia, Italy, 2009.

APÊNDICE 1 – INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA – CENÁRIO 1

Saída conhecida para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos		Total em 20 anos	Unidade Funcional	
Lixiviado tratado na ETL em estudo		1.775.141,00 m ³	1 m ³	
Entradas conhecidas da esfera tecnológica	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
PAC	<i>polyaluminium chloride production / polyaluminium chloride / Cutoff, U - GLO</i>	7.620.088,60 kg	4,29267 kg/m ³	Estimado (Tabela 5.4)
Eletricidade	<i>electricity voltage transformation from medium to low voltage / electricity, low voltage / Cutoff, U - BR</i>	3.333.324,90 KWh	1,8778 KWh/m ³	Estimado (Tabela 5.9)
Emissões para a água	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
Nitrogênio Amoniacal	<i>Ammonia</i>	155.421,1 kg	0,0876 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
DBO ₅	<i>BOD5, Biological Oxygen Demand</i>	30.273,3 kg	0,0171 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
DQO	<i>COD, Chemical Oxygen Demand</i>	289.146,2 kg	0,1629 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
Fósforo total	<i>Phosphorus, total</i>	160,4 kg	0,00009 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
Sólidos em suspensão	<i>Suspended solids, unspecified</i>	45.873,4 kg	0,0258 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
Emissões para o ar	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
Metano	<i>Methane, non-fossil</i>	1.798.864,74 kg	1,0134 kg/m ³	Estimado (Tabela 5.5)

Fonte: Próprio autor.

APÊNDICE 2 – INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA – CENÁRIO 2

Saída conhecida para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos		Total em 20 anos	Unidade Funcional	
Lixiviado tratado na ETL em estudo		1.775.141,00 m ³	1 m ³	
Entradas conhecidas da esfera tecnológica	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
PAC	<i>polyaluminium chloride production / polyaluminium chloride / Cutoff, U - GLO</i>	7.620.088,60 kg	4,29267 kg/m ³	Estimado (Tabela 5.4)
Eletricidade	<i>electricity voltage transformation from medium to low voltage / electricity, low voltage / Cutoff, U - BR</i>	3.333.324,90 KWh	1,8778 KWh/m ³	Estimado (Tabela 5.9)
Emissões para a água	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
Nitrogênio Amoniacal	<i>Ammonia</i>	155.421,1 kg	0,0876 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
DBO ₅	<i>BOD5, Biological Oxygen Demand</i>	30.273,3 kg	0,0171 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
DQO	<i>COD, Chemical Oxygen Demand</i>	289.146,2 kg	0,1629 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
Fósforo total	<i>Phosphorus, total</i>	160,4 kg	0,00009 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
Sólidos em suspensão	<i>Suspended solids, unspecified</i>	45.873,4 kg	0,0258 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
Emissões para o ar	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
Metano	<i>Methane, non-fossil</i>	899.432,37 kg	0,5067 kg/m ³	Estimado (Tabela 5.6)

Fonte: Próprio autor.

APÊNDICE 3 – INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA – CENÁRIO 3

Saída conhecida para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos		Total em 20 anos	Unidade Funcional	
Lixiviado tratado na ETL em estudo		1.775.141,00 m ³	1 m ³	
Entradas conhecidas da esfera tecnológica	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
PAC	<i>polyaluminium chloride production / polyaluminium chloride / Cutoff, U - GLO</i>	7.620.088,60 kg	4,29267 kg/m ³	Estimado (Tabela 5.4)
Saída conhecida para a esfera tecnológica	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
Eletricidade	<i>electricity voltage transformation from medium to low voltage / electricity, low voltage / Cutoff, U - BR</i>	4.772.856,39 KWh	2,6887 KWh/m ³	Estimado (Tabela 5.11)
Emissões para a água	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
Nitrogênio Amoniacal	<i>Ammonia</i>	155.421,1 kg	0,0876 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
DBO ₅	<i>BOD5, Biological Oxygen Demand</i>	30.273,3 kg	0,0171 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
DQO	<i>COD, Chemical Oxygen Demand</i>	289.146,2 kg	0,1629 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
Fósforo total	<i>Phosphorus, total</i>	160,4 kg	0,00009 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
Sólidos em suspensão	<i>Suspended solids, unspecified</i>	45.873,4 kg	0,0258 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
Emissões para o ar	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
Metano	<i>Methane, non-fossil</i>	179.886,47 kg	0,1013 kg/m ³	Estimado (Tabela 5.7)

Fonte: Próprio autor.

APÊNDICE 4 – INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA – CENÁRIO 4

Saída conhecida para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos		Total em 20 anos	Unidade Funcional	
Lixiviado tratado na ETL em estudo		1.775.141,00 m ³	1 m ³	
Entradas conhecidas da esfera tecnológica	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
PAC	<i>polyaluminium chloride production / polyaluminium chloride / Cutoff, U - GLO</i>	7.620.088,60 kg	4,29267 kg/m ³	Estimado (Tabela 5.4)
Eletricidade	<i>electricity voltage transformation from medium to low voltage / electricity, low voltage / Cutoff, U - BR</i>	1.524.101,19 KWh	0,8586 KWh/m ³	Estimado (Tabela 5.8)
Emissões para a água	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
Nitrogênio Amoniacal	<i>Ammonia</i>	155.421,1 kg	0,0876 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
DBO ₅	<i>BOD5, Biological Oxygen Demand</i>	30.273,3 kg	0,0171 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
DQO	<i>COD, Chemical Oxygen Demand</i>	289.146,2 kg	0,1629 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
Fósforo total	<i>Phosphorus, total</i>	160,4 kg	0,00009 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
Sólidos em suspensão	<i>Suspended solids, unspecified</i>	45.873,4 kg	0,0258 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
Emissões para o ar	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
Metano	<i>Methane, non-fossil</i>	2.132.316,04 kg	1,2012 kg/m ³	Estimado (Tabela 5.5)

Fonte: Próprio autor.

APÊNDICE 5 – INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA – CENÁRIO 5

Saída conhecida para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos		Total em 20 anos	Unidade Funcional	
Lixiviado tratado na ETL em estudo		1.775.141,00 m ³	1 m ³	
Entradas conhecidas da esfera tecnológica	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
PAC	<i>polyaluminium chloride production / polyaluminium chloride / Cutoff, U - GLO</i>	7.620.088,60 kg	4,29267 kg/m ³	Estimado (Tabela 5.4)
Eletricidade	<i>electricity voltage transformation from medium to low voltage / electricity, low voltage / Cutoff, U - BR</i>	1.524.101,19 KWh	0,8586 KWh/m ³	Estimado (Tabela 5.8)
Emissões para a água	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
Nitrogênio Amoniacal	<i>Ammonia</i>	155.421,1 kg	0,0876 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
DBO ₅	<i>BOD5, Biological Oxygen Demand</i>	30.273,3 kg	0,0171 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
DQO	<i>COD, Chemical Oxygen Demand</i>	289.146,2 kg	0,1629 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
Fósforo total	<i>Phosphorus, total</i>	160,4 kg	0,00009 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
Sólidos em suspensão	<i>Suspended solids, unspecified</i>	45.873,4 kg	0,0258 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
Emissões para o ar	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
Metano	<i>Methane, non-fossil</i>	1.066.158,02 kg	0,60060 kg/m ³	Estimado (Tabela 5.6)

Fonte: Próprio autor.

APÊNDICE 6 – INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA – CENÁRIO 6

Saída conhecida para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos		Total em 20 anos	Unidade Funcional	
Lixiviado tratado na ETL em estudo		1.775.141,00 m ³	1 m ³	
Entradas conhecidas da esfera tecnológica	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
PAC	<i>polyaluminium chloride production / polyaluminium chloride / Cutoff, U - GLO</i>	7.620.088,60 kg	4,29267 kg/m ³	Estimado (Tabela 5.4)
Saída conhecida para a esfera tecnológica.	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
Eletricidade	<i>electricity voltage transformation from medium to low voltage / electricity, low voltage / Cutoff, U - BR</i>	8.084.703,72 KWh	4,5544 KWh/m ³	Estimado (Tabela 5.11)
Emissões para a água	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
Nitrogênio Amoniacal	<i>Ammonia</i>	155.421,1 kg	0,0876 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
DBO ₅	<i>BOD5, Biological Oxygen Demand</i>	30.273,3 kg	0,0171 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
DQO	<i>COD, Chemical Oxygen Demand</i>	289.146,2 kg	0,1629 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
Fósforo total	<i>Phosphorus, total</i>	160,4 kg	0,00009 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
Sólidos em suspensão	<i>Suspended solids, unspecified</i>	45.873,4 kg	0,0258 kg/m ³	Calculado (Tabela 5.3)
Emissões para o ar	Processo no OpenLCA	Total em 20 anos	Correlação	Origem
Metano	<i>Methane, non-fossil</i>	213.231,60 kg	0,1201 kg/m ³	Estimado (Tabela 5.7)

Fonte: Próprio autor.