



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Fernanda Nascimento de Andrade

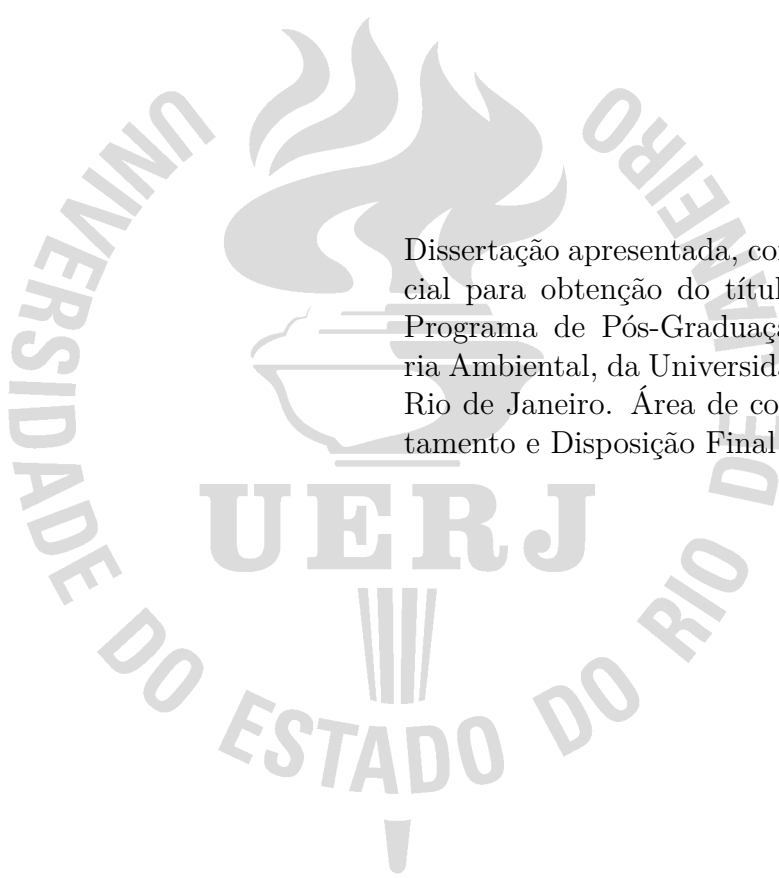
**A influência da recirculação de lixiviado na produção e
qualidade do biogás gerado em aterros sanitários: revisão
sistemática**

Rio de Janeiro

2022

Fernanda Nascimento de Andrade

**A influência da recirculação de lixiviado na produção e qualidade do biogás
gerado em aterros sanitários: revisão sistemática**



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Tratamento e Disposição Final de Resíduos.

Orientadora: Prof.^a Dra Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk

Rio de Janeiro

2022

CATALOGAÇÃO NA FONTE

UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

A553 Andrade, Fernanda Nascimento de.

A influência da recirculação de lixiviado na produção e qualidade do biogás gerado em aterros sanitários: revisão sistemática / Fernanda Nascimento de Andrade. – 2022. 82f.

Orientador: Ana Ghislane Henrique Pereira van Elk.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia ambiental - Teses. 2. Biogás - Teses. 3. Aterro sanitário - Lixiviação - Teses. I. van Elk, Ana Ghislane Pereira. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. IV Título.

CDU 628.475.5

Bibliotecária: Júlia Vieira – CRB7/6022

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.



Assinatura

11/04/2022

Data

Fernanda Nascimento de Andrade

**A influência da recirculação de lixiviado na produção e qualidade do biogás
gerado em aterros sanitários: revisão sistemática**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Tratamento e Disposição Final de Resíduos.

Aprovada em 11 de abril de 2022.

Banca Examinadora:

Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk

Prof.^a Dra Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk (Orientadora)
Faculdade de Engenharia - UERJ

Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
Universidade Federal de Campina Grande - UFCG

Elisabeth Ritter

Elisabeth Ritter
Faculdade de Engenharia - UERJ

Rio de Janeiro

2022

DEDICATÓRIA

À minha mãe e à luta de todas as mulheres que me permitiram essa realização.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos os membros do Departamento de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da UERJ. Em especial aos professores Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk, Ana Silvia Pereira Santos, Camille Ferreira Mannarino, Elisabeth Ritter, Gandhi Giordano, João Alberto Ferreira, Marcia Marques Gomes e Rosa Maria Formiga Johnsson que contribuíram imensamente com minha formação por meio das aulas ministradas e experiências compartilhadas.

À professora Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk que foi também minha orientadora e que contribuiu para a construção desse trabalho. Muito obrigada por sua orientação, apoio e confiança.

Aos meus colegas da turma de 2019 pelos momentos compartilhados em sala de aula e por tantas conversas e discussões nos corredores da UERJ.

Ao meu pai, que desde cedo, me ensinou o valor da responsabilidade e da família.

À minha querida mãe pelo incrível suporte e cuidado dados ao longo de toda a minha vida, em especial, na execução desse trabalho. O seu apoio foi fundamental desde o período de inscrição nesse curso até o dia da minha defesa. Obrigada por tudo! As palavras são insuficientes para expressar toda a gratidão e admiração que tenho por você. A concretização dessa curso seria impossível sem você.

Ao meu marido por ter me apresentando o incrível mundo do LaTeX, por todas as discussões acerca do trabalho e especialmente por todo apoio e motivação dados para para que eu concluísse mais essa etapa da minha vida profissional.

Aos meus amados filhos por serem meus maiores motivadores e por serem minha âncora de equilíbrio. Obrigada pelos sorrisos e abraços que confortam o coração e aliviam qualquer cansaço.

Muitos de nós possuem duas vidas. A vida que temos e a vida não vivida por nós. Entre as duas existe a resistência.

Steven Pressfield

RESUMO

ANDRADE, F.N. de. *A influência da recirculação de lixiviado na produção e qualidade do biogás gerado em aterros sanitários: revisão sistemática*. 2022. 82 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.

Ao longo das últimas décadas muitas tecnologias foram desenvolvidas a fim de minimizar, ou mesmo, evitar as poluições causadas pelo biogás e lixiviado gerados em aterros sanitários. A recirculação de lixiviado (RL) é um exemplo disso. Os principais objetivos dessa técnica são a redução dos custos atrelados ao transporte e tratamento do lixiviado, promover uma estabilização mais rápida da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e aumentar a produção de biogás com vistas ao aproveitamento energético. Diante disso, este trabalho teve por objetivo avaliar a influência da RL na qualidade e/ou produção do biogás gerado em aterros sanitários. Para isso uma revisão sistemática da literatura sobre o assunto foi conduzida, contribuindo para a construção de uma síntese atualizada sobre os principais resultados alcançados em pesquisas realizadas em escala laboratorial e em grande escala. Os resultados encontrados mostraram que o acúmulo de compostos tóxicos é um dos principais problemas observados com a prática da RL. O uso de aditivos, do controle da taxa e frequência da recirculação e da suplementação de calor ao lixiviado recirculado, foram algumas das técnicas observadas que vem sendo investigadas como meio de aprimorar a influência da recirculação no processo de biodegradação dos resíduos e aumento da produção de biogás. Os resultados encontrados evidenciaram que a RL impactou de diferentes formas a produção e qualidade do biogás gerado por meio da decomposição dos resíduos, mostrando-se eficaz em algumas pesquisas para o aumento da produção e qualidade do biogás, assim como, ineficaz em outras pesquisas.

Palavras-chave: Recirculação de lixiviado. Biogás. Aterros sanitários. Revisão sistemática.

ABSTRACT

ANDRADE, F.N. de. *The influence of leachate recirculation on the production and quality of biogas generated in landfills: systematic review*. 2022. 82 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.

Over the last few decades, many technologies have been developed in order to minimize or even avoid pollution caused by biogas and leachate generated in landfills. Leachate recirculation (RL) is an example of this. The main objectives of this technique are to reduce the costs associated with the transport and treatment of leachate, promote a faster stabilization of the organic fraction of municipal solid waste and increase the production of biogas aiming at energy use. Therefore, this study aimed to evaluate the influence of RL on the quality and/or production of biogas generated in landfills. For this purpose a systematic review of the literature on this subject was conducted, contributing to the construction of an updated synthesis on the main results achieved in research carried out on a laboratory scale and on a large scale. The results found showed that the accumulation of toxic compounds is one of the main problems observed with the practice of RL. The use of additives, the control of the rate and frequency of recirculation and the supplementation of heat to the recirculated leachate were some of the techniques observed that have been investigated as a means of improving the influence of recirculation in the process of biodegradation of waste and increase the production of biogas. The results found showed that RL impacted in different ways the production and quality of the biogas generated through the decomposition of waste, proving to be effective in some studies to increase the production and quality of biogas, as well as technique ineffective for this purpose in other studies.

Keywords: Leachate recirculation. Biogas. Landfill. Systematic review.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	- Geração de resíduos por classe econômica	16
Figura 2	- Perspectivas da população mundial	17
Figura 3	- Projeção da Geração Global de Resíduos	18
Figura 4	- Massa de RSU coletada e índice médio da coleta per capita durante o período de 2018 a 2020.	18
Figura 5	- Impactos causados por disposições inadequadas de resíduos sólidos . .	19
Figura 6	- Principais estruturas de um aterro sanitário.	21
Figura 7	- Tratamento e Disposição Global de Resíduos.	22
Figura 8	- Hierarquia do gerenciamento de Resíduos.	23
Figura 9	- Tratamento dos resíduos municipais na Europa.	23
Figura 10	- Balanço hídrico do aterro	25
Figura 11	- Exemplos de sistemas de impermeabilização	28
Figura 12	- Sistema de coleta e recuperação de lixiviado	28
Figura 13	- Sistema de coleta e recuperação de lixiviado: corte transversal	28
Figura 14	- Tipos de tratamento biológico do lixiviado	29
Figura 15	- Efeitos da redução do conteúdo de umidade na produção de biogás . .	33
Figura 16	- Composição do biogás de aterro sanitário.	35
Figura 17	- Concentração atmosférica de CO ₂	36
Figura 18	- Total de emissões do setor de resíduos por fonte.	38
Figura 19	- Total de emissões por setor no Brasil de 1990 a 2020 (GtCO ₂ e). . . .	38
Figura 20	- Total de emissões do setor de resíduos no Brasil de 1990 a 2020. . . .	39
Figura 21	- Total de emissões do setor de resíduos no Brasil em 2020.	39
Figura 22	- Balanço de massa simplificado do metano gerado em aterros.	40
Figura 23	- Sistema de captação de gás de aterro sanitário.	41
Figura 24	- Distribuição anual dos projetos brasileiros de MDL registrados de 2004 a 2019.	43
Figura 25	- Projetos de MDL registrados por setor no Brasil em 2019.	43
Figura 26	- Metodologias da Revisão Sistemática.	46
Figura 27	- Processo de construção da revisão sistemática.	48
Figura 28	- Fluxograma das diferentes fases da revisão sistemática com os seus resultados.	50
Figura 29	- Principais fontes das pesquisas encontradas na WOS e Scopus.	51
Figura 30	- Análise temporal das pesquisas encontradas na WOS.	52
Figura 31	- Análise temporal das pesquisas encontradas na Scopus.	52
Figura 32	- Ano de publicação das pesquisas que foram incluídas na revisão sistemática.	53

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Principais diferenças entre lixões, aterros controlados e aterros sanitários	20
Quadro 2 - Métodos de recirculação de lixiviado	32
Quadro 3 - Critérios estabelecidos de inclusão e exclusão.	48
Quadro 4 - Aditivos utilizados no lixiviado recirculado.	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	- Composição do lixiviado de acordo com a idade do aterro	26
Tabela 2	- Valores do Potencial de Aquecimento Global para o horizonte de tempo de cem anos	37
Tabela 3	- Emissões de dióxido de carbono e metano no setor de resíduos no pe- ríodo de 1990 a 2016	40
Tabela 4	- Tipos de trabalhos científicos incluídos na revisão sistemática	53
Tabela 5	- Fonte dos artigos de revistas/periódicos incluídos na revisão sistemática e seu respectivo fator de impacto.	54
Tabela 6	- Síntese das pesquisas desenvolvidas em escala laboratorial	56
Tabela 7	- Síntese das pesquisas desenvolvidas em grande escala	65

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	13
	OBJETIVO GERAL	15
1	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	16
1.1	O Papel dos aterros dentro da gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU)	16
1.1.1	<u>Geração de resíduos e seus impactos</u>	16
1.1.2	<u>Tratamento e destinação dos resíduos gerados</u>	21
1.2	Lixiviado	24
1.2.1	<u>Definição e geração</u>	24
1.2.2	<u>Composição do lixiviado</u>	25
1.2.3	<u>Sistema de impermeabilização, drenagem e coleta</u>	27
1.2.4	<u>Tipos de tratamento</u>	29
1.2.4.1	<u>Recirculação de lixiviado</u>	30
1.3	Biogás de aterro sanitário	34
1.3.1	<u>Produção e fatores de influência</u>	34
1.3.2	<u>Emissões e seus impactos ambientais</u>	36
1.3.3	<u>Balanco de massa do metano e medidas de mitigação</u>	40
1.3.4	<u>Mecanismo de desenvolvimento limpo e mecanismo de desenvolvimento sustentável</u>	42
1.4	Revisão sistemática	44
2	METODOLOGIA	47
2.1	Pergunta de pesquisa	47
2.2	Método de busca	47
2.3	Triagem e elegibilidade das pesquisas	47
2.4	Critérios de exclusão e inclusão	48
2.5	Processo de construção da revisão sistemática	48
2.6	Compilação e análise dos dados	49
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
3.1	Seleção das pesquisas encontradas	50
3.2	Análises bibliométricas	51
3.2.1	<u>Dados brutos</u>	51
3.2.2	<u>Dados gerados após triagem</u>	51
3.3	Panorama geral das pesquisas analisadas	55
3.3.1	<u>Pesquisas realizadas em escala laboratorial</u>	55
3.3.1.1	<u>Influência da taxa e frequência da RL na produção ou qualidade do biogás</u>	58
3.3.1.2	<u>Influência da RL na produção ou qualidade do biogás com uso de aditivos</u>	58

3.3.1.3	Influência da RL na produção ou qualidade do biogás com uso de lixiviado de diferentes idades	60
3.3.1.4	Influência da RL na produção ou qualidade do biogás atrelada à diferentes técnicas	61
3.3.1.5	Influência insatisfatória da RL na produção ou qualidade do biogás	63
3.3.2	<u>Pesquisas realizadas em grande escala</u>	64
	CONCLUSÃO	71
	REFERÊNCIAS	72

INTRODUÇÃO

No âmbito da gestão de resíduos, os aterros sanitários são elementos fundamentais. Mesmo em países onde o aproveitamento e a reciclagem de resíduos tem índices elevados e onde são implementadas outras rotas tecnológicas. Isto se deve à necessidade de se ter um local adequado para se dispor com segurança os diferentes tipos de resíduos e rejeitos oriundos da sociedade, inclusive, os provenientes dos processos de tratamento de resíduos (SCHARFF, 2014).

Nos países em desenvolvimento, onde ainda se enfrenta a problemática da existência de lixões e onde se dispõe de poucos recursos financeiros, os aterros se apresentam como a solução mais viável técnica e economicamente dentro do sistema de gestão de resíduos (LAVAGNOLO, 2019; TOWNSEND et al., 2015a).

Devido à necessidade da presença desses locais e a fim de torná-los seguros e mais sustentáveis, é necessário que toda a sua construção, operação e manutenção, sejam bem planejadas e executadas. Tendo, desta forma, os impactos negativos causados principalmente pelas emissões de lixiviado e biogás minimizados (TOWNSEND et al., 2015a; COSSU, 2019).

O biogás quando não drenado e tratado adequadamente pode favorecer a propagação de odores, a ocorrência de explosões e contribuir para o agravamento do efeito estufa por meio da liberação de dióxido de carbono e principalmente metano. Desta forma, em busca de uma operação mais segura e ambientalmente mais sustentável, os aterros sanitários devem realizar a drenagem desse gás para queima ou aproveitamento energético (TCHOBANOGLIOUS; KREITH, 2002; TOWNSEND et al., 2015a).

A eficiência do sistema de drenagem do biogás e da cobertura final do aterro são triviais para se garantir uma adequada coleta e destinação do biogás produzido, reduzindo ou mesmo evitando, as chamadas emissões fugitivas tanto no período de operação quanto no pós encerramento dos aterros (SPOKAS et al., 2006; MACIEL; JUCÁ, 2011).

Já com relação ao lixiviado, este quando não drenado e tratado adequadamente pode contribuir, por exemplo, para a poluição dos solos, das águas superficiais e subterrâneas, bem como, favorecer problemas relativos à estabilidade geotécnica do aterro (TCHOBANOGLIOUS; KREITH, 2002).

Tal qual é feito para o biogás, é necessário que os aterros tenham um sistema eficiente de drenagem do lixiviado. Depois de drenado e coletado, o lixiviado necessita de tratamento. Os tratamentos existentes se dividem em dois grupos principais: os tratamentos biológicos e os tratamentos físico químicos (RENOU et al., 2008; EHRIG; STEGMANN; ROBINSON, 2019).

Uma técnica que vem sendo usada como meio de reduzir os custos relativos ao transporte e tratamento do lixiviado, assim como, promover um aumento das taxas de

produção de biogás com vistas ao aproveitamento energético, é a recirculação de lixiviado (RL). Essa técnica consiste na reintrodução do lixiviado coletado novamente no aterro e vem sendo utilizada desde a década de 70 (EA, 2009; KNOX; BEAVE; COSSU, 2019).

A RL tende a promover um aumento do teor de umidade dentro do aterro. Essa maior quantidade de líquido disponível, favorece o transporte de microorganismos e nutrientes na massa de resíduos, contribuindo assim, para um processo mais rápido de biodegradação (BILGILI; DEMIR; ÖZKAYA, 2007; SETHI; KOTHIYAL; NEMA, 2013; DI-ADDARIO; RUGGERI, 2016).

Vale destacar que no diagnóstico produzido por SNIS (2021), dos 652 aterros sanitários brasileiros que foram cadastrados em 2020, 205 declararam fazer uso da técnica de RL. No entanto, apesar de ter um número considerável de aterros que façam uso da RL no Brasil, normalmente esta técnica é realizada para reduzir os custos de tratamento desse efluente.

A eficiência dessa técnica com relação ao aumento da produção e melhoria do biogás vem sendo melhor investigada nas últimas décadas, sendo especialmente motivada pelo interesse no aproveitamento energético (KNOX; BEAVE; COSSU, 2019).

A vista disso, esse trabalho teve por objetivo principal analisar a influência da RL na produção e qualidade do biogás gerado em aterros sanitários, verificando as principais dificuldades e vantagens dessa técnica. Para isso, uma revisão sistemática foi conduzida por intermédio da pergunta de pesquisa: "qual a influência da recirculação de lixiviado na qualidade e/ou produção do biogás gerado em aterros sanitários?".

A motivação dessa pesquisa se deu especialmente pela possibilidade de atenuação dos impactos oriundos do biogás e do lixiviado gerados em aterros sanitários, seja por meio do aproveitamento energético, seja pela redução dos custos atrelados ao tratamento do lixiviado. Como o aterro é ainda, em muitas regiões do mundo, o principal meio de disposição dos resíduos, é importante torná-lo o mais sustentável possível.

Desse modo, acredita-se que a execução desse trabalho possa contribuir para uma síntese atualizada de pesquisas que utilizaram a RL em seus experimentos e verificaram seus efeitos na produção de biogás, contribuindo assim, com informações relevantes a quem possa interessar essa temática.

OBJETIVO GERAL

Analisar a influência da recirculação do lixiviado na produção e qualidade do biogás gerado em aterros sanitários por meio de uma revisão sistemática da literatura

Objetivos Específicos

- 1) Apresentar os fatores intervenientes no processo de biodegradação dos resíduos;
- 2) Identificar as principais técnicas e estratégias que vem sendo utilizadas para otimização da recirculação de lixiviado;
- 3) Identificar os principais desafios do uso da recirculação de lixiviado para produção de biogás;

Estruturação do Trabalho

Para o alcance dos objetivos estipulados a estruturação do trabalho foi dividida em três capítulos: 1) Fundamentação teórica, 2) Metodologia e 3) Resultados e discussões.

A fundamentação teórica aborda inicialmente o papel e importância dos aterros dentro da gestão de resíduos sólidos, apresentando dados nacionais e internacionais de geração de resíduos, assim como, informações referentes aos tratamentos e destinações dos resíduos gerados. Posteriormente são abordados dados e informações referentes lixiviado e biogás como, por exemplo, geração, composição, sistemas de drenagem e tipos de tratamento. Em seguida, é fornecida uma explicação sobre a importância de um trabalho de revisão sistemática e suas principais nuances.

No capítulo referente à metodologia são detalhados todos os passos que foram dados para a execução deste trabalho, incluindo as bases de dados utilizadas, as palavras chaves selecionadas e os critérios de inclusão e exclusão que foram estabelecidos.

Por fim, no capítulo dos resultados e discussões, é mostrada uma compilação dos dados mais relevantes das pesquisas analisadas, começando com as análises bibliométricas e depois seguindo com as análises do impacto da recirculação do lixiviado na produção e qualidade do biogás. Esses dados são então discutidos com base na literatura científica existente, para assim, formular uma conclusão relativa a esse presente trabalho.

1 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

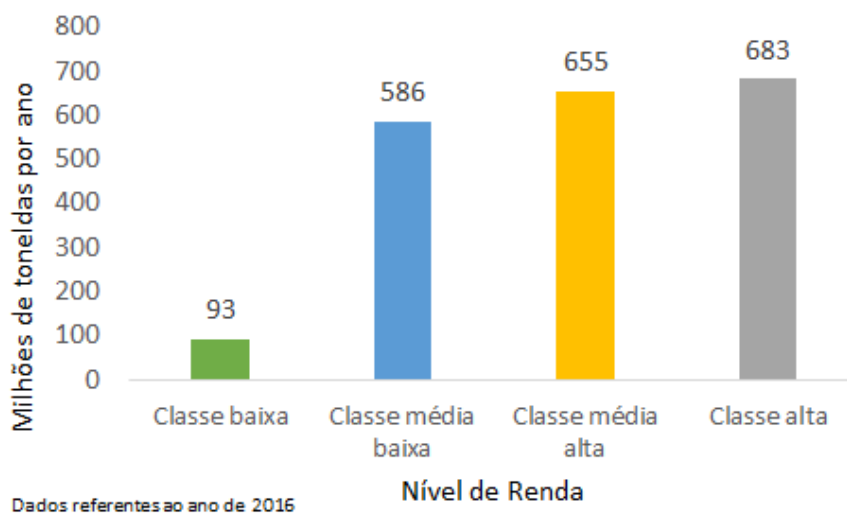
1.1 O Papel dos aterros dentro da gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU)

1.1.1 Geração de resíduos e seus impactos

De acordo com Pope (2017), o consumo insustentável é fruto de dois elementos principais: 1) a forma como a humanidade passou a se relacionar com a natureza, a colocando subordinada inteiramente aos seus desejos e interesses e 2) a existência de um modelo de desenvolvimento que incentiva uma obsolescência planejada dos produtos. O que resulta, por sua vez, em uma maior exploração dos recursos naturais e em uma maior produção de resíduos.

O grau de desenvolvimento econômico é um dos fatores que está diretamente relacionado à geração de resíduos (THE WORLD BANK, 2018). Na Figura 1 verifica-se claramente essa relação, onde se observa que quanto maior o poder aquisitivo de um determinado grupo, maior tende a ser a sua produção de resíduos.

Figura 1 - Geração de resíduos por classe econômica

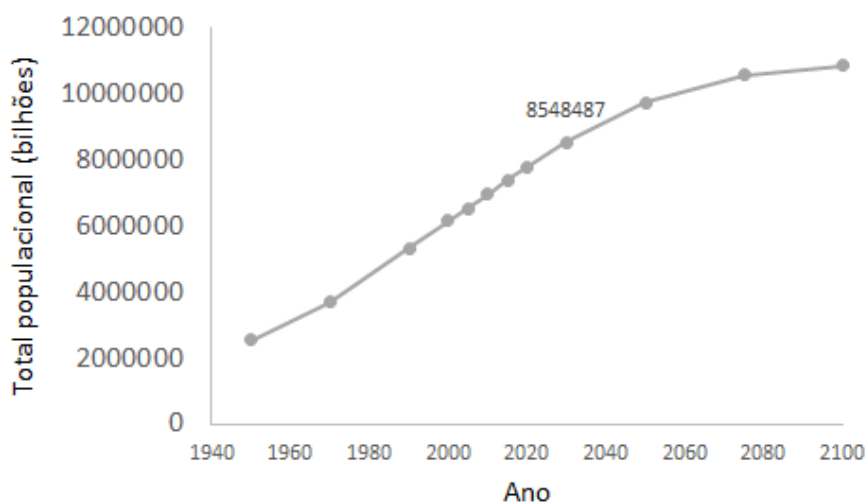


Fonte: Adaptada de The World Bank (2018).

Outro fator que tem impacto direto na produção de resíduos é o crescimento populacional (THE WORLD BANK, 2018), o qual, se apresenta como um problema, visto que a população mundial não para de crescer. Segundo estimativas das Nações Unidas referentes ao crescimento populacional mundial, estima-se que já em 2030 o total de indivíduos no mundo será superior a oito bilhões (Figura 2).

Conforme Figura 3, o prognóstico realizado pelo Banco Mundial com relação à

Figura 2 - Perspectivas da população mundial



Fonte: Adaptada de UN (2019).

produção de resíduos segue igualmente uma tendência de crescimento para as próximas décadas (THE WORLD BANK, 2018). A projeção aponta que para o ano de 2030 sejam geradas em torno de 2,6 bilhões de toneladas de resíduos globalmente.

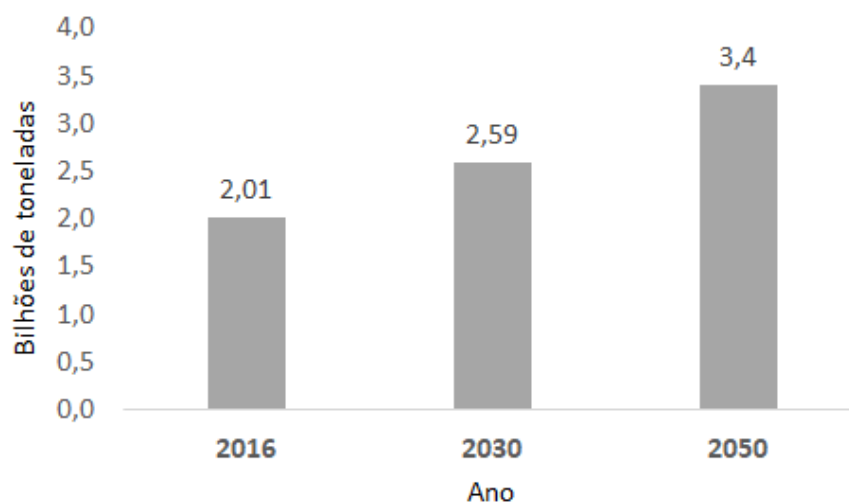
A nível nacional esse crescimento também vem sendo observado, de 2018 a 2020 houve um aumento gradual da massa de resíduos coletada. Só em 2020, segundo o Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS), foram coletadas 66,6 milhões de toneladas de resíduos. Nesse mesmo ano o índice médio da massa de resíduos per capita coletada foi de 1,01 kg/hab./dia (Figura 4).

Essas grandes quantidades de resíduos gerados e as estimativas que apontam para um crescente aumento nos próximos anos, tem evidenciado cada vez mais a necessidade de uma gestão sustentável dos RSU em todo o mundo.

Quando não tratados ou dispostos de forma inadequada, os resíduos podem gerar uma série de problemas ambientais como poluição dos solos, de corpos d'água, poluição atmosférica, explosões, incêndios, problemas sociais e também problemas relacionados à saúde pública (Figura 5) (GIUSTI, 2009; BANDARA; HETTIARATCHI, 2010; THE WORLD BANK, 2018).

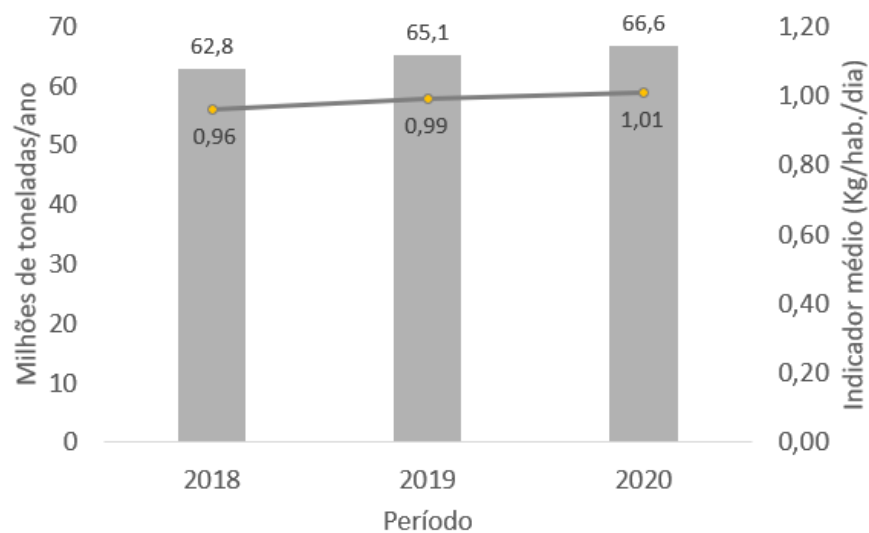
Vale destacar que o maior ou menor grau dos impactos vai depender do tipo de estrutura e monitoramento que o local de disposição possui. Os principais meios de disposição de resíduos são os lixões, os aterros controlados e os aterros sanitários. No Quadro 1 é possível observar as principais diferenças entre esses ambientes.

Figura 3 - Projeção da Geração Global de Resíduos



Fonte: Adaptada de The World Bank (2018).

Figura 4 - Massa de RSU coletada e índice médio da coleta per capita durante o período de 2018 a 2020.



Fonte: Elaboração própria com base em SNIS (2021).

Figura 5 - Impactos causados por disposições inadequadas de resíduos sólidos



Fonte: FEAM (2010).

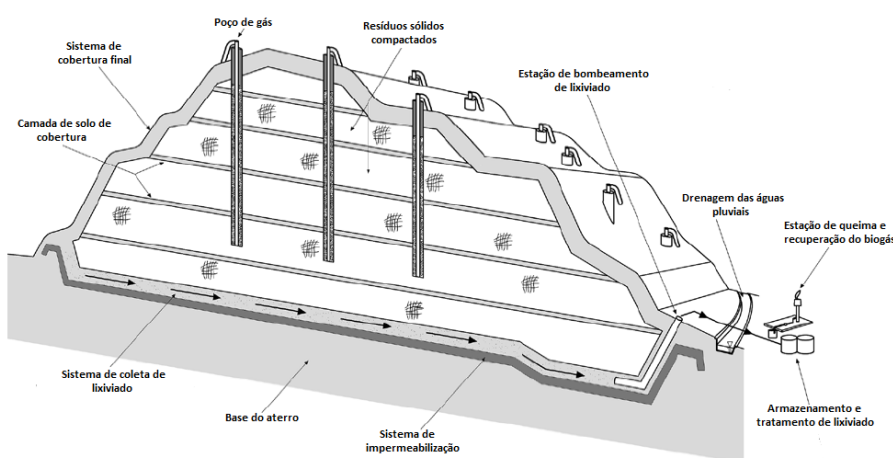
Quadro 1 - Principais diferenças entre lixões, aterros controlados e aterros sanitários

Critério	Lixões	Aterros Controlados	Aterros Sanitários
Localização da instalação	Não planejada e muitas vezes mal localizada	Condições hidrogeológicas consideradas	O local escolhido é baseado em fatores ambientais, comunitários e de custo
Capacidade	A capacidade do terreno não é planejada Não existe planejamento da célula; Os resíduos são despejados indiscriminadamente; A área de trabalho não é controlada	Capacidade planejada Não existe planejamento da célula mas a área de trabalho é minimizada; O descarte é apenas em áreas designadas	Capacidade planejada Célula projetada por desenvolvimento de célula; A área de trabalho é confinada à menor área prática; O descarte é apenas em células designadas
Preparação do terreno	Pouca ou nenhuma preparação do local	Classificação do fundo do local de descarte; Drenagem e controle de água superficial ao longo periferia do site	Extensiva preparação do local
Gerenciamento do lixiviado	Sem gerenciamento de lixiviado	Gerenciamento parcial do lixiviado	Gerenciamento completo do lixiviado
Gerenciamento do gás	Sem gerenciamento de gás	Inexistência de gerenciamento do gás ou gerenciamento parcial	Gerenciamento completo do gás
Aplicação de cobertura de solo	Ocasional ou sem cobertura de resíduos	Cobertura de resíduos implementada regularmente mas não necessariamente diariamente	Cobertura de solo diária, intermediária e final aplicada
Compactação dos resíduos	Sem compactação de resíduos	Compactação em alguns casos	Compactação dos resíduos
Manutenção da rodovia de acesso	Sem manutenção adequada da estrada de acesso	Manutenção limitada da rodovia de acesso	Completo desenvolvimento e manutenção da rodovia de acesso
Demarcação do espaço	Sem demarcação	Com demarcação	Demarcação segura com portão
Entrada de resíduos	Sem controle sobre a quantidade ou composição dos resíduos recebidos	Controle da quantidade de resíduos parcial ou inexistente, mas os resíduos recebidos são limitados a RSU	Controle total sobre a quantidade e composição dos resíduos recebidos; Disposições especiais para tipos especiais de resíduos
Manutenção de registros	Sem manutenção de registros	Manutenção básica de registro	Registro completo de volumes de resíduos, tipos, fontes e atividades / eventos do local
Coleta de resíduos	Coleta de resíduos por catadores	Coleta e comercialização controlada de resíduos	Não há coleta e comercialização de resíduos no local
Encerramento	Fechamento inadequado do local após a encerramento das operações	Atividades de encerramento limitadas à cobertura com solo solto ou parcialmente compactado e replantio de vegetação	Fechamento total e gerenciamento pós-fechamento
Custo	Baixo custo inicial e alto custo a longo prazo	Custo inicial baixo a moderado, custo alto a longo prazo	Aumento dos custos iniciais, operacionais e de manutenção, custo moderado de longo prazo
Impactos à saúde e ao meio ambiente	Alto potencial para incêndios e impactos adversos para o meio ambiente	Menor risco de impactos ambientais e de saúde adversos em comparação com um lixão aberto	Risco mínimo de impactos ambientais e de saúde adversos

Fonte: UNEP (2005).

É relevante ressaltar que os projetos de aterros sanitários devem obedecer uma série de exigências com o propósito de atingir um maior e melhor controle ambiental durante a construção, operação e manutenção desses ambientes como, por exemplo: 1) instalação do sistema de impermeabilização de fundo e das laterais, 2) instalação das camadas de cobertura (intermediária e final), 3) instalação do sistema de drenagem das águas superficiais, 4) instalação dos sistemas de coleta e tratamento de gás e lixiviado e 5) monitoramento ambiental (KOMILIS; HAM; STEGMANN, 1999; VANELK, 2007; FEAM, 2010; TOWNSEND et al., 2015b). Na Figura 6 podem ser observadas algumas das principais estruturas de um aterro sanitário.

Figura 6 - Principais estruturas de um aterro sanitário.



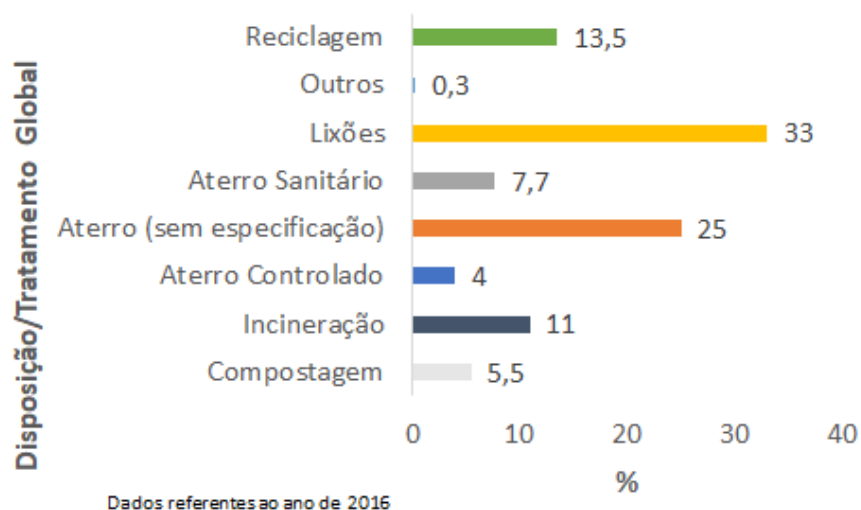
Fonte: Adaptada de Townsend et al. (2015b).

1.1.2 Tratamento e destinação dos resíduos gerados

Conforme observado na Figura 7, grande parte dos resíduos gerados em todo mundo vão parar em aterros controlados, aterros sanitários ou mesmo em lixões. No Brasil, essa realidade não é diferente. De acordo com SNIS (2021), de 2018 a 2020 mais de 70% da massa de resíduos total coletada foi encaminhada a aterros sanitários e uma média de 25,17% teve destinação ambientalmente inadequada sendo disposta em aterros controlados e lixões. Vale destacar que nesse período 30% dos municípios não informaram sua situação, logo, as disposições inadequadas podem ter, na realidade, um percentual ainda maior.

Esses dados mostram que, de uma forma geral, algumas medidas ainda precisam ser melhor desenvolvidas para que a gestão de resíduos, na maior parte dos países, consiga estar em consonância com o conceito de "Hierarquia do gerenciamento de Resíduos", como recomendado pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei Federal, 12.305 (BRASIL, 2010). Esse conceito preconiza uma ordem de preferência de ações para reduzir

Figura 7 - Tratamento e Disposição Global de Resíduos.



Fonte: Adaptada de The World Bank (2018).

e gerenciar os resíduos de forma mais sustentável. Possui também uma forte influência sobre as atuais práticas de gestão de resíduos e é representado esquematicamente como uma pirâmide invertida, onde a ação prioritária é a prevenção e a menos preferencial a disposição final (Figura 8) (UNEP, 2013; EU, 2008; GHARFALKAR et al., 2015).

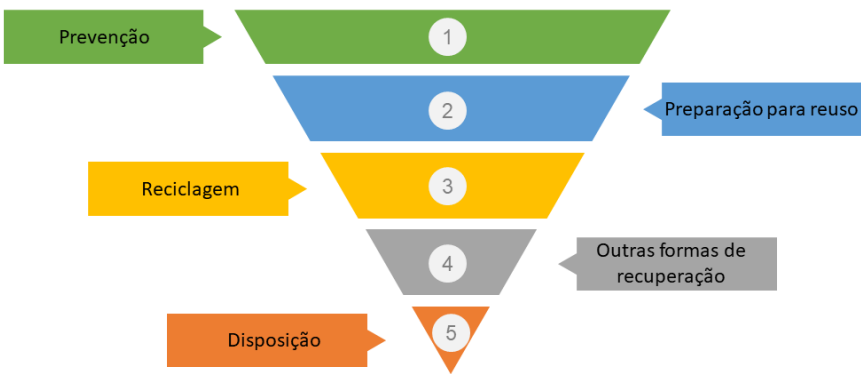
Desta forma, a fim de incentivar outros meios de recuperação, tratamento ou reciclagem dos resíduos e tornar a disposição final, de fato, o último recurso no fluxo da cadeia de resíduos, é necessária a criação de medidas interventivas para que essa mudança de paradigma consiga se tornar uma realidade.

Alguns países da Europa, por exemplo, adotaram ao longo das últimas décadas estratégias nesse sentido, tais como: a implementação de tributos (o que tornou o uso dos aterros sanitários economicamente menos atrativo), estímulo a reciclagem e proibição da disposição de grupos específicos de resíduos em aterros sanitários. Tais medidas a longo prazo foram muito efetivas nessa direção e repercutiram na redução das quantidades de resíduos enviadas aos aterros sanitários (Figura 9) (DIJKGRAAF; GRADUS, 2014; SCHARFF, 2014).

É importante ressaltar que essas medidas não tiveram por objetivo banir o uso dos aterros sanitários, mas sim, restringi-lo. A importância dos aterros sanitários é inegável e sempre existirá a necessidade desses ambientes na sociedade, inclusive para se dispor os rejeitos oriundos de outros tipos de tratamento de resíduos (SCHARFF, 2014).

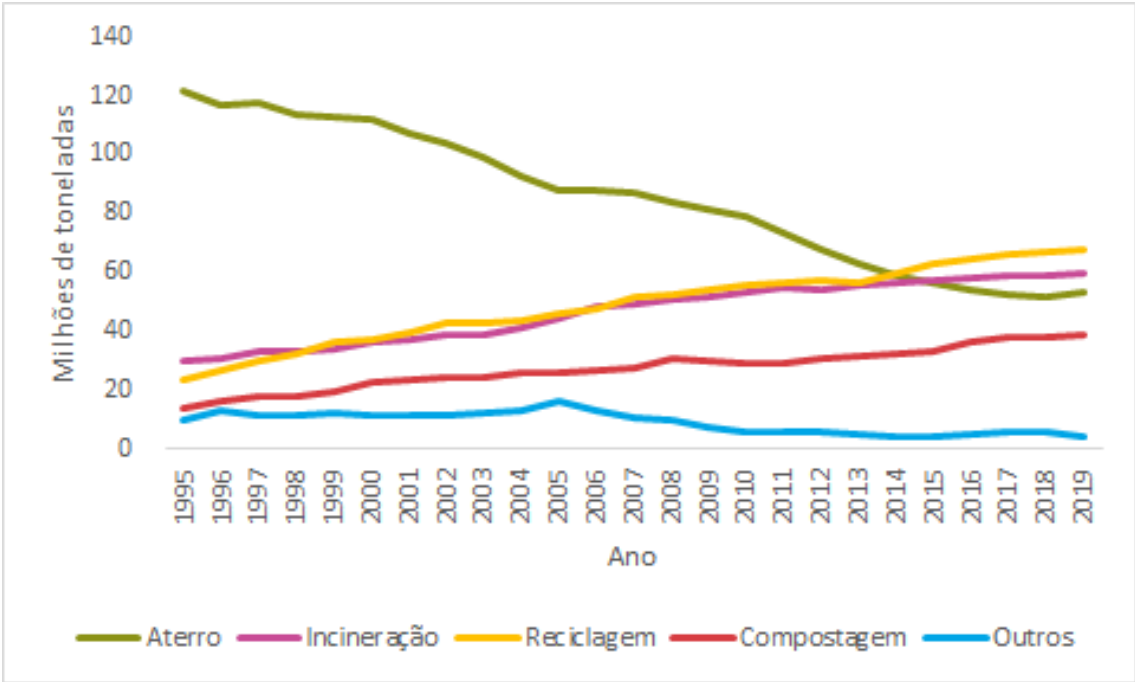
Outro fator que precisa ser levado em consideração é que essa restrição ao uso dos aterros sanitários não é algo trivial dentro da gestão de resíduos, principalmente para os países em desenvolvimento que ainda sofrem com a realidade do uso dos lixões e possuem menos recursos financeiros. Assim, o uso dos aterros sanitários como principal recurso

Figura 8 - Hierarquia do gerenciamento de Resíduos.



Fonte: Adaptada de Gharfalkar et al. (2015).

Figura 9 - Tratamento dos resíduos municipais na Europa.



Fonte: Elaboração própria baseada em EU (2021).

dentro da gestão de resíduos, pode ser ainda a opção mais recomendada ou viável para determinados países e regiões a longo prazo (THE WORLD BANK, 1999; BANDARA; HETTIARATCHI, 2010; MEIDIANA; GAMSE, 2011; LAVAGNOLO, 2019).

Vale destacar ainda, que em função desse papel importante e indispensável que os aterros sanitários executam dentro da gestão de resíduos, é necessário se reduzir ao máximo os seus possíveis impactos negativos, principalmente os relacionados à geração do biogás e lixiviado, que são as principais fontes de contaminação produzidas durante o processo de decomposição dos resíduos sólidos urbanos (UNEP, 2005).

Alternativas que objetivam a ampliação da sustentabilidade desses locais vêm sendo cada vez mais investigadas como, por exemplo: 1) as técnicas que buscam acelerar o processo de biodegradação dos resíduos aterrados por meio da adição de líquidos e/ou ar, 2) o aproveitamento energético do biogás, 3) a geração de energia elétrica por intermédio da instalação de painéis fotovoltaicos após o período de encerramento dos aterros e 4) as atividades de mineração (TOWNSEND et al., 2015a).

1.2 Lixiviado

1.2.1 Definição e geração

O lixiviado é caracterizado como uma mistura do líquido proveniente da decomposição dos resíduos biodegradáveis com a água que infiltra no aterro, oriunda principalmente de precipitações, escoamento superficial de áreas do entorno e águas de fontes subterrâneas (ROCHA, 2005; SÁ; JUCÁ; SOBRINHO, 2012). Assim, o lixiviado é o resultado da infiltração de água na massa de resíduos depositados ou da transferência de substâncias a partir dos resíduos para água infiltrada (ALIBARDI; COSSU, 2019).

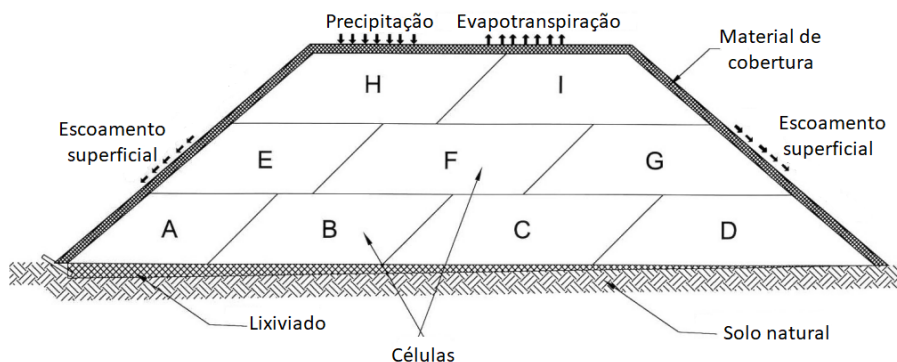
Existe uma grande variação da qualidade e da quantidade desse efluente nos aterros devido à influência direta de uma gama de fatores como, por exemplo: os processos físicos, químicos e biológicos existentes no aterro, a tecnologia empregada nesses ambientes, o conteúdo de água presente, o grau de degradação dos resíduos e a composição destes (KJELDSEN et al., 2002; EHRIG; STEGMANN, 2019).

Essa variação resulta numa maior complexidade para realizar uma estimativa mais precisa da sua taxa de produção e composição, especialmente para ser utilizada na elaboração de um sistema de captação e tratamento de lixiviado (EHRIG; STEGMANN, 2019).

A produção do lixiviado é principalmente influenciada pelas condições climáticas do local (ex: intensidade e frequência de chuvas, temperatura e radiação solar) e por condições específicas do aterro (ex: cobertura superior, compactação e forma de deposição dos resíduos) (ALIBARDI; COSSU, 2019; EHRIG; STEGMANN, 2019).

O cálculo para a sua estimativa é realizado com base no balanço hídrico do aterro, o qual, pode ser definido basicamente como a entrada e saída de todos os líquidos desse local (SÃO-MATEUS; MACHADO; BARBOSA, 2012; ALIBARDI; COSSU, 2019). Na Figura 10 podem ser observados os seus principais componentes.

Figura 10 - Balanço hídrico do aterro



Fonte: Adaptada de De-Velásquez et al. (2003).

1.2.2 Composição do lixiviado

De acordo com Kjeldsen et al. (2002), o lixiviado de aterros sanitários geralmente contem altas concentrações de matéria orgânica dissolvida e macrocomponentes inorgânicos, além da presença de metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos provenientes de produtos domésticos e industriais (ex: hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, alifáticos clorados, pesticidas e plastificantes).

O lixiviado gerado em aterros passa por determinadas etapas que são regidas pelos processos de decomposição dos resíduos aterrados: 1) fase aeróbia, 2) fase anaeróbia não metanogênica, 3) fase anaeróbia metanogênica transiente e 4) Fase anaeróbia metanogênica permanente (UNEP, 2005; SOUTO, 2009; EHRIG; STEGMANN, 2019).

Essas fases juntamente com toda a dinâmica do aterro são responsáveis por contribuir com a grande heterogeneidade e variabilidade da composição desse efluente ao longo do tempo. Segundo Tchobanoglous e Kreith (2002), nos anos iniciais de um aterro, por exemplo, o lixiviado produzido apresenta grandes quantidades de sólidos totais dissolvidos, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nutrientes e metais pesados. Esses constituintes conforme Tabela 1, vão gradativamente reduzindo ao longo dos anos. Nessa mesma tabela podem ser observados outros constituintes típicos da composição do lixiviado de aterros em diferentes fases.

Tabela 1 - Composição do lixiviado de acordo com a idade do aterro

Constituinte	Valor (mg/L)*		
	Aterro novo (menos de dois anos)		Aterro antigo (mais de dez anos)
	Varição	Típico	
DBO5	2,000-30,000	10,000	100-200
COT	1,500-20,000	6,000	80-160
DQO	3,000-60,000	18,000	100-500
Sólidos suspensos totais	200-2,000	500	100-400
Nitrogênio orgânico	10-800	200	80-120
Nitrogênio amoniacal	10-800	200	20-40
Nitrato	5-40	25	5-10
Fósforo total	5-100	30	5-10
Orto fósforo	4-80	20	4-8
Alcalinidade	1,000-10,000	3,000	200-1000
pH	4.5-7.5	6	6.6-7.5
Dureza total	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
Cloretos	200-3,000	500	100-400
Sulfatos	50-1,000	300	20-50
Ferro total	50-1200	60	20-200

Legenda: *Exceto para o pH.

Fonte: (TCHOBANOGLOUS; KREITH, 2002).

1.2.3 Sistema de impermeabilização, drenagem e coleta

O lixiviado é um dos maiores problemas ambientais causados pela disposição de resíduos em aterros sanitários. Isso se deve à grande quantidade de contaminantes presentes em sua composição, logo, um aterro sem um sistema adequado de impermeabilização, drenagem, captação e descarte do lixiviado, pode promover a contaminação do solo, assim como, dos corpos d'água superficiais e subsuperficiais em torno do local do aterro (POHLAND, 1975; BENGTTSSON et al., 1994; FATTA; PAPADOPOULOS; LOIZIDOU, 1999; BUTT et al., 2009; NGO; GUO; XING, 2009; BUTT et al., 2014).

É importante ressaltar que mesmo após o encerramento de um aterro, a poluição causada pelo lixiviado pode permanecer em altos níveis por várias décadas, continuando a ser, desta forma, uma potencial fonte de ameaça a seguridade ambiental e a saúde humana (NGO; GUO; XING, 2009; EHRIG; STEGMANN, 2019).

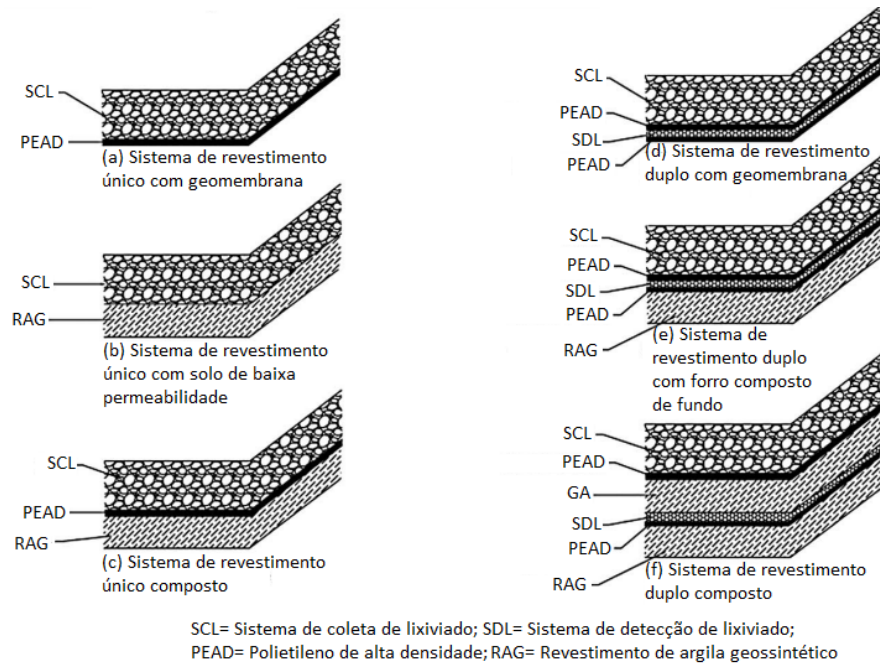
Além dos problemas relacionados à poluição, é importante salientar que o acúmulo de lixiviado gerado pode contribuir para a diminuição da eficiência dos revestimentos de proteção (instalados durante a construção do aterro) por conta do aumento da carga hidráulica, assim como, pode promover problemas de instabilidade no interior da célula (RAMKE, 2008).

A instalação dos sistemas de impermeabilização nos aterros se dá por meio das chamadas camadas de revestimento. Essas camadas são dispostas ao longo de toda a célula e atuam na prevenção ou atenuação da entrada de água pela superfície (sistemas de cobertura ou "cover liners") e também na prevenção da infiltração do lixiviado para o solo e possíveis corpos d'água (sistemas de impermeabilização da base ou "bottom liners") (TOWNSEND et al., 2015b; COSTA, 2015).

Os principais materiais constituintes dessas camadas de revestimento são principalmente os geossintéticos e os solos de baixa permeabilidade (TOWNSEND et al., 2015b). Vale destacar que dependendo da geologia local, dos regulamentos legais e exigências ambientais do local do aterro, a disposição dessas camadas pode apresentar diferentes configurações, podendo caracterizar um sistema de revestimento único ou um sistema de revestimento múltiplo (MEEGODA; HETTIARACHCHI; HETTIARATCHI, 2016; TCHOBANOGLIOUS; KREITH, 2002) (Figura 11).

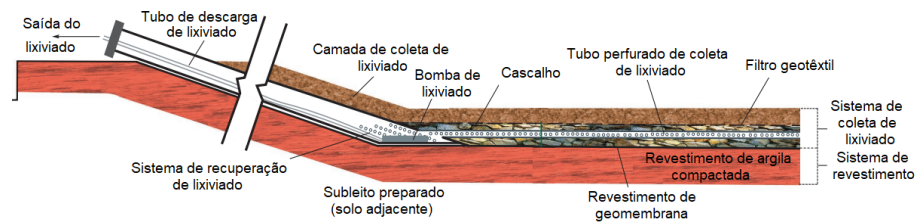
Quanto ao sistema de drenagem e coleta do lixiviado, este consiste basicamente de uma camada de drenagem feita com material inerte de alta permeabilidade e uma rede de tubos perfurados, que coletam e direcionam o efluente gerado para um local de tratamento ou onde será armazenado (RAMKE, 2008) (Figuras 12 e 13). Esse transporte normalmente ocorre por fluxo de gravidade ou por meio de bombeamento (PAZOKI; GHASEMZADEH, 2020). Após coletado, o lixiviado é armazenado em lagoas ou tanques, ou mesmo, transportado diretamente para instalações de tratamento (TOWNSEND et al., 2015b).

Figura 11 - Exemplos de sistemas de impermeabilização



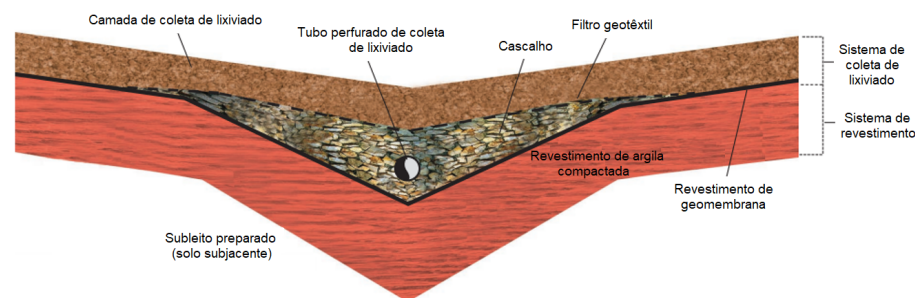
Fonte: Adaptada de Meegoda, Hettiarachchi e Hettiaratchi (2016).

Figura 12 - Sistema de coleta e recuperação de lixiviado



Fonte: Adaptada de ACRDF (2021).

Figura 13 - Sistema de coleta e recuperação de lixiviado: corte transversal

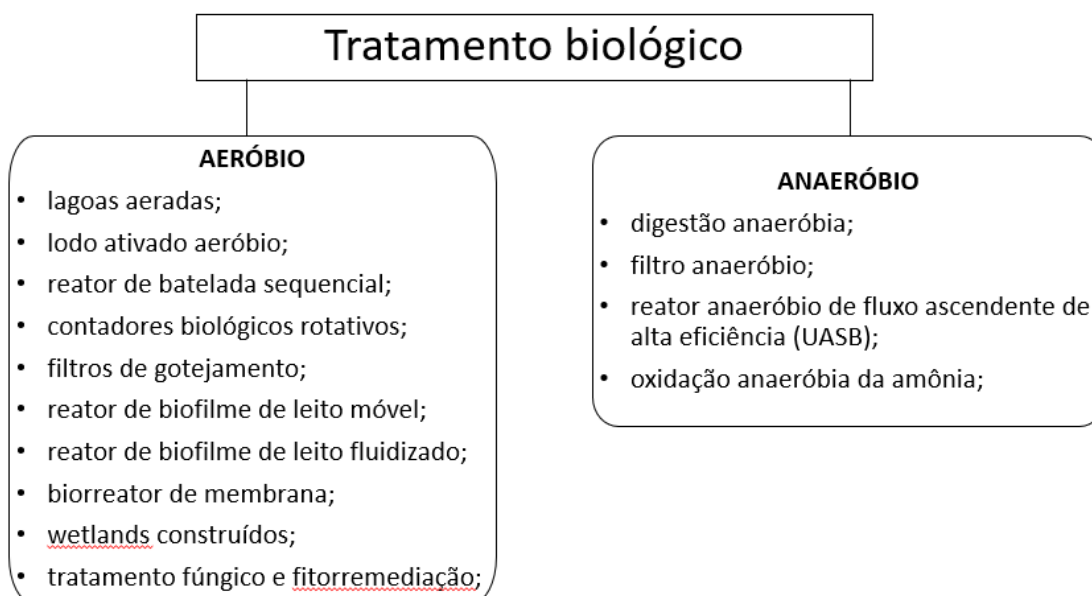


Fonte: Adaptada de ACRDF (2021).

1.2.4 Tipos de tratamento

Os diferentes tipos de tratamento do lixiviado são principalmente divididos entre dois grandes grupos: 1) biológicos e 2) físico-químicos. Os tratamentos biológicos (aeróbios e anaeróbios) são os mais comumente utilizados e são também os mais viáveis economicamente, sendo usados principalmente com o objetivo de se remover a matéria orgânica e nitrogenada presente no lixiviado (EHRIG; STEGMANN; ROBINSON, 2019; RENOUE et al., 2008). Na Figura 14 podem ser observados alguns exemplos desse tipo de tratamento.

Figura 14 - Tipos de tratamento biológico do lixiviado



Fonte: Elaboração própria com base em Luo et al. (2020).

Já os tratamentos físico-químicos podem ser utilizados, por exemplo, na remoção de cor, de metais, de espécimes orgânicos, partículas coloidais, materiais flutuantes, nitrogênio amoniacal, orgânicos voláteis, inorgânicos dissolvidos, bactérias, controle de pH e detoxificação de alguns espécimes inorgânicos (TCHOBANOGLIOUS; KREITH, 2002; RENOUE et al., 2008).

Luo et al. (2020), Tchobanoglous e Kreith (2002) citam como exemplos desse tipo de tratamento os seguintes métodos: coagulação-floculação, precipitação química, adsorção, arraste com ar, filtração por membrana, troca iônica, ultrafiltração, osmose reversa, neutralização, evaporação, processos de oxidação química/oxidação avançada e tratamento eletroquímico.

Por o lixiviado ser considerado um líquido de alta complexidade devido a variação

que sofre em sua composição ao longo do tempo, Filho (2017) relata a necessidade e possibilidade de se combinar diferentes tipos de tratamento a fim de se garantir uma melhor remoção dos poluentes presentes. Podendo segundo Luo et al. (2020), ser a combinação de dois ou mais tratamentos físico-químicos, combinação de dois ou mais tratamentos biológicos e a combinação de alguns tratamentos biológicos com alguns físico-químicos.

Existe também a possibilidade do lixiviado ser co-tratado com esgoto em estações de tratamento de esgoto doméstico (PROSAB, 2009) por meio do uso do sistema de lodos ativados (tratamento biológico aeróbio) (LUO et al., 2020).

Algumas pesquisas, ao longo dos últimos anos, vêm sendo realizadas a fim de analisar melhor a eficiência e os impactos desse co-tratamento, (BOOTH et al., 1996; NASCENTES et al., 2015; PEREIRA et al., 2018; CAMPOS; BUENO; PIVELI, 2019). Há uma preocupação que os compostos orgânicos de baixa biodegradabilidade presentes no lixiviado possam resultar em uma diminuição da eficiência do tratamento realizado nas estações de tratamento de esgoto e ainda aumentar as concentrações de efluentes a serem tratados (RENOU et al., 2008).

Vale destacar que os diferentes tipos de tratamento de lixiviado apresentam vantagens e desvantagens entre si, necessitando dessa forma, de uma análise abrangente para que o tratamento escolhido seja eficiente e apresente viabilidade econômica, operacional e logística (LIPPI et al., 2018).

No Brasil, o descarte de lixiviado tratado precisa estar em consonância com a Resolução 430 do Conselho Nacional de Meio Ambiente de 2011 (BRASIL, 2011). Esta resolução regulamenta as condições e padrões de lançamento de efluentes, inclusive dos efluentes originários de sistemas de disposição final de resíduos sólidos de qualquer origem. Alguns dos parâmetros que precisam estar dentro dos padrões exigidos são: pH, temperatura, materiais sedimentáveis, nitrogênio amoniacal, vazão de lançamento, óleos e graxas e demanda bioquímica de oxigênio (DBO 5 dias a 20 graus celsius).

A nível estadual dentro do Brasil, vale salientar a experiência do Rio de Janeiro com a Lei nº 9.055 de 08/10/2020 (RIO DE JANEIRO, 2020), a qual instituiu a obrigatoriedade do controle e tratamento do lixiviado nos sistemas de destinação final de resíduos sólidos, vazadouros, aterros controlados e aterros sanitários, bem como a remediação de vazadouros no estado do Rio de Janeiro.

1.2.4.1 Recirculação de lixiviado

A recirculação de lixiviado é uma prática antiga (remete aos anos 70) e é caracterizada basicamente pela introdução do lixiviado gerado novamente no interior das células do aterro. Essa prática tende a aumentar o conteúdo de umidade, podendo estimular a biodegradação, o transporte de bactérias e nutrientes além de possibilitar uma diminuição do

volume do lixiviado a ser tratado. Esse último fator impacta diretamente em uma redução dos custos atrelados ao transporte e tratamento desse efluente a longo prazo (POHLAND, 1975; REINHART; AL-YOUSFI, 1996; EA, 2009; WHITE et al., 2011; KNOX; BEAVE; COSSU, 2019).

No entanto, existem algumas pesquisas que relatam algumas desvantagens com relação à qualidade do lixiviado após o uso da recirculação. Benson et al. (2007), por exemplo, observaram que nos 2-3 primeiros anos de recirculação, o lixiviado apresentou elevada DBO, DQO e relação DBO:DQO. Todavia, vale destacar que os autores verificaram que após esse período não houve grandes diferenças entre o lixiviado recirculado e o lixiviado não recirculado. Francois et al. (2007) também constataram acúmulo de poluição orgânica além de cloreto e nitrogênio amoniacal após a prática da recirculação.

O uso dessa técnica em aterros sanitários vem sendo principalmente motivado pelo interesse na aceleração do processo de estabilização dos resíduos orgânicos degradáveis, aceleração e aumento da produção do biogás, aumento da vida útil do aterro por meio da aceleração dos processos de subsidência e redução dos custos de tratamento e disposição do lixiviado (WARITH; SHARMA, 1998; KNOX; BEAVE; COSSU, 2019; EA, 2009).

A forma de execução da recirculação de lixiviado, conforme Quadro 2, pode ser realizada por intermédio de diferentes técnicas que variam bastante entre si como, por exemplo: aplicação direta sobre os resíduos durante o descarte no aterro (pre-umificação dos resíduos), irrigação por pulverização da superfície do aterro, valas/lagoas de infiltração de superfície e aplicação subterrânea por meio de poços e sistema de drenagem (REINHART, 1996; PAZOKI; GHASEMZADEH, 2020). É importante ressaltar que a maioria dos métodos utilizados necessita de um sistema de drenagem, coleta, armazenamento e bombeamento do lixiviado (PROSAB, 2003).

A escolha por uma técnica específica vai depender de alguns fatores, tais como: objetivos dos operadores dos aterros sanitários, o tipo de aterro, escala e capacidade de recirculação do projeto, se a recirculação irá acontecer durante ou após a fase de operação do aterro, os equipamentos disponíveis, as regulamentações em vigor e os custos atrelados (REINHART, 1996; EA, 2009; DI-ADDARIO; RUGGERI, 2016).

Os desafios mais comumente relatados em projetos que objetivam a recirculação de lixiviado em aterros sanitários são principalmente a respeito da quantidade ideal de lixiviado a ser recirculada, problemas geotécnicos referentes à estabilidade, infiltrações indesejáveis, entupimento das instalações e distribuição não homogênea do lixiviado dentro da massa de resíduos (EA, 2009; DI-ADDARIO; RUGGERI, 2016).

A taxa de lixiviado a ser recirculado impacta diretamente a eficiência da aceleração do processo de biodegradação já que influencia o teor de umidade presente no aterro, o que consequentemente irá interferir na produção de gás (Figura 15), a qual, tende a ser maior em aterros com sistemas de recirculação de lixiviado (TCHOBANOGLIOUS; KREITH, 2002).

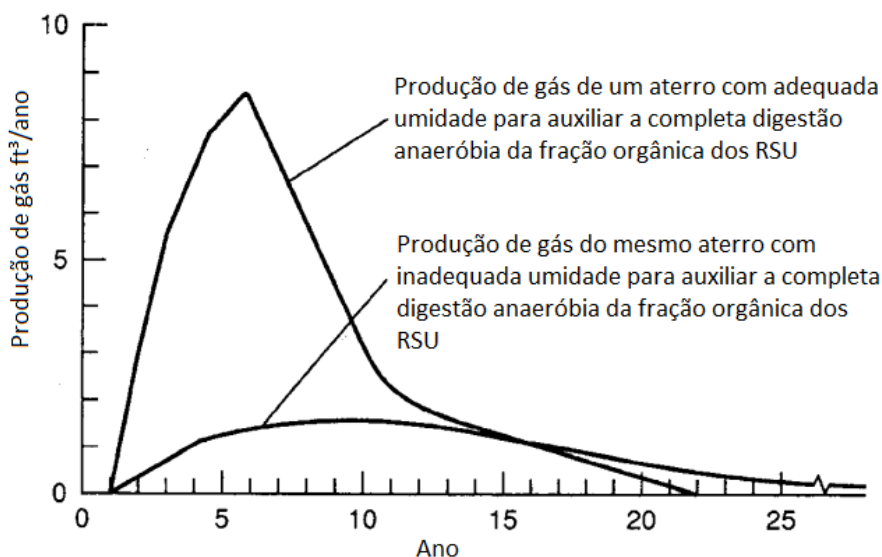
Quadro 2 - Métodos de recirculação de lixiviado

Método	Características
Pré-umificação	Possibilita uma maior eficiência da compactação dos resíduos e a evaporação do lixiviado. Possui a desvantagem da propagação de odores e risco à saúde dos trabalhadores que fazem a aplicação do efluente.
Irrigação por pulverização	Permite uma considerável redução do lixiviado por meio da evaporação e pode ser aplicado em uma maior área do aterro. Sua aplicação é realizada na superfície do aterro de forma semelhante a utilizada na irrigação de plantações. A propagação de odor e o risco à saúde dos trabalhadores que fazem a aplicação do lixiviado são algumas das desvantagens apresentadas por esse método.
Valas/Lagoas de infiltração de superfície	Constituído por trincheiras escavadas, preenchidas normalmente por brita. Geralmente ficam localizadas em áreas do aterro que foram isoladas com bermas ou dentro de locais escavados dentro da massa de resíduos. Possuem a desvantagem da necessidade de uma quantidade crescente de área e monitoramento, principalmente para controlar e prevenir problemas como infiltrações que possam favorecer o escape do lixiviado diretamente ou junto com o escoamento das águas pluviais. Outra desvantagem é a incompatibilidade com uma cobertura final impermeável para o aterro.
Aplicação subterrânea	Constituído por poços de injeção vertical ou drenos horizontais dentro da massa de resíduos, os quais possuem a vantagem de poderem ser usados durante o período de operação do aterro ou após o seu encerramento. As principais desvantagens e preocupações a cerca deste método são: a possível interferência na disposição e compactação dos resíduos, possíveis rompimentos do revestimento de fundo, impactos na integridade dos poços e dos sistemas horizontais devido aos recalques ao longo do tempo, presença de incrustações biológicas nas instalações e consequente redução da permeabilidade.

Fonte: Elaboração própria baseada em Reinhart (1996), Pazoki e Ghasemzadeh (2020).

De acordo com Sponza e Ağdağ (2004), taxas muito elevadas de recirculação podem, por exemplo, promover o desequilíbrio entre as fases acidogênica e metanogênica e contribuir para a inibição da atividade microbiana anaeróbia por meio do acúmulo de ácidos orgânicos voláteis e álcools.

Figura 15 - Efeitos da redução do conteúdo de umidade na produção de biogás



Fonte: Tchobanoglous e Kreith (2002).

Šan e Onay (2001) chamam a atenção para importância da taxa do líquido recirculado e sua frequência, especialmente para regiões com elevadas taxas de precipitação, salientando a importância de se combinar diferentes regimes de operação a fim de se atingir melhores resultados na estabilização dos resíduos e evitar problemas como inundações e entupimentos. Segundo os autores é necessário uma operação diferenciada dependendo da estação do ano.

Segundo PROSAB (2003), a fase da digestão anaeróbia em que se inicia a recirculação do líquido pode também contribuir para se alcançar resultados mais satisfatórios. Sugerindo que iniciar a recirculação após a fase ácida, evitaria a recirculação com grandes taxas de concentração de microorganismos, contribuindo assim, para uma maior estabilidade da comunidade microbiana.

1.3 Biogás de aterro sanitário

1.3.1 Produção e fatores de influência

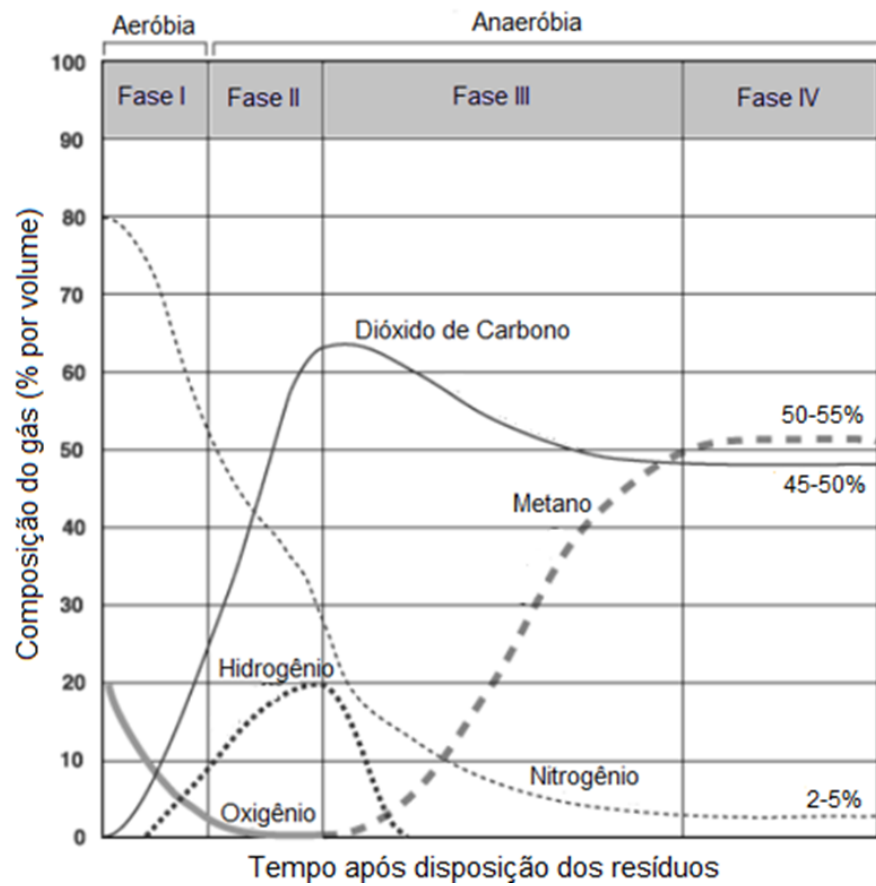
A maior parte do biogás produzido em aterros sanitários é resultado do processo de decomposição da matéria orgânica presente por meio da ação de microorganismos em condições anaeróbias. No entanto, esse biogás pode ser produto também da evaporação de compostos orgânicos voláteis e reações químicas entre os componentes dos resíduos (SPEIGHT, 2018). Esse gás tem sua composição formada principalmente por dióxido de carbono (45 a 50%) e metano (50 a 55%), possuindo também cerca de menos que 1 % de compostos orgânicos não metânicos e quantidades traço de compostos inorgânicos (U.S. EPA, 2016; CHAMEM; FELLNER; ZAIRI, 2020).

Na Figura 16 verifica-se o típico padrão que ocorre na produção do biogás de aterros. Esse padrão conforme se observa se divide em quatro etapas: Fase I - Aeróbia; Fase II - Anaeróbia não metanogênica; Fase III - Anaeróbia metanogênica instável; e Fase IV - Anaeróbia metanogênica estável (FARQUHAR; ROVERS, 1973).

O tempo total e a duração de cada fase irá variar de acordo com as condições do aterro (U.S. EPA, 2016). Segundo Valerro e Blight (2019), a taxa de degradação dos resíduos é influenciada pela sua composição, idade e pelas condições físicas, químicas e biológicas do local do aterramento como, por exemplo, pH, temperatura e umidade. VanElk (2007) ainda cita como fatores de influência o tamanho das partículas e a forma de construção e operação dos aterros. Abaixo segue uma melhor descrição da sequência das fases descritas acima com base em U.S. EPA (2016) e Farquhar e Rovers (1973):

- **Fase I** - Quando os resíduos são aterrados quantidades significativas de oxigênio ainda podem ser encontradas entre os espaços vazios existentes no local do aterramento, no entanto, ao passo que outros resíduos são adicionados e compactados, essas quantidades vão diminuindo, sendo principalmente consumidas por bactérias aeróbias. Essas bactérias são responsáveis por realizarem a quebra de longas cadeias moleculares de carboidratos complexos, proteínas e lipídios presentes no lixo orgânico. Nessa fase há o consumo também de nitrogênio e formação de dióxido de carbono.
- **Fase II** - Após todo o consumo do oxigênio inicia-se a Fase II, onde as bactérias anaeróbias convertem os compostos criados na fase anterior em ácido acético, lático e fórmico e álcool (ex: metanol e etanol). Ocorre um maior consumo de nitrogênio e uma maior produção de hidrogênio. É verificado também um pico de dióxido de carbono nessa fase.
- **Fase III** - Bactérias anaeróbias consomem os ácidos orgânicos produzidos na Fase II e formam acetato e ácido orgânico, esse processo torna o aterro um ambiente mais

Figura 16 - Composição do biogás de aterro sanitário.



Fonte: Adaptada de U.S. EPA (2016).

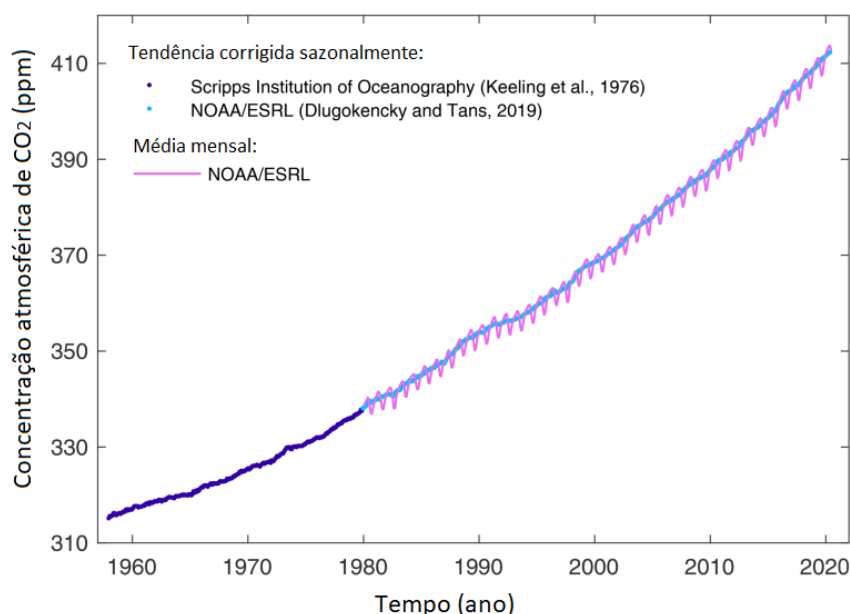
neutro, no qual as bactérias produtoras de metano são estabelecidas consumindo dióxido de carbono e acetato. Nessa fase há um completo consumo do nitrogênio e hidrogênio.

- **Fase IV** - A composição dos gases produzidos e as taxas de produção permanecem relativamente estáveis (normalmente por cerca de 20 anos), no entanto, mudanças ambientais, esgotamento de nutrientes ou acúmulo de materiais inibidores ao longo do tempo podem provocar variações consideráveis na produção do biogás.

1.3.2 Emissões e seus impactos ambientais

A preocupação com o aquecimento global e seus efeitos adversos vem causando grande apreensão nas últimas décadas, principalmente pelo crescente e crítico aumento da concentração de CO₂ na atmosfera (Figura 17). Desta forma, uma maior conscientização mundial vem se estabelecendo a fim de reduzir as emissões dos gases intensificadores do efeito estufa e evitar os efeitos extremos relacionados às mudanças climáticas (UN, 2021b).

Figura 17 - Concentração atmosférica de CO₂.



Fonte: Adaptada de Friedlingstein et al. (2020).

A fim de um melhor entendimento sobre os dados dispostos mais a frente, vale destacar que os dados referentes às emissões de gases de efeito estufa são apresentados em unidades absolutas de gás ou em termos de dióxido de carbono equivalente (CO₂e). Quando os dados são fornecidos em (CO₂e), existem dois tipos principais de abordagens métricas: Potencial de Aquecimento Global (GWP, no acrônimo em inglês) e Potencial de

Mudança de Temperatura Global (GTP, no acrônimo em inglês). Essas abordagens tem, por finalidade, transferir as emissões de diferentes gases para uma escala comum, sendo a GWP a mais utilizada (IPCC, 2007a; IPCC, 2013).

Tanto a métrica GWP quanto a GTP utilizam um horizonte de tempo de cem anos e se diferenciam segundo SEEG (2021), por considerarem respectivamente, a influência dos gases no aumento da temperatura e na influência do balanço energético da terra.

Na Tabela 2, verificam-se os valores calculados por meio da métrica GWP nos últimos relatórios do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas, mostrando a equivalência entre o dióxido de carbono e os gases metano e óxido nitroso.

Tabela 2 - Valores do Potencial de Aquecimento Global para o horizonte de tempo de cem anos

Relatórios IPCC	Gases		
	Dióxido de carbono	Metano	Óxido nitroso
Segundo relatório de avaliação (SAR - 1995)	1	21	310
Quarto relatório de avaliação (AR4 - 2007)	1	25	298
Quinto relatório de avaliação (AR5 - 2013)	1	28	265

Fonte: Elaboração própria com base em IPCC (2007a) e IPCC (2013).

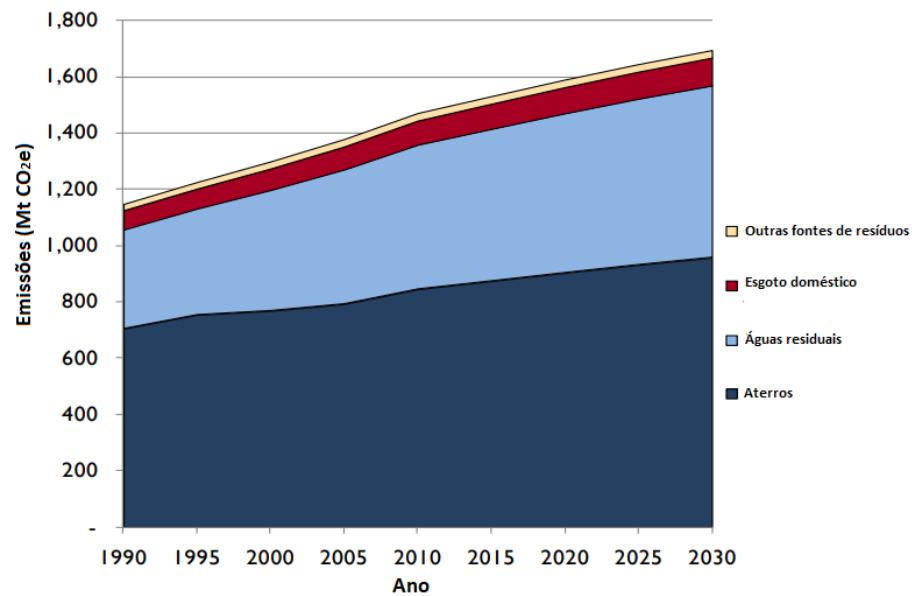
Com relação às emissões oriundas do setor de resíduos, foi verificado que em 2016, este setor foi responsável por aproximadamente 5% das emissões globais de gases de efeito estufa (THE WORLD BANK, 2018) e conforme se observa na Figura 18, os ambientes de disposição de resíduos sólidos dentro deste setor, são os que mais contribuem para as emissões desses gases, emitindo principalmente gás metano para a atmosfera (IPCC, 2007b).

De acordo com as estimativas realizadas até 2030 por U.S. EPA (2012), é esperado que as emissões oriundas desses ambientes aumentem nos próximos anos e continuem a ser as mais significativas dentro do setor de resíduos.

O cenário nacional mostra-se bastante semelhante, em 2020 segundo estimativas de Potenza et al. (2021), o Brasil emitiu um total de 2,16 bilhões de toneladas de CO₂e. Por meio da série histórica de dados de 1990 a 2020, verifica-se que o setor de resíduos esteve entre os cinco principais setores de emissão de gases de efeito estufa em todo o referido período (Figura 19).

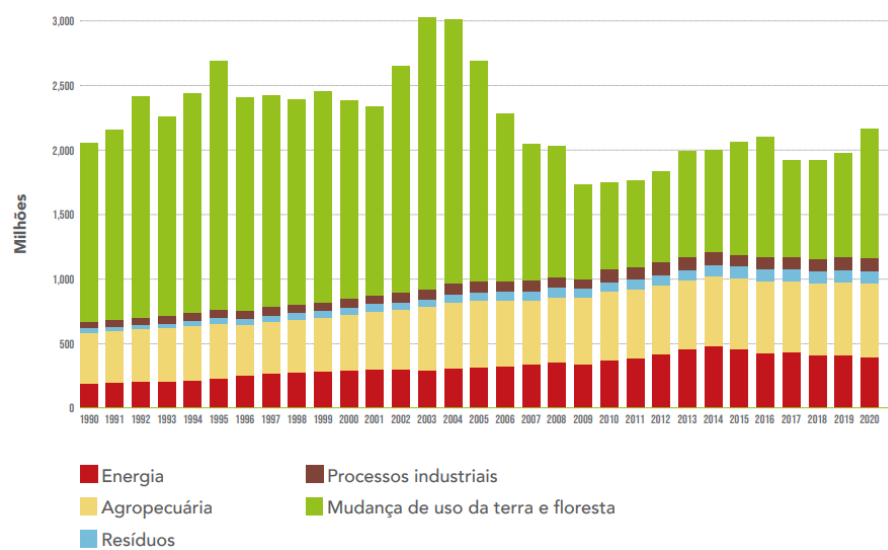
Com relação as emissões específicas do setor de resíduos, a série histórica de dados de 1990 a 2020 (Figura 20), mostra que a disposição de resíduos foi responsável pela maior parte das emissões dentro do setor. Só em 2020, as emissões oriundas da disposição de resíduos foram responsáveis por 64% das emissões do setor (Figura 21).

Figura 18 - Total de emissões do setor de resíduos por fonte.



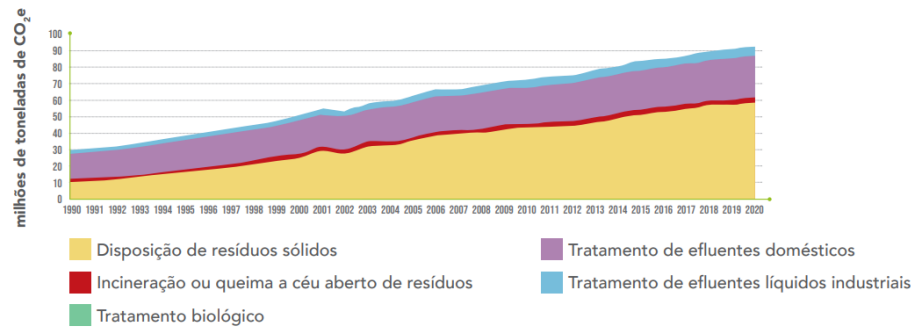
Fonte: Adaptada de U.S. EPA (2012).

Figura 19 - Total de emissões por setor no Brasil de 1990 a 2020 (GtCO₂e).



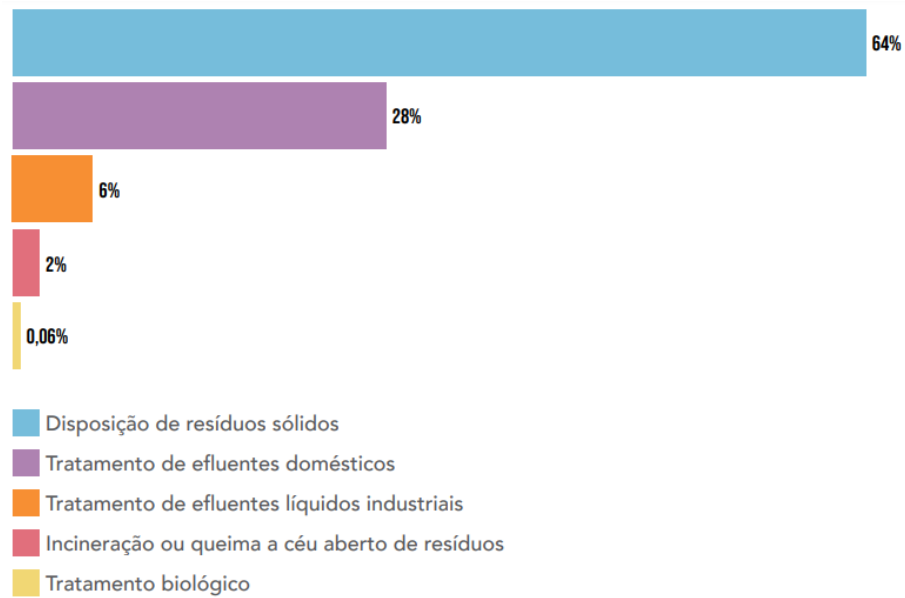
Fonte: Potenza et al. (2021).

Figura 20 - Total de emissões do setor de resíduos no Brasil de 1990 a 2020.



Fonte: Potenza et al. (2021).

Figura 21 - Total de emissões do setor de resíduos no Brasil em 2020.



Fonte: Potenza et al. (2021).

Na Tabela 3 verificam-se as emissões separadamente de metano e dióxido de carbono de 1990 a 2016 no setor de resíduos. Em 2016 as emissões de CO₂ neste setor corresponderam a 0,1% e foram oriundas principalmente da queima a céu aberto de resíduos sólidos de origem fóssil. As emissões de metano neste setor representaram 15,5% e tiveram como principal contribuinte a disposição de resíduos sólidos (MCTI, 2020).

Tabela 3 - Emissões de dióxido de carbono e metano no setor de resíduos no período de 1990 a 2016

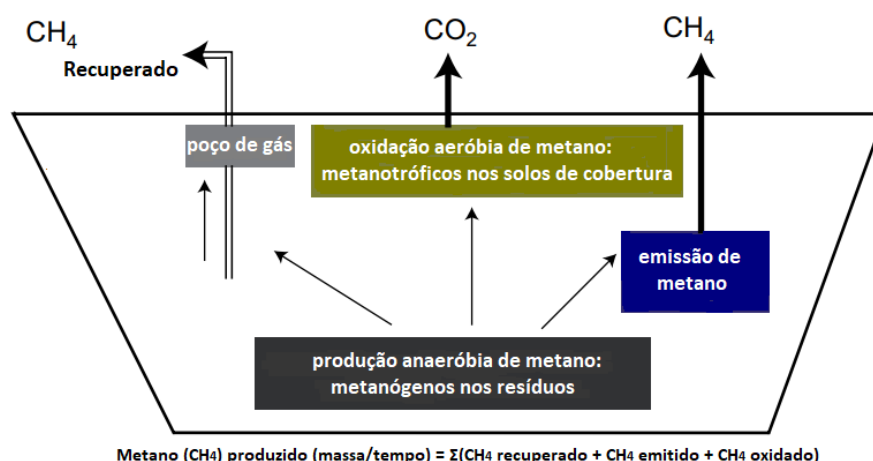
	1990	1995	2000	2005	2010	2016
Gg CH ₄	1.145,20	1.510,70	1.878,90	2.287,20	2.523,10	2.988,70
Gg CO ₂	533	585	926	1.108	1.154	504

Fonte: Elaboração própria com base em MCTI (2020).

1.3.3 Balanço de massa do metano e medidas de mitigação

IPCC (2007b) destacam que o metano gerado em aterros sanitários possui três principais destinações: 1) emissão por microorganismos metanogênicos anaeróbios, 2) oxidação por meio de microorganismos metanotróficos aeróbios nos solos de cobertura e 3) recuperação por meio da captação feita por poços instalados no interior do aterro (Figura 22). Spokas et al. (2006) salientam que além das citadas destinações existem ainda mais duas possíveis vias para o metano: as migrações laterais e o armazenamento interno.

Figura 22 - Balanço de massa simplificado do metano gerado em aterros.



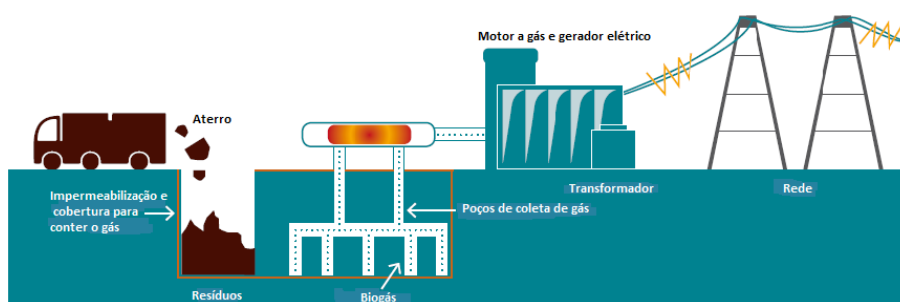
Fonte: Adaptada de IPCC (2007b).

Devido aos efeitos negativos que a disposição de resíduos nesses ambientes tende a causar, medidas de mitigação vem sendo desenvolvidas e aprimoradas ao longo das

últimas décadas a fim de reduzir ou mesmo evitar as emissões gasosas fugitivas desses locais e/ou realizar a captação do gás para queima ou fins de aproveitamento energético por intermédio de um sistema de extração (VANELK, 2007; SPEIGHT, 2018).

O sistema de extração do biogás normalmente ocorre por meio de poços (verticais ou horizontais) que se ligam a tubulações laterais que o transporta para uma caldeira ou turbina por meio de um coletor, usando um soprador ou um sistema de indução a vácuo (Figura 23). O gás transportado poderá ter algum aproveitamento energético ou apenas ser queimado, diminuindo assim, seu impacto negativo sobre o meio ambiente (THEMELIS; ULLOA, 2007; U.S. EPA, 2016).

Figura 23 - Sistema de captação de gás de aterro sanitário.



Fonte: Adaptada de Mutz et al. (2017).

A queima do metano além de ser considerada uma medida de segurança (por evitar possíveis explosões) é também considerada uma medida de proteção ambiental pois ao ser queimado, o metano se transforma em dióxido de carbono e água. Apesar do dióxido de carbono ser um gás de efeito estufa e, portanto, ser considerado também como responsável pelo aquecimento global, seu potencial de aquecimento global é mais de vinte e oito vezes menor que o do metano, tendo assim, um impacto ambiental considerado menor (VALERRO; BLIGHT, 2019).

Quando ao invés de queimado o biogás é aproveitado energeticamente, este pode ser utilizado para geração de energia elétrica, energia mecânica, energia térmica ou como biometano (EU, 2016). No entanto, para a recuperação energética desse gás, alguns tratamentos podem ser necessários a fim de se retirar excesso de umidade e determinadas impurezas para o seu adequado uso. As características do biogás e o tipo de aproveitamento energético que se almeja, definirão o tipo de tratamento necessário para a purificação desse gás (U.S. EPA, 2016).

Com relação as emissões que não conseguem ser capturadas pelo sistema de extração do biogás e migram para a atmosfera, denominadas emissões fugitivas, o desenvolvimento e aperfeiçoamento das camadas de cobertura utilizadas nos aterros é uma das medidas que vem sendo amplamente discutidas nos últimos anos e demonstrando considerável êxito na recuperação do biogás (MACIEL; JUCÁ, 2011; ARAUJO; RITTER,

2016).

Spokas et al. (2006) numa pesquisa, na qual, monitoraram nove células de aterros, verificaram que é possível atingir resultados satisfatórios na recuperação do metano gerado por meio da instalação de um sistema eficiente de captação de gás juntamente com a instalação de uma boa camada de cobertura. Segundo os autores, em uma célula com sistema de captação de gás, o tipo de cobertura final influencia diretamente no percentual de recuperação do metano gerado. No estudo em questão, houve uma recuperação que variou de 41 a 94% do que foi estimado por intermédio de modelos, tendo a maior parte dos resultados apresentado recuperação superior a 90%.

1.3.4 Mecanismo de desenvolvimento limpo e mecanismo de desenvolvimento sustentável

Outra alternativa que foi bastante utilizada como meio de mitigação das emissões oriundas dos locais de disposição de resíduos são os projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) (VANELK, 2007). Esses projetos são caracterizados pelo investimento por parte dos países desenvolvidos em projetos de redução das emissões de gases de efeito estufa, em países em desenvolvimento por meio do uso dos créditos de carbono (UN, 2021a).

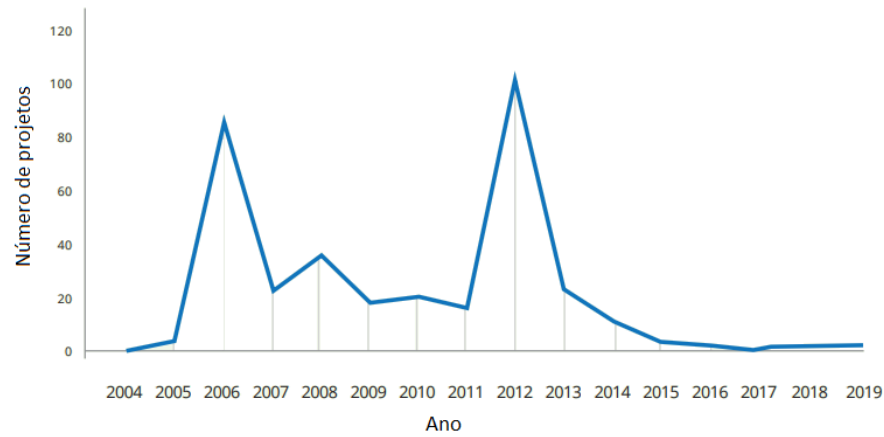
Esses créditos são conhecidos também como Redução Certificada de Emissões (RCE), onde cada crédito ou RCE equivale a uma tonelada de dióxido de carbono. Esses créditos são comercializados a fim de ajudar os países industrializados a atingirem parte das suas metas de redução de emissões, estipuladas na formulação do Protocolo de Quioto (UN, 2021a).

Na Figura 24, se observa a quantidade de projetos do Brasil registrados junto ao conselho executivo do MDL de 2004 a 2019. Conforme mostra a Figura 25, o maior número de projetos registrados faz parte do grupo de hidroenergia. Este grupo também representou o maior percentual de redução de CO₂e entre as demais atividades de projeto. No entanto, vale ressaltar que os projetos referentes ao grupo de gás de aterros, embora em termos de quantidade de projetos apresentados ocupe a quarta posição, em termos de redução de CO₂e apresentou o segundo maior percentual entre as demais atividades de projeto.

Contudo, é importante destacar que em 2016 por meio da vigência do Acordo de Paris, foi criado o que poderia ser denominado de novo modelo de projeto dentro do mercado internacional de carbono, o Mecanismo de Desenvolvimento Sustentável. Esse novo instrumento, surge em substituição ao MDL e busca além da redução geral das emissões de gases de efeito estufa, contribuir para o alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, estabelecidos na Agenda 2030 das Nações Unidas (CMW, 2022).

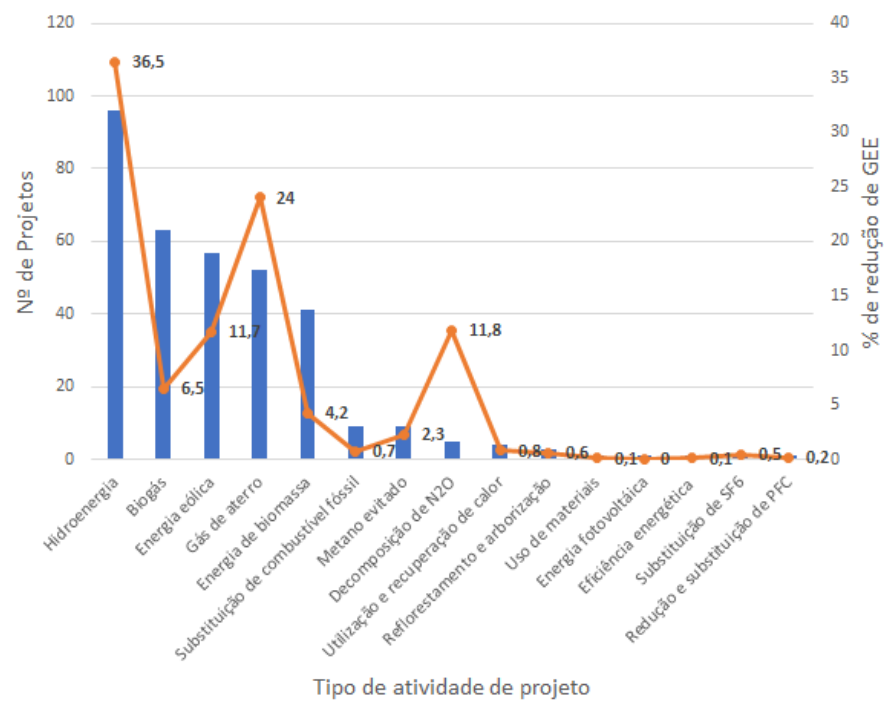
Essa nova modalidade dentro do mercado de carbono leva em conta a meta de

Figura 24 - Distribuição anual dos projetos brasileiros de MDL registrados de 2004 a 2019.



Fonte: Brasil (2020).

Figura 25 - Projetos de MDL registrados por setor no Brasil em 2019.



Fonte: Elaboração própria com base em Brasil (2020).

mitigação de todos os países sob o acordo de Paris, inclusive dos países em desenvolvimento. Além disso, busca encorajar a implementação de políticas favoráveis ao clima e ao contrário do MDL que funcionava como um mecanismo de compensação, busca contribuir para a redução geral das emissões (CMW, 2022).

Desde 2021 tramita na Câmara dos deputados um Projeto de Lei (PL) que visa estabelecer um comércio de emissões que já está previsto na Política Nacional de Mudanças Climáticas de 2009. O PL 528/21 estabelece princípios, objetivos e diretrizes para atender a agenda internacional estabelecida pelo Acordo de Paris, Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDCs) e a agenda nacional. As NDCs são os compromissos voluntários de redução de emissões de carbono dos países signatários do Acordo de Paris (VANELK; SILVA; PASSOS, 2021)

1.4 Revisão sistemática

Atualmente comum a várias áreas de pesquisa, a revisão sistemática, foi inicialmente restrita apenas ao campo da clínica médica (COSTA; ZOLTOWSKI, 2014). Esse tipo de revisão se caracteriza por sintetizar os resultados de pesquisas realizadas acerca de um tema específico, reunindo assim, informações de estudos realizados separadamente e que podem apresentar algumas vezes conclusões discordantes (AKOBENG, 2005).

São potencialmente capazes de compreender e também sintetizar uma grande gama de informações, fato bastante importante dentro da realidade atual que conta com uma enorme quantidade de pesquisas científicas e uma rápida disseminação do conhecimento (SIDDAWAY; WOOD; HEDGES, 2019).

As revisões sistemáticas envolvem um processo sistemático de pesquisa, no qual se objetiva encontrar os mais relevantes trabalhos realizados acerca de uma determinada pergunta científica, sintetizando e analisando criticamente seus principais resultados e descobertas. Essas revisões normalmente: 1) fornecem um resumo imparcial das evidências verificadas; 2) identificam as principais relações, contradições, lacunas e inconsistências entre as literaturas analisadas; 3) sugerem orientações para pesquisas futuras, fornecendo a construção de novas práticas e políticas relacionadas ao campo de pesquisa estudado (SIDDAWAY; WOOD; HEDGES, 2019).

Segundo Pollock e Berge (2018) são seis as principais etapas que constituem o processo de construção de uma revisão sistemática: esclarecimento das metas e objetivos, definição de uma pesquisa relevante, coleta de dados, avaliação da qualidade dos estudos, síntese das evidências e interpretação dos resultados. Abaixo verificam-se os principais critérios incluídos em cada uma dessas etapas descritas por esses autores:

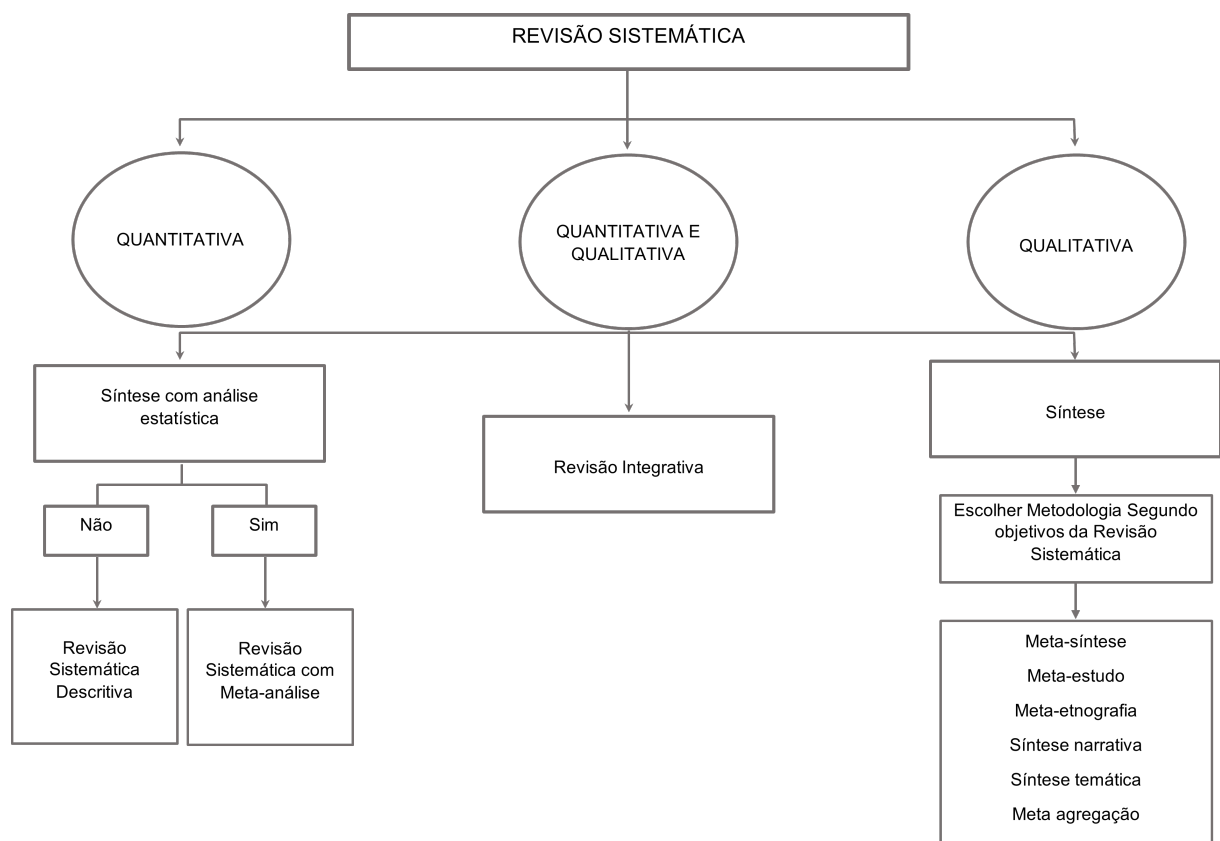
- **Esclarecimento das metas e objetivos:** 1) Definição da pergunta (as) de pesquisa; 2) Definição dos critérios de elegibilidade, incluindo as características do

estudo; 3) Definição dos resultados secundários de interesse.

- **Definição de uma pesquisa relevante:** 1) Descrição das fontes de informação; 2) Apresentação da estratégia de pesquisa eletrônica usada no bancos de dados; 3) Descrição do processo de seleção dos estudos a partir dos resultados da pesquisa.
- **Coleta de dados:** 1) Descrição do método de extração de dados; 2) Listagem e definição de todas as variáveis para as quais os dados serão buscados.
- **Avaliação da qualidade dos estudos:** 1) Descrição do método usado para avaliar o risco de viés dos estudos incluídos; 2) Descrição de como o risco de avaliação de viés será usado.
- **Síntese das evidências:** 1) Descrição da análise estatística planejada; 2) Descrição dos métodos de síntese planejados para dados qualitativos; 3) Planejamento para apresentação de resultados.
- **Interpretação dos resultados:** 1) Definição de como as informações sobre a qualidade das evidências serão usadas; 2) Definição de como os resultados serão interpretados; 3) Explicação de como as descobertas serão resumidas.

Na Figura 26 verificam-se os diferentes tipos de metodologias que podem ser seguidas dentro de uma revisão sistemática segundo Guanilo, Takahashi e Bertolozzi (2011). Constata-se também que as principais categorias de pesquisas dentro deste tipo revisão se dividem em três grupos principais: quantitativo, quantitativo/qualitativo e qualitativo.

Figura 26 - Metodologias da Revisão Sistemática.



Fonte: Guanilo, Takahashi e Bertolozzi (2011).

2 METODOLOGIA

2.1 Pergunta de pesquisa

Nesse trabalho uma revisão sistemática foi realizada a fim de responder com base na avaliação e síntese de pesquisas desenvolvidas anteriormente a seguinte questão: qual a influência da recirculação de lixiviado na qualidade e/ou produção de biogás em aterros sanitários?

2.2 Método de busca

Para realização desta revisão foram utilizadas as bases de dados da Scopus e Web of Science (WOS). As palavras chaves utilizadas foram as diferentes combinações possíveis entre recirculação de lixiviado, biogás, aterro e resíduos sólidos urbanos. Foi utilizado termos sinônimos ou semelhantes, variação entre singular e plural, para assim, tentar encontrar o máximo de pesquisas dentro da temática de interesse conforme disposto abaixo:

- **combinação 1:** “leachate recirculation” OR “recycle leachate” OR “leachate recycling” AND;
- **combinação 2:** “methane” OR “landfill gas” OR “biogas” AND;
- **combinação 3:** “municipal solid waste” OR “municipal solid wastes” OR “MSW”.

Além das palavras chaves, foi utilizado também um filtro temporal. Esse filtro selecionou as pesquisas que foram desenvolvidas a partir de 2010 até julho de 2021.

2.3 Triagem e elegibilidade das pesquisas

Os resultados encontrados passaram por uma triagem prévia. Nessa etapa, foi realizada uma leitura do título e resumo desses trabalhos. Essa leitura permitiu verificar quais trabalhos poderiam ou não responder a pergunta de pesquisa e, assim, passar para a próxima fase de seleção.

Na fase de elegibilidade, os trabalhos previamente selecionados foram lidos na íntegra e avaliados quanto à adequação à presente revisão sistemática para, assim, serem incluídos ou não no trabalho por meio dos critérios estabelecidos.

2.4 Critérios de exclusão e inclusão

No Quadro 3 podem ser observados os critérios que foram estabelecidos nesta revisão sistemática para a inclusão ou exclusão das pesquisas encontradas e analisadas. Vale destacar que o fator de impacto das revistas/periódicos não foi um dos critérios estabelecidos para seleção dos trabalhos encontrados.

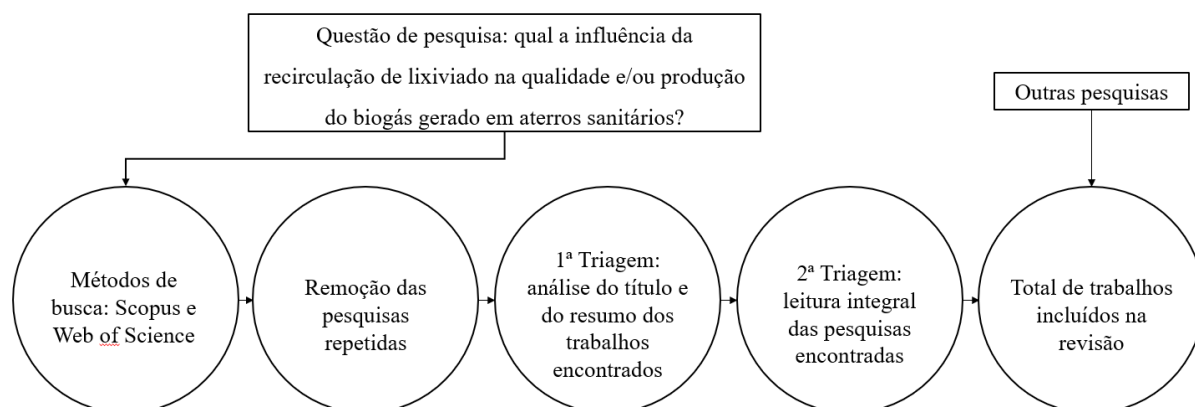
Quadro 3 - Critérios estabelecidos de inclusão e exclusão.

Critérios de Inclusão	Pesquisas que utilizaram RSU nos seus experimentos; Pesquisas que fizeram uso da RL; Pesquisas que verificaram a produção ou a qualidade do biogás gerado; Pesquisas desenvolvidas a partir de 2010; Pesquisas desenvolvidas em aterros, células pilotos ou em biorreatores em escala de bancada.
Critérios de Exclusão	Trabalhos de pesquisa que tiveram leitura inacessível; Trabalhos repetidos; Trabalhos de pesquisa de validação de modelos; Pesquisas que utilizaram resíduos diferentes de RSU; Pesquisas desenvolvidas anteriormente a 2010; Pesquisas realizadas em aterros controlados ou lixões.

2.5 Processo de construção da revisão sistemática

Além dos trabalhos que foram incluídos por meio das buscas nas já referidas bases de dados, foram incluídas também outras pesquisas encontradas ao longo da execução desse trabalho. Na Figura 27 verifica-se uma síntese de todo o processo de construção dessa pesquisa.

Figura 27 - Processo de construção da revisão sistemática.



2.6 Compilação e análise dos dados

Foi realizada uma análise bibliométrica dos resultados brutos das bases de dados por meio do software gratuito Bibliometrix-R. Posteriormente foi executada uma análise bibliométrica apenas dos artigos selecionados para esta revisão. As informações bibliométricas e a síntese dos dados mais importantes dos artigos depois de organizados em tabelas, gráficos e quadros, passaram por um processo de análise crítica imparcial para, assim, construir essa revisão.

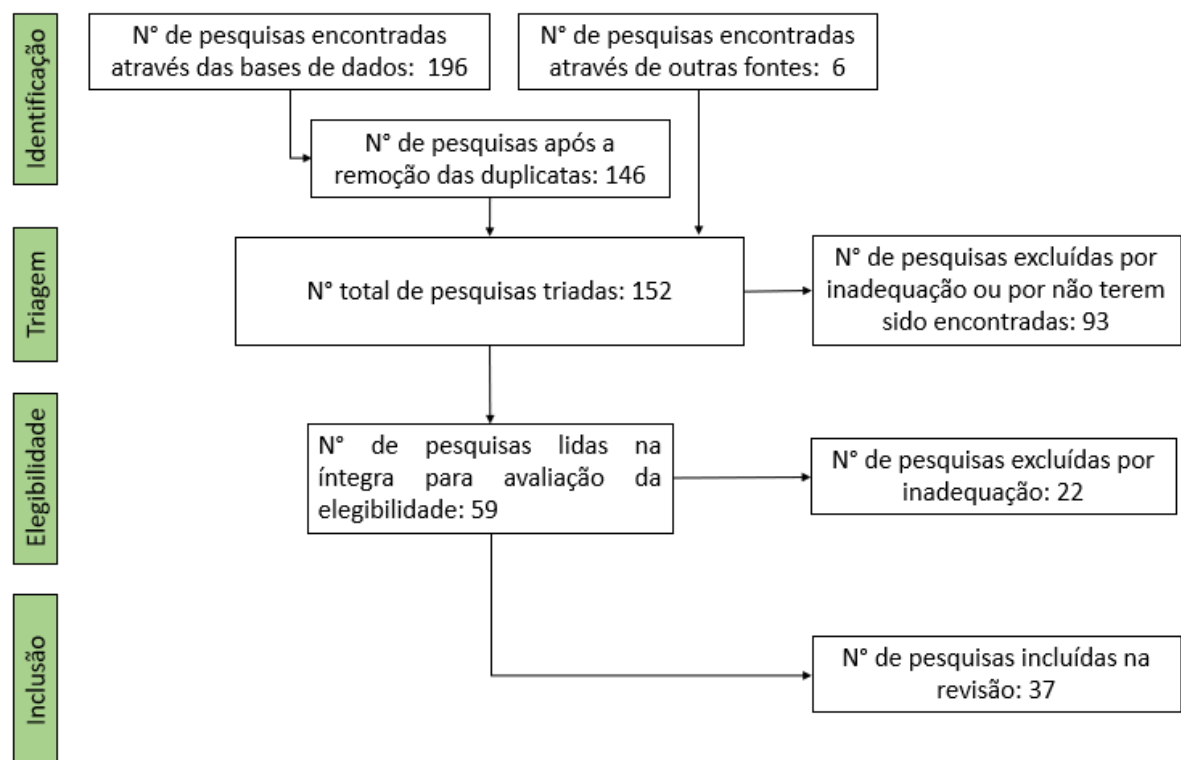
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Seleção das pesquisas encontradas

Na Figura 28 pode ser observado o fluxograma das principais etapas da revisão sistemática juntamente com os resultados encontrados. Por meio das palavras chaves utilizadas e do filtro temporal que considerou apenas os trabalhos que foram desenvolvidos a partir de 2010, foram encontrados 84 resultados na base de dados da Scopus e 112 na WOS, totalizando 196 trabalhos científicos.

Vale destacar que ao término de todas as fases do processo de revisão, um total de 165 trabalhos foram descartados. Esse total correspondeu aos artigos repetidos, aos que não puderam ser encontrados e aos que foram excluídos na fase de triagem e elegibilidade. Já o total de trabalhos incluídos foi de 37, o qual compreendeu as pesquisas que foram selecionadas por meio das bases de dados e outras que foram encontradas ao longo da execução dessa revisão.

Figura 28 - Fluxograma das diferentes fases da revisão sistemática com os seus resultados.



Fonte: Adaptada de Moher et al. (2009).

É importante salientar que algumas pesquisas não tiveram por objetivo principal

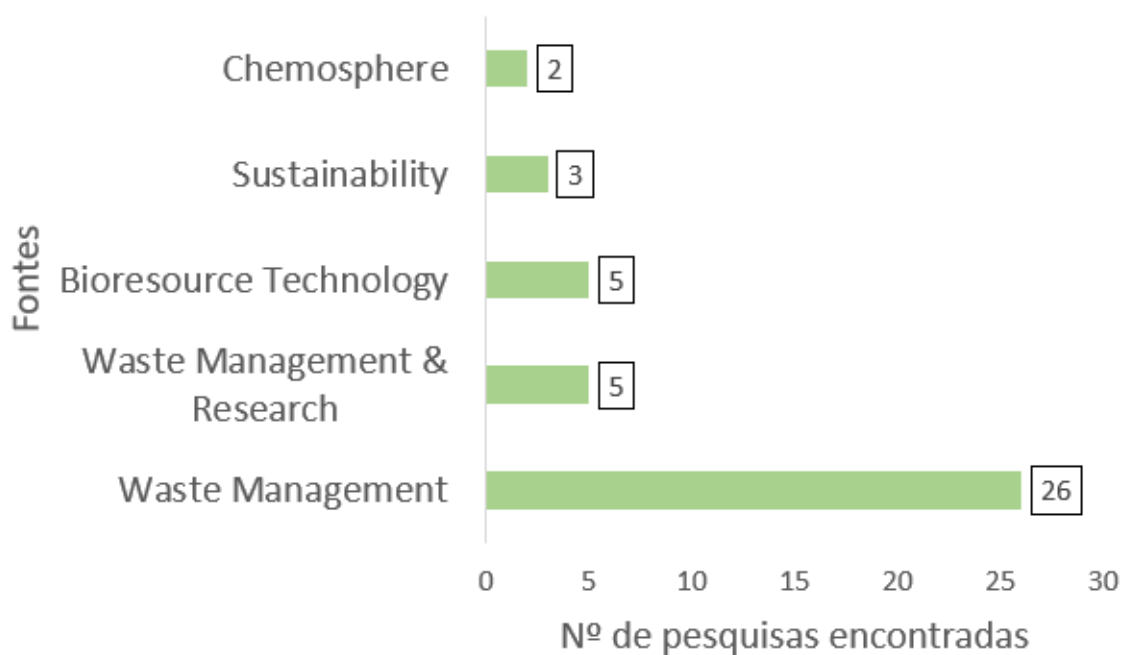
verificar a influência da recirculação na produção de biogás, no entanto, os dados referentes a isso foram obtidos de forma indireta nos resultados alcançados.

3.2 Análises bibliométricas

3.2.1 Dados brutos

Na Figura 29 verificam-se as principais fontes das pesquisas encontradas. Em ambas as bases de dados, as 5 principais fontes e seus respectivos números de trabalhos foram os mesmos.

Figura 29 - Principais fontes das pesquisas encontradas na WOS e Scopus.



Com relação às análises temporais, os resultados obtidos por meio da WOS, mostraram que os anos de 2015, 2016 e 2017 apresentaram mais publicações, conforme mostra a Figura 30. Já na Scopus, o ano de 2016 foi o que mais se destacou nesse sentido como constatado na Figura 31.

3.2.2 Dados gerados após triagem

Conforme mostra a Tabela 4 esta revisão sistemática foi constituída por cinco diferentes tipos de trabalhos científicos: tese, dissertação, artigo de conferência/simpósio,

Figura 30 - Análise temporal das pesquisas encontradas na WOS.

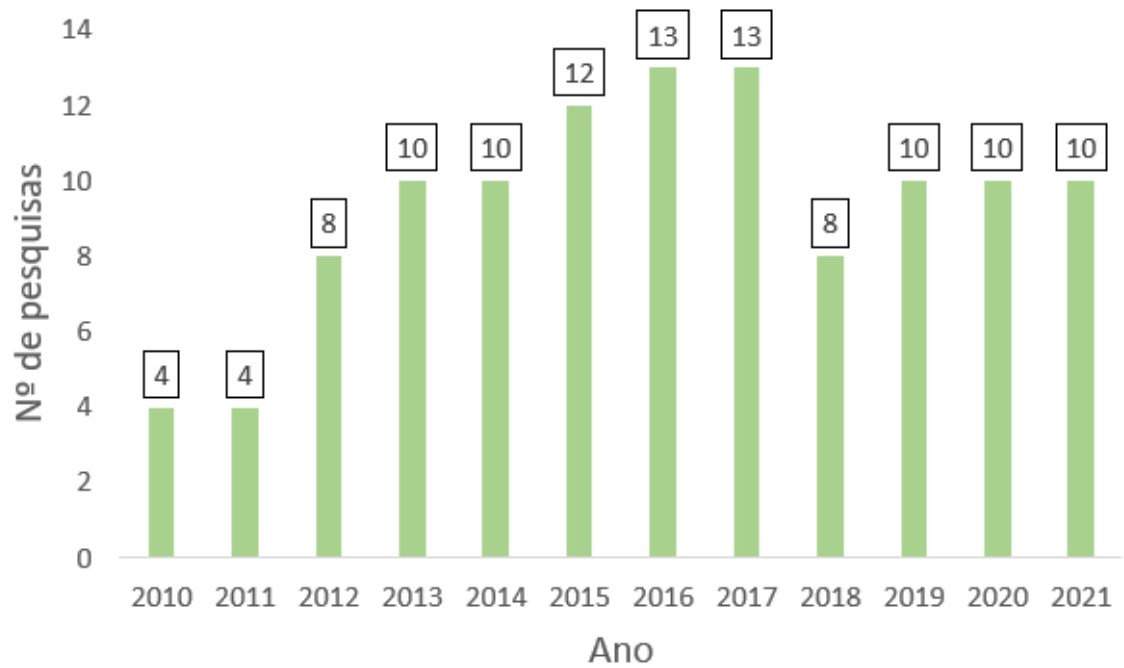
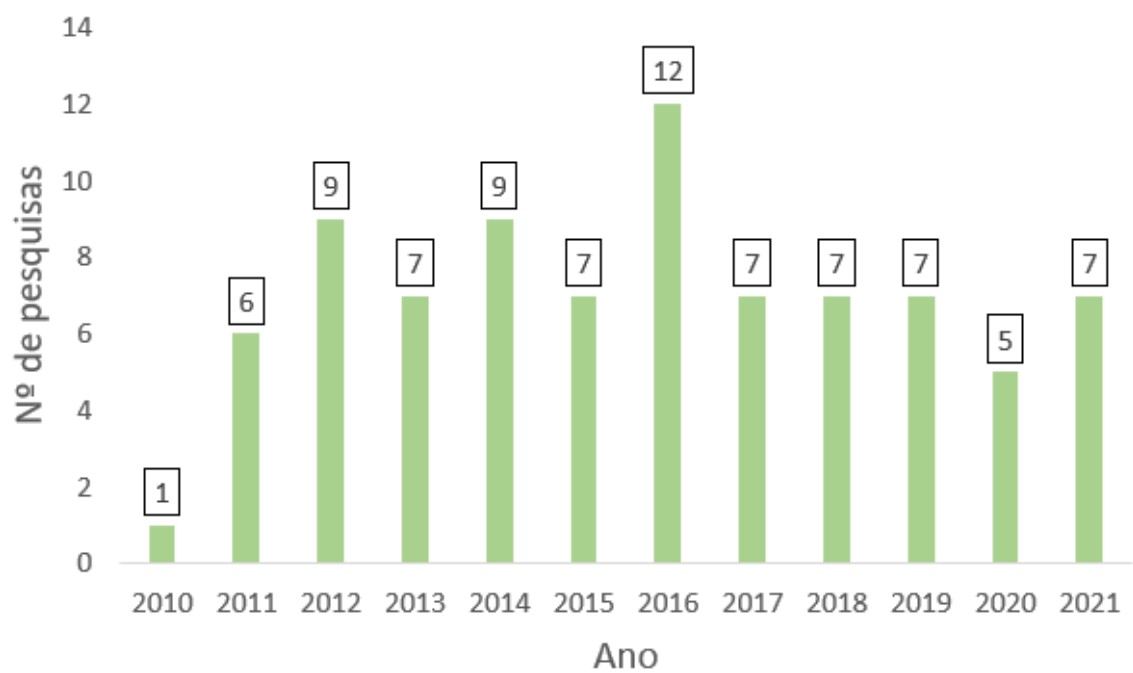


Figura 31 - Análise temporal das pesquisas encontradas na Scopus.



artigo de revistas/periódicos e capítulo de livro. Salienta-se que os artigos de revistas/periódicos corresponderam a 78,38% do total dos trabalhos encontrados.

Tabela 4 - Tipos de trabalhos científicos incluídos na revisão sistemática

Tipo de pesquisa	Nº
Tese	1
Dissertação	1
Artigo de revista/periódico	29
Artigo de conferência/simpósio	5
Capítulos de livro	1

Na Tabela 5 podem ser verificadas as principais fontes desses artigos e os seus correspondentes fatores de impacto. Conforme se observa, o periódico Waste Management foi a fonte que mais se destacou entre as demais.

Com relação ao período de publicação das pesquisas incluídas na revisão, por meio da Figura 32 se verifica que 2014 e 2017 foram os anos que tiveram o maior número de publicações.

Figura 32 - Ano de publicação das pesquisas que foram incluídas na revisão sistemática.

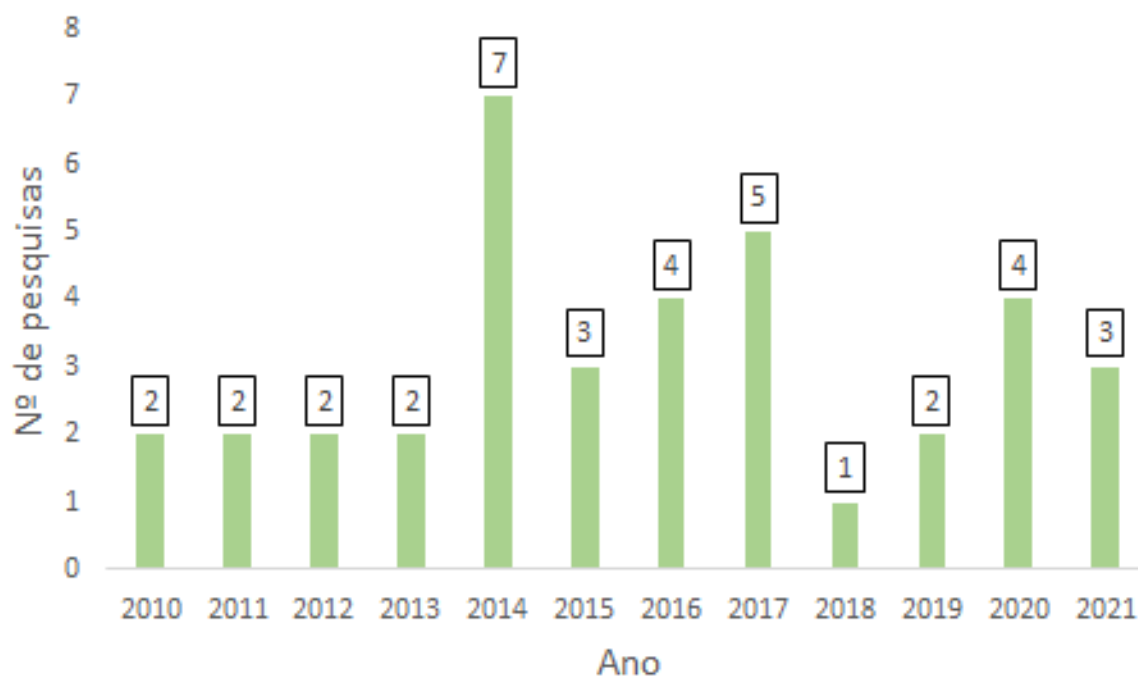


Tabela 5 - Fonte dos artigos de revistas/periódicos incluídos na revisão sistemática e seu respectivo fator de impacto.

Revista/Periódico	Nº de artigos	Fator de Impacto
Waste Management	5	7.145
Waste Management and Research	4	3.549
Bioresource Technology	3	9.642
Fuel	2	6.609
Journal of Hazardous Materials	2	10.588
Environmental Progress and Sustainable Energy	1	2.431
Global Nest Journal	1	1.042
Environment Protection Engineering	1	0.977
Journal of Material Cycles and Waste Management	1	2.863
Environmental Footprints and Eco-design of Products and Processes	1	-
International Journal of Geosynthetics and Ground Engineering	1	-
Energy Sources Part A: Recovery Utilization and Environmental Effects	1	3.447
Environmental Engineering and Management Journal	1	0.916
Water Research	1	11.236
Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste	1	-
Bioprocess and Biosystems Engineering	1	3.210
Environmental Technology	1	3.247
Journal of Chemistry	1	2.506

3.3 Panorama geral das pesquisas analisadas

Os trabalhos selecionados por meio desta revisão foram divididos entre dois grupos principais: 1) as pesquisas desenvolvidas em escala laboratorial e 2) as pesquisas realizadas em grande escala. O primeiro grupo correspondeu a um total de 64,86% das pesquisas analisadas, já o segundo grupo teve um percentual de 35,14%.

3.3.1 Pesquisas realizadas em escala laboratorial

A síntese das pesquisas desenvolvidas em escala laboratorial, que foram incluídas nessa revisão, podem ser observadas na Tabela 6. Os experimentos fizeram uso de diferentes estratégias a fim de promover uma melhor e mais rápida degradação dos resíduos, assim como, uma melhor produção de biogás. O uso da recirculação de lixiviado para este fim, foi executada de forma variada, objetivando uma otimização e melhor eficiência da técnica, conforme será melhor detalhado a seguir.

Tabela 6 - Síntese das pesquisas desenvolvidas em escala laboratorial

Referência	Idade dos resíduos (anos)	Tempo de operação do experimento (dias)	Características do experimento	A RL aumentou a qualidade ou a geração do biogás?
Munawar et al. (2019)	10	140	2 reatores de tubo de polietileno de alta densidade (PEAD), 50 cm de diâmetro externo, 150 cm de altura e volume total de 0,57 m ³ , foram operados um com RL e outro sem RL	Não
Ali et al. (2020)	resíduos frescos	120	4 reatores feitos de tubo de polietileno de alta densidade, com 50 cm de diâmetro externo, 2,5 cm de espessura de parede, 150 cm de altura e volume total de aproximadamente 0,57 m ³ . 2 foram operados com RL e 2 sem RL	Não
Kong (2010)	mistura simulada de RSU	240	3 lisímetros de escala de laboratório preenchidos com uma mistura simulada de RSU. Um lisímetro foi operado como controle, um com RL e outro com RL e ajuste de pH	Sim
Di-Addario e Ruggeri (2016)	5	750	1 reator composto por 1 coluna de vidro de 35 cm de altura, 20 cm de diâmetro externo e 18,2 cm de diâmetro interno. No topo do reator há uma cúpula de vidro com uma entrada central para o líquido. O líquido é distribuído no leito de resíduos por meio de uma placa com 16 furos de 19 mm de diâmetro.	Sim
Frank et al. (2016)	5 a 20	130	Biorreatores de 7 L onde 3 condições foram testadas: uso de um controle sem RL, uso da RL apenas e uso da RL com adição de enzimas celulolíticas	Sim (com a adição de enzimas)
Reddy et al. (2015)	resíduos frescos	-	6 biorreatores idênticos submetido a RL foram utilizados para degradar amostras frescas de resíduos. As amostras foram exumadas dos biorreatores em diferentes estágios de degradação e posteriormente foram testadas para verificação de diferentes parâmetros	Sim
Liu et al. (2014)	mistura simulada de RSU	210	4 biorreatores feitos em acrílico com diâmetro interno de 400 mm, altura de 1.246 mm e possuíam um aspersor colocado no topo para distribuir o lixiviado. Os biorreatores foram operados da seguinte forma: 1) sem RL, 2) com RL e ajuste de pH, 3) com RL, ajuste de pH e adição de cinzas volantes e 4) com RL, ajuste de pH e adição de escória	Sim (com a adição de cinzas volantes e escória)
Hernández-Berriel et al. 2014	resíduos frescos	201	8 biorreatores cilíndricos de PVC com as dimensões de 18 × 4,5 cm de diâmetro interno foram preenchidos com 215,19 g de RSU. Os biorreatores foram divididos em grupos com diferentes taxas de recirculação de lixiviado e outros como controle, sendo operados sem recirculação.	Sim (com determinadas taxas de recirculação)
Nair et al. (2014)	mistura simulada da fração orgânica do RSU	55	2 conjuntos de testes BMP utilizando um controle sem recirculação de lixiviado.	Sim
Swati et al. (2011)	resíduos frescos + resíduos com 10 anos	300	4 lisímetros em escala piloto de 3,0 m de altura e 1,3 m de diâmetro foram construídos ao ar livre usando anéis de concreto armado. Dois lisímetros foram preenchidos com RSU fresco e dois com RSU antigo. Para cada tipo de resíduo, um lisímetro foi operado com RL e outro sem.	Sim
Abdallah et al. (2013b)	mistura simulada de RSU	270	Uso de uma estratégia de controle computacional em tempo real de uma célula piloto de 0,5 m ³ e comparação do seu desempenho com uma célula idêntica com um esquema de controle de lixiviado convencional. A principal ferramenta de controle em tempo real é a recirculação do lixiviado combinada com outros parâmetros como o pH.	Sim

Abdallah et al. (2013a)	mistura simulada de RSU	280	2 configurações de biorreator por meio de uma célula de controle e de uma célula aquecida. Cada biorreator foi preenchido com cerca de 400 kg de resíduos sólidos compactados manualmente para um peso específico de 700 kg/m^{-3} .	Sim
Shi et al. (2020)	mistura simulada da fração orgânica do RSU	300	Biorreatores operados de forma anaeróbia e semi anaeróbia, construídos usando um cilindro de metacrilato de metila, com uma coluna com diâmetro interno de 500 mm e altura de 1200 mm e preenchidos com 125 kg de resíduos.	Não
Karimi e Bareither (2021)	resíduos frescos	220	17 reatores (sendo 1 de controle) foram utilizados para analisar as estratégias de aumento de umidade utilizando diferentes doses de lixiviado e taxas de recirculação. A biodegradação foi avaliada com base na geração de metano.	Sim
Lakshminathan e Babu (2017)	resíduos frescos	370	2 biorreatores anaeróbios com diferentes dimensões: 1) para monitorar os RSU e 2) investigar os fatores que afetam as características de degradação, recálque, produção de gás e produção de lixiviados dos resíduos.	Sim
Ahmadifar, Sartaj e Abdallah (2016)	mistura simulada de RSU	160	3 diferentes tipos de biorreatores de $0,5 \times 0,5 \times 1 \text{ m}$ foram contruídos em duplicatas, preenchidos com RSU com alto teor de material orgânico e operados de forma diferenciada. As condições de operação foram: recirculação de lixiviado, uso de lixiviado aquecido, controle de pH e aeração.	Sim
Ko, Yang e Xu (2016)	mistura simulada de RSU	158	2 lisímetros de aço inoxidável com sistema de recirculação foram equipados com um cilindro hidráulico para aplicar carga de pressão (42 kPa) nos RSU. A produção de biogás e a variação da qualidade do lixiviado foram medidos em operações anaeróbicas, incluindo sem compactação, com compactação e recirculação do lixiviado com compactação.	Sim
Xu et al. (2015)	mistura simulada de RSU	300	3 reatores em escala de laboratório, um anaeróbio (controle) e dois biorreatores híbridos, foram utilizados. Os biorreatores híbridos foram operados em um modo aeróbio-anaeróbio com diferentes frequências de aeração, fornecendo ar para a camada superior de resíduos. Cada biorreator foi construído usando tubo de plástico poliacrílico com 15 cm de diâmetro, altura de 65 cm e volume de 11,5 L.	Sim (combinada com aeração)
Xu et al. (2014)	mistura simulada de RSU	300	2 colunas em escala de laboratório foram operadas para simular um aterro biorreator anaeróbio e um híbrido. O lixiviado foi recirculado em cada coluna, mas a aeração foi conduzida no biorreator híbrido no primeiro estágio.	Sim (combinada com aeração)
Yang et al. (2013)	resíduo fresco	210	6 biorreatores idênticos de 9 L foram expostos a AgNPs (estabilizado com 0,06% de álcool polivinílico) ou Ag ₀ a uma concentração de prata de 10 mg / kg.	Não
Fei, Zekkos e Raskin (2013)	0,25	250	Reator com diâmetro de 0,3 m e volume de 40 L, foi preenchido com 30 kg de RSU obtido de um aterro.	
Sandip, Kanchan e Ashok (2012)	mistura simulada de RSU	270	5 biorreatores de material acrílico com 5 mm espessura, diâmetro interno de 0,3 m e altura de 1,2 m (vol.0,0848 m ³).	Sim
Jayasinghe et al. (2011)	30	40	Experimentos em batelada foram conduzidos usando amostras de RSU parcialmente degradado de uma célula de aterro sanitário de 30 anos. Três diferentes tipos de enzimas foram utilizadas para avaliar sua capacidade de degradar ainda mais as amostras de RSU	Sim (com a adição de enzimas)
Rasapoor et al. (2020)	15	-	Teste BMP, dados de relatórios anuais do aterro e estimativas feitas com LandGem Model	Sim (com a adição de enzimas)

3.3.1.1 Influência da taxa e frequência da RL na produção ou qualidade do biogás

Um dos objetivos ao se promover a recirculação de lixiviado é aumentar o teor de umidade dos resíduos, o qual, é considerado um dos principais parâmetros que atuam no processo de degradação em aterros e consequentemente na produção de biogás (KUMAR; CHIEMCHAISRI; MUDHOO, 2011). Para obter uma melhor performance dos aterros que funcionam como biorreatores busca-se manter um teor de umidade próximo a capacidade de campo (de 35 a 65%). Para isso, determinados líquidos são adicionados à massa de resíduos aterrada como, por exemplo, o próprio lixiviado gerado (U.S. EPA, 2021).

No entanto, analisar o teor de umidade em grande escala não é tão trivial, visto que devido à grande heterogeneidade dos resíduos, ocorre um fluxo de umidade preferencial dentro da massa aterrada e que resulta muitas vezes numa distribuição não homogênea dos líquidos presentes (CRAIG, 2000; GAWANDE et al., 2003; OONK et al., 2013; YOCHIM et al., 2013).

Essa falta de homogeneidade na distribuição do teor de umidade pode gerar alguns problemas. Tais como insuficiente teor de umidade em algumas partes da massa de resíduos, o que pode resultar numa limitada taxa de biodegradação, assim como, pode provocar em outras partes, um excedente de líquidos que pode favorecer, por exemplo, infiltrações indesejáveis, problemas geotécnicos de estabilidade e baixa coleta de gás (IMHOFF et al., 2007).

Desta forma, a taxa e a frequência da recirculação mostram-se como peças chaves para se obter resultados mais vantajosos no processo de biodegradação e produção de biogás (KARIMI; BAREITHER, 2021). O que pode também evitar eventuais problemas que possam surgir durante as operações dos aterros.

Hernández-Berriel et al. (2014) e Karimi e Bareither (2021), analisaram por intermédio de experimentos laboratoriais a influência de diferentes taxas de recirculação na degradação dos resíduos e geração de metano. Ao término das análises, Hernández-Berriel et al. (2014) concluíram que as taxas de 15 a 80%V estiveram correlacionadas de forma positiva tanto ao processo de biodegradação dos resíduos quanto a geração de metano. Já Karimi e Bareither (2021) observaram que as maiores taxas de recirculação conseguiram produzir metano mais rápido logo após o início da adição de umidade.

3.3.1.2 Influência da RL na produção ou qualidade do biogás com uso de aditivos

O uso de diferentes tipos de aditivos no lixiviado vem sendo investigado a fim de verificar se aliado ao aumento do teor de umidade, poderia resultar numa maior produção e qualidade do biogás gerado, estabelecendo assim, condições mais favoráveis às atividades dos microorganismos no processo de degradação dos resíduos (RASAPOOR et al., 2020;

RASAPOOR et al., 2021).

De acordo com Frank et al. (2016), a utilização de determinados tipos de enzimas, por exemplo, passou a ser uma opção mais atrativa devido à redução dos custos relativos à sua aquisição. No Quadro 4 verificam-se alguns dos tipos de aditivos que vem sendo estudados com esta finalidade e os principais resultados alcançados.

Quadro 4 - Aditivos utilizados no lixiviado recirculado.

Referência	Tipo de aditivo	Resultados relevantes
Jayasinghe et al. (2011)	Peroxidase de Lignina	Aumento da produção e da taxa de produção de metano
Jayasinghe et al. (2011)	Peroxidase de Manganês	Aumento da produção e da taxa de produção de metano
Jayasinghe et al. (2011)	Peroxidase de Soja	Aumento da produção e da taxa de produção de metano
Yang et al. (2013)	Íons de prata	Não houve diferenças significativas na produção de metano
Yang et al. (2013)	Nanopartículas de prata metálica	Redução da produção de metano e acúmulo de ácidos
Liu et al. (2014)	Cinzas Volantes	Aceleração da degradação e estabilização dos resíduos. Aumento da produção e conteúdo de metano
Liu et al. (2014)	Escória	Aceleração da degradação e estabilização dos resíduos. Aumento da produção e conteúdo de metano
Frank et al. (2016)	Enzimas Celulolíticas	Aumento na produção de biogás
Rasapoor et al. (2020)	Biochar	Potencial aumento da produção de metano
Rasapoor et al. (2020)	Fenazina sintética	Potencial aumento da produção de metano

Na pesquisa conduzida por Frank et al. (2016), foi investigada a influência da RL na produção de biogás e na bioestabilização de resíduos provenientes de um local que vinha apresentando declínio na produção de biogás ao longo dos últimos anos. O experimento se deu por meio do uso de biorreatores operados de formas distintas, onde foi investigada a influência da adição de enzimas de celulase no lixiviado recirculado.

O objetivo dos autores ao utilizar esse tipo de enzima foi promover uma mais rápida degradação da lignocelulose, já que em condições anaeróbias esse material demora mais a degradar.

Os resultados da pesquisa mostraram que ocorreu um aumento significativo na produção de biogás no bioreator operado com suplementação de celulase, já o bioreator que foi operado apenas com recirculação de lixiviado sem suplementação, apresentou performance inferior até mesmo quando comparado ao bioreator de controle que foi operado sem qualquer tipo de recirculação.

Já Jayasinghe et al. (2011) ao compararem os efeitos da adição das enzimas peroxidase de lignina, peroxidase de manganês e peroxidase de soja no lixiviado recirculado em amostras de resíduos coletadas de uma célula de trinta anos em um aterro localizado no Canadá, verificaram que a produção de metano pôde ser significativamente aumentada.

As enzimas foram utilizadas principalmente com o objetivo de aumentar a taxa de degradação de resíduos ricos em lignina. Dentre os três tipos de enzimas utilizadas a que apresentou melhor performance foi a peroxidase de manganês, tanto no percentual de redução de lignina quanto na produção de metano. Os valores de produção de metano observados no reator de controle e no reator com peroxidase de manganês foram 200 mL CH₄/g VS e 5,7 mL CH₄/g VS, respectivamente. Já com relação a redução de lignina, o reator de controle apresentou um percentual de 6,2% e o que fez uso de peroxidase de manganês apresentou um percentual de 68,4%.

Na pesquisa realizada por Rasapoor et al. (2020) foi analisada a influência da adição de biochar e fenazina sintética no lixiviado recirculado. A pesquisa utilizou modelos de estimativa do potencial de geração de metano, atrelada a dados laboratoriais e dos relatórios anuais do aterro em análise. Os resultados encontrados mostraram que o uso de 70 mg / L de fenazina sintética e 30 g / L de biochar foram capazes de aumentar a produção de metano e também evidenciaram vantagens econômicas num cenário de aproveitamento energético.

Liu et al. (2014) fizeram uso de cinzas volantes e escória e verificaram uma aceleração da degradação e estabilização do RSU assim como um aumento da produção e do conteúdo de metano. Vale ressaltar que juntamente com a adição das cinzas volantes e escória, os bioreatores também tiveram o pH do lixiviado recirculado ajustado para 7.5, logo, os resultados obtidos podem ter sido influenciados pela junção da manipulação desse parâmetro também.

Por fim, na pesquisa desenvolvida por Yang et al. (2013) foi analisada a influência dos íons de prata e de nanopartículas de prata metálica ao lixiviado recirculado. Os resultados com relação à produção de metano não foram positivos com nenhum dos aditivos utilizados. Ao contrário, o uso de nanopartículas de prata promoveu, inclusive, a inibição da metanogênese devido ao acúmulo de ácidos.

3.3.1.3 Influência da RL na produção ou qualidade do biogás com uso de lixiviado de diferentes idades

O lixiviado em termos de idade normalmente é classificado como novo ou velho, sendo este fator um dos mais importantes para caracterizar sua composição (PENG et al., 2008; EHRIG; STEGMANN, 2019). Comparativamente ao lixiviado mais maduro, o lixiviado novo possui alta concentração de demanda química e bioquímica de oxigênio

e nitrogênio amoniacal, além de uma alta concentração de ácidos graxos voláteis que resultam, conseqüentemente, num pH mais baixo. O lixiviado mais maduro, por sua vez, apresenta um pH mais alcalino e concentrações mais baixas de demanda química e bioquímica de oxigênio (TCHOBANOGLIOUS; KREITH, 2002; NAIR et al., 2014).

Nair et al. (2014) e Shi et al. (2020) conduziram suas pesquisas a fim de avaliar o impacto da mistura de lixiviado de diferentes fases no processo de biodegradação dos resíduos e produção de biogás. Em Nair et al. (2014) os autores avaliaram a hipótese que essa mistura poderia aumentar tanto a biodegradação quanto a produção de biogás em aterros.

Segundo Nair et al. (2014), essa hipótese se sustenta no fato de que devido a pouca disponibilidade de substrato no lixiviado mais maduro, os microorganismos poderiam ser beneficiados com a chegada de uma maior disponibilidade de substrato trazida pelo lixiviado mais novo. Para os autores, a estratégia de misturar lixiviados de diferentes idades ou recircular apenas lixiviado antigo, poderia resultar numa redução do tempo necessário para alcançar a etapa de alta produção de metano e estabilização dos resíduos.

Os resultados encontrados por Nair et al. (2014) mostraram que a mistura de lixiviado jovem e maduro pôde aumentar a produção de biogás, assim como, acelerá-la. Ao fim do experimento conduzido pelos autores, foi verificada uma melhora na produção de biogás que variou de 19-41% dependendo da taxa de mistura que foi realizada. Os melhores resultados corresponderam à operação que utilizou 100% de lixiviado antigo.

Na pesquisa conduzida por Shi et al. (2020), entretanto, foram evidenciados resultados um pouco diferentes, já que a mistura de lixiviado de diferentes fases promoveu uma eficiente aceleração da produção de biogás mas não um aumento da sua quantidade total.

3.3.1.4 Influência da RL na produção ou qualidade do biogás atrelada à diferentes técnicas

Algumas pesquisas vem analisando a combinação da recirculação de lixiviado com outras técnicas a fim de atingir uma melhor degradação dos resíduos aterrados como, por exemplo, o uso da aeração, do aquecimento do lixiviado e controle de pH.

Xu et al. (2014) verificaram o impacto da aeração e recirculação de lixiviado em bioreatores híbridos. O experimento foi conduzido comparando dois reatores: um operado com recirculação e aeração temporária e um outro operado apenas com recirculação. Os resultados evidenciaram que a aeração temporária pôde melhorar a qualidade do lixiviado, acelerar a fase metanogênica e favorecer a taxa de produção de metano.

Os autores atribuíram os resultados alcançados ao fato da aeração, promovida nas camadas superiores, ter contribuído para a redução da concentração de lixiviado ácido.

Fato que permitiu que logo após o encerramento da aeração fosse atingida, de forma rápida, condições favoráveis a metanogênese.

Xu et al. (2015) também analisaram a influência da recirculação de lixiviado atrelada a uma aeração temporária. Neste experimento os autores utilizaram três reatores: um operado apenas com recirculação e os outros dois operados com recirculação e diferentes taxas de aeração.

Os resultados encontrados mostraram que o uso de bioreatores híbridos pode promover uma melhor taxa de degradação, assim como, acelerar a produção de metano. No entanto, os autores ressaltam que a produção de metano pode ser prejudicada caso a aeração seja conduzida em altas frequências. Isso porque pode se ter uma grande perda orgânica devido à decomposição aeróbia, o que para os operadores de aterros, que buscam o reaproveitamento energético, poderia ser um problema.

Outro parâmetro que é controlado nos experimentos que visam uma melhor biodegradação dos resíduos é o pH. Seu aumento ou diminuição pode comprometer a manutenção de determinados grupos de microorganismos, já que algumas espécies conseguem viver apenas dentro de uma variação específica de pH. Um baixo pH, por exemplo, pode resultar no acúmulo de ácidos graxos voláteis e influenciar negativamente a fase metanogênica. Um aumento desse parâmetro, por sua vez, pode resultar na formação de nitrogênio amoniacal (BOE, 2006; PANIGRAHI; DUBEY, 2019).

Kong (2010) analisou os efeitos da recirculação do lixiviado e controle de pH sobre as atividades microbianas durante a degradação dos resíduos. Os resultados alcançados mostraram que em termos de concentração de metano e produção de biogas, não foi observada nenhuma diferença significativa entre o reator operado com ajuste de pH e o operado sem ajuste desse parâmetro.

A temperatura é outro importante parâmetro atuante no processo de biodegradação dos resíduos, pois afeta diretamente a performance metabólica dos microorganismos envolvidos no processo de digestão anaeróbia. As principais faixas de temperatura na digestão anaeróbia são a mesofílica e a termofílica. Essas faixas possuem como temperatura ótima 35°C e 55°C, respectivamente (FERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ; PÉREZ; ROMERO, 2013).

Abdallah et al. (2013a) analisaram por meio do uso de dois bioreatores a influência da suplementação de calor ao lixiviado recirculado. Os resultados obtidos pelos autores evidenciaram uma maior taxa de degradação e uma melhor atividade metanogênica que impactaram em uma maior produção de metano no bioreator com lixiviado aquecido. O bioreator operado com suplementação de calor teve um aumento médio de 7°C no lixiviado recirculado, enquanto o outro foi operado em temperatura ambiente ($21 \pm 1^\circ\text{C}$).

3.3.1.5 Influência insatisfatória da RL na produção ou qualidade do biogás

Na pesquisa desenvolvida por Ali et al. (2020), os autores verificaram que a prática da RL não gerou efeitos significativos na taxa de degradação dos resíduos e nem na produção de biogás. Os autores sugeriram que o acúmulo de compostos tóxicos podem ter atuado inibindo o crescimento de microorganismos no reator que operava com recirculação.

Com relação aos outros parâmetros analisados, foi observado que o pH apresentou normal tendência em ambos reatores. Com característica ácida no início do monitoramento (até o vigésimo dia) e atingindo a alcalinidade até o fim do experimento. A diferença entre o pH máximo atingido pelos biorreatores foi de 0.2.

Já a condutividade elétrica apresentou um decréscimo ao longo do tempo no biorreator sem RL, no entanto, no biorreator operado com RL esse parâmetro apresentou um crescimento até o fim do experimento devido ao acúmulo de sal. A relação de biodegradabilidade DBO/DQO apresentou similar tendência de crescimento em ambos biorreatores ao longo do tempo.

No experimento conduzido por Munawar et al. (2019), os autores também observaram efeitos insatisfatórios na produção de biogás com a prática da recirculação. Ao operarem por 140 dias dois reatores, um com e outro sem recirculação de lixiviado, observaram que o biorreator operado sem recirculação apresentou uma concentração de metano 11,2% maior que o biorreator operado com recirculação.

A tendência de crescimento da produção total de gás foi muito similar em ambos reatores. Os resultados também mostraram uma maior concentração de metais pesados e nitrogênio amoniacal no reator operado com recirculação, fato que pode ter impactado negativamente a produção de metano nesse reator.

O pH nesse experimento manteve-se praticamente estável (em torno de 6.9) ao longo de todo monitoramento em ambos reatores. A condutividade elétrica apresentou um decréscimo ao longo do monitoramento no reator operado sem RL, já o operado com RL apresentou uma tendência estável. A relação DBO/DQO foi menor no reator operado com RL.

Com relação aos problemas de acúmulo de compostos tóxicos em biorreatores operados com RL conforme relatado nas duas pesquisas acima, Abdallah et al. (2013b) verificaram em seu experimento que é possível, por meio de um sistema de controle computacional, resolver determinados problemas referentes à toxicidade em um esquema de circuito fechado.

No caso do experimento conduzido por Abdallah et al. (2013b), o desafio foi resolver os problemas de toxicidade relativos à elevadas concentrações de ácidos graxos voláteis e amônia.

O sistema desenvolvido pelos autores usou os dados de monitoramento para acompanhar o progresso da estabilização do biorreator e manipulou, quando preciso, as caracte-

rísticas do lixiviado. Essa manipulação favoreceu a manutenção das condições necessárias para o bom desenvolvimento da atividade metanogênica do biorreator, assim como, sua estabilização.

Apesar dos resultados positivos dessa estratégia de controle, é importante destacar que, numa escala real, essa manipulação tende a ser muito mais complexa e pode não atingir os resultados desejados devido às inúmeras interferências de fatores atuantes num sistema aberto.

3.3.2 Pesquisas realizadas em grande escala

Na Tabela 7 podem ser observadas as pesquisas realizadas em grande escala que foram incluídas nesta revisão. Essas pesquisas foram executadas em aterros por meio de células já existentes ou em células experimentais construídas para testes pilotos. Conforme se observa nesta tabela, os resultados foram bastante diferenciados, evidenciando tanto efeitos positivos quanto negativos relativos à influência da recirculação de lixiviado na produção e qualidade do biogás.

Tabela 7 - Síntese das pesquisas desenvolvidas em grande escala

Referência	Localização	Idade da massa de resíduos/células analisadas (anos) ¹	Características do lixiviado recirculado	Duração da recirculação de lixiviado (meses) ³	Sistema de recirculação	A RL aumentou a qualidade e/ou a geração do biogás?
Chamem, Fellner e Zairi (2020)	Gabes, Tunisia	10	concentrado bruto e tratado por osmose reversa	60	valas/lagoas de infiltração	não
Chung et al. (2015)	Asan, Coreia	10	tratado por oxidação biológica	-	valas/lagoas de infiltração	apenas inicialmente
Rasapoor et al. (2021)	Distrito de Waikato, Nova Zelândia	2	proveniente de compostagem ²	-	poços verticais de infiltração	sim
Top et al. (2019)	Istambul, Turquia	-	sem tratamento especificado	15	-	sim
Białowiec et al. (2017)	Kosiny Bartosowe, Polónia	0.6	proveniente de wetlands com aeração prévia	1.6 (intermitente)	valas/lagoas de infiltração	sim
Manzur et al. (2012)	Denton, EUA	25	sem tratamento especificado	7	aplicação subterrânea	sim
Santos (2017)	Bahia, Brasil	6 a 17	sem tratamento especificado	7	aplicação subterrânea	não
Andrade (2014)	Bahia, Brasil	4 a 15	sem tratamento especificado	15	aplicação subterrânea	não
Castro et al. (2017)	São Paulo, Brasil	3 a 9	sem tratamento especificado	10	-	sim
Liu et al. (2018)	Hubei, China	1.25 a 1.58	sem tratamento especificado	12	poços horizontais	sim
Calabrò et al. (2010)	Toscana, Itália	13	concentrado do tratamento de osmose reversa	30	-	não
Mehrdad et al. (2021)	Tehran, Irã	-	sem tratamento especificado	36	valas/lagoas de infiltração	sim
Zhan et al. (2017)	Hangzhou, China	resíduos frescos	sem tratamento especificado	-	tubos horizontais	sim

¹essa idade refere-se a massa de resíduos mais antiga depositada e a data de início do monitoramento da pesquisa

²a recirculação foi feita também com a adição de águas pluviais

³esse tempo refere-se ao período de recirculação analisado

Em Chamem, Fellner e Zairi (2020), a pesquisa foi realizada por meio de um sistema de recirculação composto por tubos horizontais perfurados com aproximadamente 10 milímetros de diâmetro, os quais, foram dispostos em valas de 0,5 metro de largura e 30 a 60 metros de comprimento dentro da camada superior dos resíduos. Esse sistema, segundo os autores, cobria cerca de 40% da superfície total da célula estudada.

Os resultados encontrados pelos autores mostraram que a quantidade de gás que conseguiu ser extraída correspondeu apenas a 14% do que havia sido estimado pelo modelo utilizado. Além da baixa produção, foi verificada também uma baixa qualidade do biogás gerado (baixo teor de CH_4) em comparação com as partes do aterro que não fizeram uso da recirculação.

Para os autores os baixos teores de CH_4 observados foram originados por um processo inibitório da metanogênese que ocorreu por uma elevada concentração de nitrogênio amoniacal. Os autores verificaram também altas concentrações de cloreto no lixiviado.

As altas concentrações desses dois poluentes foram atribuídas a uma baixa infiltração de água de chuva no local e a própria prática da recirculação do lixiviado, já que a combinação desses fatores poderia contribuir para uma diminuição da diluição dessas substâncias.

Na pesquisa desenvolvida por Chung et al. (2015), os autores conduziram o experimento por intermédio de uma planta piloto que recebeu um volume de resíduos de aproximadamente 4500 m³ de 1998 a 2001. Vale destacar que o experimento foi iniciado após sete anos do fechamento do aterro, logo, parte da massa de resíduos analisada já tinha aproximadamente dez anos.

Os resultados dessa pesquisa mostraram que a produção de metano aumentou significativamente nas primeiras semanas após o início da recirculação. O que, segundo os autores, poderia ser um indicativo que a recirculação estimulou a decomposição anaeróbia dos resíduos.

No entanto, foi verificado posteriormente uma inibição da metanogênese. Essa inibição foi justificada pelos autores como um possível resultado do processo de nitrificação parcial do lixiviado que foi realizado a fim de reduzir o teor de nitrogênio amoniacal acumulado no aterro.

Conforme verificado nessas duas últimas pesquisas citadas e em outras como Ogata et al. (2016) e Berge et al. (2006), altas concentrações de nitrogênio amoniacal vêm sendo recorrentemente apontadas como uma das desvantagens da prática da recirculação, tanto para a qualidade do lixiviado a ser tratado quanto para a produção de biogás. Devido ao aumento da toxicidade do lixiviado, ocorre a inibição de alguns processos biológicos que afetam diretamente a fase metanogênica.

Outra pesquisa que apresentou resultados pouco satisfatórios com o uso da recirculação na produção de biogás foi Andrade (2014). A autora analisou uma macrocélula que recebeu aproximadamente 4.658.145,86 m³ de RSU de 1997 a 2010, os dados medidos

em campo foram próximos aos estimados, no entanto, foi verificado que não houve um impacto significativo na produção de biogás depois do início da recirculação de lixiviado (em 2012), o que pode estar relacionado ao fato da prática de recirculação ter sido executada com resíduos já com avançada fase de decomposição (4 a 15 anos).

Apesar disso, a autora ressalta que, mesmo não tendo havido um aumento da produção do biogás após a recirculação, o fato de ter se mantido uma estabilização das vazões de CH_4 no final do período de monitoramento, pode sugerir que a recirculação tenha ajudado a prolongar a fase de produção de biogás.

O monitoramento realizado por Andrade (2014) foi finalizado em 2013, no entanto, a operação da recirculação de lixiviado foi retomada em 2014 e se estendeu até 2015, sendo acompanhada posteriormente por Santos (2017).

Todavia, os resultados alcançados por Santos (2017) por meio de um período maior de monitoramento também não evidenciaram efeitos significativos na produção de biogás. O autor também sugeriu que o estágio avançado de decomposição dos resíduos pode ter contribuído para a baixa produção de gás, além das emissões fugitivas e do processo de oxidação causado pela entrada de gás atmosférico por meio das trincas presentes na camada de cobertura.

Já Calabrò et al. (2010) conduziram seu experimento em uma célula de um aterro que se encontrava em operação desde 1989, no entanto, a recirculação só foi iniciada a partir de 2006 no local. O experimento durou trinta meses e foi verificado que não houve uma melhora da produção e nem da qualidade do biogás gerado.

Os autores atribuíram isso ao fato dos resíduos dispostos no aterro, desde 2003, passarem por um pré tratamento biológico mecânico antes do aterramento, o que pode ter favorecido diretamente a estabilização orgânica destes e impactado em uma baixa produção de gás.

Em Rasapoor et al. (2021), por sua vez, a adição de umidade se mostrou positiva para o aumento da geração de gás. A geração do biogás foi investigada pelos autores por meio de um monitoramento de cinco poços de gás durante 5 meses em uma área de teste dentro de um aterro.

Os poços foram operados de forma diferenciada: 1) como controle sendo apenas monitorada a pressão do gás, 2) operado com recirculação com águas pluviais, 3) operado com recirculação de lixiviado proveniente de planta de compostagem, 4) operado com recirculação de lixiviado proveniente de planta de compostagem e fenazina sintética adicionada e 5) operado com recirculação de lixiviado proveniente de planta de compostagem e biochar proveniente de serragem de pinheiro.

Os resultados encontrados mostraram que durante o período de monitoramento os maiores fluxos de gás foram observado nos poços que fizeram uso da recirculação com lixiviado e que o poço que não utilizou aditivos foi o que apresentou maior fluxo em praticamente todo monitoramento.

No estudo desenvolvido por Top et al. (2019) foi comparada a performance de quatro células testes (dimensões: 20 metros de largura, 40 metros de comprimento e 5 metros de altura) que foram operadas também de forma diferenciada durante o período de 450 dias.

As células foram operadas de forma anaeróbia sem recirculação de lixiviado, de forma anaeróbia com recirculação de lixiviado, de forma semi-anaeróbia e de forma aeróbia. Para a célula operada de forma anaeróbia e com recirculação de lixiviado, os resultados evidenciaram um aumento na produção de biogás, na qualidade do lixiviado e uma aceleração do processo de degradação dos resíduos.

Já Białowiec et al. (2017) conduziram uma pesquisa realizada em dois períodos distintos de monitoramento: trinta dias e um ano após a vedação do aterro. O primeiro monitoramento durou vinte dias e o segundo trinta dias.

No primeiro período de monitoramento a produção de gás dobrou quinze dias após iniciada a recirculação, saindo de aproximadamente 100 m³/h para 200 m³/h. No segundo período de monitoramento a produção de metano foi de 148 m³/h a 270 m³/h, essa produção foi atingida 23 dias após o início da recirculação. Os resultados também evidenciaram um aumento de 5% e 2% na concentração de metano na primeira e na segunda fase da pesquisa, respectivamente.

Manzur et al. (2012) também verificaram que a recirculação de lixiviado teve uma influência direta no fluxo de gás gerado ocasionando um aumento deste. A pesquisa foi conduzida por meio de imagens de resistividade, monitoramento da taxa de fluxo e composição do biogás gerado em duas tubulações localizados em uma mesma célula. A recirculação foi feita por meio de intervalos regulares ao longo dessas tubulações.

A comparação entre os dados de campo e os dados estimados por meio do LAND-TEC GEMTM 2000 mostraram que uma das tubulações obteve um fluxo de gás maior que o estimado em todos os meses de monitoramento, já na outra tubulação analisada o fluxo de gás esteve abaixo do estimado na maior parte do monitoramento.

Um resultado que merece destaque é que a tubulação a qual esperava-se um maior potencial de geração de gás devido à sua maior cobertura em termos de quantidade de resíduos, apresentou um menor fluxo de gás comparado ao da outra tubulação a qual cobria uma quantidade menor de resíduos. Tal fato que pode estar relacionado à uma melhor distribuição de umidade, já que de acordo com os dados que foram obtidos por intermédio de imagens de resistividade, a tubulação que atingiu o maior fluxo de gás foi justamente a que conseguiu ter uma área ao redor com uma maior distribuição de umidade.

O espaçamento das tubulações também foi colocado pelos autores como um dos prováveis fatores de influência na diferença dos fluxos de gás obtidos. Os autores destacaram que a tubulação com maior fluxo de gás foi capaz de capturar de forma mais eficiente o gás gerado devido ao menor espaçamento entre o tubo e a massa de resíduos.

Com relação à composição do gás extraído, foi verificado nessa pesquisa um percentual de metano que variou de 45 a 55% nos tubos.

Castro et al. (2017), por sua vez, conduziram uma pesquisa que analisou o comportamento de quatro células, que foram divididas em dois grupos: 1) com massa de resíduos com idade de 3 a 5 anos e 2) com massa de resíduos com idade de 7 a 9 anos. A recirculação de lixiviado aconteceu apenas em uma das células de cada grupo a fim de comparar o processo de biodegradação e produção de biogás com e sem recirculação.

O monitoramento durou dez meses e os resultados mostraram que a recirculação contribuiu para a manutenção da umidade favorecendo os processos biológicos referentes à biodegradação mesmo durante os períodos de estiagem.

Os pontos do aterro que foram submetidos à recirculação e que tinham resíduos mais novos tiveram um impacto maior na vazão do biogás. Foi observado também que o processo de degradação foi mais acentuado nas células com recirculação, evidenciando assim, que a prática da recirculação pode contribuir para uma estabilização mais rápida do aterro.

Em Liu et al. (2018) foi analisada a performance de três células operadas de forma diferenciada: sem recirculação de lixiviado, com recirculação contínua e com recirculação descendente. Os autores verificaram que a célula operada com recirculação contínua de lixiviado apresentou os melhores resultados em termos de produção e qualidade do biogás. Os resultados encontrados mostraram que o fluxo na célula operada com recirculação constante foi 2.2 vezes maior que o verificado na célula operada sem recirculação e que o percentual de metano durante o período de monitoramento aumentou de 53.2% para 58.2%.

Por meio da operação de dois aterros pilotos construídos com capacidade total para 9327 toneladas de RSU, Mehrdad et al. (2021) analisaram a influência da recirculação de lixiviado. Um dos aterros foi usado como controle e o outro foi operado com recirculação. Os resultados encontrados após 3 anos de monitoramento mostraram que a recirculação contribuiu para uma melhor biodegradabilidade dos resíduos e aumento da temperatura da célula também. Os dados da pesquisa mostraram que o aterro operado sem recirculação apresentou uma emissão de metano 35% menor que a verificada no aterro operado com recirculação.

Já em Zhan et al. (2017) os autores investigaram o comportamento bioquímico, hidrológico e mecânico de RSU com alto teor de resíduos alimentares. A pesquisa foi conduzida por meio de uma célula experimental de 5 m de comprimento, 5 m de largura e 7,5 m de profundidade e preenchida com 91,3 toneladas de RSU não processados. As análises avaliaram dentre outros fatores, os efeitos do uso de lixiviado de idade mais avançada e o aquecimento deste antes da recirculação durante o processo de biodegradação dos resíduos.

Os resultados encontrados mostraram que o uso da recirculação do lixiviado de

fase mais avançada foi capaz de reduzir a inibição do processo de metanogênese causado pela ocorrência do acúmulo de DQO e baixo pH. Já o aquecimento do lixiviado, por sua vez, mostrou-se eficiente para solucionar o problema de desaceleração do processo de metanogênese ocasionado pelas baixas temperaturas dos resíduos. Vale destacar que ao final do experimento as concentrações de CH_4 e CO_2 estabilizaram em aproximadamente 67% e 33%, respectivamente, evidenciando uma boa qualidade do biogás gerado.

CONCLUSÃO

Por meio da pergunta de pesquisa “qual a influência da recirculação de lixiviado na qualidade e/ou produção de biogás em aterros sanitários?” uma revisão sistemática foi conduzida. Foram utilizadas as bases de dados da Scopus e Web of Science com filtro temporal englobando as pesquisas realizadas a partir de 2010 até julho de 2021.

Foi verificado que várias estratégias vêm sendo utilizadas na prática da recirculação de lixiviado a fim de promover uma melhor e mais rápida biodegradação dos resíduos, assim como, uma maior produção e qualidade do biogás gerado, tais como: uso de aditivos, mistura de lixiviado de diferentes idades, lixiviado aquecido e operação híbrida.

Apesar da maioria das pesquisas analisadas terem identificado efeitos positivos quanto ao uso da recirculação de lixiviado na degradação dos resíduos e produção de biogás, alguns experimentos mostraram resultados não muito promissores, seja pela baixa produção de biogás ou pelo acúmulo de compostos tóxicos.

As tecnologias de controle dos principais parâmetros do processo de biodegradação dos resíduos se apresentaram como fundamentais para se ter resultados mais promissores com a prática da recirculação de lixiviado e evitar os processos inibitórios da metanogênese.

A partir dos resultados alcançados foi verificado que devido às diferentes formas que os experimentos foram conduzidos (tempo de monitoramento, idade dos resíduos, método de recirculação, tipo de lixiviado etc), à falta de algumas informações, além é claro, das diferentes condições que cada aterro possui, das características específicas das massas de resíduos analisadas e até mesmo das condições ambientais locais, é inviável generalizar as diretrizes operacionais utilizadas em um determinado aterro para outros.

Vale destacar também que os dados relativos à produção de biogás podem ser influenciados não apenas pelos fatores relacionados aos processos de biodegradação, mas também por determinados aspectos operacionais e de projeto. Assim, a influência da recirculação de lixiviado na produção de biogás, pode ser interpretada de forma errada muitas vezes por uma má qualidade e ineficiência do sistema de captura de gás, por exemplo.

Por fim, é importante salientar que em muitos países devido à consolidação de práticas de tratamento e valorização dos resíduos orgânicos, a disposição desse tipo de resíduo em aterros é baixa ou nula. Desta forma, tomando como exemplo a Europa, que diminuiu consideravelmente a disposição de resíduos orgânicos em aterros nos últimos anos, possivelmente a prática de recirculação de lixiviado seja viável a longo prazo apenas em biodigestores ou em países em desenvolvimento que ainda possuam grandes taxas de resíduos orgânicos dispostos em aterros.

REFERÊNCIAS

- ABDALLAH, M. et al. Influence of supplemental heat addition on performance of pilot-scale bioreactor landfills. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, Springer, v. 37, n. 2, p. 301–310, 2013.
- _____. A new computational control strategy for leachate management in bioreactor landfills. *Environmental Technology*, Taylor & Francis, v. 35, n. 3, p. 300–312, 2013.
- AHMADIFAR, M.; SARTAJ, M.; ABDALLAH, M. Investigating the performance of aerobic, semi-aerobic, and anaerobic bioreactor landfills for msw management in developing countries. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, Springer, v. 18, n. 4, p. 703–714, 2016.
- AKOBENG, A.K. Principles of evidence based medicine. *Archives of Disease in Childhood*, BMJ Publishing Group Ltd, v. 90, n. 8, p. 837–840, 2005.
- ALI, Q.H. et al. The effect of leachate recirculation on the greenhouse gases emission from municipal solid waste (msw) landfill in tropical climate region. In: IOP PUBLISHING. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*. [S.l.], 2020. v. 778, n. 1, p. 012138.
- ALIBARDI, L.; COSSU, R. Leachate generation modeling. In: _____. *Solid Waste Landfilling: Processes, technology, and environmental impacts*. 1. ed. [S.l.]: Elsevier, 2019. p. 229–245.
- ANDRADE, S.F. *Aplicação da técnica de recirculação de chorume em aterros tropicais: estudo de caso do Aterro Sanitário Metropolitano Centro (ASMC)*. 173 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) — Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, Salvador, 2014.
- ARAÚJO, T.T.; RITTER, E. Avaliação de emissões de biogás em camadas de cobertura de um aterro sanitário. *Exatas & Engenharias*, Institutos Superiores de Ensino do Censa, v. 6, n. 16, 2016.
- AUSTIN COMMUNITY RECYCLING AND DISPOSAL FACILITY - ACRDF. *Leachate Collection*. [S.l.], 2021. Disponível em: <<https://austincommunitylandfill.wm.com/environmental-protection/leachate-collection.jsp>>. Acesso em: 18 nov. 2021.
- BANDARA, N.J.G.J.; HETTIARATCHI, J.P.A. Environmental impacts with waste disposal practices in a suburban municipality in sri lanka. *International Journal of Environment and Waste Management*, Inderscience Publishers, v. 6, n. 1-2, p. 107–116, 2010.
- BENGTSSON, L. et al. Water balance for landfills of different age. *Journal of Hydrology*, Elsevier, v. 158, n. 3-4, p. 203–217, 1994.
- BENSON, C.H. et al. Practice review of five bioreactor/recirculation landfills. *Waste Management*, Elsevier, v. 27, n. 1, p. 13–29, 2007.
- BERGE, N.D. et al. In situ ammonia removal in bioreactor landfill leachate. *Waste Management*, Elsevier, v. 26, n. 4, p. 334–343, 2006.

BIAŁOWIEC, A. et al. The influence of leachate recirculation on biogas production in a landfill bioreactor. *Environment Protection Engineering*, v. 43, n. 1, 2017.

BILGILI, M.S.; DEMIR, A.; ÖZKAYA, B. Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes. *Journal of Hazardous Materials*, Elsevier, v. 143, n. 1-2, p. 177–183, 2007.

BOE, K. *Online monitoring and control of the biogas process*. 2006. 47 f. Tese (Doutorado) — Institute of Environment Resources, Technical University of Denmark, Dinamarca, 2006.

BOOTH, S.D.J. et al. Assessing the impact of a landfill leachate on a canadian waste water treatment plant. *Water Environment Research*, Wiley Online Library, v. 68, n. 7, p. 1179–1186, 1996.

BRASIL. Lei 12.305, de 2 de agosto de 2010, institui a política nacional de resíduos sólidos. *Diário Oficial da União*, n. 147, 2010.

_____. Resolução n.º 430, de 13 de maio de 2011. dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução n.º 357, de 17 de março de 2005, do conselho nacional do meio ambiente-conama. *Diário Oficial da União*, n. 92, 2011.

_____. *Ministério dos Negócios Estrangeiros e Ministério da Ciência, Tecnologia e Informação. Fourth Biennial Update Report of Brazil to the United Nations Framework Convention on Climate Change*. [S.l.], 2020. Disponível em: <<https://unfccc.int/sites/default/files/resource/BUR4.Brazil.pdf>>. Acesso em: 01 nov. 2021.

BUTT, T.E. et al. A review of literature and computer models on exposure assessment. *Environmental Technology*, Taylor & Francis, v. 30, n. 14, p. 1487–1501, 2009.

_____. Literature review of baseline study for risk analysis: The landfill leachate case. *Environment International*, Elsevier, v. 63, p. 149–162, 2014.

CALABRÒ, P.S. et al. The landfill reinjection of concentrated leachate: Findings from a monitoring study at an italian site. *Journal of Hazardous Materials*, Elsevier, v. 181, n. 1-3, p. 962–968, 2010.

CAMPOS, F.; BUENO, R.F.; PIVELI, R.P. Co-treatment of leachate and domestic sewage and its influence on nitrogen removal. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, SciELO Brasil, v. 36, p. 763–773, 2019.

CARBON MARKET WATCH. *Building blocks for a robust Sustainable Development Mechanism*. [S.l.], 2022. Disponível em: <<https://carbonmarketwatch.org/publications/policy-brief-building-blocks-for-a-robust-sustainable-development-mechanism/>>. Acesso em: 18 jan. 2022.

CASTRO, M.C.A.A. et al. Influência da recirculação de lixiviado na vazão e na composição do biogás para resíduos com diferentes tempos de aterramento em aterro sanitário de médio. *Congresso ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - Fenasan*, 2017.

- CHAMEM, O.; FELLNER, J.; ZAIRI, M. Ammonia inhibition of waste degradation in landfills—a possible consequence of leachate recirculation in arid climates. *Waste Management & Research*, SAGE Publications Sage UK: London, England, v. 38, n. 10, p. 1078–1086, 2020.
- CHUNG, J. et al. Acceleration of aged-landfill stabilization by combining partial nitrification and leachate recirculation: A field-scale study. *Journal of Hazardous Materials*, Elsevier, v. 285, p. 436–444, 2015.
- COSSU, R. Multibarrier principles in landfilling. In: _____. *Solid Waste Landfilling: Processes, technology, and environmental impacts*. 1. ed. [S.l.]: Elsevier, 2019. p. 53–71.
- COSTA, A.B.; ZOLTOWSKI, A.P.C. Como escrever um artigo de revisão sistemática. *Manual de produção científica*, Penso Editora Porto Alegre, p. 55–70, 2014.
- COSTA, M.C.C. *Avaliação da fissuração por ressecamento em camadas de cobertura de aterros sanitários utilizando materiais alternativos*. 2015. 163 p. Tese (Doutorado em Geotecnia) — Universidade de Brasília, Brasília -DF, 2015.
- CRAIG, E.P. *Effects of moisture content in solid waste landfills*. 103 p. Dissertação (Master of Science in Engineering and Environmental Mangement) — Faculty of the Graduate School of Engineering and Management of the Air Force Institute of Technology, United States, 2000.
- DE-VELÁSQUEZ, M.T.O. et al. Serial water balance method for predicting leachate generation in landfills. *Waste Management & Research*, Sage Publications Sage CA: Thousand Oaks, CA, v. 21, n. 2, p. 127–136, 2003.
- DI-ADDARIO, M.; RUGGERI, B. Landfill bioreactor technology for waste management. In: _____. *Recycling of Solid Waste for Biofuels and Bio-chemicals*. [S.l.]: Springer, 2016. p. 211–235.
- DIJKGRAAF, E.; GRADUS, R.H.J.M. Waste management in the netherlands. In: _____. *Handbook on Waste Management*. [S.l.]: Edward Elgar, 2014. p. 287–317.
- EA. ENVIRONMENT AGENCY. *A technical assessment of leachate recirculation*. [S.l.], 2009. Disponível em: <https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291196/scho1109brjc-e-e.pdf>. Acesso em: 20 nov. 2021.
- EHRIG, H.J.; STEGMANN, R. Leachate quality. In: _____. *Solid Waste Landfilling: Processes, technology, and environmental impacts*. 1. ed. [S.l.]: Elsevier, 2019. p. 511–539.
- EHRIG, H.J.; STEGMANN, R.; ROBINSON, T. Biological leachate treatment. In: _____. *Solid Waste Landfilling: Processes, technology, and environmental impacts*. 1. ed. [S.l.]: Elsevier, 2019. p. 511–539.
- EUROPEAN UNION. *Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives*. [S.l.], 2008.

_____. *Optimal use of biogas from waste streams: An assessment of the potential of biogas from digestion in the EU beyond 2020*. [S.l.], 2016. Disponível em: <https://ec.europa.eu/energy/sites/ener/files/documents/ce_delft_3g84_biogas_beyond_2020_final_report.pdf>. Acesso em: 24 nov. 2019.

_____. *Municipal Waste Statistics*. [S.l.], 2021. Disponível em: <http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Municipal_waste_statistics>. Acesso em: 16 out. 2021.

FARQUHAR, G.J.; ROVERS, F.A. Gas production during refuse decomposition. *Water, Air, and Soil Pollution*, Springer, v. 2, n. 4, p. 483–495, 1973.

FATTA, D.; PAPADOPOULOS, A.; LOIZIDOU, M. A study on the landfill leachate and its impact on the groundwater quality of the greater area. *Environmental Geochemistry and Health*, Springer, v. 21, n. 2, p. 175–190, 1999.

FEI, X.; ZEKOS, D.; RASKIN, L. A laboratory landfill simulator for physical, geotechnical, chemical and microbial characterization of solid waste biodegradation processes. In: TECHNICAL COMMITTEE 215 COUPLED PHENOMENA IN ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS SYMPOSIUM, 2013, Turin. Italy, 2013. p. 321–327.

FERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, J.; PÉREZ, M.; ROMERO, L.I. Comparison of mesophilic and thermophilic dry anaerobic digestion of ofmsw: Kinetic analysis. *Chemical Engineering Journal*, Elsevier, v. 232, p. 59–64, 2013.

FILHO, J.L.P. *Lixiviado de aterro sanitário: alternativas de tratamento para o cenário brasileiro*. 1997. 246 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) — Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, São Paulo, 2017.

FRANCOIS, V. et al. Leachate recirculation effects on waste degradation: Study on columns. *Waste Management*, Elsevier, v. 27, n. 9, p. 1259–1272, 2007.

FRANK, R.R. et al. Evaluating leachate recirculation with cellulase addition to enhance waste biostabilisation and landfill gas production. *Waste Management*, Elsevier, v. 55, p. 61–70, 2016.

FRIEDLINGSTEIN, P. et al. Global carbon budget 2020. *Earth System Science Data*, Copernicus GmbH, v. 12, n. 4, p. 3269–3340, 2020.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. *Caderno Técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos*. [S.l.], 2010.

GAWANDE, N.A. et al. Municipal solid waste in situ moisture content measurement using an electrical resistance sensor. *Waste Management*, Elsevier, v. 23, n. 7, p. 667–674, 2003.

GHARFALKAR, M. et al. Analysis of waste hierarchy in the european waste directive 2008/98/ec. *Waste Management*, Elsevier, v. 39, p. 305–313, 2015.

GIUSTI, L. A review of waste management practices and their impact on human health. *Waste Management*, Elsevier, v. 29, n. 8, p. 2227–2239, 2009.

GUANILO, M.C.T.U.; TAKAHASHI, R.F.; BERTOLOZZI, M.R. Revisão sistemática: noções gerais. *Revista da Escola de Enfermagem da USP*, v. 45, n. 5, p. 1260–1266, 2011.

HERNÁNDEZ-BERRIEL, M.C. et al. Landfill leachate recirculation. part i: Solid waste degradation and biogas production. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, v. 13, n. 10, 2014.

IMHOFF, P.T. et al. Review of state of the art methods for measuring water in landfills. *Waste Management*, Elsevier, v. 27, n. 6, p. 729–745, 2007.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. *Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [S.l.], 2007.

_____. *Waste Management, In Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [S.l.], 2007.

_____. *Anthropogenic and natural radiative forcing. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [S.l.], 2013.

JAYASINGHE, P.A. et al. Effect of enzyme additions on methane production and lignin degradation of landfilled sample of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, Elsevier, v. 102, n. 7, p. 4633–4637, 2011.

KARIMI, S.; BAREITHER, C.A. The influence of moisture enhancement on solid waste biodegradation. *Waste Management*, Elsevier, v. 123, p. 131–141, 2021.

KJELDSEN, P. et al. Present and long-term composition of msw landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, Taylor & Francis, v. 32, n. 4, p. 297–336, 2002.

KNOX, K.; BEAVE, R.P.; COSSU, R. Leachate recirculation: History, objectives, and conceptual design. In: _____. *Solid Waste Landfilling: Processes, technology, and environmental impacts*. 1. ed. [S.l.]: Elsevier, 2019. p. 691–701.

KO, J.H.; YANG, F.; XU, Q. The impact of compaction and leachate recirculation on waste degradation in simulated landfills. *Bioresource Technology*, Elsevier, v. 211, p. 72–79, 2016.

KOMILIS, D.P.; HAM, R.K.; STEGMANN, R. The effect of landfill design and operation practices on waste degradation behavior: a review. *Waste Management & Research*, Sage Publications Sage CA: Thousand Oaks, CA, v. 17, n. 1, p. 20–26, 1999.

KONG, I.C. Bioassessments of anaerobically decomposing organic refuse in laboratory lysimeters with and without leachate recycling and ph adjustment. *Waste Management & Research*, Sage Publications Sage UK: London, England, v. 28, n. 2, p. 141–148, 2010.

KUMAR, S.; CHIEMCHAI SRI, C.; MUDHOO, A. Bioreactor landfill technology in municipal solid waste treatment: An overview. *Critical Reviews in Biotechnology*, Taylor & Francis, v. 31, n. 1, p. 77–97, 2011.

LAKSHMIKANTHAN, P.; BABU, G.L. Sivakumar. Performance evaluation of the bioreactor landfill in treatment and stabilisation of mechanically biologically treated municipal solid waste. *Waste Management & Research*, SAGE Publications Sage UK: London, England, v. 35, n. 3, p. 285–293, 2017.

LAVAGNOLO, M.C. Landfilling in developing countries. In: _____. *Solid Waste Landfilling: Processes, technology, and environmental impacts*. 1. ed. [S.l.]: Elsevier, 2019. p. 773–795.

LIPPI, M. et al. State of art of landfill leachate treatment: literature review and critical evaluation. *Ciência e Natura*, v. 40, p. 78, 2018.

LIU, L. et al. Leachate recirculation for enhancing methane generation within field site in china. *Journal of Chemistry*, Hindawi, v. 2018, 2018.

LIU, W. et al. Enhanced biogas production from a stimulated landfill bioreactor for the co-disposal of municipal solid waste and coal wastes. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, Taylor & Francis, v. 36, n. 11, p. 1186–1194, 2014.

LUO, H. et al. Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. *Science of The Total Environment*, Elsevier, v. 703, p. 135468, 2020.

MACIEL, F.J.; JUCÁ, J.F.T. Evaluation of landfill gas production and emissions in a msw large-scale experimental cell in brazil. *Waste Management*, Elsevier, v. 31, n. 5, p. 966–977, 2011.

MANZUR, S.R. et al. Performance of horizontal gas collection system in an elr landfill. In: *GeoCongress 2012: State of the Art and Practice in Geotechnical Engineering*. [S.l.: s.n.], 2012. p. 3613–3623.

MEEGODA, J.N.; HETTIARACHCHI, H.; HETTIARATCHI, P. Landfill design and operation. *Sustainable Solid Waste Management*, American Society of Civil Engineers, Reston, VA, USA, p. 577–604, 2016.

MEHRDAD, S.M. et al. Prediction of methane emission from landfills using machine learning models. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, Wiley Online Library, 2021.

MEIDIANA, C.; GAMSE, T. The new waste law: Challenging opportunity for future landfill operation in indonesia. *Waste Management & Research*, Sage Publications Sage UK: London, England, v. 29, n. 1, p. 20–29, 2011.

MINISTÉRIO DE ESTADO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES. *Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima*. [S.l.], 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/sirene/publicacoes/comunicacoes-nacionais-do-brasil-a-unfccc/arquivos/4comunicacao/4_com_nac_brasil_web.pdf>. Acesso em: 25 out. 2021.

MOHER, D. et al. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the prisma statement. *PLoS medicine*, Public Library of Science San Francisco, USA, v. 6, n. 7, 2009.

- MUNAWAR, E. et al. Analysis of the potential of landfill gas as an alternative for electrical energy source. *MATEC Web of Conferences 268, 06004. The 25th Regional Symposium on Chemical Engineering (RSCE)*, EDP Sciences, 2019.
- MUTZ, D. et al. *Waste-to-Energy Options in Municipal Solid Waste Management A Guide for Decision Makers in Developing and Emerging Countries*. [S.l.], 2017. Disponível em: <https://www.giz.de/en/downloads/GIZ_WasteToEnergy_Guidelines_2017.pdf>.
- NAIR, A. et al. Enhancing biogas production from anaerobic biodegradation of the organic fraction of municipal solid waste through leachate blending and recirculation. *Waste Management & Research*, Sage Publications Sage UK: London, England, v. 32, n. 10, p. 939–946, 2014.
- NASCENTES, A.L. et al. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico-aspectos operacionais e microbiológicos. *Revista Eletrônica TECCEN*, v. 8, n. 1, p. 05–12, 2015.
- NGO, H.; GUO, W.; XING, W. *Waste and wastewater treatment technologies. Encyclopedia of life support systems - volume II: Applied technologies in municipal solid waste landfill leachate treatment*. Oxford, Reino Unido: EOLSS Publishers/UNESCO, 2009.
- OGATA, Y. et al. Effect of increasing salinity on biogas production in waste landfills with leachate recirculation: a lab-scale model study. *Biotechnology Reports*, Elsevier, v. 10, p. 111–116, 2016.
- OONK, H. et al. Enhanced biodegradation at the landgraaf bioreactor test-cell. *Waste Management*, Elsevier, v. 33, n. 10, p. 2048–2060, 2013.
- PANIGRAHI, S.; DUBEY, B.K. A critical review on operating parameters and strategies to improve the biogas yield from anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Renewable Energy*, Elsevier, v. 143, p. 779–797, 2019.
- PAZOKI, M.; GHASEMZADEH, R. *Municipal Landfill Leachate Management*. [S.l.]: Springer, 2020.
- PENG, Y. et al. Organic removal by denitrification and methanogenesis and nitrogen removal by nitrification from landfill leachate. *Water Research*, Elsevier, v. 42, n. 4-5, p. 883–892, 2008.
- PEREIRA, C.P. et al. Evaluation of reduction estrogenic activity in the combined treatment of landfill leachate and sanitary sewage. *Waste Management*, Elsevier, v. 80, p. 339–348, 2018.
- POHLAND, F.G. Georgia Institute of Technology. *Sanitary landfill stabilization with leachate recycle and residual treatment*. [S.l.], 1975.
- POLLOCK, A.; BERGE, E. How to do a systematic review. *International Journal of Stroke*, SAGE Publications Sage UK: London, England, v. 13, n. 2, p. 138–156, 2018.
- POPE, K. *Understanding planned obsolescence: unsustainability through production, consumption and waste generation*. [S.l.]: Kogan Page Publishers, 2017.

- POTENZA, R.F. et al. *Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa - SEEG. Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil - 1970 – 2020*. [S.l.], 2021. Disponível em: <https://www.oc.eco.br/wp-content/uploads/2021/10/OC_03_relatorio_2021_FINAL.pdf>. Acesso em: 30 out. 2021.
- PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte*. [S.l.], 2003.
- _____. *Resíduos sólidos: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. [S.l.], 2009.
- RAMKE, H.G. Leachate collection systems. *Proceedings of the 1st Middle European Conference on Landfill Technology*, 2008.
- RASAPOOR, M. et al. Recognizing the challenges of anaerobic digestion: Critical steps toward improving biogas generation. *Fuel*, Elsevier, v. 261, p. 116497, 2020.
- _____. Enhancement of landfill gas generation from aged waste by a combination of moisture adjustment and application of biochar and neutral red additives: A field-scale study. *Fuel*, Elsevier, v. 283, p. 118932, 2021.
- REDDY, K.R. et al. Effects of degradation on geotechnical properties of municipal solid waste from orchard hills landfill, usa. *International Journal of Geosynthetics and Ground Engineering*, Springer, v. 1, n. 3, p. 1–14, 2015.
- REINHART, D.R. Full-scale experiences with leachate recirculating landfills: case studies. *Waste Management & Research*, Sage Publications Sage CA: Thousand Oaks, CA, v. 14, n. 4, p. 347–365, 1996.
- REINHART, D.R.; AL-YOUSFI, A.B. The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. *Waste Management & Research*, Sage Publications Sage CA: Thousand Oaks, CA, v. 14, n. 4, p. 337–346, 1996.
- RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, Elsevier, v. 150, n. 3, p. 468–493, 2008.
- RIO DE JANEIRO. *Lei 9.055 de 8 de outubro de 2020*. [S.l.], 2020.
- ROCHA, E.M.R. *Desempenho de um sistema de lagoas de estabilização na redução da carga orgânica do percolato gerado no aterro da Muribeca (PE)*. 151 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) — Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.
- SÁ, L.F.; JUCÁ, J.F.T.; SOBRINHO, M.A. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. *Revista Ambiente & Água*, SciELO Brasil, v. 7, n. 1, p. 204–217, 2012.
- ŠAN, I.; ONAY, T.T. Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. *Journal of Hazardous Materials*, Elsevier, v. 87, n. 1-3, p. 259–271, 2001.
- SANDIP, T.M.; KANCHAN, C.K.; ASHOK, H.B. Enhancement of methane production and bio-stabilisation of municipal solid waste in anaerobic bioreactor landfill. *Bioresource Technology*, Elsevier, v. 110, p. 10–17, 2012.

SANTOS, Á.C. *Produção de Metano em Aterro Sanitário: Influência das Técnicas Operacionais no Aterro Metropolitano em Salvador–Ba*. 263 p. Tese (Doutorado em Ciências, Energia e Ambiente) — Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2017.

SÃO-MATEUS, M.S.C; MACHADO, S.L.; BARBOSA, M.C. An attempt to perform water balance in a brazilian municipal solid waste landfill. *Waste Management*, Elsevier, v. 32, n. 3, p. 471–481, 2012.

SCHARFF, H. Landfill reduction experience in the netherlands. *Waste Management*, Elsevier, v. 34, n. 11, p. 2218–2224, 2014.

SETHI, S.; KOTHİYAL, N.C.; NEMA, A.K. Stabilisation of municipal solid waste in bioreactor landfills—an overview. *International Journal of Environment and Pollution*, Inderscience Publishers Ltd, v. 51, n. 1-2, p. 57–78, 2013.

SHI, R. et al. Carbon emission and energy potential of a novel spatiotemporally anaerobic/semi-aerobic bioreactor for domestic waste treatment. *Waste Management*, Elsevier, v. 114, p. 115–123, 2020.

SIDDAWAY, A.P.; WOOD, A.M.; HEDGES, L.V. How to do a systematic review: a best practice guide for conducting and reporting narrative reviews, meta-analyses, and meta-syntheses. *Annual Review of Psychology*, Annual Reviews, v. 70, p. 747–770, 2019.

SISTEMA DE ESTIMATIVAS DE EMISSÕES DE GASES. *Sistema de Estimativas de Emissões de Gases. Como são produzidas as estimativas*. [S.l.], 2021. Disponível em: <<https://seeg.eco.br/entenda-as-estimativas>>. Acesso em: 01 nov. 2021.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. *Diagnóstico Temático Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos. Visão Geral ano de referência 2020*. Brasília, 2021. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnosticos>>. Acesso em: 17 jan. 2022.

SOUTO, G.D.B. *Lixiviado de aterros sanitários brasileiros - estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping")*. 2009. 371 p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) — Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

SPEIGHT, J.G. *Natural gas: a basic handbook*. [S.l.]: Gulf Professional Publishing, 2018.

SPOKAS, K. et al. Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? *Waste Management*, Elsevier, v. 26, n. 5, p. 516–525, 2006.

SPONZA, D.T.; AĞDAĞ, O.N. Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors. *Process Biochemistry*, Elsevier, v. 39, n. 12, p. 2157–2165, 2004.

SWATI, M. et al. Pilot-scale simulation of landfill bioreactor and controlled dumping of fresh and partially stabilized municipal solid waste in a tropical developing country. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, American Society of Civil Engineers, v. 15, n. 4, p. 321–330, 2011.

TCHOBANOGLOUS, G.; KREITH, F. *Handbook of Solid Waste Management Second Ed.*: Landfilling. formation, composition and management of leachate. [S.l.]: The McGraw-Hill Companies, Inc, 2002.

THE WORLD BANK. *Observations of solid waste landfills in developing countries: Africa, Asia, and Latin America*. [S.l.], 1999.

_____. *What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050*. [S.l.], 2018.

THEMELIS, N.J.; ULLOA, P.A. Methane generation in landfills. *Renewable Energy*, Elsevier, v. 32, n. 7, p. 1243–1257, 2007.

TOP, S. et al. Investigation of solid waste characteristics in field-scale landfill test cells. *Glob. Nest. J*, v. 21, p. 153–162, 2019.

TOWNSEND, T.G. et al. The landfill's role in sustainable waste management. In: _____. *Sustainable practices for landfill design and operation: Waste management principles and practice*. [S.l.]: Springer, 2015. p. 1–12.

_____. Waste and landfill fundamentals. In: _____. *Sustainable practices for landfill design and operation: Waste management principles and practice*. [S.l.]: Springer, 2015. p. 13–34.

UNITED NATIONS. *World Population Prospects 2019: Volume ii: Demographic profiles*. [S.l.], 2019. Disponível em: <https://population.un.org/wpp/Publications/Files/WPP2019_Volume-II-Demographic-Profiles.pdf>. Acesso em: 30 set. 2021.

_____. *United Nations Framework Convention on Climate Change: The clean development mechanism*. [S.l.], 2021. Disponível em: <<https://unfccc.int/process-and-meetings/the-kyoto-protocol/mechanisms-under-the-kyoto-protocol/the-clean-development-mechanism>>. Acesso em: 28 out. 2021.

_____. *What is the United Nations Framework Convention on Climate Change?* [S.l.], 2021. Disponível em: <<https://unfccc.int/process-and-meetings/the-convention/what-is-the-united-nations-framework-convention-on-climate-change>>. Acesso em: 31 out. 2021.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. *Training module: closing an open dumpsite and shifting from open dumping to controlled dumping and to sanitary land filling*. [S.l.], 2005. Disponível em: <<https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/8444>>. Acesso em: 27 out.2021.

_____. *Guidelines for national waste management strategies: Moving from challenges to opportunities*. [S.l.], 2013. Disponível em: <<http://web.archive.org/web/20140817134954/http://www.unep.org/ietc/Portals/136/Publications/Waste20Management/UNEP20NWMS20English.pdf>>. Acesso em: 05 out. 2021.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Global Anthropogenic Non-CO2 Greenhouse Gas Emissions: 1990 - 2030*. [S.l.], 2012. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2016-08/documents/epa_global_nonco2_projections_dec2012.pdf>. Acesso em: 21 out. 2021.

_____. *LFG Energy Project Development Handbook, Chapter 1 - Landfill Gas Energy Basics*. [S.l.], 2016. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-07/documents/pdh_chapter1.pdf>. Acesso em: 17 nov. 2021.

_____. *Bioreactor Landfills*. [S.l.], 2021. Disponível em: <<https://www.epa.gov/landfills/bioreactor-landfills#whatis>>. Acesso em: 22 ago. 2021.

VALERRO, D.A.; BLIGHT, G. The municipal landfill. In: _____. *Waste: A handbook for management*. 2. ed. [S.l.]: Elsevier, 2019. p. 235–258.

VANELK, A.G.H.P. *Mecanismo de Desenvolvimento Limpo Aplicados à Resíduos Sólidos: Redução de emissões na disposição final*. [S.l.], 2007. [Online; acessado em 21 out. 2021]. Disponível em: <https://www.ibam.org.br/media/arquivos/estudos/03-aterro_md1_1.pdf>.

VANELK, A.G.H.P.; SILVA, C.F.C.; PASSOS, L.H.S. A contribuição do mercado de carbono nas reduções de emissões de gee no setor de resíduos sólidos urbanos. *31º Congresso da Abes - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - Fitabes*, 2021.

WARITH, M.A.; SHARMA, R. Technical review of methods to enhance biological degradation in sanitary landfills. *Water Quality Research Journal*, IWA Publishing, v. 33, n. 3, p. 417–438, 1998.

WHITE, J.K. et al. Leachate recirculation in a landfill: Some insights obtained from the development of a simple 1-d model. *Waste Management*, Elsevier, v. 31, n. 6, p. 1210–1221, 2011.

XU, Q. et al. Methane production in simulated hybrid bioreactor landfill. *Bioresource Technology*, Elsevier, v. 168, p. 92–96, 2014.

_____. A comparative study of leachate quality and biogas generation in simulated anaerobic and hybrid bioreactors. *Waste Management*, Elsevier, v. 41, p. 94–100, 2015.

YANG, Y. et al. A comparison of nanosilver and silver ion effects on bioreactor landfill operations and methanogenic population dynamics. *Water Research*, Elsevier, v. 47, n. 10, p. 3422–3430, 2013.

YOCHIM, A. et al. Estimating water content in an active landfill with the aid of gpr. *Waste Management*, Elsevier, v. 33, n. 10, p. 2015–2028, 2013.

ZHAN, L.T. et al. Biochemical, hydrological and mechanical behaviors of high food waste content msw landfill: preliminary findings from a large-scale experiment. *Waste Management*, Elsevier, v. 63, p. 27–40, 2017.