



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Instituto de Química

Dimensionamento de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase na eficiência de remoção de DBO e DQO

Fátima Maria Alves Lino

RGA- 2021.2304.015-8

Campo Grande – MS

2026



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Instituto de Química

Dimensionamento de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase na eficiência de remoção de DBO e DQO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado no Instituto de Química como requisito básico para a conclusão do Curso de Bacharelado em Engenharia Química

Orientador (a): Profa. Dra. Janaína dos Santos Ferreira

Campo Grande – MS

2026



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

FÁTIMA MARIA ALVES LINO

**DIMENSIONAMENTO DE SISTEMA DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO COM ÊNFASE NA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO E
DQO**

Trabalho de Conclusão de Curso aprovado pela Banca Examinadora para obtenção do Grau de bacharelado, no Curso de Engenharia Química da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Campo Grande, 14 de abril de 2026.

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a Janaína dos Santos Ferreira

Universidade Federal do Mato Grosso do Sul – Orientadora

Prof^a. Dr^a. Keila Roberta Ferreira de Oliveira

Universidade Federal do Mato Grosso do Sul

Prof^a. Dr. Sergio Carvalho de Araújo

Universidade Federal do Mato Grosso do Sul



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

“Mais ajuntai tesouros no céu, onde nem a traça nem a ferrugem consomem, e onde os ladrões não minam, nem roubam. Porque onde estiver o vosso tesouro, aí estará também o vosso coração.”

Mateus 6:20-21



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

AGRADECIMENTOS .

Em primeiro lugar, agradeço a Deus e à minha Mãezinha do Céu, que foram meu amparo nos momentos mais difíceis dessa caminhada. Foram eles que me deram força, conforto e esperança quando mais precisei, e a quem recorri em cada momento de insegurança, medo e cansaço.

Aos meus pais, Ivanilda e Enesio, minha eterna gratidão por serem meu maior exemplo de força, cuidado, garra e dedicação. Obrigada por me ensinarem, através do trabalho e dos estudos, que somos capazes de conquistar nossos objetivos com esforço e honestidade. Agradeço por todo amor, incentivo, apoio e por sempre serem a base da minha vida e dos meus sonhos.

Ao meu namorado, Igor, agradeço por ser meu colo e minha paz em meio aos dias difíceis. Por ser minha alegria mesmo sem eu precisar pedir ou dizer nada. Ao seu lado encontrei conforto, leveza e renovação para continuar seguindo em frente. Obrigada por toda parceria, cuidado, paciência e companheirismo ao longo dessa jornada.

Aos meus amigos, Isabela, Gabrielly, Sanmyr, Rayan, Vitor, meu coração transborda gratidão. Essa caminhada não teria sido a mesma sem vocês. Durante esses cinco anos, vocês foram a família que escolhi. Compartilhamos dores, angústias, decepções e desafios, mas também inúmeras vitórias, aprendizados, cumplicidade e empatia. Cada momento vivido ao lado de vocês fez essa trajetória valer a pena.

A todos os professores que fizeram parte da minha formação, meu sincero agradecimento. Sem os ensinamentos, apoio e dedicação de cada um, essa história certamente seria diferente. Em especial, agradeço aos professores e funcionários do Instituto de Química da UFMS, por toda contribuição durante minha trajetória acadêmica.

À minha orientadora, Janaína, deixo minha profunda gratidão pela paciência, cuidado, apoio e dedicação durante o desenvolvimento deste trabalho. Sua orientação foi essencial para que este sonho se tornasse realidade.



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul



RESUMO

Este trabalho teve como objetivo propor e dimensionar um sistema integrado para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, visando alta eficiência na remoção de poluentes e atendimento à legislação ambiental. O sistema foi composto por gradeamento, tanque de homogeneização, lagoa anaeróbia, lagoa facultativa, lodos ativados, decantador secundário e lagoas de polimento, utilizando critérios hidráulicos e cinéticos consolidados na literatura.

Os resultados demonstraram elevada eficiência global, com remoção de 98,84% da DBO e 95,28% da DQO, reduzindo as concentrações para 31,17 mg·L⁻¹ e 332,69 mg·L⁻¹, respectivamente. O sistema de lodos ativados destacou-se como a principal etapa de degradação da matéria orgânica remanescente.

Conclui-se que o arranjo proposto apresentou coerência técnica e alto desempenho teórico no tratamento do lixiviado, mostrando potencial de aplicação em escala real. Entretanto, a remoção de compostos recalcitrantes, nitrogênio amoniacal e metais pode exigir processos complementares em cenários mais restritivos.

Palavras-chave: lixiviado; tratamento de efluentes; lagoas de estabilização; lodos ativados; dimensionamento.



LISTA DE ABREVIÇÕES

A/M – Relação alimento/microrganismo ($\text{kgDBO} \cdot \text{kgSSV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Efluentes

HMT – Altura Manométrica Total

K_d – Constante de decaimento endógeno (d^{-1})

K_T – Constante cinética de remoção dependente da temperatura (d^{-1})

L_v – Taxa de aplicação volumétrica ($\text{kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)

L_s – Taxa de aplicação superficial ($\text{kgDBO} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)

NPSH – Net Positive Suction Head

Q – Vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)

Q_r – Vazão de recirculação de lodo ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)

Q_w – Vazão de descarte de lodo ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)

Re – Número de Reynolds

S – Concentração de substrato no efluente ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

S₀ – Concentração de substrato no afluente ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

SDT – Sólidos Dissolvidos Totais

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

TAH – Taxa de Aplicação Hidráulica ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica (d)

UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket

θ_c – Idade do lodo (d)

θ_h – Tempo de detenção hidráulica (d)

V – Volume (m^3)

X – Concentração de biomassa no tanque de aeração ($mgSSV \cdot L^{-1}$)

Y – Coeficiente de rendimento celular ($gSSV \cdot gDBO^{-1}$)



LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características físico-químicas dos lixiviados de aterros sanitários novos e antigos .	25
Tabela 2: Possíveis origens de íons metálicos em lixiviados de aterros	26
Tabela 3:Constituintes típicos do gás de aterro (LFG)	27
Tabela 4: Composição do Biogás.....	28
Tabela 5: Resumo dos Parâmetros Técnicos e Normativos (Estudo de Caso: Campo Grande - MS)	29
Tabela 6: Alguns processos de tratamento com suas respectivas eficiências para a depuração de lixiviados.....	30
Tabela 7: Parâmetros Tanque de Homogeneização	47
Tabela 8: Eficiências de remoção de DBO em lagoas anaeróbias, em função da temperatura .	50
Tabela 9: Critérios para determinar Ls	54
Tabela 10: Faixa da Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH).....	61
Tabela 11: Faixa taxa de aplicação de sólidos	62
Tabela 12: Eficiências mínimas adotadas para remoção de DQO com base na literatura	69
Tabela 13: Dimensionamento hidráulico das correntes principais	76
Tabela 14: Eficiência de remoção de DBO e DQO por etapa do sistema	81
Tabela 15: Eficiência global do sistema	82
Tabela 16: Dados para dimensionamento do sistema de recalque.....	106



LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquema de Tratamento	17
Figura 2: Diagrama do processo	39
Figura 3: Instalação da manta de polietileno de alta densidade (PEAD), no aterro sanitário municipal de Dourados/MS, 2021.....	42
Figura 4: Sistema de drenos para o percolado (lixiviado) no aterro sanitário municipal de Dourados/MS, 2021	43
Figura 5: 3 (três) das 5 (cinco) lagoas de estabilização (aterro sanitário municipal de Dourados/MS, 2021)	44
Figura 6: Tanque de Homogeneização; Coordenadas: (21K 0728067 – 7528374)	46
Figura 7: Tanque de Homogeneização	48
Figura 8: Flare stack.....	51
Figura 9: Diagrama de Remoção da DBO Solúvel.....	56
Figura 10: Sistema dimensionado dos lodos ativados	63
Figura 11: Bomba escolhida para o transporte do percolado nas lagoas	72
Figura 12: Dados do sistema hidráulico	75
Figura 13: Sistema da Lagoa Anaeróbia em conjunto com o Flare stack	79
Figura 14: Esquema do tratamento completo	84
Figura 15: Critérios para determinar Ls	91



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul



SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. JUSTIFICATIVA	16
3. OBJETIVOS	17
3.1 Objetivos Específicos	17
4. REFERENCIAL TEÓRICO	18
4.1 Tipos de resíduos sólidos e sua relação com a geração de percolato	18
4.2 Aterros.....	19
4.3 Lixiviado	21
4.3.1 Composição do Lixiviado e Características do Percolato	23
4.3.2 Biogás de Aterro	27
4.4 Tecnologias de Tratamento	28
4.4.1 Lagoas Anaeróbia e Facultativa	32
4.4.2 Lodos Ativados	34
4.4.3 Lagoas de Polimento	37
5. METODOLOGIA	39
5.1 Localização e Estrutura	41
5.2 Capacidade e operação atual.....	42
5.3 Tratamento do Percolato	43
5.3.1 Tratamento Preliminar.....	45
5.3.2 Gradeamento.....	45
5.3.2.2 Tanque de Homogeneização - TH.....	46
5.3.3 Lagoa Anaeróbia	49
5.3.4 Lagoa Facultativa	53
5.3.5 Lodos Ativados	57
5.3.6 Lagoa de Polimento.....	64
5.3.7 Remoção DQO.....	66
5.3.8 Bombas	69
5.4 Tubulações	73
6. RESULTADOS E DISCUSSÕES	77
7. CONCLUSÃO	83
ANEXO	87
MEMORIAL DE CÁLCULO	87



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

- Tanque de Homogeneização 88
- Lagoa Anaeróbia 89
- Lagoas Facultativas 91
- Lodos Ativados 93
- REFERÊNCIAS 110



1. INTRODUÇÃO

No século XX, o tratamento de efluentes concentrou-se principalmente na remoção de sólidos sedimentáveis e flotáveis, matéria orgânica expressa como demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos suspensos totais (SST) e microrganismos patogênicos (METCALF & EDDY, 2014). Posteriormente, a remoção de nutrientes, odores e o reúso planejado para fins não potáveis passaram a ganhar relevância, consolidando-se em diversas regiões (ASANO et al., 2007). No século XXI, observa-se uma mudança de paradigma, na qual os efluentes deixam de ser apenas resíduos e passam a ser considerados potenciais fontes de recursos, como energia e água reutilizável, especialmente em países com políticas ambientais mais avançadas (TCHOBANOGLIOUS, 2010; TCHOBANOGLIOUS et al., 2011). O crescimento populacional e a urbanização intensiva têm ampliado a geração de resíduos sólidos e efluentes líquidos, aumentando a pressão sobre os sistemas de gestão ambiental e os riscos de contaminação de solo e recursos hídricos (SILVA, 2020). Nesse contexto, efluentes domésticos, industriais e agropecuários apresentam elevado potencial poluidor, contendo compostos orgânicos e inorgânicos capazes de comprometer a qualidade da água e os ecossistemas aquáticos (SANTOS et al., 2019). Dentre esses, destaca-se o lixiviado, líquido altamente poluente gerado pela decomposição de resíduos sólidos urbanos, caracterizado por elevadas concentrações de matéria orgânica, compostos nitrogenados e metais pesados (COSTA et al., 2018). O tratamento inadequado desse efluente pode causar impactos ambientais significativos, tornando indispensável a adoção de sistemas eficientes em aterros sanitários. Os aterros sanitários consolidaram-se como a alternativa tecnicamente mais adequada para a disposição final de resíduos sólidos. No entanto, as exigências legais e ambientais demandam o tratamento adequado do lixiviado antes de seu lançamento ou reaproveitamento. Diante desse cenário, diferentes processos biológicos e físico-químicos têm sido aplicados, sendo os sistemas combinados amplamente utilizados para aumentar a eficiência de remoção de poluentes. Assim, o presente trabalho tem como objetivo avaliar o tratamento de lixiviado por meio de um



sistema integrado composto por gradeamento, tanque de homogeneização, lagoa anaeróbia, lagoa facultativa, sistema de lodos ativados em regime de aeração prolongada, decantador secundário e lagoas de polimento em série. A configuração adotada foi fundamentada nos critérios clássicos de dimensionamento e operação de sistemas biológicos de tratamento de efluentes descritos por Marcos von Sperling (2002; 2014) para lagoas de estabilização e por Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery (2014) para sistemas de lodos ativados e processos aeróbios. A proposta visa analisar o desempenho teórico do sistema na remoção de matéria orgânica, contribuindo para o desenvolvimento de soluções tecnicamente consistentes para o tratamento de efluentes de aterros sanitários.

2. JUSTIFICATIVA

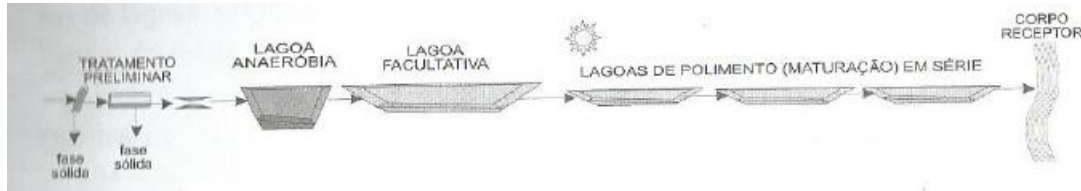
Apesar da ampla aplicação de sistemas biológicos no tratamento de lixiviado, a elevada complexidade desse efluente impõe limitações ao desempenho de unidades convencionais, especialmente quanto à remoção de compostos recalcitrantes, nitrogênio amoniacal e sólidos dissolvidos. Nesse contexto, o atendimento aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011 e pelas diretrizes da Resolução CONAMA nº 404/2008 reforça a necessidade de soluções mais eficientes e integradas.

O sistema atualmente existente no aterro em estudo, composto por tanque de homogeneização, lagoas anaeróbias, lagoa facultativa e lagoas de polimento, atua principalmente na redução da carga orgânica, porém pode apresentar limitações quando submetido à complexidade característica do lixiviado.

Dessa forma, justifica-se a avaliação de configurações alternativas que integrem diferentes processos de tratamento. A proposta adotada baseia-se nos fundamentos clássicos de sistemas de lagoas descritos por Von Sperling (2002), conforme apresentado na Figura 1, que evidenciam a importância da combinação sequencial de unidades para aumento da eficiência global.



Figura 1: Esquema de Tratamento



Fonte: Von Sperling, 2002

Nessa configuração, a lagoa facultativa é mantida como unidade de estabilização e amortecimento de carga, enquanto o sistema de lodos ativados é incorporado como etapa complementar de maior eficiência na remoção da matéria orgânica biodegradável remanescente, seguido do polimento em lagoas de polimento.

Ressalta-se que este trabalho não tem como objetivo avaliar ou otimizar o sistema existente no aterro de Dourados/MS, mas sim propor um novo dimensionamento teórico, utilizando dados reais de geração de percolado ($259,2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) apenas como referência. Esses valores estão em conformidade com as faixas reportadas na literatura (VON SPERLING, 2014; ABNT NBR 13896).

Assim, o estudo justifica-se pela necessidade de analisar o desempenho teórico de uma configuração integrada de tratamento, com ênfase na remoção de DBO e DQO, contribuindo para a avaliação de alternativas tecnicamente consistentes para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

3. OBJETIVOS

Avaliar o desempenho teórico de um sistema integrado de tratamento de lixiviado de aterro sanitário, por meio do dimensionamento de unidades biológicas, com ênfase na remoção de DBO e DQO, utilizando dados reais como base de projeto.

3.1 Objetivos Específicos

- Caracterizar o lixiviado quanto aos principais parâmetros físico-químicos relevantes ao tratamento.



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

- Analisar os critérios e limites estabelecidos pela legislação ambiental aplicável, com destaque para as Resoluções CONAMA nº 430/2011 e nº 404/2008.
- Definir as condições de projeto e realizar o dimensionamento hidráulico e orgânico das unidades de tratamento com base na vazão de $259,2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$.
- Avaliar a eficiência teórica do sistema proposto na remoção de DBO e DQO ao longo das etapas de tratamento.
- Analisar o desempenho teórico do sistema frente aos limites legais, destacando suas potencialidades e limitações.
- Discutir a aplicabilidade da configuração proposta como alternativa técnica para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

4. REFERENCIAL TEÓRICO

4.1 Tipos de resíduos sólidos e sua relação com a geração de percolado

Os resíduos sólidos englobam todo material descartado proveniente de atividades humanas, podendo apresentar diferentes composições, destinos e impactos ambientais. A classificação desses resíduos é essencial para a gestão adequada e para a preservação do meio ambiente, contribuindo para práticas mais sustentáveis de descarte e reaproveitamento (CASTILHO, 2024; DINÂMICA AMBIENTAL, 2015; SOUZA, 2022).

Estima-se que cada indivíduo gere entre 800 g e 1,5 kg de resíduos por dia, o que evidencia a importância da compreensão de suas características e do correto gerenciamento. Esses resíduos podem ser classificados em diferentes categorias, como domésticos, comerciais, orgânicos, industriais, hospitalares, eletrônicos, verdes e recicláveis, sendo que cada tipo apresenta particularidades quanto à sua composição, potencial de degradação e impactos ao meio ambiente e à saúde pública (SOUZA, 2022; CESTOS DE LIXO E LIXEIRAS, 2022).

Os resíduos domésticos e comerciais são compostos majoritariamente por matéria orgânica e materiais recicláveis, como papel, plástico e vidro, e representam a principal fração dos resíduos sólidos urbanos. Já os resíduos orgânicos, provenientes



de matéria biológica, apresentam elevado potencial de degradação e podem ser reaproveitados por meio de processos como compostagem e geração de biogás. Por outro lado, resíduos hospitalares e industriais podem conter substâncias perigosas, incluindo agentes patogênicos, compostos químicos e metais pesados, exigindo tratamento e destinação controlados para evitar riscos ambientais e à saúde (CASTILHO, 2024; DINÂMICA AMBIENTAL, 2015).

Além disso, resíduos eletrônicos e outros materiais específicos podem contribuir significativamente para a contaminação ambiental devido à presença de metais pesados, como chumbo e mercúrio, enquanto resíduos verdes e recicláveis apresentam potencial de reaproveitamento, reduzindo a necessidade de disposição em aterros sanitários (DINÂMICA AMBIENTAL, 2015).

A composição dos resíduos sólidos influencia diretamente a geração e as características do percolado em aterros sanitários. Resíduos com elevado teor de matéria orgânica tendem a produzir lixiviados com altas concentrações de matéria orgânica e compostos nitrogenados, enquanto a presença de materiais diversos pode introduzir substâncias tóxicas no efluente. Dessa forma, a correta separação, coleta e destinação dos resíduos é fundamental para minimizar impactos ambientais, reduzir a carga poluidora e melhorar a eficiência dos sistemas de tratamento de percolado (CASTILHO, 2024; DINÂMICA AMBIENTAL, 2015; SOUZA, 2022; CESTOS DE LIXO E LIXEIRAS, 2022).

4.2 Aterros

A disposição final de resíduos sólidos pode ocorrer de diferentes formas, como nos aterros controlados, que apresentam cobertura dos resíduos, mas carecem de sistemas adequados de impermeabilização e tratamento de efluentes, e nos chamados lixões, caracterizados pelo descarte irregular de resíduos sem nenhum controle ambiental ou sanitário, gerando sérios riscos à saúde pública e à contaminação do solo e da água. Em contraposição, o aterro sanitário constitui a forma mais segura e ambientalmente correta de disposição de rejeitos sólidos, sendo projetado com base em critérios de engenharia e normas ambientais.



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

De acordo com Fonseca (1999), os aterros sanitários têm como principal finalidade a disposição segura e controlada de resíduos sólidos no solo, contribuindo para a preservação ambiental, a higiene e a saúde pública. Ademais, esses aterros desempenham um papel importante na recuperação de áreas degradadas, como pedreiras desativadas, grotas, escavações resultantes da extração de argila e areia, além de regiões alagadiças. Nos casos em que os aterros forem utilizados tanto para a destinação de resíduos quanto para a recuperação dessas áreas, é fundamental realizar estudos específicos para garantir a adequação sanitária do aterro e evitar a contaminação do lençol freático.

Os aterros sanitários são fundamentais para a destinação de rejeitos sólidos no Brasil. Entretanto, o processo de decomposição dos resíduos nesses locais, aliado à infiltração da água da chuva, dá origem ao percolado, também chamado de lixiviado ou percolado. Esse líquido apresenta coloração escura, odor intenso e elevada concentração de matéria orgânica em sua composição (TERA AMBIENTAL, 2021).

A disposição de resíduos sólidos em aterros gera subprodutos em diferentes estados – sólido, líquido e gasoso – que exigem tratamento antes de serem liberados no meio ambiente, seja em corpos hídricos ou na atmosfera. O líquido resultante da decomposição microbológica, conhecido como percolado, é um dos principais agentes de poluição das águas subterrâneas e superficiais próximas a esses locais. Sua composição é altamente variável e apresenta grande complexidade físico-química, sendo influenciada por fatores externos, como condições climáticas e características do relevo, além de aspectos operacionais, como o gerenciamento dos resíduos e a tecnologia utilizada na construção e manutenção do aterro (SANTOS, 2003).

O tratamento adequado desse efluente não é apenas uma exigência legal, mas também um compromisso fundamental com a preservação ambiental. Entretanto, diversos fatores tornam esse processo desafiador, tais como:

- A variação no volume do percolado devido à influência das chuvas e ao processo contínuo de decomposição dos resíduos;



- A presença de uma alta carga orgânica e poluente em sua composição;
- A dificuldade de remoção de certos compostos por meio de tratamentos convencionais;
- A necessidade de destinar corretamente o percolato tratado para um corpo hídrico, evitando impactos ambientais negativos;
- O cumprimento rigoroso das normas ambientais e regulamentações vigentes.

O aterro sanitário é uma estrutura projetada dentro dos princípios da engenharia, cuja vida útil depende de diversos fatores, sendo os principais a área disponível, o relevo do terreno e a natureza dos resíduos depositados. A partir da extensão da área, pode-se calcular a capacidade de recebimento de resíduos ao longo do tempo. A configuração geométrica do aterro está diretamente relacionada ao relevo da região, sendo os modelos mais comuns aqueles com formato piramidal ou os que utilizam encostas como limites naturais. Para garantir a proteção ambiental, um aterro sanitário deve contar com medidas essenciais, como recobrimento e compactação eficientes, além de um sistema de impermeabilização no fundo, que evita a infiltração do percolato e a consequente contaminação das águas subterrâneas e superficiais. Além disso, é indispensável a implementação de um sistema adequado para o tratamento do percolato e um mecanismo para a captação e queima ou reaproveitamento do gás gerado pela decomposição dos resíduos (LFG – Landfill Gas). (SANTOS, 2003).

Diante dessas complexidades, a operação de uma estação de tratamento de percolato exige um estudo detalhado para a escolha da alternativa mais eficiente, considerando a segurança ambiental, a conformidade legal e a qualidade do tratamento aplicado.

4.3 Lixiviado

A decomposição dos resíduos orgânicos em lixões e aterros sanitários resulta na formação do lixiviado, um líquido rico em compostos orgânicos e inorgânicos, presentes tanto em formas dissolvidas quanto coloidais. Sua composição físico-



química é altamente complexa e sujeita a variações, sendo influenciada por diversos fatores, como o tipo de resíduo descartado, o tempo de permanência no aterro, o método de operação adotado, a quantidade de chuvas, além das condições geológicas da região. Além disso, a contaminação dos recursos hídricos pode ser agravada pela ocupação humana em áreas sem infraestrutura adequada de esgotamento sanitário, contribuindo significativamente para a degradação da qualidade da água (BARRONCAS, 1999).

O lixiviado é um líquido escuro e de odor forte, caracterizado por uma alta concentração de sólidos orgânicos e substâncias inorgânicas dissolvidas na água que atravessa o aterro. Esse líquido também se forma a partir da decomposição da matéria orgânica realizada por microrganismos presentes no local. Durante esse processo, a lixiviação dos resíduos pode solubilizar metais pesados e outros íons inorgânicos, representando um risco significativo de contaminação para o solo, os recursos hídricos e as comunidades próximas, especialmente se o aterro não contar com um sistema eficiente de impermeabilização e tratamento do lixiviado.

A gestão desse resíduo exige planejamento técnico, considerando a viabilidade do tratamento mais adequado às condições locais. Embora o lixiviado apresente características complexas e de difícil degradação, seu tratamento tem sido amplamente estudado, com diversas abordagens documentadas na literatura. Métodos físico-químicos e biológicos são frequentemente utilizados, sendo a escolha da técnica baseada principalmente nas propriedades do percolado e nos custos envolvidos na sua remoção e tratamento (SANTOS, 2003).

Segundo Rocca (2010), a carga orgânica do esgoto doméstico típico apresenta uma demanda bioquímica de oxigênio (DBO) em torno de 300 mg/L. Em contraste, o lixiviado gerado em aterros sanitários pode atingir valores significativamente mais elevados, variando entre 3.000 e 17.000 mg/L de DBO. Além disso, esse efluente contém elevadas concentrações de metais pesados e compostos tóxicos, o que agrava ainda mais seu potencial poluidor. O lançamento inadequado de lixiviado em corpos hídricos resulta em intensa redução do oxigênio dissolvido, provocando sérios desequilíbrios ecológicos, como a morte de organismos aquáticos — especialmente



peixes —, e comprometendo a qualidade da água para abastecimento, recreação e outros usos. Diante desse cenário, o tratamento adequado do lixiviado é essencial para mitigar os impactos ambientais e proteger tanto os ecossistemas quanto a saúde pública (ROCCA, 2010).

4.3.1 Composição do Lixiviado e Características do Percolado

De acordo com Pereira Neto (1996), a decomposição anaeróbia da matéria orgânica resulta na formação do lixiviado, comumente chamado de percolado, lixiviado ou sumeiro.

As características dos lixiviados em aterros sanitários são influenciadas por diversos fatores. Entre os principais, destacam-se as condições climáticas da região, incluindo estação do ano, índice pluviométrico, umidade do ar, temperatura e padrões dos ventos. Além disso, aspectos relacionados à idade e composição dos resíduos, como teor de matéria orgânica, presença de recicláveis, densidade e umidade inicial, também impactam significativamente suas propriedades.

Outros fatores determinantes incluem as características geológicas e hidrogeológicas do local, como o tipo de solo, grau de compactação, capacidade de retenção de umidade e taxas de infiltração, além de condições climáticas como evaporação e precipitação. As práticas operacionais do aterro, incluindo o método de disposição, compactação dos resíduos, cobertura das células e recirculação do lixiviado, bem como a topografia da área e a composição dos resíduos sólidos, exercem influência direta sobre a quantidade e a qualidade do lixiviado gerado (WORRELL et al., 2016; CHRISTENSEN et al., 2019; SIDDIQUI et al., 2021).

Dessa maneira, as características do lixiviado são resultado da interação desses múltiplos fatores com a microbiota presente nos resíduos. Por isso, a literatura apresenta uma ampla variação nos parâmetros utilizados para sua caracterização.

Diversos compostos podem ser encontrados nos lixiviados de aterros, incluindo proteínas, carboidratos, aminoácidos, compostos fenólicos, hidróxi-aromáticos e halogênios orgânicos (BERRUETA et al., 1996). Entre os contaminantes mais comuns nos lixiviados, destacam-se:

- Substâncias orgânicas alicíclicas, aromáticas e poliaromáticas;



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

- Nitrogênio em suas diferentes formas, como amoniacal, nitrito e nitrato;
 - Compostos inorgânicos, como carbonatos, cloretos e sulfatos;
 - Íons metálicos, abrangendo elementos alcalinos, alcalinos terrosos e metais pesados.
- De acordo com dados apresentados por Fernández-Viña (2000), adaptados de Crowford e Smith (1985) e Tchobanoglous et al. (1986), a composição físico-química do lixiviado varia significativamente com o tempo de operação do aterro. A Tabela 1 resume os principais parâmetros, destacando-se que aterros novos apresentam valores médios de DBO5 em torno de 10.000 mg/L, enquanto aterros com mais de 10 anos apresentam concentrações muito inferiores, entre 100 e 200 mg/L.

**Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul**

Tabela 1: Características físico-químicas dos lixiviados de aterros sanitários novos e antigos

Parâmetros*	Aterros Novos		Aterros com mais de 10 anos
	Intervalo Típico	Média típica	Média típica
DBO ₅	2.000-30.000	10.000	100-200
DQO	3.000-60.000	18.000	100-500
COT	1.500-20.000	6.000	80-160
SST	200-2.000	500	100-400
Nitrogênio orgânico	10-800	200	80-120
Nitrogênio amoniacal	10-800	200	20-40
NO ₃ ⁻	5-40	25	5-10
Ptot	5-100	30	5-10
Ortofosfatos	4-80	20	4-80
Alcalinidade em CaCO ₃	1.000-10.000	3.000	200-1.000
Dureza total em CaCO ₃	300-10.000	3.500	200-500
pH	4,5-7,5	6,00	6,6-7,5
Nitratos	5-40	-	5-10
Cloretos	200-3.000	-	100-500
Ferro	50-1200	-	10-400
Sódio	200-3.000	-	100-200
Potássio	200-1.000	-	50-400
Cálcio	200-3.000	-	100-400
Magnésio	50-1500	-	50-200

* Valores em mg/L, exceto pH

Fonte: Adaptado de CROWFORD e SMITH, 1985; TCHOBANOUGLOUS et al., 1986 apud FERNÁNDEZ-VIÑA, 2000

Na Tabela 2 são apresentadas as possíveis origens de íons metálicos em lixiviados de aterros, segundo Segato e Silva (2000).



Tabela 2: Possíveis origens de íons metálicos em lixiviados de aterros

Íons	Origem
Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}	Materiais orgânicos, entulhos de construções e cascas de ovos
Cu^{2+} , Fe^{2+} , Sn^{2+}	Material eletrônico, latas e tampas de garrafas
Hg^{2+} , Mn^{2+}	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes
Ni^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+}	Baterias recarregáveis (celulares, telefones sem fio, automóveis), pilhas de relógios
Al^{3+}	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas em Geral
As^{3+} , Sb^{3+} , Cr^{3+}	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos

Fonte: SEGATO e SILVA, 2000

Os íons metálicos presentes no lixiviado provêm de diversas fontes, muitas delas relacionadas ao descarte inadequado de resíduos domésticos e industriais. Segundo Segato e Silva (2000), elementos como chumbo (Pb^{2+}), cádmio (Cd^{2+}) e níquel (Ni^{2+}) estão diretamente associados a baterias, pilhas e dispositivos eletrônicos.



4.3.2 Biogás de Aterro

O biogás de aterro (LFG - *Landfill Gas*), resultante da decomposição anaeróbia dos resíduos orgânicos, é composto majoritariamente por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), podendo conter também nitrogênio, oxigênio, amônia e compostos sulfurados. A composição varia conforme a fase de estabilização do resíduo e as condições do aterro. Segundo Tchobanoglous (1993), os teores de metano podem atingir até 90%, conforme descrito na Tabela 3.

Tabela 3: Constituintes típicos do gás de aterro (LFG)

Componentes	%
CH_4	45-90
CO_2	40-60
N_2	2-5
O_2	0,1-1,0
Sulfetos, dissulfetos, mercaptanas	0-1,0
NH_3	0,1-1
H_2	0-0,2
CO	0-0,2
Traços de outros constituintes variados	0,01-0,06

Fonte: TCHOBANOGLIOUS, 1993

De acordo com Rees (1980), a geração significativa de metano nos aterros está diretamente relacionada a características específicas dos resíduos sólidos depositados. Entre os principais fatores que favorecem essa produção destacam-se o alto teor de umidade, em torno de 55%, e a densidade dos resíduos, que varia entre 0,5 e 1 tonelada por metro cúbico.

O biogás, Tabela 4, produzido em aterros sanitários é formado por uma variedade de gases, sendo alguns encontrados em maiores concentrações, denominados gases principais, e outros presentes em menores quantidades, conhecidos como oligogases. Os gases principais têm origem na decomposição da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, enquanto os oligogases,



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

embora estejam presentes em concentrações reduzidas, podem ser tóxicos e representar riscos à saúde pública. Entre os gases comumente identificados nos aterros, destacam-se a amônia (NH_3), o dióxido de carbono (CO_2), o monóxido de carbono (CO), o hidrogênio (H_2), o sulfeto de hidrogênio (H_2S), o metano (CH_4), o nitrogênio (N_2) e o oxigênio (O_2). Dentre esses compostos, o metano e o dióxido de carbono são os principais produtos formados durante a decomposição anaeróbia da matéria orgânica presente nos resíduos (FILHO, 2005).

Tabela 4: Composição do Biogás

Composição Química	% V/V
Metano (CH_4)	61,9
Dióxido de carbono (CO_2)	36,7
Outros componentes	1,4

Fonte: MENESES, LADY VIRGINIA TRALDI. Biogás: definição, fontes de geração, processamento, aplicação. Secretaria de Serviços e Obras. Departamento de Limpeza Urbana. Divisão Técnica de Aterros Sanitários, 1988

4.4 Tecnologias de Tratamento

A gestão integrada dos resíduos sólidos ainda representa um dos principais desafios para o desenvolvimento sustentável nas cidades brasileiras. Tal cenário decorre, em grande parte, da ausência de políticas públicas eficazes voltadas ao gerenciamento de resíduos, bem como da limitada alocação de recursos financeiros, tanto governamentais quanto privados, comprometendo a implementação de práticas adequadas de controle baseadas em diretrizes técnicas bem definidas (CPRH, 2000).

No que se refere ao tratamento de lixiviado, o licenciamento ambiental e o descarte desse efluente em Mato Grosso do Sul devem observar um conjunto rigoroso de normas para assegurar a proteção dos recursos hídricos e a segurança das infraestruturas de saneamento. A Resolução SEMADE nº

**Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul**

22/2015 e a Deliberação CECA nº 36/2012 regem o licenciamento e os padrões de emissão no estado, em consonância com a Resolução CONAMA nº 430/2011. Esta última estabelece, em seu Artigo 16, condições gerais para o lançamento, como pH entre 5 e 9, temperatura inferior a 40 °C e limites específicos para metais, como 15,0 mg/L para ferro solúvel, 5,0 mg/L para zinco total e 1,0 mg/L para cromo total. No cenário específico de Campo Grande, o lançamento de efluentes não domésticos (END) na rede pública de esgotamento sanitário deve obedecer ao Decreto Municipal nº 12.071/2012, que aprova o regulamento dos serviços da capital, e à Portaria AGESPAN nº 22/2009 (Artigos 66 e 67). Estas normas condicionam o descarte à existência de pré-tratamento e contrato específico, estipulando que o efluente não deve conter substâncias inflamáveis ou tóxicas aos processos biológicos. Entre os padrões técnicos exigidos pela concessionária local, fundamentados na NBR 9800/1987, destacam-se a manutenção do pH entre 6,0 e 10,0 e limites para óleos e graxas de até 150 mg/L para gorduras de origem animal ou vegetal. Ademais, materiais sedimentáveis não devem ultrapassar 20 mL/L em testes de uma hora, e concentrações de sulfatos e sulfetos devem ser limitadas a 1.000 mg/L e 1,0 mg/L, respectivamente, para evitar a corrosão das redes coletoras.

O tratamento de lixiviados provenientes de aterros sanitários apresenta elevada complexidade, estando associado a diversos desafios técnicos. A tabela 5 traz os parâmetros técnicos e normativos para o cenário do Mato Grosso do sul.

Tabela 5: Resumo dos Parâmetros Técnicos e Normativos (Estudo de Caso: Campo Grande - MS)

Unidade / Aspecto	Parâmetro de Projeto (Calculado)	Limite Normativo (MS / Campo Grande)	Fonte da Norma
Vazão de Projeto	259,2 m ³	N/A	Memorial de Cálculo
DBO (Eficiência Global)	98,84% de remoção	Mínimo 60% de remoção	CONAMA 430 / SEMADE 22
DBO (Final)	31,17 mg/L	Máximo 120 mg/L	CONAMA 430 / SEMADE 22
pH (Efluente Final)	8,4 (Valor medido no TH)	6,0 a 10,0	Decreto Municipal 12.071/2012



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Temperatura	33 °C	< 40 °C	Portaria AGESPAN 22/2009
Ferro Solúvel (\$Fe^{2+}\$)	A analisar nos resultados	Máximo 15,0 mg/L	NBR 9800 / CONAMA 430
Óleos e Graxas	A analisar nos resultados	Máximo 150 mg/L	Decreto Municipal 12.071/2012
Materiais Sedimentáveis	Remoção no Preliminar	< 20 mL/L (em 1h)	Portaria AGESPAN 22/2009
Gestão de Biogás	Queima em <i>Flare</i> <i>Stack</i>	Redução de emissões	Critério de Segurança Operacional

Fonte: Elaborada pela autora com base no Decreto Municipal de Campo Grande nº 12.071/2012, Portaria AGESPAN nº 22/2009 e Resolução SEMADE nº 22/2015.

Conforme destacado por Fernández-Viña (2000), os desafios incluem o alto potencial poluidor do lixiviado, a variabilidade entre aterros, a heterogeneidade dos resíduos e a instabilidade na vazão e composição do efluente, frequentemente influenciadas por fatores climáticos e operacionais.

Nesse contexto, diferentes tecnologias têm sido aplicadas no tratamento de lixiviado, incluindo processos biológicos, físico-químicos e avançados. A Tabela 6 apresenta a eficiência de diferentes métodos, evidenciando que tecnologias como osmose reversa e evaporação apresentam elevadas taxas de remoção, porém com custos operacionais significativamente mais elevados. Por outro lado, processos biológicos aeróbios e anaeróbios se destacam pela viabilidade econômica e ampla aplicação prática, especialmente em países em desenvolvimento.

Tabela 6: Alguns processos de tratamento com suas respectivas eficiências para a depuração de lixiviados

Processo	Eficiências (%)			
	DQO	DBO ₅	N-Total	NH ₄ ⁺

**Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul**

Tratamento biológico aeróbio	80-85 ^a 40-60 ^b	95	50	50 98 ^c
Tratamento biológico anaeróbio	95	90 ^d		
Precipitação química	20-70	25-55	0-70	0-90
Adsorção com carvão ativo	20-99	20-99	0	0
Dessorção de amônio	0-10	0-5	70-80	90-99
Evaporação	90-98	90-98	99	99
Osmose reversa	90-99	90-98	70-85	70-95
Oxidação química	20-90	20-90	0	0

a: $DBO_5/DQO > 0,4$; b: $DBO_5/DQO < 0,4$; c: Nitrificação/desnitrificação; d: Depende da concentração inicial e da relação $DBO_{total}/DBO_{refretária}$

Fonte: FERNÁNDEZ-VIÑA, 2000

O lixiviado exerce impactos ambientais significativos, podendo afetar o solo e os ecossistemas aquáticos mesmo a distâncias consideráveis do local de disposição (BAUN et al., 2001; BAUN et al., 2003). Dessa forma, a adoção de sistemas eficientes de coleta e tratamento torna-se indispensável para a mitigação desses impactos.

No contexto brasileiro e internacional, o tratamento biológico é amplamente empregado, sobretudo para lixiviados mais recentes, que apresentam maior biodegradabilidade e elevadas concentrações de matéria orgânica passível de degradação. Entretanto, lixiviados provenientes de aterros mais antigos tendem a apresentar maior grau de recalcitrância, com predominância de substâncias húmicas, compostos orgânicos de alta massa molecular, metais e elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, o que dificulta sua degradação por processos biológicos convencionais. Essa redução da biodegradabilidade está diretamente associada à diminuição da relação DBO/DQO , indicando uma fração orgânica mais estável e menos suscetível à biodegradação, tornando necessária a adoção de sistemas de tratamento mais robustos e, frequentemente, combinados (KJELDSEN et al., 2002; CHRISTENSEN et al., 2019; SIDDIQUI et al., 2021).



Diante desse cenário, observa-se que a escolha da tecnologia de tratamento deve considerar não apenas a eficiência de remoção, mas também aspectos operacionais, econômicos e a natureza do efluente. Processos isolados, especialmente no caso do lixiviado, tendem a apresentar limitações significativas, tornando necessária a adoção de sistemas combinados, conforme amplamente discutido na literatura (METCALF & EDDY, 2014; RENOUE et al., 2008). Nesse contexto, a priorização de processos biológicos integrados mostra-se tecnicamente adequada, uma vez que sistemas em série, como lagoas de estabilização seguidas de lodos ativados, permitem maior robustez operacional e melhor adaptação à variabilidade do lixiviado (VON SPERLING, 2014).

4.4.1 Lagoas Anaeróbia e Facultativa

A digestão anaeróbia constitui um processo biológico complexo, no qual diferentes grupos de microrganismos atuam de forma sinérgica na degradação da matéria orgânica. Esse processo ocorre em um ambiente caracterizado pela ausência de oxigênio, no qual bactérias hidrolíticas, acidogênicas, acetogênicas e metanogênicas desempenham funções específicas e complementares, formando um verdadeiro microecossistema altamente organizado. Essa estrutura metabólica permite a conversão de compostos orgânicos complexos em substâncias mais simples, como metano e dióxido de carbono, possibilitando elevada eficiência na remoção de matéria orgânica, mesmo em efluentes de alta carga, como o lixiviado (KATO et al., 1999).

A eficiência do processo anaeróbio está diretamente relacionada à atividade microbiana, a qual depende da disponibilidade adequada de nutrientes. Elementos como nitrogênio, fósforo, enxofre e micronutrientes, incluindo cobalto, níquel e molibdênio, são essenciais para o metabolismo dos microrganismos, especialmente das bactérias metanogênicas, que apresentam maior sensibilidade às condições ambientais (SPEECE, 1981). Além disso, a relação entre carbono, nitrogênio e fósforo desempenha papel fundamental na estabilidade do sistema, sendo frequentemente recomendadas proporções



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

adequadas para garantir o desenvolvimento microbiano e evitar limitações nutricionais (SOUZA, 1984; BRUMMELER, 1993).

Os aterros sanitários podem ser compreendidos como grandes reatores anaeróbios naturais, nos quais ocorre a decomposição da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos. Esse processo gera subprodutos gasosos, como metano e dióxido de carbono, além de um efluente líquido denominado lixiviado, caracterizado por elevadas concentrações de matéria orgânica solúvel e nitrogênio amoniacal. A formação do lixiviado resulta da percolação da água através dos resíduos e da solubilização dos compostos orgânicos presentes, originando um efluente de elevada carga poluidora e difícil tratamento.

No contexto do tratamento por lagoas anaeróbias, a remoção de matéria orgânica ocorre predominantemente por processos fermentativos e metanogênicos, sendo possível atingir eficiências significativas na redução de DBO, especialmente quando as condições de temperatura, pH e carga orgânica são favoráveis. No entanto, no caso específico do lixiviado, a presença de compostos recalcitrantes e a elevada concentração de nitrogênio amoniacal podem limitar a eficiência do processo, exigindo a complementação com etapas subsequentes de tratamento.

As lagoas facultativas representam a forma mais difundida de sistemas de lagoas de estabilização e caracterizam-se pela coexistência de zonas aeróbias e anaeróbias no mesmo volume. De acordo com Von Sperling (2014), a camada superficial da lagoa, exposta à radiação solar, apresenta condições aeróbias, nas quais bactérias oxidam a matéria orgânica utilizando oxigênio dissolvido. Já nas regiões mais profundas, onde a penetração de luz é limitada, predominam condições anaeróbias, com ocorrência de processos fermentativos.

O funcionamento das lagoas facultativas baseia-se na relação simbiótica entre algas e bactérias. As bactérias heterotróficas consomem a matéria orgânica, liberando dióxido de carbono e nutrientes, que são utilizados pelas algas na fotossíntese. Esse processo gera oxigênio, essencial para a manutenção das condições aeróbias na camada superficial da lagoa (METCALF & EDDY, 2014).



Esse equilíbrio dinâmico é fortemente influenciado por fatores ambientais, como temperatura, intensidade luminosa e regime de mistura.

Entre as principais vantagens das lagoas facultativas destacam-se a simplicidade operacional, a baixa demanda por equipamentos eletromecânicos e a elevada capacidade de absorver variações de carga orgânica, características que as tornam particularmente adequadas para o tratamento de efluentes complexos, como o lixiviado (CASTILHOS JUNIOR, 2006). Entretanto, esses sistemas apresentam limitações importantes, como a necessidade de grandes áreas para operação e a dependência de condições ambientais favoráveis.

Embora a literatura reporte eficiências elevadas de remoção de matéria orgânica em lagoas facultativas bem dimensionadas, tipicamente entre 75% e 90% (SANTOS, 2003; VON SPERLING, 2014), tais valores estão associados, em sua maioria, ao tratamento de esgotos domésticos. No caso do percolado, cuja composição é mais complexa e menos biodegradável, essas eficiências tendem a ser significativamente menores. Evidências experimentais indicam que a remoção de matéria orgânica pode ser limitada, reforçando a necessidade de adoção de sistemas combinados.

Dessa forma, no presente estudo, as lagoas anaeróbia e facultativa são utilizadas como etapas iniciais de redução de carga orgânica e amortecimento das variações do efluente, sendo posteriormente complementadas por processos biológicos aeróbios mais eficientes. Essa abordagem permite maior robustez ao sistema de tratamento, adequando-o às características específicas do percolado e aumentando a eficiência global do processo.

4.4.2 Lodos Ativados

O processo de lodos ativados é um dos métodos biológicos aeróbios mais amplamente utilizados no tratamento de efluentes líquidos, sendo baseado na degradação da matéria orgânica por microrganismos em suspensão, organizados na forma de flocos biológicos. Nesse sistema, o efluente é introduzido em um tanque de aeração, onde, na presença de oxigênio dissolvido, ocorre a oxidação da matéria orgânica por bactérias heterotróficas, resultando



na formação de dióxido de carbono, água e nova biomassa celular (METCALF & EDDY, 2014). Esse processo simula, de forma controlada e intensificada, os mecanismos naturais de autodepuração dos corpos d'água.

O funcionamento do sistema está fundamentado na manutenção de uma elevada concentração de biomassa ativa no reator biológico, o que é possível por meio da recirculação do lodo proveniente do decantador secundário. Após a etapa de aeração, a mistura líquido-sólido é direcionada ao decantador, onde ocorre a sedimentação dos flocos biológicos. Parte desse lodo é recirculada ao tanque de aeração, garantindo a continuidade do processo, enquanto o excedente é removido do sistema para controle da idade do lodo e da concentração de sólidos (VON SPERLING, 2014).

O desempenho do processo de lodos ativados é influenciado por diversos parâmetros operacionais, dentre os quais se destacam a relação alimento/microrganismo (A/M), a concentração de sólidos suspensos voláteis no licor misto, o tempo de retenção hidráulica (TRH) e a idade do lodo (θ_c). A relação A/M expressa a quantidade de matéria orgânica disponível por unidade de biomassa ativa e é um dos principais parâmetros de controle do processo, influenciando diretamente a taxa de crescimento microbiano e a eficiência de remoção de poluentes. Valores elevados de A/M estão associados a sistemas de alta carga, com menor estabilidade e menor eficiência, enquanto valores reduzidos indicam sistemas de baixa carga, com maior tempo de retenção e maior eficiência de tratamento (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

A idade do lodo, por sua vez, representa o tempo médio de permanência da biomassa no sistema e exerce papel fundamental na composição microbiológica do reator. Sistemas operando com elevada idade do lodo favorecem o desenvolvimento de microrganismos mais especializados e de crescimento lento, como as bactérias nitrificantes, responsáveis pela conversão da amônia em nitrato. Dessa forma, processos como a aeração prolongada, que operam com baixos valores de A/M e elevada idade do lodo, apresentam maior



estabilidade operacional e maior capacidade de remoção de matéria orgânica e compostos nitrogenados (VON SPERLING, 2014).

Do ponto de vista de classificação, os sistemas de lodos ativados podem ser divididos em três principais categorias: alta carga, convencional e baixa carga (ou aeração prolongada). Os sistemas de alta carga operam com elevados valores de A/M e baixos tempos de retenção hidráulica, sendo mais compactos, porém menos eficientes e mais suscetíveis a variações operacionais. Já os sistemas convencionais representam um equilíbrio entre eficiência e custo, sendo amplamente utilizados no tratamento de esgotos domésticos. Por outro lado, os sistemas de baixa carga, como a aeração prolongada, operam com baixos valores de A/M e maiores tempos de retenção, apresentando maior eficiência na remoção de matéria orgânica, menor produção de lodo e maior robustez frente a variações na qualidade do afluente (METCALF & EDDY, 2014; VON SPERLING, 2014).

Apesar de suas vantagens, o processo de lodos ativados apresenta limitações relacionadas à necessidade de fornecimento contínuo de oxigênio, ao controle operacional mais rigoroso e à sensibilidade a compostos tóxicos presentes no efluente. No caso do tratamento de percolado, essas limitações tornam-se ainda mais relevantes, uma vez que esse efluente apresenta elevada concentração de compostos recalcitrantes, metais pesados e nitrogênio amoniacal, que podem inibir a atividade microbológica e comprometer o desempenho do sistema. Dessa forma, a aplicação do processo de lodos ativados em sistemas de tratamento de percolado geralmente ocorre de forma integrada com outras unidades, como lagoas anaeróbias e facultativas, que atuam na redução inicial da carga orgânica e na equalização do efluente (CASTILHOS JUNIOR, 2006).

Nesse contexto, a adoção do sistema de lodos ativados em regime de aeração prolongada mostra-se particularmente adequada para o tratamento de efluentes complexos, como o percolado, devido à sua maior estabilidade operacional, maior eficiência de remoção de matéria orgânica e maior tolerância a variações na carga afluente. Assim, quando associado a etapas preliminares e de



polimento, o processo contribui de forma significativa para a melhoria da qualidade final do efluente tratado, sendo uma tecnologia essencial em sistemas combinados de tratamento.

4.4.3 Lagoas de Polimento

As lagoas de polimento, também denominadas lagoas de polimento, representam a etapa final em diversos sistemas biológicos de tratamento de efluentes. Sua função principal é promover o aprimoramento da qualidade do efluente previamente tratado, atuando na remoção complementar de matéria orgânica residual, sólidos suspensos finos, nutrientes e, sobretudo, microrganismos patogênicos. Em sistemas integrados, essas unidades desempenham papel essencial na consolidação da estabilização biológica, garantindo maior segurança sanitária e conformidade ambiental.

Segundo Marcos Von Sperling (2014), as lagoas de polimento caracterizam-se por serem unidades rasas, com profundidades geralmente entre 0,8 e 1,5 m, projetadas para maximizar a incidência de radiação solar ao longo da coluna líquida. A baixa profundidade favorece a penetração de luz e estimula intensa atividade fotossintética das algas, elemento central para o equilíbrio ecológico do sistema. O tratamento ocorre por meio de uma interação simbiótica entre algas e bactérias heterotróficas: enquanto as bactérias oxidam a matéria orgânica remanescente, consumindo oxigênio dissolvido, as algas produzem oxigênio via fotossíntese, utilizando dióxido de carbono e nutrientes presentes no efluente. Essa dinâmica mantém condições predominantemente aeróbias durante o período diurno, podendo ocorrer variações de oxigênio dissolvido ao longo do ciclo diário.

A remoção microbiológica é um dos principais objetivos dessas lagoas. Estudos recentes indicam que sistemas adequadamente dimensionados podem alcançar reduções superiores a 3 unidades logarítmicas de coliformes termotolerantes, especialmente em regiões tropicais com elevada insolação e temperaturas médias superiores a 20 °C (OLIVEIRA et al., 2019). Os mecanismos envolvidos na inativação de patógenos são múltiplos e atuam de forma combinada, incluindo



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

radiação ultravioleta, elevação do pH decorrente da intensa atividade fotossintética (que pode ultrapassar valores de 9 durante o dia), predação por protozoários, sedimentação natural e estresse ambiental. A variação diurna do pH e do oxigênio dissolvido cria um ambiente instável para microrganismos indicadores de contaminação fecal, contribuindo para sua inativação progressiva.

Além da remoção microbiológica, as lagoas de polimento promovem redução adicional de DBO e sólidos suspensos. Embora a maior parte da carga orgânica seja removida na etapa anaeróbia precedente, ainda há frações biodegradáveis e particuladas que podem ser estabilizadas nas lagoas. A eficiência adicional de remoção de DBO pode variar entre 20% e 40%, dependendo do tempo de detenção hidráulica e das condições climáticas (VON SPERLING, 2014). No entanto, a remoção de DQO associada a compostos recalcitrantes tende a ser limitada, uma vez que tais substâncias apresentam baixa biodegradabilidade.

O dimensionamento das lagoas de polimento é predominantemente baseado em critérios hidráulicos e microbiológicos. O tempo de detenção hidráulica (TDH) é o principal parâmetro de projeto, sendo determinado pela relação entre volume útil da lagoa e vazão média afluente. Em climas quentes, recomenda-se TDH variando entre 3 e 10 dias por lagoa, podendo ser adotadas múltiplas células em série para otimizar a eficiência global e reduzir a ocorrência de curto-circuito hidráulico. A configuração em série melhora o padrão de escoamento, aproxima o sistema de um regime de fluxo pistão e favorece a remoção gradual de contaminantes ao longo das unidades.

Outro aspecto relevante refere-se à taxa de aplicação superficial, que influencia diretamente a eficiência microbiológica e a estabilidade operacional. Taxas elevadas podem comprometer o desempenho, reduzindo o tempo efetivo de exposição solar e favorecendo a ocorrência de zonas mortas. Assim, o projeto deve considerar não apenas a vazão média, mas também variações sazonais, eventos de pico e características específicas do efluente tratado. Quando aplicadas ao tratamento de percolado previamente submetido à lagoa anaeróbia,



à lagoa facultativa e ao sistema de lodos ativados, as lagoas de polimento assumem papel estratégico no polimento final do efluente. O percolado apresenta características complexas, incluindo elevada concentração de nitrogênio amoniacal, presença de compostos húmicos e substâncias recalcitrantes, de modo que essas lagoas devem ser compreendidas como etapa complementar de acabamento e não como solução isolada para os contaminantes mais persistentes.

No contexto do presente trabalho, a adoção de três lagoas de polimento em série após o sistema de lodos ativados visa consolidar a estabilização biológica do percolado, promovendo redução complementar da DBO e melhoria da qualidade sanitária do efluente final.

5. METODOLOGIA

O presente trabalho foi desenvolvido com base em uma abordagem de engenharia sanitária aplicada ao dimensionamento de sistemas biológicos de tratamento de efluentes, adotando como referência os critérios clássicos propostos por Marcos von Sperling (2014) para lagoas de estabilização e processos biológicos.

A pesquisa fundamenta-se em revisão bibliográfica técnica e normativa voltada ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários, com ênfase na integração entre lagoa anaeróbia, lagoa facultativa, sistema de lodos ativados e lagoas de polimento. A configuração adotada, apresentada na Figura 2, segue um arranjo sequencial compatível com a complexidade do efluente e a necessidade de maior robustez operacional.

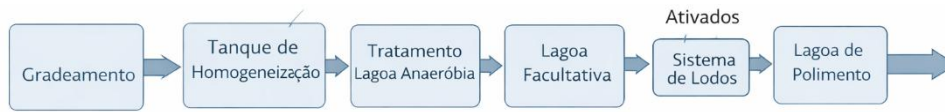
Figura 2: Diagrama do processo



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul



Fonte: Autor, 2026

Como base para o estudo, foram utilizados dados reais de vazão e características físico-químicas do percolado provenientes de um aterro sanitário localizado no município de Dourados/MS. Ressalta-se que se trata de um estudo de dimensionamento teórico, sem validação experimental, sendo o sistema existente utilizado apenas como referência de dados. O sistema atual é composto por tanque de homogeneização, lagoas anaeróbias, lagoa facultativa e lagoas de polimento.

A partir desses dados, foi proposta uma nova configuração independente, mantendo o conceito de tratamento por lagoas e incorporando uma etapa aeróbia por lodos ativados, com o objetivo de aumentar a eficiência global e a estabilidade frente à variabilidade do percolado.

O sistema proposto é composto por gradeamento, tanque de homogeneização, lagoa anaeróbia, lagoa facultativa, sistema de lodos ativados em regime de aeração prolongada, decantador secundário e lagoas de polimento em série. O dimensionamento segue o princípio de remoção sequencial da carga poluidora, no qual cada unidade reduz progressivamente a carga aplicada à etapa seguinte.

A vazão de projeto foi estimada pelo Método Suíço, conforme proposto por Rocca (1981) e revisado por Dominoni et al. (2020), resultando em $259,2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, a partir da correlação entre precipitação, área do aterro e coeficiente de percolação.

Foram considerados parâmetros como DBO, DQO, sólidos suspensos totais e sólidos dissolvidos totais, utilizados para cálculo das cargas orgânicas e avaliação das eficiências ao longo do sistema.



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

O dimensionamento das lagoas anaeróbia e facultativa foi realizado com base nos critérios de von Sperling (2014), adotando-se valores mais conservadores para refletir o comportamento do percolado, com eficiências de 40% e 20%, respectivamente.

A etapa aeróbia foi projetada como sistema de lodos ativados em aeração prolongada e mistura completa, devido à maior estabilidade e capacidade de adaptação. O dimensionamento considerou relação A/M, concentração de biomassa, tempo de detenção hidráulica e idade do lodo, permitindo a definição do volume do reator, recirculação e produção de lodo, conforme critérios de von Sperling (2014) e Metcalf & Eddy.

O decantador secundário foi dimensionado com base na vazão total e em critérios hidráulicos simplificados, visando garantir a separação sólido-líquido e o retorno de lodo, conforme recomendações de Tchobanoglous.

As lagoas de polimento foram dispostas em série, conforme o conceito de lagoas de polimento de von Sperling (2014), com eficiência de 15% por unidade. Essa configuração reduz efeitos de curto-circuito hidráulico e aproxima o sistema de um regime de fluxo pistão, aumentando a eficiência global.

Os cálculos completos de dimensionamento, incluindo equações, parâmetros e etapas intermediárias, encontram-se apresentados no Anexo A, garantindo rastreabilidade e verificação dos resultados.

5.1 Localização e Estrutura

A observância à legislação ambiental vigente, especialmente no que tange ao lançamento de efluentes e à preservação dos recursos naturais, é de fundamental importância no contexto da gestão de resíduos sólidos. Diante disso, o presente memorial descritivo tem como objetivo analisar o sistema de tratamento de efluentes líquidos – especificamente o percolado – gerado no Aterro Sanitário de Dourados.



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

O referido aterro está localizado em uma área de 50 hectares (Figura 3), situada nas proximidades do Distrito Industrial da cidade de Dourados, Mato Grosso do Sul. Em operação desde o ano de 2004, o empreendimento atua em conformidade com os princípios e diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), sendo considerado modelo estadual e referência regional na gestão integrada de resíduos.

Figura 3: Instalação da manta de polietileno de alta densidade (PEAD), no aterro sanitário municipal de Dourados/MS, 2021



Fonte: Autor, 2021

O projeto inicial do aterro previu a construção de sete trincheiras, cada uma com dimensões de 450 metros de comprimento por 50 metros de largura. Estas trincheiras foram subdivididas em células e revestidas com geomembrana impermeável, cuja função é impedir a percolação do percolato para o solo, garantindo, assim, a proteção do lençol freático.

5.2 Capacidade e operação atual

Atualmente, o aterro sanitário recebe em média 482 toneladas diárias de resíduos sólidos urbanos (RSU), compostos por resíduos domiciliares (260 t/dia)



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

e resíduos provenientes da limpeza pública (222 t/dia). Esse volume tende a se elevar nos períodos chuvosos em virtude do acúmulo de materiais úmidos.

Para fins de dimensionamento do sistema de tratamento de efluentes, considerou-se como base de cálculo exclusivamente a fração domiciliar, uma vez que esta é responsável pela maior geração de percolato devido ao seu teor orgânico mais elevado.

Desde sua implantação, o aterro opera atualmente na quinta trincheira das sete originalmente projetadas. Conforme estimativas do projeto básico inicial, a vida útil do aterro se encerraria em 2024. No entanto, em 2019, o engenheiro responsável readequou o projeto estrutural e operacional, estendendo sua vida útil até 2044. Atualmente, esforços estão sendo conduzidos para prolongar a operação até o ano de 2084, limite no qual a área atingirá sua capacidade máxima, respeitando os critérios de segurança e conformidade estabelecidos pelas normas técnicas vigentes.

5.3 Tratamento do Percolato

O percolato gerado no aterro é captado por um sistema de drenagem subterrâneo (Figura 4), sendo posteriormente conduzido até a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE). Parte do volume captado é recirculado dentro do próprio aterro, estratégia que visa reduzir a quantidade de percolato e acelerar os processos biológicos de decomposição dos resíduos.

Figura 4: Sistema de drenos para o percolato (lixiviado) no aterro sanitário municipal de Dourados/MS, 2021



Serviço Público Federal
Ministério da Educação
Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul



Fonte: Autor, 2021

Atualmente, o sistema de tratamento é composto por cinco lagoas de estabilização em série (Figura 5): lagoa de homogeneização (ou equalização), lagoa anaeróbia I, lagoa anaeróbia II, lagoa facultativa e lagoa de polimento.

Figura 5: 3 (três) das 5 (cinco) lagoas de estabilização (aterro sanitário municipal de Dourados/MS, 2021)



Fonte: Autor, 2021

O início do fluxo do percolado se dá a partir da descarga dos resíduos domiciliares pela frota de caminhões de coleta, os quais realizam a disposição final na trincheira atualmente em operação.



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Na trincheira de disposição final, são depositadas diariamente cerca de 260 toneladas de composto orgânico. Como produto da decomposição biológica e da percolação na massa de resíduos, ocorre a geração de efluente (percolado).

5.3.1 Tratamento Preliminar

O tratamento preliminar tem como finalidade a remoção de sólidos grosseiros e a regularização hidráulica do efluente, de modo a proteger as unidades subsequentes e assegurar estabilidade operacional ao sistema biológico. Segundo Von Sperling (2014), essa etapa não promove remoção significativa de carga orgânica dissolvida, mas é fundamental para evitar problemas mecânicos e hidráulicos nas unidades posteriores.

No sistema proposto, o tratamento preliminar é composto por gradeamento e tanque de homogeneização (equalização).

5.3.2 Gradeamento

O gradeamento é a unidade destinada à retenção de sólidos grosseiros presentes no efluente, como plásticos, tecidos, fragmentos orgânicos de maior dimensão e materiais flutuantes. De acordo com Von Sperling (2014), essa etapa é indispensável para proteção de bombas, tubulações e reatores biológicos.

Conforme descrito por Tchobanoglous et al. (2014), os principais critérios de projeto para grades incluem:

- Velocidade de aproximação entre 0,6 e 1,0 m/s;
- Espaçamento entre barras:
 - Grade grosseira: 20 a 50 mm;
 - Grade média: 10 a 25 mm;
- Inclinação entre 45° e 60° para facilitar a remoção do material retido.

Considerando a vazão média de 259,2 m³/d (10,8 m³/h), recomenda-se a utilização de grade grosseira com espaçamento de aproximadamente 20 a 40



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

mm, adequada para percolado, que pode conter resíduos sólidos de maiores dimensões.

O material retido deve ser removido periodicamente, podendo a limpeza ser manual ou mecanizada, conforme escala do sistema. O resíduo removido deve receber destinação ambientalmente adequada, conforme legislação vigente.

5.3.2.2 Tanque de Homogeneização - TH

O percolado bruto proveniente da trincheira em operação é primeiramente direcionado ao tanque de homogeneização (Figura 6).

Figura 6: Tanque de Homogeneização; Coordenadas: (21K 0728067 – 7528374)



. Fonte: Autor, 2021

A homogeneização favorece o controle operacional da ETE, uma vez que padroniza a composição do efluente, permitindo ajustes mais precisos nas etapas de tratamento físico-químico e biológico. Adicionalmente, torna a amostragem e a análise de parâmetros de qualidade mais representativas.

As características do efluente neste estágio foram determinadas por meio de análises laboratoriais realizadas pelo laboratório BioLaqua, obtendo-se os



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

seguintes resultados. Na Tabela 7 estão os valores que foram apresentados pelo laboratório.

Tabela 7: Parâmetros Tanque de Homogeneização

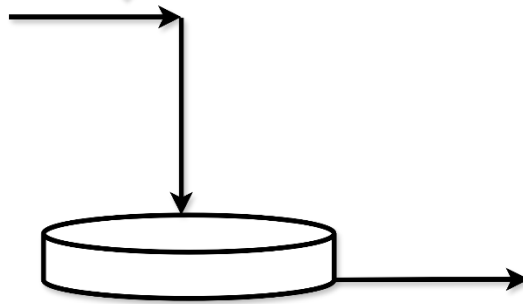
Parâmetro	Valor
DBO	2.690 mg/L
DQO	7.041 mg/L
SST	101 mg/L
SDT	11.056 mg/L
Temperatura	33 °C
pH	8,4

Fonte: Autor, 2025

Após a etapa de homogeneização, o efluente é bombeado por meio de uma bomba de rotor aberto, tecnologia adequada ao transporte de líquidos com elevada carga de sólidos grosseiros e menor suscetibilidade a entupimentos. Nesta etapa não há alteração significativa na composição química.



Figura 7: Tanque de Homogeneização



Fonte: Autor, 2025

O tanque de homogeneização foi projetado para receber uma vazão de 0,003 m³/s (259,2 m³/dia), adotando tempo de detenção hidráulica de 2 dias, o que resultou em volume útil de 518,4 m³ pela Equação 1:

$$V = Q \times TDH \quad (1)$$

Sendo:

$$V = \text{Volume (m}^3\text{)}$$

$$Q = \text{Vazão (}\frac{\text{m}^3}{\text{d}}\text{)}$$

$$TDH = \text{Tempo de detenção Hidraulica (d)}$$

Com profundidade de 2 m, a área calculada pela Equação 2 foi de 259,2 m², obtendo-se dimensões de 11,38 m de largura e 22,76 m de comprimento.

$$A = \frac{V}{H} \quad (2)$$

Sendo:

$$A = \text{Área (m}^2\text{)}$$

$$H = \text{Altura (m)}$$



Essa etapa garante a equalização da vazão e da carga poluidora, estabilizando o efluente antes do tratamento biológico.

5.3.3 Lagoa Anaeróbia

Após a etapa de tanque de homogeneização, o percolado segue para a lagoa anaeróbia, cuja função principal é promover a redução inicial da carga orgânica por meio de processos biológicos anaeróbios. Nessa unidade, o efluente afluente, previamente equalizado em termos de vazão e concentração, apresenta vazão de projeto de $259,2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ e concentração de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) igual a $2.690 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, resultando em uma carga orgânica aplicada de $697,248 \text{ kgDBO} \cdot \text{d}^{-1}$, conforme determinado pela Equação 3:

$$L = \frac{Q \cdot S_0}{1000} \quad (3)$$

em que Q representa a vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) e S_0 a concentração de DBO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

O dimensionamento da lagoa anaeróbia foi realizado com base na carga orgânica volumétrica admissível sendo L_v , adotando-se o valor de $0,30 \text{ kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, adequado para temperaturas próximas a $19 \text{ }^\circ\text{C}$ e condições típicas da região de Dourados-MS (Weather Spark, 2016). Dessa forma, o volume da lagoa foi obtido pela relação $V = \frac{L}{L_v}$, resultando em um volume de $2.324,16 \text{ m}^3$. A partir desse volume, o tempo de detenção hidráulica foi determinado pela Equação 4:

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (4)$$

De acordo com Marcos von Sperling (2014), o tempo de detenção hidráulica recomendado para lagoas anaeróbias aplicadas ao tratamento de esgotos domésticos situa-se tipicamente na faixa de 3 a 6 dias. O valor obtido neste estudo apresenta-se superior a essa faixa, o que pode ser atribuído à elevada carga orgânica e à complexidade do percolado, justificando a adoção de



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

condições mais conservadoras de projeto, visando maior estabilidade do processo e melhor desempenho na remoção de matéria orgânica.

Considerando uma profundidade adotada de 4,0 m, a área superficial da lagoa foi calculada por meio da Equação 5:

$$A = \frac{V}{H} \quad (5)$$

resultando em 581,04 m². Ressalta-se que, conforme Marcos von Sperling (2014), a profundidade recomendada para lagoas anaeróbias situa-se entre 3,0 e 5,0 m, de modo que o valor adotado se encontra dentro da faixa usualmente empregada para esse tipo de sistema. Essa profundidade favorece a manutenção de condições estritamente anaeróbias, minimizando a penetração de oxigênio e promovendo maior eficiência nos processos fermentativos.

Conforme a Tabela 8, segundo Mara (1997 apud VON SPERLING, 2014), a eficiência de remoção de DBO em lagoas anaeróbias depende da temperatura, poderia estimar uma remoção de 58% pois adotou-se a temperatura de 19 °C para o dimensionamento do sistema. No que se refere à eficiência de remoção real, foi adotado um valor de 40%, compatível com o comportamento esperado para o tratamento de percolado, que apresenta elevada complexidade e presença de compostos de difícil biodegradação.

Tabela 8: Eficiências de remoção de DBO em lagoas anaeróbias, em função da temperatura

Temperatura média do ar no mês mais frio – T (°C)	Eficiência de remoção de DBO – E (%)
10 a 25	$E = 2T + 20$
> 25	70

Fonte: Mara (1997 apud VON SPERLING, 2014)

Assim, a concentração de DBO no efluente da lagoa anaeróbia foi estimada pela relação da Equação 6:

$$S = S_0 \cdot (1 - E) \quad (6)$$



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

resultando em $1.614 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Esse valor evidencia que, embora haja redução significativa da carga orgânica, o efluente ainda apresenta elevada concentração de matéria orgânica, o que justifica a necessidade de etapas subsequentes de tratamento.

Adicionalmente, considerando a geração de biogás decorrente da degradação anaeróbia da matéria orgânica, torna-se fundamental a adoção de medidas voltadas à segurança operacional e ao controle ambiental do sistema. O biogás produzido, composto majoritariamente por metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e traços de sulfeto de hidrogênio (H_2S), apresenta elevado potencial energético, porém também representa risco de inflamabilidade e impacto ambiental significativo caso não seja adequadamente manejado.

Nesse contexto, para garantir a integridade do sistema e evitar refluxos que possam comprometer o processo ou danificar equipamentos, o biogás é inicialmente conduzido por meio de uma válvula de retenção, cuja função é assegurar o escoamento unidirecional do fluxo gasoso. Em seguida, o gás é direcionado a um sistema de queima controlada do tipo flare stack, onde ocorre sua combustão, ilustrado na Figura 8.

Figura 8: Flare stack



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul



Fonte: Autor, 2021

A queima do biogás promove a conversão do metano em dióxido de carbono, reduzindo significativamente o potencial de aquecimento global do sistema, uma vez que o metano apresenta impacto 25 vezes superior ao CO₂ na absorção da radiação infravermelho na atmosfera, emitida pela Terra, retendo mais calor por molécula presente. Além disso, esse procedimento minimiza riscos associados ao acúmulo de gases inflamáveis, contribuindo para a segurança operacional da unidade e para a mitigação de impactos ambientais.

A incorporação do sistema de queima de biogás não apenas atende a critérios de segurança, mas também reforça o caráter ambientalmente responsável do



projeto, alinhando-se a práticas modernas de gestão de emissões em sistemas de tratamento de efluentes.

Dessa forma, a lagoa anaeróbia atua como unidade de pré-tratamento biológico, responsável pela remoção da fração mais facilmente biodegradável da matéria orgânica e pela redução da carga aplicada às unidades posteriores, contribuindo para a estabilidade operacional do sistema como um todo.

5.3.4 Lagoa Facultativa

Após a etapa de lagoa anaeróbia, o efluente segue para a lagoa facultativa, cuja função principal é promover a remoção complementar da matéria orgânica por meio de processos biológicos combinados, envolvendo tanto condições aeróbias quanto anaeróbias. O afluente a essa unidade apresenta vazão de $259,2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ e concentração de DBO igual a $1.614 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, resultando em uma carga orgânica de $418,34 \text{ kgDBO} \cdot \text{d}^{-1}$, obtida pela Equação 7:

$$L = \frac{Q \cdot S}{1000} \quad (7)$$

na qual Q representa a vazão e S a concentração de DBO na saída da lagoa anaeróbia. O processo biológico nestas unidades baseia-se em um equilíbrio simbiótico entre algas e bactérias heterotróficas. Na zona aeróbia superficial, as algas produzem oxigênio por meio da fotossíntese, o qual é utilizado pelas bactérias para oxidar a matéria orgânica. Em contrapartida, o dióxido de carbono e os nutrientes liberados pela decomposição bacteriana são assimilados pelas algas, fechando o ciclo biológico.

O dimensionamento da lagoa facultativa foi conduzido com base no critério de taxa de aplicação superficial (L_s), considerado determinante para a estabilidade e desempenho desse tipo de unidade. Para Dourados – MS, caracterizada por clima tropical com temperaturas elevadas e boa incidência solar ao longo do ano (INMET, 2020), condição classificada como moderada para fins de projeto, adotou-se o valor de $240 \text{ kgDBO} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Segundo Marcos von Sperling (2014),



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

para regiões com condições climáticas moderadas, recomenda-se L_s na faixa de 120 a 240 $\text{kgDBO} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ conforme Tabela 9, sendo o valor adotado compatível com a elevada carga orgânica do percolado após o tratamento anaeróbio, de modo a evitar sobrecarga orgânica e garantir a manutenção das zonas aeróbia, facultativa e anaeróbia no interior da lagoa.

Tabela 9: Critérios para determinar L_s

Condições climáticas	Taxa de aplicação superficial – L_s ($\text{kgDBO}/\text{ha} \cdot \text{d}$)
Regiões com inverno quente e elevada insolação	240 a 350
Regiões com inverno e insolação moderados	120 a 240
Regiões com inverno frio e baixa insolação	100 a 180

Fonte: Von Sperling, 2014

A carga orgânica diária foi obtida pelo produto entre esses parâmetros, resultando em $418,34 \text{ kgDBO} \cdot \text{d}^{-1}$. Este valor representa a quantidade de matéria orgânica que deverá ser estabilizada biologicamente na lagoa.

Com base na carga orgânica calculada e na taxa de aplicação superficial admissível, a área necessária da lagoa foi determinada pela razão entre esses valores. Assim, dividindo-se $418,35 \text{ kgDBO} \cdot \text{d}^{-1}$ por $240 \text{ kgDBO} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, obteve-se uma área de aproximadamente 1,743 ha, equivalente a 17.430 m^2 pela Equação 8:

$$A = \frac{L}{L_s} \quad (8)$$

$L_s = \text{Taxa de aplicação superficial (kg DBO/ha} \cdot \text{d)}$

Esse procedimento assegura que a carga aplicada por unidade de área esteja dentro dos limites recomendados, garantindo condições adequadas para o desenvolvimento dos processos biológicos.



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

As dimensões da lagoa foram definidas adotando-se uma relação comprimento/largura igual a 3, de forma a favorecer o escoamento hidráulico e reduzir efeitos de curto-circuito. Assim, foram obtidas dimensões aproximadas de 228,6 m de comprimento, 76,2 m de largura e 1,5 m de profundidade, valor típico para lagoas facultativas - tendo faixa de profundidade de 1,5 a 2 m - por favorecer a formação das zonas aeróbia superficial, facultativa intermediária e anaeróbia no fundo. Multiplicando-se a área de 17.430 m² pela profundidade, obteve-se volume de 26.145 m³ pela Equação 9:

$$V = A \times H \quad (9)$$

A partir do volume calculado, determinou-se o tempo de detenção hidráulica (TDH) pela razão entre o volume e a vazão afluente, resultando em aproximadamente 100,87 dias. O TDH representa o tempo médio de permanência do efluente na lagoa, sendo um parâmetro fundamental para garantir o contato entre os microrganismos e a matéria orgânica, permitindo a ocorrência dos processos de biodegradação, sedimentação e estabilização. Em lagoas facultativas convencionais, valores típicos de TDH situam-se entre 15 e 45 dias; entretanto, conforme descrito por Marcos von Sperling (2014), esse intervalo pode ser ampliado em situações que envolvem efluentes com elevada carga orgânica ou baixa biodegradabilidade, como lixiviados de aterros sanitários. Dessa forma, o TDH elevado obtido não representa uma inconsistência de projeto, mas sim uma consequência direta do dimensionamento baseado no critério de taxa de aplicação superficial, que se mostrou limitante para o sistema.

Em efluentes complexos como o chorume de aterro sanitário, maiores tempos de detenção hidráulica podem proporcionar maior estabilidade microbiológica e favorecer a oxidação da fração biodegradável remanescente. Embora o aumento do TDH não seja suficiente para degradar compostos recalcitrantes, essa condição contribui para o desenvolvimento de biomassa mais adaptada e para maior eficiência global do sistema biológico.



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

No que se refere à eficiência de remoção, foi adotado um valor de 20%, representando uma abordagem mais conservadora e compatível com dados reais de operação para percolado. Assim, a concentração de DBO no efluente da lagoa facultativa foi estimada resultando em $1.291,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. A carga orgânica efluente foi então calculada obtendo-se $334,66 \text{ kgDBO}\cdot\text{d}^{-1}$, a Figura 9 ilustra esse processo.

Figura 9: Diagrama de Remoção da DBO Solúvel



Fonte: Autor, 2026

Dessa forma, a lagoa facultativa desempenha papel fundamental como unidade intermediária no sistema de tratamento proposto, atuando na remoção complementar da matéria orgânica e na estabilização do efluente após a etapa anaeróbia. Seu dimensionamento baseado na taxa de aplicação superficial assegura condições adequadas para o desenvolvimento dos processos biológicos, mesmo diante da elevada carga orgânica e da baixa biodegradabilidade característica do percolado.

O tempo de detenção hidráulica elevado, embora superior aos valores usualmente adotados para esgotos domésticos, mostra-se coerente com a natureza do efluente estudado, contribuindo para maior eficiência na remoção de matéria orgânica, sedimentação de sólidos e estabilidade operacional do sistema.

Assim, a lagoa facultativa atua como etapa de transição entre o tratamento anaeróbio e o sistema aeróbio de lodos ativados, promovendo amortecimento de carga e preparando o efluente para as unidades subsequentes, contribuindo



de forma significativa para a melhoria da eficiência global do sistema e para a conformidade com os padrões ambientais aplicáveis.

5.3.5 Lodos Ativados

Com base no efluente proveniente da lagoa facultativa, adotou-se para o dimensionamento do sistema de lodos ativados a vazão de $259,2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ e a concentração de DBO afluente de $1.291,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Para o efluente tratado, considerou-se uma eficiência de remoção de 90% de DBO, resultando em concentração final de $129,12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e remoção de substrato igual a $1.162,08 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Por se tratar de um sistema de aeração prolongada, foram adotados como parâmetros de projeto idade do lodo de 30 dias, concentração de sólidos suspensos voláteis no licor misto igual a $4.000 \text{ mgSSV} \cdot \text{L}^{-1}$, coeficiente de produção celular de $0,70 \text{ gSSV} \cdot \text{gDBO}^{-1}$ e coeficiente de respiração endógena de $0,06 \text{ d}^{-1}$. A escolha da concentração de biomassa em $4.000 \text{ mgSSV} \cdot \text{L}^{-1}$ foi feita por representar o limite superior da faixa usualmente adotada para sistemas de aeração prolongada, sendo coerente com a necessidade de maior robustez operacional frente à elevada carga residual do percolado.

Os parâmetros operacionais do sistema de lodos ativados variam conforme o regime de operação, sendo que para sistemas convencionais o tempo de detenção hidráulica situa-se entre 6 e 8 horas ($\approx 0,25$ a $0,33$ dias) e a idade do lodo entre 4 e 10 dias, enquanto para sistemas de aeração prolongada esses valores aumentam para 16 a 24 horas ($\approx 0,67$ a $1,0$ dias) e 18 a 30 dias, respectivamente. O coeficiente de rendimento celular (Y) apresenta valores típicos entre 0,5 e 0,7 gSSV/gDBO , a constante de decaimento endógeno (K_d) varia entre 0,06 e 0,10 d^{-1} , e a relação alimento/microrganismo (F/M), característica de sistemas de baixa carga como a aeração prolongada, situa-se entre 0,08 e 0,15 $\text{kgDBO/kgSSV} \cdot \text{d}$.

O volume do tanque de aeração foi determinado pela Equação 10:

$$V = \frac{Y(C_{S0} - C_s)\theta_c Q}{(1 + K_d\theta_c)C_x} \quad (10)$$



Sendo:

$$Y = \text{Coeficiente de rendimento} \left(\frac{\text{gSSV}}{\text{gDBO}} \right)$$

$$\theta_c = \text{Idade do lodo (dias)}$$

$$K_d = \text{Constante de decaimento (d}^{-1}\text{)}$$

$$C_x = \text{Concentração de biomassa (mgSSV/L)}$$

resultando em 564,77 m³. A partir desse volume, a relação alimento/microrganismo, foi calculada pela Equação 11:

$$F/M = \frac{Q \cdot C_{S0}}{V \cdot C_x} \quad (11)$$

Sendo:

$$\frac{F}{M} = \text{Relação alimento/microrganismo (kgDBO/kgSSV} \cdot \text{d)}$$

obtendo-se 0,148 kgDBO·kgSSV⁻¹·d⁻¹. Esse valor se encontra muito próximo do limite superior da faixa típica de aeração prolongada, indicando que o reator opera de forma compatível com essa modalidade, porém sob condição elevada de carregamento, o que é coerente com a natureza do efluente estudado. O tempo de detenção hidráulica foi calculado pela relação da Equação 12:

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (12)$$

resultando em 2,18 dias, ou 52,29 horas. Embora superior aos intervalos usuais de referência para esgotos domésticos, esse valor é justificável neste estudo em razão da elevada carga orgânica ainda presente após as etapas precedentes, o que demanda maior tempo de contato entre biomassa e substrato para assegurar a estabilização biológica do efluente.

O tempo de detenção hidráulica (TDH) em sistemas de lodos ativados operando em regime de aeração prolongada apresenta, para esgotos domésticos, valores típicos na faixa de 18 a 36 horas, podendo alcançar intervalos mais elevados,



entre 24 e 48 horas, em configurações de baixa carga orgânica, como valas de oxidação (METCALF & EDDY, 2014; VON SPERLING, 2014). Entretanto, quando se trata de efluentes mais complexos, como o percolado de aterros sanitários, caracterizado por elevada carga orgânica, presença de compostos recalcitrantes e substâncias potencialmente tóxicas, a cinética de degradação biológica tende a ser mais lenta, exigindo maiores tempos de contato entre substrato e biomassa. Nesse contexto, valores mais elevados de TDH são tecnicamente justificáveis, uma vez que tempos de retenção hidráulica mais altos contribuem para o aumento da estabilidade do processo, favorecendo a adaptação microbiana e a eficiência global do tratamento (HENZE et al., 2008). Dessa forma, a adoção de TDH superiores aos convencionalmente aplicados a esgotos domésticos constitui uma escolha de projeto coerente e alinhada às características do efluente em estudo.

A produção líquida de lodo (P_x) foi estimada pela Equação 13:

$$P_x = Y(C_{S0} - C_S)Q - K_d C_x V \quad (13)$$

No qual:

$$P_x = \text{Produção de lodo (gSSV/d)}$$

resultando em 75,30 kgSSV·d⁻¹, valor que representa o crescimento celular líquido já descontado do decaimento endógeno. A vazão de descarte de lodo foi então determinada por meio da relação da Equação 14:

$$Q_w = \frac{P_x}{T_s \times \rho} \quad (14)$$

Sendo:

$$Q_w = \text{Vazão de descarte (m}^3\text{/d)}$$

$$T_s = \text{Teor de sólidos}$$

adotando-se teor de sólidos de 1% e densidade de lodo igual a 1.000 kg·m⁻³, resultando em 7,53 m³·d⁻¹. Para a recirculação do lodo, utilizou-se a expressão da Equação 15:



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

$$r = \frac{C_x}{C_{xx} - C_x} \quad (15)$$

Onde:

$$C_{xx} = \text{Concentração de SSV no lodo} \left(\frac{mg}{l} \right)$$

r = razão de recirculação

considerando concentração de sólidos no lodo retornado de $10.000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, o que levou a uma razão de recirculação de 0,667. Assim, a vazão de recirculação foi obtida pela Equação 16:

$$Q_r = r \cdot Q \quad (16)$$

Sendo:

$$Q_r = \text{Vazão de recirculação} \left(\frac{m^3}{d} \right)$$

resultando em $172,8 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$.

O balanço de massa de DBO no reator evidenciou uma carga afluente de $334,68 \text{ kgDBO}\cdot\text{d}^{-1}$, obtida pelo produto entre vazão e concentração afluente, e uma carga efluente de $33,47 \text{ kgDBO}\cdot\text{d}^{-1}$, considerando a concentração final prevista. Desse modo, a remoção de DBO no sistema de lodos ativados foi de $301,21 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$, confirmando que essa unidade é responsável pela maior parcela da remoção de matéria orgânica remanescente após as lagoas. A biomassa mantida no tanque de aeração, calculada pela Equação 17:

$$M_x = V \cdot C_x \quad (17)$$

foi de $2.259,08 \text{ kgSSV}$, representando o inventário biológico do sistema.

Para o dimensionamento do decantador secundário, inicialmente foi considerada a vazão total afluente a essa unidade, correspondente à soma entre a vazão de entrada e a vazão de recirculação, totalizando $432,0 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, ou $18 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$. Adotando-se uma taxa de aplicação hidráulica (TAH) de $0,6 \text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ pois conforme descrito por Metcalf and Eddy (2014) na Tabela 10 a faixa aceitável



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

para projeto é de 0,3 a 0,8 m³/m².h, valor compatível com sistemas de aeração prolongada, a área superficial necessária foi calculada pela Equação 18:

$$A = \frac{Q}{TAH} \quad (18)$$

Tabela 10: Faixa da Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH)

Sistema	Faixa típica (m ³ /m ² .h)
Lodo ativado convencional	0,8 – 1,3
Aeração prolongada	0,3 – 0,8

Fonte: Metcalf and Eddy, 2014

resultando em 30 m². Em seguida, a taxa de aplicação de sólidos foi verificada pela expressão da Equação 19:

$$G_a = \frac{(Q + Q_r)C_x}{A} \quad (19)$$

Sendo:

$$G_a = \text{Taxa de aplicação de sólidos} \left(\frac{\text{kgSSV}}{\text{m}^2 \cdot \text{d}} \right)$$

obtendo-se 57,6 kgSSV·m⁻²·d⁻¹, ou 2,4 kgSSV·m⁻²·h⁻¹, o que confirma a adequação do dimensionamento hidráulico e de sólidos do decantador conforme Tabela 11.



Tabela 11: Faixa taxa de aplicação de sólidos

Sistema	Faixa típica (kgSSV/m ² ·h)
Convencional	4,0 – 6,0
Aeração prolongada	1,0 – 3,0

Fonte: METCALF & EDDY, 2014

Considerando a geometria circular da unidade, o diâmetro foi determinado a partir da Equação 20:

$$A = \frac{\pi D^2}{4} \quad (20)$$

resultando em 6,18 m. Com base na profundidade recomendada para decantadores secundários com diâmetro inferior a 12 m, adotou-se profundidade de 3,0 m. Assim, o volume útil do decantador foi calculado em 90 m³. O tempo de detenção hidráulica correspondente foi de 5 horas, valor ligeiramente superior à faixa usual de 2 a 4 horas, porém aceitável sob uma perspectiva conservadora, especialmente em razão da necessidade de garantir boa separação sólido-líquido em um sistema destinado ao tratamento de percolado.

A geometria do tanque de aeração foi definida com base na relação comprimento/largura igual a 4 e profundidade de 4 m. A área em planta do reator foi obtida pela relação da Equação 21:

$$A = \frac{V}{H} \quad (21)$$

resultando em 141,2 m². A partir disso, foram calculadas as dimensões de 23,8 m de comprimento, 5,9 m de largura e 4,0 m de profundidade. Para a estimativa do consumo de oxigênio, utilizou-se a expressão da Equação 22:

$$M_{O_2} = a(C_{S0} - C_S)Q + bC_xV \quad (22)$$

Onde:



$$M_{O_2} = \text{Massa de oxigênio} \left(\text{kg} \frac{\text{O}_2}{\text{d}} \right)$$

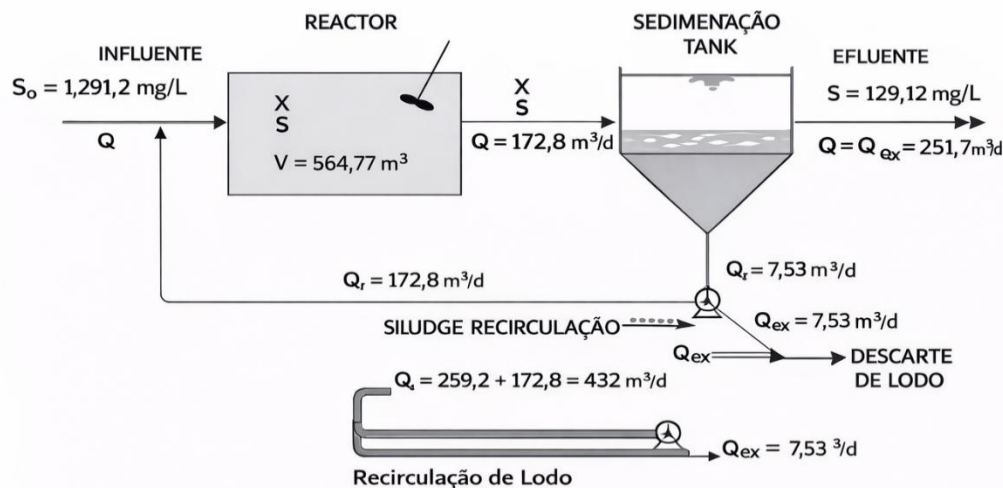
adotando-se os coeficientes $a = 0,52$ e $b = 0,12 \text{ d}^{-1}$, resultando em uma demanda de $427,7 \text{ kgO}_2 \cdot \text{d}^{-1}$. A vazão de ar necessária foi então calculada pela Equação 23:

$$Q_{ar} = \frac{M_{O_2}}{\rho_{ar} \cdot 0,22 \cdot 0,15} \quad (23)$$

considerando densidade do ar de $1,2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ e eficiência de transferência de oxigênio de 15%, resultando em $10.800 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Para o sistema de difusão de ar, adotou-se um difusor para cada $0,8 \text{ m}^2$ de área de fundo do tanque, o que resultou na necessidade de aproximadamente 177 difusores.

De forma geral, os resultados obtidos demonstram que o sistema de lodos ativados em regime de aeração prolongada apresenta coerência técnica com as condições impostas pelo efluente em estudo na Figura 10.

Figura 10: Sistema dimensionado dos lodos ativados



Fonte: Autor, 2026



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

O reator biológico mostrou-se compatível com os critérios de projeto adotados, a relação alimento/microrganismo permaneceu na faixa adequada para o regime de aeração prolongada, e o decantador secundário atendeu simultaneamente aos requisitos de aplicação hidráulica e de carga de sólidos. Assim, o conjunto formado pelo tanque de aeração e pelo decantador secundário apresenta condições de operar com estabilidade e eficiência, constituindo etapa fundamental no tratamento do percolado após as lagoas anaeróbia e facultativa.

5.3.6 Lagoa de Polimento

Após a etapa de lodos ativados, o efluente é direcionado ao sistema de lagoas de polimento (Figura 14), que constitui a etapa final de polimento do tratamento de lixiviados do aterro sanitário de Dourados-MS.

Diferentemente das etapas anteriores, voltadas majoritariamente à remoção da carga orgânica bruta, as lagoas de polimento atuam no refinamento da fração solúvel remanescente da DBO e na melhoria da qualidade sanitária do efluente. Com o objetivo de maximizar a eficiência do sistema e aprimorar o regime hidráulico, adotou-se a configuração de três lagoas em série, o que contribui para a redução de curtos-circuitos hidráulicos e favorece maior uniformidade no escoamento.

Dessa forma, o sistema de lagoas de polimento é concebido como unidade de polimento final, desempenhando papel fundamental na estabilização do efluente tratado e na consolidação da eficiência global do sistema.

Para o dimensionamento dessas unidades, adotou-se como vazão afluente o valor de $259,2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, correspondente à vazão de projeto do sistema, e como concentração de DBO afluente o valor de $129,12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, resultante da saída do processo de lodos ativados. Foram consideradas três lagoas de polimento em série, com tempo de detenção hidráulica de 7 dias para cada unidade, totalizando 21 dias de detenção no sistema completo.

O volume útil de cada lagoa foi determinado pela relação entre vazão e tempo de detenção, utilizando-se a Equação 24:



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

$$V = TDH \times Q \quad (24)$$

o que resultou em volume de 1.814,4 m³ por lagoa. Adotando-se profundidade útil de 1,0 m, compatível com a faixa recomendada para lagoas de polimento, a área superficial de cada unidade foi calculada por meio da Equação 25:

$$A = \frac{V}{H} \quad (25)$$

resultando em 1.814,4 m². Como o sistema é composto por três lagoas em série, a área superficial total destinada à etapa de polimento foi de 5.443,2 m².

A geometria de cada lagoa foi definida a partir da relação comprimento/largura igual a 3, adotada com o objetivo de favorecer o escoamento hidráulico e reduzir a ocorrência de curto-circuito. Com base na Equação 26:

$$B = \sqrt{\frac{A}{L/B}} \quad (26)$$

obteve-se largura de 24,59 m, enquanto o comprimento foi determinado pela Equação 27:

$$L = (L/B) \cdot B \quad (27)$$

resultando em 73,78 m. Para fins construtivos, esses valores podem ser arredondados para 75 m de comprimento, 25 m de largura e 1,0 m de profundidade, sem prejuízo significativo ao volume útil de projeto.

A concentração efluente de DBO após as três lagoas de polimento foi estimada com base no modelo de remoção em série, considerando a separação entre a fração particulada e a fração solúvel da DBO, conforme a estrutura de cálculo adotada na planilha de dimensionamento. Assim, foi considerada uma DBO particulada de 28 mg·L⁻¹ e uma DBO solúvel afluente de 101,12 mg·L⁻¹, obtida pela diferença entre a DBO total de entrada e a parcela particulada. Adotando-se coeficiente cinético

$$K_T = 0,31d^{-1}$$



tempo total de detenção de 21 dias e três lagoas em série, a DBO total efluente calculada após a última lagoa foi de $31,17 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

A eficiência global de remoção de DBO no conjunto das três lagoas de polimento foi calculada pela relação entre a concentração afluente à primeira lagoa e a concentração efluente da última unidade, resultando em 75,86%. Quando se considera todo o sistema de tratamento, desde a DBO inicial do percolado, igual a $2.690 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, até a DBO final após as lagoas de polimento, a eficiência global do sistema atinge 98,84%, indicando elevado desempenho global na remoção de matéria orgânica.

A área útil total do sistema de lagoas, somando-se lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoas de polimento, foi calculada em $23.454,24 \text{ m}^2$, equivalente a 2,35 ha. Considerando a necessidade de áreas adicionais para taludes, vias de acesso, estruturas auxiliares e afastamentos operacionais, adotou-se acréscimo de 30% para o sistema composto por lagoa anaeróbia e lagoa facultativa, e de 25% para o sistema de lagoas de polimento. Dessa forma, a área total requerida para implantação do conjunto completo foi estimada em $30.218,35 \text{ m}^2$, ou aproximadamente 3,02 ha.

Os resultados obtidos demonstram que as lagoas de polimento desempenham papel importante no polimento final do efluente, contribuindo para a redução adicional da carga orgânica remanescente após as etapas biológicas anteriores. A configuração em série mostrou-se adequada para aumentar a eficiência do sistema, melhorar o padrão de escoamento e consolidar o tratamento final do percolado, sendo, portanto, uma etapa essencial dentro da proposta de arranjo adotada neste estudo.

5.3.7 Remoção DQO

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é um dos principais parâmetros utilizados para avaliar a carga poluidora de efluentes, especialmente no caso do percolado, que apresenta elevada concentração de compostos orgânicos biodegradáveis e não biodegradáveis. Diferentemente da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), que está associada apenas à fração biodegradável, a DQO



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

representa a quantidade total de matéria orgânica oxidável, incluindo compostos recalcitrantes, o que torna sua remoção mais complexa e dependente da combinação de diferentes processos de tratamento.

No presente estudo, a análise da remoção de DQO foi conduzida exclusivamente com base em dados da literatura, sem a realização de cálculos específicos de dimensionamento. Foram adotadas como principais referências os trabalhos de Von Sperling (2002; 2014) para sistemas de lagoas de estabilização e Metcalf & Eddy (2014) para sistemas de lodos ativados.

De acordo com Von Sperling (2002; 2014), os sistemas de lagoas apresentam eficiências típicas de remoção de DQO na faixa de 65% a 80%, tanto para lagoas facultativas quanto para sistemas anaeróbio-facultativos combinados. Esses valores refletem a capacidade desses sistemas em remover predominantemente a fração biodegradável da matéria orgânica, enquanto compostos mais estáveis e de difícil degradação tendem a permanecer no efluente tratado.

A análise desses dados evidencia que:

- a remoção de DQO é inferior à de DBO, devido à presença de compostos não biodegradáveis;
- sistemas naturais, como lagoas, apresentam limitações na remoção de frações recalcitrantes;
- a eficiência está diretamente associada às condições ambientais, como temperatura, radiação solar e tempo de detenção hidráulica.

Dessa forma, no contexto do tratamento de percolado, as lagoas anaeróbia e facultativa atuam principalmente na redução da carga orgânica biodegradável, sendo insuficientes, quando aplicadas isoladamente, para promover elevadas remoções de DQO total.

Por outro lado, segundo Metcalf & Eddy (2014), os sistemas de lodos ativados apresentam eficiências de remoção de DQO variando entre 85% e 95%, dependendo do regime operacional. No caso da aeração prolongada, adotada



neste estudo, os valores tendem a situar-se na faixa superior, devido ao maior tempo de retenção celular e à maior estabilidade microbiológica do sistema.

Os dados da literatura indicam que:

- a remoção de DQO em sistemas aeróbios é significativamente superior à observada em sistemas de lagoas;
- o aumento da idade do lodo favorece a degradação de compostos orgânicos mais complexos;
- sistemas de baixa carga, como a aeração prolongada, apresentam maior eficiência global e robustez operacional.

Entretanto, mesmo sob condições aeróbias intensificadas, parte da DQO remanescente ainda corresponde a compostos recalcitrantes, como substâncias húmicas e compostos aromáticos, que não são completamente degradados por processos biológicos convencionais.

Com base na literatura, a remoção de DQO em sistemas combinados segue um comportamento sequencial:

- lagoa anaeróbia + facultativa: remoção predominante da fração biodegradável ($\approx 65\text{--}80\%$);
- lodos ativados (aeração prolongada): remoção adicional significativa ($\approx 85\text{--}95\%$);
- lagoas de polimento: contribuição limitada para DQO, atuando principalmente no polimento final.

Considerando as características específicas do percolado — elevada carga orgânica, presença de compostos tóxicos e baixa biodegradabilidade —, optou-se por adotar uma abordagem conservadora, utilizando os valores mínimos de eficiência reportados na literatura, conforme apresentado na Tabela 12.



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Tabela 12: Eficiências mínimas adotadas para remoção de DQO com base na literatura

Etapa do tratamento	Faixa típica (%)	Eficiência adotada (%)
Lagoa anaeróbia + facultativa	65 – 80	65
Lodos ativados (aeração prolongada)	85 – 95	85
Lagoas de polimento	Baixa contribuição	≈ 5 – 10 (polimento)

Fonte: Adaptado de VON SPERLING (2002; 2014) e METCALF & EDDY (2014)

A adoção dos valores mínimos de eficiência justifica-se pela natureza complexa do percolado, que apresenta elevada variabilidade composicional, presença de compostos recalcitrantes e potencial toxicidade, fatores que podem limitar o desempenho dos processos biológicos. Essa abordagem confere maior segurança ao projeto, evitando superestimação da eficiência do sistema e garantindo maior confiabilidade na análise técnica.

Assim, embora a eficiência global de remoção de DQO em sistemas integrados seja elevada, ela tende a ser inferior à remoção de DBO, devido à persistência de compostos de difícil degradação. Ainda assim, o arranjo adotado — composto por lagoa anaeróbia, lagoa facultativa, lodos ativados e lagoas de polimento — mostra-se tecnicamente coerente e adequado para promover significativa redução da carga orgânica total.

Por fim, a análise baseada na literatura reforça a importância da utilização de sistemas combinados no tratamento de percolado. Enquanto processos naturais apresentam limitações intrínsecas, a incorporação de etapas aeróbias intensificadas permite elevar substancialmente a eficiência global do sistema. Entretanto, a presença de compostos não biodegradáveis permanece como um dos principais desafios, podendo, em cenários mais restritivos, demandar a aplicação de processos físico-químicos complementares.

5.3.8 Bombas

O sistema de recalque foi dimensionado para transportar o percolado a uma vazão média diária de 259,2 m³/d, equivalente a 0,0030 m³/s, considerando uma



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

altura geométrica de 2,0 m e uma distância horizontal de 3,0 m. O fluido foi caracterizado a 35 °C, com densidade de 1009 kg/m³ e viscosidade dinâmica de 0,002 Pa·s, parâmetros fundamentais para a determinação do regime de escoamento e das perdas hidráulicas. Inicialmente, adotou-se uma velocidade de projeto de 1,5 m/s, valor recomendado para efluentes líquidos por garantir transporte adequado sem risco de sedimentação e sem gerar perdas excessivas por atrito. A partir da Equação 28 de continuidade, obteve-se um diâmetro teórico de 50 mm, sendo selecionada tubulação comercial DN 50 mm (Schedule 40), com diâmetro interno real de 0,054 m.

$$D = \sqrt{\frac{4 \times Q}{\pi \times v}} \quad (28)$$

Com esse diâmetro, a velocidade real calculada foi de 1,31 m/s, permanecendo dentro da faixa ideal de 1 a 2 m/s pela Equação 29.

$$v = \frac{Q}{A} \quad (29)$$

O número de Reynolds resultou em 35.700, caracterizando regime turbulento, o que justificou a aplicação da equação de Darcy–Weisbach para o cálculo das perdas distribuídas pela Equação 30.

$$Re = \frac{\rho \times v \times D}{\mu} \quad (30)$$

Sabe-se:

$$\rho = \text{Massa específica do fluido} \left(\frac{kg}{m^3} \right)$$

$$\mu = \text{Viscosidade dinâmica} (Pa \cdot s)$$

A perda de carga por atrito ao longo da tubulação foi de 0,116 m, considerando fator de atrito aproximado de 0,024 para PVC liso na Equação 31.

$$h_f = f \times \frac{L}{D} \times \frac{(v)^2}{2 \times g} \quad (31)$$

Onde:



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

f = Fator de atrito

h_f = Perda de carga distribuída(m)

g = Aceleração da gravidade ($9,81 \frac{m}{s^2}$)

As perdas localizadas, decorrentes de duas curvas de 90° , totalizaram 0,158 m na Equação 32.

$$h_L = K \times \frac{(v)^2}{2 \times g} \quad (32)$$

Sendo:

h_L = Perda de carga localizada (m)

K = Coeficiente de perda localizada

Assim, a Altura Manométrica Total (HMT) foi determinada pela soma da altura geométrica com as perdas distribuídas e localizadas, resultando em aproximadamente 2,27 m na Equação 33.

$$H_{MT} = H_{geom} + h_f + h_L \quad (33)$$

Onde:

H_{MT} = Altura manométrica total (m)

H_{geom} = Altura geométrica (m)

A potência hidráulica necessária foi calculada pela relação da Equação 34:

$$P = \frac{\rho \times g \times Q \times H}{\eta} \quad (34)$$

adotando rendimento global de 60%, obtendo-se 112 W, equivalente a aproximadamente 0,15 cv. Mesmo com essa potência mínima requerida, foi selecionada uma bomba centrífuga Brava de 0,5 cv, decisão fundamentada na necessidade de margem de segurança operacional, compensação de possíveis variações de vazão, aumento de viscosidade do fluido, incrustações na tubulação ao longo do tempo e eventuais oscilações elétricas. A verificação do



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

NPSH disponível resultou em 11,53 m, valor significativamente superior ao NPSH requerido típico para bombas dessa categoria (cerca de 5 m), garantindo ausência de risco de cavitação na Equação 36:

$$NPSH_{disp} = \frac{P_{atm}}{\gamma} + z - \frac{P_v}{\gamma} - h_{fs} \quad (36)$$

Onde:

$$NPSH_{disp} = NPSH \text{ disponível (m)}$$

$$P_{atm} = \text{Pressão atmosférica (m. c. a. ou Pa)}$$

$$\gamma = \text{Peso específico do fluido } \left(\frac{N}{m^3}\right)$$

$$z = \text{Cota geométrica de sucção (m)}$$

$$P_v = \text{Pressão de vapor (m. c. a. ou Pa)}$$

$$h_{fs} = \text{Perda de carga na sucção (m)}$$

Dessa forma, o sistema de recalque apresenta dimensionamento hidráulico adequado, operação segura e confiável, com a bomba selecionada (Figura 1) oferecendo robustez e estabilidade para funcionamento contínuo no sistema de tratamento de percolado.

Figura 11: Bomba escolhida para o transporte do percolado nas lagoas



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul



Fonte: BRAVA

5.4 Tubulações

O dimensionamento das tubulações e dos sistemas de recalque constitui uma etapa crítica no projeto de uma unidade de tratamento de lixiviados, sendo responsável por garantir a movimentação eficiente do fluido entre as diferentes etapas do processo biológico e físico-químico. Em sistemas que operam com efluentes de alta carga orgânica e presença de sólidos, como o percolado, o projeto hidráulico não deve focar apenas na capacidade de vazão, mas também na manutenção de velocidades que impeçam a sedimentação de partículas e a consequente colmatação dos condutos. Segundo Metcalf e Eddy (2014), o transporte de águas residuárias exige um equilíbrio entre o diâmetro da tubulação e a energia fornecida pelo sistema de bombeamento, visando minimizar as perdas de carga e otimizar o consumo energético da planta.

No contexto do aterro sanitário de Dourados-MS, as tubulações devem ser projetadas para resistir à agressividade química do percolado bruto e às



variações térmicas observadas, que influenciam diretamente a viscosidade e o comportamento reológico do líquido. O uso de materiais como o PVC Schedule 40 é amplamente justificado por sua baixa rugosidade absoluta e alta resistência à corrosão, propriedades essenciais para garantir a vida útil do sistema de drenagem e recalque.

Além da infraestrutura de condução, a seleção de dispositivos de bombeamento robustos é fundamental para superar os desníveis topográficos e as resistências impostas por acessórios e conexões. O dimensionamento detalhado a seguir fundamenta-se nas equações de continuidade e de conservação de energia, como as de Darcy-Weisbach e Reynolds, assegurando que o sistema opere em regime turbulento controlado, favorecendo a homogeneidade do efluente durante todo o processo de tratamento.

5.4.1 Dimensionamento das tubulações

O sistema de recalque foi dimensionado para transportar o percolado a uma vazão média diária de 259,2 m³/d, equivalente a 0,0030 m³/s, considerando uma altura geométrica de 2,0 m e uma distância horizontal de 3,0 m. O fluido foi caracterizado a 35 °C, com densidade de 1009 kg/m³ e viscosidade dinâmica de 0,002 Pa·s, parâmetros fundamentais para a determinação do regime de escoamento e das perdas hidráulicas. Inicialmente, adotou-se uma velocidade de projeto de 1,5 m/s, valor recomendado para efluentes líquidos por garantir transporte adequado sem risco de sedimentação e sem gerar perdas excessivas por atrito. A partir da equação da continuidade, obteve-se um diâmetro teórico de 50 mm, sendo selecionada tubulação comercial DN 50 mm (Schedule 40), com diâmetro interno real de aproximadamente 0,054 m.

A escolha da tubulação DN 50 mm foi fundamentada em critérios hidráulicos, estruturais e operacionais. Do ponto de vista hidráulico, o diâmetro adotado resultou em velocidade real de aproximadamente 1,3 m/s, mantendo o escoamento dentro da faixa recomendada (1 a 2 m/s), o que favorece a autolimpeza da linha e reduz o risco de deposição de sólidos presentes no lixiviado. O número de Reynolds calculado foi da ordem de $3,5 \times 10^4$,



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

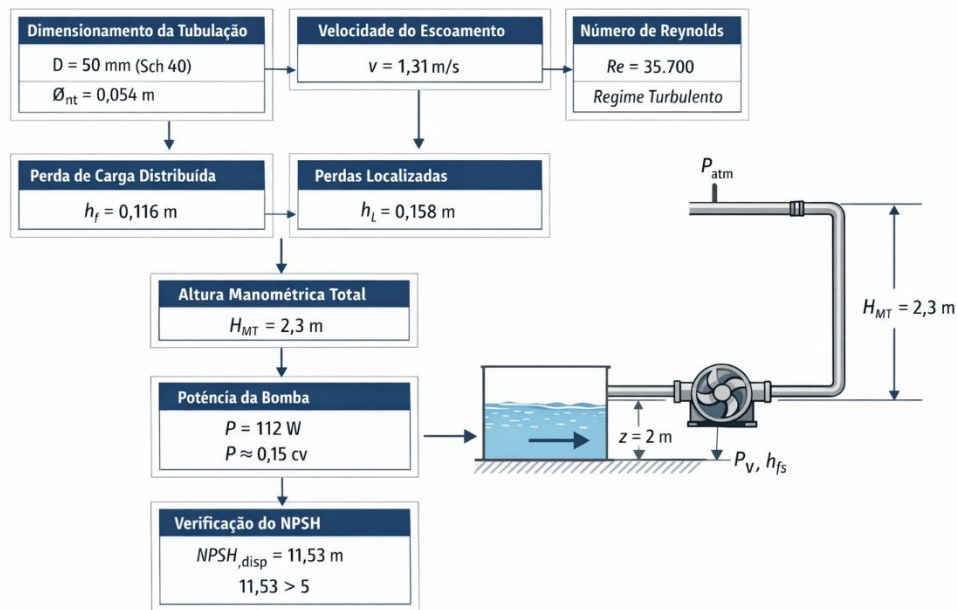
Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

caracterizando regime turbulento plenamente desenvolvido, condição que contribui para maior homogeneidade do escoamento e menor tendência à sedimentação.

Em termos de perdas de carga, a baixa rugosidade do PVC ($\epsilon \approx 1 \times 10^{-6}$ m) resultou em fator de atrito reduzido ($f \approx 0,022-0,024$), o que implicou perda distribuída de apenas 0,116 m ao longo dos 3 metros de tubulação. As perdas localizadas, associadas às duas curvas de 90° , totalizaram 0,158 m. Observa-se que a contribuição hidráulica da tubulação para a Altura Manométrica Total é pequena quando comparada à altura geométrica, evidenciando que o diâmetro escolhido é adequado e não impõe sobrecarga significativa à bomba.

Além do desempenho hidráulico, a escolha do material PVC Schedule 40 considera sua elevada resistência química ao lixiviado, baixa suscetibilidade à corrosão, facilidade de instalação e manutenção, além de custo competitivo. A resistência mecânica do Schedule 40 também garante segurança estrutural para as pressões envolvidas, que são relativamente baixas neste sistema (HMT $\approx 2,27$ m, equivalente a aproximadamente 22 kPa). A Figura 12 ilustra os dados dimensionado para esse processo.

Figura 12: Dados do sistema hidráulico



Fonte: Autor, 2026

Portanto, a tubulação especificada atende simultaneamente aos requisitos de desempenho hidráulico, segurança estrutural e durabilidade química, integrando-se de forma adequada ao conjunto motobomba selecionado. O dimensionamento adotado assegura estabilidade operacional, eficiência energética e confiabilidade ao sistema de recalque no contexto do tratamento de lixiviado como é descrito na Tabela 13.

Tabela 13: Dimensionamento hidráulico das correntes principais

Parâmetro	Valor Calculado
Vazão (Q)	0,003 m³/s
Diâmetro nominal	2" (50 mm)
Diâmetro interno	54,8 mm
Velocidade real (v)	1,30 m/s
Reynolds (Re)	35.700
Fator de atrito (f)	0,0224



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Perda de carga (ΔP , 100 m) 35,37 kPa

Fonte: Autor, 2025

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

O sistema proposto foi desenvolvido com o objetivo de promover a remoção sequencial da carga orgânica presente no lixiviado, utilizando unidades biológicas integradas e complementares entre si. A configuração adotada — composta por gradeamento, tanque de homogeneização, lagoa anaeróbia, lagoa facultativa, sistema de lodos ativados em regime de aeração prolongada, decantador secundário e lagoas de polimento em série — foi estruturada de forma a distribuir progressivamente as funções de estabilização, degradação biológica e polimento do efluente.

Os resultados obtidos demonstraram coerência técnica entre os critérios de dimensionamento adotados e o desempenho teórico esperado para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários. A partir da vazão de projeto de $259,2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ e das características do lixiviado bruto, com DBO de $2.690 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e DQO de $7.041 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, foi possível avaliar o comportamento do sistema frente à elevada carga orgânica característica desse tipo de efluente.

Inicialmente, a caracterização físico-química do lixiviado evidenciou a elevada complexidade do efluente estudado. Os altos valores de DBO e DQO indicam significativa presença de matéria orgânica biodegradável e compostos orgânicos dissolvidos, enquanto os sólidos dissolvidos totais ($11.056 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) demonstram elevada mineralização do efluente. O pH de 8,4 sugere um lixiviado em estágio mais estabilizado, característica frequentemente associada a aterros mais antigos, nos quais ocorre redução gradual da biodegradabilidade e aumento relativo da fração recalcitrante. Esses resultados mostram-se compatíveis com os intervalos reportados por Kjeldsen et al. (2002), Christensen et al. (2019) e Von Sperling (2014) para lixiviados estabilizados.

A etapa preliminar composta pelo gradeamento e tanque de homogeneização apresentou importância estratégica para a estabilidade operacional do sistema.



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Embora essa etapa não promova remoção significativa de matéria orgânica dissolvida, sua função hidráulica mostrou-se essencial para amortecer oscilações de vazão e carga orgânica, reduzindo impactos sobre as unidades biológicas subsequentes. O tempo de detenção hidráulica adotado de 2 dias permitiu adequada equalização do efluente, favorecendo maior estabilidade operacional e melhor distribuição de carga ao longo do sistema. Além disso, a homogeneização contribui para maior representatividade analítica do lixiviado e melhor controle operacional da ETE.

Na lagoa anaeróbia, observou-se elevada importância na remoção inicial da carga orgânica aplicada ao sistema. Considerando a concentração afluente de DBO de $2.690 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e a carga orgânica de aproximadamente $697,25 \text{ kgDBO}\cdot\text{d}^{-1}$, o sistema foi dimensionado utilizando taxa de aplicação volumétrica compatível com valores recomendados por Von Sperling (2014) para efluentes de alta carga. A eficiência adotada de 40% para remoção de DBO mostrou-se coerente com o comportamento esperado para lixiviados, considerando a presença de substâncias recalcitrantes e nitrogênio amoniacal em concentrações elevadas. Diferentemente de esgotos domésticos, nos quais lagoas anaeróbias frequentemente atingem eficiências superiores, o lixiviado apresenta maior dificuldade de degradação biológica, justificando a adoção de critérios mais conservadores.

Além da remoção parcial da matéria orgânica, a lagoa anaeróbia desempenha papel fundamental na redução da carga aplicada às unidades aeróbias subsequentes, diminuindo a demanda energética do sistema de aeração. Outro aspecto relevante refere-se à geração de biogás, principalmente metano e dióxido de carbono, resultantes da digestão anaeróbia. A incorporação do flare stack no projeto mostrou-se importante como medida de segurança operacional e mitigação ambiental, reduzindo emissões atmosféricas de metano, gás com elevado potencial de aquecimento global.

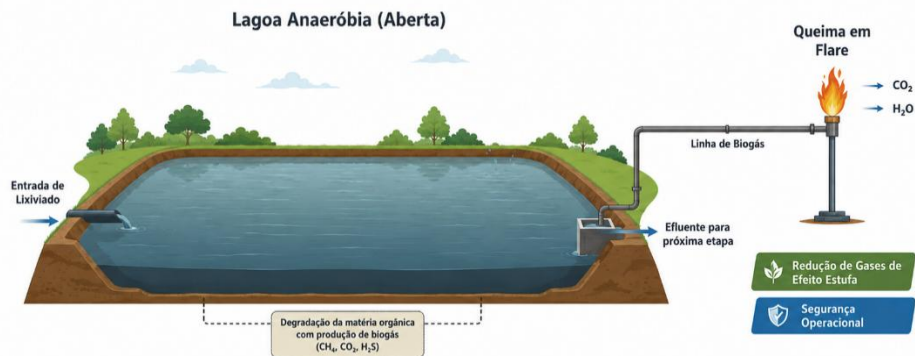


Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Figura 13: Sistema da Lagoa Anaeróbia em conjunto com o Flare stack



Fonte: Autor, 2026

Após a etapa anaeróbia, a lagoa facultativa atuou principalmente como unidade de estabilização complementar e amortecimento biológico. Embora lagoas facultativas apresentem elevadas eficiências quando aplicadas ao tratamento de esgotos sanitários, no caso do lixiviado sua eficiência tende a ser mais limitada devido à baixa biodegradabilidade da matéria orgânica remanescente. Assim, adotou-se eficiência conservadora de 20% para remoção de DBO, valor compatível com a literatura para lixiviados parcialmente estabilizados.

A lagoa facultativa exerceu importante função ecológica e operacional, permitindo maior estabilização da biomassa, sedimentação de sólidos suspensos e absorção de oscilações de carga orgânica. Além disso, a coexistência de zonas aeróbias e anaeróbias contribui para diferentes mecanismos biológicos de degradação, favorecendo a adaptação microbológica frente à variabilidade típica do percolado. Entretanto, os resultados também evidenciam as limitações desse processo frente à presença de compostos húmicos e substâncias recalcitrantes, reforçando a necessidade da etapa aeróbia complementar.

Nesse contexto, o sistema de lodos ativados em regime de aeração prolongada destacou-se como a principal unidade responsável pela remoção da matéria



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

orgânica biodegradável remanescente. A adoção da aeração prolongada mostrou-se adequada devido à maior estabilidade operacional, elevada idade do lodo e menor relação alimento/microrganismo, fatores que favorecem sistemas submetidos a efluentes complexos e variáveis como o lixiviado.

Os parâmetros operacionais adotados, incluindo relação A/M entre 0,08 e 0,15 $\text{kgDBO} \cdot \text{kgSSV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, concentração de biomassa de aproximadamente $4.000 \text{ mgSSV} \cdot \text{L}^{-1}$ e idade do lodo elevada, permitiram um sistema biologicamente mais robusto e com maior capacidade de adaptação. O processo apresentou elevada eficiência na remoção da fração biodegradável residual da DBO, evidenciando que a etapa aeróbia foi determinante para o desempenho global do sistema.

Outro aspecto importante refere-se à maior tolerância operacional da aeração prolongada frente às variações de carga orgânica e toxicidade do lixiviado. Em sistemas convencionais de alta carga, oscilações na composição do efluente poderiam comprometer significativamente a atividade microbológica. No entanto, o regime de baixa carga adotado proporciona maior estabilidade da biomassa e reduz riscos de choque orgânico.

O decantador secundário apresentou função essencial na separação sólido-líquido e na manutenção da recirculação da biomassa ativa ao tanque de aeração. O dimensionamento hidráulico baseado na taxa de aplicação hidráulica mostrou-se compatível com os critérios clássicos recomendados por Metcalf & Eddy (2014), garantindo adequada sedimentação dos flocos biológicos e controle da concentração de sólidos no sistema.

As lagoas de polimento em série desempenharam papel complementar importante no acabamento final do efluente. A disposição em série favoreceu maior aproximação do regime de fluxo pistão, reduzindo efeitos de curto-circuito hidráulico e aumentando a eficiência global do sistema. Embora a remoção adicional de DBO tenha sido relativamente menor em comparação às etapas anteriores, essas lagoas contribuíram para redução complementar da matéria orgânica residual, sedimentação de sólidos finos e melhoria das condições sanitárias do efluente.

**Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul**

A utilização de três lagoas de polimento em série também favorece mecanismos naturais de estabilização, como ação da radiação solar, atividade fotossintética das algas e sedimentação natural. Esses fatores contribuem para melhoria da qualidade final do efluente e redução de organismos patogênicos, embora o presente estudo tenha focado principalmente nos parâmetros DBO e DQO. A evolução das concentrações de DBO e DQO ao longo das etapas do sistema encontra-se apresentada na Tabela 14, evidenciando a remoção progressiva da carga orgânica ao longo do tratamento.

Tabela 14: Eficiência de remoção de DBO e DQO por etapa do sistema

Etapa	DBO afluente (mg/L)	Eficiência DBO (%)	DBO efluente (mg/L)	DQO afluente (mg/L)	Eficiência DQO (%)	DQO efluente (mg/L)
Lagoa anaeróbia	2.690,00	40,00	1.614,00	7.041,00	50,00	3.520,50
Lagoa facultativa	1.614,00	20,00	1.291,20	3.520,50	30,00	2.464,35
Lodos ativados	1.291,20	90,00	129,12	2.464,35	85,00	369,65
Lagoas de polimento	129,12	75,86	31,17	369,65	10,00	332,69

Fonte: Autor, 2026

Os resultados globais do sistema, mostrados na Tabela 15, demonstraram elevada eficiência teórica de remoção. A concentração final estimada de DBO foi de $31,17 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, representando remoção global de aproximadamente 98,84%. Para DQO, a concentração final estimada foi de $332,69 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, correspondente a eficiência de remoção de aproximadamente 95,28%. Esses resultados indicam que o sistema proposto apresenta potencial técnico para atendimento aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011, especialmente em relação à remoção de matéria orgânica biodegradável.



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Tabela 15: Eficiência global do sistema

Parâmetro	Inicial (mg/L)	Final (mg/L)	Eficiência (%)
DBO	2.690,00	31,17	98,84
DQO	7.041,00	332,69	95,28

Fonte: Autor, 2026

Comparando-se os resultados obtidos com os critérios legais, observa-se que o sistema atende confortavelmente ao limite de DBO inferior a $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e supera amplamente a eficiência mínima de remoção de 60% exigida pela legislação ambiental. Esse desempenho evidencia a efetividade da integração entre lagoas anaeróbias, lagoa facultativa, lodos ativados e lagoas de polimento.

Entretanto, apesar do elevado desempenho teórico observado para DBO e DQO, os resultados também evidenciam limitações importantes do sistema biológico frente a compostos recalcitrantes, nitrogênio amoniacal e sólidos dissolvidos totais. Embora o sistema apresente elevada remoção da fração biodegradável da matéria orgânica, parte significativa da DQO residual provavelmente está associada a substâncias húmicas e compostos orgânicos de baixa biodegradabilidade, comuns em lixiviados estabilizados.

Além disso, o trabalho não contemplou o dimensionamento específico de unidades para remoção avançada de nitrogênio, metais pesados ou sólidos dissolvidos. Dessa forma, embora o sistema apresente elevado desempenho para remoção de matéria orgânica, aplicações em cenários ambientais mais restritivos podem demandar complementação com tecnologias físico-químicas ou avançadas, como processos oxidativos avançados, osmose reversa, stripping de amônia ou adsorção em carvão ativado.

Outro ponto relevante refere-se ao fato de que este estudo possui caráter exclusivamente teórico, sendo fundamentado em critérios clássicos de dimensionamento e dados reais de vazão e composição do lixiviado do aterro de Dourados/MS. Assim, embora os resultados indiquem viabilidade técnica da configuração proposta, o desempenho real do sistema dependeria de validação



experimental, monitoramento operacional e ajustes associados às condições climáticas, sazonalidade e variabilidade do efluente.

Sob o ponto de vista técnico, a configuração integrada mostrou-se coerente para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, especialmente por distribuir progressivamente as funções de remoção ao longo das unidades. A lagoa anaeróbia atua na redução inicial da carga orgânica; a lagoa facultativa promove estabilização complementar; o sistema de lodos ativados realiza a principal degradação aeróbia da matéria orgânica biodegradável; e as lagoas de polimento consolidam o acabamento final do efluente.

Dessa forma, os resultados obtidos demonstram que a integração entre processos anaeróbios, facultativos e aeróbios constitui alternativa tecnicamente consistente para o tratamento de lixiviados, permitindo elevada eficiência de remoção de DBO e DQO e maior robustez operacional frente à elevada complexidade característica desse tipo de efluente.

7. CONCLUSÃO

O presente trabalho permitiu avaliar teoricamente o desempenho de um sistema integrado de tratamento de lixiviado de aterro sanitário, utilizando como base critérios clássicos de dimensionamento aplicados a processos biológicos. A configuração proposta, composta por gradeamento, tanque de homogeneização, lagoa anaeróbia, lagoa facultativa, sistema de lodos ativados em regime de aeração prolongada, decantador secundário e lagoas de polimento em série, mostrou-se tecnicamente coerente para o tratamento de efluentes com elevada carga orgânica e elevada complexidade físico-química.

A lagoa anaeróbia desempenhou papel importante na redução inicial da carga orgânica aplicada ao sistema, reduzindo significativamente a demanda sobre as unidades aeróbias subsequentes. A lagoa facultativa atuou como unidade complementar de estabilização e amortecimento biológico, contribuindo para maior estabilidade operacional frente às oscilações típicas do lixiviado. O sistema de lodos ativados em regime de aeração prolongada destacou-se como a principal etapa de degradação da matéria orgânica biodegradável



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

remanescente, apresentando elevada eficiência de remoção. As lagoas de polimento em série contribuíram para o acabamento final do efluente, promovendo redução complementar da matéria orgânica residual e melhoria das condições do efluente tratado.

Os resultados globais demonstraram elevada eficiência teórica de remoção, com redução da DBO de $2.690 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $31,17 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, correspondente a eficiência de 98,84%, e redução da DQO de $7.041 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $332,69 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, equivalente a eficiência de 95,28%. Esses resultados indicam potencial técnico do sistema para atendimento aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011, especialmente quanto à remoção de matéria orgânica biodegradável.

Entretanto, observou-se que, apesar da elevada eficiência na remoção de DBO e DQO, o sistema apresenta limitações frente à remoção de compostos recalcitrantes, nitrogênio amoniacal e sólidos dissolvidos totais, características frequentemente associadas a lixiviados estabilizados. Dessa forma, aplicações em condições ambientais mais restritivas podem demandar associação com tecnologias físico-químicas ou avançadas complementares.

Por fim, conclui-se que o sistema proposto, na figura 14, constitui uma alternativa tecnicamente consistente para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, apresentando elevada robustez operacional e elevada eficiência teórica de remoção da carga orgânica.

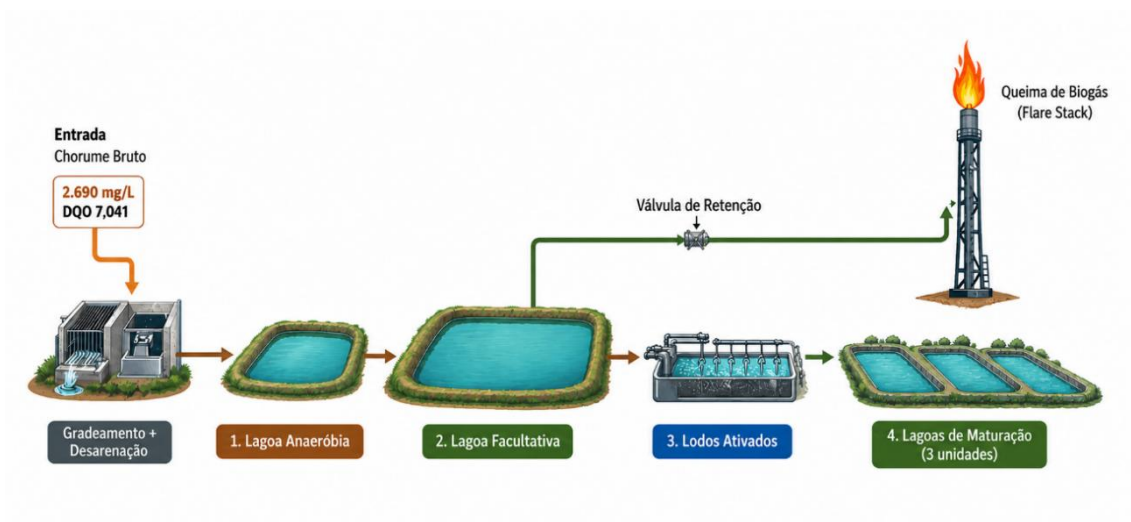
Figura 14: Esquema do tratamento completo



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul



Fonte: Autor, 2026

Além disso, o estudo evidencia a importância da integração entre diferentes processos biológicos como estratégia para aumento da eficiência global do tratamento de efluentes complexos.



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul



ANEXO

MEMORIAL DE CÁLCULO

Dados Gerais de Projeto

1. Vazão média diária:

$$Q_d = 259,2 \frac{m^3}{d}$$

2. Vazão horária:

$$Q_h = \frac{259,2}{24}$$

$$Q_h = 10,8 \frac{m^3}{h}$$

3. Vazão em m³/s:

$$Q_h = \frac{259,2}{86.400}$$

$$Q = 0,003 \frac{m^3}{s}$$

4. Concentrações afluentes:

$$DBO_0 = 2.690 \frac{mg}{L}$$

$$DQO_0 = 7.041 \frac{mg}{L}$$

$$SST = 101 \frac{mg}{L}$$

$$SDT = 11.056 \frac{mg}{L}$$



- **Tanque de Homogeneização**

1. Para dimensionar o tanque de Homogeneização adotou-se o tempo de detenção hidráulica:

$$TDH = 2 \text{ dias}$$

2. Depois o volume útil:

$$V = Q \times TDH$$

$$V = 259,2 \times 2$$

$$V = 518,4 \text{ m}^3$$

Sendo:

$$V = \text{Volume (m}^3\text{)}$$

$$Q = \text{Vazão (}\frac{\text{m}^3}{\text{d}}\text{)}$$

$$TDH = \text{Tempo de detenção Hidraulica (d)}$$

3. o próximo passo foi a profundidade adotada para calcular a área superficial e suas respectivas dimensões:

$$H = 2\text{m}$$

- Área superficial:

$$A = \frac{V}{H}$$

$$A = \frac{518,4}{2}$$

$$A = 259,2\text{m}^2$$

Sendo:

$$A = \text{Área (m}^2\text{)}$$

$$H = \text{Profundidade (m)}$$



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

- Adotando tanque retangular com $\frac{L}{B} = 2$

$$A = L \times B$$

Substituindo $L = 2 \times B$:

$$A = 2 \times B^2$$

$$B^2 = \frac{259,2}{2}$$

$$B^2 = 129,6 \text{ m}^2$$

$$B = 11,38 \text{ m}$$

$$L = 2 \times 11,38$$

$$L = 22,76 \text{ m}$$

Onde:

$L = \text{comprimento (Length)}$

$B = \text{(Breadth ou Width)}$

- **Lagoa Anaeróbia**

Parâmetros

- Vazão do percolado $Q = 259,2 \text{ m}^3/\text{d}$
- Concentração do efluente $S_0, \text{DBO}_5 = 2690 \text{ mg/l} = 2,69 \text{ kg/m}^3$
- Eficiência esperada $(E) = 40\%$

1. Carga Orgânica (L)

$$L = \frac{Q \times S_0}{1000}$$

$$L = \frac{259,2 \times 2690}{1000}$$

$$L = 697,248 \text{ kg DBO/d}$$



2. Volume da Lagoa Necessária (V)

adotar a taxa de aplicação volumétrica L_v , de acordo com a Tabela 38:

Tabela : Taxas de aplicação volumétrica admissíveis para projeto de lagoas anaeróbias, em função da temperatura

Temperatura média do ar no mês mais frio (°C)	Taxa de aplicação volumétrica admissível - L_v (kgDBO/m ³ d)
10 a 20	0,02T-0,10
20 a 25	0,01T+0,10
>25	0,35

Fonte: Adaptado de Mara (1997 *apud* VON SPERLING, 2002, p. 64)

Considerando a temperatura média de 19°C na cidade de Dourados, MS de acordo com o Weather Spark.

$$L_v = 0,02 \times 19 - 0,1 = 0,28 \approx 0,30 \text{ kgDBO/m}^3\text{d}$$

Então,

$$V = \frac{L}{L_v} = \frac{697,248 \text{ kg DBO/d}}{0,30 \text{ kgDBO/m}^3\text{d}} = 2.324,16 \text{ m}^3$$

3. Verificação do tempo de detenção (TDH):

$$TDH = \frac{V}{Q} = \frac{2.324,16 \text{ m}^3}{259,2 \text{ m}^3/\text{d}} = 8,97 \text{ d}$$

4. Determinação da área (A) requerida e dimensões:

Faixa: 3 a 5 m para profundidade.

Profundidade adotada $H = 4 \text{ m}$

$$\text{área} = \frac{\text{volume}}{\text{profundidade}}$$

$$A = \frac{V}{H} = \frac{2324,16 \text{ m}^3}{4 \text{ m}} = 581,04 \text{ m}^2$$

As dimensões das lagoas dependem da área e condições do terreno.



Utilizando a relação 2:1 entre comprimento e largura da lagoa, teremos as seguintes dimensões:

$$A = 2 \times B^2$$

$$2 \times B^2 = 581,04 \text{ m}^2$$

$$B = 17,04 \text{ m}$$

$$B = 2 \times a$$

$$L = 34,09 \text{ m}$$

5. Concentração de DBO efluente:

$$DBO_{efl} = \left(1 - \frac{E}{100}\right) \times S_0 = \left(1 - \frac{40}{100}\right) \times 2690$$

$$DBO_{efl} = 1.614 \text{ mg/L}$$

- **Lagoas Facultativas**

Concentração de DBO após a lagoa anaeróbia:

$$S = 1.614 \text{ mg/L} = 1,614 \text{ kg/m}^3$$

1. Profundidade adotada:

$$H = 1,5 \text{ m}$$

2. Depois, definir o parâmetro L_s

Local: Dourados (condição climática moderada)

Figura 15: Critérios para determinar L_s

- | |
|--|
| <ul style="list-style-type: none">• Regiões com inverno quente e elevada insolação: $L_s = 240$ a $350 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$• Regiões com inverno e insolação moderados: $L_s = 120$ a $240 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$• Regiões com inverno frio e baixa insolação: $L_s = 100$ a $180 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$ |
|--|



Serviço Público Federal
Ministério da Educação
Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

$$L_s = 240 \text{ kgDBO/ha} \cdot d$$

$$L_s = \text{Taxa de aplicação superficial (kg DBO/ha} \cdot d)$$

3. Posteriormente, calcula a carga orgânica:

$$L = \frac{Q \times S_0}{1000}$$

$$L = \frac{259,2 \times 1.614}{1000}$$

$$L = 418,34 \text{ kg DBO/d}$$

4. Agora, é possível calcular a área necessária (critério L_s):

$$A = \frac{L}{L_s}$$

$$A = \frac{418,34}{240}$$

$$A = 1,74 \text{ ha}$$

Convertendo:

$$A = 17.430 \text{ m}^2$$

5. Com isso, calcula-se o volume da lagoa:

$$V = A \times H$$

$$V = 17.430 \times 1,5$$

$$V = 26.145 \text{ m}^3$$

6. Com os dados calculados é possível calcular o TDH:

$$TDH = \frac{V}{Q}$$

$$TDH = \frac{26.145}{259,2}$$

$$TDH = 100,87 \approx 101 \text{ dias}$$

7. Agora, pode calcular a DBO efluente da lagoa facultativa considerando uma eficiência de 20%:



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

$$S = 1.614 \times (1 - 0,20) = 1.291,2 \text{ mg/L}$$

8. Por fim, faz-se o dimensionamento geométrico (L × B):

- Critério adotado para lagoas facultativas:

$$\frac{L}{B} = 2 \text{ a } 4$$

Adotando:

$$\frac{L}{B} = 3$$

$$A = L \times B = 17.430 \text{ m}^2$$

Substituindo:

$$L = 3B$$

$$3B \times B = 17.430$$

$$3B^2 = 17.430$$

$$B^2 = 5.810$$

$$L = 228,67 \text{ m e } B = 76,22 \text{ m}$$

- **Lodos Ativados**

1. Como entrada do sistema de lodos ativados, adota-se o efluente proveniente da lagoa facultativa:

$$Q = 259,2 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$S_0 = 1.291,2 \text{ mg/L}$$

Para o efluente tratado do lodo ativado, adota-se remoção de 90% de DBO:

$$S = 129,12 \text{ mg/L}$$

Logo, a remoção de substrato é:

$$\Delta S = (S_0 - S) = 1.291,2 - 129,12 = 1.162,08 \text{ mg/L}$$



Serviço Público Federal
Ministério da Educação
Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Como o sistema é de aeração prolongada, e com base na faixa de TDH

- **Convencional:**

6 a 8 h ($\approx 0,25$ a $0,33$ dias)

- **Aeração prolongada:**

16 a 24 h ($\approx 0,67$ a $1,0$ dias)

E na faixa da idade do lodo:

- **Convencional:**

4 a 10 dias

- **Aeração prolongada:**

18 a 30 dias

Dessa forma, adotam-se os seguintes parâmetros de projeto:

$$\theta_c = 30 \text{ dias}$$

$$C_x = 4.000 \text{ mgSSV/L}$$

$$Y = 0,70 \frac{\text{gSSV}}{\text{gDBO}}$$

$$K_d = 0,06 \text{ d}^{-1}$$

A escolha de

$$C_x = 4.000 \frac{\text{mgSSV}}{\text{L}}$$

foi feita por estar no limite superior da faixa mostrada para aeração prolongada, o que é coerente com um efluente ainda forte e mais difícil de tratar.

Faixa de $C_x = 2500$ a 4000 mgSSV/L .

1. Com isso, inicia os cálculos pelo volume do reator:

$$V = \frac{Y \times (S_0 - S) \times \theta_c \times Q}{(1 + K_d \times \theta_c) \times C_x}$$



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

$$V = \frac{0,70 \times 1162,08 \times 30 \times 259,2}{(1 + 0,06 \times 30) \times 4000}$$

$$V = 564,77m^3$$

Sendo:

$$Y = \text{Coeficiente de produção celular} \left(\frac{\text{gSSV}}{\text{gDBO}} \right)$$

$$\theta_c = \text{Idade do lodo (dias)}$$

$$K_d = \text{Constante de respiração endógena (d}^{-1}\text{)}$$

$$C_x = \text{Concentração de biomassa (mgSSV/L)}$$

Faixas das constantes:

$$Y = 0,5 \text{ a } 0,7 \text{ gSSV/gDBO}$$

$$K_d = 0,06 \text{ a } 0,1 \text{ d}^{-1}$$

2. Depois, encontra a relação alimento/microorganismos (F/M):

$$\frac{F}{M} = \frac{Q \times S_0}{V \times C_x}$$

$$\frac{F}{M} = \frac{259,2 \times 1291,2}{564,77 \times 4000}$$

$$\frac{F}{M} = 0,148 \text{ kgDBO/kgSSV} \cdot d$$

$$\frac{F}{M} = \text{Relação alimento/microrganismo (kgDBO/kgSSV} \cdot d\text{)}$$

Faixa:

$$\frac{F}{M} = 0,08 \text{ a } 0,15 \text{ kgDBO/kgSSV} \cdot d$$

3. Então, calcula-se o tempo de detenção hidráulica:

$$TDH = \frac{V}{Q}$$

$$TDH = \frac{564,77}{259,2}$$

$$TDH = 2,179 \text{ dias}$$

Convertendo para horas:

$$TDH = 2,179 \times 24 = 52,29 \text{ h}$$



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

4. Usando a seguinte equação pode calcular a produção líquida de lodo:

$$P_x = Y \times (S_0 - S) \times Q - K_d \times C_x \times V$$

$$P_x = 0,70 \times 1162,08 \times 259,2 - 0,06 \times 4000 \times 564,77$$

$$P_x = 75.302,99 \text{ gSSV/d}$$

$$P_x = 75,30 \text{ kg SSV/d}$$

Sendo:

$$P_x = \text{Produção de lodo (gSSV/d)}$$

5. Com isso, é possível calcular a vazão de descarte de lodo:

$$Q_w = \frac{P_x}{T_s \times \rho}$$

Sendo:

$$Q_w = \text{Vazão de descarte (m}^3\text{/d)}$$

$$T_s = \text{Teor de sólidos}$$

Adotando:

- teor de sólidos no lodo do decantador:

$$T_s = 1\% = 0,01$$

- densidade do lodo:

$$\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$$

Substituindo:

$$Q_w = \frac{75,30}{0,01 \times 1000}$$

$$Q_w = 7,53 \text{ m}^3\text{/d}$$

6. Para seguir os cálculos pode-se calcular a recirculação do lodo:

$$r = \frac{C_x}{C_{xx} - C_x}$$

Sendo:

$$C_{xx} = \text{Concentração de SSV no lodo } \left(\frac{\text{mg}}{\text{l}}\right)$$

$$r = \text{razão de recirculação}$$

Adotando para o lodo recirculado concentração típica compatível com 1% de sólidos:



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

$$C_{xx} = 10.000 \frac{mg}{l}$$

Substituindo:

$$r = \frac{4.000}{10.000 - 4.000}$$

$$r = \frac{4000}{6000} = 0,667$$

7. Vazão de recirculação pode ser calculada:

$$Q_r = r \times Q$$

$$Q_r = 0,667 \times 259,2$$

$$Q_r = 172,8 \frac{m^3}{d}$$

Sendo:

$$Q_r = \text{Vazão de recirculação} \left(\frac{m^3}{d} \right)$$

8. Por fim, pode-se calcular o balanço de massa de DBO no reator:

$$DBO_{entrada} = Q \times C_{S0}$$

$$DBO_{entrada} = 259,2 \times 1.291,2$$

$$DBO_{entrada} = 334.679,04 \frac{g}{d}$$

$$DBO_{entrada} = 334,68 \frac{kg}{d}$$

Adotando, de forma simplificada, a vazão líquida tratada igual à vazão afluente para o balanço de substrato:

$$DBO_{saída} = Q \times C_S$$

$$DBO_{saída} = 259,2 \times 129,12$$

$$DBO_{saída} = 33.467,90 \frac{g}{d}$$

$$DBO_{saída} = 33,47 \frac{kg}{d}$$

DBO removida

$$DBO_{removida} = 334,68 - 33,47$$



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

$$DBO_{removida} = 301,21 \frac{kg}{d}$$

9. A massa de biomassa no reator é calculada da seguinte forma:

$$M_x = V \times C_x$$

$$M_x = 564,77 \times 4000$$

$$M_x = 2.259.083,52 \text{ g}$$

$$M_x = 2.259,08 \text{ kgSSV}$$

10. No decantador secundário, entra a vazão total proveniente do reator:

$$Q + Q_r = 259,2 + 172,8 = 432,0 \frac{m^3}{d}$$

A carga de sólidos que entra no decantador é:

$$(Q + Q_r) \times C_x = 432,0 \times 4000$$

$$= 1.728.000 \frac{g}{d}$$

$$= 1.728 \text{ kgSSV/d}$$

Agora os cálculos seguem para o dimensionamento do decantador secundário e o sistema de aeração:

11. Conversão de vazão para m³/h:

$$Q_{total} = \frac{432}{24} = 18 \text{ m}^3/h$$

12. Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH):

$$TAH = \frac{Q}{A}$$

Para aeração prolongada, valores típicos:

- 0,3 a 0,8 m³/m².h

Adotar conservador:

$$TAH = 0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot h$$

13. Área do decantador



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

$$A = \frac{Q}{TAH}$$

$$A = \frac{18}{0,6}$$

$$A = 30 \text{ m}^2$$

14. Taxa de aplicação de sólidos (G_a)

$$G_a = \frac{(Q + Q_r) \times C_x}{A}$$

Substituindo:

$$G_a = \frac{432 \times 4}{30}$$

$$G_a = \frac{1.728}{30}$$

$$G_a = 57,6 \frac{\text{kgSSV}}{\text{m}^2 \cdot \text{d}}$$

Sendo:

$$G_a = \text{Taxa de aplicação de sólidos} \left(\frac{\text{kgSSV}}{\text{m}^2 \cdot \text{d}} \right)$$

Convertendo para hora:

$$G_a = \frac{57,6}{24} = 2,4 \text{ kgSSV/m}^2 \cdot \text{h}$$

15. Diâmetro do decantador (circular)

$$A = \frac{\pi D^2}{4}$$

$$D = \sqrt{\frac{4A}{\pi}}$$

$$D = \sqrt{\frac{4 \times 30}{3,1416}}$$

$$D = \sqrt{38,2}$$

$$D = 6,18 \text{ m}$$

16. Profundidade

$$H = 3,0 \text{ a } 3,3 \text{ m}$$



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

$$H = 3,0 \text{ m}$$

17. Volume do decantador

$$V = A \cdot H$$

$$V = 30 \times 3$$

$$V = 90 \text{ m}^3$$

18. Tempo de detenção hidráulica

$$t = \frac{V}{Q_{total}}$$

$$t = \frac{90}{432}$$

$$t = 0,208 \text{ dias}$$

Convertendo:

$$t = 5 \text{ h}$$

19. Tanque de aeração (geometria)

$$\frac{L}{B} = 4$$

Sabendo:

$$V = 564,77 \text{ m}^3$$

Adotando:

$$H = 4 \text{ m}$$

Área do tanque

$$A = \frac{V}{H}$$

$$A = \frac{564,77}{4}$$

$$A = 141,2 \text{ m}^2$$

Dimensões

$$L \cdot B = 141,2$$

$$L = 4B$$



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

$$4B^2 = 141,2$$

$$B = 5,94 \text{ m}$$

$$L = 23,76 \text{ m}$$

20. Consumo de oxigênio

$$M_{O_2} = a \times (C_{S0} - C_S) \times Q + b \times C_x \times V$$

Sendo:

$$M_{O_2} = \text{Massa de oxigênio} \left(\text{kg} \frac{O_2}{d} \right)$$

Coefficientes:

$$a = 0,52 \Rightarrow \text{coeficiente de oxidação da DBO}$$

$$b = 0,12d^{-1} \Rightarrow \text{coeficiente de respiração endógena}$$

- Parte 1

$$0,52 \times 1,162 \times 259,2 = 156,6$$

- Parte 2

$$0,12 \times 4 \times 564,77 = 271,1$$

Total

$$M_{O_2} = 427,7 \text{ kgO}_2/d$$

21. Vazão de ar

Fórmula:

$$Q_{ar} = \frac{M_{O_2}}{\rho_{ar} \cdot 0,22 \cdot 0,15}$$

- 0,22 = fração mássica/volumétrica de oxigênio no ar usada no seu critério
- 0,15 = eficiência de transferência adotada

Sendo;

$$Q_{ar} = \text{Vazão de ar} \left(\frac{m^3}{d} \right)$$

$$\rho = 1,2$$



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

$$Q_{ar} = \frac{427,7}{1,2 \cdot 0,22 \cdot 0,15}$$

$$Q_{ar} = \frac{427,7}{0,0396}$$

$$Q_{ar} = 10.800 \frac{m^3}{d}$$

22. Difusores

1 difusor / 0,6 a 0,9 m²

Adotando:

$$0,8 \text{ m}^2$$

$$N = \frac{141,2}{0,8}$$

$$N = 177 \text{ difusores}$$

- **Lagoas de Polimento**

DBO afluente às lagoas de Polimento:

$$DBO_{afl} = 129,12 \frac{mg}{L}$$

1. Em primeiro lugar define o TDH para então seguir com os cálculos do volume.

$$V = Q \times TDH$$

$$V = 259,2 \times 7$$

$$V = 1.814,4 \text{ m}^3$$

2. Para calcular a área superficial adotou-se uma profundidade:

$$A = \frac{V}{H}$$

$$A = \frac{1.814,4}{1,0}$$



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

$$A = 1.814,4 \text{ m}^2$$

Área total com 3 lagoas:

$$A_{total} = 3 \times 1.814,4 \text{ m}^2$$

$$A_{total} = 5.443,2 \text{ m}^2$$

3. Com isso, pode calcular as dimensões de cada lagoa:

Com:

$$L/B = 3$$

$$A = L \cdot B$$

$$B = \sqrt{\frac{A}{L/B}}$$

$$B = \sqrt{\frac{1814,4}{3}}$$

$$B = 24,59 \text{ m}$$

Agora:

$$L = (L/B) \cdot B$$

$$L = 3 \cdot 24,59$$

$$L = 73,78 \text{ m}$$

Dimensões adotadas de cada lagoa

$$73,78 \text{ m} \times 24,59 \text{ m} \times 1,0 \text{ m}$$

4. DBO efluente após as 3 lagoas de polimento

$$S_{T,E,Mn} = S_{P,B} + \frac{S_{S,0,M1}}{\left(1 + K_T \cdot \frac{t_{TOTAL}}{n}\right)^n}$$

Sendo:



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

$S_{T,E,Mn}$

= Concentração total de DBO no efluente final das lagoas de maturação $\left(\frac{mg}{L}\right)$

$S_{P,B}$ = Parcela particulada da DBO no efluente $\left(\frac{mg}{L}\right)$

$S_{S,0,M1}$ = Fração solúvel afluente à primeira lagoa de maturação $\left(\frac{mg}{L}\right)$

K_T = Constante cinética de remoção de DBO (d^{-1})

t_{TOTAL} = Tempo total de detenção hidráulica nas lagoas em série (d)

n = Número de lagoas em série

Hipóteses adotadas:

$$S_{P,B} = 28 \frac{mg}{L}$$

Então a fração solúvel afluente fica:

$$S_{S,0,M1} = 129,12 - 28 = 101,12 \frac{mg}{L}$$

Adotando:

$$K_T = 0,31 d^{-1}$$

$$t_{TOTAL} = 21 d$$

$$n = 3$$

Substituindo:

$$S_{T,E,Mn} = 28 + \frac{101,12}{\left(1 + 0,31 \cdot \frac{21}{3}\right)^3}$$

$$S_{T,E,Mn} = 28 + \frac{101,12}{(1+2,17)^3}$$

$$S_{T,E,Mn} = 31,17 \frac{mg}{L}$$

5. Tomando como entrada das lagoas de polimento calcula a eficiência de remoção nas lagoas de polimento:

$$S_{0,M1} = 129,12 \text{ mg/L}$$



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

e como saída final:

$$S_{T,E,Mn} = 31,17 \text{ mg/L}$$

a eficiência global das 3 lagoas é:

$$E = \frac{129,12 - 31,17}{129,12} \cdot 100$$

$$E = 75,86\%$$

6. Eficiência global do sistema completo

Se comparar com a DBO inicial do percolado:

$$S_{0,A} = 2690 \text{ mg/L}$$

tem-se:

$$E_{global} = \frac{2690 - 31,17}{2690} \cdot 100$$

$$E_{global} = 98,84\%$$



DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA DE RECALQUE

Dados de Projeto

Tabela 16: Dados para dimensionamento do sistema de recalque

Parâmetros de Projeto	Valor
Vazão média diária	$259,2 \frac{m^3}{d} = 0,003 \frac{m^3}{s}$
Distancia horizontal	3 m
Altura geométrica	2 m
Temperatura	35 °C
ρ	$1009 \frac{kg}{m^3}$
μ	0,002 Pa.s

Fonte: Autor, 2026

1. Para dimensionar o diâmetro da tubulação utiliza a equação da continuidade para seção circular cheia:

$$D = \sqrt{\frac{4 \times 0,003}{\pi \times 1,5}}$$

$$D = 0,050 \text{ m}$$

$$D \approx 50 \text{ mm}$$

Tubulação adotada: DN 50 mm (Schedule 40)

Diâmetro interno real: 0,054m

2. Para calcular a velocidade real do escoamento encontra-se a área da seção transversal:

$$A = \frac{\pi D^2}{4}$$

$$A = \frac{\pi \times (0,054)^2}{4}$$

$$A = 0,00229 \text{ m}^2$$

Velocidade real (v):



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

$$v = \frac{0,003}{0,00229}$$

$$v = 1,31 \frac{\text{m}}{\text{s}}$$

Dentro da faixa recomendada (1–2 m/s).

3. Com isso, calcula-se o número de Reynolds (Re):

$$Re = \frac{\rho \times v \times D}{\mu}$$

$$Re = \frac{1009 \times 1,31 \times 0,054}{0,002}$$

$$Re = 35.700$$

$$\rho = \text{Massa específica do fluido} \left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right)$$

$$\mu = \text{Viscosidade dinâmica} (\text{Pa} \cdot \text{s})$$

Regime turbulento ($Re > 4000$)

4. O fator de atrito é calculado para um tubo de PVC:

$$\varepsilon = 1 \times 10^{-6} \text{ m}$$

$$f \approx 0,024$$

$$\varepsilon = \text{Rugosidade absoluta do tubo} (\text{m})$$

$$f = \text{Fator de atrito}$$

5. Posteriormente, pode-se encontrar a perda de carga distribuída com a equação de Darcy-Weisbach:

$$h_f = f \times \frac{L}{D} \times \frac{(v)^2}{2 \times g}$$



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

$$h_f = 0,024 \times \frac{3}{0,054} \times \frac{(1,31)^2}{2 \times 9,81}$$

$$h_f = 0,116 \text{ m}$$

h_f = Perda de carga distribuída(m)

g = Aceleração da gravidade ($9,81 \frac{m}{s^2}$)

6. Para calcular as perdas localizadas considerou duas curvas de 90° e o coeficiente K foi adotado:

$$h_L = K \times \frac{(v)^2}{2 \times g}$$

$$K = 1,8$$

$$h_L = 1,8 \times \frac{(1,31)^2}{2 \times 9,81}$$

$$h_L = 0,158 \text{ m}$$

h_L = Perda de carga localizada (m)

K = Coeficiente de perda localizada

7. A altura manométrica total é calculada da seguinte forma:

$$H_{MT} = H_{geom} + h_f + h_L$$

$$H_{MT} = 2 + 0,116 + 0,158$$

$$H_{MT} = 2,27 \text{ m}$$

$$H_{MT} \approx 2,3 \text{ m}$$

H_{MT} = Altura manométrica total (m)

H_{geom} = Altura geométrica (m)

8. Então, pode-se calcular a potência da bomba (P):



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

$$P = \frac{1009 \times 9,81 \times 0,003 \times 2,27}{0,60}$$

$$P = 112 \text{ W}$$

$$P \approx 0,15 \text{ cv}$$

9. Por fim, faz-se a verificação do NPSH:

$$NPSH_{disp} = \frac{P_{atm}}{\gamma} + z - \frac{P_v}{\gamma} - h_{fs}$$

$$NPSH_{disp} = 10,3 + 2 - 0,5 - 0,27$$

$$NPSH_{disp} = 11,53 \text{ m}$$

$$NPSH_{disp} = NPSH \text{ disponível (m)}$$

$$P_{atm} = \text{Pressão atmosférica (m. c. a. ou Pa)}$$

$$\gamma = \text{Peso específico do fluido } \left(\frac{N}{m^3}\right)$$

$$z = \text{Cota geométrica de sucção (m)}$$

$$P_v = \text{Pressão de vapor (m. c. a. ou Pa)}$$

$$h_{fs} = \text{Perda de carga na sucção (m)}$$

Condição:

$$NPSH_{disp} > NPSH_{req}$$

$$11,53 > 5$$

$$NPSH_{req} = NPSH \text{ requerido (m)}$$



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

REFERÊNCIAS

ALBRECHTSEN, H. J.; BAUN, A.; CHRISTENSEN, T. H.; HERON, G. et al. Application of groundwater geochemistry in landfill leachate studies. *Applied Geochemistry*, v. 16, p. 659–718, 2001.

AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Water Research*, v. 31, n. 11, p. 2775–2782, 1997.

ANDRÉ, Autor de Melo Sales Santos. Caracterização, avaliação da biodegradabilidade aeróbica e anaeróbica e tratamento em reator UASB do chorume do aterro da Muribeca. 2003. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

ASANO, T.; BURTON, F. L.; LEVERENZ, H. L.; TSUCHIHASHI, R.; TCHOBANOGLOUS, G. *Water reuse: issues, technologies, and applications*. New York: McGraw-Hill, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 9800: Critérios para lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 13896: Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997.

BAHÉ, F. Estudo da evaporação de lixiviados de aterros sanitários como alternativa tecnológica de tratamento: testes em bancada. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

BARRONCAS, P. S. R. Estudo da concentração de metais pesados nos igarapés Matrinxã, Acará, Bolívia e Tarumã (Manaus – AM). 1999. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 1999.



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

BAUN, A.; REITZEL, L. A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H.; BJERG, P. L. Natural attenuation of xenobiotic organic compounds in a landfill leachate plume. *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 65, p. 269–291, 2003.

BERRUETA, J.; GUTIÉRREZ, A.; FUEYO, G. Anaerobic treatment of leachates in pilot-scale UASB: strategy of start-up. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 67, n. 3, p. 302–314, 1996.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. Conceitos básicos de resíduos sólidos. São Carlos: EESC-USP, 1999.

BIDONE, F. R. A. Projeto executivo da estação de tratamento de lixiviado do aterro sanitário da Central de Resíduos do Recreio. Minas do Leão, RS, 2004.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 404, de 11 de novembro de 2008. Estabelece critérios e diretrizes para o licenciamento ambiental de aterro sanitário de pequeno porte de resíduos sólidos urbanos. *Diário Oficial da União*: Brasília, DF, 2008.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes. *Diário Oficial da União*: Brasília, DF, 2011.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. *Diário Oficial da União*: Brasília, DF, 3 ago. 2010.

CAMPO GRANDE (MS). Decreto nº 12.071, de 27 de dezembro de 2012. Aprova o Regulamento dos Serviços Públicos de Abastecimento de Água e de Coleta e Tratamento de Esgoto. *Diário Oficial de Campo Grande*, Campo Grande, 2012.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

CESTOS DE LIXO E LIXEIRAS. Tipos de resíduos sólidos e impactos ambientais. Disponível em: <https://www.cestosdelixoelixeiras.com.br>. Acesso em: 22 mar. 2025.



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

CHIAN, E. S. K.; DEWALLE, F. B. Sanitary landfill leachates and their treatment. *Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE*, v. 103, p. 411–431, 1977.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDTSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H. J.; HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, v. 16, p. 659–718, 2001.

CHRISTENSEN, T. H. et al. *Leachate management: treatment and environmental impacts*. Boca Raton: CRC Press, 2019.

COSTA, R. M.; SOUZA, L. A.; SANTOS, P. R. Tratamento de chorume em aterros sanitários: desafios e tecnologias emergentes. *Revista de Engenharia Ambiental*, v. 15, n. 2, p. 45–58, 2018.

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente. *Inventário de resíduos sólidos industriais do Estado de Pernambuco*. Recife, 2000.

DE BRITO FILHO, L. F. *Estudo de gases em aterros de resíduos sólidos urbanos*. 2005. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT (DoE). *Waste management paper 26B: landfill design, construction and operational practice*. London: HMSO, 1995.

DINÂMICA AMBIENTAL. *Classificação e gerenciamento de resíduos sólidos*. Disponível em: <https://www.dinamicaambiental.com.br>. Acesso em: 22 mar. 2025.

DOMINONI, V. M. B. et al. Análise dos métodos de estimativa de geração de lixiviado por resíduos sólidos urbanos. In: *CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA, 2022*. Anais [...]. Campinas, 2022.

ENGENHARIA ÁGUAS CLARAS. Reator UASB: o que é, como funciona, suas vantagens e desvantagens. Disponível em:



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

<https://aguasclarasengenharia.com.br/como-funciona-reator-uasb/>. Acesso em: 8 maio 2025.

FERNÁNDEZ-VIÑA, M. B. D. Gestión de lixiviados: vertederos controlados de residuos sólidos urbanos. Espanha: Universidad de Cantabria, 2000.

FLECK, E. Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário. 2003. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

FONSECA, E. Iniciação ao estudo dos resíduos sólidos e da limpeza urbana. João Pessoa, 1999.

GEORGE, M. L. Lean Six Sigma for service: how to use Lean Speed and Six Sigma Quality to improve services and transactions. New York: McGraw-Hill, 2003.

HENZE, M. et al. Biological wastewater treatment: principles, modelling and design. London: IWA Publishing, 2008.

IM, J. H. et al. Characteristics of landfill leachate and treatment methods: a review. Water Research, v. 35, n. 16, p. 3447–3456, 2001.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Normais climatológicas do Brasil 1991–2020. Brasília, 2020.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v. 32, n. 4, p. 297–336, 2002.

LECKIE, J. O.; PACEY, J. G.; HALVADAKIS, C. Landfill management with moisture control. Journal of Environmental Engineering Division, ASCE, v. 105, n. EE2, p. 337–355, 1979.



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

LEVERENZ, H. L.; TCHOBANOGLOUS, G.; DARBY, J. L. Evaluation of greenhouse gas emissions from septic systems. Alexandria: Water Environment Research Foundation, 2010.

LIN, C. Y.; CHANG, F. Y.; CHANG, C. H. Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor. *Bioresource Technology*, v. 73, p. 175–178, 2000.

LOGICAMBIENTAL. Lagoa facultativa. Disponível em: <https://logicambiental.com.br/lagoa-facultativa/>. Acesso em: 8 maio 2025.

LOUKIDOU, M.; ZOUBOULIS, A. I. Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. *Environmental Pollution*, v. 111, p. 273–281, 2001.

LU, J. C. S.; EICHENBERGER, B.; STEARNS, R. J. Leachate from municipal landfills: production and management. Park Ridge: Noyes Data Corporation, 1985.

MAINARDIS, M. et al. Up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) technology for wastewater treatment: a review. *Processes*, v. 8, n. 6, 2020.

MANNING, D. A. C.; BEWSHER, A. Characterisation of landfill leachates by chromatography. *Journal of Chromatography A*, v. 770, p. 203–210, 1997.

MARIANO, M. O. H.; JUCÁ, J. F. T. Monitoramento dos recalques no aterro de resíduos sólidos da Muribeca. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA DE FUNDAÇÕES, 11., 1998, Brasília. Anais [...]. Brasília, 1998.

MARTIENSSEN, M.; SCHÖPS, R. Biological treatment of leachate from solid waste landfill sites. *Water Research*, v. 31, p. 1164–1170, 1997.

MATO GROSSO DO SUL. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Econômico. Resolução SEMADE nº 22, de 11 de setembro de 2015. Campo Grande, 2015.

MCARDLE, J. L.; AROZARENA, M. M.; GALLAGHER, W. E. Treatment of hazardous waste leachate. New Jersey: Noyes Data Corporation, 1988.



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

MENESES, L. V. T. Biogás: definição, fontes de geração, processamento e aplicação. São Paulo: Secretaria de Serviços e Obras, 1988.

METCALF & EDDY. Wastewater engineering: treatment and resource recovery. 5. ed. New York: McGraw-Hill Education, 2014.

MIYAGAWA, L. J. P. P.; MENDES, T. A.; MARMOS, J. L. Caracterização da contaminação por chorume nos recursos hídricos superficiais no entorno do aterro de resíduos sólidos de Manaus/AM. Revista Geonorte, v. 7, n. 27, p. 65–77, 2016.

MONTEGGIA, L. O.; SOBRINHO, P. A. Lagoas anaeróbicas aplicadas ao tratamento de efluentes líquidos. Revista DAE, São Paulo, 1999.

NASCIMENTO FILHO, I.; VON MÜHLEN, C.; CARAMÃO, E. B. Caracterização química de lixiviados de aterros sanitários. Química Nova, v. 24, p. 554–556, 2001.

OLIVEIRA, F. T.; MENDES, G. R.; PEREIRA, C. M. Aplicação de softwares de simulação no tratamento de efluentes industriais. Journal of Environmental Science and Technology, v. 30, n. 4, p. 112–126, 2021.

OLIVEIRA, M. A. et al. Remoção microbiológica em lagoas de polimento aplicadas ao tratamento de lixiviado. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 24, n. 2, p. 201–210, 2019.

OZTURK, I.; ALTINBAS, M.; KOYUNCU, I.; ARIKAN, O.; GOMEZ-YANGIN, C. Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. Waste Management, v. 23, p. 441–446, 2003.

PAES, M. X. Inventário do ciclo de vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos do município de Piedade/SP e projeções de cenários para avaliação de impactos ambientais. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Estadual Paulista, Bauru, 2013.

PALMISANO, A.; BARLAZ, M. A. Microbiology of solid waste. Boca Raton: CRC Press, 1996.



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

PASSOS, [Nome]. Fotografias do aterro sanitário municipal de Dourados/MS. Dourados, 2021. Acervo pessoal.

PEREIRA NETO, J. T. Relatório interno do Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental – LESA/UFV. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1996.

PEREIRA, M. A.; ALMEIDA, S. R. A evolução da gestão de resíduos sólidos no Brasil: do lixão ao aterro sanitário sustentável. *Revista Brasileira de Sustentabilidade*, v. 10, n. 1, p. 75–91, 2019.

QASIM, S. R.; CHIANG, W. Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment. Lancaster: Technomic Publishing, 1994.

REES, J. F. Optimization of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 30, p. 458–465, 1980.

RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, n. 3, p. 468–493, 2008.

ROCCA, A. C. C. Resíduos sólidos industriais. São Paulo: CETESB, 1993.

SANTOS, E. L.; BARROS, T. M.; FERREIRA, J. C. Impactos ambientais causados pelo descarte inadequado de efluentes industriais. *Revista de Ciências Ambientais*, v. 18, n. 3, p. 67–81, 2019.

SANTOS, J. L. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB). 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso. São Paulo: ABES, 2001.

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L. Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. Anais [...]. Porto Alegre, 2000.



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

SENADHEERA, U. E. et al. Up-flow anaerobic sludge bed reactors for sustainable wastewater management: challenges, innovations and future directions. *Water*, v. 17, n. 4, 2025.

SIDDIQUI, A. A. et al. Characterization and treatment of landfill leachate: a review. *Environmental Technology & Innovation*, v. 21, p. 101120, 2021.

SILVA, A. C. Tratamento do percolato de aterro sanitário e da toxicidade do efluente bruto e tratado. Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, J. R. Resíduos sólidos urbanos e impactos ambientais: uma análise histórica. *Revista de Gestão Ambiental*, v. 12, n. 3, p. 89–104, 2020.

SOUSA, E. A. F. et al. Simulador do reator UASB para conversão de vinhaça em biogás. 2014.

SOUZA, R. F. Resíduos sólidos urbanos e sustentabilidade ambiental. São Paulo: Atlas, 2022.

SPERLING, M. V. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

SPERLING, M. V. Lagoas de estabilização. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2002.

TARTARI, L. C. Avaliação do processo de tratamento do chorume do aterro sanitário de Novo Hamburgo. *Revista Liberato*, v. 6, n. 6, 2005.

TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A. I.; MATIS, K. A.; SAMARAS, P. Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere*, v. 53, p. 737–744, 2003.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. Integrated solid waste management. New York: McGraw-Hill, 1993.

TCHOBANOGLIOUS, G. Wastewater management in the 21st century: resource recovery and reuse. [S.l.: s.n.], 2010.

TERA AMBIENTAL. Desafios e alternativas para o tratamento de chorume de aterros sanitários. Disponível em: <https://www.teraambiental.com.br/blog-da->



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

[tera-ambiental/desafios-e-alternativas-para-tratamento-de-chorume-de-aterros-sanitarios](#). Acesso em: 22 mar. 2025.

TORRES, P. et al. Influência das características do aterro na composição do lixiviado. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 2, n. 4, p. 55–63, 1997.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

VON SPERLING, M. Lagoas de estabilização. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2002.

WEATHERSPARK. Clima característico em Dourados, Mato Grosso do Sul, Brasil durante o ano. Disponível em: <https://pt.weatherspark.com/y/29524/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Dourados-Mato-Grosso-do-Sul-Brasil-durante-o-ano>. Acesso em: 31 mar. 2026.

WORRELL, W. A.; VESILIND, P. A.; LUDWIG, C. Solid waste engineering: a global perspective. 2. ed. Boston: Cengage Learning, 2016.

ZOUBOULIS, A. I.; CHAI, X. L.; KATSOYIANNIS, I. A. The application of bioflocculant for landfill leachate treatment. *Journal of Environmental Management*, v. 70, p. 35–41, 2004.



Serviço Público Federal

Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul