



Análise de perfil de emissão de metano no
tratamento de efluentes para definição do
fator de emissão do setor na cidade do Rio
de Janeiro e do Brasil

Andressa Maia dos Santos da Silva

Paola Pescara

Projeto Final de Curso

Orientadora

Prof. Bettina Susanne Hoffmann, D.Sc.

Dezembro de 2022

ANÁLISE DE PERFIL DE EMISSÃO DE METANO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES PARA DEFINIÇÃO DO FATOR DE EMISSÃO DO SETOR NA CIDADE DO RIO DE JANEIRO E DO BRASIL

Andressa Maia dos Santos da Silva

Paola Pescara

Projeto de Final de Curso submetido ao Corpo Docente da Escola de Química, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Química.

Aprovado por:

Marcelo Mendes Viana, D.Sc.

Bernardo Costa Mundim, M.Sc.

Orientado por:

Bettina Susanne Hoffmann, D.Sc.

Rio de Janeiro, RJ - Brasil

Dezembro de 2022

Ficha Catalográfica

Maia dos Santos da Silva, Andressa. Pescara, Paola.

Análise de perfil de emissão de metano no tratamento de efluentes para definição do fator de emissão do setor na cidade do Rio de Janeiro e do Brasil/Andressa Maia dos Santos da Silva;Paola Pescara. Rio de Janeiro: UFRJ/EQ, 2022.

viii, 56 p.; il.

(Monografia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, 2022.Orientadora: Bettina Susanne Hoffmann.

1. Gases de efeito estufa. 2. Tratamento de efluente. 3. Análise de ciclo de vida. 4. Monografia. (Graduação –UFRJ/EQ). 5. Bettina Susanne Hoffmann. I. Análise de perfil de emissão de metano no tratamento de efluentes para definição do fator de emissão do setor na cidade do Rio de Janeiro e do Brasil.

“Se a educação sozinha não transforma a sociedade, sem ela, tampouco, a sociedade muda”.

(Paulo Freire)

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Rio de Janeiro, essencial em nosso processo de formação profissional, pela dedicação e pelo aprendizado ao longo dos anos do curso.

Aos pais, Edilene e Adailso, que sempre estiveram ao meu lado, acreditando no meu potencial e lutando para proporcionar todo o suporte necessário.

Ao meu noivo, Gabriel, pelo apoio e dedicação diária.

À professora Bettina Susanne Hoffmann, pela orientação deste trabalho e por ter desempenhado tal função com dedicação e carinho.

Andressa Maia dos Santos da Silva

Às políticas públicas que me possibilitaram ter acesso a um ensino superior de qualidade e gratuito, em uma das melhores universidades do país.

Aos meus pais, Odila e Jorge, e meus avós, Nelson e Nice, por me aceitarem e me amarem acima de tudo e por tudo. Ao Zé (*in memoriam*), que tenho certeza de que está muito orgulhoso de mim e sempre me acompanhará onde quer que esteja. À Renata, que sempre cuidou de mim com muito carinho e atenção.

Aos meus amigos da faculdade, Lena, Bibi, Dudu, Lipe, Cadu, Matheus e Adison, por terem sido minha segunda família ao longo desses anos – nada disso teria sido possível sem vocês.

À Michelle e ao Leandro, que me acolheram por tantos anos, fazendo da sua casa o meu lar também. À May, Sté, Ravs e Fefe, as irmãs que eu não tive.

À minha dupla, Andressa, pela empatia e colaboração, por ter me dado a mão e embarcado nessa aventura comigo.

À professora Susanne, pela sua orientação, paciência e incentivo, que nos guiou até aqui com muita competência.

Por último, mas não menos importante, agradeço a mim por ter chegado até aqui.

Paola Pescara

Resumo do Projeto de Final de Curso apresentado à Escola de Química como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Química.

ANÁLISE DE PERFIL DE EMISSÃO DE METANO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES PARA DEFINIÇÃO DO FATOR DE EMISSÃO DO SETOR NA CIDADE DO RIO DE JANEIRO E DO BRASIL

Andressa Maia dos Santos da Silva

Paola Pescara

Dezembro, 2022

Orientadora: Prof. Bettina Susanne Hoffmann, D.Sc.

A realização de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é beneficiada pela existência de inúmeras bases de dados consolidadas com inventários de processos de produção. As bibliotecas disponíveis possuem dados de processos produtivos em cenários europeus e/ou norte-americanos, não havendo uma base de dados consolidada e sistematizada com as informações coletadas sobre os processos produtivos no cenário nacional, de forma a embasar a condução da ACV de produtos e/ou serviços, como o tratamento de efluentes. Diante desse fato, este trabalho visa avaliar a coerência tecnológica dos processos de tratamento de efluentes da baseecoinvent para estudos de ACV no contexto regional do Brasil e do município do Rio de Janeiro, com foco na emissão de metano (CH_4). Como resultado, foi encontrado um fator de emissão de $0,0375499 \text{ kg CH}_4/\text{m}^3$ efluente tratado para o total Brasil e $0,0674930 \text{ kg CH}_4/\text{m}^3$ efluente tratado para o município do Rio de Janeiro – sendo o primeiro 75 vezes maior que o fator proposto pela baseecoinvent (2021) e o segundo 134 vezes maior. Assim, a utilização do fator da base em inventário de emissão de CH_4 em ACVs não é ideal, uma vez que não reflete a realidade presente nas ETEs brasileiras.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVO	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1. Caracterização do Esgoto Doméstico	4
3.1.1. A Composição do Esgoto Doméstico	4
3.1.2. A Demanda Biológica de Oxigênio (DBO).....	6
3.1.3. O Carbono Orgânico Total (COT)	8
3.2. Tecnologias de Tratamento de Esgoto Doméstico	9
3.2.1. Etapas Gerais de Tratamento	9
3.2.2. Tecnologias de Tratamento Secundário.....	11
3.2.2.1. Tratamento Anaeróbio	12
3.2.2.1.1. Tanques Sépticos	14
3.2.2.1.2. Lagoas Anaeróbias.....	15
3.2.2.1.3. Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente (UASB)	16
3.2.2.2. Tratamento Aeróbio	17
3.2.2.2.1. Filtros Biológicos.....	18
3.2.2.2.2. Lagoas de Estabilização	19
3.2.2.2.2.1. Lagoas Aeróbias.....	20
3.2.2.2.2.2. Lagoas Facultativas.....	21
3.2.2.2.2.3. Lagoas Aeradas.....	22
3.2.2.2.2.4. Lagoas de Maturação	23
3.2.2.2.3. Lodos Ativados	23
3.2.2.3. Emissões Gerais das ETEs	24
3.3. Análise de Ciclo de Vida.....	26
3.3.1. Definição	26

3.3.2. Base de Dados ecoinvent	27
4. DADOS PARA O ESTUDO DE CASO.....	28
4.1. Caracterização do Esgotamento Sanitário do Brasil	28
4.1.1. Visão Geral do Esgotamento Sanitário do Brasil	28
4.1.2. Caracterização das Estações de Tratamento do Brasil.....	30
4.2. Caracterização do Esgotamento Sanitário da Cidade do Rio de Janeiro	32
4.2.1. Visão Geral do Esgotamento Sanitário da Cidade do Rio de Janeiro .	32
4.2.2. Caracterização das Estações de Tratamento da Cidade do Rio de Janeiro	33
5. METODOLOGIA	38
5.1. Premissas.....	38
5.2. Determinação da Vazão Volumétrica de Lançamento por ETE.....	39
5.3. Estimativa das Emissões de Metano.....	39
5.3.1. Emissão de Metano Reais	39
5.3.2. Emissões de Metano pela Base ecoinvent.....	42
5.3.3. Razão Comparativa de Emissões	44
5.3.4. Proposta de Fator de Emissão de Metano	44
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
6.1. Resultados das Emissões de Metano no Brasil.....	44
6.2. Resultados das Emissões de Metano na Cidade do Rio de Janeiro	48
7. CONCLUSÃO	50
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Painel de informações sobre Esgotamento Sanitário no Brasil (SNIS, 2020).	29
Figura 2 – Distribuição da carga de esgotos gerada e situação da população em relação ao esgoto no Brasil (ANA, 2017).	30
Figura 3 – Localização geográfica das ETEs do município do Rio de Janeiro e suas respectivas faixas de remoção de DBO (ANA, 2013).	34
Figura 4 – Estação de Tratamento Pavuna (CEDAE, [s.d.]).	36

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Faixas de remoção de DBO dos Principais Processos de Tratamento no Brasil (ANA, 2017).....	31
Tabela 2 – Indicadores de Esgotamento no Brasil (SNIS, 2020)	33
Tabela 3 – Relação da EPC e ETEs do município do Rio de Janeiro (ANA, 2013)	35
Tabela 4 – Relação do MCF por tecnologia de tratamento secundário (IPCC, 2006)	41
Tabela 5 – Emissões de metano por volume de efluente tratado no Brasil, com base nos dados da ANA (2013) e da base ecoinvent (2021)	47
Tabela 6 – Emissões de metano por volume de efluente tratado no município do Rio de Janeiro, com base nos dados da ANA (2013) e da base ecoinvent (2021)	49

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1 – Composição dos esgotos domésticos. Adaptado de Nuvolari (2011)	5
Quadro 2 – Níveis de tratamento de efluentes. Adaptado de von Sperling et al. (2005).....	10

1. INTRODUÇÃO

Dentro da temática ambiental, três grandes desafios se destacam: mudanças climáticas, extinção de espécies, degradação e esgotamento dos recursos hídricos (METZGER, 2007). O sexto Relatório de Avaliação sobre Mudanças Climáticas Globais do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) da ONU divulgado em 2022, aponta que as atividades humanas são as principais contribuintes para o crescimento do aquecimento global e, conseqüentemente, para eventos climáticos extremos (IPCC, 2022).

À medida que os efeitos da mudança climática global se tornam mais evidentes, as nações estão concentrando esforços na necessidade de reduzir significativamente as emissões de dióxido de carbono (CO₂). O metano (CH₄) é a segunda fonte mais importante de aquecimento depois do CO₂. O CH₄ é emitido em grandes quantidades por diversos setores econômicos e possui alto potencial de retenção de calor em relação ao CO₂, principalmente nos primeiros anos após sua liberação para a atmosfera (CASSERES; SCHAEFFER, 2022).

Conforme a Agenda 2030 da ONU, o 13º Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) é o combate à mudança climática e seus impactos. Para reafirmar o comprometimento, o Brasil assinou o compromisso de reduzir 30% de suas emissões de gás metano até 2030 (em comparação com 2020), na 26ª Conferência das Nações Unidas sobre as Mudanças Climáticas (COP26), realizada na Escócia em 2021 (CASSERES; SCHAEFFER, 2022; GT AGENDA 2030, 2022).

Segundo o Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG), o setor de resíduos, responsável pelas emissões oriundas da disposição de resíduos sólidos e pelo tratamento de esgoto, foi responsável por 4% das emissões de gases de efeito estufa (GEE) brasileiras em 2021. Neste setor, o tratamento e disposição de efluentes líquidos foi responsável pela emissão de 24,95 MtCO₂, representando 26% das emissões do setor. Deste, 37% são advindos de efluentes coletados e tratados, 29% de efluentes não coletados, 15% de efluentes coletados e não tratados e 19% de soluções individuais (fossas sépticas) (SEEG, 2022).

Além da problemática ocasionada pelas emissões de GEE, a Organização Mundial da Saúde (OMS) afirmou em 2014 que, para cada dólar investido em água e saneamento, são economizados 4,3 dólares em custos de saúde no mundo – este valor é devolvido na forma de despesas médicas, maior educação e empregos, entre outros. Em 2017, este número foi atualizado para cinco dólares (NAÇÕES UNIDAS NO BRASIL, 2014, 2021).

Outro ODS presente na Agenda 2030 é “assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todas as pessoas”. Contudo, segundo o Relatório Luz, a promessa de o esgotamento sanitário chegar a 90% da população brasileira ainda está longe. Segundo levantamento do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, o País ainda possui 50,8% da população sem tratamento de esgoto e 55% sem sequer acesso à coleta (GT AGENDA 2030, 2022; SNIS, 2020),

Os autores von Sperling e Chernicharo (2005) citam a falta de adaptação de diretrizes e padrões mundiais para a realidade de países em desenvolvimento como um dos típicos problemas na configuração e implementação de padrões para descarte e tratamento de efluentes. Também citam como problemas: a ansiedade de países em desenvolvimento de atingirem padrões de países desenvolvidos rapidamente, levando ao uso de tecnologias inapropriadas e a um sistema insustentável; alguns padrões muito estritos ou excessivamente relaxados, levando a um não atingimento de metas ou custos financeiros excessivos; padrões de descarte não compatíveis com os padrões de qualidade da água distribuída; entre outros.

Com a questão ambiental em evidência, é atribuído às indústrias novos desafios para atender a demanda de um mercado consumidor com crescente interesse no impacto ambiental em que a produção de produtos e serviços pode ocasionar. Esse novo comportamento fomenta o desenvolvimento de abordagens e ferramentas de gestão a fim de viabilizar a avaliação das consequências ambientais de processos ou serviços. Tal atividade mostrou-se complexa em função da necessidade de estabelecer critérios de comparação e a criação de uma abordagem completa e universal. Assim, desenvolveu-se a ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

A ACV permite estimar os impactos ambientais em todas as fases do ciclo de vida do produto, diversas vezes incluindo impactos não considerados nas análises convencionais, como por exemplo, a extração de matérias-primas, equipamentos e veículos de transporte, descarte do produto final, entre outros (GIANNETTI et al., 2008). Ao incluir os impactos ao longo do ciclo de vida do produto, a Análise de Ciclo de Vida proporciona uma visão abrangente dos aspectos ambientais do produto ou processo e uma imagem mais precisa do balanço entre prós e contras do produto e da seleção de processos.

Resumidamente, um estudo de ACV é composto de quatro etapas, sendo estas constantemente reavaliadas durante a realização do estudo: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impactos e interpretação de resultados (WILLERS; RODRIGUES; DA SILVA, 2013).

A realização de estudos de ACV é beneficiada pela existência de inúmeras bases de dados consolidadas com inventários de processos de produção, bem como de diversos softwares, que realizam a compilação dos dados e o cálculo dos indicadores de impacto ambiental de acordo com as metodologias de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) disponíveis. Em regiões como a Europa e os Estados Unidos, o uso de ACV se mostra consolidado, o que pode ser comprovado pela quantidade de normas complementares, bases de dados, softwares e certificações existentes. No Brasil, somente a partir de 2000 iniciou-se gradativamente a publicação de estudos de ACV realizados em universidades e institutos de pesquisa (CASTRO et al., 2015).

Apesar dos estudos realizados e dados disponíveis, não há uma base de dados consolidada e sistematizada com as informações coletadas sobre os processos produtivos no cenário nacional, de forma a embasar a condução da ACV de produtos e/ou serviços, como o tratamento de efluentes. Diante desse fato, se faz necessário avaliar a viabilidade técnica de bases de dados internacionais consolidadas, como a ecoinvent, realizando-se as devidas modificações devido às diferenças usualmente existentes entre os processos de tratamento de efluentes bem como a característica deste efluente tratado. Assim, o objetivo deste trabalho é avaliar os dados existentes na base de dados

ecoinvent e adaptar os dados internacionais de inventário de ciclo de vida, considerando-se as particularidades do contexto brasileiro nesta adaptação.

2. OBJETIVO

Este trabalho visa avaliar a coerência tecnológica dos processos de tratamento de efluentes da base ecoinvent para estudos de Avaliação de Ciclo de Vida no contexto regional do Brasil com foco na emissão de metano.

A pesquisa tem como objetivos específicos:

- a) identificar o perfil de tratamento do esgoto sanitário no Brasil, definindo as tecnologias aplicadas e quantificando os fluxos destinados a cada tecnologia;
- b) detalhar o perfil de tratamento numa grande metrópole, para gerar dados que correspondam com a média regional de emissões do setor de tratamento de efluentes domésticos, utilizando como estudo de caso a cidade do Rio de Janeiro;
- b) quantificar as emissões de metano nos diferentes cenários de saneamento doméstico no Brasil e na cidade do Rio de Janeiro;
- c) comparar os dados de emissões de metano identificados com os dados da base ecoinvent e avaliar a viabilidade da aplicação da base de dados para caracterizar o tratamento de efluentes no contexto regional do Brasil.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Caracterização do Esgoto Doméstico

3.1.1. A Composição do Esgoto Doméstico

Os esgotos são compostos por elementos físicos, químicos e biológicos. Sem a presença de esgoto industrial, a composição do esgoto doméstico ou sanitário é razoavelmente constante (OLIVEIRA et al., 2019). Aproximadamente,

o esgoto doméstico é composto por 99,9% de água, enquanto apenas 0,1% inclui compostos orgânicos e inorgânicos, sólidos suspensos e dissolvidos, além de micro-organismos (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005). Em esgotos industriais, além da presença da matéria orgânica, tal efluente pode conter substâncias químicas tóxicas ao ser humano e a outros organismos.

No quadro 1, verifica-se a composição dos esgotos domésticos e sua origem (NUVOLARI, 2011).

Tipo de substâncias	Origem	Observações
Sabões	Lavagem de louças e roupas	
Detergentes (biodegradáveis ou não)	Lavagem de louças e roupas	A maioria dos detergentes contém o nutriente fósforo na forma de polifosfato
Cloreto de sódio	Cozinha e urina humana	Cada ser humano elimina pela urina de 7 a 15 gramas por dia
Fosfatos	Detergentes e urina humana	Cada ser humano elimina, em média, pela urina 1,5 gramas por dia
Sulfatos	Urina humana	
Carbonatos	Urina humana	
Ureia, amoníaco e ácido úrico	Urina humana	Cada ser humano elimina de 14 a 42 gramas de ureia por dia
Gorduras	Cozinha e fezes humanas	
Substâncias córneas, ligamentos da carne e fibras vegetais não digeridas	Fezes humana	Vão se constituir na matéria orgânica em decomposição encontrada nos esgotos
Porções de amido (glicogênio, glicose) e de proteínas (aminoácidos, albumina)	Fezes humana	Vão se constituir na matéria orgânica em decomposição encontrada nos esgotos

Quadro 1 – Composição dos esgotos domésticos. Adaptado de Nuvolari (2011).

O tratamento de esgoto tem como objetivo estabilizar a matéria orgânica de um determinado efluente. Com isso, o tratamento busca transformar a matéria orgânica em inorgânica (mineralização e consequente redução da demanda

bioquímica de oxigênio – DBO) e a remoção de microrganismos patogênicos (PIMENTA et al., 2002).

3.1.2. A Demanda Biológica de Oxigênio (DBO)

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), também conhecido como Demanda Biológica de Oxigênio, é definida como a quantidade de oxigênio consumida por microrganismos presentes em determinada amostra de um efluente como, por exemplo, o esgoto doméstico e o industrial. É o indicador mais utilizado para medição do nível de poluição das águas uma vez que microrganismos (bactérias aeróbias, por exemplo) realizam a decomposição da matéria orgânica por meio de processos oxidativos, sobretudo pela respiração. Novos componentes são formados a partir dos compostos orgânicos juntamente com o gás oxigênio através da catalisação de reações de oxidação realizados por esses microrganismos (FUSATI, 2021).

A ciclagem dos nutrientes é um processo natural e importante em qualquer ecossistema. Mesmo aqueles sistemas que não são acometidos pela poluição também irão apresentar compostos orgânicos que auxiliam na nutrição dos microrganismos ali presentes (SUPERBAC, 2019).

Nesta circunstância, a geração dos compostos orgânicos é reduzida e depende do metabolismo natural dos animais ou da morte dos organismos. Por consequência, a DBO também é baixa, enquanto a concentração de oxigênio permanece elevada pela atividade fotossintética e pela aeração da água, preservando o equilíbrio local (SUPERBAC, 2019).

A redução da taxa de oxigênio dissolvido no meio aquático é um indicativo da atividade bacteriana decompondo matéria orgânica. Dessa forma, águas que apresentam alta DBO são consideradas poluídas, uma vez que esta quantidade de oxigênio é utilizada na decomposição de compostos orgânicos, levando a exaustão do local. Quando observado grande demanda de oxigênio, tais ambientes estudados apresentam mortalidade de peixes e demais organismos aquáticos, caracterizando um desequilíbrio ambiental (FUSATI, 2021).

A DBO é um parâmetro importante para dimensionamento das Estações de Tratamento de Efluentes (ETE) e indica sua eficiência. Isso ocorre pois, ao

se comparar a DBO do esgoto bruto e do efluente final é possível analisar se a matéria orgânica está sendo consumida e se o descarte não causará nenhum desequilíbrio ambiental. Assim, as ETEs devem atuar para remoção da carga orgânica e, conseqüentemente a DBO (FUSATI, 2021).

A medição da DBO ocorre em um ambiente com temperatura controlada e por um período de incubação pré-estabelecido. A DBO mais conhecida e utilizada é a $DBO_{5,20}$, cujos índices estão relacionados ao período de incubação (5 dias) e à temperatura (20°C) (CETESB, 2018).

Para o cálculo da DBO, é realizado um teste padrão por um período de incubação e a uma temperatura estabelecidos previamente. O teste realizado tem como objetivo expressar em laboratório o fenômeno que ocorre no corpo da água. Dessa forma, uma amostra é coletada em duplicata, sendo uma das amostras utilizada para a medição de oxigênio logo após a coleta e a amostra restante terá o oxigênio medido após 5 dias, período em que a amostra fica na incubadora. A diferença de concentração de oxigênio das amostras representa o oxigênio consumido para oxidar a matéria orgânica via respiração dos microrganismos (VALENTE; PADILHA; SILVA, 1997).

É importante salientar que tal indicador é estimativo uma vez que condições como turbulência das águas, aeração e insolação não são consideradas. Quando a água detém quantidade expressiva de matéria orgânica e microrganismos, é necessário realizar a diluição da amostra e introduzir nutrientes. Para efluentes industriais, que não possuem oxigênio e microrganismos suficientes, é necessário além da diluição e introdução de nutrientes, adicionar uma porção de esgoto com microrganismos e DBO conhecido para corrigir o resultado final (VALENTE; PADILHA; SILVA, 1997).

Para o esgoto doméstico, 70% a 80% da matéria orgânica é consumida no período de 5 dias a 20°C ($DBO_{5,20}$). Após tal período, inicia-se a demanda nitrogenada, em que durante 20 dias, aproximadamente, são consumidos 100% da matéria orgânica. Segundo a Resolução CONAMA nº. 430 de 13/05/2011, para o lançamento de efluentes em corpos hídricos, a $DBO_{5,20}$ deverá conter no máximo 120 mg/L, sendo que tal limite poderá ser ultrapassado somente no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60%

de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor (VALENTE; PADILHA; SILVA, 1997).

3.1.3. O Carbono Orgânico Total (COT)

O carbono orgânico total (COT) é uma medida quantitativa do teor de carbono da matéria orgânica dissolvida e não dissolvida presente na água e, portanto, possui função relevante na avaliação da eficiência do processo de tratamento de efluentes e da caracterização de corpos hídricos (PEREIRA, 2016).

O teor de matéria orgânica nos corpos hídricos é um importante indicador de poluição, pois o mesmo envolve o consumo do oxigênio dissolvido pelos microrganismos em seus processos metabólicos, o que tende a restringir outras espécies aquáticas, ocasiona maus odores, dentre outras consequências negativas (ARNESEN et al., 2019).

O carbono orgânico total (COT) avalia a qualidade da água e do solo, considerando a quantidade de carbono orgânico existente na amostra. O método mensura o CO₂ produzido durante a oxidação da matéria orgânica por combustão catalítica a 680 °C, mensurado por um detector de infravermelho não dispersível (NDIR) (ARNESEN et al., 2019). O teste também pode ser realizado em uma solução indicadora de pH, e a cor é, então, determinada via fotometria. O COT pode variar de acordo com o tipo de água a ser analisada, temperatura, pH, salinidade, entre outros (HODZIC, 2011).

Diversos estudos propõem a substituição dos parâmetros DBO e DQO pelo COT para monitoramento da matéria orgânica em águas e esgotos sanitários, devido a necessidade de muitas horas de trabalho para a determinação do primeiro, que requer um ensaio preliminar de DQO para determinação da diluição, e da utilização de produtos químicos controlados para a execução do segundo (ARNESEN et al., 2019)

Hodzic (2011) sugere o uso do método para quantificar os poluentes orgânicos em amostras de água de uma planta de tratamento de esgoto. Como a água pode conter carbono inorgânico nas formas de gás carbônico dissolvido,

carbonato e bicarbonato, Hodzic (2011) propõe a remoção dos mesmos, com adição de ácido e agitação previamente ao teste.

Segundo Arnesen et al. (2019), para a Sabesp (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), o curso d'água é considerado despoluído quando a DBO fica abaixo de 30 mg/L, e é seu papel mapear, fiscalizar e manter redes coletoras, evitando o despejo de esgoto em córregos e rios. O estudo mostrou que o COT é viável de substituir a DBO e a DQO tanto tecnicamente quanto economicamente.

3.2. Tecnologias de Tratamento de Esgoto Doméstico

3.2.1. Etapas Gerais de Tratamento

Após sua coleta, o esgoto deve ser direcionado para o tratamento a fim de que este obtenha características que permitam o seu lançamento em corpos hídricos. Os requisitos para atendimento aos padrões de qualidade dos corpos receptores e fontes de abastecimento são restritivos, o que decorre da sensibilidade dos ecossistemas aquáticos e da necessidade de preservação dos diferentes usos da água. Como resultado, é necessário reduzir significativamente a carga de orgânicos biodegradáveis e sólidos em suspensão, macronutrientes como nitrogênio e fósforo, eliminar ou desativar vários grupos de organismos patogênicos e controlar as concentrações de muitos elementos químicos que possuem propriedades tóxicas para a saúde humana e o ecossistema aquático (SANTOS; BASTOS; AISSE, 2006). Em linhas gerais, o tratamento consiste na remoção de sólidos grosseiros e suspensos, da matéria orgânica dissolvida, dos nutrientes e dos agentes patogênicos, através de processos físicos, físico-químicos e biológicos (OLIVEIRA, 2014).

Através do tratamento, é possível remover os poluentes dos esgotos, os quais podem causar uma deterioração da qualidade da água e a possibilidade de transmissão de doenças. A remoção de tais poluentes está associada ao nível de tratamento, que pode ser classificado como preliminar, primário, secundário e terciário, e à eficiência do mesmo (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

Nível	Remoção
--------------	----------------

Preliminar	<ul style="list-style-type: none"> Sólidos suspensos grosseiros (material sólido mais largo e areia)
Primário	<ul style="list-style-type: none"> Sólidos suspensos sedimentáveis DBO particulado/suspensão (associado ao componente de matéria orgânica dos sólidos suspensos sedimentáveis)
Secundário	<ul style="list-style-type: none"> DBO particulado/suspensão (associado à matéria orgânica particulada presente no esgoto bruto, ou à matéria orgânica particulada não sedimentável, não removida na possibilidade de existência de tratamento primário) DBO solúvel (associado à matéria orgânica na forma de sólidos dissolvidos)
Terciário	<ul style="list-style-type: none"> Nutrientes Organismos patógenos Compostos não biodegradáveis Metais Sólidos dissolvidos inorgânicos Sólidos suspensos remanescentes

Nota: dependendo do processo de tratamento adotado, a remoção de nutrientes (por processos biológicos) e patógenos pode ser considerada uma parte integral do tratamento secundário.

Quadro 2 – Níveis de tratamento de efluentes. Adaptado de von Sperling e Chernicharo (2005).

O tratamento preliminar precisa estar presente em todas as estações de tratamento de esgotos (ETE). Já a presença das unidades de tratamento primário é opcional nas estações. Primeiramente, ocorre a remoção dos sólidos grosseiros, feita por meio de grades, que podem ser grossas, médias e finas, dependendo do espaçamento entre as barras. A limpeza das grades pode ser realizada manualmente ou de forma mecanizada. Posteriormente, ocorre a remoção de areia através de caixas de areia manuais ou mecanizadas. O processo de remoção da areia consiste num tanque de sedimentação: a areia, devido a sua maior densidade, migra para o fundo do tanque (BRASIL; MINISTÉRIO DAS CIDADES; SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2008).

Segundo a Rede de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental, no tratamento primário o efluente flui lentamente,

permitindo assim que os sólidos em suspensão, que possuem uma densidade maior que a do líquido, se sedimentam gradualmente no fundo. Já os óleos e graxas, que possuem uma densidade menor que do líquido, se estabelecem na superfície dos decantadores, sendo então coletados e removidos para posterior tratamento (BRASIL; MINISTÉRIO DAS CIDADES; SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2008).

A remoção de DBO em suspensão, DBO solúvel e nutrientes ocorre no tratamento secundário. O processo tem como foco acelerar mecanismos de degradação que ocorrem de forma natural nos corpos receptores. Nesta etapa, ocorre a inclusão de uma etapa biológica, em que a remoção da matéria orgânica é efetuada por reações bioquímicas desempenhadas por microrganismos (OLIVEIRA, 2014).

Por fim, no tratamento terciário ocorre a remoção de poluentes específicos como nutrientes, patogênicos, compostos não biodegradáveis, metais pesados, sólidos inorgânicos dissolvidos e sólidos em suspensão remanescentes, que não foram removidos no tratamento secundário (OLIVEIRA, 2014).

Este texto concentra seu foco nos principais tratamentos biológicos secundários de efluentes, que serão detalhados nos tópicos a seguir, uma vez estes são responsáveis pela etapa de metanogênese, formando o metano que será liberado para a atmosfera (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

3.2.2. Tecnologias de Tratamento Secundário

Segundo descrito por von Sperling e Chernicharo (2005) o principal objetivo do tratamento secundário é a remoção da matéria orgânica, que pode estar presente no esgoto na forma dissolvida ou em suspensão, além de, em alguns casos, nutrientes como nitrogênio e fósforo. Os processos de tratamento secundários aceleram os mecanismos de decomposição que ocorrem naturalmente nos corpos receptores, em condições controladas e menor área e tempo, através da inclusão de uma etapa de reações bioquímicas, desencadeadas por microrganismos.

Após os estágios primário e secundário, a eliminação da DBO deve ser de 90%. É uma etapa de remoção biológica de poluentes, e sua eficiência

possibilita a produção de águas residuais de acordo com o padrão de descarte estipulado na legislação ambiental (SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO, 2006),

O tratamento biológico é a forma mais eficaz para remover matéria orgânica dos esgotos, conforme descrito pelo SAAE – Serviço Autônomo de Água e Esgoto (2006). O esgoto contém grande variedade de bactérias e protozoários para composição das culturas microbianas mistas que processam os poluentes orgânicos. Tal processo necessita, principalmente, do controle da vazão, de recirculação dos microrganismos decantados, do fornecimento de oxigênio e outros fatores. O crescimento das culturas está diretamente relacionado às condições de temperatura, da disponibilidade de nutrientes, do fornecimento de oxigênio, do pH, da presença de elementos tóxicos e a insolação.

Os tratamentos de esgoto doméstico podem ser classificados como aeróbios e anaeróbios, e dentre as tecnologias atualmente utilizadas em países em desenvolvimento, destacam-se filtros biológicos, tanques sépticos, lagoas de estabilização, lodos ativados (e suas variações), e reatores anaeróbios (UASB) (ANA, 2013; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

A degradação de efluentes é um processo que leva vários dias, iniciando com uma alta DBO que diminui e atinge seu valor mínimo quando a estabilização é concluída. A determinação da DBO é importante para indicar a concentração de matéria orgânica biodegradável, para determinar o grau de poluição causada pelo esgoto e a quantidade de oxigênio necessária no caso do tratamento aeróbio (SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO, 2006).

3.2.2.1. Tratamento Anaeróbio

A digestão anaeróbia é realizada por bactérias metanogênicas e acidogênicas que se envolvem em um processo complexo na ausência de oxigênio. Esses dois grupos interagem de tal forma que seus produtos metabólicos se tornam os substratos para a próxima etapa. Isso ocorre de forma sequencial através do metabolismo geral dos microrganismos envolvidos, com as bactérias metanogênicas sendo responsáveis pela formação de uma mistura

gasosa, principalmente formada por metano e dióxido de carbono, enquanto as acidogênicas são responsáveis pela hidrólise e formação de ácidos (CHERNICHARO, 1997).

Outros grupos bacterianos também estão relacionados à formação de metano, pois esta é dependente da transformação da matéria orgânica complexa em substratos mais simples por esses grupos, produzindo, assim, as condições necessárias para a atividade metanogênica (IGLESIA, 2004).

Uma vez que o tratamento biológico anaeróbico converte parte da matéria orgânica em metano e gás carbônico, recomenda-se a utilização de queimadores de gases, já que o gás metano contribui 28 vezes mais que o gás carbônico para o aquecimento global (BRASIL; MINISTÉRIO DA CIÊNCIA TECNOLOGIA E INOVAÇÃO, 2016).

Os processos anaeróbios, por permitirem elevada eficiência na remoção da carga orgânica e redução nos custos de operação de uma planta de tratamento de efluentes, quando utilizados em conjunto com sistemas aeróbios (CHAN et al., 2009), passaram a ser explorados como uma alternativa ao tratamento biológico de despejos líquidos em geral, impulsionados por dois fatores, as pressões exercidas por leis ambientais mais rígidas e a elevação dos custos energéticos nas estações de tratamento (MONNET, 2003).

Em comparação com sistemas aeróbios, os anaeróbios não necessitam de energia para aeração, estando o baixo consumo normalmente interligado a uma elevatória da carga (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005); necessitam de baixa concentração de nutrientes, apresentam potencial para geração de energia a partir da formação do metano e geram menores quantidades de lodo (BEUX, 2005; CHAN et al., 2009; DE SOUZA, 1984; JOSÉ DALTRO FILHO, 1992; MCCARTY, 1964), pois a taxa de crescimento dos microrganismos anaeróbios é baixa (ALVES; VIEIRA, 1998), proporcionando uma economia significativa no manejo e destino final dos resíduos (FORESTI et al., 1999). No entanto, os sistemas anaeróbios são mais sensíveis às mudanças de temperatura e taxa de carga (FORESTI et al., 1999; MITTAL, 2006), susceptíveis à inibição por um grande número de compostos (CHERNICHARO, 2007) e possíveis geradores de odores ofensivos (CHAN et al., 2009; TRUPPEL, 2002)

e emissores de gases de efeito estufa (GEE) (BRASIL; MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA, 2004), sendo potenciais geradores de metano em maior quantidade que sistemas aeróbios (IPCC, 2006).

Dentre as tecnologias mais difundidas destacam-se tanques sépticos, lagoas anaeróbias e reatores anaeróbios.

3.2.2.1.1. Tanques Sépticos

Os tanques sépticos, também conhecidos como decanto-digestores (NUVOLARI, 2011), são definidos como tanques impermeáveis projetados para receber toda contribuição de esgoto doméstico de um determinado empreendimento (residência ou condomínio isolado, por exemplo). Dentro desses tanques, toda matéria orgânica deverá ser degradada e convertida em lodo através de processos de sedimentação, flotação e digestão.

Conforme a NBR 7229, os tanques sépticos são indicados para áreas desprovidas de rede pública coletora de esgotos, como alternativa de tratamento de esgotos em áreas providas de rede coletora local ou quando há utilização de redes coletoras com diâmetro e/ou declividades reduzido (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT), 1993).

Em relação ao mecanismo envolvido nas fossas sépticas, inicialmente ocorre o processo de decantação, no qual a parte sólida se deposita no fundo para sofrer decomposição por bactérias anaeróbias. O tanque conta com uma válvula de escape, um meio para que os gases que serão produzidos pelas bactérias durante o processo de fermentação possam evaporar (ANDREOLI, 2009).

Posteriormente, o líquido presente na fossa séptica irá passar por um processo de filtração e em seguida será depositado em outro tanque. Este tanque, por sua vez, é conhecido como sumidouro, um sistema que vai escoar o material da fossa séptica através de uma caixa ou cilindro sem fundo (ANDREOLI, 2009).

Os processos físicos e biológicos que ocorrem dentro das câmaras da fossa séptica provocam a degradação da matéria orgânica, liberando durante a

reação nitritos, nitratos, carbonatos, sulfetos, sulfatos e fosfatos, que são depositados no fundo destas câmaras. Os líquidos e materiais graxos, por serem menos densos, formam o material sobrenadante, acima do efluente líquido. Ocorre ainda a formação de gases, principalmente de metano e de gás carbônico, que são variáveis que devem ser consideradas antes deste tipo de reator (MACINTYRE, 2010).

Em relação à eficiência do processo de degradação da matéria orgânica, a remoção dos parâmetros DBO e DQO e do parâmetro sólidos, situando-se na faixa de 40 a 70% e de 50 a 80%, respectivamente. Tais resultados, no entanto, dependem das características do efluente, do projeto da fossa séptica em si e da manutenção do sistema de tratamento (ANDREOLI, 2009).

3.2.2.1.2. Lagoas Anaeróbias

As lagoas anaeróbias são necessárias em condições estritamente anaeróbias na qual há um lançamento de uma grande carga de DBO por unidade de volume da lagoa ocasionando assim uma taxa de consumo de oxigênio muito superior à taxa de produção. No balanço de oxigênio, a produção via fotossíntese e a reaeração atmosférica se tornam desprezíveis (ORTIZ, 2013).

Sendo assim, as lagoas anaeróbias são utilizadas no tratamento de esgotos domésticos e industriais predominantemente orgânicos com alto teor de DBO (ORTIZ, 2013).

Usualmente, as lagoas são profundas, com variações de 3 metros a 5 metros. A eficiência de remoção da DBO está em torno de 50% a 70%. É importante salientar que a DBO efluente é ainda elevada, necessitando assim de uma unidade posterior de tratamento (ORTIZ, 2013).

O mecanismo da conversão anaeróbia ocorre em duas etapas, liquefação e formação de ácidos através das bactérias acidogênicas e formação de metano através das bactérias metanogênicas. Na primeira etapa não ocorre remoção de DBO, apenas a conversão da matéria orgânica em moléculas mais simples e, posteriormente, ácidos. Na segunda fase, a matéria orgânica é efetivamente convertida a metano, gás carbônico e água, ocorrendo assim a remoção da DBO (ORTIZ, 2013).

As bactérias metanogênicas são extremamente sensíveis às condições ambientais e caso a taxa de reprodução reduza haverá acúmulo dos ácidos formados na primeira etapa ocasionando a interrupção da remoção da DBO e maior geração de maus odores. Desse modo, é fundamental o equilíbrio entre as comunidades de bactérias (ORTIZ, 2013).

Em relação às características gerais, as lagoas necessitam de uma profundidade significativa, em torno de 4 a 5 metros, reduzindo a possibilidade de penetração do oxigênio produzido na superfície. O tempo de detenção hidráulica está em torno de 3 a 6 dias e a taxa de aplicação volumétrica comumente adotada varia entre 0,1 a 0,3 kg DBO/m³ (ORTIZ, 2013).

3.2.2.1.3. Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente (UASB)

O Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA ou UASB) é uma tecnologia de tratamento biológico de esgotos baseada na decomposição anaeróbia da matéria orgânica. Normalmente, o reator UASB é utilizado em processos primários para a estabilização da matéria orgânica inicial. É utilizado tanto em Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário quanto em Estação de Tratamento de Efluentes Industriais (VERSIANI, 2005).

Em relação ao mecanismo, os efluentes líquidos são direcionados por gravidade e passam por um sistema de retenção dos sólidos grosseiros. Posteriormente, são dirigidos para o equalizador ou a elevatória. No tanque equalizador pode ser realizada a correção do pH, caso necessário. Majoritariamente, são adicionados nutrientes como ferro e nitrogênio para, em seguida, o líquido ser bombeado para o reator (BÁREA, 2006).

No reator anaeróbio, o efluente é introduzido pela parte inferior em fluxo ascendente, percorrendo um leito de lodo denso e de elevada atividade. O perfil de sólidos no reator possui grande variação. Desde muito denso e com partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação, localizadas próximas ao fundo (leito de lodo) até um lodo mais disperso e leve, próximo ao topo do reator (manta de lodo) (VERSIANI, 2005).

A estabilização da matéria orgânica ocorre em todas as regiões do reator (leito e manta de lodo). A mistura do sistema é realizada pelo fluxo ascensional de líquido e das bolhas de gás. O efluente industrial e ou sanitário deixará o reator pela parte sobrenadante de um decantador interno, localizado na parte superior do reator (VERSIANI, 2005).

Abaixo do decantador, se faz necessário um dispositivo de separação de gases e sólidos, a fim de evitar que o fluxo ascendente dos gases metano, carbônico e sulfídrico, que se formam nos processos de estabilização, carregue as partículas que se desgarram da manta de lodo, permitindo que estas retornem à câmara de digestão, ao invés de serem arrastados para fora do sistema (VERSIANI, 2005).

O princípio fundamental do processo de tratamento é a formação de uma biomassa com alta atividade microbiológica. Isso permite alto rendimento nos processos de estabilização, considerando os limites para as reações anaeróbias, e um tempo de detenção hidráulica relativamente curto. Assim o líquido é dirigido para o tratamento complementar. Aqui ocorre a continuação dos processos e oxidação da matéria orgânica presente nestes líquidos, em muitos casos o processo de lodo ativado com remoção de nutrientes (VERSIANI, 2005).

O reator UASB muitas vezes deve receber o excesso de lodo do sistema de pós tratamento em muitas vezes um sistema de lodo ativado. Esse lodo gerado e armazenado no reator UASB deve ser retirado do fundo do tanque de forma equilibrada para não comprometer a flora bacteriana para um sistema de desidratação (VERSIANI, 2005).

3.2.2.2. Tratamento Aeróbio

A fermentação aeróbia difere da anaeróbia em termos de tempo de processamento e dos produtos obtidos. Na presença de oxigênio livre (dissolvido), as bactérias aeróbias promovem a decomposição. Em condições naturais, a oxidação aeróbia requer três vezes menos tempo do que a anaeróbia. No processo aeróbio, a matéria orgânica sofre uma oxidação total, formando dióxido de carbono, água, nitratos e sulfatos – substâncias inofensivas e úteis

para os vegetais (IGLESIA, 2004; SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO, 2006).

Segundo Iglesia (2004), no processo aeróbio, entre 50 e 60% da matéria orgânica biodegradável presente no efluente é convertida em biomassa microbiana, que forma o lodo excedente, enquanto no anaeróbio apenas de 5 a 15% da matéria orgânica é transformada em lodo. Assim, no tratamento aeróbio, o lodo excedente é formado em maior quantidade, menos concentrado e com piores características de desidratação, tendo a sua disposição final mais dificultada em relação ao do tratamento anaeróbio.

Os principais tratamentos aeróbios utilizados são os filtros biológicos, lagoas de estabilização e sistemas de lodos ativados (ANA, 2013; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

3.2.2.2.1. Filtros Biológicos

Os filtros biológicos consistem em uma camada de material grosso, chamado meio de suporte, como pedras, cascalhos, materiais plásticos, entre outros, sobre a qual o efluente é depositado na forma de gotas ou jato. Após a aplicação, o efluente escoar em direção aos drenos no fundo, de forma a permitir o crescimento de bactérias na superfície do meio de suporte, formando um biofilme. Com a passagem do efluente, o contato entre os microrganismos e a matéria orgânica é estimulado (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

Ao contrário do que o nome sugere, os filtros biológicos não possuem como principal função a filtração. São um tratamento do tipo aeróbio, pois há circulação de ar entre os espaços vazios entre as unidades do meio de suporte, oferecendo o oxigênio para a respiração dos microrganismos com uso da ventilação natural. Em geral, o esgoto é despejado sobre o meio através de distribuidores rotativos, movidos pela força da corrente do fluido, que escoar rapidamente pelo meio. Contudo, o filme microbiano absorve a matéria orgânica, que permanece aderida por tempo suficiente até a sua estabilização (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

O equipamento é mais usado na forma circular, podendo ter diversos diâmetros distintos. O diâmetro do material do meio está na ordem de

centímetros, o que proporciona um espaço largo o suficiente entre as partículas para que uma filtração não seja eficiente, sendo a função do meio apenas suportar a formação do biofilme (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

Com o crescimento de biomassa na superfície das partículas, os espaços vazios tendem a reduzir, aumentando a velocidade com que o efluente passa pelos poros. Quando a biomassa atinge certo nível, a alta velocidade de escoamento causa uma tensão de cisalhamento que rompe parte da matéria aderida à superfície, sendo uma forma natural do controle da população microbiana no meio. A biomassa que foi rompida da superfície se torna um lodo biológico que deve ser removido por um outro tanque de sedimentação a fim de reduzir o nível de sólidos suspensos no efluente final (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

De acordo com von Sperling e Chernicharo (2005), a tecnologia de filtros biológicos é comumente utilizada no pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores UASB, com os reatores anaeróbios substituindo os tanques de sedimentação primários. Após o tratamento nos filtros biológicos, caso o excesso de lodo da etapa aeróbia não seja estabilizado, é alimentado novamente ao reator.

3.2.2.2. Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento biológico cujos processos e operações são altamente dependentes das condições ambientais, como temperatura, velocidade do vento e intensidade da luz, que variam amplamente, e cada combinação desses parâmetros pode ser única em um determinado local (AL-HASHIMI; HUSSAIN, 2013).

Lagoas são bacias grandes e rasas cercadas por terraplenagem onde o esgoto é tratado usando processos totalmente naturais envolvendo algas e bactérias. A atividade de microrganismos autotróficos, fototróficos e heterotróficos é utilizada para remover poluentes de águas residuais (HAMZA; IORHEMEN; TAY, 2016).

São muitas as vantagens da utilização desse tipo de tratamento biológico, como facilidade de construção e uso, baixo consumo de energia, menor

manutenção dos equipamentos e melhor espessamento do lodo (AL-HASHIMI; HUSSAIN, 2013). Além disso, têm baixo custo de capital, operação e manutenção e são muito resistentes a choques hidráulicos e orgânicos (HAMZA; IORHEMEN; TAY, 2016).

A principal desvantagem dessa tecnologia é a enorme demanda por terreno. No entanto, onde o espaço não é limitado, o sistema lagunar permanece atraente (HAMZA; IORHEMEN; TAY, 2016). As lagoas de estabilização são instaladas principalmente em áreas rurais, onde há grande quantidade de terra disponível a um custo relativamente baixo (AL-HASHIMI; HUSSAIN, 2013).

3.2.2.2.1. Lagoas Aeróbias

A lagoa aeróbia é uma lagoa de oxidação onde o processo de tratamento biológico é aeróbio. Assim, ao se atingir um equilíbrio entre oxidação e fotossíntese, a matéria orgânica é estabilizada para garantir condições aeróbias em todo o ambiente (SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO, 2006). As lagoas aeróbias possuem bactérias e algas em suspensão na presença de oxigênio dissolvido, que prevalecem em toda a sua profundidade (AL-HASHIMI; HUSSAIN, 2013).

De acordo com Bento (2005), em uma lagoa aeróbia com bom desempenho, há predominância de fotoautotróficos e bactérias heterotróficas em detrimento dos demais organismos. O funcionamento desta lagoa se baseia na simbiose das algas e bactérias presentes – as bactérias decompõem a matéria orgânica e produzem nutrientes para as algas, que, através da fotossíntese, transformam o dióxido de carbono e produzem o oxigênio que fica disponível às bactérias para a realização dos processos de decomposição aeróbia da matéria orgânica e para manutenção das condições aeróbias do meio aquático.

Um outro papel suplementar desempenhado pelas algas nas lagoas é a remoção de nutrientes, tais como nitrogênio, fósforo e carbono, para satisfazer suas necessidades nutricionais. A absorção da amônia pela biomassa algal como fonte de nutrientes também contribui na redução da amônia dos esgotos durante o tratamento nas lagoas aeróbias (BENTO, 2005; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

3.2.2.2.2. Lagoas Facultativas

Lagoas facultativas, ou lagoas primárias, são baseadas no fenômeno natural de decomposição via bactérias facultativas para purificação do esgoto, com a estabilização da matéria orgânica ocorrendo em duas camadas simultaneamente, sendo a superior aeróbia e a inferior anaeróbia (SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO, 2006; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

As lagoas recebem o esgoto bruto continuamente e, durante o tempo de processamento, parte da matéria orgânica em suspensão tende a sedimentar, formando um lodo no fundo. O lodo passa por um processo de decomposição por microrganismos anaeróbios e é convertido em dióxido de carbono, metano e outros compostos. A fração inerte (não-biodegradável) permanece no fundo do lago (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

A matéria orgânica dissolvida e as partículas finas de DBO permanecem dispersas no líquido. A decomposição destas frações se dá por bactérias facultativas que possuem a capacidade de sobreviver tanto na presença quanto na ausência de oxigênio. Tais bactérias utilizam a matéria orgânica como fonte de energia, consumindo oxigênio na respiração aeróbia e liberando dióxido de carbono. Há um equilíbrio entre o consumo e produção de oxigênio e dióxido de carbono pela presença de algas que realizam fotossíntese (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

De acordo com von Sperling e Chernicharo (2005), o processo das lagoas facultativas é completamente natural, não necessitando de equipamento específico. Portanto, a estabilização da matéria orgânica se dá em taxas menores, implicando em um maior tempo de detenção do esgoto na lagoa. Usualmente, o tempo de detenção é superior a 20 dias. Para que seja efetivo, a fotossíntese necessita de uma maior área de exposição ao Sol, implicando em lagos com áreas superficiais maiores. Assim, a área total requerida pelo tratamento de efluentes por lagoas facultativas se dá majoritariamente pelo tamanho da lagoa em si.

3.2.2.2.3. Lagoas Aeradas

As lagoas aeradas podem ser classificadas como aeróbias ou facultativas, a depender do grau de turbulência e da concentração de oxigênio dissolvido no interior da lagoa (IGLESIA, 2004). Há predominância de um sistema aeróbio dado pelo fornecimento de oxigênio via equipamentos de aeração artificial, os aeradores (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

Para as lagoas aeradas facultativas, o nível de potência instalado é tal que proporciona a distribuição do oxigênio necessário na massa líquida para que o processo ocorra, entretanto, sem garantir um grau de turbulência adequado para que grande parte dos sólidos em suspensão sedimente nas áreas de menor turbulência. Por consequência, o lodo sedimentado no fundo da lagoa sofre uma decomposição anaeróbia, enquanto a camada superior apresenta atividade biológica em condições aeróbias (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

Nas lagoas aeradas aeróbias, também conhecidas como lagoas de mistura completa, os aeradores possuem um nível de potência suficientemente elevado que resulta em uma alta turbulência, reduzindo o volume da lagoa. Assim, a massa é mantida totalmente em suspensão, e o oxigênio é dissolvido e distribuído de maneira uniforme por todo o líquido, garantindo um processo completamente aeróbio (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

Contudo, apesar da alta eficiência das lagoas aeradas aeróbias na remoção da matéria orgânica originalmente presente no esgoto, a concentração dos sólidos suspensos do efluente é igual a do conteúdo da lagoa, e todos os sólidos saem com o efluente. Sendo assim, é necessário um sistema de separação de sólidos posterior para que se tenha uma maior remoção de DBO. O processo mais comum é a utilização de uma lagoa de sedimentação, que tem como objetivo o acúmulo e a sedimentação dos sólidos do efluente (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

As lagoas aeradas facultativas necessitam de áreas cerca de 10 a 20% maiores que as lagoas aeradas aeróbias, pois requerem um tempo de detenção hidráulica para a estabilização da matéria orgânica dos esgotos maior, entre 5 a 12 dias, enquanto para as lagoas aeradas aeróbias este tempo é menor que 5

dias. Já a lagoa de sedimentação tem tempo de detenção aproximado de 2 dias, sua área necessária é a menor entre os tipos de lagoas (IGLESIA, 2004; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

3.2.2.2.4. Lagoas de Maturação

As lagoas de maturação visam a remoção de organismos patogênicos nos efluentes provenientes de outro sistema de tratamento de esgoto, principalmente outros tipos de lagoas, como as apresentadas anteriormente. Entretanto, a lagoa de maturação não proporciona uma remoção adicional de DBO, sendo uma alternativa econômica para a desinfecção do efluente, em comparação com métodos convencionais, como a cloração (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

As lagoas de maturação otimizam a eliminação de microrganismos patogênicos ao formarem um ambiente favorável para tal, através da radiação solar (radiação ultravioleta), pH alto ($\text{pH} > 8,5$) e alta concentração de oxigênio dissolvido, favorecendo o sistema aeróbio, eficiente na remoção de coliformes (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

Para maximizar a eficiência de remoção dos microrganismos patogênicos, as lagoas de maturação podem ser instaladas em série ou uma única lagoa com defletores para direcionar o percurso do efluente (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

3.2.2.2.3. Lodos Ativados

O processo de tratamento via lodos ativados possui um reator com biomassa em suspensão, aeração mecanizada e recirculação de lodo a partir do decantador secundário. No tanque, a aeração tem por finalidade proporcionar oxigênio aos microrganismos e evitar a deposição dos flocos bacterianos, a fim de realizar uma mistura homogênea com o efluente. O oxigênio pode ser introduzido por meio de um sistema de ar comprimido, ou ainda pela introdução de oxigênio puro. Após passar pelo tanque de aeração, o efluente é enviado continuamente a um decantador secundário, cuja função é separar o efluente tratado do lodo. Tal lodo é recirculado aumentando assim a concentração de

sólidos no reator e, de modo consequente, a idade do lodo, uma vez que retém a biomassa no sistema por tempos superiores ao tempo de detenção hidráulica do esgoto. A alta concentração de sólidos no reator aeróbio eleva a eficiência na remoção da matéria orgânica. Além da degradação da matéria orgânica, os sistemas de lodo ativado podem também promover a nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo (SALLES, 2019).

No sistema convencional de lodos ativados, o esgoto passa por tratamento preliminar (gradeamento e desarenação) e por decantação primária para ser introduzido no reator aeróbio. Parte do lodo em excesso, que não é recirculado e deve ser retirado do sistema, é destinado a tratamento específico, composto por adensamento, estabilização e sistema de desidratação. Existe também o sistema de lodos ativados por aeração prolongada, que é similar ao sistema convencional, diferindo pelo tempo mais prolongado em que a biomassa permanece no sistema. Com isso, o volume de substrato disponível é menor para os microrganismos, levando-os a utilizar o próprio material celular para sua manutenção. Assim, o lodo produzido já sai estabilizado do reator. Esse processo não necessita da decantação primária (SALLES, 2019).

-Os flocos biológicos que constituem os lodos ativados são compostos por uma matriz gelatinosa (substâncias poliméricas extracelulares – EPS), por bactérias filamentosas e formadoras de flocos (Zooglea, Pseudomonas, Flavobacterium, Alcaligenes, Achromobacter, Corynebacterium, Comomonas, Brevibacterium, Acinetobacter, Bacillus), por protozoários (flagelados, ciliados, amebas, rotíferos) e por fungos (BITTON, 2005).

3.2.2.3. Emissões Gerais das ETEs

O tratamento de efluentes pode ter como princípio processos físico-químicos e/ou biológicos, sendo este podendo ocorrer por via aeróbia ou anaeróbia. Efluentes com carga orgânica elevada possuem um grande potencial de emissão de gás metano. Quantidades significativas desse gás são produzidas no tratamento anaeróbio de efluentes (BRASIL; MINISTÉRIO DA CIÊNCIA TECNOLOGIA E INOVAÇÃO, 2016). O tratamento anaeróbio de efluentes tem como principal subproduto o metano que dentre os demais componentes

corresponde de 50 a 72% do biogás formado (BRASIL, 2015b). O CH₄ é o principal gás de efeito estufa do setor de resíduos, tendo potencial de aquecimento global 28 vezes superior ao do CO₂ (BRASIL; MINISTÉRIO DA CIÊNCIA TECNOLOGIA E INOVAÇÃO, 2016; IPCC, 2014).

Segundo a Quarta Comunicação Nacional do Brasil À UNFCCC (2021) , as emissões antrópicas de gases de efeito estufa (GEE) do Brasil em 2016 foram de 1,467 Gt de CO₂e (metodologia GWP SAR). O setor de resíduos, que compreende as emissões pela disposição e tratamento de resíduos sólidos e líquidos, foi responsável pela emissão de 65.954.000 toneladas de CO₂e (metodologia GWP SAR), aproximadamente 4,5% do total de emissões de CO₂e emitidas em 2016. Entre 2010 e 2016, o setor apresentou um aumento de 16,1% das suas emissões (SEEG, 2020).

O setor de resíduos contempla as emissões de CH₄, N₂O e CO₂ de quatro subsetores, conforme a metodologia do IPCC (2006): Disposição de Resíduos Sólidos, Tratamento Biológico de Resíduos, Incineração e Queima de Resíduos a Céu Aberto, e Tratamento e Despejo de Águas Residuárias.

Analisando as emissões por setor e subsetores, o tratamento de resíduos foi responsável por 6% das emissões de metano (CH₄), 1,5% das emissões de óxido nitroso (N₂O) e não apresentou valor significativo para as emissões de dióxido de carbono (CO₂) (SEEG, 2020).

O Tratamento e Despejo de Águas Residuárias contabiliza as emissões de CH₄ e N₂O dos sistemas de Águas Residuais Domésticas e Águas Residuárias Industriais. Analisando as emissões do tratamento e despejo de águas residuárias, o subsetor foi responsável por 25.794.000 tCO₂e (39,1% do total do setor), representando um aumento de 7,9% se comparado com os resultados obtidos em 2010. A categoria Águas Residuárias Domésticas foi a mais representativa, com emissão de 21.397 GgCO₂e (83% das emissões do subsetor). Essas emissões tiveram aumento de 4,6% em relação aos dados obtidos em 2010. O aumento está relacionado ao crescimento populacional, ampliação da rede de coleta e tratamento dos esgotos nos estados e municípios e a matéria orgânica presente no efluente, expressa como DBO, uma vez que essas são as principais variáveis que as influenciam (SEEG, 2020).

O volume de esgotos gerados por pessoa depende da quantidade de água consumida, correspondendo a 80% do volume de água. A carga orgânica unitária também possui variações entre países, tendo em média 20 e 80 g DBO por habitante por dia. No Brasil, a carga de esgoto doméstico gerado é estimada em 9,14 GtDBO por dia (ANA, 2017).

3.3. Análise de Ciclo de Vida

3.3.1. Definição

A Análise de Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta de gestão ambiental que visa identificar e quantificar potenciais impactos que um produto, podendo ser um bem ou um serviço, ou processo podem ocasionar, auxiliando em processos de tomada de decisão. No caso do tratamento de esgoto, por exemplo, a ACV pode avaliar os impactos de diferentes alternativas ou avaliar os impactos da falta deste processo (INCT EM ETES SUSTENTÁVEIS, 2020).

Tal ferramenta é conhecida por ser uma metodologia qualificada para compilar e avaliar entradas (levantamento e quantificação da energia e de materiais necessários), saídas (resíduos e emissões liberados no meio ambiente) e potenciais impactos ambientais de um de um sistema ou produto ao longo do seu período de vida. Essa ferramenta possibilita escolher tecnologias, produtos e processos mais sustentáveis e menos prejudiciais ao meio ambiente, além de auxiliar na identificação de oportunidades de melhoria no ciclo de vida em estudo (INCT EM ETES SUSTENTÁVEIS, 2020).

A metodologia também é conhecida como “berço ao túmulo”, uma vez que são levantados os dados em todas as fases do ciclo de vida do produto ou processo. Resumidamente, a metodologia possui quatro etapas: i) definição de escopo e objetivo; ii) análise do inventário do ciclo de vida; iii) avaliação do impacto do ciclo de vida; e iv) interpretação do ciclo de vida (INCT EM ETES SUSTENTÁVEIS, 2020).

Na primeira etapa, são definidas as fronteiras do estudo, a quem se destinam os resultados, os critérios de qualidade, regras de corte e as categorias de impacto que serão consideradas. Na análise do inventário de ciclo de vida,

são identificadas e quantificadas as entradas e saídas de matéria e energia das etapas do ciclo de vida do objeto estudado, dentro das fronteiras definidas na fase anterior. Na etapa seguinte, os dados que foram levantados e padronizados de acordo com a unidade funcional são associados às categorias de impacto selecionadas para o estudo e os potenciais impactos são calculados. Por último, na fase de interpretação, procura-se identificar as questões relevantes do estudo, verificar a integridade, a sensibilidade e a consistência dos resultados e determinar as conclusões, as limitações e as recomendações do estudo (INCT EM ETES SUSTENTÁVEIS, 2020).

Para uma análise completa é fundamental que se tenha um bom inventário de dados, sendo baseados em um tempo suficientemente grande para atenuar comportamentos fora do padrão.

3.3.2. Base de Dados ecoinvent

A ecoinvent é uma extensa biblioteca de inventários que contém valores de cargas ambientais (entradas e saídas de massa e energia) associadas ao ACV de um vasto número de produtos, processos, sistemas de energia, de transporte, de disposição de resíduos, dentre outros. A base inclui todo o detalhamento para cálculo de impactos ambientais de diversos tipos, como consumo de água, energia elétrica, emissões de GEE, entre outros, abrangendo desde a obtenção das matérias primas de um processo, a construção de plantas, até as etapas de tratamento e descarte final (ECOINVENT, [s.d.]).

A primeira versão da biblioteca foi elaborada em 2003 pelo Instituto Federal Suíço para Pesquisa e Testes de Materiais (EMPA), em parceria com institutos governamentais suíços. A versão seguinte, conhecida como ecoinvent 2, foi lançada em 2007, concretizando-se como a maior biblioteca de inventários do ciclo de vida do mundo com mais de 2.700 inventários (ECOINVENT, [s.d.]).

A versão mais recente, ecoinvent 3, foi lançada em 2013, contendo aproximadamente 10 mil inventários. A sua última atualização ocorreu em 2021 (versão 3.8), na qual setores como Agricultura, Biocombustíveis, Químicos, Transportes, Cimentos, Alumínio e Tratamento de Resíduos ganharam novos

inventários e atualizações, e produtos que não eram mais produzidos e/ou com tecnologias obsoletas foram descartados (ECOINVENT, [s.d.]).

O download da base para uso em software modelagem de ACV é pago – entretanto, há gratuidade para residentes de países fora da OCDE (Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico), como o Brasil. Contudo, para este trabalho, não foi necessário o download, uma vez que é possível consultar os dados no próprio site da ecoinvent (ECOINVENT, [s.d.]).

4. DADOS PARA O ESTUDO DE CASO

4.1. Caracterização do Esgotamento Sanitário do Brasil

4.1.1. Visão Geral do Esgotamento Sanitário do Brasil

O Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), por meio do diagnóstico de serviços de água e esgotos, realiza anualmente a caracterização global dos sistemas, por meio das informações disponíveis e de indicadores calculados, permitindo uma visão geral sobre os sistemas de esgotamento sanitário e identificando possíveis avanços ou retrocessos ocorridos no setor nos últimos anos. Sobre as informações fornecidas, destacam-se população atendida, quantidade de ligações e economias, extensão de redes e volumes. Tais informações são de extrema importância na caracterização dos sistemas e permitem uma visão global a respeito da prestação dos serviços (SNIS, 2020).

Segundo o painel de esgotamento sanitário publicado pelo SNIS em 2020 (ano base 2019), o Brasil possui 8 prestadores de serviços microrregionais, 26 regionais e 3.313 locais, sendo 81,25% de administração pública. Tais prestadores atendem cerca de 114,6 milhões de pessoas no País – 55% da média da população total e 63,2% da população urbana. O menor percentual da população atendida está na região Norte (13,1%), enquanto o maior percentual está na região Sudeste, com 80,5%. Ainda segundo o SNIS (2020), apenas

50,8% do esgoto gerado é tratado, 14,6 pontos a mais que o levantamento de 2010.

O Atlas Esgotos: Despoeiração de Bacias Hidrográficas está presente no catálogo de metadados da ANA (Agência Nacional de Águas) e contempla o Diagnóstico do Esgotamento Sanitário no Brasil, destacando suas implicações na qualidade dos corpos d'água receptores, os investimentos necessários de tratamento e a proposta de diretrizes e estratégia integrada para a realização das ações. A carga de esgotos relatada no atlas foi estimada com base na DBO, que já é um parâmetro muito utilizado na avaliação de impactos nos corpos receptores e no dimensionamento de processos de tratamento (ANA, 2017).



Figura 1 – Painel de informações sobre Esgotamento Sanitário no Brasil (SNIS, 2020).

Dos 45% da população que não possui esgotamento sanitário adequado, 18% têm o esgoto coletado e não tratado, refletindo um atendimento precário, e 27% não possuem coleta e tratamento, ou seja, sequer são atendidos pelo serviço. A situação do esgoto sem tratamento adequado compromete não apenas a qualidade da água nas áreas urbanas e causa impacto na saúde da população, como expõe um grave problema ambiental (ANA, 2017).

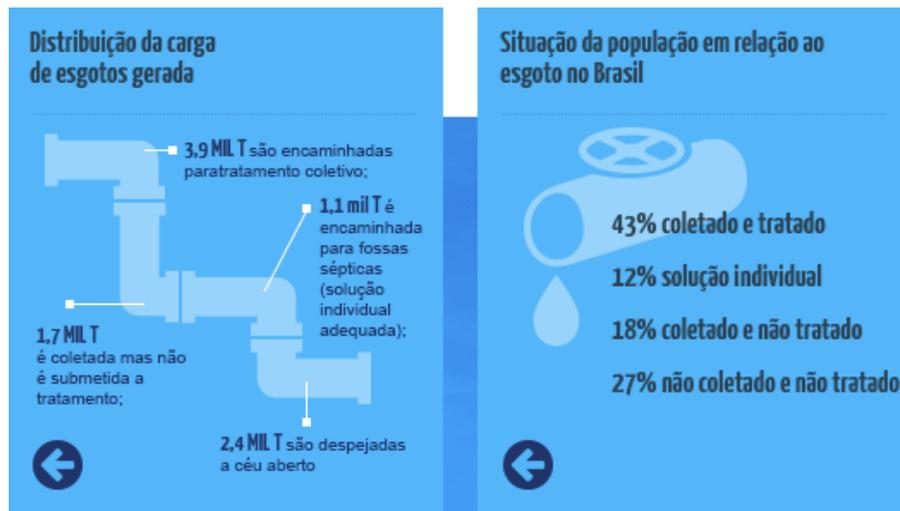


Figura 2 – Distribuição da carga de esgotos gerada e situação da população em relação ao esgoto no Brasil (ANA, 2017).

4.1.2. Caracterização das Estações de Tratamento do Brasil

Em geral, o tratamento de esgoto sanitário visa a redução da matéria orgânica (DBO), de microrganismos patogênicos e dos solos em suspensão, supondo-se que no esgoto doméstico não dá presença de resíduos tóxicos, como o esgoto proveniente de indústrias. A escolha do processo de tratamento ideal para o esgoto está relacionada, principalmente, às características do corpo receptor e legislação vigente no local. A legislação determina os padrões de qualidade que devem ser seguidos na ETE para que os efluentes possam ser despejados aos corpos receptores sem causar riscos à saúde da população e danos ao meio ambiente. Além disso, para a seleção do processo de tratamento, também são levados em consideração questões socioeconômicas, operacionais, disponibilidade de área e até as expectativas da comunidade ao entorno da ETE (ANA, 2017).

No Brasil é possível encontrar uma grande diversidade de processos de tratamento de esgoto. Na tabela 1, há um levantamento feito pela ANA (2017) dos tipos de tratamento do país, agrupados por faixas de eficiência de remoção de matéria orgânica (DBO): menor do que 60%, entre 60% e 80%, maior do que 80%, e maior do que 80% com possibilidade de remoção de nutrientes (fósforo e nitrogênio). A Resolução CONAMA nº. 430/2011 estabelece uma remoção

mínima de 60% de DBO como condição para lançamento de efluentes em corpos de água receptores, ou seja, efluentes fora desta especificação não estão em conformidade com a legislação brasileira.

FAIXAS DE REMOÇÃO DE DBO DOS PRINCIPAIS PROCESSOS DE TRATAMENTO NO BRASIL					
FAIXAS DE REMOÇÃO DE DBO	PRINCIPAIS PROCESSOS DE TRATAMENTO NO BRASIL	SIGLA	POPULAÇÃO EQUIVALENTE (em mil hab.)	EFICIÊNCIA MÉDIA (%)	NÚMERO DE UNIDADES
até 60%	PRIMÁRIO	Pr	7.947,6	35%	21
	FOSSA FILTRO/FOSSA SÉPTICA + FILTRO AERÓBIO/TANQUE IMHOFF + FILTRO BIOLÓGICO	FosFil/FosSép/FilAer/TqImh/FilB	340,1	49%	215
	FOSSA SÉPTICA/TANQUE IMHOFF	FosSép/TqImh	49,2	51%	23
	TOTAL				259
60% e 80%	FOSSA FILTRO/FOSSA SÉPTICA + FILTRO BIOLÓGICO + DISPOSIÇÃO NO SOLO/SUMIDOURO	FosFil/(FosSép/FilB)-DispS/Sum	6,4	66%	10
	REATOR ANAERÓBIO + LODOS ATIVADOS	RtrAn+LodAt	26,3	80%	2
	LAGOA ANAERÓBIA	LagAn	812,8	68%	68
	PRIMÁRIO COM FÍSICO QUÍMICO (FILTRO AERÓBIO/DECANTAÇÃO/CEPT/FLOTAÇÃO)	PrFisQ(FilAer/Dec/Sept/Fit)	1.902,5	68%	13
	REATOR ANAERÓBIO	RtrAn	3.876,5	69%	328
	REATOR ANAERÓBIO + DECANTADOR	RtrAn+Dec	226,7	72%	16
	LODOS ATIVADOS MEIO FIXO (FILTRO BIOLÓGICO)	LodAtMF(FilB)	323,1	73%	22
	REATOR ANAERÓBIO + FILTRO BIOLÓGICO	RtrAn+FilB	1.300,0	75%	177
	LAGOA FACULTATIVA	LagFac	1.421,0	76%	203
	LAGOA ANAERÓBIA + LAGOA FACULTATIVA	LagAn+LagFac	5.533,8	77%	364
	REATOR ANAERÓBIO + DISPOSIÇÃO NO SOLO	RtrAn+DispS	183,3	77%	16
	REATOR ANAERÓBIO + FILTRO AERÓBIO	RtrAn+FilAer	635,8	77%	64
	REATOR ANAERÓBIO + LAGOA ANAERÓBIA/FACULTATIVA/DE MATUREAÇÃO	RtrAn+LagAn/Fac/Mat	3.023,5	78%	145
	TOTAL				1.428
> 80%	LAGOA AERADA	LagArd	743,6	80%	42
	REATOR ANAERÓBIO + FILTRO AERÓBIO + DECANTADOR	RtrAn+FilAer+Dec	4.436,9	80%	121
	REATOR ANAERÓBIO + FILTRO BIOLÓGICO + DISPOSIÇÃO NO SOLO	RtrAn+FilB+DispS	70,6	80%	15
	REATOR ANAERÓBIO + FILTRO BIOLÓGICO + FILTRO AERÓBIO + DECANTADOR	RtrAn+FilB+FilAer+Dec	76,5	80%	10
	LODOS ATIVADOS DE AERAÇÃO PROLONGADA	LodAtAerPln	4.479,0	88%	91
	LAGOA ANAERÓBIA + LAGOA FACULTATIVA + LAGOA DE MATUREAÇÃO	LagAn+LagFac+LagMat	1.930,4	81%	134
	LAGOA FACULTATIVA + LAGOA DE MATUREAÇÃO	LagFac+LagMat	1.212,5	81%	119
	LAGOA AERADA + LAGOA DE DECANTAÇÃO/FACULTATIVA/MATUREAÇÃO	LagArd+LagDec/Fac/Mat	2.349,0	82%	64
	REATOR ANAERÓBIO + LAGOA AERADA	RtrAn+LagArd	611,2	83%	12
	LODOS ATIVADOS (CONVENCIONAL/DEEP SHAFT)	LodAt(crv/DpS)	16.538,9	84%	110
	REATOR ANAERÓBIO + LAGOA AERADA + LAGOA FACULTATIVA/MATUREAÇÃO	RtrAn+LagArd+LagFac/Mat	322,9	85%	7
	REATOR ANAERÓBIO + LODOS ATIVADOS	RtrAn+LodAt	3.964,8	86%	90
	LAGOA AERADA + LAGOA FACULTATIVA + LAGOA DE MATUREAÇÃO	LagArd+LagFac+LagMat	658,2	87%	14
	REATOR ANAERÓBIO + LODOS ATIVADOS DE AERAÇÃO PROLONGADA	RtrAn+LodAtAerPln	53,4	88%	4
	REATOR ANAERÓBIO + LAGOA FACULTATIVA + DISPOSIÇÃO NO SOLO	RtrAn+LagFac+DispS	226,7	89%	6
	TOTAL				839
> 80% (com remoção de nutrientes)	REATOR ANAERÓBIO + FILTRO BIOLÓGICO + FILTRO AERÓBIO + DECANTADOR	RtrAn+FilB+FilAer+Dec	0,6	87%	1
	LODOS ATIVADOS EM BATELADA (CONVENCIONAL/UNITANK) - REM. N	LodAtBat(crv/utk)-RemN	1.431,8	88%	80
	LODOS ATIVADOS - REM. N (MBBR/IFAS)	LodAt-RemN(MBBR/IFAS)	365,5	88%	7
	REATOR ANAERÓBIO + FÍSICO QUÍMICO (DECANTAÇÃO/FLOTAÇÃO) - REM. P	RtrAn+FisQ(Dec/Fit)-RemP	2.401,4	88%	33
	LODOS ATIVADOS COM REMOÇÃO FÍSICO QUÍMICA DE NUTRIENTES - REM. N & P	LodAtRemFisQNut-RemNP	95,3	91%	5
	LODOS ATIVADOS COM REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NUTRIENTES - REM. N	LodAtRemBNut-RemN	153,5	93%	3
LODOS ATIVADOS COM REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NUTRIENTES - REM. N & P	LodAtRemBNut-RemNP	46,6	95%	2	
TOTAL				131	

Tabela 1 – Faixas de remoção de DBO dos Principais Processos de Tratamento no Brasil (ANA, 2017).

Vale ressaltar que, para alguns casos, a ANA (2017) encontrou informações de eficiência de remoção de DBO divergentes dos valores encontrados na literatura. Além disso, foram listados quatro processos no país com eficiência de remoção abaixo de 60%, indicando um risco das ETEs que aplicam tais tecnologias mais simples lançarem efluentes fora do padrão determinado pela legislação. Contudo, cerca de 37% da população total com tratamento de esgoto é atendida por processos com remoção acima de 80% da matéria orgânica.

As ETEs usualmente possuem a primeira etapa do tratamento em comum: o uso de grade e desarenador. Este tratamento preliminar promove a remoção de sólidos grosseiros e materiais que sedimentam rapidamente. As etapas seguintes dependem da tecnologia de tratamento selecionada, podendo requerer mais de um tipo de processo, de acordo com o objetivo (ANA, 2017).

A partir da tabela 1 também é possível identificar os processos que mais abrangem a população atendida por ETEs no Brasil: Lodos Ativados (24%), Tratamento em Nível Primário (11%) e Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa (8%), respectivamente. Já os que estão presentes em maior número de unidades são: Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa (364), UASB (328) e Fossa Filtro/Fossa Séptica + Filtro Aeróbio/Tanque Imhoff + Filtro Biológico (215) (ANA, 2017).

4.2. Caracterização do Esgotamento Sanitário da Cidade do Rio de Janeiro

4.2.1. Visão Geral do Esgotamento Sanitário da Cidade do Rio de Janeiro

Segundo o diagnóstico do SNIS realizado em 2020 (ano base 2019), na cidade do Rio de Janeiro, 88% da população possui acesso à rede coletora de esgoto e tem-se 84,2% do esgoto coletado tratado sobre o total de água consumida. Tais indicadores são superiores aos apresentados no país, em que 55% da população é atendida pela rede coletora de esgoto e a razão entre o volume de esgoto tratado sobre o de água consumida é de 50,8%.

A tabela 2 contém demais indicadores dos sistemas de esgotamento sanitário de diversas localidades do país:

Localidade	População que mora em domicílios sem acesso ao serviço de coleta de esgoto (%)	Razão entre volume de esgoto tratado e volume de água consumida (%)	Volume de esgoto não tratado (água consumida - esgoto tratado) (mil m ³)
Brasil	45,0	50,8	5.140.596
Sudeste (Região)	19,5	58,6	2.220.866
Rio de Janeiro (UF)	33,0	47,2	568.213
Rio de Janeiro (Município)	12,0	84,2	63.905
Rio de Janeiro (Região Metropolitana)	33,0	54,1	1.679.178

Tabela 2 – Indicadores de Esgotamento no Brasil (SNIS, 2020).

Anteriormente concentrada na empresa pública CEDAE, a concessão da distribuição de água, coleta e tratamento de esgoto no município do Rio de Janeiro passou a ser dividida entre as concessionárias Águas do Rio, Iguá e Águas do Brasil, após leilão em 2021 (CEDAE, [s.d.]).

4.2.2. Caracterização das Estações de Tratamento da Cidade do Rio de Janeiro

Segundo o relatório de estações de tratamento do município do Rio de Janeiro (ANA, 2013), a cidade apresenta uma Estação de Pré-Condicionamento (EPC), onde ocorre o peneiramento, gradeamento e tratamento primário do esgoto coletado, e 19 Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), sendo Lodos Ativados a forma majoritária de tratamento aplicada, exceto a ETE Pedra de Guaratiba que possui como tratamento Reatores Anaeróbios.



Figura 3 – Localização geográfica das ETEs do município do Rio de Janeiro e suas respectivas faixas de remoção de DBO (ANA, 2013).

Em relação à carga de DBO, estima-se que 141,2 t DBO/dia são destinados às ETEs/EPCs e 41,6 t DBO/dia são lançados das ETEs em corpos receptores. A remoção da carga de esgotos gerada na sede municipal está entre 30% e 60% (ANA, 2013).

A tabela 3 detalha os principais indicadores das ETEs do município.

Nome ETE	Grupo de Tipologias de Tratamento	Corpo Receptor	População Atendida pela ETE	Eficiência Adotada	Carga Afluente ETE (kg DBO/dia)	Carga de Lançamento da ETE (kg DBO/dia)
EPC Barra	Processos Simplificados	Canal de Marapendi	802.785	0,3	43.350,40	30.345,30
ETE Alegria - Rio de Janeiro	Lodos Ativados	Rio Faria/Canal do Cunha - Baía da Guanabara	688.102	0,9	37.157,50	3.715,70
ETE Barra Bonita	Lodos Ativados	Canal de Semambetiba	18.923	0,8	1.021,80	204,40
ETE Ilha do Governador	Lodos Ativados	Baía da Guanabara	96.469	0,94	5.209,30	312,60
ETE Nova Cidade	Lodos Ativados	Não disponível na base hidrográfica utilizada	9.254	0,85	499,70	75,00
ETE Novo Horizonte 1	Lodos Ativados	Rio Portela	1.434	0,8	77,40	15,50
ETE Novo Horizonte 2	Lodos Ativados	Rio Portela	4.301	0,8	232,20	46,40
ETE Pavuna	Lodos Ativados	Rio São João de Meriti	498.553	0,85	30.620,30	4.593,00
ETE Pedra de Guaratiba	Reatores Anaeróbios	Rio Piraquê	11.468	0,85	619,30	92,80
ETE Penha	Lodos Ativados	Canal da Marinha/Baía da Guanabara	344.051	0,92	18.578,70	1.486,30
ETE Recreio - Rio de Janeiro	Lodos Ativados	Canal de Marapendi	8.601	0,8	464,50	92,90
ETE Santa Maria	Lodos Ativados	Atroio Fundo	155	0,78	8,30	1,80
ETE Sepetiba	Lodos Ativados	Canal Urbano/Praia de Sepetiba	17.203	0,85	928,90	139,30
ETE Valo da Pavuna	Lodos Ativados	Rio Pavuna	591	0,9	31,90	3,20
ETE Vargem Grande	Lodos Ativados	Canal de Semambetiba	18.923	0,8	1.021,80	204,40
ETE Vargem Pequena	Lodos Ativados	Rio Portela	9.461	0,8	510,90	102,20
ETE Vila Catiri	Lodos Ativados	Rio Sarapuí e Rio das Tintas	852	0,85	46,00	6,90
ETE Vila do Céu	Lodos Ativados	Não disponível na base hidrográfica utilizada	7.596	0,85	410,20	61,50
ETE Vila Kennedy	Lodos Ativados	Rio Sarapuí e Rio das Tintas	3.154	0,85	170,30	25,50
ETE Vilar Carioca	Lodos Ativados	Não disponível na base hidrográfica utilizada	3.716	0,86	200,70	28,90

Tabela 3 – Relação da EPC e ETEs do município do Rio de Janeiro (ANA, 2013).

A Revisão do Plano Municipal de Saneamento Básico para os Serviços de Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário do Município do Rio de Janeiro de 2021, publicado pela Fundação Rio Águas da Prefeitura, descreve o tratamento de lodos ativados como o tipo de tratamento de esgoto mais utilizado na cidade. Para descrever o processo completo do tratamento, foi utilizado como exemplo a ETE Pavuna (RIO DE JANEIRO; FUNDAÇÃO INSTITUTO DAS ÁGUAS DO MUNICÍPIO DO RIO DE JANEIRO, 2021).



Figura 4 – Estação de Tratamento Pavuna (CEDAE, [s.d.]).

O sistema da ETE é composto por tratamento preliminar, primário e secundário. A etapa preliminar compreende o gradeamento grosso, gradeamento fino e desarenador. O tratamento primário possui decantador biológico e o tratamento secundário é por lodos ativados, com uso de tanque de aeração e decantador biológico. A eficiência de remoção de DBO é de, aproximadamente, 93% (RIO DE JANEIRO; FUNDAÇÃO INSTITUTO DAS ÁGUAS DO MUNICÍPIO DO RIO DE JANEIRO, 2021).

O efluente doméstico coletado pela rede de esgoto chega à ETE por um poço de sucção. O esgoto passa pelo gradeamento grosso mecanizado, para reter os sólidos suspensos grosseiros. Depois do efluente ser direcionado à parte superior da ETE, ele passa pelo gradeamento fino mecanizado, para reter sólidos suspensos menores que passaram pela etapa de gradeamento grosso. Em seguida, o esgoto é encaminhado para o desarenador, onde a areia e gordura são retidas por este equipamento, que posteriormente serão transportados até a Central de Tratamento de Resíduos, neste caso, a CTR

Seropédica, juntamente com os resíduos dos gradeamentos anteriores (RIO DE JANEIRO; FUNDAÇÃO INSTITUTO DAS ÁGUAS DO MUNICÍPIO DO RIO DE JANEIRO, 2021).

Após o tratamento preliminar, o efluente é direcionado para o tratamento primário. O efluente é conduzido até a caixa de distribuição dos decantadores biológicos primários. Finalizando o tratamento primário, o efluente do decantador é encaminhado a uma estação elevatória que direciona o esgoto até o início do tratamento secundário (RIO DE JANEIRO; FUNDAÇÃO INSTITUTO DAS ÁGUAS DO MUNICÍPIO DO RIO DE JANEIRO, 2021).

Dado o tratamento secundário, o efluente é direcionado para os tanques de aeração. Dos tanques de aeração, o efluente é conduzido para os decantadores biológicos secundários. Ao fim do tratamento secundário, o efluente tratado é lançado em um canal de macrodrenagem e é encaminhado para o corpo receptor destino (rede pluvial) (RIO DE JANEIRO; FUNDAÇÃO INSTITUTO DAS ÁGUAS DO MUNICÍPIO DO RIO DE JANEIRO, 2021).

Existe a recirculação de lodo ativado dos decantadores secundários para os tanques de aeração, quando ocorre o excesso de lodo no sistema, o lodo do decantador secundário é direcionado por uma estação elevatória até a centrífuga. Da centrífuga, o lodo é destinado aos tanques de mistura, onde é adicionada a cal, posteriormente é encaminhado para o secador térmico, e por fim, armazenado em caçambas para destinação final na CTR. As análises de efluente bruto e tratado são realizadas no laboratório localizado nas dependências da ETE (RIO DE JANEIRO; FUNDAÇÃO INSTITUTO DAS ÁGUAS DO MUNICÍPIO DO RIO DE JANEIRO, 2021).

A ETE descrita recebe uma vazão de 342,4 L/s correspondendo 23% da capacidade nominal máxima para a qual foi projetada. Segundo Rianelli via G1 (2022), um levantamento feito pela concessionária Rio-Águas mostrou que as quatro ETEs do município (Caju, Penha, Pavuna e Sarapuí), operam com apenas 31% da capacidade volumétrica.

5. METODOLOGIA

5.1. Premissas

Para os cálculos e análise dos dados, foram utilizados os dados de ETEs do Brasil do relatório da ANA em 2013, uma vez que este era o mais recente contendo todo o detalhamento por ETE.

Para a determinação dos fatores de emissão reais de metano para o total Brasil e para a cidade do Rio de Janeiro, foi considerada a média ponderada das emissões das ETEs do local.

Foram consideradas apenas ETEs ativas, descartando os status “em construção”, “inativa” e “projeto”.

Não foram consideradas as EPCs, uma vez que estas utilizam apenas o tratamento primário para a retirada de partículas grossas. Como seu lançamento é feito diretamente em corpos hídricos como rios e mares, e segundo o IPCC (2006), é esperado que naturalmente ocorra fermentação aeróbia, com baixa ou nenhuma emissão de metano.

Ademais, foram excluídas das análises ETEs cujo tratamento era detalhado como “não incluído” ou “sem informação”, e ETEs que não possuíam dado de vazão volumétrica de efluente ou em kg de DBO lançado após tratamento.

Foram desconsideradas ETEs que tinham como processo de tratamento apenas lagoa de maturação, uma vez que esta tecnologia apenas remove microrganismos patogênicos, sem remover DBO, sendo idealmente aplicada de forma complementar a outro tratamento.

Por fim, as ETEs foram classificadas em grupos de acordo com a tecnologia de tratamento secundário aplicada, sendo estas: filtro biológico, lagoa aerada, lagoa aeróbia, lagoa anaeróbia, lagoa facultativa, lagoa mista, lodos ativados, lodos ativados com remoção de N e/ou P, tanque séptico, UASB e as combinações de dois e três tratamentos.

5.2. Determinação da Vazão Volumétrica de Lançamento por ETE

No relatório da ANA (2013), há dados de vazão volumétrica do afluente em litros por segundo, carga do afluente em quilogramas de DBO por dia e a carga de lançamento do efluente (kg DBO/dia). Para se obter a vazão volumétrica do efluente, foi calculado um fator estimado de quilogramas de DBO por metro cúbico conforme a equação abaixo. A estimativa se faz necessária uma vez que os dados da baseecoinvent são apresentados na unidade convertida.

$$\text{Fator Vazão Afluente} = \frac{\text{Vazão Volumétrica Afluente (L/s)}}{\text{Carga Afluente (kg DBO/dia)}}$$

Equação 1 – Razão entre vazão volumétrica do afluente e carga diária de massa de DBO do afluente

O fator foi utilizado para a estimativa da vazão volumétrica do efluente, como descrito na equação 2 a seguir.

$$\text{Vazão Volumétrica Efluente} = \text{Fator} \left(\frac{\text{L} * \text{dia}}{\text{kgDBO} * \text{s}} \right) * \text{Carga Efluente} \left(\text{kg} \frac{\text{DBO}}{\text{dia}} \right)$$

Equação 2 – Vazão volumétrica do efluente

Por fim, a vazão foi convertida de litros por segundo para metros cúbicos por ano.

5.3. Estimativa das Emissões de Metano

5.3.1. Emissão de Metano Reais

Para estimar a geração de metano dos efluentes domésticos, será utilizado como base o método do IPCC para cálculo de emissões (IPCC, 2006). Tal método foi adotado uma vez que possibilita que países adaptem a abordagem da estimativa mais precisamente para os processos de tratamento utilizados. O ajuste se torna possível devido à variável Fator de Conversão do Metano (*Methane Conversion Factor* - MCF), que representa o potencial de

geração de CH₄ em diferentes sistemas de manejo de efluentes. Além disso, o método faz uso de indicadores que estão amplamente disponíveis na maioria dos países.

As emissões de CH₄ do tratamento dos esgotos sanitários foram calculadas através da equação 3, combinada com as equações 4 e 5.

$$\text{Emissão CH}_4 = (\text{TOE}_{\text{ano}} * \text{FE}) - \text{R}$$

Equação 3 – Emissões de metano pelo tratamento de efluentes sanitários

Sendo,

TOE_{ano}: Total de orgânicos (matéria orgânica) no efluente anualmente; carga de lançamento anual da ETE (kg DBO/ano).

FE: Fator de Emissão (kg CH₄/kg DBO).

R: Quantidade de metano recuperado por ano (kg CH₄/ano).

$$\text{R} = (\text{TOE}_{\text{ano}} * \text{FE}) * 50\%$$

Equação 4 – Quantidade de metano recuperado por ano

O parâmetro R foi considerado para reatores anaeróbios e digestores anaeróbios de lodos ativados, que contêm sempre um queimador, pois é a prática verificada no Brasil segundo a CETESB (2010). Diante disso, adotou-se que a totalidade de metano dessas instalações é recuperado e queimado por *flares* abertos, cuja eficiência está em torno de 50% (CETESB, 2010). Portanto, o valor de R adotado foi 50% da emissão de metano proporcional à carga de lançamento da ETE.

Segundo o IPCC (2006), o CO₂ derivado da queima de fontes biogênicas (vegetal ou animal) não precisa ser contabilizado, pois o CO₂ retorna ao ambiente na forma orgânica.

$$FE = B_0 * MCF$$

Equação 5 – Fator de emissão

Sendo,

B₀: Capacidade máxima de produção de metano (kg CH₄/kg DBO), sendo o valor adotado de 0,6 (IPCC, 2006).

MCF: Fator de conversão de metano para cada processo estudado, sendo adotado um valor adimensional (IPCC, 2006), conforme a tabela 4. Para ETEs cujo processo de tratamento utiliza uma combinação de tecnologias, foi utilizado o maior fator MCF das tecnologias correspondentes.

Principal Tratamento	MCF (Adimensional)
Lagoa Aeróbia	0,03
Lagoa Facultativa	0,20
Tanque Séptico / Lagoa Anaeróbia	0,50
UASB / Filtro Biológico / Lodo Ativado / Lagoa Aerada	0,80

Tabela 4 – Relação do MCF por tecnologia de tratamento secundário (IPCC, 2006).

A Equação 6 foi utilizada para estimar as emissões de GEE de cada um dos processos de tratamento de esgotos sanitários em termos de massa de dióxido de carbono equivalente, para a população atendida por cada processo de tratamento.

$$\text{Emissão CO}_2\text{e} = \text{Emissão CH}_4 * \text{PAG CH}_4$$

Equação 6 – Emissão de CO₂ equivalente

Sendo,

Emissão CH₄: Emissão de metano calculada na equação 3.

PAG CH₄: Potencial de Aquecimento Global do metano.

Foi realizada a conversão dos resultados obtidos para massa de CO₂e com base no Potencial de Aquecimento Global (PAG) do CH₄ estabelecido pelo relatório do IPCC (2014). Tal conversão permite uniformizar os dados, para fins comparativos, e sinalizar o total de CO₂ equivalente produzido pelos processos de tratamento de esgoto. O CH₄ é mais eficiente na captura de radiação do que o CO₂ e o impacto comparativo de CH₄ sobre a mudança climática é 28 vezes maior do que o CO₂.

Portanto, o valor 28 (adimensional) foi adotado para o PAG do metano no horizonte de tempo de 100 anos, em conformidade com o 5º Relatório de Avaliação (AR5) do IPCC (2014).

5.3.2. Emissões de Metano pela Base ecoinvent

Para a comparação dos dados de emissão calculados para a realidade no Brasil, foi feita a pesquisa dos dados padronizados no site do ecoinvent.

A pesquisa requer o preenchimento de dois filtros de busca: o nome da atividade ou produto de referência do qual se deseja obter os dados, e o modelo do sistema, que estabelecem as regras metodológicas para calcular o banco de dados. Os modelos do sistema partem do mesmo bloco de processos individuais de atividades humanas (Unidades de Processo Individuais - UPI) e aplicam diferentes premissas para determinar o fornecimento (vinculação) e a

distribuição de impactos entre produtores e consumidores de produtos e serviços (alocação e substituição).

Para este trabalho, foi usado a unidade de processo de tratamento de efluentes domésticos e o modelo selecionado foi o indefinido, ideal para investigar os impactos ambientais de uma atividade específica, independentemente de seus impactos a montante ou a jusante. Por fim, foi selecionado o resultado para a localização global, uma vez que a base ecoinvent não possui dados para esta UPI específicos do Brasil. Um conjunto de dados globais é formado por uma média ponderada de conjuntos de dados locais (ECOINVENT, 2021).

Segundo o detalhamento da UPI, o conjunto selecionado é específico para o mix de tecnologias encontrado na Suíça em 2000 e é bem aplicável às práticas modernas de tratamento na Europa, América do Norte ou Japão (ECOINVENT, 2021). Segundo Doka (2003), uma planta de tratamento de efluentes na Suíça aplicava a tecnologia de lodos ativados com remoção de nitrogênio como a principal para tratamento secundário.

Para o conjunto, foi considerado o tratamento de efluentes em três estágios, primário, secundário e terciário, incluindo digestão de lodo (fermentação), e a composição da água foi obtida da literatura ou estimada. Em sua maioria, os dados de emissões são fornecidos em quilogramas do composto emitido por metro cúbico de efluente tratado (ECOINVENT, 2021).

A emissão de metano foi obtida da emissão direta de gás do digestor mais a emissão da incineração de lodo. Segundo a ecoinvent (2021), a emissão de metano é de 0,0005024 quilogramas de metano por metro cúbico de esgoto tratado. Este valor foi multiplicado pela vazão volumétrica do efluente em metros cúbicos por ano, conforme os dados da ANA (2013), para se obter a emissão de metano por volume de efluente tratado por ETE.

A conversão da emissão de metano em dióxido de carbono equivalente para os dados conforme a base ecoinvent (2021) foi realizada da mesma forma que o das emissões reais, pela equação 6 descrita no tópico 5.3.1.

5.3.3. Razão Comparativa de Emissões

Para fins de comparação entre os resultados de emissões de CO₂e (kg CO₂e/ano) dos dados reais das ETEs segundo o ANA (2013) e os calculados pelo fator da base ecoinvent (2021), foi calculada a razão entre os dois valores.

$$\text{Razão} = \frac{\text{Emissão CO}_2\text{e ANA (2013)}}{\text{Emissão CO}_2\text{e ecoinvent (2021)}}$$

Equação 7 – Razão comparativa entre os valores reais de emissão de CO₂e e pela base ecoinvent (2021)

5.3.4. Proposta de Fator de Emissão de Metano

Dadas as emissões de metano estimadas pelos dados verdadeiros e pela base ecoinvent, foi possível calcular um novo fator de emissão de metano em quilogramas de metano por metro cúbico de esgoto tratado, através da razão entre a emissão de metano (kg CH₄/ano) e a vazão volumétrica do efluente (m³/ano).

$$\text{Fator Real} = \frac{\text{Emissão CH}_4 \text{ (kg CH}_4\text{/ano)}}{\text{Vazão Volumétrica Efluente (m}^3\text{/ano)}}$$

Equação 8 – Fator real proposto em quilogramas de metano por ano

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. Resultados das Emissões de Metano no Brasil

A partir dos dados obtidos do levantamento da ANA (2013), os resultados das emissões são explicitados na tabela 5.

Para o Brasil, excluindo as ETEs que utilizam a combinação de processos, 89,21% do volume de esgoto tratado com uma única tecnologia de tratamento secundário é via tratamento aeróbio. Este dado é positivo, considerando que tratamentos aeróbios emitem menos metano (IPCC, 2006), e os resultados

mostraram um fator real de emissão de 0,0255864 kg de CH₄/m³ de esgoto tratado para tratamentos aeróbios; por outro lado, os anaeróbios apresentaram um resultado de emissão cerca de 3 vezes superior.

Em geral, os resultados das emissões reais foram consideravelmente superiores aos utilizando o dado da base ecoinvent (2021). O tratamento com menor emissão foi LODOS ATIVADOS COM REMOÇÃO DE N E/OU P, conforme dados apresentados na tabela 5. Este também foi o tratamento que obteve resultados mais próximos do dado da ecoinvent - entretanto, ainda 10x maior que o valor teórico. Em seguida, as menores emissões foram da LAGOA AERÓBIA e a combinação de 2 TRATAMENTOS. O tratamento com maior emissão foi a LAGOA MISTA, dado que é coerente com o esperado para sistemas que envolvem processos anaeróbios (IPCC, 2006).

O tratamento de esgoto mais aplicado no Brasil de acordo com a vazão volumétrica de lançamento é a combinação de 2 TRATAMENTOS (35,81%), seguido de LODOS ATIVADOS COM REMOÇÃO DE N E/OU P (35,23%). Por outro lado, o tratamento menos aplicado é o de LAGOA MISTA, que também é o que mais emite metano.

Dentro da combinação de 2 TRATAMENTOS, o tratamento com menor emissão de metano é LAGOA AERADA + LAGOA DE DECANTAÇÃO/FACULTATIVA/MATURAÇÃO, usado para tratar 5,68% do efluente lançado anualmente. O segundo em menor emissão é também o mais aplicado, REATOR ANAERÓBIO + LODOS ATIVADOS (52,94%). Apesar desta combinação se mostrar eficiente, a combinação LODOS ATIVADOS + REATOR ANAERÓBIO ficou em penúltimo lugar das tecnologias analisadas, apontando para uma possível influência da ordem de execução dos processos.

Outra combinação de tratamentos comumente utilizada é a de LAGOA ANAERÓBIA + LAGOA FACULTATIVA (18,50%), e a nona com menor emissão; sendo assim, apesar de ser a terceira mais aplicada, não se mostra tão eficiente na remoção de DBO por ter dois tratamentos baseados no processo anaeróbio.

A terceira combinação de menor emissão é a de REATOR ANAERÓBIO + LAGOA AERADA, aplicada em 3,38% do volume de efluente lançado por ano no país.

Dados os resultados das emissões, é possível propor um novo fator de emissão em quilogramas de metano por metro cúbico de efluente tratado a ser utilizado na modelagem de análise de ciclo de vida, com dados reais do tratamento de esgoto doméstico no Brasil conforme a ANA (2013), para os principais tratamentos utilizados (tabela 5).

O fator total para o país, dadas as premissas consideradas, é 0,0375499 kg CH₄/m³ efluente tratado, cerca de 75 vezes maior que o cálculo da emissão realizado pelo fator da baseecoinvent (2021). Dentre os possíveis fatores para a divergência encontrada, pode-se destacar que o fator de emissão adotado pela base é resultado de um mix de tecnologias não especificadas, com dados obtidos de ETEs suíças há mais de duas décadas, não havendo um fator específico por tecnologia utilizada na ETE a ter seu perfil de emissão modelado pela ACV.

Ademais, deve-se considerar a passagem temporal entre as premissas utilizadas da baseecoinvent (2021) e os dados brasileiros analisados da ANA (2013). É possível que esta reflita em divergências climáticas que afetam as temperaturas dos processos, e conseqüentemente sua emissão de metano, além das leis ambientais que podem influenciar na eficiência de remoção da carga orgânica das ETEs avaliadas (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005), e não são especificadas na base.

Classificação Tratamento	ANA (2013)				ECOINVENT (2021)				Proposta Fator (kg CH4/m ³ efluente tratado)
	Vazão de lançamento de efluente (m ³ /ano)	Emissão de CH4 (kg CH4/ano)	Emissões de CO2e (kg CO2e/ano)	Vazão de lançamento de efluente (m ³ /ano)	Emissão de CH4 (kg CH4/ano)	Emissões de CO2e (kg CO2e/ano)	Razão dado ANA/ECOINVENT		
Tratamento Aeróbio	600.081.804	15.353.949	429.910.577	600.081.804	301.481	8.441.471	50,93	0,0255864	
Tratamento Anaeróbio	72.595.708	5.937.538	166.251.060	72.595.708	36.472	1.021.218	162,80	0,0817891	
2 Tratamentos	429.810.725	15.510.930	434.306.044	429.810.725	215.937	6.046.233	71,83	0,0360878	
3 Tratamentos	97.612.749	8.261.259	231.315.241	97.612.749	49.041	1.373.138	168,46	0,0846330	
Filtro Biológico	51.003.794	4.248.819	118.966.932	51.003.794	25.624	7.17.481	165,81	0,0833040	
Lagoa Aerada	10.182.957	737.399	20.647.180	10.182.957	5.116	143.246	144,14	0,0724150	
Lagoa Aeróbia	541.961	3.048	85.339	541.961	272	7.624	11,19	0,0056237	
Lagoa Anaeróbia	21.727.652	938.875	26.288.497	21.727.652	10.916	305.647	86,01	0,0432111	
Lagoa Facultativa	21.102.796	1.810.149	50.684.169	21.102.796	10.602	296.857	170,74	0,0857777	
Lagoa Mista	17.356	2.479	69.414	17.356	9	244	284,31	0,1428363	
Lodos Ativado	94.421.947	6.361.267	178.115.468	94.421.947	47.438	1.328.252	134,10	0,0673706	
Lodos Ativados com Remoção de N e/ou P	422.810.994	2.190.788	61.342.075	422.810.994	212.420	5.947.767	10,31	0,0051815	
Tanque Séptico	1.640.595	82.130	2.299.653	1.640.595	824	23.079	99,64	0,0500614	
UASB	49.227.461	4.916.532	137.662.909	49.227.461	24.732	692.493	198,79	0,0998738	
Total Geral	1.200.100.986	45.063.676	1.261.782.922	1.200.100.986	602.931	16.882.061	74,74	0,0375499	

Tabela 5 – Emissões de metano por volume de efluente tratado no Brasil, com base nos dados da ANA (2013) e da base ecoinvent (2021)

6.2. Resultados das Emissões de Metano na Cidade do Rio de Janeiro

No município do Rio de Janeiro, há duas EPCs, isto é, estações de pré-condicionamento que realizam apenas o tratamento primário, cuja função é remover sólidos e material flutuante do esgoto. O efluente lançado destas é redirecionado para as ETEs, para seguir com o tratamento secundário, ou é lançado diretamente nos corpos receptores.

A cidade trata seu esgoto doméstico em 19 ETEs, que recebem esgotos de outros municípios também. A principal estação de tratamento é a ETE ALEGRIA, localizada no bairro Caju. Esta é responsável por 53,53% do volume de efluente lançado anualmente no município, e utiliza o tratamento secundário do tipo LODOS ATIVADOS. A segunda maior estação da cidade é a ETE PENHA, que trata 21,41% do esgoto lançado, também via LODOS ATIVADOS. Este é aplicado em 96,17% do volume de efluente tratado na cidade. Além deste tipo de tratamento, também é possível encontrar no Rio de Janeiro os tratamentos de LODOS ATIVADOS COM REMOÇÃO DE N E/OU P (2,49%) e a combinação de 2 TRATAMENTOS (1,34%), que é feita exclusivamente por REATOR ANAERÓBIO + FILTRO BIOLÓGICO.

Ao comparar os resultados da ANA (2013), nota-se que as ETEs obtiveram resultados de emissão de CH₄ próximo entre as mesmas – resultado este esperado, uma vez que a maior parte do volume de efluentes domésticos da cidade é tratado com a mesma tecnologia (LODOS ATIVADOS).

Em termos de emissão de metano, o município apresentou um fator total de 0,0674930 kg CH₄/m³ efluente tratado. Em comparação com o fator de emissão da baseecoinvent (2021), o Rio de Janeiro obteve um fator 134 vezes maior – uma divergência ainda mais significativa que o total Brasil. Isto pode ser explicado pela utilização majoritária da tecnologia de LODOS ATIVADOS na cidade, enquanto para o Brasil a combinação de 2 TRATAMENTOS é tão relevante para o volume de esgoto tratado quanto LODOS ATIVADOS. De forma análoga, um mix desconhecido de tecnologias é considerado no dado da baseecoinvent (2021).

Nome ETE	Classificação Tratamento	ANA (2013)				ECOINVENT (2021)				Proposta Fator (kg CH4/m³ efluente tratado)
		Vazão de lançamento de efluente (m³/ano)	Emissão de CH4 (kg CH4/ano)	Emissões de CO2e (kg CO2e/ano)	Vazão de lançamento de efluente (m³/ano)	Emissão de CH4 (kg CH4/ano)	Emissões de CO2e (kg CO2e/ano)	Razão dado ATA/ECOINVENT		
ETE ALEGRIA	Lodos Ativados	4.822.105	325.495	9.113.869	4.822.105	2.423	67.834	134,36	0,0675007	
ETE BARRA BONITA	Lodos Ativados	265.585	17.905	501.352	265.585	133	3.736	134,19	0,0674188	
ETE DEODORO	Lodos Ativados	421.913	28.479	797.405	421.913	212	5.935	134,35	0,0674992	
ETE ILHA DO GOVERNADOR	Lodos Ativados	405.734	27.384	766.745	405.734	204	5.708	134,34	0,0674920	
ETE NOVA CIDADE	Lodos Ativados com Remoção de N e/ou P	97.505	6.570	183.960	97.505	49	1.372	134,12	0,0673813	
ETE NOVO HORIZONTE 1	Lodos Ativados	20.209	1.358	38.018	20.209	10	284	133,73	0,0671875	
ETE NOVO HORIZONTE 2	Lodos Ativados	60.497	4.065	113.810	60.497	30	851	133,73	0,0671875	
ETE PEDRA DE GUARATIBA	2 Tratamentos	120.502	8.129	227.620	120.502	61	1.695	134,28	0,0674619	
ETE PENHA	Lodos Ativados	1.928.999	130.200	3.645.597	1.928.999	969	27.136	134,35	0,0674961	
ETE RECREIO	Lodos Ativados	120.468	8.138	227.865	120.468	61	1.695	134,46	0,0675538	
ETE SANTA MARIA	Lodos Ativados	2.052	158	4.415	2.052	1	29	152,97	0,0768519	
ETE SEPETIBA	Lodos Ativados	180.656	12.203	341.675	180.656	91	2.541	134,45	0,0675465	
ETE VALO DA PAVUNA	Lodos Ativados	4.113	280	7.849	4.113	2	58	135,67	0,0681624	
ETE VARGEM GRANDE	Lodos Ativados	265.585	17.905	501.352	265.585	133	3.736	134,19	0,0674188	
ETE VARGEM PEQUENA	Lodos Ativados	132.477	8.953	250.676	132.477	67	1.864	134,51	0,0675794	
ETE VILA CATIRI	Lodos Ativados com Remoção de N e/ou P	8.988	604	16.924	8.988	5	126	133,86	0,0672515	
ETE VILA DO CÉU	Lodos Ativados com Remoção de N e/ou P	79.905	5.387	150.847	79.905	40	1.124	134,20	0,0674227	
ETE VILA KENNEDY	Lodos Ativados	33.054	2.234	62.546	33.054	17	465	134,51	0,0675794	
ETE VILAR CARIOCA	Lodos Ativados com Remoção de N e/ou P	37.691	2.532	70.886	37.691	19	530	133,70	0,0671687	
Total Geral		9.008.036	607.979	17.023.413	9.008.036	4.526	126.718	134,34	0,0674930	

Tabela 6 – Emissões de metano por volume de efluente tratado no município do Rio de Janeiro, com base nos dados da ANA (2013) e da base ecoinvent (2021).

7. CONCLUSÃO

Ao analisar os dados obtidos do relatório da ANA (2013), foi encontrado um fator de emissão de 0,0375499 kg CH₄/m³ efluente tratado para o total Brasil e 0,0674930 kg CH₄/m³ efluente tratado para o município do Rio de Janeiro – sendo o primeiro 75 vezes maior que o fator proposto pela baseecoinvent (2021) e o segundo 134 vezes maior. Assim, a utilização do fator da base em inventário de emissão de GEE em ACVs não é ideal, uma vez que não reflete a realidade presente nas ETEs brasileiras.

A divergência entre o perfil de emissão nacional e regional *versus* o padrão utilizado da base era esperada, uma vez que as premissas utilizadas para o cálculo do fator da base são desconhecidas em sua exatidão, como as tecnologias aplicadas nas ETEs avaliadas. Além disso, fatores climáticos, socioambientais e socioeconômicos podem influenciar na disparidade de eficiência de remoção de DBO entre tratamentos secundários aplicados em países desenvolvidos e subdesenvolvidos (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005), seja por divergências naturais, legislativas ou culturais, como no caso da Suíça e do Brasil, que podem impactar desde a qualidade da água oferecida à população, quanto ao seu uso e descarte.

Sugere-se o aprofundamento no estudo através da determinação do fator de emissão de GEE para o esgoto coletado e não tratado e para o não coletado, uma vez que estes ainda representam uma quantidade significativa para o total de efluentes domésticos gerados no Brasil e no município do Rio de Janeiro (ANA, 2013; NAÇÕES UNIDAS NO BRASIL, 2021; RIANELLI, 2022). Também é recomendada uma análise mais completa para o Rio de Janeiro, avaliando-se subregiões dentro da cidade e suas particularidades, além de fatores socioeconômicos que possam influenciar na geração, coleta, tratamento e descarte dos efluentes sanitários domésticos.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AL-HASHIMI, A. I.; HUSSAIN, H. T. STABILIZATION POND FOR WASTEWATER TREATMENT. **European Scientific Journal**, v. 9, n. 14, p. 1857–7881, mai. 2013.

ALVES, J. W. S.; VIEIRA, S. M. M. **Inventário Nacional de Emissões de Metano pelo Manejo de Resíduos**. São Paulo: CETESB, 1998.

ANA. **Banco de Dados Georreferenciado**. Brasília: 2013. Disponível em: <<https://app.powerbi.com/view?r=eyJrljoiZjA1ZjQwZWUtYmRkYS00YjM0LWFhMjltMTMyOTQ0NDIjNGQyYliwidCI6ImUwYmI0MDEyLTgxMGItNDY5YS04YjRkLTY2N2ZjZDFiYWY4OCJ9>>. Acesso em: 11 dez. 2022.

ANA. **Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas**. Brasília: 2017. Disponível em: <<http://atlasesgotos.ana.gov.br/>>. Acesso em: 9 dez. 2022.

ANDREOLI, C. V. (Coord.). **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. 1. ed. Curitiba: ABES, 2009.

ARNESEN, A. S. et al. **Avaliação da adoção do parâmetro carbono orgânico total em substituição à demanda bioquímica de oxigênio para monitoramento da qualidade de corpos d'água superficiais**. Disponível em: <<https://tratamentodeagua.com.br/artigo/carbono-organico-total-monitoramento-qualidade-corpos-dagua/>>. Acesso em: 9 dez. 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro: 1993. Disponível em: <https://www.acquasana.com.br/legislacao/nbr_7229.pdf>. Acesso em: 9 dez. 2022.

BÁREA, L. C. **RALF, Reator Anaeróbio de Manto de Lodo e Fluxo Ascendente reduzindo custos e economizando energia no Tratamento de Esgotos**. Curitiba: SANEPAR, mar. 2006.

BENTO, A. P. **TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO COM SUPORTES PARA O DESENVOLVIMENTO DE**

PERIFITON - BIOFILME. Tese (Doutorado). Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, jun. 2005.

BEUX, S. AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE ABATEDOURO EM DIGESTORES ANAERÓBIOS DE DUAS FASES PONTA GROSSA. Dissertação (Mestrado). Ponta Grossa: UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA, 2 fev. 2005.

BITTON, GABRIEL. Wastewater Microbiology. 3. ed. [s.l.] Wiley-Liss, 2005.

BRASIL; MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA. Inventário de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa não controlados pelo Protocolo de Montreal: comunicação inicial do Brasil – Parte II. Brasília: 2004.

BRASIL; MINISTÉRIO DA CIÊNCIA TECNOLOGIA E INOVAÇÃO. Terceira Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima – Sumário Executivo. Brasília: 2016.

BRASIL; MINISTÉRIO DA CIÊNCIA TECNOLOGIA E INOVAÇÕES. QUARTA COMUNICAÇÃO NACIONAL DO BRASIL À CONVENÇÃO-QUADRO DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MUDANÇA DO CLIMA. Brasília: 2021.

BRASIL; MINISTÉRIO DAS CIDADES; SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Processos de tratamento de esgotos: guia do profissional em treinamento: nível 1. Brasília: 2008.

BRASIL; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº. 430/2011. Brasília: 2011. Disponível em: <<http://conama.mma.gov.br/>>. Acesso em: 9 dez. 2022.

CASSERES, E. M.; SCHAEFFER, R. O papel do metano no aquecimento global e a COP26. Nexo Jornal, 2022. Disponível em: <<https://pp.nexojornal.com.br/perguntas-que-a-ciencia-ja-respondeu/2022/O-papel-do-metano-no-aquecimento-global-e-a-COP26>>. Acesso em: 9 dez. 2022.

CASTRO, A. L. et al. Análise da viabilidade técnica da adaptação de dados internacionais de inventário de ciclo de vida para o contexto brasileiro: um estudo de caso do concreto para paredes moldadas no local. Anais do 57º

Congresso Brasileiro do Concreto (CBC2015). **Anais...** Bonito, Mato Grosso do Sul: IBRACON, out. 2015.

CEDAE. **Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: [s.d.]. Disponível em: <<https://cedae.com.br/>>. Acesso em: 10 dez. 2022.

CETESB. **Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo: Apêndice E - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade**. São Paulo: CETESB, 2018.

CHAN, Y. J. et al. A review on anaerobic–aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 155, n. 1–2, p. 1–18, 1 dez. 2009.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores Anaeróbios**. v. 5. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 1997.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. 2 ed., v. 5. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 2007.

DE SOUZA, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. **Revista DAE**, v. 4, n. 137, p. 88–94, 1984.

DOKA, G. Part IV: Wastewater Treatment. In: DOKA, G. **Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services**. Dübendorf: ecoinvent report No. 13, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, p. IV.1-IV.54, dez. 2003.

ECOINVENT. **ecoinvent 3.8 Database**. Zurich: 2021. Disponível em: <<https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database/>>. Acesso em: 9 dez. 2022.

ECOINVENT. **ecoinvent Database**. Zurich: [s.d.]. Disponível em: <<https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database/>>. Acesso em: 12 dez. 2022.

FORESTI, E. et al. Fundamentos do Tratamento Anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, p. 29–52, 1999.

FUSATI. **O Que é Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)?** [s.l.]: FUSATI, 2021. Disponível em: <<https://www.fusati.com.br/o-que-e-demanda-bioquimica-de-oxigenio-dbo/>>. Acesso em: 12 dez. 2022.

GIANNETTI, B. F. et al. Inventário de ciclo de vida da manufatura de seringas odontológicas. **Production**, v. 18, n. 1, p. 155–169, 2008.

GT AGENDA 2030. **VI Relatório Luz da Sociedade Civil da Agenda 2030 de Desenvolvimento Sustentável Brasil**GT Agenda 2030. [s.l.]: 2022. Disponível em: <<https://gtagenda2030.org.br/relatorio-luz/relatorio-luz-2022/>>. Acesso em: 9 dez. 2022.

HAMZA, R. A.; IORHEMEN, O. T.; TAY, J. H. Anaerobic-aerobic granular system for high-strength wastewater treatment in lagoons. **Advances in environmental research 2016, Vol. 5, Pages 169-178**, v. 5, n. 3, p. 169–178, 25 set. 2016.

HODZIC, E. **Total organic carbon (TOC) and chemical oxygen demand (COD) - Monitoring of organic pollutants in wastewater**. Monografia (Graduação). Uppsala: Uppsala University, 2011.

IGLESIA, M. R. DE LA. **AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA PILOTO COMPOSTO DE REATOR UASB SEGUIDO DE LAGOA AERADA AERÓBIA E LAGOA DE DECANTAÇÃO NO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS COM ELEVADA CONTRIBUIÇÃO DE DESPEJOS INDUSTRIAIS**. Dissertação (Mestrado). São Paulo: Universidade de São Paulo, 2004.

INCT EM ETES SUSTENTÁVEIS. **Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para tratamento de esgoto**. [s.l.]: Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em ETes Sustentáveis, 2020. Disponível em: <<http://etes-sustentaveis.org/acv-tratamento-esgoto/>>. Acesso em: 9 dez. 2022.

IPCC. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. [s.l.]: IPCC, 2006.

IPCC. **Fifth Assessment Report**. [s.l.]: IPCC, 2014. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/assessment-report/ar5/>>. Acesso em: 9 dez. 2022.

IPCC. **Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability IPCC — Intergovernmental Panel on Climate Change**. [s.l.]: IPCC, 2022. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/>>. Acesso em: 9 dez. 2022.

JOSÉ DALTRO FILHO. A tecnologia da digestão anaeróbia para o tratamento de despejos líquidos. **Revista DAE-SABESP**, n. 163, p. 1–4, 1992.

MACINTYRE, A. J. **Manual de Instalações: Prediais e Industriais**. 4. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2010.

MCCARTY, P. L. Anaerobic Waste Treatment Fundamentals. **Public Works, part. I, Chemistry and Microbiology**, p. 107–112, set. 1964.

METZGER, J. P. W. Uma visão global da fragmentação. **Página 22**, n. 5, p. 49–51, 2007.

MITTAL, G. S. Treatment of wastewater from abattoirs before land application — a review. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 9, p. 1119–1135, 1 jun. 2006.

MONNET, F. **An Introduction to Anaerobic Digestion of Organic Wastes**. [s.l.]: Remade Scotland, 48 p., 2003.

NAÇÕES UNIDAS NO BRASIL. **OMS: Para cada dólar investido em água e saneamento, economiza-se 4,3 dólares em saúde global**. Brasília: As Nações Unidas no Brasil, 2014. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/55290-oms-para-cada-dolar-investido-em-agua-e-saneamento-economiza-se-43-dolares-em-saude-global>>. Acesso em: 9 dez. 2022.

NAÇÕES UNIDAS NO BRASIL. **3,6 bilhões de pessoas vivem sem saneamento seguro**. Brasília: As Nações Unidas no Brasil, 2017. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/159303-36-bilhoes-de-pessoas-vivem-sem-saneamento-seguro>>. Acesso em: 9 dez. 2022.

NUVOLARI, A. (Coord.). **ESGOTO SANITÁRIO: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. 2. ed. São Paulo: Blucher, 2011.

OLIVEIRA, C. M. R. **APLICABILIDADE DE SISTEMAS SIMPLIFICADOS PARA ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE CIDADES DE PEQUENO PORTE**. Monografia (Graduação). Juiz de Fora: Universidade Federal de Juiz de Fora, 18 jul. 2014.

OLIVEIRA, E. N. DE et al. Estudo bibliográfico das tecnologias utilizadas no tratamento do esgoto e a legislação em vigor no Brasil. **Natural Resources**, v. 9, n. 1, p. 20–27, 20 jun. 2019.

ORTIZ, G. **Aula 7 – Sistemas de lagoas anaeróbias e lagoas aeradas. Tratamento de Águas Residuárias**. [s.l.]: Notas de Aula, 2013.

PEREIRA, D. A. DOS S. **Implementação e Validação de um Método Analítico para Determinação de Carbono Orgânico Total**. Dissertação (Mestrado), Lisboa: Universidade Nova de Lisboa, set. 2016.

PIMENTA, H. C. D. et al. **O ESGOTO: A IMPORTÂNCIA DO TRATAMENTO E AS OPÇÕES TECNOLÓGICAS**. XXII Encontro Nacional de Engenharia de Produção (ENEGEP). **Anais...**Curitiba: ENEGEP 2002, out. 2002.

RIANELLI, E. **Levantamento mostra que estações de tratamento de esgoto do Rio operam abaixo da capacidade**. Rio de Janeiro: Portal G1, 2022. Disponível em: <<https://g1.globo.com/rj/rio-de-janeiro/noticia/2022/01/18/levantamento-mostra-que-estacoes-de-tratamento-de-esgoto-do-rio-operam-abaixo-da-capacidade.ghtml>>. Acesso em: 10 dez. 2022.

RIO DE JANEIRO; FUNDAÇÃO INSTITUTO DAS ÁGUAS DO MUNICÍPIO DO RIO DE JANEIRO. **REVISÃO DO PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO PARA OS SERVIÇOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA E ESGOTAMENTO SANITÁRIO (PMSB-AE) DO MUNICÍPIO DO RIO DE JANEIRO - RJ**. Rio de Janeiro: [s.n.], 2021. Disponível em: <www.drz.com.br>.

SALLES, N. A. **Cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário em sistemas de lagoas aeradas e de lodos ativados: abordagem utilizando o ASM**. Dissertação (Mestrado). São Paulo: Universidade de São Paulo, 2019.

SANTOS, M. DE L. F. DOS.; BASTOS, R. K. XAVIER.; AISSE, M. MANSUR. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

SEEG. **Análise das Emissões Brasileiras de Gases de Efeito Estufa e suas Implicações para as Metas de Clima no Brasil (1970-2019)**. [s.l.]: SEEG, 2020.

Disponível em: <<https://seeg.eco.br/documentos-analiticos>>. Acesso em: 9 dez. 2022.

SEEG. **Emissões Totais**. [s.l.]: SEEG, [s.d.]. Disponível em: <https://plataforma.seeg.eco.br/total_emission>. Acesso em: 9 dez. 2022.

SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO. **Sistemas de Tratamento de Esgoto**. Aracruz: SAAE, 2006.

SNIS. **25º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto**. [s.l.]: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, dez. 2020.

SUPERBAC. **DBO: o que é e qual sua importância para o tratamento de esgotos?** [s.l.]: SuperBAC, 2019. Disponível em: <<https://blog.superbac.com.br/ambiental/dbo-o-que-e-e-qual-sua-importancia-para-o-tratamento-de-esgotos/>>. Acesso em: 11 dez. 2022.

TRUPPEL, A. **Redução de odores de uma lagoa de estabilização de esgoto sanitário e avaliação da qualidade de seu efluente**. Dissertação (Mestrado). Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2002.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. DA. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu - SP. **Eclética Química**, v. 22, p. 49–66, 1997.

VERSIANI, B. M. **DESEMPENHO DE UM REATOR UASB SUBMETIDO A DIFERENTES CONDIÇÕES OPERACIONAIS TRATANDO ESGOTOS SANITÁRIOS DO CAMPUS DA UFRJ**. Dissertação (Mestrado). Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, out. 2005.

VON SPERLING, MARCOS.; CHERNICHARO, C. A. DE LEMOS. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. [s.l.]: IWA, 2005.

WILLERS, C. D.; RODRIGUES, L. B.; DA SILVA, C. A. Avaliação do ciclo de vida no Brasil: uma investigação nas principais bases científicas nacionais. **Production**, v. 23, n. 2, p. 436–447, 2013.