

ISSN 2764-5576

cadernos técnicos engenharia sanitária e ambiental

Órgão Oficial de Informação Técnica da ABES - Rio de Janeiro



Vol. 3 | nº 4 | 2023 | OUT/DEZ

 **ABES** ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL 
Capítulo Nacional da AIDIS

 **inct**
ETEs Sustentáveis

A Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, em conjunto com o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, apresenta mais uma edição dos Cadernos de Nota Técnica ESA (CTESA), onde tem por objetivo a publicação de contribuições técnicas e científicas nas áreas de saneamento, e suas interfaces. As contribuições são publicadas após aprovação do conselho editorial formado exclusivamente para este fim. Os artigos publicados não refletem necessariamente a opinião da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES).

INCT ETES SUSTENTÁVEIS

Coordenação Geral

Cesar Rossas Mota Filho
André Bezerra dos Santos

Coordenadores Institucionais

Cesar Rossas Mota Filho
André Bezerra dos Santos
Lourdinha Florêncio
Paula Loureiro Paulo
Ramiro Gonçalves Etchepare
Rodrigo de Freitas Bueno

Cadernos Técnicos ESA

Colaboração
Câmara Técnica de Tratamento de Esgoto (CTTE) da ABES

Conselho Editorial Geral

Cesar Rossas Mota Filho
André Bezerra dos Santos

Editor associado

Lourdinha Florêncio

Revisão, validação e editoração

Livia Cristina da Silva Lobato
Tiago Borges Ferreira
Vera Tainá Franco Vidal Mota

Correspondência

Avenida Beira Mar, 216, 13º andar
CEP: 20021-060 – Rio de Janeiro (RJ), Brasil
Tel.: (21) 2277-3900
E-mail: esa@abes-dn.org.br

PRODUÇÃO EDITORIAL



Estatuto em Vigor: Alteração de Estatuto referendado pela Assembleia Geral Extraordinária realizada no Rio de Janeiro (RJ) em 08 de julho de 2011. Essa nova versão do Estatuto recebeu protocolo número 201108081358447 e foi averbada na matrícula número 1244 do Registro Civil de Pessoas Jurídicas do Rio de Janeiro em 25 de agosto de 2011.

cadernos técnicos engenharia sanitária e ambiental

Cadernos Técnico Eng Sanit Ambient | v.3 n.4 | 2023 | out/dez



Créditos da imagem da capa: dreamstime.com/Andrey Kekyalayaynen

CORPO EDITORIAL PERMANENTE

Editor Geral: André Bezerra dos Santos, Universidade Federal do Ceará, Brasil
Editor Geral Adjunto: Maurício Alves da Motta Sobrinho, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil
Editor Coordenador: Allan Rodrigues, Abes, Brasil

EDITORES ASSOCIADOS

Davi Gasparini Fernandes Cunha, Universidade de São Paulo, Brasil
Jorge M.G.P. Isidoro, Universidade do Algarve, Portugal
Lisete Celina Lange, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil
Luciano Matos Queiroz, Universidade Federal da Bahia, Brasil
Luiza Girard Teixeira, Universidade Federal do Pará, Brasil
Maurício Alves da Motta Sobrinho, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil
Melissa Gurgel Adeodato Vieira, Universidade Estadual de Campinas, Brasil
Paula Loureiro Paulo, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Brasil
Paulo Sérgio Scalize, Universidade Federal de Goiás, Brasil
Raul Muñoz, Universidad de Valladolid, Spain
Rodrigo Moruzzi, Universidade Estadual Paulista, Brasil

Revista Engenharia Sanitária e Ambiental Fundada com o título Engenharia Sanitária em 1962 (vol.1, n.1, jun de 1962) com formato 18,0 x 26,0 cm, até o vol.12, n.3, quando foi adotado o formato A4. A partir do vol.28, abr./jun. de 1989, passou a chamar-se BIO, com o formato 21,0 x 28,0 cm, sendo a Engenharia Sanitária transformada em encarte técnico da BIO. A partir de 1996, retorna a Engenharia Sanitária, desta feita incorporando a palavra Ambiental (Ano I, n.1, jan./mar. 1996).

DIRETORIA NACIONAL

Presidente: Alceu Guérios Bittencourt; **Vice-Presidente:** Mario Cezar Guerino; **Secretário Geral:** Marcel Costa Sanches; **Secretário Geral Adjunto:** Lucio Henrique Bandeira; **Tesoureiro Geral:** Maria Lúcia B. Coelho Silva; **Tesoureiro Adjunto:** Álvaro José Menezes da Costa; **Diretor Sul:** Luiz Henrique Bucco; **Diretor Sudeste:** Nelson Cunha Guimarães; **Diretor Centro-Oeste:** Marcos Elano F. Montenegro; **Diretora Nordeste:** Vanessa Britto Silveira Cardoso; **Diretor Norte:** Haroldo Costa Bezerra; **Coordenador de Relações Internacionais:** Carlos Alberto Rosito; **Coordenador do Programa Jovens Profissionais do Saneamento:** Witan Silva.

CONSELHO FISCAL

Efetivos: Edson Melo Filizzola (GO), Hélio Nazareno Padula Filho (SP), Reynaldo Eduardo Young Ribeiro (SP).

Suplentes: Emerson José dos Santos (SP), Marcio Tadeu Pedrosa (MG), Miguel Mansur Aisse (PR).

CONSELHO DIRETOR

Membros Natos: Antônio César da Costa e Silva (SP), Antônio Marsiglia Netto (SP), Carlos Alberto Rosito (RJ), Cassilda Teixeira de Carvalho (MG), Clovis Francisco do Nascimento Filho (RJ), Dante Ragazzi Pauli (SP), Hugo de Mattos Santos (RJ), João Alberto Viol (SP), José Aurélio Boranga (SP), José Carlos Vieira (RJ), Lineu Rodrigues Alonso (SP), Luiz Otávio Mota Pereira (PA), Nelson Rodrigues Nucci (SP), Paulo Cezar Pinto (RJ), Roberval Tavares de Souza (SP) e Walter Pinto Costa (RJ).

Diretoria da Seção Estadual

Cheila Santos de Oliveira - Presidente

Valdete dos Santos Araújo - Vice-Presidente

Rainier Pedraça de Azevedo - 1º Secretário

Arlindo Sales Pinto - 2º Secretário

Paulo Rodrigues de Souza - 1º Tesoureiro

Conselho Consultivo

Cheila Santos de Oliveira

Joabe Silva de Araujo

Paulo Ricardo Fernandes Diógenes

Conselho Fiscal Estadual

Josilene Monteiro Jeffres

Elionara Pereira N. da Silva

Etianne Monteiro Braga

Representante(s) junto ao Conselho Diretor

Cheila Santos de Oliveira - Membro Nato

Presidentes das Seções Estaduais (2023-2025)

Cheila Santos de Oliveira(AM)

César Silva Ramos(BA)

Gleyciane Nobre Rocha(CE)

Fuad Moura Guimarães Braga(DF)

Nadja Lima Gorza(ES)

Juliana Matos De Sousa(GO)

Jorge Ricardo Athayde Rocha(MA)

André Amaral Horta(MG)

Ariel Ortiz Gomes(MS)

Davi Cavalcante de Oliveira(PA)

José Dantas de Lima(PB)

Djair Barros Falcão(PE)

Selma Aparecida Cubas(PR)

Eduardo Pacheco Jordão(RJ)

Maria Geny Formiga de Farias(RN)

Paulo Robinson Silva Samuel (RS)

Gerson Antonio Panarotto (Subseção SERRA/RS)

Isabel Cristina Pereira Alves(SE)

Sebastião dos Reis Salvador(SC)

Luiz Roberto Gravina Pladevall(SP)

Ricardo Tierno (Subseção Centro Paulista/SP)

Jorge Luiz Monteiro(Subseção Cone Leste Paulista/SP)

Humberto do Nascimento

Ferreira(Subseção LITORAL PAULISTA/SP)

Leila Maria Sotocorno e Silva(Subseção

NOROESTE PAULISTA / SP)

Regina Cristina Silva Spirlandelli (Subseção

NORTE PAULISTA/SP)

Sumário

Cadernos Técnico Eng Sanit Ambient • v.3 n.4 • 2023 • p. 1-136

1 Editorial

André Bezerra dos Santos, Maurício Alves da Motta Sobrinho

3 Nota Técnica 1 - Caracterização qualitativa do esgoto bruto

Technical Note 1 - Qualitative characterization of raw sewage

Shyrlane Torres Soares Veras, Oucilane Ingret Moreno Alves, Julliana Melo Pinheiro de Araújo, Cláudio Leite de Souza, André Bezerra dos Santos, Lourdinha Florencio

15 Nota Técnica 2 - Micropoluentes (fármacos, desreguladores endócrinos e congêneres)

Technical Note 2 - Micro-pollutants (pharmaceuticals, endocrine disruptors, and congeners)

Luiz Galdino da Silva, Shyrlane Torres Soares Veras, Betina Andrade Salviano, Lucas Vassalle de Castro, Lívia Cristina da Silva Lobato, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo, Lourdinha Florencio, Mario Takayuki Kato

29 Nota Técnica 3 - Produtos de cuidado pessoal

Technical Note 3 - Personal care products

Paula Loureiro Paulo, Ingrid Moreno Mamedes, Mario Takayuki Kato, Marc Árpád Boncz

37 Nota Técnica 4 - Surfactantes em esgoto sanitário e no meio ambiente: presença, remoção e toxicidade

Technical Note 4 - Surfactants in domestic sewage and in the environment: presence, removal and toxicity

Luiz Galdino da Silva, Shyrlane Torres Soares Veras, Emmanuelle Machado Maia Nogueira, Rafael Pessoa Santos Brochado, Idayana da Costa Marinho, Danúbia Maria da Silva Freitas, Fabrício Motteran, Paula Loureiro Paulo, Mário Takayuki Kato

53 Nota Técnica 5 - Óleo de cozinha: problemática do descarte inadequado e soluções para o seu gerenciamento

Technical Note 5 - Cooking oil: problem of improper disposal and solutions for its management

Vera Tainá Mota, Marcela França Dias, Lívia Cristina da Silva Lobato, Bruna Soares Fernandes, Karine Diniz Soares, Saulo Nonato de Souza, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

69 Nota Técnica 6 - Avaliação dos efeitos do descarte de papel higiênico nos sistemas de esgotamento sanitário e na gestão de resíduos sólidos

Technical Note 6 - Evaluation of the impact of toilet paper disposal on wastewater systems and solid waste management

Rafael Pessoa Santos Brochado, Marcela França Dias, Lívia Cristina da Silva Lobato, Izabel Cristina Chiodi de Freitas, Devson Paulo Palma Gomes, José Roberto Santo de Carvalho, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

89 Nota Técnica 7 - Manejo de efluentes de banheiros químicos e efeitos do seu descarte em sistemas de tratamento anaeróbio de esgotos

Technical Note 7 - Management of effluents from chemical toilets and the effects of their disposal in anaerobic treatment systems

Isabela Meline Simões Lopes, Bruna Coelho Lopes, Lucas Antônio de Oliveira Melgaço, André Bezerra dos Santos, Thiago de Alencar Neves, Cesar Rossas Mota Filho

95 Nota Técnica 8 - Codisposição de lodo de tanque séptico em estações de tratamento de esgoto

Technical Note 8 - Codisposition of septic tank sludge in waste water treatment plants

Guilherme Samways, Cleverson Vitorio Andreoli, Miguel Mansur Aisse, Julio Cesar Rietow, Gustavo Rafael Collere Possetti, Alexandre Klas Bico

113 Nota Técnica 9 - Considerações sobre a disposição de lodo de estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgoto

Technical Note 9 - Considerations on the disposal of sludge from water treatment plants in sewage treatment plants

Bruna Coelho Lopes, César Rossas Mota Filho

125 Nota Técnica 10 - Lixiviado de aterro sanitário lançado em estações de tratamento de esgoto

Technical Note 10 - Landfill leachate released into sewage treatment plants

Ellen Caroline Baettker, Julio Cesar Rietow, Lívia Cristina Silva Lobato, Miguel Mansur Aisse

Editorial

No ano de 2021, a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) criou o periódico nacional intitulado “Cadernos Técnicos de Engenharia Sanitária e Ambiental (CTESA)”. Os CTESA já se configuram como um importante veículo de informação técnica e científica da comunidade Brasileira, já tendo publicado um conjunto de coletâneas de Notas Técnicas (NTs) em parceria com Instituto de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto (INCT ETEs Sustentáveis), assim como cadernos temáticos com os melhores trabalhos de congressos importantes como Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (CBESA) e Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (SILUBESA).

As coletâneas de notas técnicas publicadas em parceria com o INCT ETEs Sustentáveis abordaram as seguintes temáticas: Avanços nas ferramentas e técnicas para estimativa de produção e tratamento de biogás em ETEs de esgoto com reatores anaeróbios; Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios; Higienização e uso de lodo de esgoto no solo; Pré-tratamento e codigestão anaeróbia de lodo de esgoto; Reúso não potável de água; Roteiros para análises e determinações em esgoto; e Gestão sustentável do Saneamento.

A presente coletânea é relativa à **Caracterização qualitativa do esgoto e Impactos do lançamento de efluentes não domésticos em ETEs**. Temáticas importantes como fármacos, hormônios e congêneres, produtos de cuidado pessoal, surfactantes (detergentes), óleo de cozinha, papel higiênico, lançamento de efluentes de banheiros químicos em ETEs, lançamento de lodo de tanques sépticos em ETEs, e lançamento de lodo de ETA em ETEs e lançamento de lixiviado de aterro sanitário em ETEs, serão devidamente cobertos na coletânea. Busca-se assim trazer uma discussão crítica sobre o correto gerenciamento de produtos de uso doméstico como gordura e papel higiênico na rede coletora de esgoto, assim como o impacto de efluentes não domésticos como lodo de ETA e lixiviado no tratamento de esgoto.

André Bezerra dos Santos
Editor Geral – ESA

Maurício Alves da Motta Sobrinho
Editor Geral Adjunto – ESA

Nota Técnica 1 – Caracterização qualitativa do esgoto bruto

Technical Note 1 – Qualitative characterization of raw sewage

Shyrlane Torres Soares Veras¹ , Oucilane Ingret Moreno Alves² ,
Julliana Melo Pinheiro de Araújo³ , Cláudio Leite de Souza⁴ ,
André Bezerra dos Santos⁵ , Lourdinha Florencio^{6*} 

RESUMO

ABSTRACT

A composição do esgoto sanitário sofre variações horárias, diárias e sazonais. Além disso, sofre influência de alguns fatores, como chuvas, infiltrações, consumo de água etc. A depender da localização geográfica, do porte das estações de tratamento e da proximidade dos locais de geração dos esgotos, do nível socioeconômico, entre outros, tais águas residuárias apresentam características distintas. Por essa razão, apesar dos valores típicos reportados, algumas estações de tratamento de esgotos (ETEs) recebem efluentes com características particulares. A presente nota técnica teve como objetivo facilitar a compreensão em torno dos parâmetros qualitativos do esgoto sanitário. Para alcançar esse propósito, foi feita uma comparação entre os principais parâmetros físicos, químicos e biológicos de esgotos brutos relatados na literatura com aqueles tratados em algumas ETEs no Brasil. Por fim, influência da quantidade de chuvas sobre a concentração desses parâmetros foi exemplificada e discutida.

The composition of sanitary sewage undergoes hourly, daily, and seasonal variations. Additionally, it is influenced by factors such as rainfall, infiltration, water consumption, etc. Depending on the geographical location, size of the treatment plants, proximity to sewage generation sites, socioeconomic level, among others, such wastewater exhibits distinct characteristics. For this reason, despite the reported typical values, some wastewater treatment plants (WWTPs) receive effluents with unique characteristics. The present technical note aimed to facilitate the understanding of the qualitative parameters of sanitary sewage. To achieve this purpose, a comparison was made between the main physical, chemical, and biological parameters of raw sewage reported in the literature and those treated in some Sewage Treatment Plants (STPs) in Brazil. Finally, the influence of the amount of rainfall on the concentration of these parameters was exemplified and discussed.

Palavras-chave: esgoto doméstico; caracterização quantitativa; caracterização qualitativa; estações de tratamento; chuvas e infiltrações.

Keywords: domestic sewage; physical-chemical characteristics; parameters, composition; rainwater and infiltration.

1. INTRODUÇÃO

Resíduos líquidos, sólidos e/ou gasosos são gerados como resultado das atividades humanas. O crescimento populacional e industrial eleva a produção desses resíduos, que

muitas vezes apresentam constituição complexa e de difícil degradação no ambiente natural. Caso sejam lançados no meio ambiente sem nenhum tratamento, eles podem causar desequilíbrio nos ecossistemas. No caso dos efluentes

¹Engenheira Química e mestre em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos pela Universidade Federal de Pernambuco. Gestora Ambiental pela Faculdade Joaquim Nabuco. Doutora em Engenharia Civil (Tecnologia Ambiental) pela Universidade Federal de Pernambuco e em Microbiologia pela Universidade Autônoma de Madri. Especialista em Eficiência Operacional da Águas de Teresina - Teresina (PI), Brasil.

²Engenheira Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal Rural de Pernambuco. Mestre e doutora em Engenharia Civil (Tecnologia Ambiental) pela Universidade Federal de Pernambuco - Recife (PE), Brasil.

³Engenheira Civil pela Universidade Federal do Vale do São Francisco. Mestre e doutora em Engenharia Civil (Tecnologia Ambiental) pela Universidade Federal de Pernambuco. Professora no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sertão Pernambucano - Ouricuri (PE), Brasil.

⁴Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Viçosa. Mestre e doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais. Professor Associado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais - Belo Horizonte (MG), Brasil.

⁵Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará. Doutor em Ciências Ambientais pela Universidade de Wageningen (Holanda). Professor Titular do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará - Belo Horizonte (MG), Brasil.

⁶Engenheira Civil pela Universidade Federal de Pernambuco. Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. Doutora em Ciências Agrícolas e Ambientais pela Universidade de Wageningen (Holanda). Professora Titular do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco - Recife (PE), Brasil.

*Endereço para correspondência: Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Laboratório de Saneamento Ambiental - Av. Acadêmico Hélio Ramos, s/n. Cidade Universitária. Recife, PE. CEP: 50740-530. e-mail: flor@ufpe.br

líquidos, quando ocorre o lançamento de esgoto sem tratamento ou quando o tratamento é realizado, porém com eficiências de remoção não satisfatórias, alterações físico-químicas e biológicas no meio ambiente podem ocorrer, tornando o ambiente aquático poluído.

O esgoto sanitário é gerado em diversos pontos das residências, como banheiros, lavanderias, cozinhas, entre outros, onde as águas servidas são direcionadas para o sistema de coleta de esgoto predial. É essencial encaminhar o esgoto sanitário para as estações de tratamento de esgoto (ETEs) visando à remoção dos constituintes, com eficiência compatível com a legislação vigente. Assim, para dimensionar um sistema de tratamento adequado, é fundamental compreender as características quantitativas e qualitativas do esgoto a ser tratado, bem como os principais requisitos legais.

O esgoto sanitário apresenta uma composição complexa que inclui compostos orgânicos e inorgânicos, além de microrganismos capazes de transmitir doenças de veiculação hídrica. Micropoluentes, tais como fármacos, desreguladores endócrinos, surfactantes e metais pesados também estão presentes no esgoto sanitário. Todos esses componentes representam menos que 1% da constituição do esgoto. A concentração de cada componente está relacionada ao consumo de água, que varia de acordo com alguns fatores, como: (i) clima, (ii) hábitos da população, (iii) porte da comunidade, (iv) situação econômica e social, (v) lançamento irregular de resíduos sólidos em poços de visita e (vi) infiltração de águas pluviais nas redes coletoras, entre outros (ANDRADE NETO e CAMPOS, 1999; SOUZA *et al.*, 2019).

Os efeitos desses poluentes no meio ambiente já estão bem descritos na literatura (JORDÃO e PESSÔA, 2005; von SPERLING, 2005). Em suma, quando lançado nos corpos hídricos, o esgoto sanitário é responsável pela: (i) depleção de oxigênio dissolvido; (ii) alterações na cor e turbidez; (iii) possível presença de alguns metais pesados e substâncias tóxicas, que mesmo em baixas concentrações podem ser transferidos pela cadeia alimentar; (iv) eutrofização; e (v) doenças parasitárias e infecciosas.

Nas ETE, normalmente não há necessidade de determinar todos os compostos e agentes patogênicos que

compõem o esgoto sanitário. Segundo von Sperling (2005), isso se deve a basicamente dois motivos: (i) a dificuldade em realizar vários testes em laboratório, o que também incluiria maiores custos; e (ii) os resultados não seriam diretamente utilizados no projeto e operação das ETEs. Por essa razão, parâmetros indiretos são utilizados para informar o potencial poluidor do esgoto e servir como ferramentas para o projeto, operação e controle de qualidade do tratamento aplicado.

Não obstante, é importante conhecer bem as características do esgoto bruto (afluente) e tratado (efluente) para promover adequada concepção, dimensionamento e operação/monitoramento de um sistema de tratamento. A caracterização do esgoto é realizada de modo quantitativo, informando sobre o consumo de água e geração de esgoto (vazões e suas variações temporais), e qualitativo, informando suas características físicas, químicas e biológicas. No caso do esgoto sanitário, os principais parâmetros analisados são: (i) sólidos, (ii) indicadores de matéria orgânica, (iii) nitrogênio, (iv) fósforo, (v) enxofre e (vi) indicadores de contaminação fecal (TELLES e COSTA, 2010). Entretanto, outros parâmetros como temperatura, pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido, entre outros, são importantes para compreender e controlar, principalmente, os processos empregados na remoção de matéria orgânica e nutrientes, assim como o atendimento a requisitos legais.

Nesse contexto, a presente Nota Técnica (NT) tem como objetivo apresentar uma contextualização sucinta da literatura sobre a caracterização qualitativa do esgoto sanitário, comparando os dados obtidos da literatura com aqueles compilados de esgoto bruto tratado em algumas ETEs no Brasil.

Na **Tabela 1** são apresentadas algumas sugestões de consulta relacionadas com a caracterização de esgoto sanitário, incluindo informações sobre amostragem e conceitos fundamentais. Apesar de não ser foco desta Nota Técnica, informações sobre as tecnologias de tratamento e respectivas eficiências de remoção, gerenciamento e destinação final de subprodutos, legislação e práticas de reúso podem ser consultadas nas demais coletâneas de técnicas do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia (INCT) ETEs Sustentáveis, nos livros do Programa de Pesquisas

em Saneamento Básico/Financiadora de Estudos e Projetos do Ministério da Ciência e Tecnologia — PROSAB-FINEP (FINEP/PROSAB-Produtos, 2020) e, também, na literatura (JORDÃO e PESSÔA, 2005; von SPERLING, 2005; CHERNICHARO, 2007; TELLES e COSTA, 2010; METCALF e EDDY, 2014; SANTOS, 2019).

2. CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO

2.1. Contextualização

A caracterização qualitativa do esgoto está relacionada à determinação de parâmetros físicos, químicos e biológicos. Entre os parâmetros físicos estão temperatura, cor, odor, turbidez e sólidos. De acordo com Piveli e Kato (2006), os parâmetros cor e turbidez são mais aplicados em águas de abastecimento, muito embora alguns efluentes coloridos

ou ETE que empreguem processos físico-químicos possam adotá-los como parâmetros de controle operacional. Sendo assim, conhecer as características tanto qualitativas quanto quantitativas do esgoto bruto permite um dimensionamento adequado do sistema de tratamento. A contextualização simplificada da importância da determinação do parâmetro, seja ele de controle na ETE, seja ele ambiental, é apresentada na **Tabela 2**. No esgoto, normalmente é dada preferência às informações sobre a quantidade de sólidos.

Com relação aos sólidos totais (ST), determinados por evaporação da amostra de esgoto de 103 a 105°C, têm-se em função do tamanho das partículas as frações suspensas (SST) e dissolvidas (SDT). Ao considerar a sedimentabilidade, os sólidos em suspensão que sedimentam facilmente em cone graduado de 1 litro após 1 hora são classificados como sedimentáveis (SSed). Diferentemente dos demais,

Tabela 1 – Sugestões para consulta sobre a coleta, preservação e metodologias para a caracterização das amostras.

Tópico de interesse	Sugestão para consulta/referência
Amostragem – Planejamento, preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores	– NBR 9.898 (ABNT, 1987a) – NBR 9.897 (ABNT, 1987b) – Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos (ANA e CETESB, 2011)*
Caracterização física, química e biológica** – Metodologia – Conceitos fundamentais, descrição detalhada dos parâmetros etc.	– APHA, AWWA e WEF (2017): <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> – Piveli e Kato (2006), von Sperling (2005)

*Procedimentos, materiais e equipamentos necessários para a determinação de parâmetros em água e/ou efluentes podem ser encontrados nesse guia; **protocolos e Notas Técnicas das coletâneas do INCT também podem ser consultados.

Tabela 2 – Contextualização simplificada dos parâmetros físicos utilizados na caracterização do esgoto sanitário.

Parâmetros	Contextualização simplificada: características físicas
Temperatura	– Influencia a atividade metabólica dos micro-organismos, que é o “ponto-chave” dos processos de tratamentos biológicos, e a solubilidade dos gases. As variações de temperatura ao longo do ano e as suas consequências sobre a atividade microbiana podem resultar em oscilações na eficiência de tratamento, dependendo do processo empregado e da amplitude dessas variações.
Cor e odor	– Importantes para identificar se o esgoto é fresco ou séptico. O esgoto fresco é ligeiramente cinza e apresenta, segundo von Sperling (2005), odor relativamente desagradável. Já o séptico é mais escuro (cinza escuro ou preto) e apresenta odor bem desagradável (presença de gás sulfídrico e produtos de decomposição).
Turbidez e sólidos	– A turbidez está diretamente relacionada com a quantidade de sólidos em suspensão. – Os sólidos podem estar na forma suspensa, coloidal ou dissolvida. Por isso, são feitas determinações dos sólidos totais em suspensão (SST), dissolvidos (SDT) e sedimentáveis (SSed). – A parcela orgânica é indicada pelos valores dos sólidos voláteis (SSV e SDV). Já a inorgânica é indicada pela parcela fixa (SSF e SDF). Analiticamente, a fração orgânica é volatilizada a 550°C, enquanto a parcela remanescente representa a fração inorgânica. Nos sistemas de tratamento, os sólidos suspensos têm muitas aplicações (por exemplo, os SSV são utilizados como medida indireta do crescimento microbiano e para quantificar a idade do lodo – tempo de detenção celular em reatores biológicos). – Os SSed incluem sólidos (orgânicos e inorgânicos) que sedimentam em 1 hora num cone <i>Imhoff</i> (1 L). É bastante útil nas etapas que utilizam sedimentação.

Fonte: adaptado de APHA, AWWA e WEF (2017), Jordão e Pessoa (2005) e von Sperling (2005).

eles são medidos em $\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$ (PIVELI e KATO, 2006). Em função da natureza das partículas, se inorgânicas ou orgânicas (determinação em forno mufla a 550°C), têm-se as frações fixa (SFT) e volátil (SVT). Os sólidos suspensos (SST) e dissolvidos (SDT) também podem ser as suas próprias frações inorgânicas (SSF e SDF) e orgânicas (SSV e SDV). Juntamente com os parâmetros químicos que medem indiretamente a quantidade de matéria orgânica, os sólidos e suas frações são fundamentais para o projeto de cada uma das etapas que compõem o tratamento na estação. Sólidos grosseiros (tamanho $> 10 \text{ mm}$) e areia (SSed fixos) são removidos do esgoto bruto na etapa de tratamento preliminar, no gradeamento e na caixa de areia, respectivamente. Já os SSed orgânicos podem ser removidos no tratamento primário (por exemplo, decantadores).

No que diz respeito às características químicas do esgoto, elas são traduzidas pela determinação de parâmetros como: demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio, fósforo, enxofre, pH, alcalinidade, cloretos, metais pesados e óleos e graxas. Na **Tabela 3** é apresentada uma breve descrição sobre a importância e a quantificação de cada um deles.

Em termos práticos, para avaliar se é indicado o tratamento predominantemente biológico ou físico-químico, é comum analisar a relação DQO/DBO (indicadores de matéria orgânica). De acordo com von Sperling (2005), se essa relação for baixa ($< 2,5$), isso significa que a fração biodegradável é elevada e o tratamento biológico pode ser recomendado. Caso contrário ($> 3,5$ a $4,0$), a depender da situação, o tratamento físico-químico pode ser mais indicado. O esgoto sanitário bruto tem maior representatividade de componentes orgânicos e, por isso, é comum o emprego de processos biológicos. Eles apresentam relação DQO/DBO entre 1,7 e 2,4. A simplicidade de operação, os menores custos e as condições climáticas favoráveis contribuem para o uso de processos biológicos no Brasil. No entanto, acentua-se que esses valores não devem ser seguidos rigorosamente. É importante considerar os resultados de testes de biodegradabilidade, assim como a influência de componentes que possam inibir o processo.

No esgoto doméstico também são encontrados bactérias, fungos, protozoários, vírus e helmintos. No entanto,

dada a baixa concentração de organismos patogênicos e a dificuldade em realizar análises para a determinação de todos eles, nas ETEs essa questão é avaliada com a identificação de organismos indicadores de contaminação fecal. Segundo Telles e Costa (2010), a remoção de patógenos pode ser feita por processos naturais (lagoas de maturação, polimento, *wetlands* etc.) e artificiais (cloração, radiação ultravioleta — UV, ozônio, membranas etc.) de desinfecção. Em todos os tipos de lagoas de estabilização (anaeróbia, facultativa e de maturação), o elevado tempo de detenção hidráulica (TDH) das unidades favorece a sedimentação dos organismos que são mais densos do que a água, como os cistos de protozoários e ovos de helmintos (INCT ETES SUSTENTÁVEIS, 2020). O uso de lagoas de maturação em série destina-se a remover a maior parte dos coliformes termotolerantes presentes no esgoto bruto, haja vista que a baixa profundidade, maior concentração de OD e pH mais elevado das lagoas facilitam a inativação desses patógenos. A remoção de coliformes termotolerantes em lagoas anaeróbias é da ordem de 1 unidade logarítmica (log), sendo de 2 a 3 logs em lagoas facultativas. Na **Tabela 4** é apresentada uma breve contextualização da caracterização biológica dos esgotos domésticos.

Faixas e valores típicos dos parâmetros físicos, químicos e biológicos já estão reportados na literatura. Dependendo do valor dos parâmetros, o esgoto ainda pode ser classificado de outras maneiras, como por exemplo: (i) forte, médio ou fraco (METCALF e EDDY, 2014) ou (ii) concentrado, moderado, diluído ou muito diluído, como discutido por Souza *et al.* (2019). Como esses parâmetros são influenciados por vários fatores (por exemplo, consumo de água, hábitos da população, clima), para auxiliar a compreensão sobre as informações contidas na literatura, esta NT apresenta nos itens seguintes uma compilação de dados de caracterização de esgoto bruto afluente a algumas ETEs no Brasil.

2.2. Compilação de dados sobre o esgoto bruto obtidos da literatura e de algumas estações de tratamento de esgotos no Brasil

A compilação dos dados reais foi realizada considerando-se alguns trabalhos publicados na literatura e dados cedidos

Tabela 3 – Contextualização simplificada dos parâmetros químicos utilizados na caracterização do esgoto sanitário.

Parâmetros	Contextualização simplificada: características químicas
Matéria orgânica	<ul style="list-style-type: none"> No esgoto bruto é representada principalmente por proteínas, carboidratos e lipídeos. Nos processos biológicos predominantemente anaeróbios, esses compostos são convertidos ao longo de quatro etapas (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese), resultando principalmente em CH_4, CO_2 e H_2O. Nas ETE, é comum a determinação indireta feita por meio da DQO e DBO. A DBO refere-se à fração biodegradável, indicando a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar bioquimicamente a matéria orgânica. A DQO refere-se à quantidade de oxigênio necessária para estabilizá-la quimicamente. A medida direta, menos aplicada nas ETEs e esgoto bruto, inclui a determinação de carbono orgânico total (COT), que indica a quantidade total de carbono contida na amostra.
Nitrogênio N-N _{org} N-NH ₄ ⁺ N-NO ₂ ⁻ N-NO ₃ ⁻	<ul style="list-style-type: none"> Assim que o esgoto bruto é gerado, o nitrogênio total medido pelo método de Kjeldahl (NTK) encontra-se majoritariamente na forma orgânica (N-N_{org}): proteínas, aminoácidos e ureia. Até chegar à ETE, uma parte pode ser convertida em nitrogênio na forma amoniacal (N-NH₄⁺). No início do tratamento, todo N-N_{org} é convertido em N-NH₄⁺ (amonificação). Ao longo do tratamento, ele é convertido em nitrito (N-NO₂⁻) e nitrato (N-NO₃⁻) (nitrificação); e, finalmente, em nitrogênio gasoso (N₂) (desnitrificação). Algumas tecnologias incluem o processo <i>Anaerobic Ammonium Oxidation</i> (ANAMMOX). Nesse processo, grupos específicos de micro-organismos alteram a rota convencional e o N₂ é formado com a adoção de nitrito comoceptor de elétrons na oxidação de amônia (N-NH₄⁺ + N-NO₂⁻ → N₂). Analicamente, o nitrogênio total (NT) é medido pelo NTK, que é a soma das frações de nitrogênio na forma orgânica (N-N_{org}) e amoniacal (N-NH₄⁺). Por diferença, o N-N_{org} é quantificado. Nitrito e nitrato são quantificados diretamente, conforme procedimento descrito pelo <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i>.
Fósforo	<ul style="list-style-type: none"> Está presente na forma inorgânica (orto e polifosfatos) e orgânica (combinado com compostos orgânicos). Junto com o nitrogênio, deve ser removido adequadamente para evitar chegar aos corpos receptores em concentrações capazes de provocar alterações no meio ambiente (p. ex.: eutrofização).
Enxofre	<ul style="list-style-type: none"> Na natureza, o enxofre pode ser encontrado na forma de sulfetos (S²⁻, forma mais reduzida), enxofre elementar (S⁰), sulfitos (SO₃²⁻) e sulfatos (SO₄²⁻, forma mais oxidada). O SO₄²⁻ é encontrado naturalmente na maioria das águas de abastecimento e, como consequência de seu uso, ele é detectado em esgoto doméstico. Neste último, sua presença pode ser associada, por exemplo, à decomposição de proteínas, como a tiamina (vitamina B1), ao uso de surfactantes presentes em detergentes (p. ex.: alquilbenzeno sulfonato linear) e em produtos de limpeza e cuidados pessoais (p. ex.: laurel sulfato de sódio). Nas ETEs, a determinação desse parâmetro é importante para avaliar o potencial para a formação de odores, resultado da ação de micro-organismos capazes de reduzir o sulfato a sulfeto (H₂S, HS⁻ ou S²⁻; a depender do pH). Além disso, há relatos da presença de enxofre elementar no lodo, como observado por Sígolo e Pinheiro (2010) na ETE Barueri (SP). Por isso, sua determinação também pode ser importante para o gerenciamento do lodo gerado.
pH	<ul style="list-style-type: none"> Indica acidez ou basicidade do esgoto doméstico. Durante a conversão da matéria orgânica, ácidos são formados e, dependendo do processo, alterações bruscas podem comprometer a atividade microbiana. Na remoção de nitrogênio, por exemplo, seu controle adequado junto com outros parâmetros, como alcalinidade, concentração de oxigênio dissolvido, temperatura e idade do lodo, são essenciais para a melhor eficiência do processo.
Alcalinidade	<ul style="list-style-type: none"> Indica a capacidade de resistir a variações bruscas de pH. Nos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação (remoção de nitrogênio) durante o tratamento do esgoto, a alcalinidade é consumida e produzida.
Cloretos	<ul style="list-style-type: none"> Oriundo de águas de abastecimento e dejetos humanos.
Metais pesados	<ul style="list-style-type: none"> Os metais pesados estão entre os constituintes inorgânicos presentes no esgoto. Esses elementos normalmente são detectados em concentrações muito baixas, na ordem de 10⁻⁶ ou 10⁻⁹ g·L⁻¹. Arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo (Cr), manganês (Mn), mercúrio (Hg), prata (Ag) e selênio (Se) são exemplos de metais pesados detectados em esgoto sanitário. Esses elementos são altamente reativos e bioacumulativos, sendo alguns deles cancerígenos e/ou mutagênicos. Por isso, podem provocar sérios danos à saúde e ao meio ambiente. No caso de efluentes industriais (indústrias de galvanoplastia, baterias etc.), a determinação desse parâmetro pode ser de suma importância para monitorar o tratamento e impedir que sejam lançadas concentrações acima do limite permitido.
Óleos e graxas	<ul style="list-style-type: none"> No esgoto sanitário são oriundos, principalmente, do uso de óleos e gorduras para cozinhar. Analiticamente, eles representam a fração da matéria orgânica solúvel em hexano.

Fonte: adaptado de von Sperling (2005), Metcalf e Eddy (2014) e APHA, AWWA e WEF (2017).

Tabela 4 – Contextualização simplificada da caracterização biológica dos esgotos domésticos.

Parâmetros	Contextualização simplificada: características biológicas
Indicadores de contaminação fecal	<ul style="list-style-type: none"> De acordo com a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005 (BRASIL, 2005), a caracterização biológica de águas doces, salinas e salobras inclui a determinação de coliformes termotolerantes (CTer). Para as águas classificadas como salinas e salobras, a determinação de <i>Escherichia coli</i> pode ser feita em substituição à de termotolerantes. Conforme definição apresentada na Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), os coliformes termotolerantes incluem micro-organismos capazes de crescer em meios contendo agentes tensoativos e fermentar a lactose nas temperaturas de 44-45 °C, com produção de ácido, gás e aldeído. Como parte desse grupo estão os micro-organismos presentes em fezes (humanas e animais de sangue quente), solos, plantas ou outras matrizes ambientais que não tenham sido contaminados com material de origem fecal. Já a <i>Escherichia coli</i> é a única espécie pertencente aos coliformes termotolerantes que habita exclusivamente o intestino humano e de animais homeotérmicos. Por isso, em algumas ETEs a caracterização biológica envolve a detecção e quantificação apenas de <i>Escherichia coli</i>.

pelas empresas responsáveis pela operação de ETE localizadas nas regiões Norte, Nordeste, Centro-Oeste, Sudeste e Sul. Por isso, para preservar o anonimato, os nomes das ETEs não foram divulgados. Na **Tabela 5** estão reunidas algumas informações sobre os dados reais obtidos. Algumas ETEs forneceram dados médios mensais, enquanto outras, apenas referente ao período diário de monitoramento.

Os parâmetros adotados para a caracterização do esgoto bruto não foram os mesmos em todas as ETEs apresentadas

na **Tabela 5**. A maioria das operadoras de ETE reportaram análises a para determinação de DQO, DBO, série de sólidos (ST, SST, SDT), NT, fósforo total (PT), pH e alcalinidade (total) com frequência mensal (**Figura 1a**). Por outro lado, a frequência de monitoramento para os dados obtidos da literatura variou de uma a três vezes por semana. No caso da ETE B, dados dos parâmetros nitrogênio e fósforo totais (NT e PT, respectivamente) não foram entregues pela operadora (**Figura 1b**). No que diz respeito

Tabela 5 - Origem dos dados reais obtidos para a caracterização de esgotos brutos tratados em algumas estações de tratamento de esgoto no Brasil.

ETE ou grupo de ETE	Região	Ano de monitoramento	População atendida (hab.)	Referência
ETE A	Nordeste	2012 a 2013	18.000	Morais (2015)
ETE B	Nordeste	2019	42.000	*
ETE C	Norte	2009	18.945	*
ETE D	Norte	2013	6.000	*
ETE E ^(a)	Norte	2019	-	*
ETE F	Centro-Oeste	2017	29.349	*
ETE G	Centro-Oeste	2017	26.565	*
ETE H ^(b)	Sudeste	1995 a 2003	-	Oliveira et al. (2005)
ETE I	Sul	2018	23.549	Corrêa (2019)

ETE: estação de tratamento de esgoto; *dados obtidos nas operadoras das estações de tratamento de esgoto correspondentes; ^(a)estação de tratamento de esgoto E refere-se a um conjunto de dados obtidos dos esgotos brutos tratados em 22 estações de tratamento de esgoto localizadas na Região Norte; ^(b)estação de tratamento de esgoto H refere-se a um conjunto de dados reportados na literatura sobre as características dos esgotos brutos tratados em 166 estações de tratamento de esgoto localizadas em Minas Gerais e São Paulo.

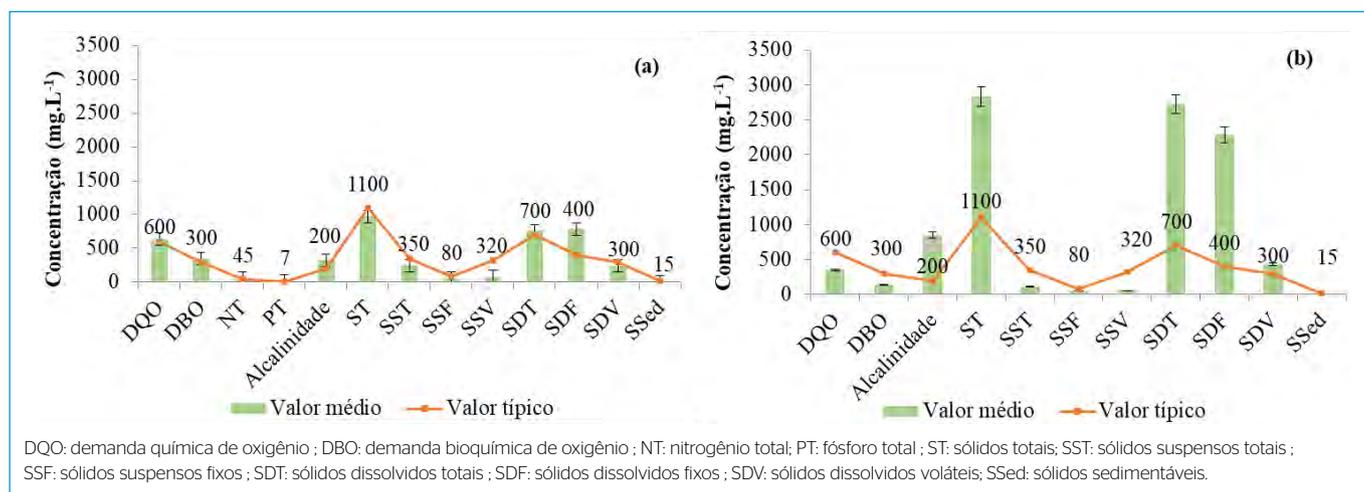


Figura 1 - Comparação entre os valores típicos de literatura (von Sperling, 2005) e os valores médios compilados das concentrações de alguns parâmetros obtidos na caracterização qualitativa do esgoto bruto (a) nas estações de tratamento de esgoto A, C, D, E, F, G, H, I e (b) estação de tratamento de esgoto B. As concentrações dos parâmetros NT e PT do esgoto bruto afluente à estação de tratamento de esgoto B não foram informadas. O pH do esgoto afluente para todas as estações de tratamento de esgoto foi próximo a 7 (7,4 ± 0,3), na faixa usual (6,7 - 8,0). SSed em mL.L⁻¹.

aos demais parâmetros, o esgoto bruto tratado na ETE B também apresentou características qualitativas diferentes dos demais e das concentrações típicas (von SPERLING, 2005), como pode ser observado na **Figura 1**. Para os dados teóricos, foram consideradas as faixas e valores típicos das concentrações dos parâmetros reportados por von Sperling (2005).

Com relação aos cloretos, apenas as ETEs B e E apresentaram as concentrações desse parâmetro no esgoto bruto. No entanto, os valores diferiram bastante entre si. A ETE E, que forneceu os dados da caracterização de esgoto bruto em 22 ETEs da Região Norte, apresentou concentração média de $38 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, próxima à concentração típica ($35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) reportada na literatura (von SPERLING, 1996). Já na ETE B, a concentração média foi $1.167 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, superior à faixa usual ($20 \text{ a } 50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

Na **Figura 1a**, as concentrações mantiveram-se próximas às concentrações usuais ou na faixa citada na literatura para cada um dos parâmetros. A única exceção foi a concentração de SSed ($2,6 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$), que se apresentou abaixo da faixa usual ($10 \text{ a } 20 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$) e do valor típico ($15 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$). Considerando-se os parâmetros químicos apresentados na **Figura 1b**, observou-se que o esgoto que chega à ETE B apresenta elevada concentração de sólidos, alcalinidade e, como mencionado anteriormente, cloretos. Além disso, comparado com a **Figura 1a** e as concentrações usuais, o esgoto bruto apresenta concentração de DQO, DBO, SST e SSV abaixo do esperado.

Diante das características observadas, pode-se dizer que o esgoto bruto afluente à ETE B apresenta elevada concentração de componentes inorgânicos dissolvidos. Junto com a elevada concentração de cloretos, eles podem indicar a mistura entre outras correntes líquidas (possivelmente, efluentes industriais) e o esgoto doméstico. No entanto, para confirmação, seriam necessários estudos mais completos, incluindo a determinação dos demais parâmetros (por exemplo: nitrogênio, fósforo, compostos orgânicos mais específicos). As técnicas analíticas mais sofisticadas, como as que utilizam a cromatografia e a espectrometria de massas, podem ser aplicadas na determinação de compostos mais específicos, possivelmente advindos de atividades industriais. Nem sempre um efluente líquido

vai seguir um comportamento “padrão”. Por isso, adaptações no processo de tratamento podem ser necessárias para garantir a remoção dos componentes e atender à legislação, ressaltando a importância das características do esgoto sanitário a ser tratado.

Com relação às características biológicas, a indicação de contaminação fecal no esgoto bruto foi realizada com base nos dados sobre a quantificação de coliformes termotolerantes (CTer). Em geral, nas ETEs consideradas neste estudo, o monitoramento desse parâmetro foi realizado mensalmente. Na **Tabela 6** é apresentado o compilado dos dados de todas as ETE. O valor mínimo observado para CTer ($4 \times 10^3 \text{ org}\cdot\text{100 mL}^{-1}$) foi referente ao esgoto bruto afluente à ETE B. Isso pode estar coerente com a baixa concentração de componentes orgânicos comparada ao esgoto afluente às demais ETE (**Figura 1**), porém, como mencionado previamente, mais estudos devem ser considerados para se obter informação mais precisa nesta ETE B.

Apesar de os valores médios observados se apresentarem na faixa usual (**Figura 1a**), qualquer ETE pode receber esgoto com características distintas. Isso acontece porque o consumo de água varia de acordo com alguns fatores (por exemplo: clima, hábitos da população, porte da comunidade, situação econômica e social) (JORDÃO e PESSÔA, 2005). Nesse sentido, para exemplificar, a **Figura 2** foi elaborada com as concentrações médias no esgoto bruto afluentes às ETE avaliadas (**Tabela 5**) e comparadas com os valores típicos, em termos de DQO (**Figura 2a**), DBO (**Figura 2b**) e sólidos, mais precisamente, os SSV (**Figura 2c**).

Pela **Figura 2**, observa-se que o esgoto afluente às ETE localizadas nas Regiões Centro-oeste e Sudeste (ETEs F, G e H) apresentaram concentrações de DBO, DQO e SSV

Tabela 6 - Faixas de concentração (usual e observada) e concentração média de coliformes termotolerantes do esgoto bruto das estações de tratamento de esgoto avaliadas.

Faixa de concentração usual ^a	CTer (NMP-100 mL ⁻¹)
	10 ⁶ - 10 ⁹
Faixa observada	$4,0 \times 10^3 - 1,7 \times 10^8$
Concentração média observada	$4,7 \times 10^7$

^aDados obtidos da literatura (von Sperling, 2005).

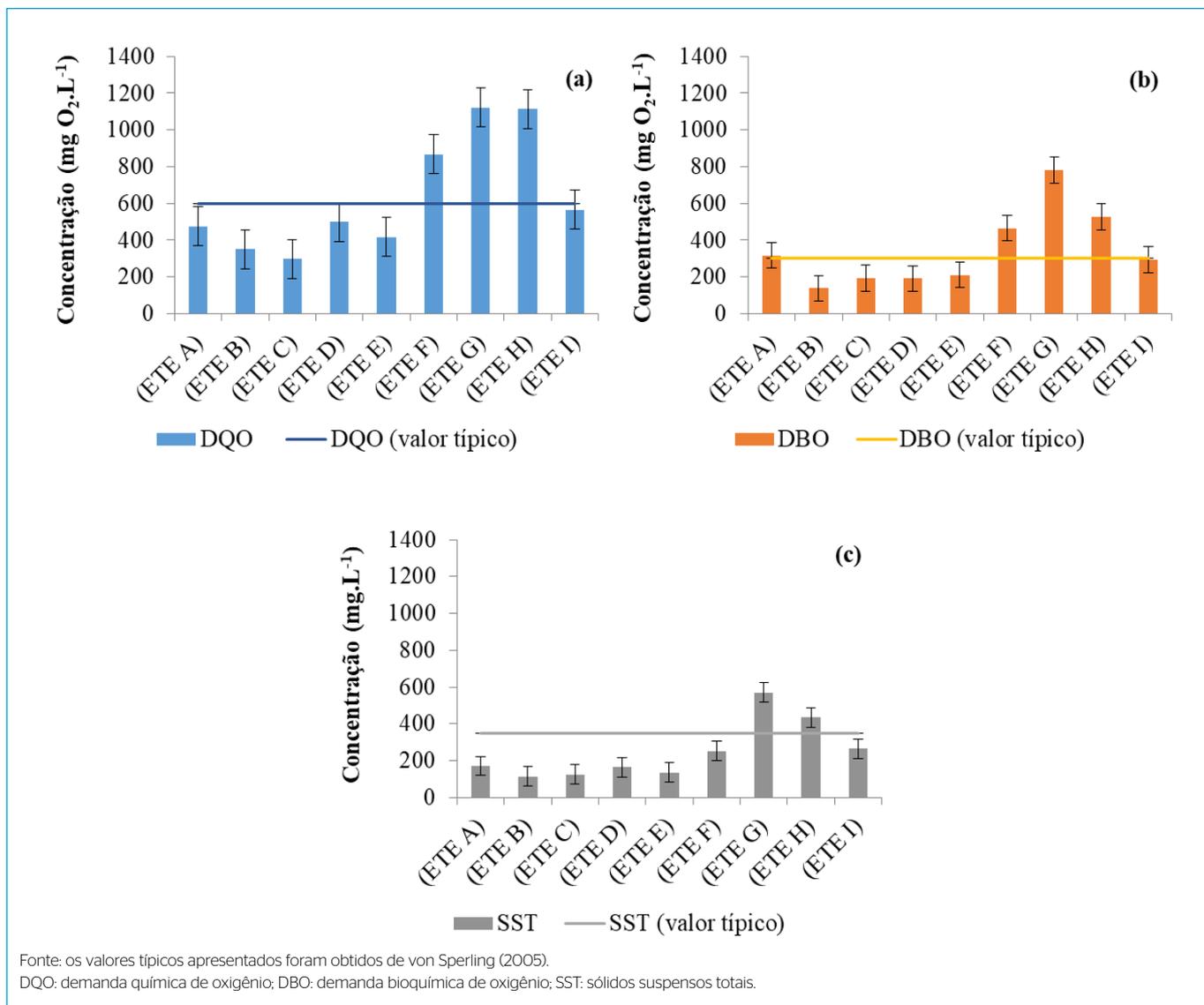


Figura 2 - Exemplos de variação na concentração de alguns parâmetros como (a) demanda química de oxigênio, (b) demanda bioquímica de oxigênio e (c) sólidos suspensos totais dos esgotos brutos tratados em estações de tratamento de esgoto com diferentes localizações.

acima da faixa reportada. Com relação às ETEs localizadas em Minas Gerais e São Paulo (ETE H, Região Sudeste), esse ponto foi bem discutido por Oliveira *et al.* (2005). De acordo com esses autores, contribuições industriais não relatadas, tipo de amostragem executado, baixo consumo *per capita* de água e/ou existência de menores coeficientes de retorno podem estar entre as possíveis causas para as elevadas concentrações de alguns parâmetros, como DQO, DBO e SST. Contudo, eles também informaram que, para uma justificativa mais precisa, mais estudos devem ser realizados. Isso também foi observado para o

esgoto bruto nas ETEs F (exceto SSV) e G, localizadas na Região Centro-Oeste.

As chuvas também contribuem bastante para a variabilidade das concentrações dos parâmetros (Jordão e Pessôa, 2005; METCALF e EDDY, 2014). Para exemplificar, a **Figura 3** foi elaborada com as informações apresentadas por Corrêa (2019), com dados do esgoto bruto afluente à ETE I (Sul). Os dados de precipitação mensal foram obtidos do portal eletrônico do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR, 2020) para os meses de janeiro a dezembro de 2018, período equivalente aos dados apresentados

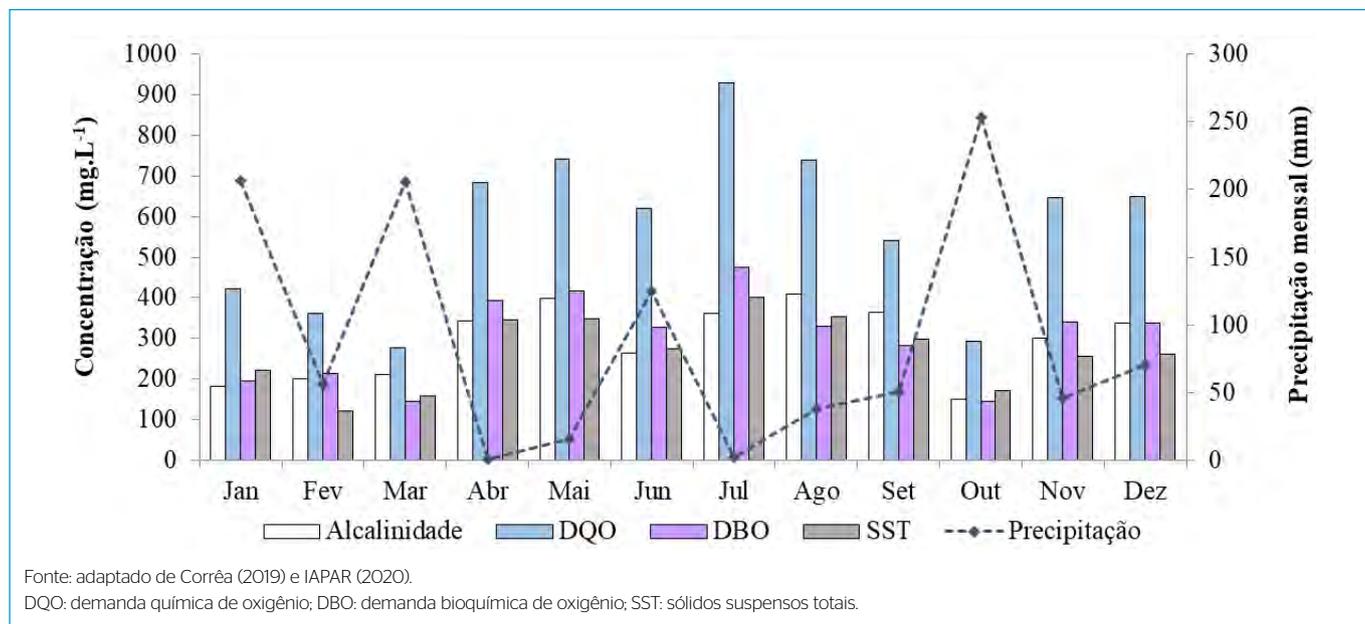


Figura 3 - Exemplo do efeito da quantidade de chuvas sobre alguns parâmetros de caracterização do esgoto bruto afluente à estação de tratamento de esgoto I.

na **Tabela 5** (ETE I). Na **Figura 3**, é possível observar que, em períodos com maiores quantidades de chuvas, como nos meses de janeiro, março e outubro, o esgoto chega à estação com menores concentrações. Apesar de as redes coletoras de esgoto e das galerias de águas pluviais serem projetadas para funcionar de forma independente, é comum a existência de ligações irregulares. Além disso, em épocas de chuva, a taxa de infiltração é maior. Tudo isso altera a vazão e concentração do esgoto afluente às ETEs e acaba influenciando até mesmo a eficiência do tratamento.

Ao longo do dia também é possível observar essa variação na concentração dos parâmetros. A **Figura 4** foi elaborada com base nos dados de dois perfis temporais apresentados por Moraes (2015), em que coletas de esgoto bruto foram feitas em 2013 a cada 2 horas, das 8 às 18 h na ETE A (Nordeste). Esses dois perfis temporais foram realizados com a determinação de DQO (bruta), alcalinidade, NT e $N-NH_4^+$, sendo um em período seco/estiagem e o outro, em período chuvoso.

De acordo com a **Figura 4** é possível observar que as variações seguem o mesmo comportamento ao longo do dia em cada um dos perfis, apresentando menores valores para os parâmetros apresentados (DQO, alcalinidade, N-NT e $N-NH_4^+$) nos períodos com maior quantidade

de chuvas. Conforme reportado por Moraes (2015), a precipitação acumulada mensal foi de 317,7 mm para o período considerado como chuvoso (maio/2013) e 128,5 mm para o seco. Apesar da diferença na quantidade de chuvas (quase 2,5 vezes), a temperatura não variou muito, apresentando valores entre 27,5 e 29,3°C durante o período com chuvas e entre 28,0 e 30,6°C durante o período com menor precipitação. Isso foi observado para o pH, que variou de 6,9 a 7,3 (período chuvoso) e de 7,2 a 7,8 (período seco).

A composição do esgoto bruto também varia de acordo com o tipo do sistema de tratamento (centralizado ou descentralizado). De acordo com Kato *et al.* (2019), os sistemas centralizados estão relacionados com ETE de grande porte que atendem regiões metropolitanas ou grandes cidades. São mais robustos estrutural e operacionalmente e, frequentemente, associados a maiores custos. Por outro lado, os sistemas descentralizados apresentam menores custos, uma vez que são responsáveis por menor cobertura, como pequenos bairros, conjuntos habitacionais, vilas etc. Dito isto, na **Tabela 7** é apresentado um resumo comparativo de dados da caracterização de esgoto sanitário bruto, incluindo valores de referência nacionais e internacionais em sistemas descentralizados e centralizados.

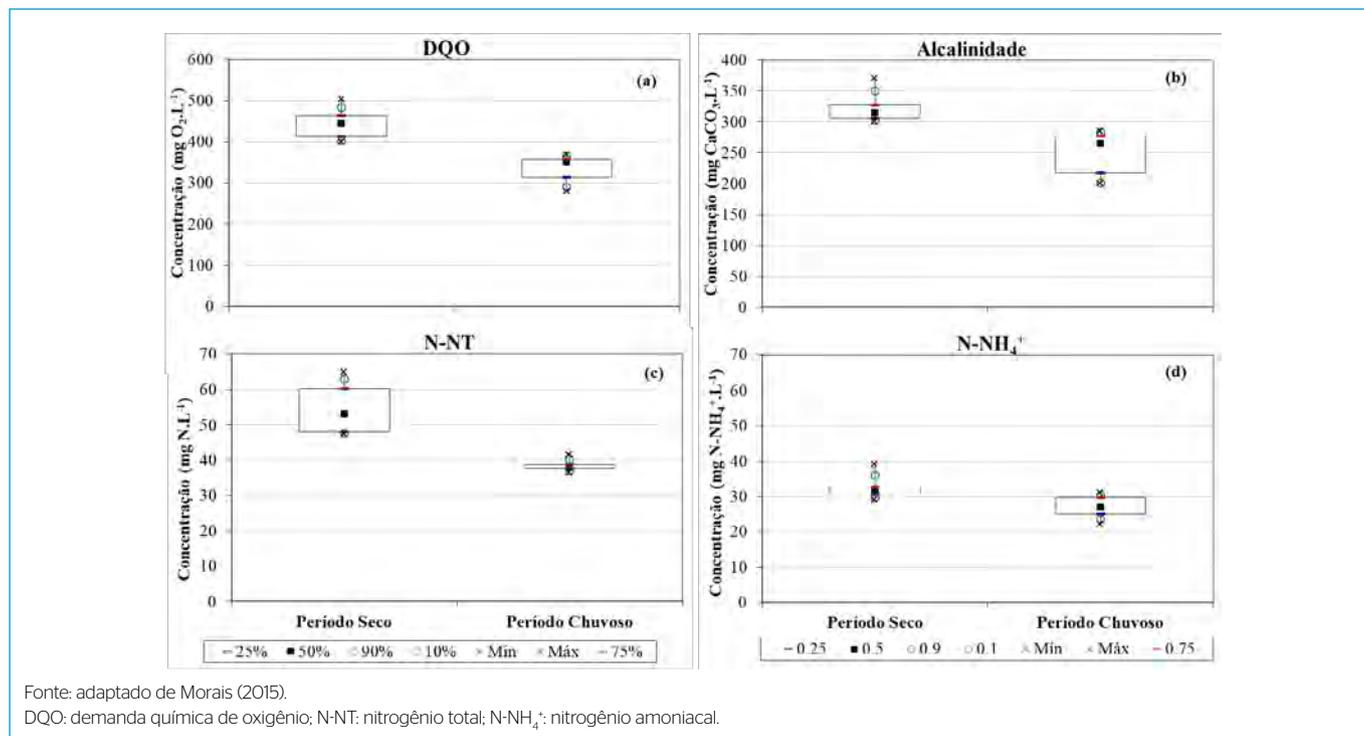


Figura 4 - Variação de (a) demanda química de oxigênio (bruta), (b) alcalinidade total, (c) nitrogênio total e (d) amoniacal, em amostras de esgoto bruto coletadas na estação de tratamento de esgoto A em período seco e chuvoso.

Tabela 7 - Caracterização de esgoto sanitário bruto em sistemas descentralizados e centralizados.

Parâmetro	Descentralizados		Centralizados	
	RENTED ^a	WERF (2009) ^b	von Sperling (2005)	Henze e Ledín (2011)
ST (mg·L ⁻¹)	531 - 833	252 - 3.320	700 - 1.359	390 - 1.400
STF (mg·L ⁻¹)	282 - 462	-	340 - 650	210 - 750
STV (mg·L ⁻¹)	316 - 506	-	365 - 700	180 - 700
SSed (mL·L ⁻¹)	2 - 8	-	10 - 20	3 - 10
pH	6,9 - 7,6	-	6,7 - 8,0	-
Alcalinidade (mg CaCO ₃ ·L ⁻¹)	192 - 350	65 - 525	100 - 250	185
-Temperatura (°C)	21,3 - 27,2	-	-	-
DBO (mg O ₂ ·L ⁻¹)	238 - 578	112 - 1.101	250 - 400	100 - 350
DQO (mg O ₂ ·L ⁻¹)	414 - 981	29 - 679	450 - 800	210 - 740
DQO dissolvida (mg O ₂ ·L ⁻¹)	131 - 518	-	-	80 - 300
Óleos e graxas (mL·L ⁻¹)	26 - 51,3	-	-	30 - 100
N-NH ₄ ⁺ (mg·N·L ⁻¹)	30 - 56	2 - 94	20 - 35	12 - 50
NTK (mg·N·L ⁻¹)	32 - 59	16 - 248	35 - 60	20 - 80
N-NO ₂ ⁻ (mg·N·L ⁻¹)	0 - 0,1	-	0	0,1
N-NO ₃ ⁻ (mg·N·L ⁻¹)	0 - 0,5	0 - 9	0 - 1	0,5
PT (mg·L ⁻¹)	5,7 - 8,3	0,2 - 32	4 - 15	6 - 23
P _{ortofosfato} (mg·L ⁻¹)	4,5 - 7,1	-	3 - 9	4 - 14
Sulfato (mg·L ⁻¹)	32,5 - 57,4	-	-	-
Sulfeto (mg·L ⁻¹)	0,3 - 5,3	-	-	0,1
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL ⁻¹)	7,3 × 10 ⁵ - 2,2 × 10 ⁷	-	10 ⁶ - 10 ⁹	10 ⁶ - 5.10 ⁸
CTer (NMP/100 mL ⁻¹)	1,9 × 10 ⁶ - 1,7 × 10 ⁷	-	10 ⁶ - 10 ⁹	-
CT (NMP/100 mL ⁻¹) ^c	1,2 × 10 ⁷ - 2,0 × 10 ⁸	-	10 ⁶ - 10 ¹⁰	10 ¹¹ - 10 ¹³
Ovos de helmintos (ovos·L ⁻¹)	129 - 220	-	1-1.000	5 - 20

Fonte: adaptado de von Sperling (2005) e Souza et al. (2019).

^aRede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados; ^brelatório final de tratamento e reúso de efluentes reportados na *Water Environmental Research Foundation* (WERF) em 2009; ^ccoliformes totais.

Pela **Tabela 7**, observam-se diferenças entre as características físico-químicas e biológicas do esgoto em sistemas centralizados comparados aos descentralizados. Em geral, nos sistemas centralizados, os valores reportados na literatura nacional e internacional apresentam-se próximos, exceto para alguns parâmetros biológicos (ovos de helmintos e coliformes totais). Contudo, nos sistemas descentralizados, as faixas de valores apresentam diferenças entre elas, e também quando comparadas às dos sistemas centralizados. Fatores como hábitos da população, situação econômica e social e consumo de água nas pequenas áreas podem ser responsáveis pela variação nas características do esgoto em sistemas descentralizados.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente NT buscou contribuir para um melhor entendimento a respeito das características qualitativas do esgoto sanitário. A comparação e discussão entre os dados reais e os típicos de literatura foi feita a fim de exemplificar as informações e reforçar a ocorrência das variações na concentração dos parâmetros na prática. A análise dos dados mostrou que a precipitação influencia não somente os parâmetros quantitativos (por exemplo, vazão), mas todos os qualitativos. Entre as ETEs avaliadas, o esgoto bruto daquelas localizadas nas Regiões Sudeste e Centro-Oeste apresentou maior concentração de alguns parâmetros (por exemplo: DQO, DBO e SST), comparado aos das Regiões

Norte e Nordeste. A justificativa para isto pode ser atribuída ao baixo coeficiente de retorno, baixo consumo *per capita* de água, contribuições industriais não relatadas, entre outros. Em geral, um número pequeno de parâmetros é monitorado com maior frequência nas ETE, objetivando reduzir custos. Além disso, o esgoto bruto de sistemas centralizados e descentralizados apresenta características distintas. Assim, para a concepção de novas ETEs é necessário realizar estudos mais detalhados e conhecer bem o esgoto a ser tratado, em termos quantitativos bem como qualitativos. Esse é um ponto essencial para alcançar uma remoção eficiente de componentes e concentrações finais que atendam à legislação.

AGRADECIMENTOS

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico — CNPq. Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior — CAPES. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto — INCT ETEs Sustentáveis. Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais — FAPEMIG. Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco — FACEPE. Companhia Pernambuco de Saneamento — COMPESA. BRK Ambiental. Fibra Técnica Engenharia e Saneamento.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA (ANA); COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Guia nacional de coleta de preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos*. Brasília: ANA; São Paulo: CETESB, 2011, 326 p. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2012/GuiaNacionalDeColeta.pdf> Acesso: 10 set. 2020.

ANDRADE NETO, C.O.; CAMPOS, J.R. Introdução - Capítulo 1. In: CAMPOS, J.R. (Coord). *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo*. Rio de Janeiro. ABES-PROSAB, 1999.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). *Standard Methods for examination of water and wastewater*. 23. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 9897: planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores*. 1ª ed. Rio de Janeiro, 1987b. 14 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 9898: preservação e técnicas de amostragem de afluente líquidos e corpos receptores*. 1ª ed. Rio de Janeiro, 1987a. 22 p.

- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. *Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005*. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf> Acesso em: 28 set. 2020.
- CHERNICHARO, C.A.L. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. 2. ed. v. 5: Reatores anaeróbios Belo Horizonte: UFMG, 2007, 379 p.
- CORRÊA, W.S. *Avaliação de um sistema reator anaeróbio de manto de lodo seguido de filtro biológico percolador de baixa taxa em escala plena*. 2019. 175 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019.
- FINEP-PROSAB-Produtos. *Vários livros*. Disponível em: <http://www.finep.gov.br/apoio-e-financiamento-externa/historico-de-programa/prosab/produtos>. Acesso: 28 set. 2020.
- HENZE, M.; LEDIN, A. Types, characteristics and quantities of classic, combined domestic wastewaters. In: LENS; P.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. (Eds.) *Decentralised sanitation and reuse: concepts, systems and implementation*. London : IWA Publishing, 2001, p. 59-72.
- INCT ETEs Sustentáveis. *Remoção de patógenos no esgoto*. 2020. Disponível em: <https://etes-sustentaveis.org/remocao-patogenos-esgoto/>. Acesso: 28 set. 2020.
- INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ (IAPAR). *Agrometeorologia e clima*. Disponível em: <http://www.iapar.br> Acesso em: 14 set. 2020.
- JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005, 932 p.
- KATO, M.T.; LAPOLLI, F.R.; SOUZA, J.T.; NOLASCO, M.A.; GONÇALVES, R.F.; LEITE, V.D. Oportunidades e desafios na implementação de estações de tratamento de esgoto descentralizadas. In: SANTOS, A.B. (Coord.). *Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais*. RENTED/FINEP/CNPq. Fortaleza: Imprece, 2019. p. 23-47.
- METCALF & EDDY Inc. *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*. 5. ed. Nova York: McGraw-Hill, 2014, 2018 p.
- MORAIS, J.C. *Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em reator compartimentado anaeróbio/anóxico e aeróbio tratando esgoto doméstico*. 2015. 139 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.
- OLIVEIRA, S.M.A.C.; von SPERLING, M. Evaluation of 166 treatment plants operating in Brazil, comprising several technologies. Part 1-Performance analysis. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10, n. 4, p.347-357, 2005. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522005000400011>
- PIVELI, R.P.; KATO, M.T. *Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos*. São Paulo: ABES, 2006, 285 p.
- SANTOS, A B. (Org). *Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais*. Disponível em: http://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/06_11_2019_ProSab_Tratamento_de_Esgoto.pdf. Acesso em: 28 set. 2020.
- Sígolo, J.B.; Pinheiro, C.H.R. Lodo de esgoto da ETE Barueri - SP: proveniência do enxofre elementar e correlações com metais pesados associados. *Geologia USP - Série Científica*, v. 10, n. 1, p. 39-51, 2010. <https://doi.org/10.5327/Z1519-874X2010000100004>
- SOUZA, C.L.; SANTOS, A.B.; SILVA, M.E.R.; AQUINO, S.F. Aspectos qualitativos de correntes de esgoto segregadas e não segregadas. In: SANTOS, A.B. (Coord.). *Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais*. Fortaleza: Imprece, RENTED/FINEP/CNPq, 2019. p. 118-218.
- Telles, D.D.; Costa, R.H.P.G. *Reúso da água: conceitos, teorias e práticas*. 2. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2010, 408 p.
- von SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. 3. ed. v. 1: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: UFMG, 2005, 452 p.
- WATER ENVIRONMENTAL RESEARCH FOUNDATION (WERF). *Final Report: Wastewater treatment and reuse. Influent constituent characteristics of the modern waste stream from single sources: literature Review*. London: IWA, 2009.

Nota Técnica 2 – Micropoluentes (fármacos, desreguladores endócrinos e congêneres)

*Technical Note 2 – Micro-pollutants
(pharmaceuticals, endocrine disruptors, and congeners)*

**Luiz Galdino da Silva¹ , Shyrlane Torres Soares Veras² , Betina Andrade Salviano³ ,
Lucas Vassalle de Castro⁴ , Livia Cristina da Silva Lobato⁵ ,
Carlos Augusto de Lemos Chernicharo⁶ , Lourdinha Florencio⁷ , Mario Takayuki Kato^{8*} **

RESUMO

Os micropoluentes são compostos químicos que estão presentes no ambiente em concentrações muito baixas, em níveis de traços ($\mu\text{g.L}^{-1}$ a ng.L^{-1}), mas que podem ocasionar efeitos deletérios no desenvolvimento de animais aquáticos e na saúde dos seres humanos. Exemplos são os vários tipos de câncer ligados ao sistema endócrino humano. Nesta nota técnica são abordados alguns aspectos importantes relacionados com a sua presença nas águas superficiais e subterrâneas, nas águas de abastecimento e, principalmente, nos esgotos domésticos. São apresentadas as técnicas atualmente estudadas e desenvolvidas para a sua remoção em estações de tratamento de esgotos (ETE), com um resumo daquelas de interesse, que usam sistemas de pós-tratamento avançados, uma vez que eles não são removidos eficientemente nas ETE convencionais. A importância do tema e alguns estudos relevantes na literatura são destacados nesta nota técnica.

Palavras-chave: águas superficiais; concentrações traço; efeitos deletérios; estações de tratamento de esgotos; hormônios; medicamentos.

ABSTRACT

Micropollutants are chemical compounds that are present in the environment in very low concentrations, at trace levels ($\mu\text{g.L}^{-1}$ to ng.L^{-1}). However, they can have deleterious effects on the development of aquatic animals and on human health. Examples are the various types of cancer linked to the human endocrine system. This technical note addresses some important aspects related to their presence in surface and groundwater, in drinking water and, mainly, in domestic sewage. The techniques currently studied and developed for their removal in sewage treatment plants (STPs) are presented, with a summary of those of interest that use advanced post-treatment systems, since they are not efficiently removed in the conventional STPs. The importance of the topic and some relevant studies in the literature are highlighted in this technical note.

Keywords: surface waters; trace elements; deleterious effects; sewage treatment plant; hormones; medicines.

¹Químico pela Universidade Católica de Pernambuco. Técnico Químico em cromatografia do Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco - Recife (PE), Brasil.

²Engenheira Química, Mestre em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos pela Universidade Federal de Pernambuco. Especialização em Gestão Ambiental pela Faculdade de Joaquim Nabuco. Doutora em Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Pernambuco e em Microbiologia pela Universidade Autônoma de Madri - Madri, Espanha.

³Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais - Belo Horizonte (MG), Brasil.

⁴Engenheiro Ambiental pela Universidade FUMEC. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais. Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais e em Engenharia Ambiental da Universidade Politécnica da Catalunha, Espanha. Membro do INCT ETEs Sustentáveis - Belo Horizonte (MG), Brasil.

⁵Engenheira Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais. Doutora pelo Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais. Membro do INCT ETEs Sustentáveis - Belo Horizonte (MG), Brasil.

⁶Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais. Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade de Newcastle upon Tyne, Inglaterra. Professor Titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais. Coordenador do INCT ETEs Sustentáveis - Belo Horizonte (MG), Brasil.

⁷Engenheira Civil pela Universidade Federal de Pernambuco. Doutora em Tecnologia Ambiental e Ciências da Agricultura pela Universidade de Wageningen, Holanda. Professora Titular do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco - Recife (PE), Brasil.

⁸Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Paraná. Doutor em Tecnologia Ambiental e Ciências da Agricultura pela Universidade de Wageningen, Holanda. Professor Titular do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco - Recife (PE), Brasil.

***Endereço para correspondência:** Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Laboratório de Saneamento Ambiental - Avenida Acadêmico Hélio Ramos, s/n - Cidade Universitária, Recife, PE. CEP: 50740-530. e-mail: mario.kato@ufpe.br

1. INTRODUÇÃO

Em 2020, a população mundial atingiu cerca de 7,8 bilhões de pessoas, representando um aumento de aproximadamente 25% desde 2000. No Brasil, essa tendência se mantém, com a população ultrapassando os 212 milhões de habitantes, o que equivale a 2,8% da população global. Nas últimas duas décadas, observou-se um aumento significativo na expectativa de vida, com acréscimo de cinco anos tanto em nível global (de 68 para 73 anos) quanto nacional (de 70 para 75 anos) (UN, 2019).

Paralelamente, houve crescimento na economia mundial, impulsionado especialmente pelos países emergentes ou em desenvolvimento, que registraram aumento médio do Produto Interno Bruto (PIB) de 4,9%, em comparação com o 1,8% dos países desenvolvidos (IPEA, 2019). Esse crescimento populacional e econômico gerou uma demanda crescente não apenas por alimentos, mas também por medicamentos, agroquímicos, materiais de limpeza, plásticos, eletroeletrônicos, eletrodomésticos e outros produtos. Como resultado, o aumento do consumo humano e o avanço tecnológico impulsionaram a criação de novos produtos. Isso inclui novos fármacos, cosméticos, produtos de limpeza doméstica e pessoal, microplásticos e nanomateriais, os quais, juntamente com os já existentes, acabam por ser descartados no meio ambiente. Esses resíduos são despejados tanto indiretamente, por meio de efluentes e resíduos sólidos domésticos e industriais tratados, quanto diretamente, quando lançados sem tratamento em rios, lagos, mares e aterros sanitários não controlados (JOHNSON, BELFROID e DI CORCIA, 2000; CASTRO, 2017).

O crescimento econômico, populacional e tecnológico resultou também em maior diversidade da produção e consumo desses produtos pela população e pela indústria. Por exemplo, estima-se que ao longo dos últimos 25 anos (1995–2020) tenham sido introduzidos no mercado aproximadamente 943 novos compostos farmacêuticos (IMS, 2015). Conseqüentemente, uma maior variedade de compostos está presente no meio ambiente. Esses componentes com estruturas químicas e atividades diversas passaram a ser chamados de

micropoluentes, porque frequentemente são encontrados em concentrações muito baixas, na ordem de microgramas (μg) ou mesmo nanogramas (ng). Alguns deles são considerados emergentes, por não possuírem regulamentação e por seus impactos na saúde humana e no meio ambiente ainda serem pouco compreendidos. Em razão do aumento no uso generalizado dos novos produtos químicos, espera-se um notável aumento deles nos efluentes domésticos e industriais, no lodo das estações de tratamento de esgoto (ETE), nas águas superficiais e subterrâneas e no solo. O agravante é que muitos estudos apontam efeitos deletérios potenciais à saúde humana e de animais (terrestres e aquáticos) (AQUINO, BRANDT e CHERNICHARO, 2013; MONTAGNER, VIDAL e ACAYABA, 2017).

Os micropoluentes são compostos químicos presentes em concentrações muito baixas no ambiente, comumente divididos em diversas subclasses. Entre elas, destacam-se os fármacos, que incluem medicamentos como antibióticos, contraceptivos, anestésicos, entre outros, destinados ao tratamento de enfermidades. Os desreguladores endócrinos (DE), por sua vez, são substâncias exógenas que interferem no sistema endócrino, afetando a síntese, secreção, transporte, ligação, ação ou eliminação de hormônios naturais no corpo (USEPA, 2009). Essas substâncias podem causar desequilíbrio ou interferência no sistema endócrino, independentemente de atuarem diretamente nos sítios receptores dos hormônios (BILA e DEZOTTI, 2003, 2007; MONTAGNER, VIDAL e ACAYABA, 2017). Além dessas categorias, há também uma terceira subclasse de micropoluentes, proveniente de produtos de limpeza doméstica e de higiene pessoal, que merece atenção especial por seu potencial impacto no meio ambiente e na saúde humana. Os micropoluentes da subclasse DE incluem pesticidas, ftalatos, alquilfenóis, hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA), fitoestrogênios, hormônios naturais e sintéticos, surfactantes não iônicos, entre outros (BRANDT, 2012).

Na presente NT-3 desta *Coletânea sobre Caracterização Quantitativa e Qualitativa do Esgoto*, serão abordados aspectos importantes relacionados com os fármacos e DE em diversos compartimentos ambientais, mas com foco na sua presença e remoção no tratamento de esgotos

domésticos. A sua escolha nesta NT-3 deve-se ao fato de serem os micropoluentes mais estudados na área de saneamento ambiental. No caso específico dos DE, serão abordados, principalmente, os hormônios naturais e sintéticos. Em outra nota (NT-4) desta *Coletânea*, serão abordados os produtos de limpeza doméstica, especialmente os surfactantes e os produtos de cuidado ou higiene pessoal.

2. EXEMPLOS DE FÁRMACOS E DESREGULADORES ENDÓCRINOS

Na **Tabela 1** são apresentados alguns compostos químicos pertencentes às subclasses fármacos e DE e suas respectivas aplicações, de acordo com dados obtidos na literatura.

3. CONSUMO DE FÁRMACOS E HORMÔNIOS SINTÉTICOS

3.1. Fármacos

Como mencionado anteriormente, o aumento populacional e da expectativa de vida, associado ao desenvolvimento tecnológico e de novos medicamentos, resultou em um salto enorme na produção e consumo dos fármacos (IMS, 2015; UN, 2019). Dessa forma, estima-se que a produção global de medicamentos chegue a 4,5 trilhões de doses até o fim de 2020. Além disso, espera-se que mais de 50% da população mundial consuma 1,6 dose por pessoa por dia (DPD). Com relação a países como

Tabela 1 – Exemplos de compostos químicos das subclasses dos fármacos e desreguladores endócrinos e seus respectivos usos.

Subclasse	Produtos	Exemplos	Usos
Fármacos	Analgésicos, anti-inflamatórios e antitérmicos	Ácido acetil salicílico, diclofenaco, acetaminofeno (paracetamol), metamizol (dipirona), cetoprofeno, ibuprofeno, morfina etc.	Utilizados para tratar dores (cabeça, dente, musculares etc.), febre, infecções ocasionadas por ferimentos ou pancadas e alergias (urticária, rinite e asma alérgica etc.).
	Antibióticos	Ciprofloxacina, clorotetraciclina, eritromicina, lincomicina, norfloxacina, penicilina, naproxeno, sulfametoxazol, triclosan etc.	Utilizados para tratar infecções causadas por bactérias e fungos (intoxicação alimentar, infecção urinária, tuberculose etc.).
	Antilipêmicos ou reguladores lipídicos	Bezafibrato, ácido clofibrato, ácido fenofibrato, sinvastatina, atorvastatina etc.	Utilizados no controle do colesterol alto.
	Meios de contraste de raios-X	Iopamidol, iopromida, iomeprol, diatrizoato etc.	Utilizados para diferenciar tecidos de órgãos, vasos sanguíneos e ossos em exames de raios X, ressonância e tomografia.
	β -bloqueadores	Propranolol, betaxolol, bisoprolol, atenolol etc.	Utilizados no tratamento de problemas cardíacos.
	Drogas de uso psiquiátrico	Diazepam, fluoxetina, carbamazepina, paroxetina, risperidona, fenitoína, meprobamato etc.	Utilizados no controle de distúrbios mentais que levam a alterações comportamentais (depressão, ansiedade, esquizofrenia etc.).
DE	Pesticidas	Atrazina, clordano, dieldrin, hexaclorobenzeno, lindane, DDT, DDE etc.	Utilizados na agricultura, pecuária, piscicultura etc. para controle de pragas (insetos, lagartas, ervas daninhas, ácaros etc.).
	Hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA)	Benzo[a]pireno, fluoranteno, antraceno, naftaleno, criseno, benzo[k]fluoranteno etc.	Compostos presentes em petroderivados como o óleo diesel.
	Hormônios naturais	Mestranol, progesterona, estrona, estradiol, estrona, estriol, testosterona etc.	Substâncias produzidas e excretadas naturalmente pelo corpo humano e utilizadas como contraceptivos (sintéticos).
	Hormônios sintéticos	17 α -etinilestradiol, levonorgestrel, ciproterona, drospirenona, desogestrel, misoprostol etc.	Utilizados para evitar gravidez, na reposição hormonal e regulador do ciclo menstrual
	Alquilfenóis	Nonilfenol, octilfenol, nonilfenol etoxilado, octilfenol etoxilado etc.	Utilizados na fabricação de plásticos, lubrificantes, produtos de limpeza doméstica e pessoal, tintas etc.
	Metais pesados	Cádmio, mercúrio, chumbo, prata, cobre, cromo, alumínio etc.	Utilizados em baterias automotivas, embalagens alimentícias, utensílios domésticos etc.
	Bifenilas policloradas (PCB)	2,4,4'-triclorobifenil; 3,3',4,4'-tetraclorobifenil, 3,3',4,4',5-pentaclorobifenil etc.	Utilizados em capacitores elétricos, plastificantes, pesticidas, lubrificantes, bombas de vácuo etc.
Ftalatos	Dimetil ftalato, dietil ftalato, di-iso-butil ftalato, di-n-butil ftalato, butilbenzil ftalato etc.	Utilizados como plastificantes, podendo ser encontrados em diversos materiais plásticos (tubulações, brinquedos, embalagens etc.).	

Fonte: Bila e Dezotti (2003, 2007), Benotti *et al.* (2009), Silva e Collins (2011), Brandt (2012) e Montagner, Vidal e Acayaba (2017).

Brasil, Índia, China e Indonésia, as estimativas indicam aumento de 2,04 a 2,80; 0,82 a 1,14; 0,55 a 0,71; e 2,65 a 3,26 DPD, respectivamente (IMS, 2015). O conceito de DPD é utilizado principalmente em estudos farmacocinéticos para quantificar a frequência com que uma determinada dose de um medicamento é administrada ao longo do dia. A DPD é uma medida importante para entender a farmacocinética de um fármaco, ou seja, como ele é absorvido, distribuído, metabolizado e excretado pelo organismo ao longo do tempo.

Na **Figura 1** estão apresentados o consumo de fármacos em 2015 e estimativa feita para o ano de 2020 para alguns continentes e países, considerando-se a sua importância econômica, populacional e geopolítica. A quantificação foi em número de doses de medicamentos consumidos, sendo a dose definida como unidade padrão (*standard unit* — S.U.), que corresponde à medida de um comprimido, uma cápsula, um supositório, uma seringa pré-carregada, uma ampola, uma dose de medicamento inalado ou 5 mL de xarope ou suspensão oral (IMS, 2015).

3.2. Hormônios naturais e sintéticos

A utilização de métodos contraceptivos em geral (hormonais, esterilização, planejamento familiar etc.) por mulheres na faixa etária de 15 a 49 anos (período fértil) aumentou 28% no mundo entre 1970 e 2015, passando de

36 para 64% e sendo associada principalmente aos países emergentes. A partir de 1990, foi reportado um aumento significativo no uso de contraceptivos em todo o mundo (UN, 2019). Isso também foi observado na América Latina e Caribe, com aumento de 65% (1994) para 73% (2015) para os métodos em geral e de 16% (1994) para 22% (2015) para os hormonais (pílulas e injetáveis).

Na **Figura 2** estão apresentados os percentuais de utilização de contraceptivos hormonais (injetáveis e pílulas)

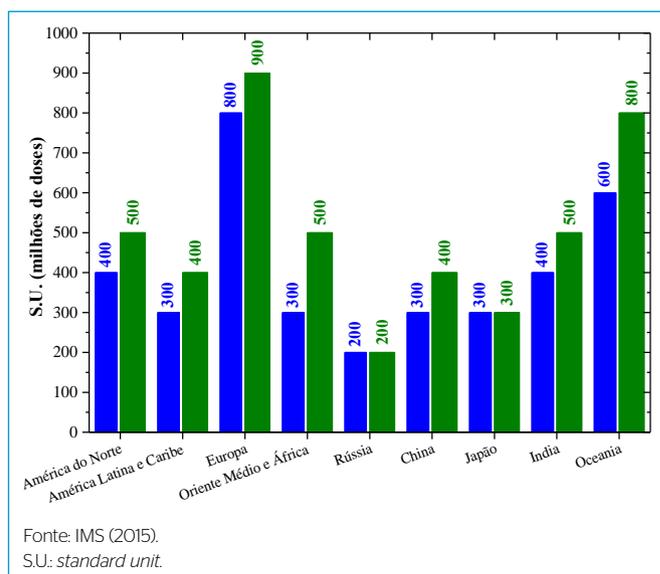


Figura 1 – Consumo de produtos farmacêuticos (não hormonais) em alguns continentes e países no mundo em 2015 (■) e estimativa para 2020 (■).

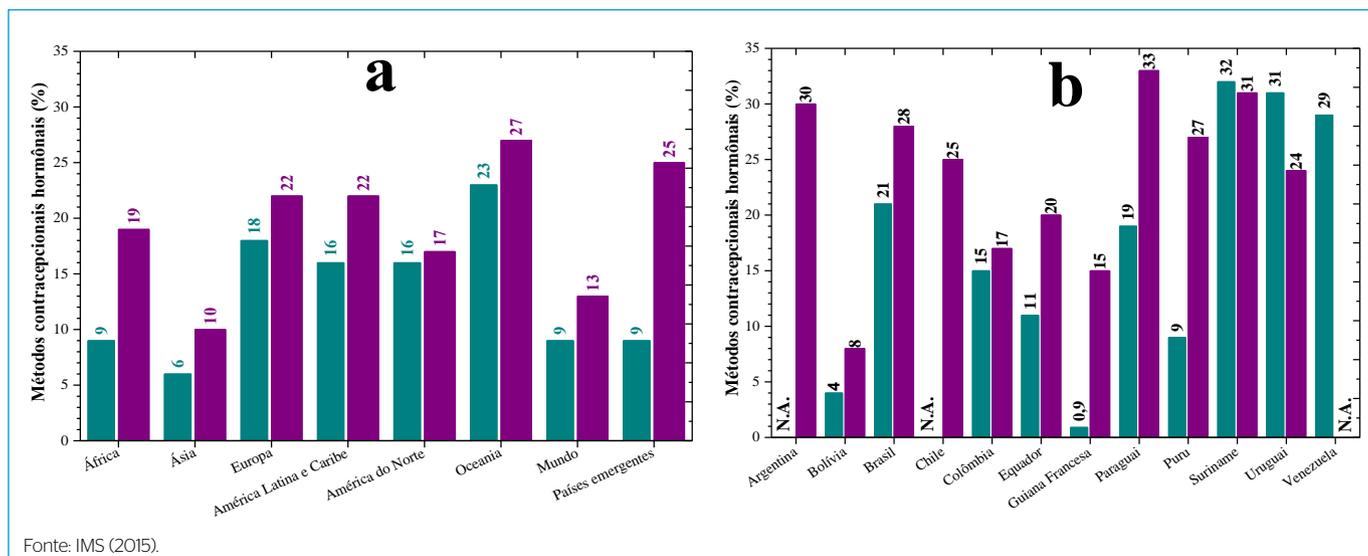


Figura 2 – Uso de contraceptivos hormonais em forma de pílulas ou injeções nos continentes (a) e em países da América Latina (b) 1994 (■) 2015 (■).

nos continentes (**Figura 2a**) e em países da América Latina (**Figura 2b**), nos anos 1994 e 2015. Observa-se que, no Brasil, o uso desses contraceptivos passou de 21 para 28% nesse período (UN, 2019). Em razão da excreção humana, eles acabam nos efluentes domésticos e, conseqüentemente, em diversos compartimentos ambientais (ETE, águas e solos superficiais, águas e solos subterrâneos, água de abastecimento público e de consumo humano) (AQUINO, BRANDT e CHERNICHARO, 2013).

Entretanto, é importante considerar que, além da parcela proveniente do consumo e excreção de hormônios sintéticos, há uma parcela que é naturalmente produzida e excretada pelo corpo humano por meio da urina e fezes. Na **Tabela 2** estão reunidas as quantidades diárias excretadas pelos seres humanos de hormônios naturais e sintéticos.

4. ORIGEM DOS FÁRMACOS E DESREGULADORES ENDÓCRINOS NO AMBIENTE

A presença dos fármacos e DE nas águas superficiais, subterrâneas e de abastecimento público devem-se, principalmente, ao (i) lançamento de esgotos domésticos e industriais (brutos ou tratados) e ao (ii) descarte inadequado de fármacos e DE (fora do prazo de validade e/ou não utilizados) em aterros sanitários (BRANDT, 2012). No caso dos esgotos, mesmo após o tratamento nas ETE, o efluente final ainda apresenta concentrações capazes de provocar danos ao meio ambiente e à saúde humana. As tecnologias frequentemente aplicadas nas ETE não são capazes de remover completamente os micropoluentes (BOLONG *et al.*, 2009). O descarte inadequado de medicamentos faz com que eles sejam

encontrados no chorume (resíduo líquido) produzido durante a degradação dos resíduos sólidos. Dessa forma, a infiltração e lixiviação podem levar os micropoluentes oriundos das ETE e dos aterros, assim como agroquímicos, fármacos e hormônios utilizados na agricultura e pecuária, ao solo, às águas superficiais, subterrâneas e de abastecimento público.

Em 2017, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) relatou que aproximadamente 20% de toda a produção farmacêutica é descartada no lixo comum e que a principal causa é a perda da validade (CABRAL, 2008, *apud* CAVALCANTI *et al.*, 2015). Brandão (2013) *apud* Graciani e Ferreira (2014) relatou que, anualmente, são descartados de 10,3 a 19,8 mil toneladas de medicamentos; enquanto Cavalcanti *et al.* (2015) relataram que aproximadamente 88% dos brasileiros descartam os medicamentos no lixo comum e vaso sanitário.

Na **Figura 3** estão reunidas algumas vias pelas quais os micropoluentes podem ser encontrados no meio ambiente. Nela, é possível observar que a rota dos micropoluentes no meio ambiente acontece de forma cíclica, tendo as águas utilizadas no abastecimento público como ponto de intersecção. Por isso, é importante o desenvolvimento de novas tecnologias para a remoção e degradação dos micropoluentes presentes nas águas residuárias, bem como a ampliação dos sistemas de tratamento de esgotos domésticos e industriais. O Brasil tem 5.570 municípios e 2.768 ETE, porém ainda existem 3.738 municípios sem estas (67%). Das 9,1 milhões de toneladas de esgoto produzido por dia, apenas 43% são coletadas e tratadas (ANA, 2017).

Tabela 2 - Excreção humana diária de hormônios naturais e sintéticos.

Origem	Hormônio natural ($\mu\text{g}/\text{per capita}$)		Hormônio sintético	
	Estrona	Estradiol	Estriol	17 α -etinilestradiol
Homens	3,9	1,6	1,5	---
Mulheres no período menstrual	8	3,5	4,8	---
Mulheres na menopausa	4	2,3	1	---
Mulheres grávidas	600	259	6.000	---
Mulheres tomando contraceptivos	---	---	---	35

Fonte: Johnson, Belfroid e Di Corcia (2000), Reis-Filho, Araújo e Vieira (2006) e Bila e Dezotti (2007).

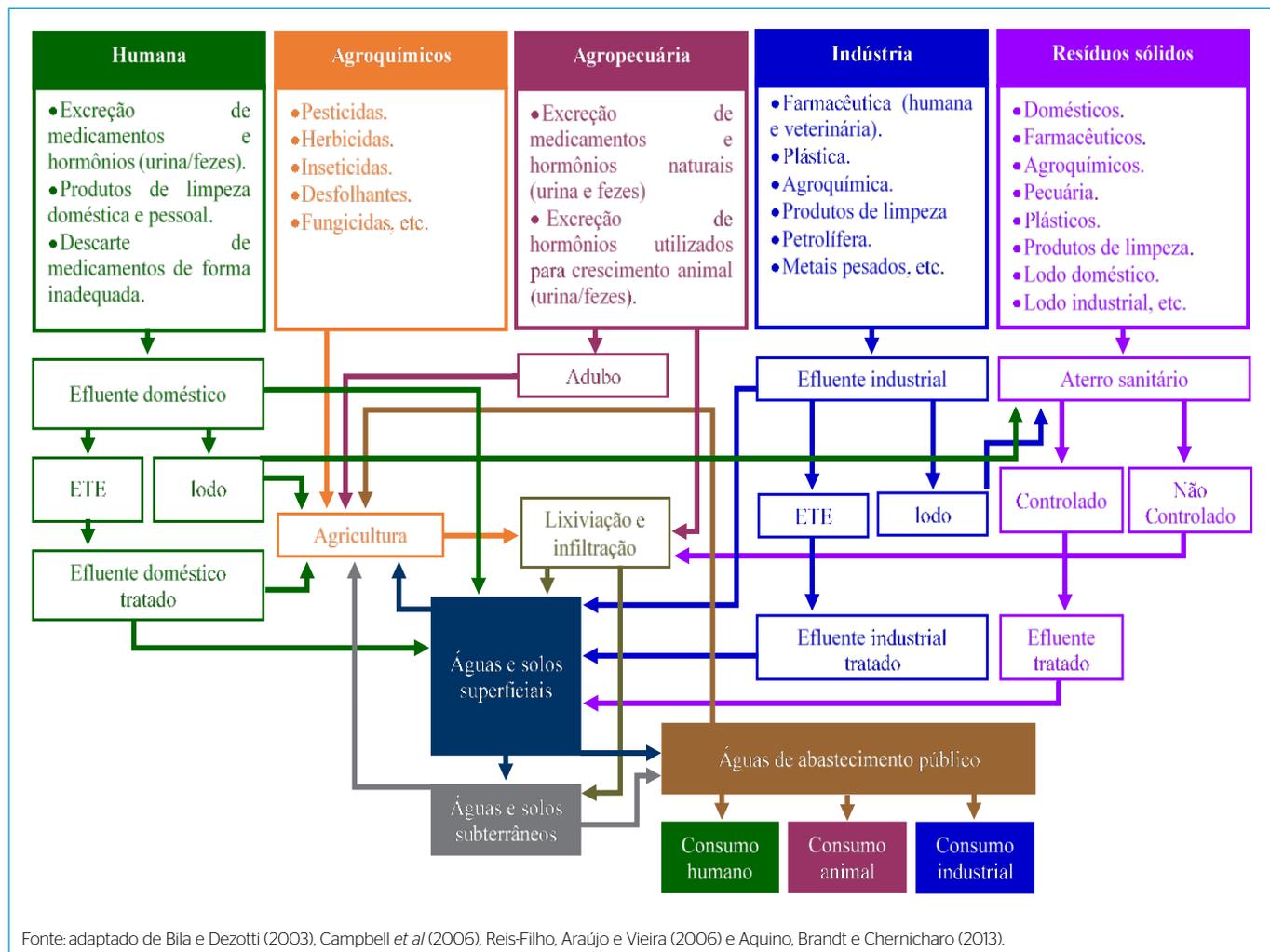


Figura 3 - Possíveis vias de entrada dos micropoluentes no meio ambiente.

5. DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS E CONCENTRAÇÕES DE FÁRMACOS E DESREGULADORES ENDÓCRINOS

Uma das dificuldades em estudos e trabalhos com fármacos e DE é que, como eles são encontrados no ambiente em níveis de traços ($\mu\text{g.L}^{-1}$ a ng.L^{-1}), para a sua determinação há a necessidade de técnicas analíticas seletivas e com baixos limites de detecção. Isso implica o uso de equipamentos mais sofisticados, de alto custo para aquisição e com operação mais complexa. São eles os cromatógrafos a gás (GC) e a líquido (LC), acoplados ou não a espectrômetros de massa (MS). No entanto, antes da análise, é necessário ainda realizar um pré-tratamento da amostra para diminuir a incidência de interferentes (compostos não alvo), concentrar os compostos alvo e/ou remover a fase aquosa. Para isso, destaca-se a técnica da extração em fase sólida

(*solid phase extraction* — SPE) (HERNANDO *et al.*, 2004). Quando a determinação é realizada pela cromatografia a gás, é necessário converter os fármacos e DE não voláteis a seus derivados voláteis, o que é realizado reagindo-os com agentes silanizantes (RODRÍGUEZ *et al.*, 2003; QUINTANA *et al.*, 2004). Na **Tabela 3** são apresentadas as técnicas cromatográficas e de espectrometria de massas mais utilizadas na determinação dos fármacos e DE.

Na **Tabela 4** é apresentada a faixa aproximada das concentrações dos principais compostos das duas principais subclasses de micropoluentes (fármacos e DE), para esgoto doméstico bruto e tratado, lodo de ETE, águas superficiais, águas subterrâneas e águas para abastecimento público.

Na **Figura 4**, têm-se as concentrações dos fármacos mais estudados na área de saneamento ambiental no esgoto bruto (**Figura 4a**) e tratado (**Figura 4b**) de ETE e águas

Tabela 3 – Técnicas analíticas comumente utilizadas para a determinação de micropoluentes no ambiente.

Técnica	Compostos	Matriz	Referência
LC-MS/MS	Fármacos da subclasse antibióticos (3) ^a , hormônios naturais (3) e sintéticos (6)	Afluente/efluente de ETE	Schlüsener e Bester (2005)
LC-MS	Nonilfenóis (8)	Esgoto doméstico e lodo	Jeannot <i>et al.</i> (2002)
LC-QToF/MS	Fármacos de diversas subclasses e seus metabolitos (100)	Água superficial	Ferrer e Thurman (2012)
LC-FLU	Hormônios naturais (2)	Água superficial e de abastecimento público	Lopes <i>et al.</i> (2010)
LC-UV-vis	Hormônios naturais (3) e sintéticos (1)	Água de abastecimento público	Verbinnen, Nunes e Vieira (2010)
GC-MS	Anti-inflamatórios (5)	Afluente/efluente de ETE	Rodríguez <i>et al.</i> (2003)
	Fármacos de diversas subclasses (10)		Yu e Wu (2011)
	Hormônios naturais (2) e sintético (1), alquilfenol (1) e bisfenol A		Hernando <i>et al.</i> (2004)
	Hormônios naturais (4) e sintéticos (2)		Quintana <i>et al.</i> (2004)
	Hormônios naturais (3) e sintéticos (1)	Água superficial	Xiao-Yao, McCalley e McEvoy (2001)
	Hormônios naturais (3) e sintéticos (2)	Água do mar e afluente/efluente de ETE	Caban <i>et al.</i> (2013)
	Nonilfenol (2), bisfenol A, hormônios naturais (4) e sintético (1) e esteróis (4)	Esgoto doméstico e lodo	Jeannot <i>et al.</i> (2002)
GC-MS/MS	Fármacos em geral (18), produto de uso pessoal (1), hormônios naturais (2) e sintéticos (1)	Solo, sedimento e lodo de ETE	Azzoux e Ballesteros (2012)
	Hormônios naturais (4) e sintéticos (2)	Afluente/efluente de ETE	Quintana <i>et al.</i> (2004)
	Hormônios naturais (2) e sintético (1), alquilfenol (1) e bisfenol A		Hernando <i>et al.</i> (2004)
	Nonilfenol (2), bisfenol A, hormônios naturais (4) e sintético (1) e esteróis (4)	Esgoto doméstico e lodo	Jeannot <i>et al.</i> (2002)

^a: número de compostos analisados. LC-MS/MS: cromatografia líquida acoplada a detector de espectrômetro de massas com 2 quadrupolos em série; LC-MS: cromatografia líquida acoplada a espectrômetro de massas com 1 quadrupolo; LC-QToF/MS: cromatografia líquida acoplada a espectrômetro de massas com 1 quadrupolo em série com um espectrômetro de massas por tempo de voo; LC-FLU: cromatografia líquida acoplada a detector de fluorescência; LC-UV-vis: cromatografia líquida acoplada a detector ultravioleta-visível; GC-MS: cromatografia a gás acoplada a detector de espectrômetro de massas com 1 quadrupolo; GC-MS/MS: cromatografia a gás acoplada a detector de espectrômetro de massas com 2 quadrupolos em série.

Tabela 4 – Concentrações de fármacos e desreguladores endócrinos quantificados em diferentes compartimentos ambientais.

Compostos	Concentrações de micropoluentes (ng.L ⁻¹)					
	Esgoto			Águas		
	Bruto	Tratado	Lodo ^b	Superficiais	Subterrâneas	Abastecimento
Fármacosa	13,9 – 52.200	680 – 59.000	2.000 – 38.000	0,5 – 30.421	1,2 – 2.886	18,5 – 8.300
DE						
Hormônios naturais e sintéticos	5,8 – 6.690	0,5 – 5.560	2.500 – 133.100	0,7 – 11.130	0,4 – 4,0	1,0 – 2.600
Pesticidas	--	--	--	0,5 – 23.000	10,0 – 68.790	0,2 – 2.600
Alquilfenóis	1,0 – 84.110	11,0 – 78.250	--	2,0 – 64.200	79,0 – 3.850	- 0 – 3.610

Fonte: Johnson, Belfroid e Di Corcia (2000), Bila e Dezotti (2003, 2007), Reis-Filho, Araújo e Vieira (2006), Benotti *et al.* (2009), Brandt (2012) e Montagner, Vidal e Acayaba (2017).

^aOs fármacos representam os compostos identificados e que são oriundos do consumo de analgésicos, anti-inflamatórios, antibióticos, antilipêmicos etc.; ^bng.g⁻¹sólidos totais.

superficiais (**Figura 4c**) em países da Europa, América do Norte, Ásia e Brasil, que são os analgésicos e anti-inflamatórios ibuprofeno, diclofenaco e cetoprofeno, bem como o antibiótico naproxeno.

Na **Figura 5**, têm-se as concentrações dos DE mais estudados na área de saneamento ambiental em afluente (**Figura 5a**) e efluente (**Figura 5b**) de ETE e águas superficiais (**Figura 5c**) em países da Europa, América do Norte

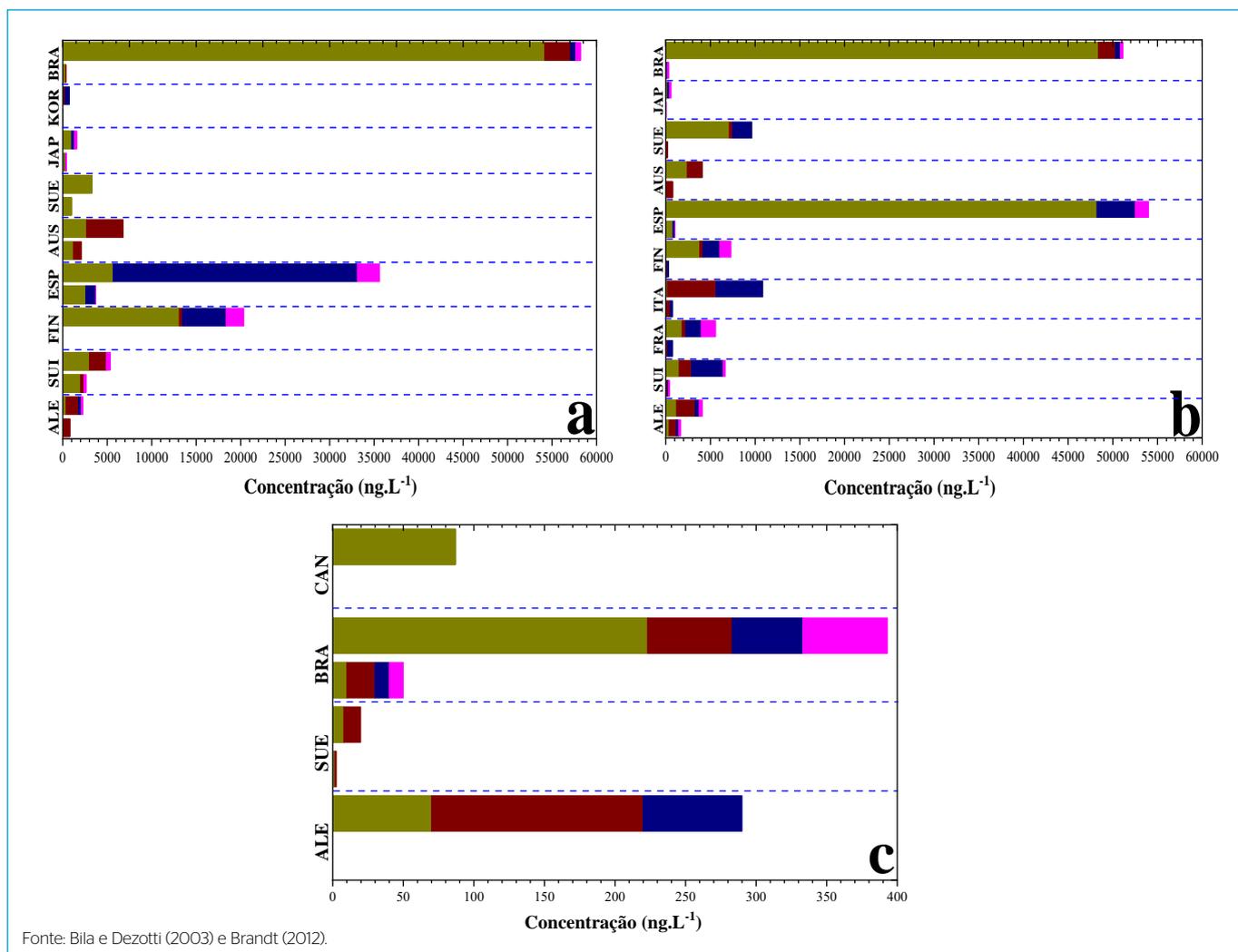


Figura 4 - Concentrações máxima e mínima de quatro fármacos em afluente (a) e efluente de estações de tratamento de esgoto – ETE (b) e em águas superficiais (c) encontradas em alguns países. (■) ibuprofeno, (■) diclofenaco, (■) naproxeno e (■) cetoprofeno. ALE: Alemanha; SUE: Suécia; FIN: Finlândia; ESP: Espanha; JAP: Japão; KOR: Coreia do Sul; BRA: Brasil; FRA: França; ITA: Itália; AUS: Áustria; SUE: Suécia; CAN: Canadá.

e Brasil, que são os hormônios naturais estradiol, estrona e estriol e o sintético 17 α -etinilestradiol.

6. EFEITOS DELETÉRIOS DOS DESREGULADORES ENDÓCRINOS EM SERES HUMANOS E ANIMAIS

Muitos micropoluentes, principalmente os DE advindos da poluição ambiental das águas superficiais, podem causar anomalias no sistema reprodutivo de animais e na saúde humana. Suspeita-se que, nas mulheres, eles causem alterações no sistema endócrino, levando ao aumento no risco de câncer de mama e de vagina, a ovários policísticos e endometriose; e, nos homens, à redução na produção de espermatozoides, ao aumento do risco de câncer testicular e de próstata, à

infertilidade e a alterações nos níveis hormonais da tireoide. Nos animais, são relatadas a feminização de peixes machos, a indução ao hermafroditismo, o declínio na reprodução etc. (CSTEE, 1999; BILA e DEZOTTI, 2007) (Tabela 5).

7. REMOÇÃO DE FÁRMACOS E DESREGULADORES ENDÓCRINOS DE ESGOTO DOMÉSTICO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO CONVENCIONAIS

ETE convencionais (anaeróbia e aeróbia) não foram projetadas para a remoção específica de micropoluentes, e sim de macropoluentes, especialmente matéria orgânica biodegradável, nutrientes e patógenos. Ainda que os sistemas

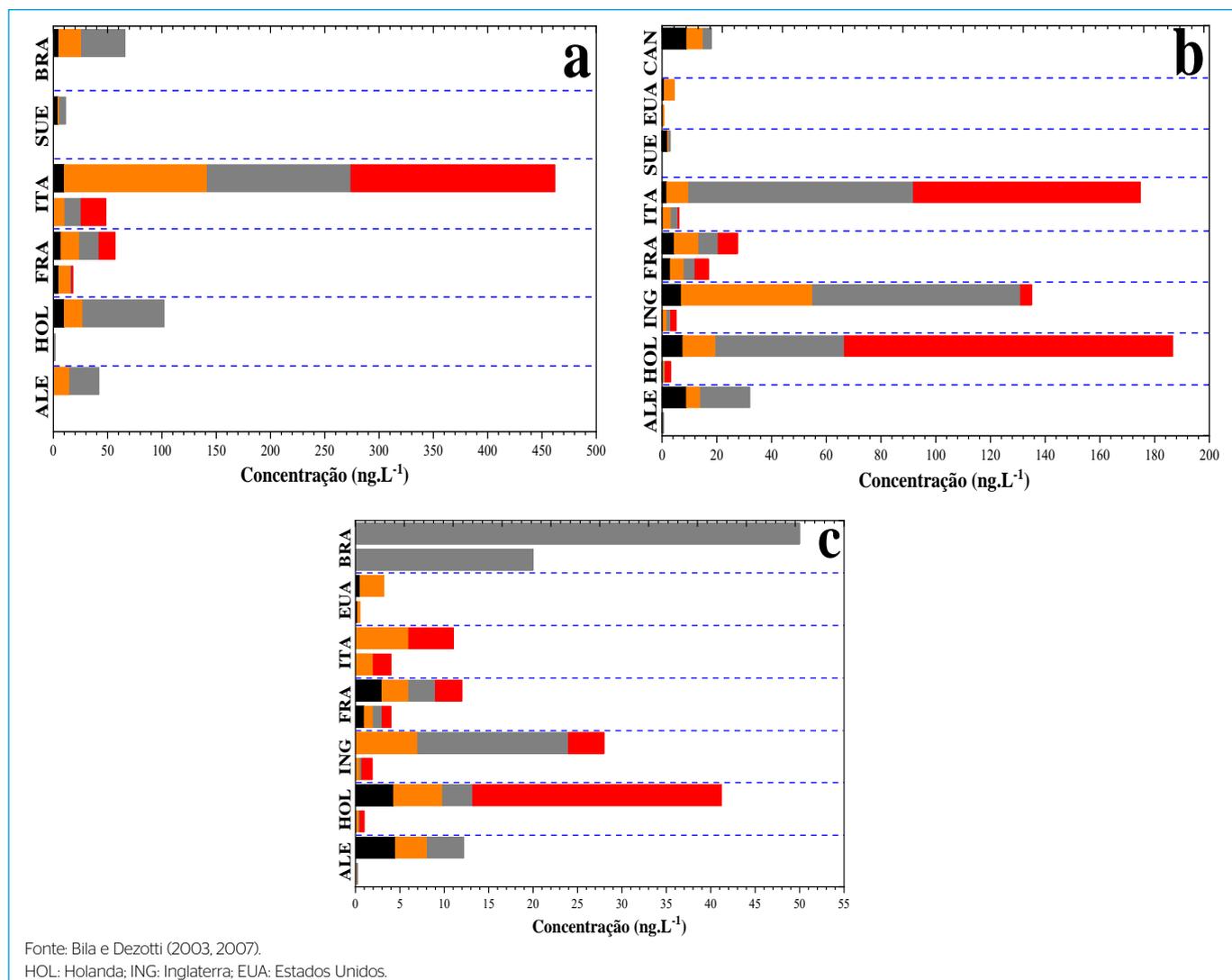


Figura 5. Concentrações máximas e mínimas de quatro hormônios em afluente (a), efluente de estações de tratamento de esgoto (b) e águas superficiais (c) quantificadas em alguns países. (■) 17α-etinilestradiol, (■) estradiol, (■) estrona e (■) estriol.

Tabela 5 - Efeitos deletérios associados aos desreguladores endócrinos para animais aquáticos.

Espécie	Contaminantes	Efeitos
Peixes	Hormônios naturais e sintéticos, nonilfenóis, ftalatos, HPA e metais pesados.	Feminização de peixes, alteração das gônadas, hermafroditismo, indução da síntese da vitelogenina (VTG), inibição do crescimento testicular, mortalidade da espécie, declínio da reprodução, incidência de testículo-óvulos nas gônadas, distúrbios na síntese de cortisol.
Répteis	Hormônios naturais e sintéticos. Pesticidas e seus metabólitos, principalmente o 2,2 bis-p-clorofenil-1,1,1-tricloroetano (DDT) e o 2,2-bis-p-clorofenil-1,1-dicloroetileno (DDE).	Concentrações anormais de hormônios sexuais (baixa concentração de testosterona), anomalias morfológicas nas gônadas, redução no tamanho do pênis em jacarés e alterações na produção de ovos em tartarugas.
Anfíbios	Pesticidas.	Anomalias no sistema reprodutivo e declínio da população, indução à síntese de VTG no sangue e hermafroditismo.
Moluscos	Compostos orgânicos de estanho como o tributilestanho (TBT) etrifenilestanho (TPT).	Desenvolvimento de órgãos sexuais masculinos em fêmeas e esterilização.
Aves	Pesticidas, principalmente o DDT.	Decréscimo na fertilidade, feminização de gaiotas machos e anomalias no sistema reprodutivo.
Mamíferos	Bisfenol A, bifenilas policloradas e pesticidas, principalmente o DDT.	Anomalias no sistema reprodutivo de ratos e alta mortalidade de golfinhos.

Fonte: CSTEE (1999) e Bila e Dezzoti (2007).

convencionais possam vir a apresentar eficiências de remoção para alguns dos micropoluentes comparáveis às obtidas para os macropoluentes, as concentrações dos micropoluentes remanescentes no efluente podem ser suficientes para ocasionar distúrbios nos organismos aquáticos e nos humanos (BISOGNIN, WOLFF e CARISSIMI, 2018). A remoção dos fármacos e hormônios nesses sistemas compreendem os mecanismos de biodegradação e adsorção ao lodo, este, um dos principais meios para a sua remoção, em razão da hidrofobicidade desses compostos (AQUINO, BRANDT e CHERNICHARO, 2013). Nas Tabelas 6 e 7 são apresentadas as concentrações e estimativas da remoção para quatro fármacos e quatro hormônios, respectivamente, no afluente e efluente de ETE convencionais em diferentes países.

8. TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO PARA A REMOÇÃO DE MICROPOLUENTES

Novas tecnologias de tratamento utilizando conceitos físicos e químicos estão sendo estudadas e desenvolvidas em laboratório e reatores, em escala de laboratório e piloto,

para a remoção (degradação/adsorção) de micropoluentes de esgoto doméstico, hospitalar, efluente industrial, águas de abastecimento etc. Estas tecnologias têm sido mais utilizadas como unidades de pós-tratamento dos efluentes de ETE e nas de tratamento de água (ETA) convencionais. As técnicas físicas que se mostraram mais promissoras para a remoção dos micropoluentes foram os biorreatores de membranas (MBR), osmose reversa, microfiltração, nanofiltração e filtro de carvão ativado granular (CLARA *et al.*, 2005; BILA e DEZOTTI, 2007). Ademais, processos químicos de oxidação avançada, incluindo processos homogêneos ou heterogêneos, com ou sem uso de radiação UV, também são muito estudados para o tratamento de efluentes de ETE e em ETA (BILA e DEZOTTI, 2007; BISOGNIN, WOLFF e CARISSIMI, 2018).

9. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A eficiência dos sistemas de tratamento convencionais na remoção de micropoluentes, tanto para água quanto para efluentes, é limitada. Mesmo quando parte desses

Tabela 6 - Concentrações e remoções de 4 fármacos identificados em esgotos domésticos (brutos/tratados) em estações de tratamento de esgoto convencionais e que são utilizados como analgésicos e anti-inflamatório (A+AI) e antibióticos (AB).

Composto	Afluente (ng L ⁻¹)	Efluente (ng L ⁻¹)	Remoção (%)	País	Referência
Diclofenaco (A+AI)	905 a 4114	780 a 1680	7 a 63	Áustria	Clara <i>et al.</i> (2005)
	350	170 a 350	9 a 60	Finlândia	Lindqvist, Tuhkanen e Kronberg (2005)
	901 a 1036	261 a 598	71	Inglaterra	Roberts e Thomas (2006)
	400 a 1900	400 a 1900	0	Suíça	Tauxe-Wuersch <i>et al.</i> (2005)
Ibuprofeno (A+AI)	2.600 a 5.700	900 a 2.100	60 a 70	Espanha	Carballa <i>et al.</i> (2004)
	1.200 a 2.679	2.400	0	Áustria	Clara <i>et al.</i> (2005)
	13100	3.800	78	Finlândia	Lindqvist, Tuhkanen e Kronberg (2005)
	300 a 1.000	200	90	Japão	Nakada <i>et al.</i> (2006)
	2.000 a 3.000	600 a 800	53 a 59	Suíça	Tauxe-Wuersch <i>et al.</i> (2005)
Cetoprofeno (A+AI)	2.000	1.250	51	Finlândia	Lindqvist, Tuhkanen e Kronberg (2005)
	100 a 300	60 a 200	0 a 80	Japão	Nakada <i>et al.</i> (2006)
	20 a 2.510	10 a 1.500	38 a 67	Espanha	Carballa <i>et al.</i> (2004)
	550	180 a 300	48 a 69	Brasil	Stumpf <i>et al.</i> (1999)
	250 a 430	150 a 240	8 a 53	Suíça	Tauxe-Wuersch <i>et al.</i> (2005)
Naproxeno (AB)	1.800 a 4.600	800 a 2.600	40 a 55	Espanha	Carballa <i>et al.</i> (2004)
	4.900	150 a 1.900	55 a 98	Finlândia	Lindqvist, Tuhkanen e Kronberg (2005)
	30 a 300	10 a 200	0 a 80	Japão	Nakada <i>et al.</i> (2006)
	600	100 a 540	15 a 78	Brasil	Stumpf <i>et al.</i> (1999)

< LQ: menor que o limite de quantificação do método analítico.

Tabela 7 – Concentrações e remoções de 4 hormônios em estações de tratamento de esgoto convencionais.

Composto	Afluentes (ng L ⁻¹)	Efluente (ng L ⁻¹)	Remoção (%)	País	Referência
Estradiol (hormônio natural)	9,3 – 7400	9,3 – 5560	5 – 99	Brasil	Aquino, Brandt e Chernicharo (2013)
	0 – 54	4 – 449	0 – 82	Espanha	Bizkarguenaga <i>et al.</i> (2012)
	11 – 22	8,6 – 2,4	21 – 100	Alemanha	Schlüsener e Bester (2005)
	77 – 324	3,9 – 306	6 – 95	Hungria	Andrási <i>et al.</i> (2011)
	10 – 31	3 – 8	20 – 90	Itália	Laganà <i>et al.</i> (2004)
	3 – 22	1 – 2	33 – 91	Canadá	Hing-Biu, Peart e Svoboda (2005)
Estrona (hormônio natural)	40 – 4.830	40 – 4.350	0 – 50	Brasil	Aquino, Brandt e Chernicharo (2013)
	32 – 87	2 – 5,3	0 – 94	Alemanha	Schlüsener e Bester (2005)
	0 – 183	< LQ – 1.031	0 – 100	Espanha	Bizkarguenaga <i>et al.</i> (2012)
	15 – 60	5 – 30	0 – 92	Itália	Laganà <i>et al.</i> (2004)
	8 – 52	1 – 54	0 – 82	Canadá	Hing-Biu, Peart e Svoboda (2005)
17 α -etinilestradiol (hormônio sintético)	12,4 – 5.230	12,4 – 1.200	0 – 93	Brasil	Aquino, Brandt e Chernicharo (2013)
	3 – 40	< LQ – 232	0 – 100	Espanha	Bizkarguenaga <i>et al.</i> (2012)
	133 – 885	< LQ	100	Hungria	Andrási <i>et al.</i> (2011)
Estríol (hormônio natural)	2 – 83	0 – 210	0 – 95	Espanha	Bizkarguenaga <i>et al.</i> (2012)
	54 – 470	4,5 – 99	63 – 93	Alemanha	Schlüsener e Bester (2005)
	102 – 510	< LQ	100	Hungria	Andrási <i>et al.</i> (2011)
	23 – 48	1	96 – 98	Itália	Laganà <i>et al.</i> (2004)

< LQ: menor que o limite de quantificação do método analítico.

contaminantes é removida, as concentrações restantes nos efluentes podem causar danos aos organismos aquáticos e à saúde humana.

Para lidar com essa questão, novas tecnologias estão sendo estudadas e desenvolvidas em escala laboratorial e piloto para remover efetivamente os micropoluentes dos efluentes de ETE e ETA. Essas tecnologias, como reatores de membranas, filtros de carvão ativado granular e processos oxidativos avançados, têm demonstrado resultados promissores na remoção de diversas subclasses de micropoluentes dos efluentes dos sistemas convencionais.

Dessa forma, é fundamental integrar essas novas tecnologias como etapas de pós-tratamento nos sistemas convencionais de tratamento de água e efluentes, visando à

melhoria da qualidade dos efluentes descartados e à proteção do meio ambiente e da saúde pública.

AGRADECIMENTOS

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico — CNPq. Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior — CAPES. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto — INCT ETEs Sustentáveis. Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais — FAPEMIG. Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco — FACEPE.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). *Atlas Esgoto - Despoluição das Bacias Hidrográficas*. 2017. Disponível em: http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/ ATLASeESGOTOSDespoluicaoodeBaciasHidrograficas-ResumoExecutivo_livro.pdf. Acesso em: 21 set. 2020.

ANDRÁSI, N.; HELENKÁR, A.; VASANITS-ZSIGRAI, A.; ZÁRAY, G.; MOLNÁR-PERL, I. The hole of the acquisition methods in the analysis of natural and synthetic steroids and cholic acids by gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, v. 1218, p. 8264-8272, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2011.09.006>

- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). *Anuário Estatístico do Mercado Farmacêutico 2016*. Brasília: ANVISA, 2017.
- AQUINO, S.F.; BRANDT, E.M.F.; CHERNICHARO, C.A.D.E.L. Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, n. 3, p. 187-204, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000300002>
- AZZOUX, A.; BALLESTEROS, E. Combined microwave-assisted extraction and continuous solid-phase extraction prior to gas chromatography-mass spectrometry determination of pharmaceuticals, personal care products and hormones in soils, sediments and sludge. *Science of Total Environment*, v. 419, p. 208-215, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.12.058>
- BENOTTI, M.J.; TRENHOLN, R.A.; VANDERFORD, B.J.; HOLADY, J.C.; STANFORD, B.D.; SNYDER, S.A. Pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in U.S. drinking water. *Environmental Science Technology*, v. 43, n. 3, p. 597-603, 2009. <https://doi.org/10.1021/es801845a>
- BILA, D.M.; DEZOTTI, M. Fármacos no meio ambiente. *Química Nova*, v. 26, n. 4, p. 523-530, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422003000400015>
- BILA, D.M.; DEZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. *Química Nova*, v. 30, n. 3, p. 651-666, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422007000300027>
- BISOGNIN, R.P.; WOLFF, D.B.; CARISSIMI, E. Revisão sobre fármacos no ambiente. *Revista DAE*, v. 66, p. 78-95, 2018. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.009>
- BIZKARGUENAGA, E.; ROS, E.; IPARRAGUIRRE, P.; NAVARRO, P.; VALLEJO, A.; USOBIAGA, A.; ZULOAGA, O. Solid-phase extraction combined with large volume injection-programmable temperature vaporization-gas chromatography-mass spectrometry for the multiresidue determination of priority and emerging organic pollutants in wastewater. *Journal of Chromatography A*, v. 1247, p. 104-117, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2012.05.022>
- BOLONG, N.; ISMAIL, A.F.; SALIM, M.R.; MATSUURA, T. A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal. *Desalination*, v. 239, p. 229-246, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.020>
- BRANDT, E.M.F. *Avaliação da remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em sistemas simplificados de tratamento de esgoto (reatores UASB seguidos de pós-tratamento)*. 2012. 128 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.
- CABAN, M.; CZERWICKA, M.; LUKASZEWICZ, P.; MIGOWSKA, N. A new silylation reagent dimethyl (3,3,3-trifluoropropyl) silyldiethylamine for the analysis of strogenic compounds by gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, v. 1301, p. 215-224, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2013.05.073>
- CAMPBELL, C.G.; BORGLIN, S.E.; GREEN, F.B.; GRAYSON, A.; WOZEI, E.; STRINGFELLOW, W.T. Biologically directed environmental monitoring, fate, and transport of estrogenic endocrine disrupting compounds in water: a review. *Chemosphere*, v. 65, n. 8, p. 1265-1280, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.08.003>
- CARBALLA, M.; OMIL, F.; LEMA, J.M.; LLOMPART, M.; GÁRCIA-JARRES, C.; RODRÍGUEZ, I.; GÓMEZ, M.; TERNES, T. Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. *Water Research*, v. 38, n. 12, p. 2918-2926, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.03.029>
- CASTRO, L.V. *Avaliação da remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em filtros de polimento para tratamento de esgoto doméstico*. 2017. 168 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.
- CAVALCANTI, R.L.S.; LIMA, G.M.S.; SILVA, M.C.; SCENZA, R.P.; MOURA, V.R.; LEITE, V.R. Descarte domiciliar de medicamentos. *Revista Presença*, v. 1, n. 1, p. 56-77, 2015. <https://doi.org/10.22239/2317-269X.01314>
- CLARA, M.; STRENN, B.; GANS, O.; MARTINEZ, E.; KREUZINGER, N.; KROISS, H. Removal of select pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatments plants. *Water Research*, v. 39, n. 1, p. 4797-4807, 2005. <https://doi.org/10.22239/2317-269X.01314>
- CSTEE. *Option on human and wildlife health effects of endocrine disrupting chemicals, with emphasis on wildlife and on ecotoxicology test methods*, Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment. 1999. Disponível em: https://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/interferenti_endocrini/rapporto_cstee_1999_en.pdf. Acesso em: 21 set. 2020.
- FERRER, I.; THURMAN, E.M. Analysis of 100 pharmaceuticals and their degradation in water samples by liquid chromatography/quadrupole time-of-flight mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, v. 1259, p. 148-157, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2012.03.059>
- GRACIANI, F.S.; FERREIRA, G.L.B.V. Descarte de medicamentos: panorama da logística reversa no Brasil. *Espacios*, v. 35, p. 11, 2014.
- HERNANDO, M.D.; MEZCUA, M.; GÓMEZ, M.J.; MALATO, O.; AGÜERA, A.; FERNÁNDEZ-ALBA, A.R. Comparative study of analytical methods involving gas chromatography-mass spectrometry for

the determination of selected endocrine disrupting compounds in wastewaters. *Journal of Chromatography A*, v. 1047, n. 1, p. 129-135, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2004.06.123>

HING-BIU, L.; PEART, T.E.; SVOBODA, M.L. Determination of endocrine-disrupting phenols, acid pharmaceuticals, and personal-care products in sewage by solid-phase extraction and gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, v. 1094, n. 1-2, p. 122-129, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2005.07.070>

IMS. *Global medicines use in 2020: outlook and implications*. Parsippany: Institute for Healthcare Informatics, 2015. Disponível em: <https://www.iqvia.com/-/media/iqvia/pdfs/institute-reports/global-medicines-use-in-2020>. Acesso em: 21 set. 2020.

INSTITUTO DE PESQUISA APLICADA (IPEA). *Carta de conjuntura – Economia mundial – Seção II 2019*. Disponível em: https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/conjuntura/191114_cc_45_secao_economiamundial.pdf. Acesso em: 21 set. 2020.

JEANNOT, R.; SABIK, H.; SAUVARD, M.; DAGNAC, T.; DOHRENDORF, K.; Determination of endocrine-disrupting compounds in environmental samples using gas and liquid chromatography with mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, v. 974, n. 1-2, p. 143-159, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0021-9673\(02\)01240-2](https://doi.org/10.1016/S0021-9673(02)01240-2)

JOHNSON, A.C.; BELFROID, A.; DI CORCIA, A. Estimating steroid oestrogen inputs into activated sludge treatment works and observations on their removal from the effluent. *Science of the Total Environment*, v. 256, p. 163-173, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00481-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00481-2)

LAGANÀ, A.; BACALONI, A.; DE LEVA, I.; FABERI, A.; FAGO, G.; MARINO, A. Analytical methodologies for determining the occurrence of endocrine disrupting chemicals in sewage treatment plants and natural waters. *Analytica Chimica Acta*, v. 501, n. 1, p. 79-88, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2003.09.020>

LINDQVIST, N.; TUHKANEN, T.; KRONBERG. Occurrence of acidic pharmaceuticals in raw and treated sewages and in receiving waters. *Water Research*, v. 39, n. 11, p. 2219-2228, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.003>

LOPES, L.G.; MARCHI, M.R.R.; SOUZA, J.B.G.; MOURA, J.A.; LORENZON, C.S.; CRUZ, C.; AMARAL, L.A. Estrogênios naturais e tratadas da região de Jaboticabal-São Paulo. *Química Nova*, v. 33, p. 639-643, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422010000300029>

MONTAGNER, C.C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R.D. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: Cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. *Química Nova*, v. 40, p. 1094-1110, 2017. <https://doi.org/10.21577/O100-4042.20170091>

NAKADA, N.; TANISHIMA, T.; SHINOARA, H.; KIRI, K.; TAKADA, H. Pharmaceutical chemicals and endocrine disrupters in municipal wastewater in Tokyo and their removal during activated sludge treatment. *Water Research*, v. 40, n. 17, p. 3297-3303, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.06.039>

QUINTANA, J.B.; CARPINTEIRO, J.; RODRÍGUEZ, I.; LORENZO, R.A.; CARRO, A.M.; CELA, R. Determination of natural and synthetic estrogens in water by gas chromatography with mass spectrometric detection. *Journal of Chromatography A*, v. 1024, n. 1-2, p. 177-185, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2003.10.074>

REIS-FILHO, R.W.; ARAÚJO, J.C.; VIEIRA, E.M. Hormônios sexuais estrógenos: Contaminantes bioativos. *Química Nova*, v. 29, p. 817-822, 2006.

ROBERTS, P.H.; THOMAS, K.V. The occurrence of select pharmaceuticals in wastewater effluent and surface waters of the lower Tyne catchment. *Science of the Total Environment*, v. 356, n. 1-3, p. 143-153, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.04.031>

RODRÍGUEZ, I.; QUINTANA, J.B.; CARPINTEIRO, J.; CARRO, A.M.; LORENZO, R.A.; CELA, R. Determination of acidic drugs in sewage water by gas chromatography-mass spectrometry as tert-butylidimethylsilyl derivatives. *Journal Chromatography A*, v. 985, p. 265-274, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0021-9673\(02\)01528-5](https://doi.org/10.1016/S0021-9673(02)01528-5)

SCHLÜSENER, M.P.; BESTER, K. Determination of steroid hormones, hormone conjugates and macrolide antibiotics in influents and effluents of sewage treatment plants utilizing high-performance liquid chromatography/tandem mass spectrometry with electrospray and atmospheric pressure chemical ionization. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, v. 19, n. 22, p. 3269-3278, 2005. <https://doi.org/10.1002/rcm.2189>

SILVA, C.G.A.; COLLINS, C.H. Aplicações de cromatografia líquida de alta eficiência para o estudo de poluentes orgânicos emergentes. *Química Nova*, v. 34, n. 4, p. 665-676, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422011000400020>

STUMPF, M.; TERNES, T.A.; ROLF-DIETER, W.; RODRIGUES, S.V.; BAUMANN, W. Polar Drug residues in sewage and natural waters in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 225, n. 1-2, p. 135-141, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00339-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00339-8)

TAUXE-WUERSCH, A.; DE ALENCASTRO, L.F.; GRANDJEAN, D.; TARRADELLAS, J. Occurrence of several acidic drugs in sewage treatment plants in Switzerland and risk assessment. *Water Research*, v. 39, n. 9, p. 1761-1772, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.03.003>

UNITED NATIONS (UN). *World Population Prospects*. 2019. Disponível em: <https://population.un.org/wpp/Graphs/Probabilistic/POP/TOT/900>. Acesso em: 21 set. 2020.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Occurrence of contaminants of emerging concern in wastewater from nine publicly owned treatment works*. Washington: USEPA, 2009.

VERBINNEN, R.T.; NUNES, G.S.; VIEIRA, E.M. Determinação de hormônios estrógenos em água potável usando CLAE-DAD. *Química Nova*, v. 33, p. 1837-1842, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422010000900003>

XIAO-YAO, X.; McCALLEY, DV.; McEVOY, J. Analysis of estrogens in river water and effluents using solid-phase extraction and gas chromatography-negative chemical ionization mass spectrometry of the pentafluorobenzyl derivatives. *Journal of Chromatography A*, v.923, n. 1-2, p. 195-204, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0021-9673\(01\)00955-4](https://doi.org/10.1016/S0021-9673(01)00955-4)

YU, Y.; WU, L. Comparison of four extraction methods for the analysis of pharmaceuticals in wastewater. *Journal of Chromatography A*, v.1218, n. 18, p. 2483-2489, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2011.02.050>



Nota Técnica 3 – Produtos de cuidado pessoal

Technical Note 3 – Personal care products

Paula Loureiro Paulo^{1*}, Ingrid Moreno Mamedes²,
Mario Takayuki Kato³, Marc Árpád Boncz⁴

RESUMO

Produtos de cuidado pessoal (PCPs) compreendem os produtos de cuidados da pele, cuidados do cabelo, maquiagem, perfumes e higiene pessoal, sendo esta última a categoria considerada essencial em um domicílio. Os PCPs são uma fonte potencial de micropoluentes, mas a caracterização no esgoto sanitário quanto à sua presença e de seus metabólitos ainda é incipiente no Brasil, devido aos altos custos e limitações dos métodos analíticos. Tendo em vista os comprovados efeitos negativos de vários destes compostos à saúde humana e ao meio ambiente, é necessário priorizá-los para um efetivo monitoramento e avaliação da sua remoção. Nesta nota técnica apresenta-se uma abordagem baseada na análise da composição dos PCPs por leitura de rótulo (lista de ingredientes), combinada com o *ranking* de venda dos produtos e hábitos da população. Esta abordagem mostra-se como uma ferramenta útil para a caracterização qualitativa e quantitativa de esgoto bruto doméstico quanto à composição de micropoluentes.

Palavras-chave: água cinza; características; efluente; padrão de consumo; produtos de higiene pessoal; risco químico

ABSTRACT

Personal care products (PCPs) are those products used for skincare, hair care, make-up, perfumes, and personal hygiene, and this last category is considered as essential in any household. The PCPs, because of their mode of use, are a potential source of micropollutants, but the characterization of domestic wastewater with respect to the presence and concentrations of these compounds, and their metabolites, is still incipient in Brazil. The main limitations are the high costs and limitations of the necessary analytical methods involved. Considering the already proven negative effects of a range of these compounds on human health and the environment, it is necessary to set priorities for monitoring of a selection of these compounds and their removal from (waste)water. In this Technical Note a method based on an analysis of the composition of PCPs based on their labels (ingredient list) combined with sales statistics of these products and an analysis of consumption habits of the population, is shown to be a useful tool for arriving at a quantitative and qualitative characterization of raw domestic sewage regarding the concentration of micropollutants.

Keywords: greywater; characteristics; effluent; consumer pattern; personal hygiene products; chemical risk

¹Engenheira Química pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Mestre em Engenharia de Saúde Pública pela Universidade de Leeds, UK. Doutora em Ciências Ambientais pela Universidade de Wageningen, Holanda. Professora Associada da Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul (UFMS). Membro do INCT ETES Sustentáveis.

²Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal do Mato Grosso (UFMT). Mestre em Tecnologias Ambientais pela UFMS. Aluna de doutorado do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da UFMS.

³Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Doutor em Tecnologia Ambiental e Ciências da Agricultura pela Universidade de Wageningen, Holanda. Professor Titular do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Membro do INCT ETES Sustentáveis.

⁴Graduação em Química Orgânica pela Vrije Universiteit Amsterdam, Holanda. Doutor em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Wageningen, Holanda. Professor Associado da UFMS.

*Endereço para correspondência: Avenida Costa e Silva, S/N - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia - Bloco 12, Campo Grande, MS, CEP: 79008-900, e-mail: paula.paulo@ufms.br

1. INTRODUÇÃO

Produtos de cuidado pessoal (PCPs) são produtos variados de uso doméstico, classificados em cinco grupos: cuidados da pele, cuidados do cabelo, maquiagem, perfumes e higiene pessoal. O consumo desses produtos varia de acordo com padrões de higiene, disponibilidade hídrica, clima, idade, estilo de vida, hábitos culturais, entre outros. Dentre os PCPs, os produtos de higiene pessoal são considerados essenciais em um domicílio, liderados pelo sabonete e creme dental.

Os PCPs são uma fonte potencial de micropoluentes, assim denominados por serem encontrados no meio ambiente em concentrações muito baixas, na ordem de $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ a $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$. Porém, apesar das baixas concentrações, a preocupação com esses poluentes é crescente pelos potenciais efeitos negativos na saúde humana e no meio ambiente. Aqueles que ainda não possuem regulamentação e cujo impacto à saúde humana e meio ambiente ainda é pouca compreendida, são considerados (micro)poluentes emergentes, ou de preocupação emergente (DEBLONDE *et al.*, 2011).

O uso crescente de PCPs, aliado à ausência ou ineficiência das estações de tratamento de esgoto (ETEs) convencionais para a sua remoção, contribui para a contaminação de cursos d'água por micropoluentes presentes nesses produtos e seus metabólitos. De acordo com a revisão de Montes-Grajales *et al.* (2017), as maiores fontes de contribuição de PCPs para ambientes aquáticos são os próprios efluentes das ETEs, principalmente porque muitos deles não podem ser completamente degradados pelos sistemas de tratamento usualmente empregados. O fato de um composto não aparecer ou não ser identificado em dados de monitoramento não significa, necessariamente, que não está presente, pois essa ausência ou não identificação pode estar relacionada ao alto custo e limitações de métodos analíticos, que devem ser adequadamente sensíveis para o monitoramento nas diferentes matrizes ambientais.

Embora as concentrações encontradas no ambiente sejam muito inferiores aos níveis de aplicação dos produtos, a ameaça potencial para a saúde humana e meio ambiente é um tema de crescente preocupação, tendo em vista que muitos compostos presentes nas formulações dos PCPs (ingredientes usados) apresentam potencial de bioacumulação (HOPKINS e BLANEY, 2016).

Esta nota técnica (NT) não aborda o tratamento e remoção de PCPs de esgoto sanitário, tendo em vista que para tal é necessário conhecer ao menos os principais micropoluentes oriundos dos PCPs. Dessa forma, o objetivo desta NT é apresentar uma abordagem para melhor compreensão dos produtos de cuidado pessoal a partir da leitura de rótulos; usando estas informações, pretende-se auxiliar ou compor estudos de caracterização, tanto pela presença (qualitativa) quanto pela concentração (quantitativa) em esgoto doméstico.

2. COMPOSIÇÃO DE PRODUTOS DE CUIDADO PESSOAL

Para fornecer uma ideia da vasta gama de compostos que podem ser usados nos PCPs, é necessário citar a base de dados da Comissão Europeia sobre substâncias e ingredientes cosméticos (CosIng, do inglês *Cosmetic Ingredient database*) e o padrão internacional de nomenclatura para ingredientes cosméticos (INCI, do inglês *International Nomenclature of Cosmetic Ingredient*). O INCI é um sistema internacional de codificação para designar os ingredientes utilizados em produtos cosméticos, criado para padronizar a sua descrição na rotulagem. É reconhecido e adotado mundialmente, inclusive no Brasil, pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). O objetivo do uso da nomenclatura INCI é facilitar a identificação de qualquer ingrediente de forma clara, precisa e imediata. Com isso, é possível identificar e comparar a composição de diferentes marcas de cosméticos.

A base de dados da CosIng traz, entre várias informações, a função dos ingredientes; atualmente existem 83 funções definidas. A maioria dos compostos tem mais de uma função, dependendo da formulação do produto. Por exemplo, o *alcohol denatured* (álcool desnaturado) pode ser usado em seis funções (antiespumante, conservante, adstringente, perfume, solvente e regulador de viscosidade), sendo que a quantidade empregada depende da função que exerce na fórmula. Em consulta ao banco de dados atualizado em 12 de outubro de 2020, foram identificadas 28.710 substâncias registradas que podem ser usadas como ingredientes nos cinco grupos de produtos cosméticos (EUROPA UNION, 2020). É importante ressaltar que o fato de um ingrediente ter um nome INCI atribuído e aparecer na seção de inventário do CosIng não significa que seja aprovado ou seguro

para uso em produtos cosméticos, nem que esteja em conformidade com as regulamentações locais ou globais.

O grande número de ingredientes que pode estar presente ilustra a dificuldade no conhecimento e até seleção de compostos para monitoramento. A ampla gama de PCPs nas prateleiras de supermercados, drogarias e lojas especializadas refletem na base de dados pois, cada dia mais, os fabricantes criam produtos para atrair diferentes grupos de consumidores. É quase impossível levantar todas as variações (subcategorias ou tipos) que, por exemplo, uma marca de xampu pode oferecer, indo de cachos perfeitos a liso absoluto, passando por reconstrução total, anticaspas, sem *frizz*, entre outras.

Por outro lado, com a globalização e o predomínio das multinacionais, observa-se uma tendência de marcas mais consumidas, que tendem a usar uma gama de ingredientes base. Baseando-se nas três marcas mais vendidas de PCPs no Brasil e nas categorias relatadas como essenciais (uso diário) em domicílios, Paulo *et al.* (2018) realizaram análise da composição, por meio da leitura de rótulos, de 147 produtos. Foram identificados 462 ingredientes utilizados nas nove categorias pesquisadas (sabonete em barra, sabonete líquido, creme dental, desodorante *roll on*, desodorante spray, xampu, condicionador, hidratante corporal e protetor solar). Para ilustrar a variação de ingredientes, a **Tabela 1** mostra a média do número de ingredientes usados em cinco categorias de produto nas diferentes marcas e subcategorias. Observa-se que xampu e condicionador, quando comparados com sabonete, apresentam tendência de variação maior nos ingredientes utilizados (comparando número igual de produtos para as subcategorias).

3. PRESENÇA DE PCPS EM ESGOTO SANITÁRIO

Devido aos altos custos e dificuldades para caracterizar e quantificar os micropoluentes, a utilização das informações da rotulagem dos produtos e do consumo destes configura-se como uma alternativa para prever a concentração de micropoluentes no esgoto sanitário. O primeiro estudo realizado nesse sentido foi na Dinamarca por ERIKSSON *et al.* (2003). Mais recentemente, outros estudos voltados à seleção de compostos químicos para monitoramento baseados em hábitos de consumo de produtos de cuidados pessoais e cuidado de casa vêm sendo realizados (ROTSIDOU e SCRIMSHAW, 2015; GARCIA-HIDALGO *et al.*, 2017; PAULO *et al.*, 2018). A combinação dessas informações com padronização das formulações dos produtos e dados de consumo de água, podem dar uma indicação das concentrações de compostos de interesse no esgoto sanitário. Para exemplificar, na **Figura 1** é apresentado o padrão de distribuição dos ingredientes do sabonete, produto que está presente em 100% dos lares brasileiros, conforme levantado por Paulo *et al.* (2018).

Observa-se que, dos ingredientes usados (Figura 1), um terço está presente em mais de 20% das subcategorias (tipos), indicando a maior probabilidade de aparecerem no esgoto bruto, quando comparados com aqueles que aparecem em menor proporção ou em apenas um produto. A concentração de cada ingrediente no esgoto dependerá da concentração usada na fórmula, da quantidade utilizada de cada produto e do volume de água utilizado.

Tabela 1 – Visão geral dos produtos utilizados no levantamento de ingredientes, baseada nas 3 marcas líderes de venda no Brasil para 7 categorias de produtos.

Categoria do produto	Marcas (subcategorias ou tipos) ^(a)	Número de ingredientes em cada produto ^(b)	Número de diferentes ingredientes usados por categoria de produto
Sabonete (barra)	7 marcas, 3 tipos de cada	23±5	106
Sabonete (líquido)	6 marcas, 3 tipos de cada	27±4	109
Creme dental	5 marcas, de 1 a 3 tipos de cada	14±2	53
Desodorante (aerosol)	5 marcas, de 1 a 4 tipos de cada	22±5	66
Desodorante (roll-on)	3 marcas, 3 tipos de cada	17±2	48
Xampu	7 marcas, de 1 a 4 tipos de cada	29±4	146
Condicionador	7 marcas, de 1 a 4 tipos de cada	21±8	128

Notas: ^(a) As marcas foram omitidas. ^(b) Média e desvio padrão do número de ingredientes utilizados em cada produto.
Fonte: Modificado de Paulo *et al.* (2018).

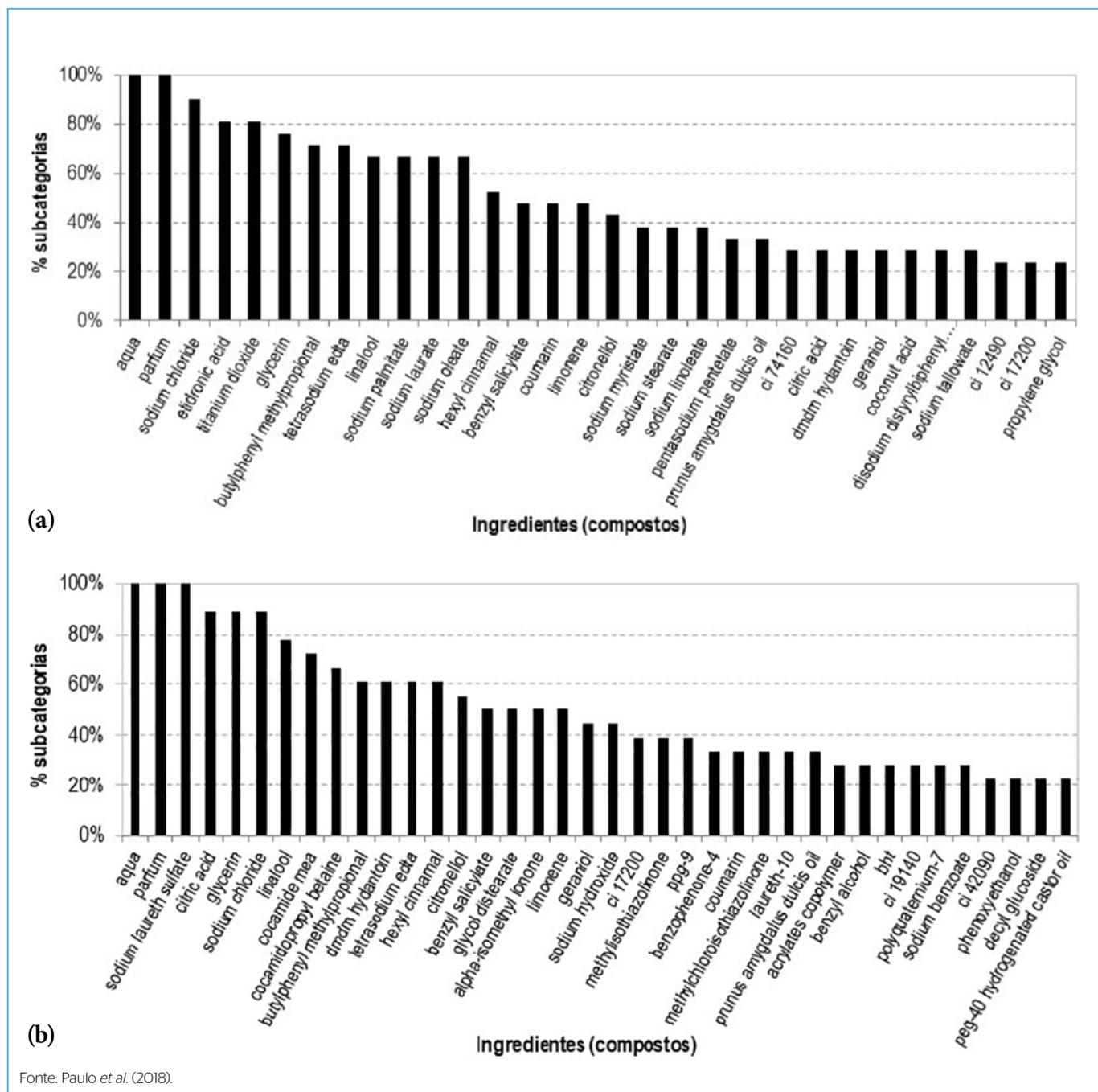


Figura 1 – Padrões de distribuição dos ingredientes presentes em sabonetes: (a) em barra (21 tipos); (b) líquido (22 tipos). Ingredientes presentes em menos de 20% dos produtos não aparecem nos gráficos.

Na **Tabela 2** é apresentada a composição de um sabonete líquido. Neste exemplo, são utilizados 7 ingredientes para compor a fragrância do produto. Em uma fórmula padrão ajustada, as fragrâncias representam em média 0,5% na composição do sabonete. Usando 1 mL de sabonete líquido e 1 litro de água, tem-se no máximo $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de fragrâncias, distribuídas em 7 compostos. Por causa do segredo de formulação, é impossível saber a concentração

exata de cada um, mas é uma boa base para prever valores máximos e mínimos em estudos de caracterização.

A leitura de rótulo também é interessante para comparar produtos de uma mesma marca, mas fabricado por multinacionais em diferentes países, permitindo uma comparação qualitativa em termos de presença de micropoluentes no esgoto sanitário. O exemplo do sabonete líquido tipo *cream soft* fabricado no Brasil apresentado na

Tabela 2, quando comparado com o mesmo tipo fabricado na União Europeia, tem o mesmo número de ingredientes, mas utiliza cinco ingredientes diferentes nas fragrâncias e nos conservantes.

4. IMPACTOS DOS MICROPOLUENTES PRESENTES EM PCPS NA SAÚDE HUMANA E NO MEIO AMBIENTE

Estudos sobre os efeitos dos micropoluentes advindos dos PCPs na saúde humana e no meio ambiente ainda são escassos na literatura. O coeficiente de partição n-octanol-água ($\log K_{ow}$) é a propriedade relacionada à hidrofobicidade e tem sido utilizado tanto para valor de corte (*cut-off value*¹),

como para priorizar compostos em avaliações toxicológicas (ETCHEPARE e VAN DER HOEK, 2016) e para definir monitoramento em matrizes ambientais. Além disso, quando possível, outras propriedades devem ser levadas em consideração na seleção de compostos, tanto para monitoramento quanto para estudos de avaliação de risco, sendo elas: persistência, bioacumulação, carcinogenicidade, mutagenicidade, toxicidade para a reprodução, desregulação endócrina e potencial contribuição para a resistência antimicrobiana (CORTES *et al.* 2020).

O *The Environmental Working Group* (Grupo de Trabalho Ambiental) é uma organização americana sem fins lucrativos que possui um guia para pesquisa de PCPs,

Tabela 2 – Exemplo de composição de um sabonete líquido fabricado por uma empresa multinacional (tipo ou subcategoria: *Crema Soft*, marca omitida).

Ingredientes (compostos)	Ordem ^(a)	Número de funções ^(b)	Função predominante do composto ^(c)	Função agrupada ^(d)	Fórmula base (%) ^(e)
<i>Aqua</i>	1	1	Solvente	Solventes	62
<i>Sodium laureth sulfate</i>	2	4	Surfactante	Surfactantes	20
<i>Cocamidopropyl betaine</i>	3	6	Surfactante	Surfactantes	
<i>Laureth-10</i>	9	2	Surfactante	Surfactantes	
<i>Cocamide mea</i>	10	5	Surfactante	Surfactantes	
<i>Peg-200 hydrogenated glyceryl palmate</i>	4	4	Emulsionante	Espessantes	6
<i>Peg-40 hydrogenated castor oil</i>	7	2	Emulsionante	Espessantes	
<i>Trisodium edta</i>	11	1	Quelante	Espessantes	
<i>Sodium chloride</i>	12	4	Regulador de viscosidade	Espessantes	10
<i>Citric acid</i>	13	3	Agente tampão	Agentes protetores (pele/cabelo)	
<i>Glycerin</i>	5	7	Umectante	Agentes protetores (pele/cabelo)	
<i>Prunus amygdalus dulcis oil</i>	6	1	Condicionador da pele	Agentes protetores (pele/cabelo)	0,5
<i>Benzoic acid</i>	14	3	Conservante	Conservantes	
<i>Sodium benzoate</i>	21	3	Conservante	Conservantes	
<i>Linalool</i>	15	2	Perfume	Perfumes	0,5
<i>Limonene</i>	16	3	Perfume	Perfumes	
<i>Citronellol</i>	17	1	Perfume	Perfumes	
<i>Benzyl alcohol</i>	18	4	Perfume	Perfumes	
<i>Geraniol</i>	19	1	Perfume	Perfumes	
<i>Butylphenyl methylpropional</i>	20	1	Perfume	Perfumes	
<i>Parfum</i>	22	3	Perfume	Perfumes	1
<i>Glycol distearate</i>	8	5	Opacificante	Outros aditivos	

Notas: ^(a)Ordem em que o ingrediente aparece no rótulo (os nomes dos ingredientes foram usados da forma que aparecem no rótulo, seguindo nomenclatura INCI). ^(b)Número de funções em que o ingrediente pode ser aplicado (pelo CosIng). ^(c)Função mais utilizada para o ingrediente. ^(d)Ingredientes agrupados de acordo com função principal, para propor uma fórmula básica. ^(e)Fórmula básica elaborada a partir de 5 fórmulas de sabonete líquido.

1 Limiar de qualquer impureza, aditivo ou constituinte individual classificado em uma substância ou em uma mistura, acima do qual esses limiares devem ser levados em consideração para determinar se a substância ou a mistura, respectivamente, devem ser classificadas.

intitulado EWG Skin Deep®, o qual compila uma série de referências, nas quais se baseiam para divulgar informações dos ingredientes quanto a efeitos na saúde e no meio ambiente. Informações extraídas do *site* foram utilizadas para compor a **Tabela 3**, para a qual selecionou-se as fragrâncias e conservantes da Figura 1, tendo em vista que em torno de 6% da população é sensível a ingredientes presentes nos cosméticos, com destaque para as fragrâncias e conservantes (PASTOR-NIETO *et al.*, 2017).

Entretanto, muitas vezes as fragrâncias não são especificadas nos rótulos dos produtos, descritas apenas como *parfum* (perfume), o que pode dificultar a avaliação de risco químico. Dentre as fragrâncias especificadas, o *linalool* (linalol) é a mais utilizada, estando presente em 28 dos 39 sabonetes pesquisados. O geraniol, que tem a concentração limite de ingestão diária mais baixa entre as apresentadas na Tabela 3, foi utilizado em cerca de 30% dos produtos. Todos os produtos selecionados apresentam indicação de alergias e imunotoxicidade. Por outro lado, nenhum deles é suspeito de persistência ou bioacumulação. As fragrâncias *benzyl salicylate* (salicilato de benzila) e geraniol são apontadas como suspeitas de toxicidade ambiental. Em relação aos dois conservantes, *methylchloroisothiazolinone*

(metilcloroisotiazolinona) e *methylisothiazolinone* (metilisotiazolinona), tanto o Japão quanto o Canadá têm restrições para o seu uso. Ambos conservantes têm estudos relatando alta toxicidade para a vida aquática, sendo que o *methylchloroisothiazolinone* tem estudo relatando potencial mutagênico e o *methylisothiazolinone* apresenta alta toxicidade para os neurônios.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Uma abordagem baseada na análise da composição dos PCPs por leitura dos rótulos (lista de ingredientes) combinada com o *ranking* de venda dos produtos e hábitos da população mostra-se uma ferramenta útil para a caracterização de esgoto bruto doméstico quanto à composição dos micropoluentes presentes nesses produtos. Estas informações servem tanto para caracterização qualitativa quanto quantitativa que, combinadas (ou não) com concentrações encontradas nas matrizes ambientais e estudos sobre impactos na saúde humana e meio ambiente, auxiliam na priorização de compostos de interesse para monitoramento. Essa seleção é primordial, tendo em vista a alta complexidade e altos custos analíticos envolvidos na detecção de micropoluentes.

Tabela 3 – Fragrâncias e conservantes usados em mais de 20% dos 39 tipos de sabonete pesquisados das 3 marcas mais vendidas no Brasil.

Composto	Função	pK _{OW} ^(a)	Valor limite de toxicidade (mg·kgpc ⁻¹ (b)·d ⁻¹) ^(a)	Máximo detectado (µg·L ⁻¹)		Efeitos na saúde humana/meio ambiente ^(d)
				água cinza	esgoto doméstico	
<i>Benzyl salicylate</i>	Fragrância	-4,05			0,96 ^(c) (efluente)	Alergias e imunotoxicidade. Suspeita de toxicidade ambiental.
<i>Citronellol</i>	Fragrância	-3,91	0,5 ^(a)	2,8 ^(a)	1,0 ^(e) (afluente)	Alergias e imunotoxicidade.
<i>Coumarin</i>	Fragrância	-1,39	0,1 ^(a)	1,0 ^(a)		Alergias e imunotoxicidade.
<i>Geraniol</i>	Fragrância	-3,56	0,030 ^(c)	0,8 ^(d)	1,0 ^(e) (afluente)	Alergias e imunotoxicidade. Suspeito de toxicidade ambiental.
<i>Hexyl Cinnamal</i>	Fragrância	-4,60				Alergias e imunotoxicidade.
<i>Limonene</i>	Fragrância	-4,57			1,4 ^(c) (efluente)	Alergias e imunotoxicidade.
<i>Linalool</i>	Fragrância	-2,97	0,5 ^(c)	15,4 ^(a)	11,6 ^(c) (efluente)	Alergias e imunotoxicidade.
<i>Methylchloroisothiazolinone</i>	Conservante	-0,401 ^(f)				Alergias e imunotoxicidade. A US EPA relata que o valor LC50 ^(g) indica alta toxicidade para a vida aquática. Potencial mutagênico.
<i>Methylisothiazolinone</i>	Conservante	0,83 ^(f)				Alergias e imunotoxicidade. Alta toxicidade para os neurônios. A US EPA relata que o valor LC50 indica alta toxicidade para a vida aquática.

Notas: ^(a)Etchepare e van der Hoek (2015); ^(b)pc: peso corporal; pK_{OW} = -log(k_{OW}). ^(c)Montes-Grajales *et al.* (2017). ^(d)The Environmental Working Group (<https://www.ewg.org/skindeep/>). ^(e)Paxéus e Schröder (1996). ^(f)National Institutes of Health (<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>). ^(g)Concentração letal mediana - concentração necessária do composto para matar 50% de uma população em teste.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG, da

Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco – FACEPE e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

- CORTES, L. G.; MARINOV D.; SANSEVERINO, I.; CUENCA, A. N.; NIEGOWSKA, M.; RODRIGUEZ, E. P.; LETTIERI, T. *Selection of substances for the 3rd Watch List under the Water Framework Directive*. EUR 30297 EN. Luxembourg city, Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2020. 239 p.
- DEBLONDE, T.; COSSU-LEGUILLE, C.; HARTEMANN, P. Emerging pollutants in wastewater: a review of the literature. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, v. 214, p. 442-448, 2011.
- ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K.; EILERSEN, A. M.; HENZE, M.; LEDIN, A. Household chemicals and personal care products as sources for xenobiotic organic compounds in grey wastewater. *Water SA*, v. 29, n. 2, p. 135-146, 2003.
- ETCHEPARE, R.; van DER HOEK, J. P. Health risk assessment of organic micropollutants in greywater for potable reuse. *Water Research*, v. 72, p. 186-198, 2015.
- HOPKINS, Z. R.; BLANEY, L. An aggregate analysis of personal care products in the environment: Identifying the distribution of environmentally-relevant concentrations. *Environment International*, p. 92-93, 2016.
- EUROPEAN UNION. *Cosmetic ingredient database*. European Union, 2020. Disponível em: https://ec.europa.eu/growth/sectors/cosmetics/cosing_en. Acesso em: 13 de outubro de 2020.
- GARCIA-HIDALGO, E.; von GOETZ, N.; SIEGRIST, M.; HUNGERBÜHLER, K. Use-patterns of personal care and household cleaning products in Switzerland. *Food and Chemical Toxicology*, v. 99, p. 24-39, 2017.
- MONTES-GRAJALES, D.; FENNIX-AGUDELO, M.; MIRANDA-CASTRO, W. Occurrence of personal care products as emerging chemicals of concern in water resources: A review. *Science of The Total Environment*, v. 595, p. 601-614, 2017.
- NATIONAL INSTITUTES OF HEALTH. *Explore Chemistry*. Disponível em: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>. Acesso em: 12 de novembro de 2020.
- PASTOR-NIETO, M. A.; ALCÁNTARA-NICOLÁS, F.; MELGAR-MOLERO, V. PÉREZ-MESONERO, R.; VERGARA-SÁNCHEZ, A.; MARTÍN-FUENTES, A.; GONZÁLEZ-MUÑOZ, P.; EUSEBIO-MURILLO, E. Preservatives in Personal Hygiene and Cosmetic Products, Topical Medications, and Household Cleaners in Spain. *Actas Dermo-Sifiliográficas*, v. 108, n. 8, p. 758-770, 2017.
- PAULO, P. L.; MAMEDES, I. M.; BONCZ, M. A.; LIER, J. B. V. A method to select organic micropollutants potentially present in greywater for integrated risk assessment studies aiming at non-potable reuse. In: *15th IWA Specialized Conference on Small Water & Wastewater Systems and 8th IWA Specialized Conference on Resources Oriented Sanitation*, 2018, Haifa, Israel. *Proceedings*. Haifa, Israel: International Water Association, 2018.
- PAXÉUS, N.; SCHRÖDER, H. F. Screening for non-regulated organic compounds in municipal wastewater in Göteborg, Sweden. *Water Science and Technology*, v. 33, p. 9-15, 1996.
- ROTSIDOU, M.; SCRIMSHAW, M. D. An Approach for Prioritizing “Down-the-Drain” Chemicals Used in the Household. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 12, p. 1351-1367, 2015.
- THE ENVIRONMENTAL WORKING GROUP. *EWG’s Skin Deep*. 2004. Disponível em: <https://www.ewg.org/skindeep>. Acesso em: 20 de outubro de 2020.

Nota Técnica 4 – Surfactantes em esgoto sanitário e no meio ambiente: presença, remoção e toxicidade

Technical Note 4 – Surfactants in domestic sewage and in the environment: presence, removal and toxicity

Luiz Galdino da Silva¹, Shyrlane Torres Soares Veras², Emmanuelle Machado Maia Nogueira³, Rafael Pessoa Santos Brochado⁴, Idayana da Costa Marinho⁵, Danúbia Maria da Silva Freitas⁶, Fabrício Motteran⁷, Paula Loureiro Paulo⁸, Mário Takayuki Kato^{9*}

RESUMO

Os surfactantes ou tensoativos sintéticos estão entre os principais componentes dos produtos de limpeza doméstica, como detergentes e sabões, como também de alguns produtos de cuidado pessoal. Eles têm um alto consumo mundial, fazendo parte da composição do esgoto sanitário. A eficiência de remoção dos surfactantes sintéticos nas estações de tratamento de esgoto (ETEs) pode chegar a até mais de 90%, seja por biodegradação em unidades aeróbias ou por adsorção ao lodo em tanques anaeróbios. A sua toxicidade depende muito da concentração e de uma combinação de diversos fatores. O impacto ambiental mais conhecido, devido à sua visibilidade, é a formação de espumas, tanto em ETEs como em corpos receptores. Elas são formadas devido ao contato do ar com a interface água/surfactante, principalmente sob turbulência. Entretanto, as espumas podem também ser formadas por surfactantes naturais, como por exemplo, os produzidos por certas algas e bactérias, que podem proliferar em ETEs ou em ambientes naturais. Medidas mitigadoras e preventivas, bem como a adequada operação de ETEs, podem eliminar ou minimizar os surfactantes e as espumas.

Palavras-chave: adsorção; biodegradação; detergentes; espumas; poluição de rios.

ABSTRACT

Synthetic surfactants are among the main components of household cleaning products, such as detergents and soaps, as well as some personal care products. They have a high worldwide consumption, being part of the composition of sanitary sewage. The removal efficiency of synthetic surfactants in sewage treatment plants (STP) can reach up to more than 90%, either by biodegradation in aerobic units or by adsorption to sludge in anaerobic tanks. Its toxicity depends largely on the concentration and on a combination of several factors. The best-known environmental impact, due to its visibility, is the formation of foam, both in STP and in receiving bodies. They are formed due to the contact of air with the water/surfactant interface, mainly under turbulence. However, foams can also be formed by natural surfactants, such as those produced by certain algae and bacteria, which can proliferate in STP or in natural environments. Mitigating and preventive measures, as well as the proper operation of STP, can eliminate or minimize surfactants and foams.

Keywords: adsorption; biodegradation; foam; detergent; rivers' pollution.

¹Químico pela Universidade Católica de Pernambuco (UNICAP). Técnico Químico em cromatografia do Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

²Engenheira Química e Mestre em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos pela UFPE. Especialista em Gestão Ambiental pelo Centro Universitário de Juazeiro do Norte (FJN). Doutora em Tecnologia Ambiental pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UFPE e em Microbiologia pela Universidade Autônoma de Madri, Espanha. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

³Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Mestranda do Programa de Pós-Graduação de Engenharia Hidráulica e Saneamento da Universidade de São Paulo (EESC-USP).

⁴Engenheiro Ambiental pela UFMG. Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

⁵Engenheira Química pela UFPE. Mestre em Tecnologia Ambiental pela UFPE. Auna de doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UFPE.

⁶Química pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Mestre em Tecnologias Energéticas e Nucleares pela UFPE. Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UFPE. Técnica Química do Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE.

⁷Biólogo pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (PUC-MG). Gestor Ambiental pela Universidade FUMEC. Mestre em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Lavras (UFLA). Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (EESC-USP). Pós-doutorado na EESC-USP e Universidade de Cádiz, Espanha. Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da UFPE.

⁸Engenheira Química pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Doutora em Ciências Ambientais pela Universidade de Wageningen, Holanda. Professora Associada da Universidade Federal do Mato do Grosso do Sul (UFMS). Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

⁹Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Doutor em Tecnologia Ambiental e Ciências da Agricultura pela Universidade de Wageningen, Holanda. Professor Titular do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da UFPE. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

***Endereço para correspondência:** Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Laboratório de Saneamento Ambiental. Avenida Acadêmico Hélio Ramos, s/n. Cidade Universitária, Recife PE. CEP: 50740-530. e-mail: mario.kato@ufpe.br

1. INTRODUÇÃO

Os detergentes, sabões em pó, desinfetantes e amaciantes de roupas são essenciais para a limpeza doméstica, comercial, industrial e/ou institucional; e os xampus, condicionadores de cabelo, sabonetes e cremes dentais, para a higiene e cuidados pessoais. Esses produtos contêm em suas formulações os surfactantes, também chamados de tensoativos, que são substâncias anfífilas, ou seja, possuem uma parte hidrofóbica (não polar) e outra hidrofílica (polar). A parte hidrofóbica de um surfactante é composta por uma cadeia alquílica e a hidrofílica por um íon (Figura 1) (FELIPE e DIAS, 2017; PALMER e HATLEY, 2018).

A principal propriedade dos surfactantes é sua capacidade de quebrar a tensão superficial e interfacial entre líquidos imiscíveis, favorecendo a miscibilidade de compostos polares e não polares, por exemplo, água e óleo,



Figura 1 – Estrutura geral da molécula de surfactante.

facilitando atividades de limpeza. Na Figura 2 é apresentado como o surfactante quebra a tensão superficial da água (Figura 2a) e sua atuação na remoção da sujeira de superfícies em geral (Figura 2b) (FELIPE e DIAS, 2017).

As principais classes de surfactantes, as quais são definidas com base na carga elétrica que apresentam na parte hidrofílica, são as dos surfactantes aniônicos (possuem carga negativa) (Figura 3a), catiônicos (possuem carga positiva) (Figura 3b), não iônicos (não possuem carga aparente) (Figura 3c) e anfotéricos (apresentam carga negativa e positiva) (Figura 3d). Dependendo do pH do meio, podem atuar como surfactantes aniônicos (pH ácido), catiônicos (pH básico) ou não iônicos (pH neutro) (FELIPE e DIAS, 2017).

Nesta nota técnica (NT-5), são abordadas a presença e remoção dos surfactantes sintéticos mais utilizados em produtos de limpeza doméstica, das classes aniônica, não iônica e catiônica, por sistemas de tratamento de esgoto sanitário aeróbio e anaeróbio convencionais; bem como alguns valores de concentrações limites de toxicidade em ETEs, matrizes aquáticas e terrestres. No que se refere aos surfactantes e os produtos de cuidado pessoal (PCPs), em especial os sabonetes, estes são apresentados e discutidos de forma mais ampla na NT-4 desta coletânea (PAULO et al., 2022).

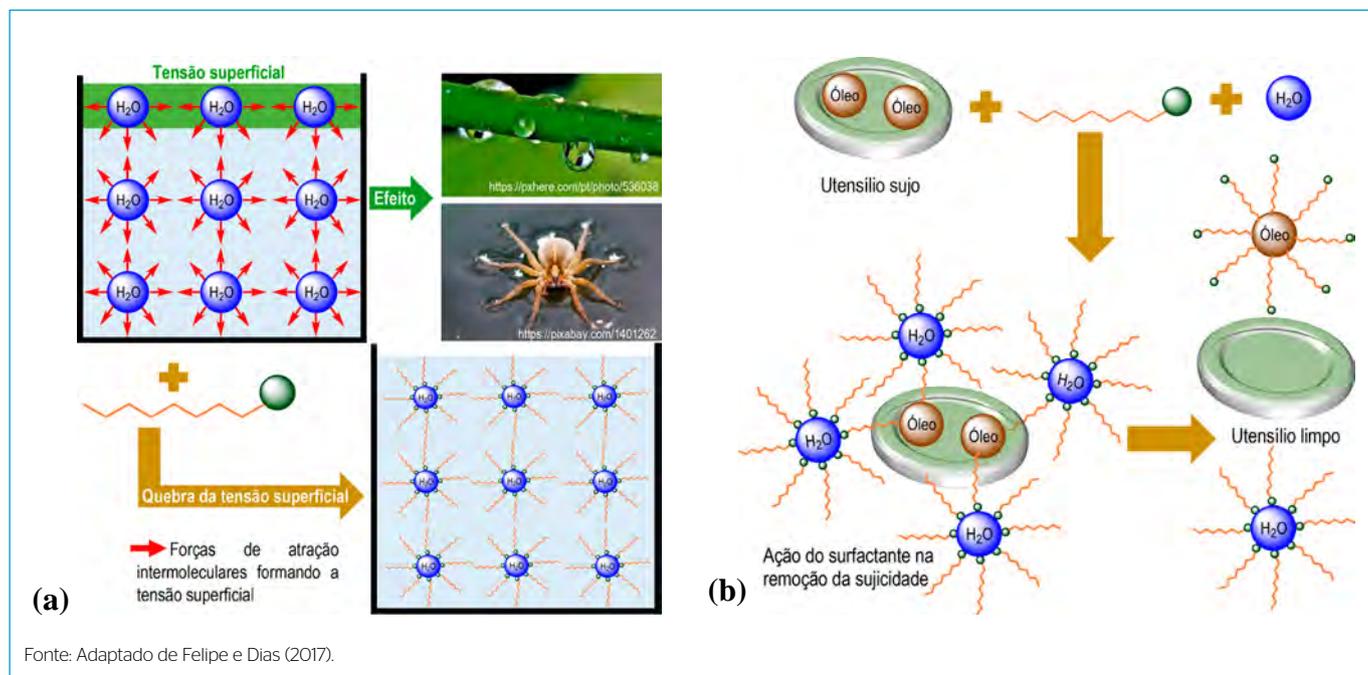


Figura 2 – Efeito do surfactante: (a) na tensão superficial da água; e (b) na remoção de sujeira.

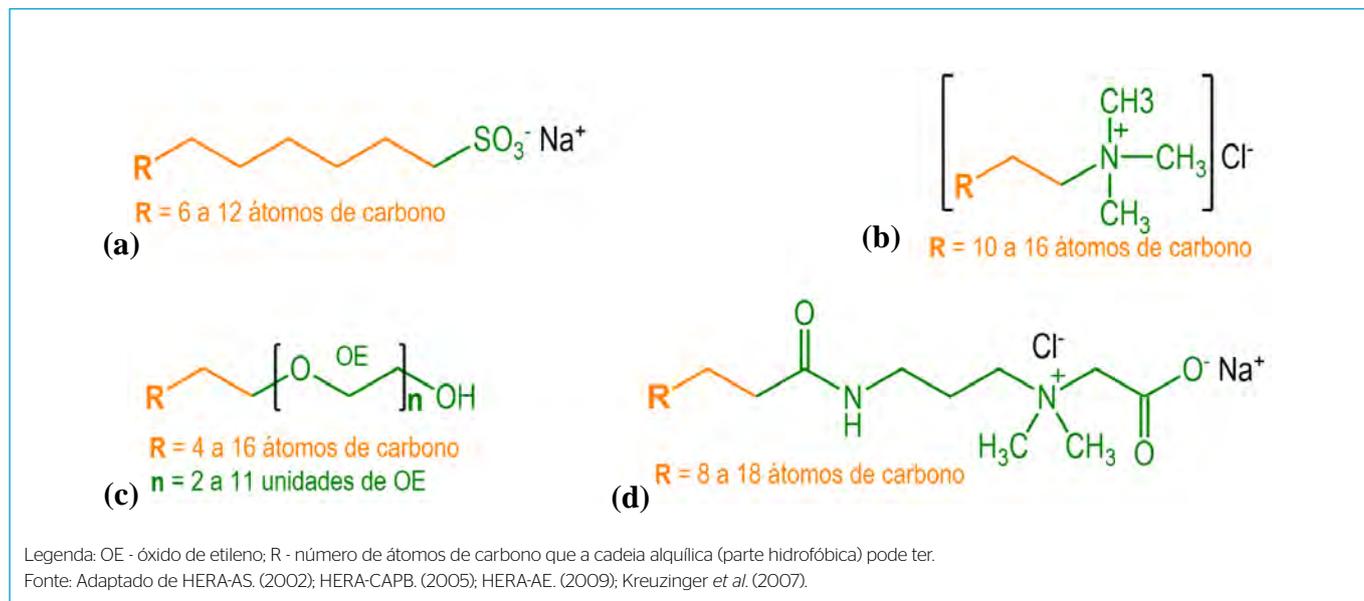


Figura 3 – Fórmulas estruturais dos surfactantes: (a) aniônicos; (b) catiônicos; (c) não iônicos; e (d) anfotéricos.

2. PRESENÇA DOS SURFACTANTES NO MEIO AMBIENTE

A ampla utilização de surfactantes nas atividades de limpeza ao longo dos anos, fez deste composto químico um dos mais estudados nos efluentes domésticos, industriais e em corpos hídricos (água e sedimento). Estes são o seu destino final, seja por via indireta, após o lançamento de efluentes de estações de tratamento, ou direta, pelo lançamento de esgoto bruto (BONFIM *et al.*, 2016; SILVA *et al.*, 2017; PALMER e HATLEY, 2018). Na **Figura 4** é apresentado o caminho por qual os surfactantes, em esgoto sanitário, alcançam diferentes matrizes ambientais.

3. IMPACTOS DOS SURFACTANTES NO MEIO AMBIENTE

3.1. Impactos na biota aquática e terrestre

Aos surfactantes em geral, são creditados vários impactos ao ecossistema aquático e terrestre. Destes, são comumente citados o aumento da solubilidade de poluentes recalcitrantes, como petroderivados e pesticidas, que passam a ficar biodisponíveis para a biota aquática e terrestre; danos às brânquias dos peixes e diminuição da taxa de crescimento de organismos invertebrados do solo (MUNGRAY e KUMAR, 2009).

Os surfactantes, quando se ligam às proteínas e membranas fosfolipídicas dos micro-organismos, aumentam a permeabilidade das membranas e vesículas biológicas, causando a perda de compostos de baixa massa molecular, resultando na morte celular ou dano por perda de íons ou aminoácidos. Eles também se ligam à membrana plasmática e a macromoléculas (peptídeos, enzimas, DNA etc), alterando a morfologia, estrutura fosfolipídica e função biológica dos micro-organismos (CSERHÁTI *et al.*, 2002; LIWARSKA-BIZUKOJC e BIZUKOJC, 2007).

3.2. Espumas na superfície aquática

O efeito ambiental de maior destaque dos surfactantes, devido à sua visibilidade, é a formação de espumas na superfície aquática. Estas, além de impactarem negativamente a paisagem de rios e ETEs, diminuem a permeabilidade da luz solar na superfície aquática, comprometendo o processo de fotossíntese do fitoplâncton; e a dispersão de patógenos, gases e outros poluentes, que quando confinados no interior das espumas, são carregados pelos ventos por longas distâncias. No entanto, uma das características intrínsecas dos surfactantes sintéticos ou os produzidos naturalmente por bactéria, é a sua detergência, ou seja, que formam espumas. Estas se formam pelo contato do ar com a interface água/surfactante sob alguma forma de agitação (COLLIVIGNARELLI *et al.*, 2020).



Figura 4 – Caminho e presença dos surfactantes até as matrizes ambientais.

Um conhecido caso de espumas no Brasil é a do Rio Tietê em Pirapora do Bom Jesus (SP), com imagens altamente impactantes pelas suas dimensões e bastante divulgadas pela mídia (**Figura 5a**). Outros casos similares divulgados são as dos rios Santiago no México (**Figura 5b**), Balsillas na Colômbia (**Figura 5c**), Yamuna, (Nova Delhi, Índia) (**Figura 5d**) e na praia de Marina Beach, Chennai (Índia) (**Figura 5e**). Esta ocorrência também é observada em ETEs, principalmente as que utilizam tratamento aeróbio (**Figura 5f**) (ETE Málaga, Espanha), mas também nas anaeróbias.

A principal causa das espumas nos rios e ETEs é sem dúvida devido à presença de surfactantes, mas não apenas a dos sintéticos utilizados em produtos de limpeza, devendo os impactos serem avaliados criteriosamente e considerando todos os possíveis contaminantes. Estudos realizados desde o final da década de 1960, apontam uma considerável contribuição dos surfactantes naturais, sintetizados por bactérias, microalgas e plantas aquáticas (CAPODICI *et al.*, 2015; COLLIVIGNARELLI *et al.*, 2020). No entanto, é importante ressaltar que a presença de surfactantes sintéticos, assim como outros poluentes (nutrientes, matéria orgânica, fármacos, hormônios etc) em rios, deve-se, principalmente, à falta de tratamento adequado dos esgotos domésticos e industriais. A Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) traz um panorama do tratamento de esgoto no Brasil em 2017: diariamente, eram produzidos 9,1 milhões de toneladas de esgoto, dos quais 43% eram coletados e tratados, 18% coletados e não tratados, 12% coletados em fossas sépticas e 27% não coletados (ANA, 2017).

Com relação ainda às espumas em rios, mesmo com concentrações de surfactantes aniônicos muito baixas, associadas à pequena turbulência do esgoto em contato com o ar, já causam a sua formação. No caso do rio Tietê, na região que se estende de Pirapora do Bom Jesus até Botucatu (SP), onde se observa anualmente a formação de grandes quantidades de espumas (**Figura 5a**), os parâmetros físico-químicos são típicos de um corpo receptor que recebe efluente não tratado, com concentrações de oxigênio dissolvido em torno de $0,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e de surfactantes aniônicos totais de $4,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (CETESB, 2008). A espuma começa a ser formada a partir da barragem da usina São Pedro (SP), o que aumenta a turbulência das águas e o contato com o oxigênio na desembocadura, favorecendo a sua formação (ESTADO DE MINAS, 2019). Vale salientar que efluentes sem tratamento adequado quando lançados nos rios, também causam um desequilíbrio nas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, favorecendo a proliferação de diversos organismos e micro-organismos, inclusive os capazes de sintetizar naturalmente surfactantes.

Em ETEs que utilizam sistemas de aeração, é comum a presença de espumas, sendo duas as fontes principais, os surfactantes sintéticos e os biológicos. Estes últimos são produzidos e excretados por bactérias filamentosas, também chamadas de formadoras de espumas (*Gordonia* e *Nocardia amarae*, *Microthrix parvicella*, *Mycolata* e *Nostocoida limicola* III). As relações entre matéria orgânica e nutrientes (DBO:N:P), diferentes da proporção 100:5:1, favorecem o crescimento acentuado de bactérias filamentosas e, conseqüentemente, a produção de surfactantes biológicos (CAPODICI *et al.*, 2015).



Figura 5 – Espumas no Rio Tiête, Pirapora de Bom Jesus (SP) (a); Rio Santiago, México (b); Rio Balsillas, Colômbia (c); Rio Yamuna, Nova Delhi, Índia (d); praia Marina Beach, Chennai, Índia (e); e ETE de lodos ativados Málaga, Espanha (f).

Ademais, a degradação de substratos, decomposição de biomassa, desprendimento de material polimérico da superfície celular, hidrólise bacteriana de polímeros extracelulares e condições de estresse bacteriano (p. ex.: deficiência de nutrientes e idade elevada do lodo), são outros fatores biológicos que contribuem para a formação de espumas nas ETEs (CAPODICI *et al.*, 2015; COLLIVIGNARELLI *et al.*, 2020).

4. REMOÇÃO DE SURFACTANTES EM ETES

ETEs convencionais (aeróbias ou anaeróbias com pós-tratamento aeróbio) removem, por biodegradação e adsorção ao lodo, mais de 90% dos surfactantes em geral. Por exemplo, concentrações de alquilbenzeno linear sulfonado (LAS), que é o surfactante de maior consumo mundial, variam de 0,3 a 15 mg·L⁻¹ em efluente doméstico bruto e de 0,008 a 2,8 mg·L⁻¹ no tratado, e no lodo de 100 a 30200 mg·kg⁻¹ de sólidos totais (HERA-CAPB, 2005; HERA-SAS, 2005; YING, 2006; HERA-AE, 2009; HERA-LAS, 2013; BONFIM *et al.*, 2016; SILVA *et al.*, 2017). Logo, os efeitos negativos relacionados à presença dos surfactantes na biota aquática e terrestre de corpos hídricos, devido à não remoção de tais compostos do esgoto, poderiam ser minimizados a partir de sistemas adequados e eficientes de tratamento para os esgotos gerados pela população e indústrias.

Em ETEs, as espumas podem ser removidas através da utilização de antiespumantes; entretanto, são relatados

efeitos negativos, como a redução da transferência de massa, inibição da nitrificação e remoção de matéria orgânica, quebra dos flocos do lodo e produção de lodo quimicamente tóxico, devido ao aumento da concentração de cloro (COLLIVIGNARELLI *et al.*, 2020). Outras soluções são a remoção do lodo com idade elevada; e para evitar possível formação de espumas em rios, realizar o lançamento do efluente de ETEs através de emissários submersos, evitando quedas livres e em trechos não turbulentos. Uma medida preventiva, mas não isoladamente, é o uso consciente dos produtos de limpeza; a qual, pode inicialmente, ser alcançada seguindo as indicações de uso dos fabricantes, principalmente dos produtos de limpeza que indicam que são concentrados, os quais podem ser diluídos.

5. PRODUÇÃO E CONSUMO DE SURFACTANTES

Em 30 anos, o consumo mundial de surfactantes passou de 1.700 megakilogramas (Mkg) para 15.930 Mkg (1984-2014), com uma estimativa de consumo de 24.200 Mkg em 2022 (PALMER e HATLEY, 2018). Os surfactantes, além dos produtos de limpeza doméstica e de cuidados pessoais, também estão presentes nos produtos do ramo farmacêutico, alimentício, de cosméticos e processos industriais (PALMER e HATLEY, 2018; COLLIVIGNARELLI *et al.*, 2020).

No cenário mundial, os surfactantes mais utilizados são os sintéticos. Destes, considerando apenas os produtos

de limpeza doméstica, os mais consumidos são os aniônicos, respondendo por cerca de 60% do consumo mundial, seguido pelos não iônicos (30%) e os catiônicos e anfotéricos (10%) (PALMER e HATLEY, 2018). Na área industrial e institucional, os mais utilizados são os não iônicos e catiônicos, devido suas propriedades biocidas (BNDES, 2014).

Na Europa ocidental no ano de 2008, o consumo de surfactantes em geral, na forma de produtos de limpeza, foi de 2.980 Mkg. No entanto, 1.413 Mkg foram de não iônicos, 1.222 Mkg de aniônicos, 254 Mkg de catiônicos e 93 Mkg de anfotéricos (GOMEZ et al., 2011). Isto é resultado da sua ação biocida, menor formação de espumas, menores riscos de efeitos alérgicos, maior eficiência em águas duras e versatilidade de aplicações; pois, podem ser utilizados conjuntamente com surfactantes aniônicos ou catiônicos (BNDES, 2014).

Em 2012, o consumo total de surfactantes no mundo e no Brasil foi de 14.630 Mkg e 522 Mkg, respectivamente (BNDES, 2014). Destes totais, respectivamente, 42% e 61% representaram o consumo de produtos de limpeza doméstica. Além destes, 39% e 22% representaram o uso de surfactantes no sistema produtivo, limpeza industrial, institucional e comercial. O uso em formulações têxteis e na indústria de petróleo e gás foi responsável por 6% e 4% do consumo mundial e nacional, respectivamente. Enquanto 13% foram consumidos na forma de produtos de higiene pessoal e cosméticos. Na **Figura 6** são apresentados o consumo de surfactantes por área de aplicação no Brasil e no mundo (**Figura 5a**), e apenas no Brasil por área de aplicação (**Figura 5b**), produto (**Figura 5c**) e surfactante (**Figura 5d**) (BNDES, 2014).

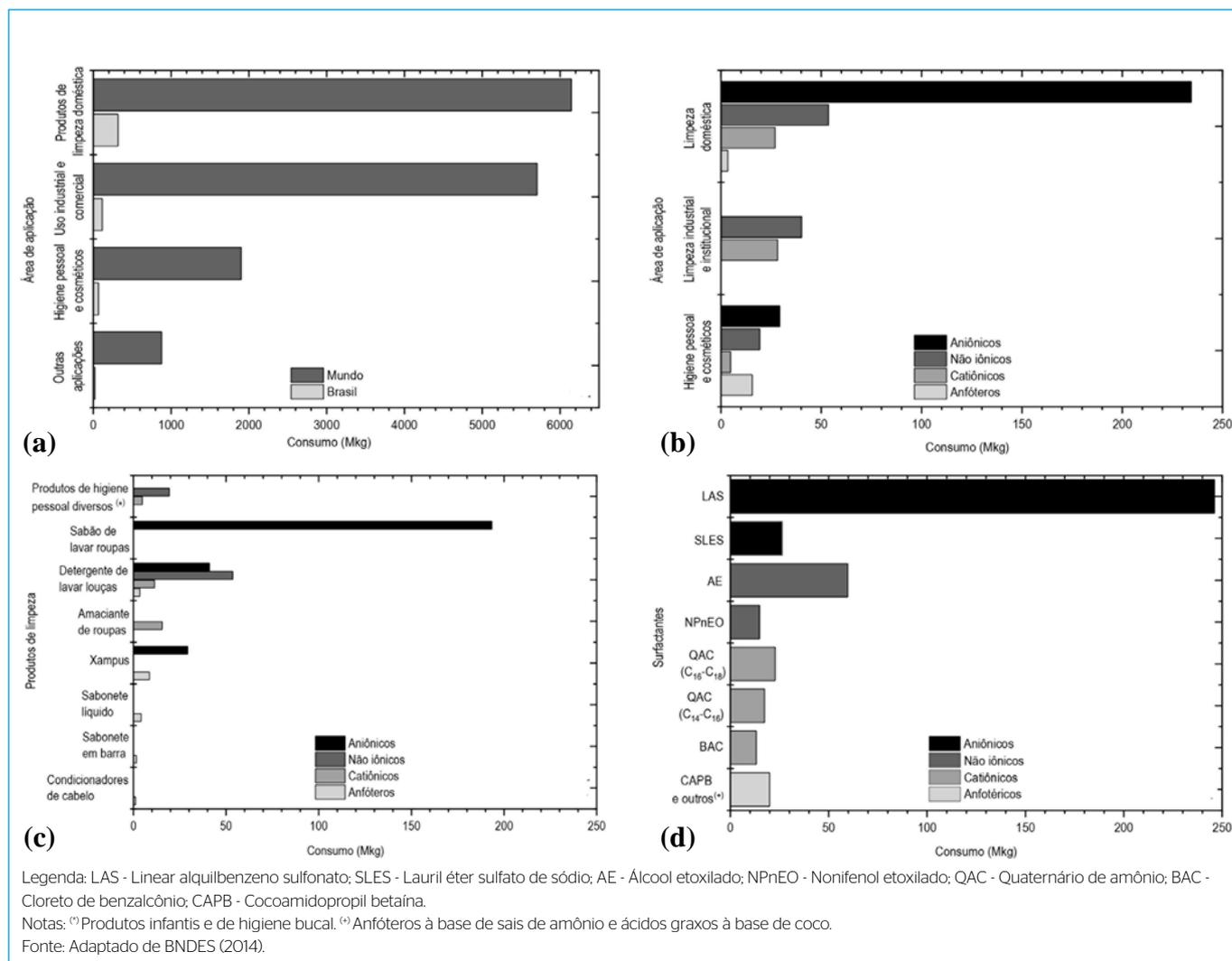


Figura 6 – Consumo de surfactantes: no Brasil e no mundo por aplicação (a), e no Brasil por aplicação (b); produto (c) e classe (d).

6. TIPOS DE SURFACTANTES: APLICAÇÃO, TOXICIDADE, TRATAMENTO E REMOÇÃO

6.1. Surfactantes aniônicos

O alquilbenzeno linear sulfonato (LAS) (**Figura 7a**) é o surfactante aniônico sintético mais consumido na forma de produtos de limpeza doméstica (330 Mkg na Europa em 2000), e representa 45% do consumo mundial dos sintéticos em geral. Ele foi introduzido no mercado de surfactantes em 1964, como substituto biodegradável do surfactante aniônico alquilbenzeno sulfonado ramificado (ABS) (**Figura 7b**), que não era biodegradável em sistemas de tratamento de esgoto sanitário, devido à sua cadeia alquílica extremamente ramificada (HERA-LAS, 2013). No Brasil, a exigência com relação à comercialização somente de surfactantes biodegradáveis ocorreu apenas em 1985 (BRASIL, 1985). O maior consumo do LAS é devido à sua boa biodegradabilidade biológica, detergência em águas duras e ácidas, e menores custos de produção e comercialização (BNDES, 2014). Isto faz dele um produto com boa relação custo-benefício, tanto para o fabricante, como para o consumidor de produtos de limpeza doméstica sem ação biocida.

Os álcoois etoxisulfatados (AES) (**Figura 8a**) foram o segundo grupo de surfactantes aniônicos mais consumidos na forma de produtos de limpeza doméstica na Europa, seguido pelos alquilsulfatados (AS) (**Figura 8b**) e os alcanos secundários sulfatados (SAS) (**Figura 7c**), com 108 (2000), 65 (1999) e 48 Mkg (2001), respectivamente (HERA-AS, 2002; HERA-AES, 2003; HERA-SAS, 2005).

Na **Tabela 1** são apresentadas algumas das principais aplicações dos surfactantes LAS, AES, AS e SAS (HERA-AS, 2002; HERA-AES, 2003; HERA-SAS, 2005; HERA-LAS, 2013).

6.1.1. Toxicidade dos surfactantes aniônicos

Na **Tabela 2** tem-se os valores estimados, pela União Europeia, para a concentração sem efeitos prevista (PNEC) para os surfactantes aniônicos AES, AS, SAS e LAS em ETes, águas superficiais, solo e sedimento (HERA-AS, 2002; HERA-AES, 2003; HERA-SAS, 2005; HERA-LAS, 2013). A PNEC é o valor máximo de concentração de um composto químico, determinada a partir de dados de ecotoxicidade crônica, que não causa efeito tóxico para a biota aquática e terrestre de matrizes ambientais; logo, concentrações acima da PNEC podem ser consideradas tóxicas. A PNEC é também utilizada para a elaboração de legislações ambientais, auxiliando na determinação da concentração máxima sem efeito tóxico (valor padrão) para um composto químico no ambiente.

6.1.2. Biodegradação de surfactantes aniônicos

Na **Tabela 3** são apresentados os percentuais estimados, a partir de testes laboratoriais, da biodegradação total (mineralização) dos AES, AS, SAS e LAS em ETes aeróbias e anaeróbias; e, adicionalmente, os seus tempos de meia vida ($t_{1/2}$) em águas superficiais de rios (corpos receptores) (MADSEN *et al.*, 2001; HERA-AS, 2002; HERA-AES, 2003; HERA-SAS, 2005; HERA-LAS, 2013).

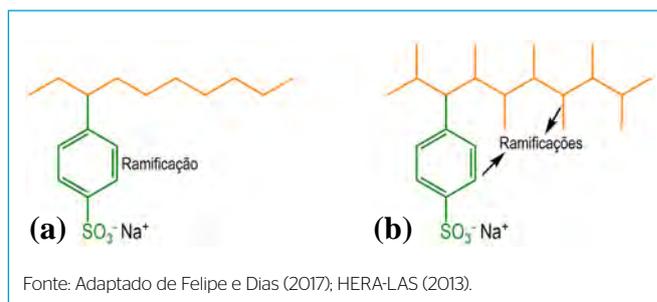


Figura 7 – Fórmula estrutural: (a) LAS; e (b) ABS.

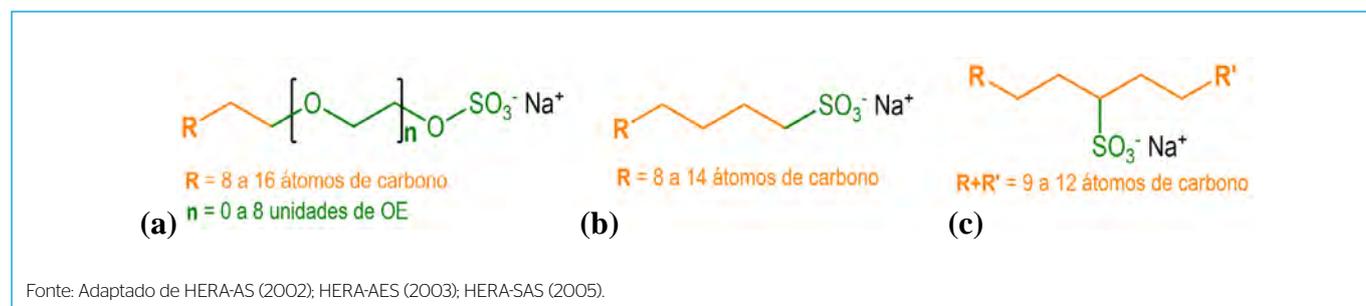


Figura 8 – Fórmula estrutural dos surfactantes aniônicos: (a) AES; (b) AS; e (c) SAS.

A biodegradação total (mineralização) corresponde à conversão total da molécula de surfactante a dióxido de carbono (aeróbio) e/ou metano (anaeróbio), água e sais minerais; e, o $t_{1/2}$, é o tempo que leva para o decaimento/biodegradação de 50% do surfactante em águas naturais. Os $t_{1/2}$ apresentados na Tabela 2, para águas de rios, correspondem à biodegradação primária.

A biodegradação primária corresponde à formação de intermediários que não o dióxido de carbono, água e sais minerais; que são os compostos que caracterizam a biodegradação total de um composto químico orgânico em ambiente aeróbio (MADSEN *et al.*, 2001; HERA-AS, 2002; HERA-AES, 2003; HERA-SAS, 2005; HERA-LAS, 2013). Vale salientar que a biodegradação primária destes surfactantes em ambiente aeróbio supera os 90%, e ocorrem entre 1 e 24 horas. No caso de ambiente anaeróbio, a biodegradação primária produz metano como intermediário da mineralização de compostos orgânicos. O metano pode ser utilizado como combustível, que após sua utilização, forma dióxido de carbono e água, caracterizando sua mineralização de fato.

6.1.3. Concentrações e remoção de surfactantes aniônicos em ETEs convencionais

No Brasil, o número de ETEs com tratamento anaeróbio é significativo, embora em geral as unidades estejam associadas a outras unidades de pós-tratamento aeróbio. Até o ano de 2017, existiam em todo o Brasil, 3.668 ETEs, das quais 37% utilizavam alguma unidade anaeróbia, como reatores anaeróbios (505), lagoas anaeróbias (360) e filtros anaeróbios (215) (ANA, 2017).

Os valores padrão para a concentração de surfactantes aniônicos totais (AES + AS + SAS + LAS etc), definidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), não devem ser maiores que 0,5 mg·L⁻¹ de LAS em águas superficiais doces de classes 1 e 2, e 0,2 mg·L⁻¹ para águas salinas e salobras de classe 1 (BRASIL, 2005). O CONAMA não definiu um valor padrão de concentração de surfactantes aniônicos totais em efluentes para lançamento em corpos receptores; entretanto, a legislação de alguns estados estabeleceu a concentração de 2 mg·L⁻¹ de LAS (Norma Técnica da

Tabela 1 – Principais aplicações do LAS, AES, AS e SAS.

Surfactante	Principais aplicações
LAS	Detergentes de lavar louças e sabões de lavar roupas.
AES	Sabonetes líquidos, xampus, processos industriais, limpeza industrial e mecânica ⁽¹⁾ .
AS ⁽²⁾	Sabões de lavar roupas, sabonetes líquidos e em barras, xampus e cremes dentais.
SAS ⁽²⁾	Detergentes de lavar louças, xampus, sabonetes líquidos e em barra.

Notas: ⁽¹⁾Remoção de graxas e óleos de tecidos, ferramentas e máquinas industriais. ⁽²⁾Utilizado em conjunto com surfactantes não iônicos e outros surfactantes aniônicos, por exemplo, o LAS.

Tabela 2 – Valores limites de concentrações dos surfactantes AES, AS, SAS e LAS que não causam efeitos tóxicos (PNEC) à biota.

Surfactante	PNEC (mg·L ⁻¹)		PNEC (mg·kg ⁻¹)	
	ETEs	Águas superficiais	Solo	Sedimento
LAS	3,5	0,25 a 0,27	4,6 a 35,6	8,1
AES	16	0,038 a 0,89	0,0053 a 0,16	-
AS	2,4	0,005 a 0,09	0,361 a 1	0,02 a 8,4
SAS	70	0,37	1,3	0,6

Tabela 3 – Percentuais de biodegradação dos AES, AS, SAS e LAS em ETEs e $t_{1/2}$ em águas superficiais.

Surfactante ⁽¹⁾	Biodegradação total (%) / tempo (dias)				$t_{1/2}$ rio (dias)
	Aeróbia	Tempo	Anaeróbia	Tempo	
LAS	45 a 76	28	30 a 93 ⁽²⁾	90 a 250	0,75 ⁽²⁾
AES	65 a 83	28	64 ⁽²⁾	28	1,4 a 15 ⁽²⁾
AS	64 a 96	28	> 90	28	0,75 a 14 ⁽²⁾
SAS	56 a 91	28	persistente	-	0,06 a 0,25 ⁽²⁾

Notas: ⁽¹⁾Concentração dos surfactantes nos testes de biodegradabilidade: 20 mg CL⁻¹. ⁽²⁾Biodegradação primária.

Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente 202.R-10 - RIO DE JANEIRO, 1986) nesses efluentes. Vale destacar que as concentrações dos surfactantes aniônicos totais, expressas em unidades de mg·L⁻¹ de LAS, deve-se ao fato dele ser considerado o padrão de biodegradabilidade dos surfactantes aniônicos e o de maior consumo mundial.

Na **Tabela 4** são apresentadas as concentrações dos surfactantes aniônicos LAS, AES, AS e SAS no afluente e efluente de ETEs convencionais e suas respectivas eficiências de remoção.

6.2. Surfactantes não iônicos

Os surfactantes não iônicos são a segunda classe de maior consumo mundial. Eles são mais eficientes em águas duras, produzem menos espumas, causam menor irritabilidade à pele e olhos que os aniônicos; entretanto, possuem menor poder de detergência. São geralmente utilizados em produtos de limpeza doméstica combinado com algum aniônico ou catiônico, o que intensifica as propriedades de limpeza e diminui o risco de possíveis efeitos alérgicos causados pelos aniônicos ou catiônicos (BNDES, 2014). Dos surfactantes não iônicos, os álcoois etoxilados (AE) (**Figura 9**) são os mais consumidos na forma de produtos de limpeza doméstica (220 Mkg em 2002 na Europa) (HERA-AE, 2009).

Os alquilfenóis etoxilados (APEO) (**Figura 10a**), são o segundo grupo de surfactantes não iônicos mais consumidos no mundo. Em 1997, foram produzidos cerca de 500 Mkg de APEO no mundo, e deste montante, 75 Mkg foram utilizados em formulações de limpeza doméstica e 150 Mkg em formulações de limpeza institucional e industrial (YING, 2002). Entretanto, alguns países da União Europeia e da América do Norte, aboliram a utilização deste grupo de surfactantes em produtos de limpeza doméstica desde 1995, substituindo-os pelos álcoois etoxilados (AE). As evidências científicas mostraram um elevado efeito

tóxico do nonilfenol (NP) (**Figura 10b**), principal sub-produto da biodegradação dos APEO. É relatado que os NP causam alterações no sistema nervoso e reprodutivo dos organismos e micro-organismos da biota aquática e terrestre de rios e mares (ROBERT-PEILLARD *et al.*, 2015).

Na **Tabela 5** são apresentadas algumas das principais aplicações dos AE e APEO (YING, 2002; HERA-AE, 2009).

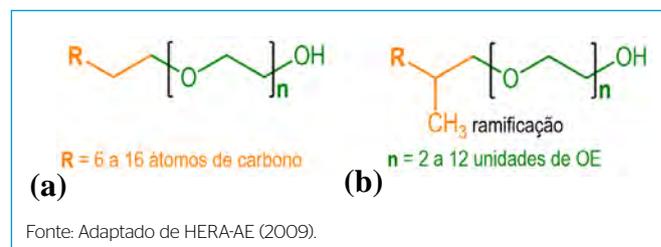


Figura 9 – Fórmula estrutural dos AE (C₈E₃) de cadeia: (a) linear; e (b) ramificada.

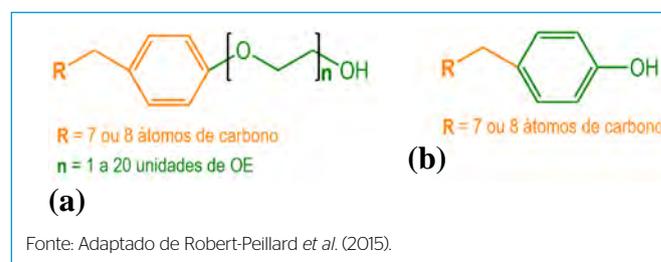


Figura 10 – Fórmula estrutural do: (a) APEO; e (b) NP.

Tabela 4 – Concentração e remoção em ETEs convencionais dos 4 surfactantes aniônicos mais consumidos.

Surfactante	Tratamento	Concentrações (mg·L ⁻¹)		Remoção (%)	Referências
		Afluente	Efluente		
LAS	LA	3,4 a 8,9	0,019 a 0,071	98,0 a 99,6	Matthijs <i>et al.</i> (1999)
		3,8 a 5,4	0,01 a 0,04	99,3 a 99,9	McAvoy <i>et al.</i> (1998)
		0,3 a 3,8	0,02 a 0,73	62,0 a 92,2	Gomez <i>et al.</i> (2011)
	FG	1,8 a 6,1	0,07 a 1,50	76,8 a 98,6	McAvoy <i>et al.</i> (1998)
		UASB + LP	2,6 a 6,4	0,1 a 0,6	80,0 a 98,0
4,4 a 6,5	1,3 a 2,8		56,0 a 78,0	Silva <i>et al.</i> (2017)	
AES	LA	1,2 a 6,0	0,003 a 0,012	99,3 a 99,9	Matthijs <i>et al.</i> (1999)
		0,16 a 1	0,004 a 0,018	97,7 a 98,2	McAvoy <i>et al.</i> (1998)
		32,4 a 42	0,12 a 1,20	92,6 a 99,4	Gomez <i>et al.</i> (2011)
	FG	0,11 a 2,18	0,0320 a 0,164	69,7 a 96,7	McAvoy <i>et al.</i> (1998)
AS	LA	0,1 a 1,3	0,0012 a 0,012	99,0 a 99,6	Matthijs <i>et al.</i> (1999)
		2,5 a 3,7	0,008 a 0,24	98,1 a 99,7	McAvoy <i>et al.</i> (1998)
	FG	0,69 a 3,4	0,049 a 0,51	79,4 a 96,5	McAvoy <i>et al.</i> (1998)
SAS	LA	0,60 a 0,99	0,001 a 0,014	98,6 a 99,9	Field <i>et al.</i> (1995)

Legenda: LA - Lodos ativados; FG - Filtro de gotejamento (filtro biológico); UASB - Reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente; LP - Lagoa de polimento.

Tabela 5 – Principais aplicações dos AE e APEO.

Surfactante	Principais aplicações
AE	São utilizados principalmente em sabões de lavar roupas e detergentes de lavar louças, comumente associado a um surfactante aniônico. Ele também é utilizado na fabricação de cosméticos, na agricultura, e na indústria de papel, têxtil, petróleo etc.
APEO	São empregados principalmente como auxiliares de processos industriais, agente dispersante na produção de papel e celulose, emulsificantes na fabricação de tintas látex, formulações de pesticidas, agentes de limpeza de superfícies metálicas e secundariamente em produtos de limpeza doméstica industrial e institucional.

6.2.1. Toxicidade dos surfactantes não iônicos

Na **Tabela 6** tem-se os valores da concentração sem efeitos prevista (PNEC) para os AE e APEO em ETEs, águas superficiais (rio), solo e sedimento (HERA-AE, 2009; S.C.A., 2013).

6.2.2. Biodegradação de surfactantes não iônicos

Na **Tabela 7** são apresentados os percentuais estimados para a biodegradação total dos AE e APEO em ambiente aeróbio e anaeróbio a partir de testes laboratoriais. Adicionalmente, também são apresentados os tempos de meia vida ($t_{1/2}$) para sua biodegradação em águas superficiais. Os APEO em ambiente anaeróbio sofrem biodegradação primária, na qual forma-se os NP, que são persistentes em ambiente anaeróbio (MADSEN *et al.*, 2001; HERA-AE, 2009; S.C.A, 2013).

Tabela 6 – Valores estimados da PNEC para os AE e APEO.

Surfactante	PNEC (mg·L ⁻¹)		PNEC (mg·kg ⁻¹)	
	ETEs	Águas superficiais	Solo	Sedimento
AE	1,4	0,035 a 0,17	0,54 a 4786	1,46 a 4.740
APEO	9,5	0,000039 a 0,00075	1,2 a 3,2	1,23 a 4,62

Tabela 7 – Percentuais de biodegradação em ETEs e $t_{1/2}$ em águas superficiais.

Surfactantes ⁽¹⁾	Biodegradação total (%) / tempo de experimento (dias)				$t_{1/2}$ (dias)
	Aeróbia	Tempo	Anaeróbia	Tempo	
AE	64 a 82	28	84	28	1 a 2,5
APEO	87 a 97	128	persistente	154	16,3 a 40

Nota: ⁽¹⁾Concentração de cada surfactante nos testes de biodegradabilidade: 2 a 100 mg·L⁻¹

6.2.3. Concentrações e remoção de surfactantes não iônicos em ETEs convencionais

Na **Tabela 8** são apresentadas as concentrações e remoção do surfactante não iônico AE no afluente e efluente de ETEs convencionais e suas respectivas eficiências de remoção.

6.3. Surfactantes catiônicos

Os surfactantes catiônicos são a terceira classe de maior consumo mundial. Destes, os sais quaternários de amônio (QAC) são os mais consumidos em produtos de limpeza doméstica e de cuidado pessoal. Na Europa, no ano de 1998, 17 Mkg de QAC foram utilizados em produtos industriais e de limpeza institucionais, e 98 Mkg em produtos de limpeza doméstica, cuidado pessoal e cosméticos (KREUZINGER *et al.*, 2007). Os QAC de maior consumo mundial são os cloretos de dialquil-dimetil-amônio (DDAC) (**Figura 11a**), os cloretos de alquil-trimetil-amônio (ATAC) (**Figura 11b**) e os benzalquil-dimetil-amônio (BAC) (**Figura 11c**) (MARTÍNEZ-CARBALLO *et al.*, 2007).

Na **Tabela 9** são apresentadas algumas das principais aplicações dos três surfactantes catiônicos mais consumidos mundialmente (MARTÍNEZ-CARBALLO *et al.*, 2007).

6.3.1. Biodegradação de surfactantes catiônicos

Na **Tabela 10** são apresentados os percentuais estimados para a biodegradação total dos principais QAC em ambiente aeróbio e anaeróbio a partir de testes laboratoriais (MADSEN *et al.*, 2001).

6.3.2. Concentração e remoção de surfactantes catiônicos em ETEs

Na **Tabela 11** são apresentadas as concentrações de DDAC, ATAC e BAC no afluente e efluente de ETEs convencionais e sua remoção (MARTÍNEZ-CARBALLO *et al.*, 2007). Testes laboratoriais mostraram que os surfactantes catiônicos são biodegradáveis em ambiente aeróbio, podendo ocorrer em 24 horas; entretanto, em ambiente anaeróbio, eles são tidos como persistentes (YING, 2006).

Tabela 8 – Concentração e remoção de AE em ETEs convencionais.

Surfactante	Tratamento	Concentração (mg·L ⁻¹)		Remoção (%)	Referências
		Afluente	Efluente		
AE	LA	2,5 a 3,7	0,008 a 0,24	90,4 a 99,7	McAvoy <i>et al.</i> (1998)
		0,009 a 0,034	0,006 a 0,007	33,1 a 97,9	Gomez <i>et al.</i> (2011)
		0,66 a 0,72	0,00092 a 0,0019	99,7 a 99,9	Morrall <i>et al.</i> (2006)
		1,2 a 4,8	0,0043 a 0,0066	99,8 a 99,9	Matthijs <i>et al.</i> (1999)
	FG	0,69 a 3,4	0,049 a 0,51	79,4 a 96,5	McAvoy <i>et al.</i> (1998)
		2,3 a 2,7	0,012 a 0,016	99,4 a 99,6	Morrall <i>et al.</i> (2006)
	TA	1,7 a 5,5	0,0018 a 0,010	99,1 a 99,9	Matthijs <i>et al.</i> (1999)
	LG	0,31 a 1,9	0,0084 a 0,010	97,3 a 99,4	Morrall <i>et al.</i> (2006)

Legenda: LA - Lodos ativados; FG - Filtro de gotejamento; TA - Tanque aerado; LG - Lagoa.

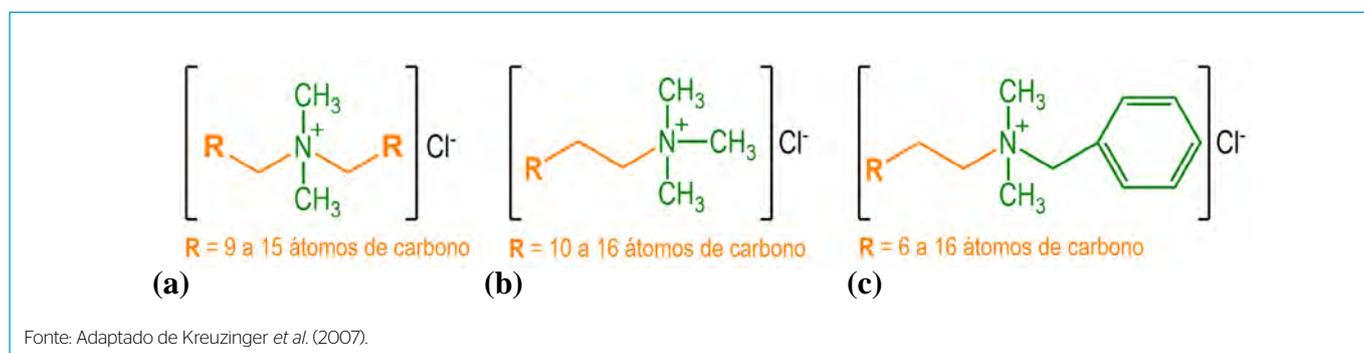


Figura 11 – Fórmula estrutural dos sais quaternários de amônio: (a) DDAC; (b) ATAC; e (c) BAC.

Tabela 9 – Principais aplicações dos QAC mais consumidos

Surfactante	Principais aplicações
DDAC	Desinfetantes domésticos, amaciantes de roupas e sanitizantes de bacias sanitárias.
ATAC	Xampus, condicionadores e tintura de cabelo.
BAC	Formulações farmacêuticas, desinfetantes e sanitizantes domésticos, comerciais e industriais, além de conservantes de alimentos.

Tabela 10 – Percentuais de biodegradação em ETEs e t_{1/2} em águas superficiais.

Surfactante ⁽¹⁾	Biodegradação total (%) / tempo de experimento (dias)				t _{1/2} (dias)
	Aeróbia	Tempo	Anaeróbia	Tempo	
DDAC	4	33	persistente	-	-
ATAC	81	28	persistente	-	-
BAC ⁽²⁾	63 a 72	36	persistente	-	-

Notas: ⁽¹⁾Concentração dos surfactantes nos testes de biodegradabilidade: 20 mg·L⁻¹.

⁽²⁾Biodegradação primária.

7. MÉTODOS ANALÍTICOS DE DETERMINAÇÃO DE SURFACTANTES

A técnica da espectrofotometria ultravioleta-visível (UV-vis) é utilizada para determinar a concentração total de surfactantes, seja da classe aniônica, não iônica ou catiônica. Entretanto, este método não distingue os diferentes surfactantes de cada classe; e, também, é muito susceptível a interferentes, os quais podem subestimar ou sobrestimar as concentrações dos surfactantes na amostra (SILVA *et al.*, 2017). Os surfactantes aniônicos totais são determinados pelo método das substâncias ativas ao azul de metileno (MBAS); os não iônicos, pelo método das substâncias ativas ao tiocianato de cobalto (CTAS); e os catiônicos, pelo método das substâncias ativas ao azul de disulfina (DBAS) (APHA, 2017).

A determinação de surfactantes específicos, é realizada por técnicas analíticas seletivas, ou seja, que sejam capazes de identificar inequivocamente apenas o(s) composto(s)

Tabela 11 – Concentrações de QAC no afluente e efluente de ETEs convencionais e suas respectivas eficiências de remoção.

Surfactante	Tratamento	Concentração ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)		Remoção (%)	Referências
		Afluente	Efluente		
DDAC	Aeróbio (sistema não especificado)	13,8 a 34,4	0,1 a 0,4	96,9 a 99,7	Martínez-Carballo <i>et al.</i> (2007)
		12,7 a 23,5	0,6 a 1,1	90,5 a 97,4	
		8,9 a 45,9	0,4 a 1,1	94,6 a 98,1	
		10,7 a 9,3	- 0	99,8 a -100	
	DP + DA + LAE	-41	~ 0 a 0,2	99,5 a -100	Kreuzinger <i>et al.</i> (2007)
DP + LAE	-41	- 0	-100		
ATAC	Aeróbio (sistema não especificado)	2,2 a 6,0	~ 0 a 0,1	98,5 a -100	Martínez-Carballo <i>et al.</i> (2007)
		3,0 a 11,1	0,2 a 0,5	91,7 a 98	
		1,6 a 7,1	~ 0 a 0,2	84,6 a 99,2	
		6,9 a 7,1	~ 0,1	99,1 a 99,5	
BAC	DP + DA + LAE	-170	0,1 a 4,1	97,6 a 99,9	Kreuzinger <i>et al.</i> (2007)
	DP + LAE	-170	0,1 a 0,9	99,5 a 99,9	
	DP + A/O	1,5	0,006	99,6	Zhu <i>et al.</i> (2018)
	HAc + LA + REC	2,4	-0	-100	

Legenda: DP - Decantador primário; DA - Digestão anaeróbia; LAE - Lagoa aerada; A/O - Oxidação anaeróbia; HAc - Hidrólise ácida; LA - Lodos ativados; REC - Recirculação.

de interesse. Destas, destaca-se a técnica de cromatografia líquida acoplada a detectores de fluorescência, UV-vis e espectrometria de massas, amplamente utilizadas para a determinação de surfactantes específicos (McAVOY *et al.*, 1998; KREUZINGER *et al.*, 2007; MARTÍNEZ-CARBALLO *et al.*, 2007; GOMEZ *et al.*, 2011; SILVA *et al.*, 2017). Embora de alta precisão, para estas técnicas são necessários equipamentos de grande porte e valor, além de pessoal especializado, nem sempre disponíveis em laboratórios de controle de qualidade das águas.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os surfactantes ou tensoativos estão inequivocamente entre os componentes do esgoto sanitário e em muitos efluentes industriais, e, portanto, pelos seus efeitos intrínsecos quando lançados em corpos de água sem o devido tratamento, causam grandes impactos ambientais, dos quais a formação de espumas é a mais visível e conhecida. Entretanto, em geral eles podem ser eficientemente removidos em ETEs convencionais, com eficiências de remoção superiores a até 90%. Vários estudos demonstraram que a degradação biológica de surfactantes, sejam aniônicos, catiônicos ou não iônicos, apresenta maior eficiência com o uso de sistemas aeróbios (p. ex.: lodos ativados, sistemas combinados aeróbio-anaeróbio).

Com o uso somente de processos anaeróbios, as eficiências são satisfatórias, mas a remoção é predominantemente através de mecanismos de sua adsorção ao lodo.

A toxicidade dos surfactantes sobre micro-organismos aeróbios e anaeróbios, de fato ocorre, mas somente em caso de altas concentrações e dependendo da combinação de vários fatores. Entretanto na prática, a remoção biológica de matéria orgânica não sofre alterações significativas nas ETEs, devido às baixas concentrações em geral no afluente. Em caso de ETEs anaeróbias, isso foi comprovado a partir de medidas da produção de biogás ou remoção satisfatória de matéria orgânica.

Com relação a formação de espumas nas ETEs e rios, uma parcela é devida aos surfactantes sintéticos, embora eles sejam satisfatoriamente removidos nas ETEs convencionais; entretanto, as concentrações remanescentes no efluente de ETEs são suficientes para formar espumas, necessitando algumas medidas preventivas. Existem também outras causas, como os surfactantes biológicos devido às bactérias filamentosas. Vale salientar que a formação de espumas está intrinsecamente ligada ao contato do ar com a interface água/surfactante sob condições de turbulência. Nas ETEs, as espumas são removidas comumente dosando-se antiespumantes, mas que trazem efeitos negativos para

a biota e, também, pelo descarte do lodo com idade avançada. Entretanto, diminuir a turbulência e o contato dos efluentes com o ar, é uma boa alternativa; e para o caso de rios, realizar o lançamento do efluente por emissários submersos, sem quedas de água e em trechos não turbulentos.

Portanto, os efeitos negativos associados aos surfactantes sintéticos, que são biodegradáveis, no ambiente têm forte relação com a inexistência ou falta de tratamento adequado do esgoto sanitários e efluentes industriais. Entretanto, não se pode deixar de reconhecer que os surfactantes continuarão a impactar, já que a sua formulação química é própria para formar espumas, para auxiliar no processo de limpeza. Logo, como outros componentes do esgoto sanitário, a sua remoção ou os problemas ambientais, devem estar associadas a uma política de ampliar os serviços de coleta e tratamento de esgoto.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG, da Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco – FACEPE, da Companhia Pernambuco de Saneamento – COMPESA, da BRK Ambiental, da DETEN Química (Camaçari, BA) e da Fibra Ambiental e Engenharia.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. *Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas*. Brasília, Brasil: ANA, 2017. 88 p.
- APHA/AWWA/WPCF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23rd ed. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, USA: APHA/AWWA/WPCF, 2017. 1973 p.
- BNDES. Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social. *Potencial de diversificação da indústria química brasileira: Relatório 4 – Tensoativos*. 2014. Disponível em: https://www.bndes.gov.br/arquivos/chamada_publica_FEPprospec0311_Quimicos_Relat4_tensoativos.pdf. Acesso em: 06 de outubro de 2020.
- BONFIM, J. H.; SILVA, L. G.; GAVAZZA, S.; FLORÊNCIO, L.; KATO, M. T. Remoção de alquilbenzeno linear sulfonato em esgoto doméstico tratado em reator UASB e lagoa de polimento. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, p. 397-406, 2016.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Lei nº 7365, de 13 de setembro de 1985. Dispõe sobre a fabricação de detergentes não-biodegradáveis. Brasília, DF, 1985.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 2005.
- CAPODICI, M.; BELLA, G. D.; NICOSIA, S.; TORREGROSSA, M. Effect of chemical biological surfactants on activated sludge of MBR system: microscopic analysis and foam test. *Bioresource Technology*, v. 177, p. 80-86, 2015.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo – 2003 a 2007*. 2008. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/publicacoes.asp>. Acesso em: 03 de agosto de 2022.
- COLLIVIGNARELLI, M. C.; BALDI, M.; ABBÀ, A.; CACCAMO, F. M.; MIINO, M. C.; RADA, E. C.; TORRETTA, V. Foams in wastewater treatment plants: from causes to control methods. *Applied Sciences*, v. 10, p. 1-21, 2020.
- CSEHÁTI, T.; FORGÁCS, E.; OROS, G. Biological activity and environmental impact of anionic surfactants. *Environmental International*, v. 28, p. 337-348, 2002.
- ESTADO DE MINAS. *Camada de espuma branca e tóxica cobre trecho do rio Tiête em Salto*. 2019. Disponível em: <https://www.em.com.br/app/noticia/nacional/2019/06/22/internacional,1063813/camada-de-espuma-branca-e-toxica-cobre-trecho-do-rio-tiete-em-salto.shtml>. Acesso em: agosto de 2022.

- FELIPE, L. O.; DIAS, S. C. Surfactantes sintéticos e biossurfactantes: vantagens e desvantagens. *Química Nova na Escola*, v. 39, p. 228-236, 2017.
- FIELD, J. A.; FIELD, T. M.; POIGER, T.; SIEGRIST, H.; GIGER, W. Fate secondary alkane sulfonate surfactants during municipal wastewater treatment. *Water Research*, v. 29, p. 1301-1307, 1995.
- GOMEZ, V.; FERRERES, L.; POCURULL, E.; BORRULL, F. Determination of non-ionic and anionic surfactants in environmental water matrices. *Talanta*, v. 84, p. 859-866, 2011.
- HERA-AE. Human and Environmental Risk Assessment on ingredients of European household cleaning products. *Alcohol ethoxylates*, 2009. Disponível em: <https://www.heraproject.com/files/34-F-09%20HERA%20AE%20Report%20Version%20%20-%203%20Sept%2009.pdf>. Acesso em: 27 de outubro de 2020.
- HERA-AES. Human and Environmental Risk Assessment on ingredients of European household cleaning products. *Alcohol ethoxysulphates*, 2003. Disponível em: <https://www.heraproject.com/files/1-HH-04-HERA%20AES%20HH%20web%20wd.pdf>. Acesso em: 27 de outubro de 2020.
- HERA-AS. Human and Environmental Risk Assessment on ingredients of European household cleaning products. *Alkyl sulphates*, 2002. Disponível em: <https://www.heraproject.com/files/3-E-417F36A9-DB35-F780-97A4CF8B60763C35.pdf>. Acesso em: 27 de outubro de 2020.
- HERA-CAPB. Human and Environmental Risk Assessment on ingredients of European household cleaning products. *Cocamidopropyl Betaine (CAPB)*. CAS n° 61789-40-0, 70851-07-9, 4292-10-8, 2005. Disponível em: <https://www.heraproject.com/files/45-HH-E101023F-D12F-6A30-DEB0770E9BF8E4D0.pdf>. Acesso em: 20 de junho de 2022.
- HERA-LAS. Human and Environmental Risk Assessment. *Linear Alkylbenzene Sulphonate*, LAS. CAS n° 68411-30-3, 2013. Disponível em: <https://www.heraproject.com/files/HERA-LAS%20revised%20April%202013%20Final.pdf>. Acesso em: 21 de setembro de 2020.
- HERA-SAS. Human and Environmental Risk Assessment on ingredients of European household cleaning products. *Secondary alkane sulfonate*. SAS. CAS n° 68037-49-0, 2005. Disponível em: https://www.heraproject.com/files/44-F-SAS_HERA_RA_Version1_2005MarchNrev.pdf. Acesso em: 27 de outubro de 2020.
- KREUZINGER, N.; FUERHACKER, M.; SCHARF, S.; UHL, M.; GANS, O.; GRILLITSCH, B. Methodological approach towards the environmental significance of uncharacterized substances - quaternary ammonium compounds as an example. *Desalination*, v. 215, p. 209-222, 2007.
- LIWARSKA-BIZUKOJC, E.; BIZUKOJC, M. The influence of the selected nonionic surfactants on the activated sludge morphology and kinetics of the organic matter removal in the flow system. *Enzyme Microbial Technologies*, v. 41, p. 26-34, 2007.
- MADSEN, T.; BOYD, H. B.; NYLÉN, D.; PEDERSEN, A. R.; PETERSEN, G. I.; SIMONSEN, F. Assessment of substances in household detergents and cosmetic detergent products. *Environmental Project no. 615*, 2001. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/264868866_Environmental_and_Health_Assessment_of_Substances_in_Household_Detergents_and_Cosmetic_Detergent_Products. Acesso em: 20 de junho de 2022.
- MARTÍNEZ-CARBALLO, E.; SITIKA, A.; GONZÁLEZ-BARREIRO, C.; KREUZINGER, N.; SCHARF, S.; GANS, O. Determination of select quaternary ammonium compounds by liquid chromatography with mass spectrometry. Part I. Application to surface, waste and indirect discharge water samples in Austria. *Environmental Pollution*, v. 145, p. 489-496, 2007.
- MATTHIJS, E.; HOLT, M.S.; KIEWIET, A.; RIJS, G. B. J. Environmental monitoring for linear alkylbenzene sulfonate, alcohol ethoxylate, alcohol ethoxy sulfate, alcohol sulfate, and soap. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 18, p. 2634-2644, 1999.
- McAVOY, D. C.; DYER, S. D.; FENDINGER, N. J.; ECKHOFF, W. S.; LAWRENCE, D. L.; BEGLEY, W. M. Removal of alcohol ethoxylates, alkyl ethoxilate sulfates, and linear alkylbenzene sulfonates in wastewater treatment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 17, p. 1705-1711, 1998.
- MORRALL, S.W.; DUNPHY, J.C.; CANO, M.L.; EVANS, A.; McAVOY, D.C.; PRICE, B.P.; ECKHOFF, W.S. Removal and environmental exposure of alcohol ethoxylates in US sewage treatment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 64, p. 3-13, 2006.
- MUNGRAY, A. K.; KUMAR, P. Fate of linear alkylbenzene sulfonates in the environment: A review. *International Biodeterioration and Biodegradation*, v. 63, p. 981-987, 2009.
- PALMER, M.; HATLEY, H. The role of surfactants in wastewaters treatment: Impact, removal and future techniques: A critical review. *Water Research*, v. 147, p. 60-72, 2018.
- PAULO, P. L.; MAMEDES, I. M.; KATO, M. T.; BONCZ, M. A. Caracterização quantitativa e qualitativa de esgoto. Nota Técnica 4 - Produtos de cuidado pessoal. *Cadernos Técnicos Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 3, n. 4, p. 29-35, 2023.
- RIO DE JANEIRO. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA). *Norma Técnica 202.R-10*. Estabelece critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos, como parte integrante do Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras

(SLAP). Rio de Janeiro, 1986. Disponível em: http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/@inter_pres_aspres/documents/document/zwff/mda2/-edisp/inea_006744.pdf. Acesso em: 10 de junho de 2022.

ROBERT-PEILLARD, F.; SYAKTI, A. D.; COULOMB, B.; DOUMENQ, P.; MALLERET, L.; ASIA, L.; BOUDENNE, J.L. Occurrence and fate of selected surfactants in seawater at the outfall of the Marseille urban sewerage system. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 12, p. 1527-1538, 2015.

SILVA, L. G.; GAVAZZA, S.; FLORENCIO, L.; KATO, M. T. Quantificação de alquilbenzeno linear sulfonato em estação de tratamento de efluentes e rios por cromatografia líquida de alta eficiência e extração em fase sólida. *Química Nova*, v. 40, p. 334-341, 2017.

S.C.A. Swedish Chemicals Agency. *ANNEX XV Restriction report proposal for a restriction – Nonylphenol and nonylphenolethoxylates*

in textiles, p. 1-372, 2013. Disponível em: <https://www.echa.europa.eu/documents/10162/f28b5c79-11e0-4ce2-91db-e53f7daa4d5a>. Acesso em: 20 de junho de 2022.

YING, G. G.; WILLIAMS, B.; KOOKANA, R. Environmental fate of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates – a review. *Environmental International*, v. 28, p. 215-226, 2002.

YING, G. G. Fate, behavior and effects of surfactants and their degradation products in the environment. *Environmental International*, v. 32, p. 417-431, 2006.

ZHU, F. J.; MA, W. L.; XU, T. F.; DING, Y.; ZHAO, X.; LI, W. L.; LIU, L. Y.; SONG, W. W.; LI, Y. F.; ZHANG, Z. F. Removal characteristic of surfactants in typical industrial and domestic treatment plants in Northeast China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 53, p. 84-90, 2018.



Nota Técnica 5 - Óleo de cozinha: problemática do descarte inadequado e soluções para o seu gerenciamento

Technical Note 5 - Cooking oil: problem of improper disposal and solutions for its management

Vera Tainá Mota¹, Marcela França Dias², Livia Cristina da Silva Lobato³, Bruna Soares Fernandes⁴,
Karine Diniz Soares⁵, Saulo Nonato de Souza⁶, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo^{7*}

RESUMO

Resultante principalmente de processos de fritura, o óleo de cozinha residual (OCR) tem alto potencial poluidor no meio ambiente e o seu descarte nos ralos causa graves impactos nos sistemas de esgotamento sanitário. Elevadas concentrações de óleos e gorduras nos esgotos são um dos principais causadores de obstruções nas redes coletoras, elevando a frequência e os custos de manutenção. Nas estações de tratamento de esgoto (ETE), os óleos e gorduras induzem à formação de espuma e escuma, por conseguinte, reduzindo a eficiência global do tratamento e demandando a instalação de dispositivos próprios para sua remoção. Por outro lado, a valorização do OCR se apresenta como uma alternativa para geração de renda e empregos, unindo os três pilares da sustentabilidade: econômica, social e ambiental. A união coordenada do poder público, prestadores de serviço em saneamento, empresas, organizações e associações é determinante para o sucesso de ações de coleta, transporte e reciclagem de OCR.

Palavras-chave: esgoto; óleo de cozinha; meio ambiente; reciclagem.

ABSTRACT

Resulting mainly from frying processes, waste cooking oil (WCO) has a high polluting potential in the environment and its disposal in drains causes serious impacts on sewage systems. High concentrations of oils and fats in the sewers are one of the main causes of obstructions in the collecting networks, increasing the frequency and costs of maintenance. In wastewater treatment plants (WWTP), they lead to the formation of scum and foam, therefore reducing the overall treatment efficiency and requiring the installation of proper devices for their removal. On the other hand, WCO valorization is an alternative for generating income and jobs, uniting the three pillars of sustainability: economic, social and environmental. The coordinated union of public authority, sanitation service providers, companies, organizations and associations is decisive for the success of WCO collection, transport and recycling.

Keywords: sewage; cooking oil; environment; recycling.

¹Bióloga e Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Doutora em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (EESC-USP). Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

²Bióloga e Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos e Doutora em Genética pela UFMG.

³Engenheira Civil pela UFMG. Doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

⁴Engenheira Química pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (EESC-USP). Professora Adjunta do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

⁵Engenheira Sanitarista. Engenheira de Operação da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa).

⁶Engenheiro Civil pela UFMG. Engenheiro de Operação da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa). Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG.

⁷Engenheiro Civil pela UFMG. Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade de Newcastle upon Tyne - UK. Professor titular aposentado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Coordenador do INCT ETEs Sustentáveis.

(*) Endereço para correspondência: Avenida Antônio Carlos 6627 - Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Bloco 1, Belo Horizonte, MG. CEP: 31270-901. e-mail: calemos@desa.ufmg.br

1. INTRODUÇÃO

Óleos, gorduras e graxas (O&G) são compostos orgânicos de natureza apolar contendo triglicérides, os quais são formados por ácidos graxos e glicerol. Usualmente, são diferenciados pelo estado físico em que se encontram à temperatura ambiente: (i) os óleos são líquidos à temperatura ambiente por serem ricos em ácidos graxos insaturados; (ii) as gorduras são sólidas à temperatura ambiente por serem ricas em ácidos graxos saturados; e (iii) as graxas se referem popularmente ao material oleoso solidificado ou a lubrificantes pastosos. No esgoto sanitário, a origem de O&G provém principalmente dos óleos e gorduras utilizados na cozinha, como óleos de soja, palma, canola, milho, girassol e oliva, margarina, manteiga, banha e tecidos animais; contabilizando cerca de 10% da matéria orgânica carbonácea desses efluentes. Assim, enfoque especial será dado ao óleo de cozinha residual (OCR) do processamento de alimentos, especialmente frituras, gerados em grandes volumes nas residências e em estabelecimentos comerciais alimentares, mas também em estabelecimentos industriais, comerciais e prestadores de serviços que têm agregados a sua atividade principal a preparação de alimentos (p. ex.: refeitórios de hospitais e indústrias).

O OCR tem um enorme potencial poluidor. Uma vez no meio ambiente, pelo lançamento direto, presente no esgoto bruto ou remanescente do tratamento, ou, ainda, carreado pelos resíduos sólidos (lixo), o óleo causa graves impactos nos corpos hídricos e solo. Há autores que sugerem um potencial teórico de contaminação de até 1.000.000 de litros de água por litro de óleo (CÉSAR *et al.*, 2007; KUMAR e NEGI, 2015). Ademais, acarretam impactos no sistema de esgotamento sanitário, desde o ponto de geração (p. ex.: entupimento de ralos de pias, tubulações e caixas de gordura), se estendendo por todo o sistema de coleta e transporte (p. ex.: redução da seção de escoamento de tubulações da rede coletora, formação de camada de material flutuante nos poços de sucção de estações elevatórias), e na própria estação de tratamento de esgoto (ETE). Nesta, sérios problemas operacionais e de manutenção podem ocorrer em função da formação de crostas de materiais flutuantes (escuma) na superfície de diferentes unidades de tratamento.

Esta nota técnica (NT) apresenta um panorama geral da problemática do descarte de OCR no esgoto, considerando

os impactos na rede coletora, nos sistemas de tratamento e no meio ambiente. Considera-se que, por meio da melhoria do gerenciamento do descarte do óleo usado, é possível minimizar os impactos ambientais e econômicos, e ao mesmo tempo gerar renda e empregos pela coleta e reciclagem de OCR para produção de outros produtos, como sabões, tintas e biodiesel. São apresentadas medidas de boas práticas a serem adotadas nos locais geradores desses resíduos bem como nos sistemas de esgotamento sanitário. Por fim, a atual legislação que versa sobre a disposição e aproveitamento de OCR é comentada. Esta NT está estruturada nos seguintes tópicos: (i) produção e impactos no meio ambiente; (ii) impactos nos sistemas de esgotamento sanitário; (iii) boas práticas para o descarte e gerenciamento de OCR; (iv) reciclagem de OCR para a produção de biodiesel; (v) diretrizes legais relacionadas ao OCR.

2. GERAÇÃO DE OCR E IMPACTOS DO SEU DESCARTE INADEQUADO

Segundo Teixeira *et al.* (2018), o consumo anual total de óleos vegetais, no Brasil, foi de 17,86 kg por habitante, o que resultaria em 3.782,7 mil toneladas por ano para uma população de 211,8 milhões de habitantes (IBGE, 2020). Adotando-se o fator de 0,32 proposto pelos autores para a estimativa da produção de OCR pelo total de óleo consumido, a produção de OCR para o ano de 2020 seria em torno de 1.210,5 mil toneladas. A prática frequente e incorreta de descarte desse resíduo diretamente nos ralos de pias, associada a insuficiente coleta e reciclagem do OCR, está atrelada a graves impactos no meio ambiente e em todo o sistema de esgotamento sanitário. Supondo uma cidade de 100 mil habitantes onde não haja coleta do OCR e a população descarte-o diretamente nos ralos, isso implicaria em cerca de 1,6 tonelada de óleo no esgoto por dia.

Na **Tabela 1** são apresentados os principais problemas ocasionados pelo descarte inadequado de OCR.

2.1. Impactos nos locais geradores de OCR

O descarte de OCR nos ralos das pias pode provocar transtornos já no interior da residência, tendo em vista a possibilidade de acúmulo e retenção no interior das tubulações e conexões localizadas entre a pia e a caixa de gordura. O

resultado mais comum é o entupimento da instalação sanitária predial, provocando o refluxo esgoto pelos ralos, emanação de maus odores e danos às tubulações locais (**Figura 1**).

2.2. Impactos no sistema de coleta e interceptação

Na rede coletora, o óleo que é despejado nas pias se deposita nas paredes das tubulações, processo ocasionado principalmente pela reação de saponificação entre os ácidos graxos livres presentes nos O&G e o cálcio presente no esgoto e

Tabela 1 – Principais problemas associados ao descarte inadequado de OCR.

Local	Problemas
Local onde é gerado o OCR	<ul style="list-style-type: none"> • Geração de maus odores. • Entupimentos e retorno de esgoto. • Danos às tubulações locais.
Rede coletora de esgoto	<ul style="list-style-type: none"> • Obstrução de tubulações. • Corrosão de estruturas metálicas e de concreto. • Aumento dos custos e frequência de manutenção. • Formação de <i>fatbergs</i>.
Sistemas de tratamento de esgoto	<ul style="list-style-type: none"> • Aumento dos custos de operação e manutenção. • Necessidade de adicionar dispositivos exclusivos para a remoção física de O&G. • Formação de espuma, sobretudo em reatores anaeróbios. • Proliferação de bactérias filamentosas em reatores aeróbios e consequente. • Aumento de sólidos no efluente tratado. • Redução da eficiência global do sistema de tratamento.
Ambientes aquáticos	<ul style="list-style-type: none"> • Acúmulo na superfície da água, dificultando as trocas gasosas e a passagem de luz. • Alterações nas propriedades dos mananciais (acidez, viscosidade e calor específico). • Impactos no processo de depuração. • Mortandade de animais, vegetais e microrganismos.
Solos	<ul style="list-style-type: none"> • Impermeabilização e favorecimento de enchentes. • Contaminação do lençol freático.



Figura 1 – Entupimento de pia ocasionado por mau uso.

nas tubulações de concreto (HE *et al.*, 2013). Outros metais, como ferro (Fe) e sódio (Na), podem contribuir para as reações de saponificação, e também pode ocorrer depósito de O&G mesmo na ausência de metais por meio do processo de cristalização (GROSS *et al.*, 2017). A deposição de O&G nas redes coletoras pode ser potencializada pela aglomeração de outros resíduos (p. ex.: restos de alimentos, cabelo, fio dental, papel etc.), formando blocos que causam obstrução, entupimento e, eventualmente, extravasamento do esgoto nos logradouros públicos (**Figura 2**), o que por sua vez oferece riscos sanitários e transtornos à população. A remoção desses blocos demanda maiores frequências de manutenção e acarreta custos extras ao sistema de esgotamento sanitário. Certamente, a gordura constitui uma das principais causas de entupimento das redes coletora de esgoto.

Na União Europeia, há relatos recentes da ocorrência de uma série de grandes blocos, denominados *fatbergs* (em referência às gorduras ‘fat’ e aos grandes blocos de gelo ‘icebergs’), que obstruem as tubulações de esgoto. Os *fatbergs* são formados pelo acúmulo de materiais gordurosos que se juntam com outros materiais não biodegradáveis, como lenços umedecidos, fraldas e cotonetes (WALLACE *et al.*, 2017) (**Figura 3a e Figura 3b**). A formação dos *fatbergs* é favorecida pelos processos de corrosão das tubulações devido à atividade microbiana (oxidação do sulfeto do esgoto em ácido sulfúrico) que propicia a lixiviação de cal proveniente do cimento das tubulações, que por sua vez interage com O&G presente no esgoto (ROYCHAND *et al.*, 2021).



Figura 2 – Manutenção da rede coletora mostrando acúmulo de material gorduroso.

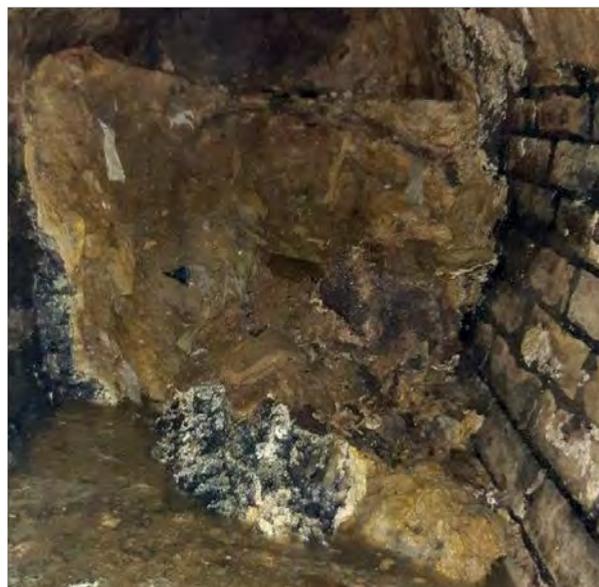
(a) Fonte: <https://www.thameswater.co.uk/>(b) Fonte: <https://www.southwestwater.co.uk/>

Figura 3 – Tubulações obstruídas pela ocorrência de *fatbergs* na Inglaterra: (a) Foto obtida no site da empresa Thames Water, uma empresa privada responsável pelo abastecimento público de água e tratamento de águas residuais na maior parte de Londres, fonte: <https://www.thameswater.co.uk/>; (b) Foto obtida no site da empresa South West Water responsável pelo fornecimento de serviços de água potável e águas residuais em algumas regiões do Reino Unido, fonte: <https://www.southwestwater.co.uk/>

Em algumas regiões de Londres, em 2019, foram retiradas 140 toneladas de *fatbergs* pela companhia de saneamento local e os prejuízos contabilizados para a remoção de *fatbergs* em Londres e Vale do Tâmesa chegam a £18 milhões por ano (cerca de R\$143 milhões) (THAMES WATER, 2019).

2.3. Impactos nas ETEs

Nas ETEs, o aporte de O&G provoca a obstrução das tubulações e prejuízos ao funcionamento das unidades de tratamento (p. ex.: decantadores primários, lagoas anaeróbias e reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo - UASB, do inglês *upflow anaerobic sludge blanket*) (WALLACE et al., 2017). Pela baixa densidade em relação à água, os O&G tendem a flotar e se acumularem nas camadas superficiais, e outros materiais flutuantes se aglomeram nessa massa oleosa levando à formação de espuma, a qual muitas vezes impõe dificuldades para sua remoção e eleva os custos de manutenção e operação. Conforme levantado pela Associação Europeia da Indústria de Biomassa, estima-se que a presença de O&G no esgoto

eleva os custos do tratamento em até 25% (EUBIA, 2015). Além disso, o aporte de altas concentrações de O&G no esgoto pode causar sobrecarga orgânica nos reatores biológicos e, devido às características de lenta degradação, resultar na menor eficiência do tratamento.

Apesar da possibilidade de remoção de parte dos O&G no tratamento preliminar, e também da espuma e materiais flutuantes nas unidades de decantação primária e secundária, maiores impactos são usualmente observados nas unidades de tratamento biológico. Nas unidades de tratamento anaeróbio, como filtros anaeróbios, reatores UASB e digestores de lodo, a formação de camadas espessas de espuma impõe grandes dificuldades de manutenção e operação (Figuras 4 e 5). Estas unidades, por serem fechadas, dependem da instalação de dispositivos internos para desagregação e remoção da camada de espuma que se acumula na parte superior dos tanques, notadamente na interface com o compartimento de gases. Especialmente nos reatores UASB, a acumulação de espuma no interior dos separadores trifásicos tem

se constituído em um dos principais problemas operacionais, uma vez que a sua remoção é dificultada pelo acesso limitado a esses compartimentos. A acumulação de espuma no separador trifásico tende a impedir a liberação do biogás produzido no reator, ocasionando problemas ao funcionamento de todo o sistema de tratamento, destacando-se (CHERNICHARO *et al.*, 2018):

- Passagem do biogás para o compartimento de decantação, com impactos diretos sobre a qualidade do efluente (perda de sólidos) e sobre os níveis de emissão de gases odorantes e de efeito estufa.
- Redução da recuperação de biogás para fins de queima e/ou de aproveitamento energético.



Figura 4 - Escuma na unidade de decantação do reator UASB.



Figura 5 - Escuma solidificada no reator UASB.

- Redução do volume útil da câmara de gás e modificação de sua pressão de operação.
- Danificação das paredes do separador trifásico pelo espessamento da camada de espuma. Esses danos podem até mesmo causar ruptura das estruturas, notadamente quando essas são confeccionadas com materiais de menor resistência, como lonas plásticas, chapas/ telhas metálicas ou de amianto etc.

Nos sistemas aeróbios, o material gorduroso pode se depositar nos flocos microbianos, e reduzir a eficiência da transferência de oxigênio, afetando negativamente a atividade dos microrganismos (WALLACE *et al.*, 2017). Outro problema apontado é a proliferação de bactérias filamentosas em sistemas de lodos ativados (**Figura 6**). Estas bactérias utilizam O&G para produzirem uma parede celular de baixa densidade que as fazem flutuar, e podem produzir biossurfactantes ocasionando a formação de espuma (GERARDI, 2006; WAKELIN e FORSTER, 1997).

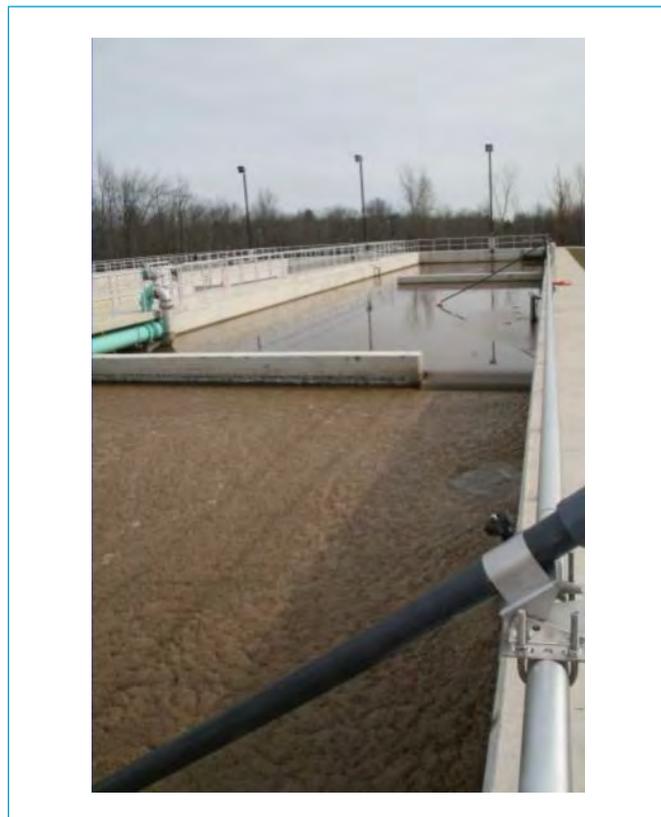


Figura 6 - Formação de espuma e flotação do lodo no tanque de aeração pelo crescimento excessivo de bactérias filamentosas. Processo conhecido como *bulking*.

Esses fatores contribuem para o aumento da perda de biomassa e de espuma no efluente tratado, levando à menor eficiência do tratamento. Nos decantadores secundários, a camada oleosa contribui para a flotação do lodo.

Assim, ainda que unidades e dispositivos específicos para a remoção de O&G não sejam usualmente implementados, dependendo das cargas de O&G afluente, estes podem ser requeridos, demandando alterações ou novos *designs* de sistemas de tratamento para se evitar problemas nos reatores biológicos, sobretudo nos reatores UASB (CHERNICHARO, 2007). Melhorias na etapa do tratamento preliminar podem contribuir para a remoção de O&G, como uso de desarenadores aerados (BRESSANI-RIBEIRO *et al.*, 2018) e separadores de óleo-água API - American Petroleum Institute (ENGLANDE JR. e KRENKEL, 2003). Porém, muitas vezes a remoção, nessa etapa, de O&G e outros materiais que contribuem para a formação de espuma não tem se mostrado satisfatória, razão pela qual dispositivos para a coleta de espuma no interior dos separadores trifásicos dos reatores UASB devem ser utilizados. Canaletas, coletores na forma de cuba e sistemas de remoção hidrostática de espuma constituem os dispositivos mais comuns para essa finalidade (LOBATO *et al.*, 2018).

Embora seja possível a instalação de unidades e dispositivos específicos para a remoção de O&G, isso não é suficiente para eliminar completamente os problemas de obstrução das tubulações e eventuais prejuízos à eficiência do tratamento; portanto, evitar o descarte de óleos e gorduras no esgoto é a mais importante medida e, geralmente, é feita por campanhas de sensibilização da população (WALLACE *et al.*, 2017).

2.4. Impactos nos corpos hídricos e solo

Nos corpos hídricos, devido à sua baixa densidade, o óleo acumula-se na superfície da água, dificultando as trocas gasosas e a passagem de luz, além de, segundo estudo prévio, atingir temperatura de até 60 °C quando exposto ao sol (PITTA JÚNIOR *et al.*, 2009). Quando misturado à água, causa alterações de características físico-químicas e a degradação do óleo pode resultar em subprodutos tóxicos (HANISAH *et al.*, 2013). Consequentemente, essas alterações no ambiente aquático podem impactar no processo

de depuração dos corpos d'água e provocar a mortandade de animais, vegetais e microrganismos.

O óleo descartado na lixeira, se não acondicionado e disposto devidamente, pode infiltrar-se no solo e contaminar as águas subterrâneas, que muitas vezes são fontes de água para o consumo humano. Regiões com lençóis freáticos contaminados por óleos vegetais podem oferecer problemas para o cultivo de uma série de culturas (TRASHIN, s.d.). Adicionalmente, o óleo pode acarretar ainda à impermeabilização do solo, e propiciar a ocorrência de enchentes (ZUCATTO *et al.*, 2013).

3. BOAS PRÁTICAS PARA O DESCARTE E GERENCIAMENTO DE OCR

Conforme apresentado anteriormente, óleos e gorduras lançados no meio ambiente e no esgoto causam grandes impactos ambientais, econômicos e dificuldades operacionais nos sistemas de esgotamento sanitário. Assim, por necessitar que seja devidamente acondicionado em recipiente fechado para seu descarte e, em hipótese alguma, poder ser despejado em ralos com destinação aos esgotos, o OCR é considerado um resíduo sólido para fins de gerenciamento, devendo seguir as respectivas regulamentações, como abordado em maiores detalhes no item 6.

Mas, se por um lado o OCR causa grandes transtornos, por outro esse resíduo tem um grande potencial para geração de renda e empregos pela sua reciclagem em diversos produtos, como sabões, tintas e biodiesel. Neste item são abordadas boas práticas a serem adotadas em diferentes esferas para o adequado descarte e gerenciamento de OCR.

3.1. Nos locais geradores de OCR

O descarte de óleos e gorduras nos ralos deve ser sempre evitado, prevenindo-se assim entupimentos, obstruções na rede coletora, danos aos sistemas de tratamento de esgoto e poluição ambiental. Portanto, as boas práticas para o descarte de OCR começam nos próprios domicílios e estabelecimentos comerciais alimentares. O Informe Técnico da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) nº 11, de 5 de outubro de 2004 apresenta recomendações,

principalmente, para o uso correto do óleo no processo de fritura de alimentos, com o propósito de minimizar a decomposição do óleo, prolongar sua vida útil e reduzir os fatores de risco à saúde (ANVISA, 2004).¹

Para o recolhimento e encaminhamento do OCR, recomenda-se os seguintes procedimentos²:

1. Aguardar o óleo esfriar.
2. Com o uso de um funil, transferir para um recipiente de armazenamento com tampa (de preferência a própria embalagem do óleo, mas também podem ser usadas garrafas PET e outros recipientes com boa vedação), evitando-se odores e insetos.
3. Entregar em um ponto de coleta ou diretamente a catadores. No caso de estabelecimentos comerciais que geram OCR em grandes quantidades, em vários municípios pode ser feito o cadastramento para que os serviços de gerenciamento de óleo de cozinha recolham diretamente no local de origem.
4. Retirar o excesso de óleo restante dos utensílios usados com papel toalha e descartar no lixo comum.

Essas simples medidas são de extrema importância para evitar os problemas relacionados ao descarte inadequado do OCR. É ainda importante combiná-las ao descarte correto, em lixeiras, de outros materiais, como restos de alimentos, lenços umedecidos, absorventes, papel etc., que, se jogados nos ralos de pias ou vasos sanitários, podem potencializar os efeitos danosos relacionados à obstrução e entupimentos de tubulações de esgoto.

Ainda assim, parte dos óleos e gorduras utilizados na culinária é direcionada para o esgoto. Para retê-los nos locais geradores, evitando impactos nos sistemas públicos de esgotamento sanitário, é imperativo o uso de caixas de gordura, que têm como função reter óleos e gorduras das cozinhas (**Figura 7**). Estas devem ser instaladas necessariamente nas residências, condomínios e estabelecimentos comerciais. Como os óleos e gorduras são menos densos que a água, eles formam camadas na superfície e são retidos na caixa de gordura, e o restante do esgoto passa por

gravidade pela tubulação. A NBR ABNT 8160:1999 estabelece as características desejáveis e os critérios para o dimensionamento das caixas de gordura em sistemas de esgotamento sanitário (ABNT, 1999). Atualmente também há a opção de comprar caixas de gordura pré-fabricadas, as quais geralmente possuem sistema facilitado para a manutenção.

Muitas vezes a obstrução da rede coletora de esgoto é causada pela manutenção inadequada da caixa de gordura. Assim, é essencial que a limpeza da caixa de gordura seja feita periodicamente para evitar a obstrução das tubulações, mau cheiro e retorno de esgoto. É importante também averiguar as recomendações para a instalação, manutenção e limpeza periódica dos prestadores de serviço em saneamento e diretrizes legais locais.

A limpeza da caixa de gordura deve ser feita preferencialmente de forma manual, sem o uso de produtos químicos. Com uma pá ou concha, utilizando luvas de borracha, basta retirar o material gorduroso que se acumula nas camadas superiores (pastoso ou sólido), restando somente líquido na caixa. O material retirado deve ser acondicionado em um recipiente ou saco plástico fechado e descartado no lixo ou encaminhado para caminhões limpa-fossa. Especialmente em caso de estabelecimentos comerciais, nos quais a geração de OCR é muito elevada, pode ser necessário contratar empresas especializadas para a manutenção das caixas de gordura. Na **Tabela 2** são apresentadas recomendações quanto à periodicidade para a limpeza, condicionada à quantidade de óleos e gorduras presente no esgoto.

3.2. Pelos prestadores de serviço em esgotamento sanitário

Haja vista os grandes impactos econômicos e operacionais dos óleos e gorduras no esgoto, é de interesse dos prestadores de serviço em esgotamento sanitário que a população descarte adequadamente o OCR. As companhias de saneamento, autarquias e órgãos municipais responsáveis pela prestação dos serviços de esgotamento sanitário podem: (i) fazer parcerias com entidades que atuam na coleta e reciclagem de OCR, as quais são apresentadas adiante (**Tabela 3**); (ii) promover ações de conscientização e sensibilização da população; e (iii) facilitar a coleta do OCR por meio da instalação de pontos

1 O documento pode ser consultado no endereço eletrônico: <http://antigo.anvisa.gov.br/>.

2 Adaptado da iniciativa setorial Óleo Sustentável - Passo a Passo para o Descarte Adequado. Disponível em: < <https://www.oleosustentavel.org.br/>>.

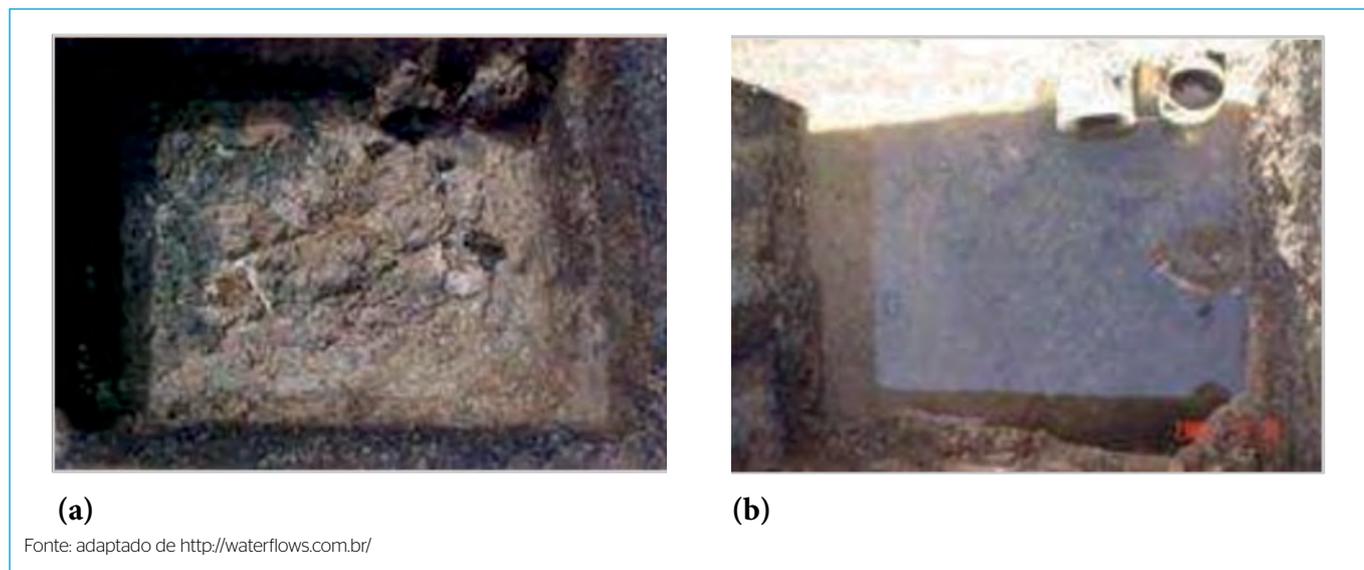


Figura 7 – Caixa de gordura: (a) antes; (b) após a limpeza.

Tabela 2 – Periodicidade sugerida para limpeza de caixas de gordura.

Gerador	Frequência de limpeza
Residências comuns	A cada 6 meses
Apartamentos	A cada 3 meses
Bares e restaurantes de pequeno porte ou pousadas	Uma vez por mês
Grandes restaurantes, ou restaurantes com comida tipicamente gordurosa (cadeias de <i>fast food</i>)	Uma vez por semana

Adaptado de Blog Limpa Fossa - Limpeza de caixa de gordura: o que diz a legislação. Matéria de 26/06/2019. Disponível em: < <https://www.limpafossa.com.br/limpeza-de-caixa-de-gordura-o-que-diz-a-legislacao/> >

coletores (“ecopontos”). A seguir são listadas algumas ações, baseadas em experiências divulgadas por prestadores de serviço em esgotamento sanitário e outras entidades, que contribuem para evitar o descarte de OCR no esgoto e os problemas associados:

- Parceria com supermercados, centros educacionais, igrejas, órgãos públicos, empresas etc., para instalação de ecopontos, recolhimento do OCR e abordagem à população.
- Campanhas de educação ambiental nas comunidades e escolas, por meio de palestras, material impresso e outras atividades para sensibilização quanto aos impactos nos sistemas de esgotamento sanitário e no meio ambiente do descarte inadequados nos ralos e conscientização

sobre a destinação adequada do OCR, com orientações para as práticas de fritura, armazenamento e entrega do OCR.

- Orientação da população quanto ao descarte correto de outros resíduos que potencializam os entupimentos e obstruções das redes coletoras, o que pode ser feito juntamente com os responsáveis pelos serviços de gerenciamento de resíduos sólidos.
- Distribuição de recipientes para armazenamento do OCR (**Figura 8**).
- Apoio, por meio da instalação de ecopontos, transporte do óleo, capacitação de pessoas e disponibilização de recursos a associações de moradores e cooperativas para transformação do óleo usado em sabões e detergentes.
- Incentivos financeiros (p. ex.: desconto na tarifa de água) ou permuta com outros produtos (p. ex.: sabões produzidos com o óleo) aos que aderirem aos programas de coleta do OCR.
- Utilização do biodiesel feito a partir do OCR para abastecimento dos veículos utilizados para o transporte do óleo dos pontos de coleta às usinas, bem como dos veículos de órgãos públicos, associações e empresas parceiras.
- Fiscalização da instalação e manutenção de caixas de gordura nos domicílios e estabelecimentos comerciais.
- Manutenção preventiva das redes coletoras para evitar episódios de extravasamentos.

Tabela 3 – Exemplos de iniciativas coletivas para a coleta e reciclagem de OCR.

Entidade	Área de atuação	Parceiros	Como funciona	Pontos de coleta	Destinação do óleo	Educação Ambiental	Página web
Programa Óleo Sustentável: Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais (Abiove), Sindicato da Indústria de Óleos Vegetais e seus Derivados do Estado de São Paulo (Sindoleo)	Cidades de diversos estados (BA, CE, GO, MG, MS, PE, PR, RJ, RS, SC, SP)	Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Empresas: ADM, Bunge, Cargill, IMCOPA, LDC.	Os geradores de OCR devem acondicionar adequadamente o resíduo em recipientes fechados e entregar em um dos pontos de coleta voluntária. Grandes redes de <i>fast-food</i> clientes da Cargill: o óleo é recolhido nos locais geradores e gerenciado pelo programa. Demais geradores: devem acondicionar o óleo em recipiente adequado e entregar em um ecoponto.	São 2156 ecopontos (somente na cidade de São Paulo são mais de 500 pontos). A lista por cidade pode ser consultada em seu endereço eletrônico.	Produção de biodiesel, tintas, verniz e sabão biodegradável.	Vídeos educativos, reportagens, publicações (histórias em quadrinhos).	oleos-sustentavel.org.br
Programa Liza Ação Renove: Cargill por meio da marca de óleo Liza	Abrangência em 17 estados e cerca de 230 cidades	Residual (gestão do programa), empresas coletoras parceiras		São aproximadamente 650 ecopontos, distribuídos em 8 estados e 150 cidades do Brasil.	100% destinado para a produção de biodiesel.	Ações de educação, conscientização e orientação quanto ao processo de separação e armazenamento do resíduo	liza.com.br/acao-renove-o-melior-ambiente/
Ecoléo - Associação Brasileira para Sensibilização, Coleta e Reciclagem de Óleo Comestível (entidade ambientalista)	Todo o país, especialmente no estado de São Paulo.	ONGs e empresas associadas	Os geradores de OCR devem acondicionar adequadamente o resíduo em recipientes fechados e entregar em um dos pontos de coleta voluntária.	Para coleta acima de 50 L, os geradores devem entrar em contato com a Ecoléo que providencia a coleta. Quando a quantidade é menor, o gerador deve levar o OCR a um ecoponto. A lista dos ecopontos pode ser consultada no endereço eletrônico.	Produção de sabão, tintas e vernizes, graxa, biodiesel etc.	Divulgação de reportagens e entrevistas (TV Ecoléo).	ecoleo.org.br/
Recóleo Coleta e Reciclagem de Óleo Vegetal (empresa)	Estado de Minas Gerais, com sede na capital, Belo Horizonte.	CETEC, PHT, UFLA, Ascóleo, Abrasel, SMMA, Icatu Meio Ambiente, prefeituras municipais.	Estabelecimentos comerciais que geram grandes volumes de OCR: são firmados acordos e a Recóleo disponibiliza vasilhames e realiza a coleta periódica em estabelecimentos cadastrados. Clientes domiciliares: estes devem levar o óleo em recipiente adequado a um dos pontos de coleta	Os ecopontos de coleta domiciliar na cidade de Belo Horizonte podem ser consultados no endereço eletrônico	Uso na fabricação de massa de vidro, pré-moldados de concreto, solvente, óleos lubrificantes, cosméticos e combustíveis, principalmente, biodiesel.	Vídeos educativos, livros, cartilhas, folders, cartazes, campanhas educativas na rede pública e particular de ensino, programas de capacitação de docentes e tutores ambientais.	recoleo.com.br/
Ecológica - Coleta e Comércio de Óleos Vegetais (empresa)	Estado do Rio Grande do Sul, especialmente a capital Porto Alegre.	Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU) de Porto Alegre, outras prefeituras e câmaras municipais.	Estabelecimentos comerciais que produzem OCR: o óleo é coletado no local de origem. Clientes domiciliares devem entregar o óleo, devidamente acondicionado, em um ponto de entrega voluntária.	Em Porto Alegre, são 77 pontos de coleta. A verificação dos pontos de coleta pode ser feita por meio de um aplicativo para celulares, computadores e tablet (reciclaportoalegre.com.br/) ou pelo seu endereço eletrônico.	Produção de biodiesel.	Atividades em escolas pelo Projeto Escola Ecológica	http://www.ecologica-cacoleta.com.br/
Programa ReÓleo: Associação Comercial e Industrial de Florianópolis -Acif e Companhia de Melhoramentos da Capital - Comcap (autarquia responsável pelo gerenciamento de resíduos)	Região da Grande Florianópolis, SC.	Empresas: Preserve Ambiental (responsável pelo processo de logística e reciclagem de óleo) e Potencial Biodiesel (produção de biodiesel).	Estabelecimentos comerciais que produzem OCR: o óleo é coletado no local de origem. Clientes domiciliares devem entregar o óleo, devidamente acondicionado, em um ponto de entrega voluntária.	São mais de 600 pontos de entrega voluntária na cidade de Florianópolis e Grande Florianópolis, que podem ser consultados em seu endereço eletrônico.	Produção de biodiesel e produtos de limpeza.	Atividades em escolas da região, como gincanas e palestras.	https://www.acif.org.br



Figura 8 – Distribuição pela Sanepar de funis para acoplar em garrafa PET, desenvolvido pela Oliplanet, para armazenamento de OCR.

Especificamente em relação aos estabelecimentos industriais, comerciais e prestadores de serviços, o desenvolvimento, pelos prestadores de serviços, de programas para controle do recebimento de efluente não doméstico nas redes coletoras também consiste em uma importante ação para minimizar os impactos no sistema de esgotamento sanitário. A inclusão de padrões, como o de óleos e graxas entre outros, para o recebimento do efluente em rede coletora, bem como a obrigatoriedade de instalação e limpeza periódica de caixas de gordura em locais em que há geração de gordura, tais como refeitórios, copas etc. são de fundamental importância. Alguns estabelecimentos, como supermercados, que encontram dificuldade em atender aos padrões para lançamento em redes coletoras tem adotado caixas gorduras bem dimensionadas e instaladas em série, uma solução simples e que tem permitido o atendimento aos padrões estabelecidos.

3.3. Iniciativas coletivas para a coleta e reciclagem do OCR

Embora a legislação brasileira não contenha diretrizes específicas para a reciclagem de OCR (item 5), trata-se de um resíduo com grande potencial de reaproveitamento e que pode ser empregado em diversos segmentos da indústria, como na produção de sabões, massa de vidraceiro, ração animal, tintas, fertilizantes, desmoldantes para a construção civil, óleo para corrente de motosserra e combustíveis,

destacadamente, biodiesel (ACIF, 2020; ZUCATTO *et al*, 2013). Portanto, a coleta para posterior **reciclagem de OCR** evita que o seu descarte seja feito inadequadamente no esgoto, na lixeira comum ou diretamente no meio ambiente, e contribui para a geração de renda e empregos, atendendo aos três pilares da **sustentabilidade: ambiental, social e econômica**.

Dentre as opções de reciclagem, a mais simples é a produção de sabões, que muitas vezes é feita em pequena escala, de modo artesanal. Além da economia, o sabão produzido a partir do óleo de cozinha é de natureza biodegradável e não possui fósforo. Já para maiores volumes, a destinação do OCR para a produção de biodiesel tem ganhado notoriedade (item 4).

Em todo o país são diversas as organizações, empresas e associações que atuam na coleta, transporte e reciclagem de OCR. Não há um portal unificado para a consulta dos pontos de coleta em cada município, o que em parte é um dos entraves para a adesão massiva da população aos programas de coleta e reciclagem de OCR. A Associação Brasileira para Sensibilização, Coleta e Reciclagem de Óleo Comestível (Ecóleo) possui um sistema de cadastro e consulta dos pontos de coleta no endereço eletrônico: <http://ecoleo.org.br/ecopontos/>. Embora ainda sejam relativamente poucos os “ecopontos” cadastrados, os cidadãos podem contribuir com o mapeamento, fornecendo as informações de seus municípios.

Na **Tabela 3** são listadas diferentes iniciativas coletivas para a coleta e reciclagem de OCR. Naturalmente, há vários outros programas bem-sucedidos no Brasil que não estão nesta lista, a qual tem o propósito de exemplificar sem necessariamente selecionar por mérito ou quaisquer outros parâmetros de comparação.

Estas iniciativas geralmente ocorrem por meio de parcerias entre empresas, associações, organizações não governamentais (ONGs) e administração pública (prefeituras, autarquias e secretarias de meio ambiente), atuando de forma integrada na coleta, reciclagem e ações de educação ambiental.

4. RECICLAGEM DE OCR PARA A PRODUÇÃO DE BIODIESEL

A produção de biodiesel no Brasil tem sido impulsionada pela obrigatoriedade de sua introdução no óleo diesel em

crescentes percentuais nos últimos anos (item 6). As vantagens do biodiesel, em comparação com combustíveis de origem fóssil, estão relacionadas à sua natureza renovável e ao perfil de combustão mais limpo, no qual há menor emissão de compostos poluentes e gases de efeito estufa (ORTNER *et al.*, 2016; TAPANES *et al.*, 2013). Do total de biodiesel produzido no país no ano de 2020, a fração da matéria-prima correspondente ao OCR foi de 1,23%, equivalendo a 79 milhões de litros (ABIOVE, 2021). Adotando-se a densidade do biodiesel de $880 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$, esse valor equivale a cerca de 69,5 mil toneladas. Ao considerar a produção estimada de OCR de aproximadamente 1.210,5 mil toneladas por ano (item 2), o percentual de valorização do OCR, destinado à produção de biodiesel, seria de 6,7%. De toda forma, o OCR ainda representa uma fração muito pequena (< 2%) de toda a matéria-prima usada para a produção de biodiesel e a sua valorização está muito aquém do potencial. Considerando um rendimento de 94% (ARAÚJO *et al.*, 2013), a produção estimada de OCR no ano de 2020 e a produção total de biodiesel do ano de 2020 (ABIOVE, 2021), calcula-se que o OCR teria um potencial de suprir até 20% da demanda de biodiesel no Brasil. A produção de biodiesel a partir do OCR tem duas vertentes motivacionais principais:

- **Econômica.** A utilização de óleos frescos (não usados) na produção de biodiesel representa em torno de 70 a 80% dos custos totais (CÉSAR *et al.*, 2017). O alto valor de mercado em parte se deve ao fato de que esses óleos e suas matérias-primas são, em sua maioria, usados para alimentação humana e animal, logo, têm alta demanda. Como o OCR é um resíduo, os custos para sua obtenção são em grande parte relativos à coleta e transporte.
- **Socioambiental.** A coleta e reciclagem do OCR é de suma importância para evitar os impactos causados pelo seu descarte no esgoto, no solo e nos corpos hídricos.

Contudo, para o aumento proporcional da incorporação do OCR como matéria-prima para a produção de biodiesel, esforços devem ser empregados para a sua viabilização em termos de:

- **Logística.** A logística de coleta e transporte do OCR deve ser coordenada de forma a suprir as demandas do mercado, promovendo medidas que contemplem a

ação integrada entre os fornecedores, os coletores dos resíduos e as empresas de reciclagem.

- **Técnica.** O OCR tem qualidade inferior em relação ao óleo fresco. Os processos de cozimento do óleo resultam na elevação da acidez, do calor específico e da viscosidade, requerendo o pré-tratamento do OCR para que possa ser utilizado para a produção de biodiesel (CÉSAR *et al.*, 2017). Segundo divulgado em material midiático produzido pelo INCT Midas (Tecnologias Ambientais para a Valoração de Resíduos e Materiais Renováveis) em coprodução com o INCT ETEs Sustentáveis, a preocupação com a qualidade do OCR é especialmente relativa ao que provém de estabelecimentos comerciais alimentares (INCT MIDAS, 2017). Tecnologias para o melhor aproveitamento do OCR como matéria-prima para a produção de biodiesel vêm sendo aprimoradas.

Logo, o aumento da viabilidade da produção de biodiesel a partir do OCR está também atrelado às boas práticas (item 3), em que os geradores devem ser orientados desde o processo de fritura, que impacta diretamente na qualidade do óleo, à entrega do OCR para as entidades responsáveis por esses resíduos. É preciso um esforço conjunto do poder público, empresas, organizações e associações para a otimização dos processos de coleta e transporte; caso contrário, os custos do OCR podem se tornar maiores que do óleo fresco (CÉSAR *et al.*, 2017). A produção de biodiesel a partir do OCR pode ainda ser descentralizada, e já há equipamentos que podem ser utilizados nos próprios locais geradores (p. ex.: supermercados) (INCT MIDAS, 2017). Ressalta-se ainda a importância da fiscalização, principalmente nos estabelecimentos comerciais alimentares, bem como de incentivos aos que aderirem aos programas de coleta de óleo, às empresas que reciclam e às atividades de pesquisa e desenvolvimento para a valorização do OCR.

5. DIRETRIZES LEGAIS RELACIONADAS AO ÓLEO DE COZINHA RESIDUAL

Por ser inadequado o descarte do óleo de cozinha na rede pública de esgoto ou em corpos d'água, este deve ser feito em recipientes e, sendo um material descartado resultante de atividades humanas, o OCR é classificado como

um resíduo sólido (CORRÊA *et al.*, 2018), de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), regida pela Lei Federal nº 12.305/2010 (BRASIL, 2010a). Assim sendo, o gerenciamento do OCR obedece às disposições do Decreto Federal nº 7.404/2010 (BRASIL, 2010b), que regulamenta esta Lei. Conforme estabelecido nesse Decreto, o ciclo de vida dos resíduos sólidos é de responsabilidade compartilhada dos fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes, consumidores e titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos. Em relação à coleta seletiva, estabelece-se que a responsabilidade é do titular do serviço público de limpeza urbana e gestão de resíduos urbanos, priorizando a participação de cooperativas ou de outras formas de associação de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis constituídas por pessoas físicas de baixa renda.

Os consumidores, por sua vez, são obrigados, sempre que estabelecido sistema de coleta seletiva pelo plano

municipal de gestão integrada de resíduos sólidos ou quando instituídos sistemas de logística reversa, a acondicionar adequadamente e de forma diferenciada os resíduos sólidos reutilizáveis e recicláveis e a disponibilizá-los adequadamente para coleta ou devolução (BRASIL, 2010b). Desta forma, a coleta do OCR é realizada principalmente em nível local, pelos serviços de gestão de resíduos dos municípios, empresas especializadas, cooperativas e catadores. Não há na esfera federal diretrizes legais específicas para o descarte adequado ou o reaproveitamento do OCR, mas há várias em âmbito estadual e municipal. Além disso, há diretrizes federais que indiretamente relacionam-se ao descarte do OCR. Não é objetivo do presente texto enumerar todas as diretrizes legais de descarte de OCR em âmbito estadual e municipal. Assim, na **Tabela 4** são mencionadas algumas legislações estaduais e municipais como exemplos.

Tabela 4 – Algumas leis estaduais e municipais que tratam especificamente do descarte e reciclagem do OCR.

Objetivo	Legislações
Política ou programa estadual de coleta, tratamento e reciclagem de OCR.	Minas Gerais - Lei nº 20.011/2012 São Paulo - Lei nº 12.047/2005 Rio de Janeiro - Lei nº 5.065/2007 Mato Grosso do Sul - Lei nº 5044//2017 Santa Catarina - Lei nº 14.330/2008 Alagoas - Lei nº 12.047/2005 Amazonas - Lei nº 243/2015 Roraima - Lei nº 770/2010 Goiás - Lei nº 16.314/2008 Pará - Lei nº 8.693/2018 Rondônia - Lei nº 2.164/ 2009 Distrito Federal - Lei nº 4.134/2008 Ceará - Lei nº 16.309/2017 Paraná - Lei nº 19.260//2017 Mato Grosso - Lei nº 8.798/2008 Paraíba - Lei nº 11.498//2019
Programas ou medidas em nível municipal para coleta, tratamento e reciclagem de OCR.	Fortaleza, CE - Lei nº 9.947/2012 Curitiba, PR - Lei nº 15.344/2018 Manaus, AM - Lei nº 1.536/2010 Rio Branco, AC - Lei nº 2.349/2019
Leis que impõem que óleos e gorduras de origem animal e vegetal sejam considerados como resíduos especiais e, portanto, o seu gerenciamento deve atender às respectivas normas, não podendo ser tratados como resíduo comum	Minas Gerais - Lei nº 20.011/2012 Curitiba, PR - Lei nº 14.473/2014
Lei que obriga a divulgação, no rótulo das embalagens de óleo comestível, da informação sobre a destinação correta do produto após o uso, e dá outras providências.	Rio de Janeiro - Lei nº 5.968/2011
Lei referente à campanha de conscientização da reciclagem de OCR.	Goiás - Lei nº 17.692/2012
Lei referente à "Selo Ecologicamente Correto", a ser concedido aos estabelecimentos que conferirem a destinação adequada ao OCR.	Salvador, BA - Lei nº 9.550/2020
Leis que discorrem sobre instalação e divulgação de pontos de coleta para a reciclagem de OCR.	Pernambuco - Leis nºs 14.378/2011, 16.079/2017 Boa Vista, RR - Lei nº 1.836//2017
Lei que proíbe o lançamento de óleos de alimentos e gorduras em encanamentos interligados a redes coletoras de esgoto	Piauí - Lei nº 6332/2013

As Políticas Estaduais instituídas pelas legislações listadas na Tabela 4 que se trata especificamente de óleos e gorduras de origem vegetal e animal utilizados na culinária, de maneira geral, têm como principais objetivos:

- Evitar a poluição de solos e mananciais.
- Não acarretar prejuízos aos sistemas de esgotamento sanitário.
- Informar à população sobre as práticas adequadas de descarte desses resíduos.
- Incentivar a reciclagem (por vezes por meio de suporte técnico ou financiamento).
- Favorecer a exploração econômica de todo o processo envolvido na reciclagem.

As leis estaduais e municipais mencionadas exemplificam como cada estado e município tem suas próprias diretrizes, incorporadas em tempos e com objetivos diversos, para o descarte e reaproveitamento de OCR. Ressalta-se que os sistemas de fato implantados para coleta, transporte e reciclagem de OCR são bastante distintos entre os municípios da federação, não somente pelas obrigações legais, mas pelas características e amplitude dos programas existentes em cada localidade de gerenciamento de OCR.

Indiretamente, as diretrizes para a incorporação do biodiesel na matriz energética do Brasil relacionam-se com a valorização do OCR descartado, uma vez que esse pode ser utilizado como matéria-prima, como discutido anteriormente (item 4). A incorporação do biodiesel na matriz energética do Brasil vem sendo impulsionada, a começar pela Lei nº. 11.097/2005 (BRASIL, 2005a), que tem como um dos objetivos implementar uma matriz energética mais sustentável (TAPANES *et al.*, 2013). Esta Lei estabeleceu que, em 2008, em todo o território nacional, todo o óleo diesel deveria conter 2% de biodiesel. Já em 2009, a Resolução do Conselho Nacional de Política Energética (CNPE) nº 6/2009 (BRASIL, 2009) estabeleceu em 5% o percentual mínimo obrigatório de adição de biodiesel ao óleo diesel, a partir de 2010. Adiante, as Leis federais nº 13033/2014 e nº 13263/2016 elevaram esse percentual, chegando a 10% a partir de setembro de 2019 (BRASIL, 2014; 2016). Adicionalmente, o CNPE, amparado pela Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis

(ANP), ampliou ainda mais os valores, chegando a 13% em 2021 e com previsão de até 15% em 2023, conforme disposto na Resolução CNPE nº 16/2018 (BRASIL, 2018).

Por fim, é importante também abordar as diretrizes relacionadas ao lançamento e à presença de O&G nos corpos hídricos. Embora seja impróprio o descarte de OCR no esgoto, infelizmente, este é um hábito presente em grande parte dos domicílios brasileiros (VIALLI, 2016). Uma vez no esgoto, o lançamento nos corpos hídricos deve atender aos padrões e condições de lançamento dispostos, em nível federal, pela Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 430/2011, que determina uma concentração máxima de 50 mg·L⁻¹ de óleos vegetais e gorduras animais para todos os efluentes, ou até 100 mg·L⁻¹ de substâncias solúveis em hexano (óleos e graxas) para efluentes de sistemas de tratamento de esgoto sanitário (BRASIL, 2011). Além disso, a Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece que O&G devem estar virtualmente ausentes em águas doces de classes I, II e III, em águas salinas de classe I, e em águas salobras de classes I e II (BRASIL, 2005b).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os óleos e gorduras utilizados na culinária causam diversos problemas nos sistemas de esgotamento sanitário e têm um enorme potencial poluidor quando lançados no meio ambiente. Apesar do estado físico usualmente líquido à temperatura ambiente, o óleo de cozinha residual (OCR), pelas suas particularidades para o descarte, que exige acondicionamento em recipientes fechados, é enquadrado como resíduo sólido para fins de gerenciamento, devendo então atender às leis e diretrizes da PNRS, e a sua gestão se dá em nível local, principalmente na esfera municipal. Não há diretrizes legais nacionais para o descarte de OCR, mas sim nas esferas estadual e municipal. As boas práticas para o descarte e gerenciamento adequados de OCR devem começar nos próprios locais onde são gerados. Iniciativas bem-sucedidas envolvendo a participação do poder público, empresas, associações, organizações e companhias de saneamento ampliam o alcance para a destinação adequada de OCR. Além da necessidade de boa distribuição em quantidades suficientes de pontos de coleta, a divulgação dos mesmos e campanhas de conscientização e sensibilização são extremamente importantes para a adesão

da população aos programas de coleta e reciclagem de OCR. A exemplo de outros países que estão à frente na questão da valorização de OCR, mais incentivos econômicos para as entidades responsáveis pelo gerenciamento de resíduos poderiam ser aplicados. O OCR, uma vez coletado e tratado, pode ser utilizado para produção de diversos produtos, como sabões, tintas, ração, biodiesel etc. Especial enfoque tem sido dado para a destinação do OCR para a produção de biodiesel, o qual tem alta demanda de mercado pelos incentivos à sua incorporação na matriz energética nacional.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

- ABIOVE. Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais. *Biodiesel: produção por tipo de matéria-prima*. São Paulo, 2021. Disponível em: <https://abiove.org.br/estatisticas/biodiesel-producao-por-tipo-de-materia-prima/>. Acesso em 09 março de 2021.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 8160: Sistemas prediais de esgoto sanitário – Projeto e execução*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1999. 74 p.
- ACIF. Associação Comercial e Industrial de Florianópolis. *Reaproveitamento de óleo nas empresas: como fazer da maneira correta?* Florianópolis, 2020. Disponível em: <https://www.acif.org.br/blog/reaproveitamento-de-oleo/>. Acesso em 10 de março de 2021.
- ARAÚJO, C. D. M.; ANDRADE, C. C.; SILVA, E. S.; DUPAS, F. A. Biodiesel production from used cooking oil: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 27, p. 445-452, 2013.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia (MME), Conselho Nacional de Política Energética (CNPE). Resolução CNPE nº 16/2018. Dispõe sobre a evolução da adição obrigatória de biodiesel ao óleo diesel vendido ao consumidor final, em qualquer parte do território nacional. Brasília, DF, 2018.
- BRASIL. Lei Federal nº 13.263, de 23 de março de 2016. Altera a Lei nº 13.033, de 24 de setembro de 2014, para dispor sobre os percentuais de adição de biodiesel ao óleo diesel comercializado no território nacional. Brasília, DF, 2016.
- BRASIL. Lei Federal nº 13.033, de 24 de setembro de 2014. Dispõe sobre a adição obrigatória de biodiesel ao óleo diesel comercializado com o consumidor final; altera as Leis nºs 9.478, de 6 de agosto de 1997, e 8.723, de 28 de outubro de 1993; revoga dispositivos da Lei nº 11.097, de 13 de janeiro de 2005; e dá outras providências. Brasília, DF, 2014.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, DF, 2011.
- BRASIL. Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF, 2010a.
- BRASIL. Decreto Federal nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. Brasília, DF, 2010b.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia (MME), Conselho Nacional de Política Energética (CNPE). Resolução CNPE nº 6, de 16 de setembro de 2009. Estabelece em cinco por cento, em volume, o percentual mínimo obrigatório de adição de biodiesel ao óleo diesel comercializado ao consumidor final, de acordo com o disposto no art. 2º da Lei nº 11.097, de 13 de janeiro de 2005. Brasília, DF, 2009.
- BRASIL. Casa Civil. Lei Federal nº 11.097, de 13 de janeiro de 2005. Dispõe sobre a introdução do biodiesel na matriz energética brasileira; altera as Leis nºs 9.478, de 6 de agosto de 1997, 9.847, de 26 de outubro de 1999 e 10.636, de 30 de dezembro de 2002; e dá outras providências. Brasília, DF, 2005a.

- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 2005b.
- BRESSANI-RIBEIRO, T.; LOBATO, L. C. S.; SOUZA, S. N.; PEGORINI, E. S.; CHERNICHARO, C. A. L.; Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 2: Tratamento preliminar, bombeamento e distribuição de vazão. *Revista DAE*, v. 66, n. 214, p. 17-29, 2018.
- CÉSAR, A. S.; WERDERITS, D. E.; SARAIVA, G. L. O.; GUABIROBA, R. C. S. The potential of waste cooking oil as supply for the Brazilian biodiesel chain. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 72, p. 246-253, 2017.
- CHERNICHARO, C. A. L.; RIBEIRO, T. B.; PEGORINI, E. S.; POSSETTI, G. R. C.; MIKI, M. K.; SOUZA, S. N. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 1: Tópicos de Interesse. *Revista DAE*, v. 66, n. 214, p. 5-16, 2018.
- CHERNICHARO, C. A. L. *Anaerobic reactors*. Biological Wastewater Treatment Series, Volume 4. 1st ed. London, UK: IWA Publishing, 2007. 184 p.
- CORRÊA, L. P.; GUIMARÃES, V. N.; HESPANHOL, L. I.; SILVA, J. V. Impacto ambiental causado pelo descarte de óleo: estudo do destino que é dado para o óleo de cozinha usado pelos moradores de um condomínio residencial em Campos dos Goytacazes - RJ. *Revista Brasileira de Planejamento e Desenvolvimento*, v. 7, n. 3, p. 341-352, 2018.
- ENGLANDE JR., A. J.; KRENKEL, P. A. Wastewater Treatment and Water Reclamation. In: Meyers, R. (Ed.). *Encyclopedia of Physical Science and Technology*. 3rd Ed. Cambridge, USA: Academic press, p. 639-670, 2003.
- EUBIA. European Biomass Industry Association. *Transformation of Used Cooking Oil into Biodiesel: from Waste to Resource*. EUBIA Report, 2015. 8 p. Disponível em: http://www.eubren.com/UCO_to_Biodiesel_2030_01.pdf. Acesso em 10 de março de 2021.
- GERARDI, M. H. *Wastewater Bacteria*. Hoboken: USA: John Wiley and Sons, Inc., 2006. 255 p.
- GROSS, M. A.; JENSEN, J. L.; GRACZ, H. S.; DANCER, J.; KEENER, K. M. Evaluation of physical and chemical properties and their interactions in fat, oil, and grease (FOG) deposits. *Water Research*, v. 123, p. 173-182, 2017.
- HANISAH, K.; KUMAR, S.; TAJUL, A.Y. The Management of Waste Cooking Oil: A Preliminary Survey. *Health and the Environment Journal*, v. 4, n. 1, 2013.
- HE, X.; FRANCIS, L.; LEMING, M. L.; DEAN, L. O.; LAPPI, S. E.; DUCOSTE, J. J. Mechanisms of fat, oil and grease (FOG) deposit formation in sewer lines. *Water Research*, v. 47, n. 13, p. 4451-4459, 2013.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *IBGE divulga estimativa da população dos municípios para 2020*. Rio de Janeiro, 2020. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/28668-ibge-divulga-estimativa-da-populacao-dos-municipios-para-2020>. Acesso em: 06 de março de 2021.
- INCT Midas. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia Midas. Falo nada... Só óleo... (material midiático) Belo Horizonte, MG, 2017. Disponível em: <https://vimeo.com/230198096>. Acesso em: 05 de março de 2021.
- KUMAR, S.; NEGI, S. Transformation of waste cooking oil into C-18 fatty acids using a novel lipase produced by *Penicillium chrysogenum* through solid state fermentation. *Biotech*, v. 5, p. 847-851, 2015.
- LOBATO, L. C. S.; RIBEIRO, T. B.; SILVA, B. S.; FLÓREZ, C. A. D.; NEVES, P. N. P.; CHERNICHARO, C. A. L.; Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 3: Gerenciamento de lodo e espuma. *Revista DAE*, v. 66, n. 214, p. 30-55, 2018.
- ORTNER, M. E.; MÜLLER, W.; SCHNEIDER, I.; BOCKREIS, A. Environmental assessment of three different utilization paths of waste cooking oil from households. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 106, p. 59-67, 2016.
- PITTA JUNIOR, O. S. R.; NETO, M. S. N.; SACOMANO, J. B.; LIMA, J. L. A. Reciclagem do óleo de cozinha usado: uma contribuição para aumentar a produtividade do processo. In: 2nd International Workshop Advances in Cleaner Production "Key elements for a sustainable world: energy, water and climate change", São Paulo, Brasil, 2009. *Proceedings*, p. 1-10, 2009.
- ROYCHAND, R.; LI, J.; SILVA, S.; SABERIAN, M.; LAW, D.; PRAMANIK, B. K. Development of zero cement composite for the protection of concrete sewage pipes from corrosion and fatbergs. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 164, 105166, 2021.
- TAPANES, N. C. O.; ARANDA, D. A. G.; PEREZ, R. S.; CRUZ, Y. R. Biodiesel no Brasil: matérias primas e tecnologias de produção. *Acta Scientiae et Technicae*, v. 1, n. 1, 2013.

TEIXEIRA, M. R.; NOGUEIRA, R.; NUNES, L. M. Quantitative assessment of the valorisation of used cooking oils in 23 countries. *Waste Management*, v. 78, p. 611-620, 2018.

THAMES WATER. *Two monster fatbergs cleared*. Reino Unido, 2019. Disponível em: <https://www.thameswater.co.uk/about-us/newsroom/latest-news/2019/dec/two-monster-fatbergs-cleared>. Acesso em 04 de março de 2021.

TRASHIN. *Óleo de Cozinha - muitas soluções, mas falta de boas práticas*. Porto Alegre, RS, s.d. Disponível em: <https://trashin.com.br/conheca-o-residuo-oleo-de-cozinha-muitas-solucoes-mas-falta-de-boas-praticas/>. Acesso em 04 de março de 2021.

VIALLI, A. *Óleo que vai pelo ralo destrói canos e água; apenas 1% do gerado é reciclado*. São Paulo, 2016. Disponível em: <http://www1.folha.uol.com.br/ambiente/2016/06/1777707-oleo-que-vai-pelo-ralo-destrui-canos-e-agua-apenas-1-do-gerado-e-reciclado.shtml?loggedpaywall>. Acesso em: 06 de março de 2021.

WAKELIN, N. G.; FORSTER, C. F. An investigation into microbial removal of fats, oils and greases. *Bioresource Technology*, v. 59, n. 1, p. 37-43, 1997.

ZUCATTO, L. C.; WELLE, I.; SILVA, T. N. DA. Cadeia reversa do óleo de cozinha: coordenação, estrutura e aspectos relacionais. *Revista de Administração de Empresas*, v. 53, n. 5, p. 442-453, 2013.



Artigo Científico

Nota Técnica 6 – Avaliação dos efeitos do descarte de papel higiênico nos sistemas de esgotamento sanitário e na gestão de resíduos sólidos

Technical Note 6 - Evaluation of the impact of toilet paper disposal on wastewater systems and solid waste management

Rafael Pessoa Santos Brochado¹ , Marcela França Dias² , Livia Cristina da Silva Lobato³ ,
Izabel Cristina Chiodi de Freitas⁴, Devson Paulo Palma Gomes⁵,
José Roberto Santo de Carvalho⁶, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo^{7*} 

RESUMO

A utilização crescente do papel higiênico mundialmente levanta questões sobre onde se deve realizar seu descarte: no cesto de lixo ou no vaso sanitário. De forma geral, países mais desenvolvidos tendem a realizar o descarte no vaso sanitário, e países em desenvolvimento na lixeira, embora existam diversos outros fatores que contribuem para a escolha no descarte. Enquanto vários países adotam critérios para a rotulagem de produtos que podem ser descartados no esgoto, como a capacidade de desintegração, o Brasil ainda carece de legislação e normas técnicas específicas nesse aspecto. Essa lacuna pode resultar em problemas como entupimentos, possivelmente pela falta de desintegração adequada do papel higiênico disponível no mercado nacional. Por outro lado, o descarte no cesto de lixo apresenta riscos potenciais de contaminação, especialmente em banheiros públicos, além de gerar odor nos banheiros dos usuários. Esta nota técnica busca esclarecer os desafios e oportunidades associados aos impactos no sistema de esgotamento sanitário e, também, no manejo e gestão dos resíduos sólidos relacionados à coleta, tratamento e destino final, além de avaliar a possibilidade de recuperação da celulose do papel higiênico.

Palavras-chave: entupimento; papel higiênico; descarte de resíduos; rede coletora de esgoto; tratamento de esgoto; desintegração.

ABSTRACT

The increasing use of toilet paper worldwide raises questions about the appropriate disposal method: in the trash can or in the toilet. Generally, more developed countries tend to dispose of toilet paper in the toilet, while developing countries more commonly use the trash can. However, many other factors influence this choice. While several countries have criteria for labeling products that can be disposed of in the sewage system, such as disintegration capacity, Brazil still lacks specific legislation and technical standards in this regard. This gap can lead to issues like blockages, possibly due to the inadequate disintegration of toilet paper available in the national market. On the other hand, disposing of toilet paper in the trash can poses potential contamination risks, especially in public restrooms, and can cause odor problems in users' bathrooms. This technical note aims to clarify the challenges and opportunities related to the impacts on the sanitation system and the management of solid waste, including collection, treatment, and final disposal. It also evaluates the potential for recovering cellulose from toilet paper.

Keywords: clogging, toilet paper; waste disposal; waste water treatment; sewage system; disintegration.

¹Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais. Membro do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações de Tratamento de Esgoto Sustentáveis - Belo Horizonte (MG), Brasil.

²Bióloga pela Universidade Federal de Minas Gerais. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos e doutora em Genética pela Universidade Federal de Minas Gerais. Membro do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações de Tratamento de Esgoto Sustentáveis - Belo Horizonte (MG), Brasil.

³Engenheira Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais. Doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais. Membro do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações de Tratamento de Esgoto Sustentáveis - Belo Horizonte (MG), Brasil.

⁴Engenheira Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais. Especialista em Saúde Pública pela Fundação Oswaldo Cruz/Escola de Saúde Pública do Estado de Minas Gerais. Membro do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações de Tratamento de Esgoto Sustentáveis. - Belo Horizonte (MG).

⁵Engenheiro Ambiental pela Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. Doutorando em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco. Membro do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações de Tratamento de Esgoto Sustentáveis - Recife (PE), Brasil.

⁶Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Pernambuco. Doutor em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco. Membro Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações de Tratamento de Esgoto Sustentáveis - Recife (PE), Brasil.

⁷Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais. Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade de Newcastle upon Tyne - UK. Professor titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais. Coordenador do INCT ETES Sustentáveis - Belo Horizonte (MG), Brasil.

*Endereço para correspondência: Avenida Antônio Carlos 6627 - Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Bloco 1. Belo Horizonte, MG. CEP: 31270-901. e-mail: calemos@desa.ufmg.br

1. INTRODUÇÃO

Os papéis *tissue*, ou papéis sanitários, são aqueles destinados à higiene pessoal e doméstica, tais como papel higiênico, papel-toalha, guardanapos e lenços umedecidos (SOUZA e BASTOS, 2018; VIDAL e HORA, 2013). De acordo com a Suzano, uma das maiores produtoras de celulose do Brasil, o consumo de papéis sanitários vem aumentando de forma acentuada, atingindo uma produção de 41 milhões de toneladas em 2021 no mundo inteiro. Desse total, 25 milhões de toneladas correspondem ao papel higiênico (SUZANO, 2023a). No Brasil, o consumo *per capita* anual de papel higiênico em 2021 era de 5,34 kg.hab⁻¹.ano⁻¹ (SUZANO, 2023b), com tendência de crescimento para os próximos anos. A expansão do mercado de papéis sanitários está relacionada ao desenvolvimento econômico e à qualidade de vida da população (FARINHA E SILVA, BUENO e NEVES, 2015). O consumo e a destinação desses papéis são variados, uma vez que dependem do grau de urbanização, do padrão de consumo e da infraestrutura de saneamento, relacionando-se positivamente com o Produto Interno Bruto (PIB) do local e o grau de desenvolvimento do país (LI, WU e LIU, 2019; PALMIERI *et al.*, 2019). Vale ressaltar, no entanto, que aspectos culturais e religiosos também podem influenciar no uso do papel higiênico. Dessa forma, o descarte do papel higiênico, sendo um produto cada vez mais consumido, pode trazer impactos cada vez maiores relacionados a sua destinação final.

Em grande parte dos países desenvolvidos esse papel higiênico é descartado no vaso sanitário, sendo removido ou recuperado nas estações de tratamento de esgoto. Em estudo realizado por Brochado (2018), na região metropolitana de Belo Horizonte, foi constatado que a maioria da população descartava o papel higiênico no cesto de lixo, o que também foi verificado por Franco (2012) no sul de Minas Gerais. Embora não haja estudos em nível nacional, essa tendência de descarte nas lixeiras possivelmente também deve ocorrer no Brasil de forma geral para a maior parte da população. Essa tendência pode ser explicada por razões culturais, pela falta ou precariedade de sistemas de esgotamento sanitário, pela precariedade nas instalações prediais das residências ou mesmo pela deficiência na vazão

de descarga do vaso sanitário, que pode contribuir para que os moradores evitem o lançamento de papel higiênico no vaso sanitário, livrando-se de potenciais entupimentos. Relatos feitos por funcionários de uma companhia de saneamento apontados por Brochado (2018) indicam divergência com relação ao impacto do papel higiênico. Para alguns, ele é um dos grandes responsáveis por entupimentos do vaso sanitário e/ou na rede coletora de esgotos e normalmente é identificado em conjunto com outros detritos do esgoto, formando uma espécie de bucha que prejudica o fluxo do esgoto nas tubulações. Outros consideram que o papel higiênico fica retido nas caixas de gordura e, portanto, não interfere nos entupimentos das redes coletoras.

O papel higiênico teve seu primeiro registro histórico na China em 1393, com um material formado de fibra de arroz (REARDON-ANDERSON, 1986). Entretanto, somente em 1857 o produto foi comercializado em grande escala e começou a se popularizar. Paralelamente, após uma série de surtos de cólera na região de Londres, à época a cidade mais populosa do mundo, foi descoberto por John Snow, em 1854, que a doença era propagada por meio da água contaminada pelos esgotos da cidade. Como consequência, os sistemas de esgotamento sanitário começavam a ser desenvolvidos da maneira que conhecemos hoje, com a coleta dos esgotos separadamente às águas limpas, o que foi iniciado ao longo da segunda metade do século XIX. No Brasil, a coleta de esgoto começou tardiamente e de forma vagarosa. Diversas localidades ainda não são atendidas, atualmente, pelos serviços de esgotamento sanitário. A lentidão nos avanços de esgotamento sanitário no país enquanto o papel higiênico já era popularizado pode ter sido um dos fatores que levaram a uma cultura de descarte no cesto de lixo, que embora também engendre problemas ambientais quando há destinação para aterros controlados ou lixões, tem impactos negativos mais invisíveis aos olhos dos usuários.

Diante desse contexto, a investigação dos possíveis impactos e formas de mitigação relacionados ao descarte do papel higiênico é de grande relevância, para que os atores envolvidos (usuários, legisladores, empresas de celulose, gestores de resíduos sólidos e de esgotamento

sanitário) atuem da melhor forma possível para garantir a preservação do meio ambiente. Poucos estudos abordam a destinação mais adequada para o papel higiênico, não havendo diretrizes específicas sobre o assunto no país.

Determinar qual prática é a mais adequada — o descarte do papel higiênico no vaso sanitário ou nas lixeiras — não é tarefa simples, sobretudo ao se considerar a situação do saneamento no Brasil. Segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2023a), as redes de esgoto atendem somente 56% da população, pois ainda é grande o uso de soluções individuais de esgotamento sanitário, sejam adequadas, como os tanques sépticos, sejam inadequadas, como as fossas rudimentares. Do esgoto total gerado (somando-se destinações inadequadas, soluções públicas adequadas e inadequadas e soluções individuais adequadas e inadequadas), 52% é tratado. Apenas 49% dos 2.895 municípios que são atendidos por rede coletora de esgoto tratam mais que 40% do esgoto gerado. Consequentemente, o papel higiênico descartado no vaso sanitário, assim como o esgoto de forma geral, pode acabar contribuindo para a poluição do solo e/ou das águas que o receberem em grande parte dos municípios. Com relação aos resíduos sólidos, a cobertura de coleta chega em média a 90,4% da população brasileira, entretanto apenas 45,4% dos municípios possuem destinação adequada em aterros sanitários. O número de lixões e aterros controlados que são destinações inadequadas (2.170 unidades) supera em muito o de aterros sanitários (626 unidades), e a destinação inadequada dos resíduos pode levar à contaminação do solo e/ou do lençol freático (SNIS, 2023b). Ainda é relevante destacar que os dados do Brasil referentes ao esgotamento sanitário e resíduos sólidos são médias que mascaram as desigualdades regionais do país. As Regiões Norte e Nordeste, por exemplo, apresentam déficits muito maiores no saneamento quando comparadas às Regiões Sul e Sudeste.

Em países desenvolvidos, o descarte é realizado majoritariamente no vaso sanitário, não sendo identificados problemas na rede coletora de esgoto relacionados a essa prática em razão da característica de desintegração, em contato com a água, dos papéis higiênicos desses países. Em diversas organizações internacionais existe até mesmo

o *slogan* do que pode ser descartado no vaso sanitário: “*Pee, poo and toilet paper*” (urina, fezes e papel higiênico), os três “P”. Quando o papel é descartado, a água e a turbulência gerada pela descarga conseguem desintegrar/quebrar o papel higiênico em vários pedaços menores, o que faz com que a rede coletora de esgoto esteja menos suscetível a entupimentos por esse descarte. Ademais, a quantidade desse material lançada na rede coletora de esgoto implica a possibilidade de recuperação dele, ou até pelo incremento de biogás dependendo das condições do tempo de residência dos sólidos do sistema de tratamento do esgoto (CHEN *et al.*, 2017; LI, WU e LIU, 2019).

Assim, para avaliar as possíveis implicações da entrada de papel higiênico no sistema de esgotamento sanitário, as características da rede coletora (tais como o diâmetro da tubulação e a tensão trativa), a capacidade de desintegração do papel higiênico, sua biodegradabilidade para o tratamento e suas propriedades (número de folhas, aditivos, frações inorgânicas etc.) devem ser avaliados.

A presente nota técnica tem o objetivo de fornecer orientações a respeito da destinação ambientalmente adequada dos resíduos de papel higiênico (aterros sanitários ou estações de tratamento de efluentes) e alternativas relativas à sua utilização para a geração de subprodutos ou bioenergia no Brasil.

2. COMPOSIÇÃO, FABRICAÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO PAPEL HIGIÊNICO

O papel higiênico faz parte do grupo dos papéis sanitários ou *tissues*, os quais possuem baixa gramatura e maior suavidade (SOUZA e BASTOS, 2018). Para que o papel higiênico adquira uma textura atrativa para os consumidores (elevados índices de maciez), diferentes tipos de fibras de celulose são utilizados em sua fabricação. Segundo a Associação Brasileira Técnica de Celulose e Papel (ABTCP, 2014), um exemplo de proporção de fibras de papel higiênico pode ser de 60% de fibras curtas oriundas de árvores folhosas (como o eucalipto), que conferem maciez, e 40% de fibras longas oriundas de coníferas, que proporcionam maior resistência mecânica ao rasgo do papel. Também pode haver papel higiênico com 100% de fibras curtas, mas o que normalmente ocorre é a predominância

de fibras curtas. Essa proporção pode variar de acordo com a disponibilidade da matéria-prima, além de aspectos culturais que irão afetar uma demanda menor ou maior da maciez do papel. Comparativamente, na proporção de fibras em um papel toalha há a predominância de fibras longas, pois a resistência é mais relevante nesse caso do que a maciez (ABTCP, 2014).

As fibras de celulose podem ser virgens ou recicladas, embora as últimas tenham menor aceitação, uma vez que estão associadas a um papel de menor qualidade (HANYU *et al.*, 2000) e à presença de substâncias prejudiciais à saúde humana, como o bisfenol A, ou BPA, que dificilmente são removidas durante o processo de reciclagem (BJÖRNSDOTTER, BOER e BALLESTEROS-GÓMEZ, 2017). O BPA é um conhecido desregulador endócrino, com ação semelhante à do hormônio estrogênio.

De forma geral, a fabricação do papel higiênico inclui as etapas de separação dos cavacos de madeira, cozimento, branqueamento e secagem (SUZANO, 2009). Os cavacos de madeira são transportados até digestores, onde ocorre o cozimento com adição de soda cáustica e sulfato de sódio. Tal processo permite maior preservação da resistência e uniformidade das fibras. Nessa etapa, também ocorre a separação da lignina e da resina de celulose. A lignina remanescente é removida durante o “pré-branqueamento”. No branqueamento são aplicados agentes branqueadores, como o dióxido de cloro. A presença de cloro não é permitida uma vez que pode gerar subprodutos como dioxinas, compostos orgânicos persistentes e altamente tóxicos. Por fim, são realizadas a secagem e a conversão à folha de papel. A polpa de celulose é encaminhada para máquina de papel onde ocorre a formação da folha com distribuição homogênea. Em seguida, a folha é prensada para a remoção de água por meio de sucção e compressão, sendo o restante de água removido por um cilindro secador. Nessa etapa também são realizadas correções de alcalinidade, se necessário (D’ALMEIDA, 1988).

A qualidade das fibras depende das características da madeira, do processamento e do maquinário utilizado (SUZANO, 2009). Por exemplo, o teor de hemicelulose (associada à maior coesão entre as fibras e a um papel mais

rugoso e resistente) é determinado tanto pela sua concentração na madeira quanto pela capacidade de extração da hemicelulose durante o cozimento e branqueamento. Segundo Foelkel (2007), é interessante para o papel higiênico possuir baixo teor de hemicelulose, uma vez que ela está associada à alta capacidade de coesão, consolidação e ligação entre as fibras, tornando o papel mais rugoso e, portanto, com menor capacidade de se desagregar. Uma redução de 2,5% no teor de hemicelulose de uma polpa pode representar reduções de até 10% na resistência à tração e melhorias imediatas na porosidade, absorção, maciez e volume específico aparente do papel.

No Brasil, para que o papel higiênico esteja em conformidade com as normas técnicas, os seguintes parâmetros são avaliados conforme a NBR 15134 (ABNT, 2020):

- Gramatura: trata-se da densidade da folha (g.m^{-2}).
- Fator de reflectância difusa no azul: não pode ser utilizado em folhas coloridas, é realizado considerando-se a presença de agentes branqueadores fluorescentes.
- Resistência à tração ponderada: considera-se a resistência à tração, o alongamento no momento de ruptura e a energia absorvida na tração.
- Resistência à tração a úmido: força máxima de tração por unidade de largura que o papel úmido suporta, antes de se romper, sob as condições definidas no método de ensaio normalizado (definida pela NBR 15010:2017).
- Índice potencial de maciez: resultante do produto entre a resistência à tração (direção de fabricação) e a resistência à tração (direção transversal) dividido pela gramatura. A maciez é um dos aspectos mais relevantes para a aceitação do produto pelo consumidor. A direção e deformidade das fibras têm impacto direto na percepção de maciez (ABTCP, 2014).
- Pintas: com o objetivo de verificar a quantidade de partículas ou manchas, de tamanho mínimo especificado, tendo uma reflectância de luz suficientemente contrastante com respeito à área circundante da folha, de acordo com o padrão de comparação.
- Capacidade e tempo de absorção de água: objetiva-se medir o tempo requerido para molhar a amostra por completo e verificar a massa absorvida por unidade do corpo de prova.

- Número de furos: somente deve ser avaliado para folhas simples.
- Citotoxicidade *in vitro*: ensaio dermatológico que deve ser realizado durante o desenvolvimento do produto.

3. CONSUMO E PEGADA HÍDRICA DO PAPEL HIGIÊNICO

O consumo de papel higiênico no mundo vem crescendo progressivamente, o que está relacionado, entre outros fatores, ao desenvolvimento econômico e ao aumento na qualidade de vida da população (COSTA e BACHA, 2017). Mesmo que não seja o único parâmetro a ser associado ao consumo de papel higiênico, o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) mantém forte relação entre seu valor e o consumo aparente (calculado segundo a produção, exportação e importação do papel higiênico). Segundo dados do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), de 2000 a 2014, o IDH médio nacional passou de 0,684 para 0,752 (PNUD, 2018). De fato, o consumo de papel higiênico é elevado em grande parte dos países desenvolvidos, com maiores IDH. Os cinco países que mais consumiram papel higiênico em 2018 foram os EUA, Alemanha, Reino Unido, Japão e Austrália (**Figura 1**). No entanto, o Brasil constava na décima posição ($3,4 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), embora existam outros países com melhor IDH e que consumiram menos. Em 2021, o Brasil atingiu o consumo *per capita* de $5,34 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (SUZANO, 2023a), crescimento de cerca de 57% em apenas três anos. Nesse caso, a pandemia de COVID-19 pode ser um fator

que explica o aumento expressivo, uma vez que houve aumento generalizado de vendas de papel higiênico não só no Brasil, mas no mundo.

Os hábitos alimentares da população, a disponibilidade e o uso de duchas higiênicas e *bidets*, além de aspectos socioeconômicos e culturais, são outros aspectos que podem explicar os diferentes índices de consumo do papel higiênico. Na Índia, por exemplo, o uso de água para a higienização é predominante, e, conseqüentemente, o consumo de papel higiênico é bastante reduzido. Nos EUA, por outro lado, não é comum a presença de duchas higiênicas ou *bidets*, o que ajuda a explicar o elevado consumo *per capita* do papel higiênico.

De forma geral, observa-se que o Brasil vem ampliando sua participação no mercado de papéis sanitários e que o consumo nacional de papel higiênico tem acompanhado essa tendência, seja por chegar às pessoas que não tinham acesso a esse produto antes, seja pelo aumento da oferta e demanda de um papel higiênico com cada vez mais camadas (folhas triplas e quadruplas) e, portanto, com maior volume. A comercialização de papéis com mais camadas (logo, com maior massa) tem aumentado de forma considerável. Segundo Costa e Bacha (2017), no Brasil, o papel higiênico é classificado em quatro categorias: popular, folha simples de boa qualidade, folha simples de alta qualidade e folha dupla de alta qualidade (os de folha tripla e umedecidos passaram a ser comercializados posteriormente). O consumo de papel de folha dupla praticamente triplicou no país entre 2006 e 2011, superando o de folha simples de boa qualidade (SOUZA e BASTOS, 2018). Com relação ao tipo de papel higiênico utilizado no Brasil, por exemplo, a tendência é o crescente consumo de papel higiênico do tipo folhas duplas como reflexo do aumento do poder aquisitivo das classes C e D, com conseqüente diminuição do mercado das folhas simples.

Para a produção de celulose usualmente se utilizam árvores plantadas. No caso do papel higiênico, como há predominância de fibras curtas, o eucalipto é sua principal fonte de celulose. De 2018 para 2021 a demanda por eucalipto cresceu 26%, enquanto a quantidade de eucaliptos plantados cresceu 10%, o que sugere o consumo insustentável de eucalipto no país (SUZANO, 2023a).

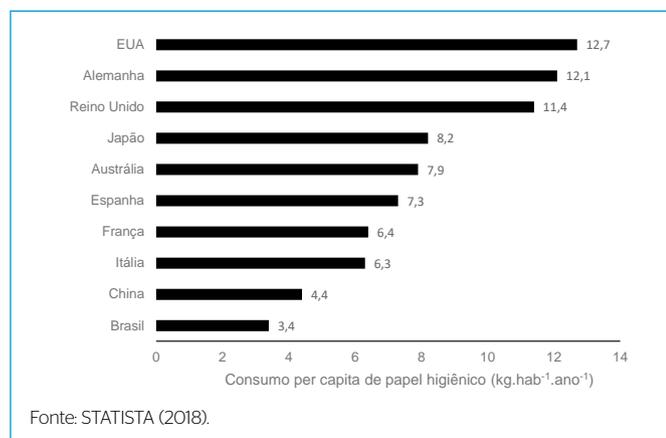


Figura 1 - Ranking dos 10 maiores consumidores *per capita* de papel higiênico em 2018.

Essa diferença, segundo a Suzano, pode ser explicada pelo aumento no custo do plantio, por incertezas climáticas e pela substituição do gás natural pela biomassa como fonte de energia.

O consumo de água pela Suzano em 2023 foi de 26,6 m³.ton⁻¹ de produto vendável, que inclui o papel higiênico e demais papéis sanitários, enquanto a Klabin registrou consumo médio de 3,1 m³.ton⁻¹, com participação menor em papéis sanitários (KLABIN, 2023; SUZANO, 2023b). Os valores referem-se à diferença do que foi gasto para a produção de celulose e o que foi devolvido por meio de processos de recuperação da água. Considerando-se a média utilizada pela Suzano, pode-se estimar que a quantidade de água gasta na produção de um rolo de papel higiênico (365 g) seja de 9,7 litros. Dado o consumo *per capita* de papel higiênico em 2021 (5,34 kg.hab⁻¹.ano⁻¹), a quantidade de água gasta por habitante no ano seria de 141,4 litros. Escalando para o país, com a população de cerca de 203 milhões de habitantes (IBGE, 2022), o consumo de água relacionado ao papel higiênico seria de 28,7 × 10⁶ m³ ao ano no Brasil.

4. DESTINAÇÃO DO PAPEL HIGIÊNICO

Após o uso do papel higiênico, este pode ter dois destinos: o vaso sanitário ou as lixeiras. De forma resumida, quando ele é lançado no vaso sanitário pode gerar entupimentos dependendo da quantidade e de suas características, ou, se apresentar característica de desintegração, pode ser encaminhado até a estação de tratamento de esgoto — ETE (se existir) por meio do sistema de coleta de esgoto. A outra rota possível é o descarte do papel higiênico na lixeira. Nesse caso, o papel higiênico é condicionado em sacolas plásticas, que precisa ser transportada por meio de diferentes intermediários, como o próprio usuário, funcionários do prédio ou estabelecimentos comerciais e, por fim, pelos responsáveis pela coleta e transporte para a destinação final, idealmente um aterro sanitário.

4.1. Preferência do usuário no descarte do papel higiênico

A escolha da destinação adequada para o papel higiênico descartado ainda é muito heterogênea no cenário

global. A maior parte da Europa e América do Norte faz o descarte usualmente no vaso sanitário. Países em desenvolvimento no Sudeste Asiático, alguns países sul-americanos e africanos tendem ao descarte no cesto de lixo. No Brasil, em 2012, foi realizado um estudo de caso por Franco (2012) sobre a composição gravimétrica dos resíduos na região do sul de Minas, onde o papel higiênico foi agrupado em “resíduos de banheiro”. Em cada residência onde foram coletadas amostras dos resíduos para análise da composição gravimétrica, foi perguntado se o papel higiênico era descartado na lixeira ou no vaso sanitário. A pesquisa, que considerou para sua amostra a representatividade econômica das classes A, B e C, obteve que 89% das pessoas descartavam o papel higiênico nas lixeiras e 11% no vaso sanitário. O estudo agrupou, ainda, os resultados em função do porte populacional das cidades: i) até 5 mil habitantes; ii) com 100 mil habitantes. A conclusão foi que não havia diferenças significativas com relação ao percentual da composição gravimétrica dos resíduos de banheiro em função do porte populacional das cidades. Foi observado, também, que as pessoas da classe A descartavam significativamente mais papel higiênico no vaso sanitário do que as pessoas das classes B e C, sendo estes percentuais iguais a aproximadamente 35, 25 e 5%, respectivamente. Tais resultados sugerem que o descarte do papel higiênico seja mais direcionado às lixeiras quanto menor for a renda do indivíduo, o que pode ser explicado pelo fato de as pessoas de baixa renda contarem com instalações sanitárias em condições não ideais, o que acarreta uma inibição do descarte no vaso sanitário.

Em pesquisa realizada na região metropolitana de Belo Horizonte, Brochado (2018) confirmou o que foi reportado por Franco (2012). Dos 163 entrevistados, 70,7% afirmaram descartar o papel higiênico exclusivamente nos cestos de lixo. Ainda havia uma pequena parcela que descartava tanto no vaso sanitário quanto na lixeira. Na pesquisa também foi confirmada a maior incidência de descarte no vaso sanitário à medida que a renda familiar aumentava. Isso pode ser explicado possivelmente pela melhor infraestrutura sanitária das pessoas de maior renda, além do provável maior contato com a cultura de países desenvolvidos,

já que o custo para a visitação deles é elevado e muitas vezes inviável para pessoas de menor renda.

A discussão sobre o descarte adequado do papel higiênico não se limita apenas a aspectos culturais ou conforme a renda familiar e o PIB da região. Atualmente existem outros fatores que ganham peso na seleção de qual destinação é a mais adequada. Em estudo realizado na China, foi reportado que 80% dos chineses de determinada região optam pelo descarte no cesto de lixo (SUN e HAN, 2021). Todavia, o ano de 2020 foi marcado pela instauração da pandemia causada pelo vírus SARS-CoV-2, que foi responsável por levantar muitas discussões a respeito da infecciosidade viral e sobre o controle da proliferação dos vírus em geral. As medidas de segurança tomadas na China fizeram com que muitos locais públicos retirassem as lixeiras que antes estavam disponíveis nos banheiros para evitar uma possível transmissão viral pelas fezes e urinas contidas no papel higiênico descartado (SUN e HAN, 2021). Vale ressaltar, no entanto, que ainda são necessárias maiores investigações para concluir se há transmissão viral do SARS-CoV-2 pelas fezes e urina. De toda forma, este fato fez com que as pessoas mudassem gradativamente seus hábitos, aumentando o descarte nos vasos sanitário no lugar dos cestos de lixo. Os impactos dessa mudança de hábito nas redes coletoras e sistemas de tratamento de esgotos na China ainda não foram mensurados e estão sendo alvo de estudo no país. Em contrapartida, uma das medidas adotadas pelo governo chinês foi o fornecimento de papel higiênico com alta capacidade de desintegração como medida de evitar problemas operacionais das redes coletoras.

4.2. Sistema de esgotamento sanitário

Este tópico irá avaliar os impactos referentes ao descarte do papel higiênico no vaso sanitário e as implicações relacionadas ao sistema de esgotamento sanitário na rede coletora e no tratamento do esgoto.

4.2.1. Avaliação das redes coletoras de esgoto e ramais prediais em localidades diversas

Um dos problemas mais recorrentes no sistema de esgotamento sanitário são os entupimentos, sejam na rede

coletora, nos ramais prediais, sejam nas caixas de passagem ou no próprio vaso sanitário. Apresentado esse problema, algumas possíveis causas podem ser levantadas como responsáveis ou parcialmente responsáveis para a ocorrência de entupimentos, a exemplo das características da rede coletora de esgoto.

Para evitar obstruções e entupimentos, as redes coletoras de esgoto devem atender a certos parâmetros, sobretudo o diâmetro da tubulação e a velocidade mínima do líquido (que depende da rugosidade, da declividade das tubulações e da vazão mínima). No Brasil, o critério de velocidade mínima foi substituído pelo de tensão trativa em 1986, ou seja, a tensão tangencial exercida pelo líquido sobre as paredes do conduto.

Apesar da Norma Brasileira (NBR) 9.649/1986, que define os critérios na elaboração de projeto hidráulico-sanitário de redes coletoras de esgoto sanitário, considerar 100 mm como diâmetro mínimo, o valor usualmente adotado nas redes coletoras de esgoto no Brasil é de 150 mm, salvo em sistemas condominiais de esgotamento sanitário, em que usualmente se adotam 100 mm. Já no caso das velocidades mínimas, a NBR 9.649/1986 não apresenta um valor de referência, mas este pode ser calculado com base na tensão trativa mínima requerida na rede coletora de esgoto para 1 Pascal¹ (considerando-se o PVC como material da tubulação). Para fins comparativos, na **Tabela 1** são indicados, para diferentes países, os diâmetros e a velocidade mínima para as redes coletoras de sistemas de esgotamento sanitário do tipo separador absoluto, nos quais as águas pluviais e o esgoto são conduzidos por tubulações independentes. No entanto, é importante pontuar que essa não é realidade dos sistemas de esgotamento sanitário da maioria das cidades brasileiras; embora seus sistemas sejam projetados como separadores absolutos, na prática são identificadas interligações do sistema de drenagem de água pluvial no sistema de esgotamento sanitário e o contrário também.

No Brasil, embora o diâmetro mínimo (150 mm) usualmente adotado para a rede coletora de esgoto seja semelhante ao de países desenvolvidos, em localidades na Inglaterra e Austrália, a velocidade de escoamento

¹Vale ressaltar que não existem estudos no Brasil que comprovem a ocorrência de uma vazão mínima de 1,5 L.s⁻¹, vazão esta utilizada para determinar a tensão trativa mínima de 1 Pa.

Tabela 1 - Diâmetro e velocidade mínima na rede coletora de esgoto em diferentes localidades.

Localidade	Diâmetro mínimo na rede coletora de esgoto* (mm)	Diâmetro mínimo do ramal predial (mm)	Velocidade mínima (m.s ⁻¹)	Referência
Brantford (CAN)	250	100	0,60	CCB (2024)
EUA	200	-	0,60	EPA (2002)
País de Gales	150	-	0,75	PAÍS DE GALES (2019)
Querétaro (MÉX)	300	150	0,30	CEA (2013)
Singapura	200	-	0,90	PUB (2019)
Gold Coast (AUS)	150	-	0,60	GCC (2013)
Brasil	100 (150)	100	0,41¹	ABNT (1986)

*Pode haver variação da velocidade e diâmetro mínimos dependendo do número de residências atendidas pela rede coletora de esgotos. Velocidade calculada considerando-se a tensão trativa mínima de 1 Pa requerida para a rede coletora de esgoto.

nas redes coletoras nacionais é inferior às demais, o que pode contribuir para a deposição de sólidos nas tubulações, causando entupimentos. Entretanto, valores muito elevados de velocidade também não são desejados, uma vez que podem acarretar ressalto hidráulico na rede coletora de esgoto, podendo ocasionar vazamentos e aumento da manutenção necessária. Vale ressaltar que o diâmetro nos ramais prediais e as velocidades mínimas podem não respeitar os critérios da NBR 9.649/1986, especialmente em construções mais antigas², cuja rugosidade pode afetar o fluxo do esgoto nas tubulações, sendo essa não conformidade determinante para aumentar a ocorrência de entupimentos. Outras características das instalações sanitárias, como a baixa vazão das descargas, também são fatores que podem determinar a ocorrência de entupimentos. Tubulações antigas em ferro fundido tendem a entupir mais facilmente em razão de sua maior rugosidade (EPA, 2002).

Além das características do sistema de esgotamento sanitário, outro aspecto que pode ser determinante para a ocorrência de entupimentos é a característica do material descartado no sistema de esgotamento sanitário, sendo de grande relevância, portanto, que sejam estabelecidos critérios para que o material não cause problemas para o sistema.

4.2.2. Critérios para o descarte de materiais nos sistemas de esgotamento sanitário

Desde 2003, países desenvolvidos elaboram protocolos para padronizar quais produtos podem ser descartados nos

sistemas de esgotamento sanitário sem que estes sejam prejudicados, já que eles têm problemas de entupimento principalmente com lenços umedecidos. Apesar de não existir uma legislação específica para o papel higiênico em termos de padrão para lançamento na rede de esgoto, existe um padrão para o lançamento de materiais no geral. De acordo com a *Europe International Water Industry*, os itens que podem ser descartados na rede coletora de esgoto são os três “P”: *pee, poo and toilet paper*” (urina, fezes e papel higiênico). O restante dos produtos, até que se tenha um padrão acordado internacionalmente, deve ser rotulado como “*do not flush*”, ou seja, “não dê descarga”. A declaração foi assinada por 250 organizações mundiais relacionadas à água.

O *International Water Service Flushability Group* (IWSFG) é uma organização que tem associada a ela governos, empresas e universidades de diversos países do mundo, entre eles Austrália, Japão, Espanha, Canadá, Nova Zelândia, EUA, Inglaterra, Canadá e Turquia. Em 2018 foi publicada uma série de critérios que estabelecem se um material pode ser destinado ao sistema de esgotamento sanitário (IWSFG, 2018). Em novembro de 2020, houve a atualização de alguns critérios, que os tornaram um pouco menos rigorosos. Alguns lugares já incorporaram esses critérios para a sua legislação local; é o caso dos estados de Washington e Califórnia nos EUA, que exigem que os lenços umedecidos sejam rotulados como aptos para serem descartados no vaso sanitário se atenderem aos critérios da *Association of the Nonwoven Fabrics Industry* — INDA/*European Disposables and Nonwovens*

²Antes de 1986, a tensão trativa não era o critério adotado no Brasil, mas sim a velocidade mínima cujo valor era de 0,6 m.s⁻¹.

Association — EDANA (USA, 2021; 2022). No Japão, foram incorporados os critérios estabelecidos em 2018, que são um pouco mais rigorosos em alguns tópicos. Já no Brasil (2017; 2019), nenhum dos critérios é adotado, embora dois Projetos de Lei (PL 8609/2017 e PL 5349/2019) sobre a obrigatoriedade de papel higiênico hidrossolúvel (termo inadequado) tenham sido encaminhados para apreciação da câmara dos deputados, mas ainda não foram apreciados. Os critérios estabelecidos pelo IWSFG (2020) são:

Critério 1 — Segurança ambiental na composição do material

Os produtos devem ser testados conforme o teste T401 das agências *Technical Association of the Pulp and Paper Industry* (TAPPI) e *American National Standards Institute* (ANSI), o qual analisa a composição das fibras do papel. Para ser aceitável, o relatório deve apontar, se a fibra identificada for sintética, quais seus componentes principais; e, se houver substâncias plásticas (polietileno, poliamida, poliéster e polipropeno, entre outros), sua porcentagem não deve ultrapassar 1% do peso da fibra sintética. Além disso, nenhum produto deve ter intencionalmente fibras plásticas como ingrediente.

Critério 2 — Desentupimento do vaso sanitário e da rede coletora

O teste deve ser feito segundo o INDA/EDANA 2018, FG 501.R1: *Toilet and Drainline Clearance Test*, das agências INDA e EDANA. Para ser aceito, o produto não deve demandar desentupidores ou excesso de água para passar pelo vaso sanitário, nem permanecer no mesmo ponto da rede coletora de esgoto após cinco descargas consecutivas.

Critério 3 — Desintegração

O teste para este critério está especificado em *IWSFG 20020: PAS 3 (Disintegration Test Method — Slosh Box)*. Para ser aceito, se o produto permanecer retido na peneira de 25 mm após 1 min de lavagem com água corrente, o percentual da massa seca que passa pela peneira deve ser superior a 80%.

Critério 4 — Sedimentação

Os produtos devem ser testados de acordo com o *Settling Test* (FG504/2013) da INDA/EDANA. Para atender a esse critério, o resultado deve ser:

- Pelo menos 90% do material deve sedimentar à velocidade mínima de 1 mm.seg⁻¹, ao longo de 1.150 mm (ou seja, devem se assentar na faixa de 1.150 mm dentro de 20 min).
- Nos testes bem-sucedidos, o material ou parte desintegrada dele não podem se tornar suficientemente flutuantes a ponto de subirem em mais de 300 mm da parte inferior da coluna em um período de 24 horas.
- Pelo menos 90% de todo o material testado deve atender aos dois critérios anteriores.

Critério 5 — Biodesintegração

Esse teste baseia-se nas recomendações do *Anaerobic Biodisintegration Test* da INDA/EDANA 2018 (FG 506.R1). Para ser aceito, caso haja material retido na peneira de 1 mm após 2 min de lavagem, o percentual da massa seca inicial que passa pela peneira deve ser maior que 95%.

4.2.3. Avaliação da desintegração do papel higiênico brasileiro e de países diversos

O entupimento dos vasos sanitários e da rede coletora de esgoto por causa do papel higiênico no Brasil é um problema bastante apontado e que pode estar relacionado a diversos fatores. Segundo o Comitê Brasileiro de Celulose e Papel (ABNT, 2017b), o papel higiênico deve apresentar características de desintegração (desagregação) em contato com a água. Tal fato acontece quando a afinidade química entre fibra e água é maior do que entre fibra e fibra. O conceito de desintegração é muitas vezes confundido com os de biodegradabilidade e hidrossolubilidade. Todos os papéis *tissue* são biodegradáveis, embora no tratamento de esgotos normalmente não haja tempo suficiente para que essa degradação ocorra, exceto em condições específicas, conforme apontado por Chen *et al.* (2017). Os papéis *tissue*, no entanto, não são hidrossolúveis, uma vez que as fibras lignocelulósicas contidas neles não são solúveis em água, ou seja, não estabelecem uma solução homogênea com uma fase apenas.

É importante ressaltar que o papel higiênico não deve ter aditivos como agente de resistência a úmidos, que enfraquece a sua desagregação. A cura acelerada com calor é usualmente utilizada para conferir a máxima resistência

a úmido que um papel sanitário (principalmente o papel-toalha) pode atingir (ABNT, 2017a).

Em pesquisa realizada na Turquia por Eren e Karadagli (2012), foi apontado que a desintegração do papel higiênico acontece facilmente onde a turbulência é relativamente grande (Re: 52.900), sendo tanto maior quanto maior o diâmetro e a declividade na rede coletora, mas é limitada quando em baixas turbulências. Além de evitar entupimentos, o estudo demonstra que, ao se desintegrar, o papel higiênico propicia a absorção de óleos e gorduras presentes no esgoto bruto pelos fragmentos das fibras de celulose, o que pode ocasionar a diminuição da sua deposição na rede coletora de esgoto. Nesse sentido, é desejado que haja uma desintegração inicial para evitar entupimentos no vaso sanitário que afetam mais diretamente o usuário. Para isso, a vazão das descargas é outro fator a ser considerado para a desintegração, uma vez que é necessária uma turbulência suficiente para que as quebras das fibras do papel higiênico ocorram. A vazão mínima recomendada pela ABNT (1986) referente ao cálculo da tensão trativa nos sistemas de esgotamento sanitário é de $1,5 \text{ L.s}^{-1}$, enquanto, em vasos sanitários com caixa acoplada, usualmente têm-se 6 L de água que são liberados quando a caixa é acionada. Uma estimativa simplificada da turbulência nas duas situações pode ser feita considerando-se um diâmetro de 100 mm, viscosidade igual à da água e vazões de $1,5 \text{ L.s}^{-1}$ e $6,0 \text{ L.s}^{-1}$. Nesse caso o número de Reynolds (Re) iria variar

de 19.100 a 76.400, podendo ou não ficar dentro da faixa recomendada por Eren e Karadagli (2012). Vale ressaltar que a turbulência real é provavelmente superior, já que o bocal inicial no vaso sanitário possui diâmetro superior aos 100 mm, e a viscosidade do líquido considerando as excretas é também superior à da água.

Se não for completamente desintegrado durante a descarga inicial do vaso sanitário, o papel higiênico descartado pode ser submetido à desintegração física na rede coletora de esgoto (KARADAGLI, MCAVOY e RITTMANN, 2009). No entanto, essa desintegração ocorrerá a depender das características do papel higiênico, cuja capacidade de desintegração é variável no mundo.

Com o propósito de investigar a capacidade de desintegração dos papéis higiênicos nacionais, Brochado (2018) realizou testes com 11 marcas de papel higiênico do Brasil, Colômbia, França e Espanha, cujas características são apresentadas na **Tabela 2**.

Cada picote de papel higiênico foi inicialmente pesado e posteriormente submetido a um ensaio em triplicata de *jar test* (adaptado de Karadagli, 2015), que consiste, basicamente, em submeter os picotes a condições de elevada turbulência (rotação de 200 rpm, dimensões de 23 cm × 36 cm × 65 cm e 1,5 litro de água) durante 30 segundos. Em seguida, os fragmentos foram transferidos para uma peneira de 7 mm de abertura e lavados com 2 litros de água. A massa retida na peneira foi seca em estufa por

Tabela 2. Características físicas dos papéis higiênicos testados.

Marca	País	Gramatura 1 picote (g/m ²)	Largura e comprimento 1 picote (cm)	Nº de folhas por picote	Percentual de desintegração (%)
A	Brasil	44,2	11,6 × 10,1	3	0
B	Brasil	29,4	11,6 × 10,2	2	11
C	Brasil	43,4	11,6 × 10,2	3	7
D	Brasil	28,1	11,4 × 10,2	2	17
E	Brasil	29,3	11,6 × 10,2	2	2
F	Brasil	34,1	11,6 × 10,2	2	2
G	Brasil	18,9	11,4 × 10,3**	1	32
H	Colômbia	44,4	11,4 × 9,1*	3	54
I	Colômbia	44,2	11,0 × 9,2*	3	36
J	Espanha	34,9	12,5 × 9,4	2	57
K	França	35,1	12,4 × 9,5	2	61

*Foi cortado um picote com 1 cm a mais de comprimento para aproximar as áreas dos papéis. **Como o papel higiênico popular não possui "picote", foi feito um recorte do papel considerando-se a média das dimensões dos papéis brasileiros.

1 hora a 105°C e então pesada. O percentual de desintegração foi obtido subtraindo-se a massa inicial da massa retida na peneira, sendo os resultados apresentados na **Tabela 2** e **Figura 2**.

Os testes sugerem que o papéis higiênicos brasileiros analisados não se desintegram em condições de elevada turbulência. Enquanto as marcas nacionais tiveram a maior parte da sua massa retida na peneira (desintegração média de 10%), as estrangeiras apresentaram, em média, 52,0% de desintegração. A diferença é notável quando se compara um papel higiênico considerado de alta qualidade no Brasil (B) com um estrangeiro (A), como mostrado na **Figura 3**. É possível observar que o papel higiênico A se apresenta em um estágio mais avançado de desintegração do que o papel higiênico B. Essa diferença entre os papéis higiênicos estrangeiros e brasileiros pode ser atribuída a processos distintos na produção da fibra de celulose.

As evidências de que os papéis higiênicos nacionais possivelmente são mais resistentes à desintegração levam a questionamentos sobre sua adequabilidade para

descarte em vaso sanitário. Dessa forma, a implementação, por parte dos fabricantes, de um protocolo que assegure essa capacidade, como apresentado anteriormente, poderia auxiliar na compreensão das consequências de

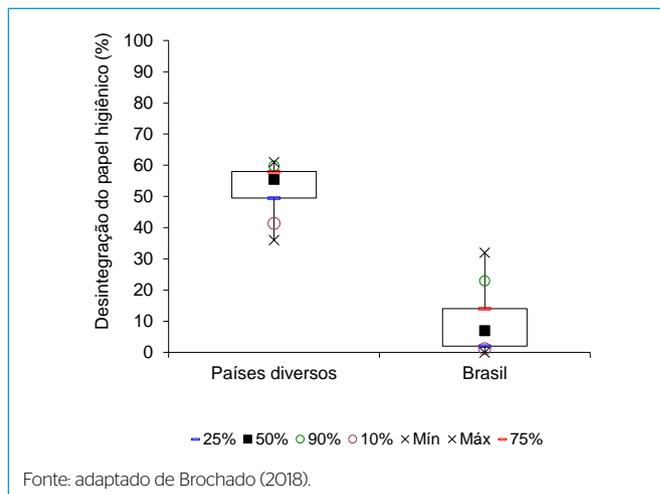
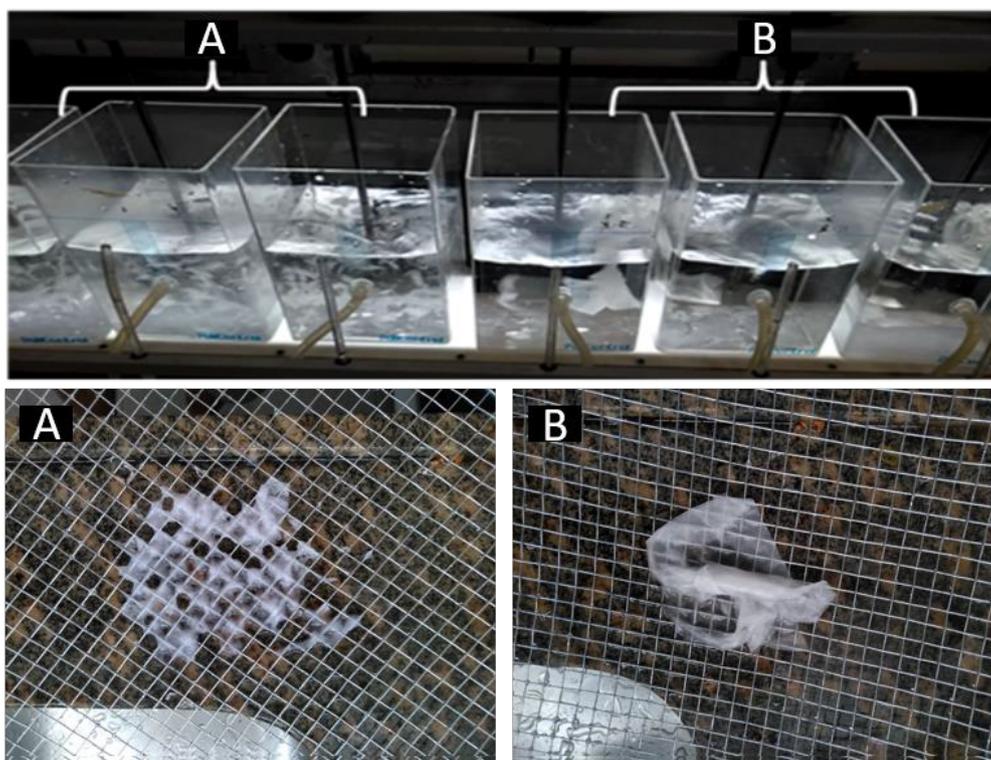


Figura 2 - Percentual de papel higiênico desintegrado passando na peneira de 7 mm considerando-se quatro amostras de países diversos (Espanha, França e dois da Colômbia) e sete para papéis higiênicos comercializados no Brasil.



Fonte: adaptado de Brochado (2018).

Figura 3 - Imagens do papel higiênico da Espanha (A) e do Brasil (B) antes e após o teste de desintegração em jar test, realizado em triplicata.

seu descarte na rede coletora de esgoto. Tal diferença não acontece somente com os papéis do Brasil. Sun e Han (2021) reportaram que o descarte do papel higiênico em cestos de lixo na China é comum, mas que foi mudando durante a pandemia pelo potencial risco de contaminação. Cinco das seis marcas de papel higiênico mais vendidas da China não apresentaram característica de desintegração, e 82% do papel higiênico vendido no país não indicava se o produto poderia ser descartado no vaso sanitário, enquanto 77% dos papéis higiênicos nos EUA continham essa informação.

Joksimovic (2020) realizou um teste de desintegração seguindo os critérios da IWSFG (2018) com 101 produtos rotulados como adequados e inadequados para o descarte no sistema de esgotamento sanitário — entre eles papel higiênico, lenços umedecidos, papel-toalha e fraldas. Os produtos foram manufaturados em diferentes países. Apenas 23 produtos foram rotulados como adequados para o descarte no vaso sanitário. Todos os papéis higiênicos testados (11) foram completamente desintegrados e eram rotulados como adequados para o descarte no vaso sanitário. Nenhum dos demais produtos conseguiu a desintegração completa, mesmo alguns que haviam sido rotulados como adequados para descarte no vaso sanitário (como foi o caso dos lenços umedecidos). O estudo é um indicativo da importância da utilização de critérios adequados para determinar se um produto pode ser disposto no sistema de esgotamento sanitário, e também revela que o papel higiênico, em diversos lugares do mundo, se desintegra com facilidade. Além disso, reforça que os órgãos competentes devem aumentar o rigor de fiscalização para aferir se os produtores realmente estão cumprindo com os critérios estabelecidos para a rotulagem de produtos passíveis de descarte no vaso sanitário.

4.2.4. Impactos no tratamento do esgoto e potenciais de recuperação

Considerando-se que o papel higiênico apresenta características de desintegração, ele deve chegar idealmente à ETE sem maiores problemas. A celulose, em

função da etapa limitante da hidrólise, não é rapidamente degradada em um sistema comum de tratamento de esgoto, de forma que parte das fibras de papel higiênico será removida do sistema junto com o lodo de esgoto. O lodo, por sua vez, no Brasil, é usualmente encaminhado para aterro sanitário, mas a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente — Conama 498, de 19 de agosto de 2020, estabelece critérios para que ele seja disposto em solo para fins agrossilvopastoris. Apesar disso, a degradação da celulose pode acontecer nas ETE. Chen *et al.* (2017) e Li, Wi e Liu (2019) reportaram a digestão completa da celulose em reatores anaeróbios com membrana em tempos de residência de sólidos específicos. Os resultados indicaram eficiência de conversão de demanda química de oxigênio (DQO) de até 92,6%, resultando em um biogás com alto conteúdo de CH_4 . Liu *et al.* (2022) relataram a degradação da celulose reportada em diversos estudos em condições aeróbicas, anóxicas e anaeróbicas. Em sistemas de lodos ativados, Li, Wi e Liu (2019) mostraram que cerca de 30% da celulose pode ser degradada em condições típicas de tempo de retenção de sólidos de 15–20 dias.

As fibras de celulose presentes no lodo de esgoto são passíveis de serem separadas. Segundo Ruiken *et al.* (2013), a utilização de peneiras de malha fina (menor que 0,35 mm) na etapa de pré-tratamento do esgoto possibilitou a retenção das fibras de celulose, resultando em considerável redução nos custos do tratamento. A recuperação da celulose propiciou diminuição de até 20% dos custos com a aeração e redução de 10% na geração de lodo. Evidentemente, essa economia vai depender da composição do esgoto em relação ao teor de celulose. Um estudo em escala piloto realizado na Holanda mostrou que cerca de 40% dos sólidos suspensos do esgoto doméstico correspondem à celulose proveniente do papel higiênico, o que equivaleria a aproximadamente 25 a 30% da DQO nesse efluente (RUIKEN *et al.*, 2013). Anteriormente, Honda, Miyata e Iwahori (2002) reportaram cerca de 20% de celulose dos sólidos suspensos presentes no lodo primário, cerca de 40 mil toneladas de celulose por ano no lodo

primário no Japão. Ainda na Holanda, foi inaugurada, em 2017, a primeira planta de recuperação de celulose de águas residuárias no mundo, a qual recupera cerca de 400 kg de celulose por dia do esgoto doméstico³. A celulose foi então incorporada ao processo produtivo da construção de ciclovias e exportada para a Inglaterra, onde é usada como matéria-prima para biocompostos.

No Brasil, provavelmente o teor de celulose é inferior ao do esgoto desses países, considerando-se a tendência brasileira de descarte nos cestos de lixo e a ausência de desintegração em grande parte dos papéis higiênicos. A temperatura mais elevada do Brasil também deve favorecer a degradação da celulose, conforme apontado por Liu *et al.* (2022) comparando diversos estudos relativos à degradação da celulose no tratamento de esgoto.

A celulose possui aplicações em diversas atividades, como na indústria têxtil e na construção civil. Os produtos decorrentes da recuperação da celulose são diversos. Liu *et al.* (2022) citam alguns: floculante à base de celulose (reduz o consumo de polímero comerciais), desidratação assistida com celulose (melhora a eficiência de desidratação do lodo), aplicação em argamassa (melhora a leveza, a microestrutura e a capacidade de absorção de umidade), celulose nanocristais (produto de alto valor adicionado utilizado em aplicações como compósitos e biomedicamentos). Assim, seu beneficiamento com base no papel higiênico usado poderia ser vantajoso tanto do ponto de vista econômico quanto ambiental, em sintonia com o paradigma da economia circular. Nessa perspectiva, busca-se promover a reinserção de resíduos na cadeia produtiva sempre que possível.

Com base no exposto, é possível concluir que o papel higiênico descartado no vaso sanitário oferece possibilidades potencialmente atrativas considerando-se a possibilidade de reinserção da celulose na cadeia produtiva e a potencial geração de energia pelo incremento da produção de biogás. Por outro lado, parte dessas vantagens está associada a um esgoto já caracterizado pela presença de celulose, onde o descarte de papel higiênico é feito majoritariamente no vaso sanitário. Ademais, o déficit relacionado ao esgotamento sanitário no país

ainda é muito grande, de forma que grande parte dos municípios brasileiros nem sequer tem ETE.

4.3. Gestão e manejo dos resíduos sólidos

Este tópico irá avaliar os impactos referentes ao descarte do papel higiênico no cesto de lixo e as implicações relacionadas ao sistema de coleta e destinação dos resíduos sólidos.

4.3.1. Acondicionamento, coleta e composição dos resíduos sólidos

Quando descartado nos cestos de lixo, o papel higiênico é usualmente acondicionado em sacolas plásticas, que são transportadas pelos usuários para outro ponto de armazenamento intermediário. Na maior parte do país ocorre a coleta domiciliar dos resíduos sólidos. Normalmente é utilizado um caminhão, tratores ou carroças para o transporte dos resíduos domiciliares até a destinação final. Associado a esse transporte está o consumo de combustível e a emissão de poluentes atmosféricos, a depender do transporte utilizado.

A maior parte do resíduo sólido gerado no Brasil é composta de resíduos orgânicos. Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2020) 45,3% dos resíduos brasileiros são orgânicos e 16,8% são compostos de plásticos. Para a avaliação do risco potencial para o usuário e os coletores dos resíduos, é relevante que se tenha um panorama dos resíduos potencialmente infectantes, especialmente os domiciliares e os presentes em locais públicos. Cussiol, Rocha e Lange (2006) realizou testes da composição gravimétrica dos resíduos na zona sul de Belo Horizonte. Do resíduo domiciliar, $5,47 \pm 1,11\%$ era potencialmente infectante e não perfurocortante. Já os perfurocortantes, que também são potencialmente infectantes, representam $0,02 \pm 0,02\%$ do total. A composição gravimétrica desse estudo mostrou que $3,00 \pm 0,90\%$ dos resíduos domiciliares são compostos de papel higiênico ou papel-toalha, o que representa, em média, 54,84% dos resíduos potencialmente infectantes. Isso demonstra que os papéis sanitários,

³Mais informações sobre o empreendimento, desenvolvido pela empresa CirTec, estão disponíveis no endereço <https://www.cirtec.nl/case-studies/cellulose-recovery/>. Acesso em: 17 out. 2024.

especialmente o higiênico, representa a maior parcela como resíduo potencialmente infectante nos domicílios. Vale ressaltar que, nesse estudo, o resíduo domiciliar foi coletado na zona sul de Belo Horizonte, onde se concentram os moradores de maior poder aquisitivo na cidade. Amostras mais representativas da realidade da cidade provavelmente resultariam em um percentual de papel higiênico mais elevado, já que a maior parte da população de Belo Horizonte é de baixa renda e as classes econômicas mais baixas mostraram ter maior tendência para o descarte do papel higiênico nas lixeiras, conforme estudo apontado por Brochado (2018).

Apesar de a exposição a um resíduo potencialmente infectante ocorrer nas residências onde este é descartado no cesto de lixo, o risco de transmissão de doenças advindas da contaminação ambiental é uma possibilidade bastante remota na maioria dos casos, desde que sejam tomadas precauções básicas e que a disposição final seja feita em aterros sanitários (Cussioli, Rocha e Lange, 2006). A grande preocupação, no entanto, dá-se pelo fato de que nem sempre são tomadas precauções básicas no transporte dos resíduos sólidos, e grande parte destes ainda é disposta em lixões ou aterros controlados, que são destinações inadequadas. Ademais, em locais de grande circulação de pessoas que utilizam banheiros públicos, o risco torna-se ainda maior. Sun e Han (2021) já relataram a remoção de cestos de lixos nos banheiros públicos durante a pandemia de COVID-19, forçando as pessoas a descartarem o papel higiênico no vaso sanitário, de forma que o risco de contaminação fosse reduzido.

Outro aspecto relevante no que se refere ao acondicionamento do papel higiênico nos cestos de lixo é a geração de odor aos banheiros do usuário. Nesse sentido, esse é um aspecto de aceitação social relevante. Brochado (2018) reportou que parte das pessoas que faziam o descarte do papel higiênico no vaso sanitário o faziam por ser mais higiênico ou para evitar mau cheiro.

4.3.2. Destinação dos resíduos sólidos

Após a coleta dos resíduos, estes podem ser encaminhados para serem reutilizados, reciclados, tratados ou

encaminhados para disposição final em aterro sanitário. De acordo com o European Tissue Symposium (ETS, s.d.), os papéis sanitários podem ser encaminhados sem problemas para aterros sanitários, incineradores e compostagem, sendo este último beneficiado pelo melhor equilíbrio entre C/N propiciado pelo papel, além de o maior volume facilitar a entrada de oxigênio no sistema, o que melhora sua eficiência. Além disso, esses papéis são facilmente degradados sob condições anaeróbicas nos aterros sanitários, o que propicia também um aumento na produção de biogás para aproveitamento energético nos aterros.

Em reunião realizada com integrantes da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte da Superintendência de Limpeza Urbana (SLU), foi discutido o impacto que o papel higiênico poderia trazer a um aterro sanitário. Em termos operacionais, não foi detectado nenhum problema. Todavia, a reciclagem e reutilização do papel higiênico seria inviável de ser implementada. Do ponto de vista de impacto na vida útil do aterro sanitário, seria um valor irrisório. Segundo o SNIS (2023b), a média *per capita* de resíduos sólidos gerados é de $0,98 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ ou $357,7 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. A média de consumo *per capita* de papel higiênico, segundo a Suzano (2023a), é de $5,34 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, o que representa 1,5% do total de resíduos gerado em massa por habitante. Após o uso do papel higiênico, entretanto, haverá um ligeiro aumento de sua massa pela absorção dos restos das excretas, de forma que esse percentual real deve ser também superior ao calculado. Cussioli, Rocha e Lange, 2006 (2016) obtiveram percentual de cerca de 3% formado por papel-toalha ou papel higiênico descartados (já usados), o que se mostra compatível com o estimado pelas médias *per capita* do Brasil. Para uma avaliação mais justa relativa à vida útil do aterro sanitário, ainda seria necessário fazer uma comparação em termos de volume e considerar o grau de compactação dos diferentes rejeitos dispostos no aterro sanitário. Por outro lado, muitos municípios não fazem a destinação final adequada dos rejeitos (são encaminhados para lixões ou aterros

controlados) e aqueles que o fazem em aterros sanitários não necessariamente fazem sua compactação.

5. VANTAGENS E DESVANTAGENS DO DESCARTE DO PAPEL HIGIÊNICO NO VASO SANITÁRIO OU NO CESTO DE LIXO

De maneira geral, os prós e contras do descarte do papel higiênico no vaso sanitário ou no cesto de lixo podem ser resumidos na **Tabela 3**.

As vantagens decorrentes do descarte do papel higiênico no vaso sanitário, quando comparada ao descarte no cesto de lixo, é dependente da característica do papel higiênico, que deve possuir capacidade de se desintegrar em contato com a água. De forma geral, os impactos na gestão do sistema de esgotamento sanitário são mais relevantes quando comparados à gestão dos resíduos sólidos (impactos positivos ou negativos). Isso fica claro quando se considera que, na Holanda, 40% dos sólidos suspensos eram provenientes do papel higiênico dos esgotos, enquanto se estima que pouco mais que 1,5% em massa corresponde à fração de papel higiênico nos aterros sanitários.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dado o contexto brasileiro de ainda muita precariedade em relação ao saneamento, tanto em relação ao esgotamento sanitário como aos resíduos sólidos, é necessário ainda que se avaliem os impactos causados pelo papel higiênico se descartado em cada um dos sistemas, considerando-se que a maioria dos lugares não oferece destinação adequada. No entanto, como o descarte do papel higiênico no vaso sanitário existe e o problema com entupimentos pode ser facilmente solucionado com a determinação de critérios técnicos já adotados em diversos países (como a exigência da capacidade de desintegração), é importante que exista uma mobilização para torná-lo adequado para as redes coletoras de esgoto, amenizando, dessa forma, a ocorrência de entupimentos e, conseqüentemente, gastos com manutenção que poderiam ser utilizados para fins mais construtivos para o saneamento. Uma regulamentação ou norma técnica que assegure a capacidade de desintegração do papel higiênico, combinada com uma rotulagem sistemática dos produtos adequados para descarte no vaso sanitário, são medidas que podem mitigar os problemas

Tabela 3 - Vantagens e desvantagens do descarte do papel higiênico no vaso sanitário ou no cesto de lixo.

Descarte no vaso sanitário	Descarte no cesto de lixo
Vantagens	
<ul style="list-style-type: none"> Menor exposição de um resíduo potencialmente contaminante aos moradores e coletores Transporte parcial por gravidade, sem custo energético a depender da localidade Possibilidade de recuperação da celulose, transformação do lodo com celulose em biossólido para aplicação agrossilvopastoril, potencial aumento na produção de energia nos sistemas com recuperação de biogás 	<ul style="list-style-type: none"> Não interfere no sistema operacional de gestão de resíduos sólidos Não está sujeito a entupimentos ou problemas onerosos àqueles que fazem o descarte do papel higiênico Potencial para incrementar a eficiência de compostagem e potencial para aumentar a geração de energia em aterros sanitários com recuperação do biogás
Desvantagens	
<ul style="list-style-type: none"> Pode ser produzido de maneira a não se desintegrar na rede coletora de esgoto, contribuindo para entupimentos e maior necessidade de manutenção Possibilidade de entupimento no vaso sanitário caso as instalações sanitárias estejam inadequadas e o papel higiênico não tenha as características previstas para esse descarte Grande parte da população não tem acesso a esgoto tratado 	<ul style="list-style-type: none"> Maior exposição de um resíduo potencialmente infectante aos moradores e coletores e maior geração de odor aos banheiros Não há viabilidade de recuperação do papel higiênico Maior geração de plástico (sacola que acondiciona o papel higiênico) Grande parte dos resíduos domiciliares é disposta de forma inadequada em lixões e aterros controlados

de entupimento nos sistemas de esgotamento sanitário no Brasil. Além disso, essas iniciativas podem se tornar um diferencial competitivo no mercado interno de papel higiênico do país. Em longo prazo, ainda é possível monitorar a quantidade de celulose presente no lodo de esgoto, a fim de avaliar o custo-benefício de seu reaproveitamento.

Posto isso, a **Figura 4** resume a recomendação desta nota técnica para o descarte de papel higiênico no Brasil.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico — CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior — CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais — FAPEMIG e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto — INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

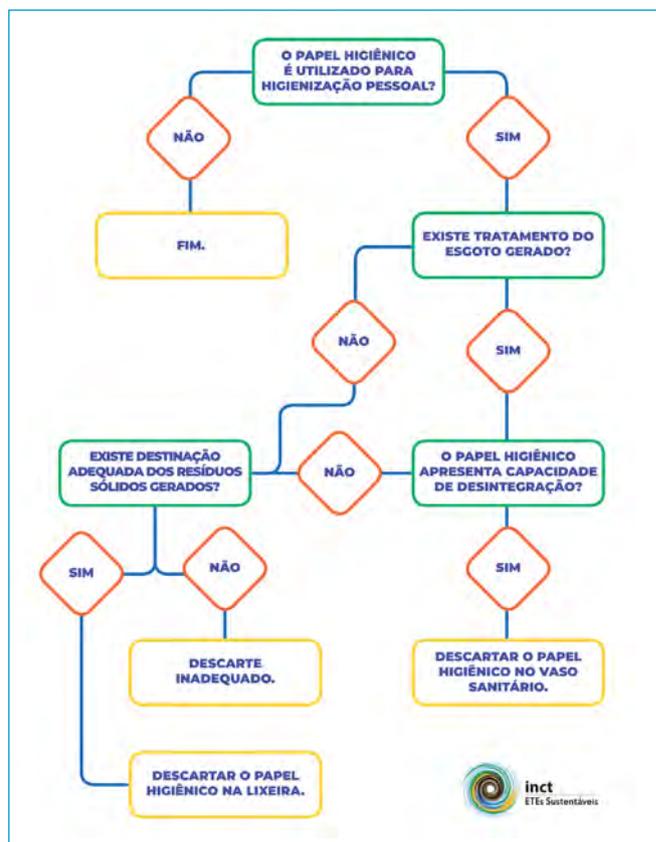


Figura 4 - Organograma para descarte do papel higiênico.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 9649:1986*: projeto de redes coletoras de esgoto sanitário. São Paulo: ABNT, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 15010*: papel para fins sanitários - Determinação da resistência à tração a úmido. São Paulo: ABNT, 2017a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). CB-029 - Comitê Brasileiro de Celulose e Papel. *Desagregação de papel tissue*. São Paulo: ABNT, 2017b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 15134*: produto de papel para fins sanitários - Métodos de ensaio. São Paulo: ABNT, 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil*. [S.l.]: ABRELPE, 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA TÉCNICA DE CELULOSE E PAPEL (ABTCP). *Curso básico sobre fabricação de papel tissue*. Setembro

de 2014. Disponível em: https://www.celso-foelkel.com.br/artigos/2014_Tissue_Fabricacao.pdf. Acesso em: 04 jul. 2024.

BJÖRNSDOTTER, M.K.; BOER, J.; BALLESTEROS-GÓMEZ, A. Bisphenol A and replacements in thermal paper: a review. *Chemosphere*, v. 182, p. 691-706, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653517307725>. Acesso em: 20 jun. 2020.

BRASIL. Congresso Nacional. *Projeto de Lei nº 8609, de 2017*. Dispõe sobre a obrigatoriedade de estabelecimentos comerciais e alimentares, Shoppings centers e instituições públicas utilizarem papel higiênico hidrossolúvel. 2017. Disponível em: https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra?codteor=1599062&filename=PL%208609/2017. Acesso em: 15 mar. 2019.

BRASIL. Câmara dos Deputados. Gabinete do Deputado Roberto Pessoa. *Projeto de Lei nº 5349, de 2019*. Dispõe sobre a obrigatoriedade de instalação de papel higiênico hidrossolúvel ou duchas higiênicas em banheiros de estabelecimentos comerciais e alimentares e prédios de instituições públicas. 2019. Disponível em: https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/prop_mostrarint

egra?codteor=1815527&filename=PL%205349/2019. Acesso em: 5 jul. 2024.

BROCHADO, R.P.S. *Características do papel higiênico e suas implicações no sistema de esgotamento sanitário e na gestão de resíduos sólidos*. 2018. 57 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, 2018.

CCB. Sanitary Sewers: design and construction manual: linear municipal infrastructure. Brentford (Canadá): CCB, 2024. Disponível em: <https://www.brantford.ca/en/your-government/resources/Documents/CorporatePlansProjects/DesignConstruction/4-Linear-Sanitary.pdf>. Acesso em: 19 set. 2024.

CEA. *Normas e Lineamientos Técnicos para las instalaciones de agua potable, agua tratada, Alcantarillado Sanitario y Pluvial de los Fraccionamientos y Condominios de las Zonas Urbanas del Estado de Querétaro*. Querétaro (México): CEA, 2013. Disponível em: <http://www.ceaqueretaro.gob.mx/wp-content/uploads/2017/11/II-Alcantarillado-Sanitario-2013.pdf>. Acesso em: 03 nov. 2018.

CHEN, R.; YULUN, N.; HIROYUKI, K.; JIANG, W.; TETSUYA, U.; JIANBO, L.; SHANGCHAO, Y.; HONGYU, J.; LU, Z.; YU-YOU, L. Methanogenic degradation of toilet-paper cellulose upon sewage treatment in an anaerobic membrane bioreactor at room temperature. *Bioresource Technology*, v. 228, p. 69-76, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.12.089>

COSTA, L.A.; BACHA, C.J.C. Análise da estrutura produtiva e do consumo de papéis *tissue* no Brasil. *Revista Teoria e Evidência Econômica*, v. 23, n. 48, 2017. <https://doi.org/10.5335/rtee.v23i48.7362>

CUSSIOL, N.; ROCHA, G.; LANGE, L. Quantificação dos resíduos potencialmente infectantes presentes nos resíduos sólidos urbanos da regional sul de Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 22, n. 6, p. 1183-1191, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2006000600007>

D'ALMEIDA, M.L.O. *Celulose e papel: tecnologia de fabricação de papel*. 2. ed. v. 2. São Paulo: Escola SENAI Theobaldo de Nigris, Depto. Regional de São Paulo, IPT - Centro Técnico de Celulose e Papel, 1988.

EREN, B.; KARADAGLI, F. Physical disintegration of toilet papers in wastewater systems: experimental analysis and mathematical modeling. *Environmental Science and Technology*, v. 46, n. 5, 2870-2876, 2012. <https://doi.org/10.1021/es203589v>

EUROPEAN TISSUE SYMPOSIUM (ETS). *Integrated Waste Management*. s.d. Disponível em: https://europeantissue.com/sustainability_old/environment/integrated-waste-management/. Acesso em: 07 jul. 2024.

FARINHA E SILVA, C.A.; BUENO, J.M.; NEVES, M.R. A indústria de celulose e papel no Brasil na primeira década do século XXI - algumas considerações sobre o que poderá ainda acontecer. Guia ABTCP - Fornecedores & Fabricantes - Celulose e Papel 2015/2016. S.l.: s.n., 2015.

FOELKEL, C. *As fibras dos eucaliptos e as qualidades requeridas na celulose Kraft para a fabricação de papel*. ABTCP. 2007. Disponível em: http://www.eucalyptus.com.br/capitulos/PTO3_fibras.pdf. Acesso em: 26 out. 2018.

FRANCO, C.S. *Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares e percepção dos hábitos de descarte no sul de Minas Gerais*. 2012. 157 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

GCC. *Policy 11: Land Development Guidelines, Section 5 - Sewerage Reticulation - Design Requirements*. 2013. Disponível em: https://www.goldcoast.qld.gov.au/gcplanningscheme/policies/attachments/policies/policy11/section_5_sewerage_reticulation.pdf. Acesso em: 15 fev. 2020.

HANYU, K.; KISHINO, H.; YAMASHITA, H.; HAYASHI, C. Linkage between recycling and consumption: a case of toilet paper in Japan. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 30, n. 3, p. 177-199, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(00\)00060-4](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(00)00060-4)

HONDA, S.; MIYATA, N.; IWAHORI, K. Recovery of biomass cellulose from waste sewage sludge. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, v. 4, p. 46-50, 2002. <https://doi.org/10.1007/s10163-001-0054-y>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Censo*. 2022. Disponível em: <https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/>. Acesso em: 07 jul. 2024.

INTERNATIONAL WATER SERVICES FLUSHABILITY GROUP (IWSFG). *Publicly Available Specification (PAS) 1: 2018 criteria for recognition as a flushable product*. S.l.: IWSFG, 2018. Disponível em: <https://www.iwsfg.org/wp-content/uploads/2018/06/2018-06-05-IWSFG-PAS-1-Criteria-for-Recognition-as-a-Flushable-Product.pdf>. Acesso em: 15 out. 2018.

INTERNATIONAL WATER SERVICES FLUSHABILITY GROUP (IWSFG). *Publicly Available Specification (PAS) 1: 2020 criteria for recognition as a flushable product*. S.l.: IWSFG, 2020. Disponível em: <https://www.iwsfg.org/wp-content/uploads/2021/06/IWSFG-PAS-1-Criteria-for-Recognition-as-a-Flushable-Product-2.pdf>. Acesso em: 04 abr. 2021

JOKSIMOVIC, D.; KHAN, A.; ORR, B. Inappropriate disposal of "flushable" consumer products - reason for concern. *Water Science & Technology*, v. 81, n. 1, p. 102-108. 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-86971-z>

KARADAGLI, F. *Disintegration of flushable wet wipes in wastewater systems*. 2015. Disponível em: https://www.cwwa.ca/pdf_files/2015Flushables/Karadagli.pdf. Acesso em: 15 out. 2018.

KARADAGLI, F.; MCAVOY, D.C.; RITTMANN, B.E. Development of a mathematical model for physical disintegration of flushable consumer products in wastewater systems. *Water Environment Research*, v. 81, n. 5, p. 459-465, 2009. <https://doi.org/10.2175/106143008x357101>

KLABIN. *Uso de água*. Ecossistemas relacionados à água (florestas, aquíferos e rios) protegidos e restaurados, gerando segurança hídrica para as sociedades. 2023. Disponível em: <https://esg.klabin.com.br/web/guest/uso-de-agua>. Acesso em: 19 maio 2024.

LI, S.; WU, Z.; LIU, G. Degradation kinetics of toilet paper fiber during wastewater treatment: effects of solid retention time and microbial community. *Chemosphere*, v. 225, p. 915-926, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.097>

LIU, R.; LI, Y.; ZHANG, M.; HAO, X.; LIU, J. Review on the fate and recovery of cellulose in wastewater treatment. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 184, p. 106354, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106354>

PAÍS DE GALES. Welsh Ministers. *Standards for new gravity foul sewers and lateral drains*. October 2012. Disponível em: <https://www.gov.wales/sites/default/files/publications/2019-06/standards-for-new-sewers-and-lateral-drains.pdf>. Acesso em: 03 nov. 2018.

PALMIERI, S.; CIPOLLETTA, G.; PASTORE, C.; GIOSUÈ, C.; AKYOL, Ç.; EUSEBI, A.L.; FRISON, N.; TITTARELLI, F.; FATONE, F. Pilot scale cellulose recovery from sewage sludge and reuse in building and construction material. *Waste Management*, v. 100, p. 208-218, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X1930594X>. Acesso em: 20 jun. 2020.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO (PNUD). *Human Development Indices and Indicators: 2018 Statistical Update 123*. Disponível em: <https://www.br.undp.org/content/brazil/pt/home/library/idh/relatorios-de-desenvolvimento-humano/relatorio-do-desenvolvimento-humano-2018.html>. Acesso em: 03 nov. 2018.

PUB. *Code of practice on sewerage and sanitary works*. S.l.: s.n., 2019. Disponível em: <https://www.pub.gov.sg/-/media/PUB/PDF/Compliance/Used-Water/GreaseTrap/COPSSW2nded2019.pdf>. Acesso em: 02 dez. 2019.

REARDON-ANDERSON, James. Science and Civilisation in China. v. 5. Chemistry and Chemical Technology. Part I. Paper and Printing. By Tsien Tsuen-Hsui. Edited by Joseph Needham. Cambridge: Cambridge University Press, 1985. 485 p. *The China Quarterly*, v. 108, p. 733-735, 1986. Disponível em: [https://www.cambridge.org](https://www.cambridge.org/core/journals/china-quarterly/article/abs/science-and-civilisation-in-china-volume-5-chemistry-and-chemical-technology-part-i-paper-and-printing-by-tsien-tsuenhsui-edited-by-joseph-needham-cambridge-cambridge-university-press-1985-485-pp/249530757A5FF8DFF41F965A577321CC)

[core/journals/china-quarterly/article/abs/science-and-civilisation-in-china-volume-5-chemistry-and-chemical-technology-part-i-paper-and-printing-by-tsien-tsuenhsui-edited-by-joseph-needham-cambridge-cambridge-university-press-1985-485-pp/249530757A5FF8DFF41F965A577321CC](https://www.cambridge.org/core/journals/china-quarterly/article/abs/science-and-civilisation-in-china-volume-5-chemistry-and-chemical-technology-part-i-paper-and-printing-by-tsien-tsuenhsui-edited-by-joseph-needham-cambridge-cambridge-university-press-1985-485-pp/249530757A5FF8DFF41F965A577321CC). Acesso em: 15 maio 2024.

RUIKEN, C.J.; BREUER, G.; KLAVERSMA, E.; SANTIAGO, T.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Sieving wastewater - cellulose recovery, economic and energy evaluation. *Water Research*, v. 47, n. 1, p. 43-48, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.08.023>

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). *Diagnóstico temático serviços de água e esgoto*. Brasília: SNIS, 2023a.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). *Diagnóstico temático manejo de resíduos sólidos urbanos*. Brasília: SNIS, 2023b.

SOUZA, S.D.C.; BASTOS, S.L. Análise de mercado e nível de concentração da indústria de papel *tissue* no Brasil. *Revista Produção Online*, v. 18, n. 1, p. 165-188, 2018.

STATISTA. *The US leads the world in toilet paper consumption*. S.l.: s.n., 2018. Disponível em: <https://www.statista.com/chart/15676/cmo-toilet-paper-consumption/#:~:text=Estimates%20from%20the%20Statista%20Consumer,equating%20to%20roughly%2012.7%20kilograms>. Acesso em: 06 jul. 2024.

SUN, S.; HAN, J. Unflushable or missing toilet paper, the dilemma for developing communities during the COVID-19 episode. *Environmental Chemistry Letters*, v. 19, p. 711-717, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10311-020-01064-z>. Acesso em: 07 set. 2021.

SUZANO. Relatório de Sustentabilidade. 2009. http://www.suzano.com.br/wp-content/uploads/2016/10/relatorio_sustentabilidade_2009.pdf. Acesso em 10 de março de 2020

SUZANO. 13th CEO Forum. Bradesco BBI. 2023a. Disponível em: https://s201.q4cdn.com/761980458/files/doc_news/2023/11/Apresentacao/2023-11-14-Bradesco-BBI-13th-CEO-Forum.pdf. Acesso em: 06 jul. 2024.

SUZANO. Relatório de sustentabilidade. 2023b. Disponível em: <https://www.suzano.com.br/sustentabilidade/relatorios-de-sustentabilidade>. Acesso em: 06 jul. 2024.

UNITED STATES OF AMERICA (USA). California. Assembly Bill No. 818. An act to add Part 9 (commencing with Section 49650) to Division 30 of, and to repeal Section 49652 of, the Public Resources Code, relating to solid waste. CHAPTER 590. 2021. Disponível em: https://leginfo.ca.gov/faces/billVersionsCompareClient.xhtml?bill_id=20210220AB818. Acesso em: 5 de julho de 2024.

UNITED STATES OF AMERICA (USA). Washington. ESHB 2565, C 121 L 20. Concerning the labeling of disposable wipes products. Olympia: Legislative Assembly, 2022. Final report. Sponsored by Representatives Fitzgibbon, Doglio, and Hudgins. Committees: House Committee on Environment & Energy, Senate Committee on Environment, Energy & Technology. Disponível em: <https://lawfilesexternal.wa.gov/biennium/2019-20/Pdf/Bill%20Reports/House/2565-S.E%20HBR%20FBR%2020.pdf?q=20220801084959>. Acesso em: 03 jul. 2024.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). EPA 832-F-02-007: collection systems technology fact sheet. S.l.: s.n., 2002. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P10053D9.txt?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=2000%20Thru%202005&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMet>

hod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&UseQField=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5CZYFILES%5CINDEX%20DATA%5C00THRU05%5CTXT%5C00000021%5CP10053D9.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=hpfr&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=6&ZyEntry=1. Acesso em: 19 set. 2024.

VIDAL, A.C.F.; HORA, A.B. *Panorama de mercado: papéis sanitários*. Biblioteca Digital BNDES. Disponível em: https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/1495/1/A%20mar37_07_Panorama%20de%20mercado-pap%C3%A9is%20sanit%C3%A1rios.pdf (2013). Acesso em: 07 jul. 2024.



Nota Técnica 7 – Manejo de efluentes de banheiros químicos e efeitos do seu descarte em sistemas de tratamento anaeróbio de esgotos

Technical Note 7 – Management of effluents from chemical toilets and the effects of their disposal in anaerobic treatment systems

Isabela Meline Simões Lopes¹ , Bruna Coelho Lopes² , Lucas Antônio de Oliveira Melgaço³ , André Bezerra dos Santos⁴ , Thiago de Alencar Neves⁵ , Cesar Rossas Mota Filho^{6*} 

RESUMO

Largamente utilizados em escala global, os banheiros químicos (BQ) configuram-se como uma solução de destinação temporária de dejetos em locais onde não há banheiros ou sistema de esgotamento sanitário. Para melhorar o conforto do usuário, frequentemente são adicionadas substâncias desodorizantes em seus tanques de armazenamento, a fim de inibir a atividade microbológica do meio, minimizando a geração de maus odores pela inibição do metabolismo microbiano. Os desodorizantes contêm, basicamente, surfactantes, essências aromáticas, corantes e um princípio ativo usado para inibir a atividade microbológica, como o formaldeído, conhecido por suas propriedades carcinogênicas. No Brasil, a gestão de efluentes de banheiros químicos (EBQ) de maneira geral não é bem definida ou compreendida, sendo frequentes os relatos sobre seu descarte clandestino no ambiente, ocasionando riscos à saúde pública e ao meio ambiente. A presente Nota Técnica apresenta um estudo de caso realizado em Minas Gerais, que pode servir para fomentar uma discussão sobre as práticas de manejo brasileiras. Algumas empresas de saneamento informaram não receber EBQ em suas estações de tratamento de esgoto (ETE) em razão de preocupações com seus potenciais efeitos adversos no tratamento biológico, agravando os problemas relacionados à destinação final de EBQ. Diante disso, o presente trabalho busca fomentar uma discussão sobre os possíveis impactos gerados no lançamento de EBQ em ETE que usam sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos, bem como uma discussão de melhores práticas que podem vir a ser implementadas, visando contribuir para as tomadas de decisão sobre a gestão de EBQ por parte dos gestores públicos e privados.

Palavras-chave: desodorizantes; efluentes de banheiros químicos; tratamento anaeróbio; regulação; eventos; excretas.

ABSTRACT

Chemical toilets (CT) are a temporary solution for the disposal of human excreta widely used on a global scale in places where there is no sanitation infrastructure. To improve the comfort of users, deodorizing products are frequently added to storage tanks in CT, as they inhibit microbial activity, minimizing the formation of bad odors due to microbial activity. The composition of deodorizing products basically includes surfactants, aromatic essences, dyes and an active principle used to inhibit microbiological activity, such as formaldehyde, known for its carcinogenic properties. In Brazil, the management of chemical toilet effluents (CTE) in general is not well defined or understood, and there are frequent reports of their clandestine disposal directly to water bodies or drainage systems, causing great risks to public health and the environment. This Technical Note presents a case study carried out in the state of Minas Gerais, that could foster a greater discussion on management practices in Brazil. Some sanitation companies have reported that they do not receive CTE in their sewage treatment plants (STP) due to concerns about their potential adverse effects on biological treatment. That aggravates the problems related to the final disposal of CTE. Therefore, this study aims to promote a discussion on the possible impacts of the disposal of EBQ in STP that use anaerobic sewage treatment processes, as well as a discussion on the best practices that may be implemented, aiming to contribute to decision making on CTE management practices by public and private stakeholders.

Keywords: deodorizing agents; chemical toilet effluent; anaerobic treatment; normative; festivals; excreta.

¹Engenheira Ambiental e de Segurança no Trabalho. Mestra e Doutoranda em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais - Belo Horizonte (MG), Brasil.

²Médica Veterinária. Especialista, Mestra e Doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais - Belo Horizonte (MG), Brasil.

³Químico. Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais - Belo Horizonte (MG), Brasil.

⁴Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará. Doutor em Ciências Ambientais pela Universidade de Wageningen (Holanda). Professor Titular do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará - Fortaleza (CE), Brasil.

⁵Químico. Doutor em Química Analítica pela Universidade Estadual de Campinas. Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais - Belo Horizonte (MG), Brasil.

⁶Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará. Mestre em Engenharia Ambiental pela University of Nevada e Doutor em Engenharia Ambiental pela North Carolina State University. Professor Associado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais - Belo Horizonte (MG), Brasil.

*Endereço para correspondência: Avenida Antônio Carlos 6627 - Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Bloco 1. Belo Horizonte, MG. CEP: 31270-901. e-mail: cesar@desa.ufmg.br

1. INTRODUÇÃO

Largamente utilizados em escala global, os BQ configuram-se como uma solução de destinação temporária de dejetos em locais onde não há banheiros ou sistema de esgotamento sanitário, especialmente em eventos públicos, frentes móveis de trabalho, construções civis, entre outros. Basicamente, os BQ são unidades sanitárias constituídas de uma cabine plástica composta de vaso sanitário, mictório, tubo de ventilação e um tanque de armazenamento de dejetos que geralmente possui volumes de armazenamento entre 180 a 280 litros de dejetos sanitários (**Figura 1**). Existem modelos mais completos que possuem também lavatório, lixeira para a disposição de resíduo e suportes para papel higiênico, sabonete e toalha (LOPES, 2022).

No tanque de armazenamento de dejetos, usualmente são adicionados produtos desodorizantes que controlam a formação dos maus odores gerados, de forma a garantir que o ambiente se mantenha propício para o uso durante determinado período. Os desodorizantes são classificados segundo a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) como: formulações que têm em sua composição substâncias microbioestáticas capazes de controlar odores desagradáveis advindos do metabolismo microbiano.

Não apresentam efeito letal sobre os microrganismos, mas inibem o seu crescimento e multiplicação (BRASIL, 2003). De acordo com os fabricantes, o tempo de duração médio de inibição alcançado pelos desodorizantes é de seis a oito horas, dependendo da diluição adotada, bem como da formulação do produto e da temperatura ambiente. Após o término do período de uso do BQ, o efluente presente no tanque de armazenamento de dejetos é recolhido por caminhões de transporte e encaminhado para a destinação final.

Os EBQ são constituídos basicamente de excretas humanas e produto desodorizante e, portanto, apresentam elevadas cargas de matéria orgânica e de organismos patogênicos. Diante dessas características, o manejo adequado de EBQ constitui um desafio para gestores municipais. No panorama mundial, poucos países possuem legislação específica referente ao manejo dos EBQ. O mesmo pode ser dito para os estados brasileiros, entre os quais Minas Gerais (MG). Consequentemente, a fiscalização da disposição desse tipo resíduo faz-se deficitária ou até mesmo inexistente. Além disso, observa-se que alguns gestores de estações de tratamento de esgoto (ETE) optam por não receber EBQ em suas ETE porque têm receio dos possíveis impactos negativos nos processos biológicos de tratamento



Figura 1 – Vista interna e externa de uma unidade de banheiro químico.

e perda de eficiência. Todos esses fatores podem favorecer que ocorra o lançamento indevido dos efluentes de EBQ em corpos hídricos, o que poderia gerar danos ambientais graves, tais como contaminação das águas superficiais, diminuição da diversidade e até a mortandade de organismos aquáticos por causa de sua elevada carga orgânica e tóxica (LOPES, 2017, 2022).

Nesse sentido, a presente Nota Técnica apresenta uma discussão sobre a gestão de EBQ, aprofundando-se no estudo de caso do estado de MG, visando promover uma reflexão de forma a propor melhores práticas de gestão de EBQ e destinação final do material no país, bem como possíveis estratégias que poderiam ser adotadas nas ETE para que o lançamento de EBQ não impacte de maneira negativa a operação dos sistemas.

2. CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES DE BANHEIROS QUÍMICOS

Os EBQ consistem em uma mistura de dejetos (fezes e urina) acumulados ao longo do seu ciclo de uso e os produtos químicos desodorizantes adicionados. Esses produtos possuem em sua composição surfactantes, essências aromáticas e corantes; além de princípios ativos de elevada toxicidade, como o formaldeído, que é considerado carcinogênico pela Agência Internacional de Pesquisa do Câncer (*International Agency for Research on Cancer* — IARC) (IARC, 2004), e bronopol, que segundo a Agência de Proteção Ambiental Americana (*United States Environmental Protection Agency* — USEPA) possui toxicidade de Categoria I, a mais elevada categoria de toxicidade dérmica (USEPA, 2004). Omil *et al.* (1998) descreveram o formaldeído como uma substância inibidora de microrganismos e causadora de diferentes

tipos de sintomas em seres humanos, tais como náuseas, dores de cabeça e irritação de pele e olhos em humanos caso sejam expostos à inalação desse composto, não sendo mencionado o tempo de exposição mínimo para a sua ocorrência.

Além das substâncias mencionadas, os desodorizantes ainda podem conter em sua composição outros tipos de compostos químicos como álcool etílico, hipoclorito de sódio, ácido dodecilbenzeno sulfonato de sódio, cloreto de benzalcônio, nonilfenol etoxilado, propilenoglicol, sulfato de magnésio e glutaraldeído. Este último, também conhecido como fluido de embalsamento, pode ocasionar grave irritação nos olhos e nas vias respiratórias (POE, 2000).

Há grande variabilidade nas características dos EBQ, porém podem ser destacadas as elevadas cargas de matéria orgânica (DQO), organismos indicadores de contaminação fecal e sólidos suspensos. De forma a avaliar as características dos EBQ gerados durante o carnaval de 2020 na cidade de Belo Horizonte, foram coletadas amostras de EBQ disponibilizadas em diferentes regiões da cidade e em dias distintos (**Tabela 1**).

Os valores observados encontram-se em uma faixa superior à observada tipicamente para esgotos sanitários, decorrentes da baixa diluição. Os valores típicos para esgoto doméstico estão na faixa de 450 – 800 mg/L em relação à matéria orgânica (expressa em termos da DQO), 700 a 1.350 mg/L para os sólidos totais e 10^6 a 10^{10} e 10^6 a 10^9 NMP/100 mL para coliformes totais e *E. coli*, respectivamente (VON SPERLING, 2005). Essas características tornam o manejo desse resíduo um desafio, uma vez que a sua disposição inadequada pode acarretar graves impactos ao meio ambiente e à saúde pública.

Tabela 1 - Caracterização do efluente de banheiro químico gerado no carnaval de 2020 de Belo Horizonte, MG*.

	pH	DQO total (mg/L)	Sólidos totais (mg/L)	Coliformes totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)
Média	7,7	9.558	3.111	$2,7 \times 10^{10}$	$2,1 \times 10^9$
Desvio-padrão	1,0	1.953	3.389	$3,7 \times 10^{10}$	$4,9 \times 10^9$
Máximo	8,9	13.109	10.616	$8,5 \times 10^{10}$	$2,2 \times 10^{10}$
Mínimo	6,2	6.981	544	$4,0 \times 10^9$	$3,1 \times 10^8$

DQO: demanda química de oxigênio.

*valores médios obtidos da análise de amostras compostas coletadas em três diferentes pontos de amostragem durante os dias 21, 23, 24 e 25 de fevereiro de 2020 na cidade de Belo Horizonte, totalizando n = 12.

3. CONTEXTUALIZAÇÃO DE PRÁTICAS INTERNACIONAIS DE GESTÃO DE EFLUENTES DE BANHEIRO QUÍMICO E ESTUDO DE CASO EM MINAS GERAIS

Poucos países possuem normativas específicas ao uso de desodorizantes e manejo de EBQ. Os Estados Unidos (EUA), porém, possuem um conjunto de manuais, guias técnicos e leis que regulamentam o assunto em nível estadual e municipal, a fim de minimizar os riscos de descarte inadequado dos EBQ (USEPA, 1999). Já na Austrália, a Companhia de Água Australiana considera o efluente como industrial, uma vez que ele possui maiores concentrações de matéria orgânica quando comparado ao esgoto doméstico, além da presença de produtos químicos tóxicos. A companhia exige o descarte dos EBQ em ETE licenciadas, projetadas para essa finalidade (WATER CORPORATION, 2013). No Canadá, não existe legislação nacional, sendo cada província responsável por designar suas exigências, as quais geralmente orientam que os EBQ sejam dispostos em lagoas de estabilização especialmente projetadas para essa finalidade, mas que, na ausência delas, eles devem ser tratados em ETE municipais (NEW SCOTIA, 2006).

No Brasil, não existe normatização nacional específica sobre os EBQ. Em território nacional, a ANVISA realiza a restrição e proibição de alguns compostos presentes na formulação de saneantes. Por exemplo, a Resolução nº 30/2011 proíbe a presença do formaldeído e restringe a concentração máxima de bronopol em 0,10% (BRASIL, 2011).

Adicionalmente, em território nacional, o licenciamento ambiental (LA) é um procedimento administrativo que gerencia e estabelece o controle dos impactos ambientais decorrentes das atividades humanas (BRASIL, 2009). Em MG, a normativa que estabelece os critérios de classificação dos empreendimentos ou atividades para o LA é a Deliberação Normativa do Comitê de Política Ambiental de MG — DN COPAM nº 217/17, que não menciona especificamente o transporte de EBQ. As informações prestadas pelo solicitante de regularização ambiental desde 2018 são autodeclaratórias em MG, havendo a tendência de que o solicitante seja dispensado do processo de LA diante da afirmação de estar transportando efluentes domésticos, dado que não há listagem para o EBQ.

Em 2018, instituiu-se no estado o sistema de Manifesto de Transporte de Resíduos (MTR), que se apresenta como importante ferramenta administrativa de fiscalização utilizada para a gestão de resíduos em MG, pois permite a rastreabilidade do fluxo de resíduos e um banco de dados de informações no estado (MINAS GERAIS, 2018).

4. TRATAMENTO DE EFLUENTES DE BANHEIROS QUÍMICOS EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO

A solução mais adequada para a disposição de EBQ é o lançamento na rede de esgoto ou descarte nas ETE. Contudo, a ausência de regulamentações e escassez de estudos que avaliem o impacto desse tipo de efluente no sistema de tratamento biológico faz com que haja resistência por parte de algumas companhias de saneamento a receber este tipo de resíduo. Além disso, as agências reguladoras de serviços de saneamento não possuem normas específicas que estabeleçam a responsabilidade dos prestadores de serviços a receber EBQ em ETE municipais.

Partindo da premissa de que esse resíduo deveria ser recebido por ETE municipais ou particulares, é necessário discutir alguns pontos, de forma a assegurar a disposição sem comprometimento dos sistemas de tratamento. Para Chernicharo (2007), a aptidão do reator anaeróbico em tratar os efluentes não domésticos (ENC) conjuntamente com o esgoto doméstico depende do tipo de material em questão, devendo-se atentar principalmente para os aspectos de maior produção de lodo e biogás, bem como riscos de acidificação do reator, caso a alcalinidade do esgoto não seja suficiente para a neutralização dos ácidos orgânicos formados com o material, que tende a se acidificar muito rapidamente. Adicionalmente, a elevada concentração de compostos inorgânicos pode ocasionar toxicidade aos microrganismos anaeróbios, principalmente as arqueias metanogênicas, conhecidas por serem normalmente o grupo microbiano mais sensível presente em reatores UASB, responsáveis pela produção de metano. Nesse sentido, o fator diluição faz-se essencial, uma vez que por meio dele é possível minimizar ou eliminar os riscos de toxicidade ao meio (CHERNICHARO, 2007).

Uma alternativa para mitigar possíveis efeitos do recebimento de EBQ em ETE é a utilização de tanques de equalização. Isso pode ser feito no intuito de evitar bruscas variações de carga para esses sistemas. Além disso, o fator diluição ocasionado pela própria vazão da ETE contribui para a mitigação de impactos, bem como correções de pH podem ser realizadas nessas estruturas a fim de evitar problemas nos sistemas de tratamentos subsequentes. São poucos os estudos que avaliaram o efeito do cotratamento desse tipo de efluente em sistemas de tratamento biológico que tratam esgoto sanitário, especialmente o anaeróbio. O estudo de Lopes (2017) avaliou o impacto dos produtos desodorizantes mais utilizados em banheiros químicos no estado de Minas Gerais em processos anaeróbios de tratamento. Os resultados sugeriram que o efeito tóxico dos desodorizantes na atividade metanogênica, mesmo em cenários extremos para os quais foram considerados, é pequeno e temporário. Contudo, cuidados com a disposição desses efluentes em ETE devem ser tomados, especialmente no intuito de respeitar os limites de projeto e operação de ETE com respeito à sua carga orgânica.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso de BQ nas diferentes atividades da sociedade atual é uma solução temporária consolidada para o esgotamento

sanitário em situações especiais. Consequentemente, devem ser desenvolvidas formas adequadas de lidar com os EBQ, incluindo normativas, legislações e medidas de fiscalização que permitam o acompanhamento, controle e disposição adequada.

As características dos EBQ e a escassez de legislação para regulamentar seu transporte e disposição podem resultar no manejo inadequado desses resíduos. É importante salientar que a realidade brasileira deve ser levada em consideração para a elaboração de legislações e normativas nacionais sobre este tema.

AGRADECIMENTOS

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto (INCT ETEs Sustentáveis). Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG). Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE). Companhia Pernambuco de Saneamento (COMPESA). BRK Ambiental. Fibra Técnica - Engenharia e Saneamento.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22. ed. Washington: American Public Health Association, 2012.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). *Resolução RDC nº 208, de 01 de agosto de 2003*. Brasília: ANVISA, 2003. Disponível em: https://bvsm.s.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2003/rdc0208_01_08_2003.html. Acesso em: 01 jun. 2020.

BRASIL. Ministério de Meio Ambiente. *Guia de Procedimentos do Licenciamento Ambiental Federal*. Brasília: Ministério de Meio Ambiente, 2009.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). *Resolução RDC nº 30, de 4 de julho de 2011*. Substitui a

lista de substâncias de ação conservante permitidas para produtos saneantes constante do Anexo da Resolução - RDC nº 35/2008 e revoga a Resolução - RDC nº 58/2009. Brasília: Publicações Eletrônicas, Diário Oficial da União, Ministério da Saúde, Brasil.

CHERNICHARO, C.A.L. *Princípio do tratamento biológico de águas residuárias*. Reatores anaeróbios. v. 5. 2. Ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2007. 380 p.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). *IARC Classifies Formaldehyde as Carcinogenic to Humans*. IARC: Lyon, 2004. Disponível em: <http://www.iarc.fr/en/media-centre/pr/2004/pr153.html>. Acesso em: 04 jun. 2021.

LOPES, I.M.S. *Efluentes de banheiros químicos: como é feito o seu manejo e quais são os efeitos do seu descarte em estações de tratamento de esgotos?* 2017. 199 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Programa de Pós Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.

LOPES, I.M.S.; SOUZA, D.N.; NEVES, T.A.; MOTA, C.R. Gestão de efluentes de banheiros químicos: uma revisão das abordagens internacionais e um estudo de caso em Minas Gerais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 27, n. 5, p. 975-985, 2022. Disponível em: <https://www.scielo.br/ljesa/a/sqjnmYmfyXJMkYrBHNJxZYM/?lang=pt#ModalHowcite>. Acesso em: 14 fev. 2023.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM). *Deliberação Normativa COPAM nº 217, de 06 de dezembro de 2017*. Diário Oficial de Minas Gerais, Poder Executivo, Belo Horizonte, MG, 13 maio 2018.

NEW SCOTIA. Department of Environmental and Labour. *Guidelines for the handling, treatment and disposal of septage*. Nova Scotia, Canada: Department of Environmental and Labour, 2006.

OMIL, F.; MÉNDEZ, D.; VIDAL.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J.M. Biodegradation of formaldehyde under anaerobic conditions.

Enzyme Microbial Technology, v. 24, n. 5-6, p. 255-262, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0141-0229\(98\)00119-7](https://doi.org/10.1016/S0141-0229(98)00119-7)

POE, F.K. *RV holding-tank treatments & deodorizers in septic systems*. Tucson, Arizona: University of Arizona, 2000.

PORT SANI LOCAÇÕES. *Locação de banheiros químicos para eventos*. 2020. Disponível em: <https://www.portsani.com.br/banheiro-quimico>. Acesso em: 02 jul. 2021.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Guidance Manual for the Control of Wastes Hauled to Publicly Owned Treatment Works*. USEPA-833-B-98-003. Washington, DC.: USEPA, 1999.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Prevention, Pesticides and Toxic Substances*. EPA-738-F-95-029. Washington, DC.: USEPA, 2004.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. v.1. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005. 452 p.

WATER CORPORATION. *Mobile home and portable toilet cartridge dump facility*. Industrial waste. Information sheet nº 40. Perth, Australia: Water Corporation, 2013.



Nota Técnica 8 – Codisposição de lodo de tanque séptico em estações de tratamento de esgoto

Technical Note 8 – Codisposition of septic tank sludge in waste water treatment plants

Guilherme Samways^{1*} , Cleverson Vitório Andreoli² , Miguel Mansur Aisse³ ,
Julio Cesar Rietow⁴ , Gustavo Rafael Collere Possetti⁵ , Alexandre Klas Bico⁶ 

RESUMO

O tanque séptico é uma alternativa eficiente para o tratamento de esgotos sanitários em áreas que não estejam contempladas com redes de coleta de esgoto se os critérios de dimensionamento e operação forem contemplados, podendo até mesmo ser um instrumento na busca da universalização do saneamento no Brasil. Para uma boa operação do sistema, o lodo séptico acumulado deve ser retirado e encaminhado a locais específicos para o seu tratamento e disposição final. Esta Nota Técnica discute o tanque séptico e seu uso atual no Brasil, as características do lodo séptico, a viabilidade de codispor o lodo séptico conjuntamente com esgoto sanitário em estações de tratamento de esgoto, sobretudo as que utilizam reatores *upflow anaerobic sludge blanket*, os possíveis impactos na codisposição e, por fim, os critérios fundamentais de dimensionamento de uma Central de Recebimento de Lodo Séptico, incluindo sua concepção e um exemplo de dimensionamento.

Palavras-chave: caracterização do lodo de tanque séptico; centrais de recebimento e tratamento de lodo de tanque séptico; codisposição em estações de tratamento de esgoto; impacto da codisposição; reatores tipo UASB.

ABSTRACT

Septic tanks are an efficient alternative for the treatment of domestic wastewaters in areas that don't have sewerage systems if the dimensioning and operation criteria are met, and can even be an instrument in the search for the universalization of sanitation in Brazil. For a good operation of the system, the accumulated septic sludge must be removed and be sent to specific sites for treatment and final disposal. This Technical Note discusses the septic tank and its current use in Brazil, the characteristics of septic sludge, the feasibility of codisposition septic sludge with domestic wastewaters in wastewater treatment plants, especially those using upflow anaerobic sludge blanket reactors, the possible impacts on codisposition and, finally, the fundamental design criteria of a Septic Sludge Receiving Center, including its conception and an example of a design.

Keywords: codisposition in waste water treatment plants; impact of codisposition; septic tank sludge characterization; septic tank sludge receiving and treatment centers (CRLTS in portuguese); UASB type reactors.

¹Engenheiro Ambiental pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná. Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná – Curitiba (PR), Brasil.

²Engenheiro Agrônomo, Mestre em Ciências do Solo e Doutor em Meio Ambiente e Desenvolvimento pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Diretor da empresa CEA – Consultoria e Engenharia Ambiental e consultor da empresa de consultoria ambiental Andreoli Engenheiros Associados – Curitiba (PR), Brasil.

³Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Paraná. Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos. Doutor em Engenharia Hidráulica pela Universidade de São Paulo. Professor do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental na Universidade Federal do Paraná – Curitiba (PR), Brasil.

⁴Engenheiro Ambiental pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR). Doutor e mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR) e especialista em Cadeias Produtivas do Biogás pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Engenheiro Ambiental pela CRASA Infraestrutura – Curitiba (PR), Brasil.

⁵Gerente de Pesquisa e Inovação da Companhia de Saneamento do Paraná. Mestre e Doutor em Ciências pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal do Paraná e Engenheiro Eletricista pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Coordenador da Câmara Técnica de Tratamento de Esgoto da Associação Brasileira de Engenharia e Ambiental e diretor da Associação Brasileira de Engenharia e Ambiental do Paraná – Curitiba (PR), Brasil.

⁶Engenheiro Agrônomo pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Mestre em Agronomia e Produção Vegetal pela Universidade Federal do Paraná – Curitiba (PR), Brasil.

*Endereço para correspondência: Avenida Cel. Francisco H. dos Santos, 100 – Universidade Federal do Paraná – Centro Politécnico – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental – Jardim das Américas, Curitiba, PR. CEP: 81530-000. e-mail: guisamways@gmail.com

1. INTRODUÇÃO

Edificações não contempladas por infraestruturas de coleta de esgoto podem ocasionar lançamentos irregulares de esgoto *in natura* no solo, cursos de água e galerias de águas pluviais, causando efeitos negativos na qualidade ambiental e na saúde humana. Os últimos dados disponibilizados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) demonstram que, em 2021, 55,8% da população total e 64,1% da população urbana atendida pelas empresas de saneamento participantes não possuíam rede de coleta de esgotos (SNIS, 2022). Nesses casos, e excluindo-se o lançamento inadequado *in natura* em cursos de água, a principal forma de afastamento e tratamento do esgoto sanitário é pelo uso de sistemas individuais instalados próximo aos locais de geração, como tanque e fossa séptica, fossa rudimentar e vala a céu aberto. Dessas alternativas, apenas o tanque séptico é considerado adequado pelo Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) (PLANSAB, 2019). Estima-se que 35,7% dos municípios brasileiros adotem sistemas alternativos para tratamento de esgoto (SNIS, 2022), sendo 64% nas áreas rurais e 38% nas áreas urbanas (IBGE, 2023). Nas edificações urbanas, o seu uso justifica-se quando não há viabilidade técnica ou econômica para a instalação de rede coletora de esgoto (por exemplo, pelas características topográficas). Também se justifica o seu uso nas áreas rurais e nas periferias de áreas urbanizadas, este último devido ao crescimento desorganizado, em meio ao qual os serviços de saneamento ainda não estão disponíveis. Tais sistemas alternativos, desde que projetados, implantados e operados de forma adequada, podem representar uma alternativa eficaz de tratamento individual em áreas não atendidas pelo sistema de coleta de esgoto (ANDREOLI, 2009; JORDÃO e PESSOA, 2017).

Para um funcionamento adequado, o lodo gerado e acumulado em tanques sépticos deve ser removido com certa periodicidade. Geralmente, essa remoção de lodo é realizada por caminhões “limpa-fossa” que transportam esse resíduo até o local de tratamento ou disposição final (MENDONÇA *et al.*, 2019).

Igualmente ao que ocorre com os lodos gerados no tratamento de esgotos, o lodo dos tanques sépticos possui contaminantes orgânicos, inorgânicos e biológicos que

devem ser rastreados (controle de origem, trajeto e destino de acordo com o licenciamento ambiental), tratados e dispostos em ambientes controlados, de forma a minimizar seus impactos ambientais e riscos à saúde pública. Para tanto, os serviços de “limpa-fossa” devem possuir certificação legal como critério fundamental para a sua operação. Do contrário, podem acarretar informalidade no tipo de serviço, podendo ocorrer descartes irregulares no meio ambiente, assim transformando uma solução viável para áreas sem rede coletora de esgoto em possíveis pontos de poluição ambiental. Entre as formas mais comuns de descarte irregular, podem-se citar: os realizados diretamente no solo; nas redes de drenagem urbana; e até mesmo diretamente em cursos de água. Há relatos de esgotamento irregular nos poços de visita de redes coletoras de esgoto existentes, que podem ocasionar obstruções e aumento dos custos de manutenção da rede.

A Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 237/1997 determina que haja licenciamento ambiental para atividades de tratamento de esgoto sanitário e transporte de produtos perigosos (CONAMA, 1997), porém não é explícito se a atividade de empresas “limpa-fossa”, que permeia as duas condições, deve necessariamente ser objeto de licenciamento ambiental. A Agência Nacional de Transportes Terrestres (ANTT) exige um laudo biológico atestando a ausência de agentes patogênicos e, na falta dele, adota por princípio a precaução, a classificação desse tipo de transporte como produto biológico infectante do grupo A ou B sob o número nº ONU 2814, 2900 ou 3373, dependendo do caso (ANTT, 2016, 2019). Nesse caso, prevê a rastreabilidade do transporte. Atualmente, encontra-se em processo de consulta nacional a Norma Brasileira (NBR) 17.076 (ABNT, 2022), relativa à elaboração de “projeto de sistema de tratamento de esgoto de menor porte”. No texto, torna-se obrigatório o licenciamento da coleta e destinação final de acordo com a legislação vigente, determina-se o lançamento em estações de tratamento de esgoto (ETE) ou em pontos de coleta específicos, desde que autorizado pela prestadora de serviços de saneamento. Também se especifica que o tratamento do lodo pode seguir o disposto na NBR 12.209 Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário (ABNT, 1992, 2022).

Estados e municípios devem também, de acordo com as suas competências, criar mecanismos legais para licenciar a atividade. No Estado do Paraná, como exemplo, existem a Resolução da Secretaria de Estado do Meio Ambiente (SEMA) nº 051/2009 e a Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA) nº 107/2020; ambas regulamentam quando da dispensa de licenciamento ambiental. Essas resoluções determinam que as empresas “limpa-fossa” devam solicitar uma Licença Ambiental Simplificada (LAS), Declaração de Dispensa de Licenciamento Ambiental Estadual (DLAE) ou Declaração de Inexigibilidade de Licença Ambiental (DILA), dependendo do caso (PARANÁ, 2009, 2020). Outros estados possuem critérios semelhantes, como o de São Paulo, que determina a obrigatoriedade de licenciamento ambiental para empresas “limpa-fossa”, independentemente do regime tributário adotado pela empresa — Lei Estadual nº 997 (SÃO PAULO, 1976a), Decreto Estadual nº 8.468 (SÃO PAULO, 1976b) e Decreto Estadual nº 62.973 (SÃO PAULO, 2017). O governo municipal também pode criar instrumentos para regularização e fiscalização dessa atividade, caso ainda não as tenha em vigor. Os mecanismos de controle podem ser realizados por meio de alvarás de funcionamento, licenças da vigilância sanitária, ou até mesmo a exigência de licenciamento ambiental, como é o caso do Município de Florianópolis (Lei Complementar nº 594) (FLORIANÓPOLIS, 2016). Saindo da esfera legal, as operadoras de saneamento, sob concessão, municipais ou autárquicas, também podem exigir algum tipo de permissão ou autorização das empresas “limpa-fossa” quando do lançamento do lodo em suas ETE, a fim de evitar as que não possuam licenciamento ambiental. Outro ponto que pode ser considerado também é a exigência de Anotação de Responsabilidade Técnica (ART) por profissionais capacitados, com o objetivo de evitar lodos de origem não doméstica. Importante notar que, nas legislações discutidas, as empresas licenciadas devem possuir estrutura para o recebimento, tratamento e disposição final do lodo coletado. Quando não, os descartes desses lodos devem ser realizados em ETE de companhias de saneamento (SOUZA *et al.*, 2015).

As ETE, em sua maioria, não foram concebidas para receber lodo de tanque séptico e, havendo a recomendação

para que as empresas de “limpa-fossa” encaminhem o lodo para elas, as operadoras de saneamento acabam por recebê-lo a fim de promover o seu tratamento e disposição. Isso posto, na prática, o lodo séptico atualmente é codisposto nas ETE, que geralmente não possuem critérios técnicos para o seu recebimento, o que pode prejudicar o tratamento do esgoto e do lodo gerado por essas estações.

Esta Nota Técnica tem por objetivo apresentar a problemática do uso de tanques sépticos, sobretudo na codisposição de seu lodo com esgoto sanitário em ETE, discutir as características de projeto e construção de dispositivos e estruturas para o recebimento do lodo, e, por último, sugerir dosagens de lodo séptico para o recebimento do lodo em estações e seus impactos.

2. O TANQUE SÉPTICO E SEU USO NO BRASIL

Os tanques sépticos são unidades de tratamento primário, físico e biológico, que detêm o esgoto sanitário por um período que permita a sedimentação e armazenamento dos sólidos, propiciando a digestão do lodo armazenado e, conseqüentemente, a transformação em compostos mais estáveis. A eficiência de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) e de sólidos suspensos totais (SST) pode variar entre 30 e 50% em ambos os parâmetros, a depender de sua concepção, temperatura e carga de esgoto afluente (JORDÃO e PESSOA, 2017; CAMPOS e ANDRADE NETO, 1999; van HAANDEL *et al.*, 2006).

Existem tipologias e configurações diferentes de tanques sépticos, os quais podem ser unidades pré-fabricadas em diferentes materiais ou construídas *in loco*. Podem ter uma ou mais câmaras de digestão, sobrepostas ou em série, de forma prismática ou cilíndrica, e possuir ou não uma câmara de sedimentação. Essa última configuração, chamada de tanque *Imhoff*, possui a vantagem de separar as bolhas de biogás geradas pela digestão anaeróbia, permitindo melhor sedimentação dos sólidos (SAMWAYS, 2015). A NBR 7.229 recomenda o uso de tanque séptico de câmara de digestão única, prismática ou cilíndrica, seguido de pós-tratamento (ABNT, 1993). O pós-tratamento de tanques sépticos pode ser realizado por diversas tecnologias definidas pela NBR 13.969, como filtros

anaeróbios, por exemplo (ABNT, 1997). A NBR 17.076 irá, quando aprovada e publicada, cancelar e substituir as supracitadas normas (ABNT, 2022).

Independentemente da tipologia, o esgoto bruto é conduzido à parte superior do tanque, podendo ser auxiliado ou não por uma placa deflectora, havendo a sedimentação dos sólidos que se acumulam na parte inferior. A saída do esgoto dá-se pela parte oposta e, preferencialmente, deverá ser encaminhado a um tratamento complementar. Pode ocorrer o acúmulo de espuma na parte superior do tanque. Essa espuma é constituída por gorduras e sólidos particulados de baixa densidade. O material sedimentado de origem orgânica é parcialmente digerido por microrganismos anaeróbios gerando biogás, que tende a sair solubilizado no efluente e por respiros previamente instalados no tanque (JORDÃO e PESSOA, 2017). O tempo de detenção hidráulico (TDH) é de 24 horas para vazões de esgoto até 6.000 L.d⁻¹, diminuindo gradativamente até chegar a um TDH de 12 horas, para vazões de 14.000 L.d⁻¹ ou superiores. O volume útil mínimo é de 1.250 L segundo norma em vigor — NBR 7.229 (ABNT, 1993). Já conforme

a NBR 17.076 (ABNT, 2022), ainda em aprovação, o TDH é de 24 horas para vazões de esgoto até 1.500 L.d⁻¹, diminuindo gradativamente até chegar a um TDH de 12 horas, para vazões de 9.001 e 12.000 L.d⁻¹.

A **Figura 1** representa esquematicamente o funcionamento de um tanque séptico.

O lodo mineralizado permanece no tanque até a sua remoção. O intervalo de limpeza deve ser de um a cinco anos, dependendo da seleção e do dimensionamento do tanque. O acúmulo do lodo mineralizado reduz o volume útil de sedimentação e digestão, diminuindo a sua eficiência ao longo do tempo (JORDÃO e PESSOA, 2017; SAMWAYS, 2015). Caso a remoção não ocorra, o tanque séptico perderia completamente sua função, pois o esgoto entraria e sairia do sistema sem que ocorresse qualquer remoção de poluentes. Sendo assim, a utilização do tanque séptico requer como operação fundamental a remoção do lodo (SAMWAYS, 2015).

Apesar de certo avanço obtido nos últimos anos na ampliação da cobertura de coleta de esgoto, esta ainda se encontra longe da meta de atendimento de 84% das áreas

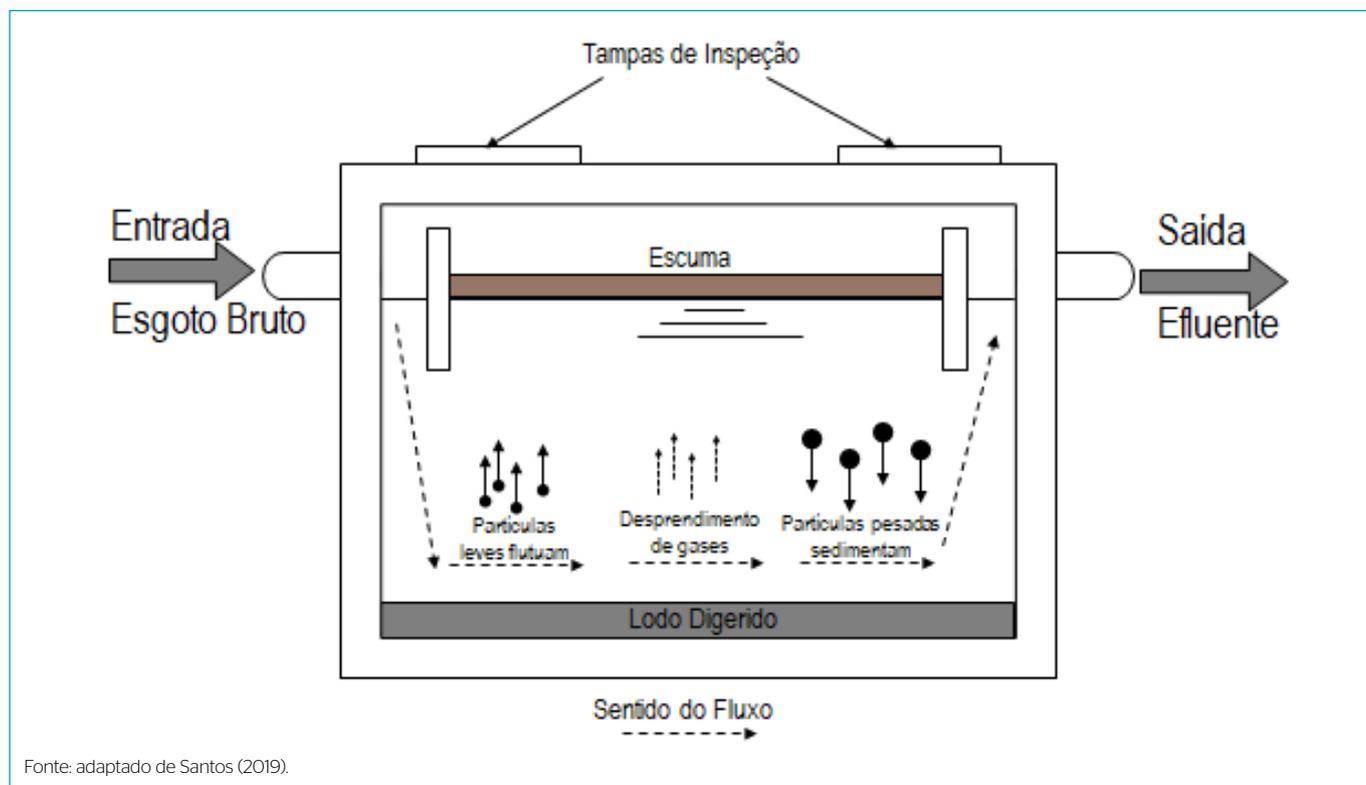


Figura 1 – Desenho esquemático do funcionamento de um tanque séptico.

urbanas e rurais para o ano de 2033, proposta pelo Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) (PLANSAB, 2019). Importante ressaltar que o uso de tanques sépticos como tratamento individualizado faz parte do que tem sido proposto pelo PLANSAB como forma de universalização da coleta e tratamento de esgotos sanitários no Brasil (AISSE *et al.*, 2015a). Ou seja, há a permissão e o incentivo para o uso desse sistema quando da indisponibilidade de redes de coleta ou até a sua implantação. Também seguindo o mesmo propósito, agora sob o enfoque das áreas rurais, foi instituído pela Fundação Nacional da Saúde (FUNASA) o Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR), que possui, entre as suas diretrizes, o uso de tanques sépticos para a promoção do saneamento nessas localidades (FUNASA, 2019). Os últimos dados disponibilizados mostram que 16,3% dos domicílios pesquisados pelo Plano Nacional de Amostras por Domicílios Contínua (PNAD-Contínua) utilizam fossas e tanques sépticos (IBGE, 2023).

Um elemento que dificulta a real compreensão do cenário do uso de tratamento individualizado no Brasil é a terminologia utilizada em razão da concepção do sistema de tratamento. O termo “fossa séptica” deveria corresponder exclusivamente a sistemas não estanques, que permitem o contato do esgoto no solo, propiciando a infiltração da parcela líquida e, conseqüentemente, parte da matéria orgânica, incluindo agentes biológicos. Os sistemas de fossas sépticas devem ser descartados como soluções adequadas, pois contaminam o solo e conseqüentemente as águas do lençol freático. Fossas de construção precária são geralmente denominadas de “fossas rudimentares”.

Já o termo “tanque séptico” deveria corresponder exclusivamente a sistemas estanques que não permitem nenhum contato do esgoto com o solo. Ou seja, são dois sistemas de tratamento distintos. Os dois termos são utilizados de forma frequente e errônea como o mesmo sistema, parte por hábito tradicional de uso de linguagem e parte por desconhecimento das diferenças de concepção e operação existente entre ambos. O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o Ministério do Desenvolvimento Regional e outras entidades e termos de legislações, incluindo o próprio PLANSAB, utilizam os termos “fossas

e tanques sépticos como sendo o mesmo sistema (IBGE, 2012; PLANSAB, 2019). Assim, desconhece-se a quantidade real de fossas e de tanques sépticos individualmente.

Outro ponto desfavorável é o uso caótico dessa alternativa tecnológica, que não observa critérios adequados de dimensionamento apresentados nas normas brasileiras editadas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). Tanques sépticos dimensionados de forma aleatória ou equivocados podem apresentar eficiências menores de tratamento individualizado, perdendo o objetivo principal da redução de matéria orgânica e retenção de sólidos. Há até mesmo tanques sépticos pré-fabricados disponíveis e à venda em lojas de material de construção, com especificações muito aquém das recomendadas para residências unifamiliares.

Por último, os tanques sépticos são geralmente instalados sob jardins, pisos e calçamentos, permanecendo ocultos aos usuários, e assim propiciando certa negligência em sua correta operação. Como já demonstrado, o tanque séptico requer a remoção de lodo de forma periódica, ficando o gerador responsável por essa operação. Todavia, por desconhecimento de seu funcionamento, o usuário geralmente realiza a limpeza apenas quando há problemas como odor, extravasamento, refluxo de esgoto e entupimento de tubulações. Quando esse tipo de situação ocorre, geralmente o intervalo de limpeza foi ultrapassado e a unidade já não está funcionando adequadamente há certo tempo. Sendo assim, o usuário de tanques sépticos deve ser estimulado a operar o sistema, ou seja, remover o lodo de forma periódica. Como o estímulo é inexistente, muitos sistemas, mesmo corretamente dimensionados e instalados, não funcionam, prejudicando de forma significativa o meio ambiente local, sobretudo em áreas mais densamente povoadas.

3. CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE TANQUE SÉPTICO

O lodo de tanque séptico não pode ser classificado e, conseqüentemente, tratado da mesma forma que o lodo oriundo das ETE. Segundo Andreoli (2009), o lodo de tanque séptico tem como principal característica a desuniformidade das características físico-químicas e biológicas,

assemelhando-se mais a um esgoto muito concentrado do que a um lodo propriamente dito. O mesmo autor afirma ainda que esse resíduo “é uma mistura de esgoto e lodo, que não apresenta as características típicas do esgoto, nem do que se conhece normalmente como lodo na terminologia da Engenharia Sanitária”.

Na **Tabela 1** são apresentadas as características do lodo de tanque séptico e a comparação de alguns de seus parâmetros com os máximos admitidos pelas legislações ambientais brasileiras para uso no solo — no caso, a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 498/2020, que define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgotos, e a Instrução Normativa do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento nº 27/06 (MAPA, 2006), que trata da importação ou comercialização para a produção de fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes.

Estudos de caracterização de lodos de fossas e tanques sépticos foram realizados no âmbito do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), nos quais foram compilados resultados encontrados por diversos autores, conforme apresentado na **Tabela 2**. As tabelas apresentam grande variabilidade em todos os parâmetros investigados, ressaltando que o lodo séptico não possui nenhuma uniformidade se comparado com o esgoto sanitário. Assim, cada descarga de caminhão “limpa-fossa” em ETE acrescenta uma carga imprevisível para a codisposição.

As características do lodo séptico de cada descarga de caminhão dependem de diversos fatores que incluem o dimensionamento do tanque séptico, a operação e intervalo de descarte do lodo, temperatura do local, atividades e número dos usuários, infiltrações irregulares de águas de drenagem ou demais infiltrações parasitárias. Enquanto as redes de coleta de esgoto tendem a uniformizar o esgoto

Tabela 1 - Caracterização do lodo de tanque séptico e comparação com parâmetros admitidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA).

Variáveis	Lodo de tanque séptico			Legislação ambiental brasileira	
	PROSAB (2009)	FSM (2014)	LS-RENTED (2017)	CONAMA nº 498/20 (2006)*	MAPA nº 27 (2006)
ST (mg.L ⁻¹)	715 - 35.019	22.702	16.185 ± 9.645	-	-
STV (mg.L ⁻¹)	317 - 27.006	6.000	12.440 ± 7.148	-	-
SD (mL.L ⁻³)	250 - 825	-	354 ± 88	-	-
TS (%)	-	-	8,94 ± 11,28	-	-
pH (-)	5,30 - 8,03	4,03 - 10,97	6,58 - 7,48	-	-
DQO (mg.L ⁻¹)	296 - 19.367	65.000	18.660 ± 10.722	-	-
Al (mg.kg ⁻¹)	0 - 143	-	37,70 ± 9,15	-	-
As (mg.kg ⁻¹)	-	-	-	41	20
Ba (mg.kg ⁻¹)	37,70 - 1.108	-	0,59 ± 0,17	1.300	-
Cd (mg.kg ⁻¹)	0,21 - 0,54	20,00	0,01 ± 0,00	39	8
Cr (mg.kg ⁻¹)	2,78 - 89,40	766,67	0,13 ± 0,04	1.000	500
Cu (mg.kg ⁻¹)	8,82 - 374	-	1,38 ± 1,32	1.500	-
Hg (mg.kg ⁻¹)	-	-	-	17	-
Mo (mg.kg ⁻¹)	-	-	-	50	-
Ni (mg.kg ⁻¹)	2,93 - 24,17	256,67	0,06 ± 0,03	420	175
Pb (mg.kg ⁻¹)	2,93 - 24,17	383,33	0,08 ± 0,04	300	300
Se (mg.kg ⁻¹)	-	-	-	36	-
Zn (mg.kg ⁻¹)	22,18 - 1,30	2.800,00	5,21 ± 1,44	2.800	-
Ovos de Helmintos (nº.ovos.gST ⁻¹)	4 - 332	-	259 ± 327	-	-

Fonte: adaptado de Mendonça *et al.* (2019).

ST: sólidos totais; STV: sólidos totais voláteis; SD: sólidos dissolvidos; TS: teor de sólidos; DQO: demanda química de oxigênio.

*A Resolução CONAMA 498/2020 para Lodo Classe 1.

Tabela 2 - Caracterização de resíduos de fossa/tanque séptico no Brasil.

Referências	Variáveis (mg.L ⁻¹)									
	ST	STV	SST	SSV	DBO	DQO	NTK	Amônia	PT	Óleos e Graxas
Meneses, Ingunza e Jacome (2001)	12.880	3.518	7.091	2.246	2.434	6.895	120	89	18	531
	2.280	1.710	1.240	1.030	1.020	2.400	55	38	6	6
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	39.238	11.828	17.350	8.160	4.800	16.000	180	149	67	8.533
Cassini <i>et al.</i> (2003)	9.550	6.172	6.896	5.018	2.808	10.383	-	116	45	1.588
	516	224	145	79	-	528	-	36	7	18
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	33.292	18.454	27.500	18.000	-	29.704	-	278	216	6.982
Rocha e Sant'anna (2005)	1.631	-	492	-	2.829	7.912	-	768	112	971
	9	-	2	-	60	144	-	65	2	58
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	8.160	-	1.750	-	8.600	19.830	-	3.280	445	3.235
Leite <i>et al.</i> (2006)	9.267	4.868	-	-	1.863	9.419	-	-	-	588
	745	304	-	-	488	1.363	-	-	-	24
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	44.472	21.445	-	-	4.103	25.488	-	-	-	3.639
Tachini, Belli Filho e Pinheiro (2006)	49.593	29.685	37.731	-	11.424	23.835	-	-	-	-
	655	300	215	-	230	474	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	162.660	106.960	134.000	-	47.200	56.000	-	-	-	-
Belli Filho <i>et al.</i> (2002)	7.186	3.413	2.064	1.087	1.890	6.119	-	58	90	327

Fonte: Andreoli (2009).

ST: sólidos totais; STV: sólidos totais voláteis; SST: sólidos suspensos totais; SSV: sólidos suspensos voláteis; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; PT: fósforo total.

em função de sua geração e transporte, o lodo séptico possui as características exclusivamente dos locais de geração. Vale ressaltar que as empresas “limpa-fossa” prestam atividades de esgotamento além das de fossas e tanques sépticos. Muitas atuam conjuntamente com empresas de saneamento na desobstrução de redes de coleta de esgoto convencionais, e seu conteúdo também é direcionado às ETE. Algumas até mesmo prestam serviços para a área industrial, podendo, ainda, transportar lodos de outras origens para as ETE, seja de forma irregular, seja misturados com o lodo séptico pela falta de limpeza dos tanques dos caminhões, contribuindo para o aumento da variabilidade dos parâmetros do lodo séptico.

4. IMPACTOS DO LANÇAMENTO DE LODO SÉPTICO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Geralmente, as ETE não são concebidas para o recebimento de lodo séptico e, quando da sua ocorrência, pode ocorrer diminuição na eficiência de tratamento da

estação, principalmente quando ele é realizado sem critérios técnicos adequados (HEINSS e STRAUSS, 1999; CHAGGU, SANDERS e LETTINGA, 2007; STILL e FOXON, 2012; WILSON e HARRISON, 2012; DANGOL, 2013; HOOIJMANS *et al.*, 2013). A **Tabela 3** apresenta alguns trabalhos de investigação de impactos do lodo séptico em ETE com tecnologia aeróbia e anaeróbia, incluindo estudos em unidades em escala piloto e bancada.

Quanto à tecnologia empregada, têm-se os reatores UASB entre o rol de tecnologias adequadas ao recebimento do lodo, pois eles já realizam o processo de digestão e adensamento do lodo, diminuindo seu volume final (LÓPEZ, MORGAN e NOYOLA, 2000; CHERNICHARO *et al.*, 2015).

5. CODISPOSIÇÃO DE LODO SÉPTICO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO

O lançamento de lodo séptico pode ser feito diretamente nas entradas das ETE. Em situações normais, o descarte

Tabela 3 - Impactos sobre lançamento de lodo de tanques séptico em estações de tratamento de esgoto.

Referência	Local	Cenário	Resultados relacionados com impactos em ETE
Heinss e Strauss (1999)	Alemanha	Operação de digestor anaeróbio.	A digestão anaeróbia com até 50% de lodo séptico não foi prejudicada.
Heinss e Strauss (1999)	—	Cargas intermitentes de lodo séptico em sistemas de lodo ativado.	A presença de óleos e graxas dificulta a sedimentação. Houve deterioração na ordem de 20 a 30% na eficiência da remoção de DBO.
Tachini (2002)	Blumenau/SC	Lodo de tanque séptico (não quantificado no trabalho) é lançado em uma ETE com reator UASB (V @ 1.210 m ³) que recebe vazão média de 13,2 L.s ⁻¹	Não houve prejuízo na remoção de DQO, porém houve maior instabilidade na qualidade do efluente do reator e aumento de SST no efluente.
Vieira, Carvalho e Campos (2005)	ETE Lages - Aparecida de Goiânia/GO	Cerca de 10 caminhões de lodo (80 m ³) por dia descarregados em ETE com dois reatores UASB, seguidos por lagoas. ETE projetada para vazão média de 50 L.s ⁻¹ .	Não há abordagem aprofundada e específica sobre impactos. A ETE estava em fase inicial de operação, porém, na 29ª semana de operação, ocorreu queda na remoção de DQO (com perdas de eficiência na ordem de 40%).
Leite et al. (2006)	ETE Belém Curitiba/PR	A ETE por processos de lodo ativado com aeração prolongada, com vazão média de cerca de 1 m ³ .s ⁻¹ , recebeu 3.309 m ³ .mês ⁻¹ de lodo séptico (cerca de 462 caminhões - lançado na rede), sendo cerca de 63,4% advindo de residências (porcentagem de lodo em relação ao esgoto de 0,128%).	Não há dados específicos sobre impactos, porém, aparentemente, o efeito foi desprezível no que concerne ao desempenho da ETE.
Pierotti (2007)	ETE Distrito de Água Vermelha São Carlos/SP	Cerca de 50 a 70 m ³ por semana de lodo séptico foi lançado em ETE constituída por reator UASB seguido por biofiltro aerado submerso. O reator UASB (245 m ³) opera com tempo de detenção hidráulico (TDH) médio de 8 h.	Não se notou queda sensível na eficiência de remoção de DQO (porém, grandes oscilações) na qualidade do efluente. A eficiência variou entre 40 e 60%. A remoção de sólidos suspensos chegou a cair de 60 para 29%. Elevada geração média de lodo decorrente das descargas de lodo (0,57 kg SST. kg ⁻¹ DQO aplicada) superior em relação àquela que ocorre sem o lançamento de lodo.
Godoy et al. (2007)	ETE Água Vermelha São Carlos/SP	Descarga de lodo séptico 3 vezes por semana, havendo de 6 a 8 lançamentos de 3 m ³ cada em ETE com UASB + biofiltro aerado submerso (BAS) para 800 pessoas.	Após a estabilização do reator UASB, o impacto do lançamento do lodo, na quantidade de 4% da vazão afluente, não exerceu nenhum impacto negativo ao tratamento.
Gonçalves (2008)	ETE Piloto Campus USP São Carlos/SP	Dois reatores UASB (piloto) com TDH de 8 h, recebendo descargas controladas de lodo de tanque séptico.	Aplicação de até 2/3 de lodo séptico em relação à vazão de esgotos não afetou o sistema.
Samways et al. (2010)	ETE Piloto PUCPR/UFPR/SANEPAR Curitiba/PR	Codisposição de 450 L.d ⁻¹ de lodo séptico, aplicado de forma contínua em reatores UASB piloto, de 2 m ³ de volume e TDH de 8 horas. Foram aplicadas três cargas distintas de lodo (0,22 kg-ST.m ⁻³ .d ⁻¹ e 0,15 kg-DQO.m ⁻³ .d ⁻¹ ; 0,45 kg-ST.m ⁻³ .d ⁻¹ e 0,40 kg-DQO.m ⁻³ .d ⁻¹ ; 0,80 kg-ST.m ⁻³ .d ⁻¹ e 0,71 kg-DQO.m ⁻³ .d ⁻¹) Esses valores significaram acréscimos de até 7,5% para a vazão e de carga de até 66,7 e 29,0%, respectivamente para ST e DQO. A relação volumétrica de lodo aplicado aos reatores foi de 7,2%.	Não foram notados efeitos sensíveis de impacto no efluente dos reatores.
Aisse et al. (2015b)	ETE Itumbiara/GO	Codisposição em reator UASB, de vazão de esgoto de 203,6 L.s ⁻¹ e tempo de detenção hidráulica de 7 horas, utilizando uma relação volumétrica de 51% de lodo séptico.	Não foi notada interferência significativa na qualidade do efluente.
	ETE Trindade/GO	Codisposição em sistema constituído por lagoas anaeróbias (taxa de aplicação superficial de 5.573 kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹), seguida de facultativa secundária e de maturação, dimensionado para 80,6 L.s ⁻¹ .	Até TAV de 0,2%, observou-se aumento da concentração de SSed. no efluente anaeróbio, porém não houve interferência na qualidade do efluente das lagoas subsequentes. (TAV= Volume mensal lodo/ Volume mensal esgoto)
Samways (2015)	Estudo em bancada	Degradabilidade do lodo séptico combinado com esgoto bruto, em condições anaeróbias, em batelada e temperatura ambiente (20 a 28 °C) e controlada (35 °C). Foram aplicadas cargas entre 0,12 e 1,23 kg-DQO.m ⁻³ batelada ⁻¹ . A relação volumétrica de lodo variou entre 0,48 e 6,9%.	Os dados não indicaram impacto negativo na produção de metano em relação ao controle.
Caetano et al. (2021)	ETE Mato Grande Canoas/RS	Aplicação de lixiviado de aterro sanitário (2,7%), efluente de banheiro químico (0,1%) e lodo séptico (0,8%) em sistema de lodos ativados tratando esgotos domésticos 96,4%) em batelada.	Verificação de cargas de choque de matéria orgânica, nutrientes e sólidos. Aumento do índice volumétrico de lodo (IVL) de 46 para 287 mL.g ⁻¹ e de 0,42 para 0,82 d ⁻¹ na relação alimento/microrganismo (A/M). Surgimento de organismos filamentosos no processo de sedimentação. Sugestão de aplicação gradual de substâncias coprocessadas na ETE.

de lodo de um caminhão (de volume usual entre 8 e 12 m³) ocorre em cerca de 15 minutos, resultando em acréscimo de 9 a 13 L.s⁻¹ na vazão afluyente da estação. Esse acréscimo pode alterar o regime hidráulico de entrada de afluyente nas ETE e ocasionar impactos significativos, principalmente em estações de menor porte. No caso do uso de reatores UASB, por exemplo, esse acréscimo altera a velocidade ascensional do esgoto, podendo resultar em perda de sólidos no efluente e, conseqüentemente, perda de eficiência do tratamento nos reatores. Tais sistemas aplicados no tratamento de esgoto sanitário são normalmente mais suscetíveis a sobrecargas hidráulicas do que orgânicas.

Contudo, em face das características do lodo séptico, além do aumento na carga hidráulica, também pode ocorrer grande aumento nas concentrações de DQO e de SST, quando o lodo é codisposto em ETE, podendo causar sobrecarga no sistema de tratamento se seu lançamento não for realizado em momento oportuno (períodos de baixa vazão afluyente como o período noturno) ou com um pré-tratamento adequado (LEITE *et al.*, 2006). Heins e Strauss (1999) recomendam que o lodo séptico seja diluído com esgoto antes de sua aplicação para diminuir os efeitos de choque de carga ao sistema.

Nessa visão, Jordão e Pessoa (2017) propuseram a inserção de um tanque de recebimento, equalização e acumulação do lodo, de forma a facilitar o controle do lançamento na ETE. Essa premissa já tinha sido discutida

por Campos *et al.* (2009), que descreveram estruturas de recebimento mais complexas denominadas de Centrais de Recebimento de Lodo de Tanque Séptico (CRLTS) para coprocessamento em ETE e Centrais de Desaguamento e Tratamento do lodo de tanques sépticos (CDT), para servir exclusivamente para o tratamento individualizado sem a codisposição. Recentemente, pesquisas sublinharam o uso de bombas de *air-lift* para a extração de lodos de excesso em sistemas descentralizados de tratamento de esgoto, as quais poderiam ser empregadas também em ETE que recebem lodo séptico (ARAÚJO, MENDONÇA e TEIXEIRA, 2022).

Lucca, Samways e Aisse (2011) apresentaram as opções de gerenciamento do lodo de tanques sépticos, iniciando com o gerador do lodo, a coleta, transporte, recepção, tratamento, e por fim a sua destinação final. Na **Figura 2** é ilustrado o funcionamento do sistema desde a sua fonte geradora, passando pelo transporte e desaguamento em CRLTS, até a destinação final do lodo tratado.

A opção da utilização das CRLTS não englobaria todas as ETE, mas sim aquelas mais propícias ao recebimento do lodo. Como critérios de seleção das ETE para a instalação das CRLTS, têm-se como variáveis a serem consideradas: a tecnologia de tratamento utilizada; seu porte; e sua posição geográfica. Quanto à tecnologia existente na ETE, buscam-se as que sejam menos sensíveis ao possível impacto do acréscimo do lodo e do aumento do volume

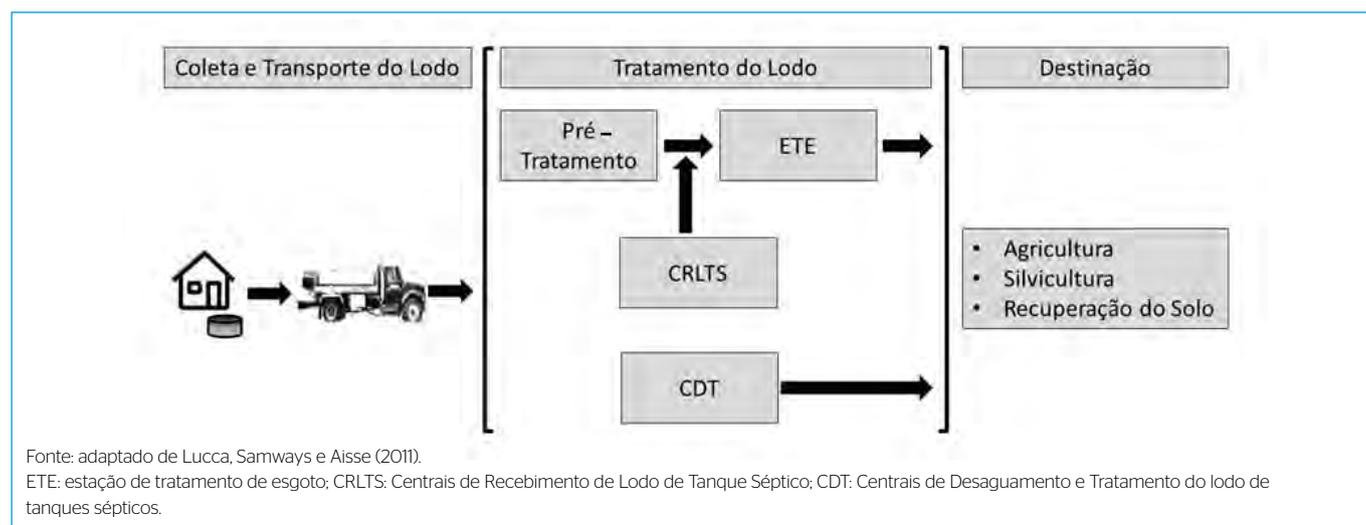


Figura 2 - Integração do fluxograma do sistema individual do tratamento de esgoto com seu tratamento e destinação final.

gerado na estação. Quanto ao porte das ETE, as de maiores vazões de esgoto possuem a vantagem de ter maior diluição do lodo, havendo um possível menor impacto. ETE de menor porte, sobretudo em tratamento descentralizados, podem ser mais sensíveis ao acréscimo do lodo. Sobre o posicionamento geográfico, a seleção das ETE mais próximas aos geradores de lodo séptico (regiões com ausência de rede coletora) ou as que possuem acesso fácil e adequado à circulação de caminhões limpa-fossa permitem a diminuição do tempo e custo desse tipo de operação.

6. CONCEPÇÃO DE CENTRAL DE RECEBIMENTO DE LODO DE TANQUE SÉPTICO

Samways *et al.* (2014) e Samways (2015) estudaram 13 propostas de estruturas de recebimento de lodo séptico e CRLTS encontradas na literatura. As estruturas foram classificadas de acordo com as tecnologias de recepção e pré-tratamento sugeridas pelo(s) autor(es), conforme apresentado na **Tabela 4**.

Samways (2015) apresentou uma proposta que visou contemplar as características comuns das estruturas apresentadas acima, sem a pretensão de ser definitiva, ficando livre a alteração de acordo com as necessidades locais. A proposta, porém, tem a tendência de se adaptar

à maioria das situações. Sendo assim, esta Nota Técnica sugere a adoção da proposta apresentada por Samways (2015) como a recomendada para a adoção de CRLTS nas ETE que venham a codispor lodo séptico.

A proposta apresentada utilizaria um sistema de gradeamento, dois tanques de equalização paralelos, que seriam utilizados de forma intermitente e alternada, e bomba dosadora de lodo. Um dos tanques equalizaria os diferentes lançamentos de lodo séptico e o segundo realizaria a separação das fases do lodo equalizado (escuma, líquido e sólido), atuando como um sedimentador.

Campos *et al.* (2009) estudaram a sedimentabilidade do lodo séptico. De acordo com as curvas de sedimentabilidade, o lodo séptico apresentou resultados satisfatórios após 30 minutos de repouso. A adoção do misturador pode ser excluída caso sejam usados critérios menos restritivos na aplicação do lodo séptico em codisposição, o que pode ser feito em estações de grande porte. O uso de dois tanques tem o intuito de dar tempo hábil para realizar análises e determinações físico-químicas do lodo sedimentado, a fim de determinar a dosagem ideal de aplicação em termos de carga ($\text{kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ ou $\text{kg SST.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$).

As análises e determinações também protegem a ETE de descargas de lodo não provenientes de tanques sépticos que, porventura, seriam descarregadas indevidamente,

Tabela 4 - Matriz com o resumo dos fluxogramas das propostas de Centrais de Recebimento de Lodo de Tanque Séptico estudadas.

Proposta	Autor(es)	Gradeamento	Medição de Vazão	Tanque de Equalização	Misturadores	Dosagem por Bombeamento	Separação de Fases	Flotação
(1)	Gonçalves (2008)							
(2)	Crippen, Ghantous e Antill (2009)							
(3)	Campos <i>et al.</i> (2009)							
(4)	Campos <i>et al.</i> (2009)							
(5)	Campos <i>et al.</i> (2009)							
(6)	Souza (2009)							
(7)	Samways <i>et al.</i> (2010)							
(8)	Souza (2012)							
(9)	Aisse <i>et al.</i> (2015b)							
(10)	Aisse <i>et al.</i> (2015b)							
(11)	Aisse <i>et al.</i> (2015b)							
(12)	Aisse <i>et al.</i> (2015b)							
(13)	Aisse <i>et al.</i> (2015b)							

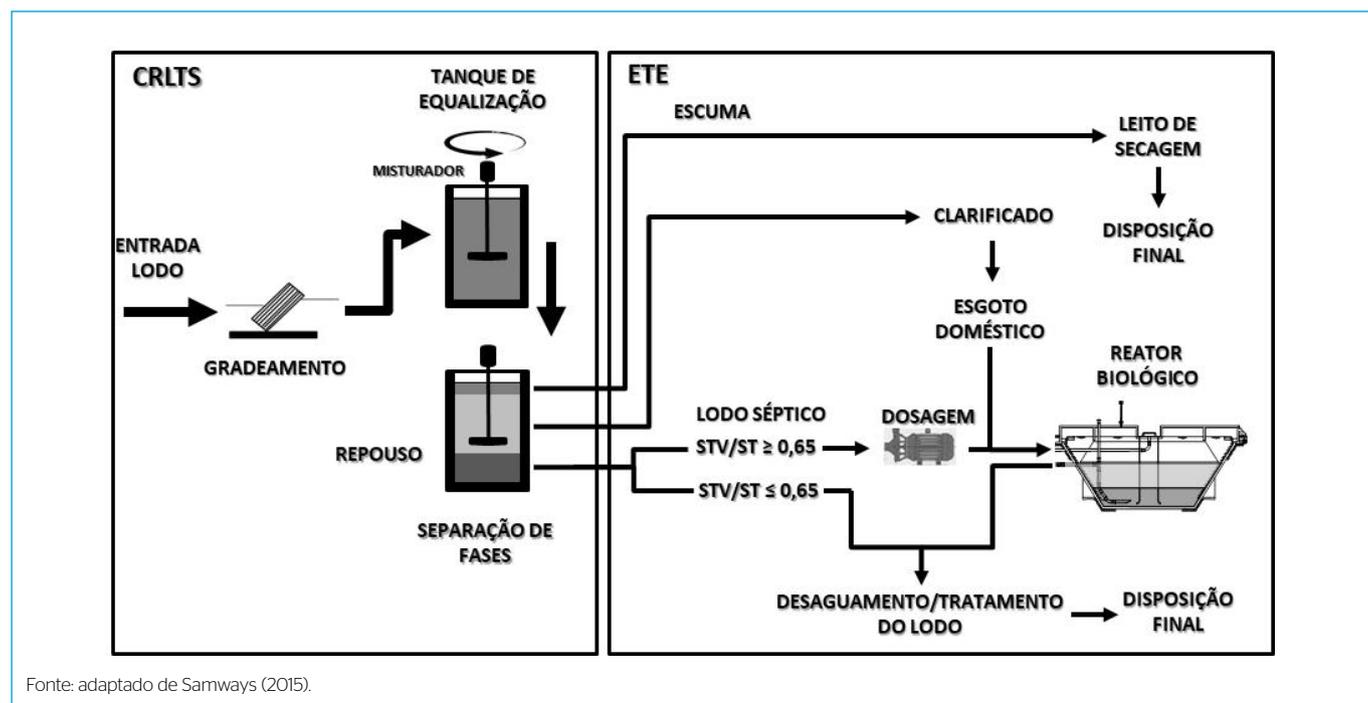
podendo prejudicar o tratamento biológico. Os parâmetros recomendados seriam pH, ST, sólidos totais voláteis (STV), SST e DQO. Após a separação das fases, a espuma seria removida para leito de secagem (ou outra tecnologia de desidratação de gorduras) e disposição final. A fase líquida seria incorporada diretamente ao esgoto bruto na entrada da ETE.

O lodo sedimentado poderia seguir dois caminhos: caso a relação STV/ST seja superior a 0,65, o lodo seria dosado por bombeamento à estação; caso seja inferior, o lodo seguiria para o sistema de desaguamento e tratamento conjuntamente com o lodo da ETE. A dosagem do lodo pode ser variável de acordo com o hidrograma de vazão da ETE. Não há a necessidade da medição de vazão de lodo, pois ela poderá ser quantificada em relação ao volume em seu tanque de equalização.

O sistema de gradeamento deve possuir um espaçamento equivalente ou com maior eficiência ao utilizado na ETE, a fim de manter a qualidade das operações nas estações e do lodo gerado. Samways *et al.* (2010) identificaram uma média de um volume de 12 L de sólidos grosseiros por descarga de 8.000 L ($1,5 \text{ L.m}^{-3}$) de lodo em um gradeamento de 5 mm de espessura. A **Figura 3**

contempla o fluxograma da proposta apresentada por esta Nota Técnica. Esse fluxograma contempla o sugerido pelos autores estudados na **Tabela 4**, compilando as informações e ideias para a concepção das CRLTS.

Os locais de descarte deverão ser instalados, preferencialmente, próximo à entrada da estação, por via exclusiva, evitando assim o tráfego na área interna da ETE, o qual acarretaria transtornos na operação e chances de acidentes. O descarte deverá acontecer com a utilização de mangote acoplado na saída do caminhão e encaminhado até uma caixa de recepção fechada, a fim de evitar sujar o ambiente e diminuir a emissão de odores. O caminhão poderá estar estacionado em rampa inclinada, a fim de auxiliar o descarte do líquido do fundo do tanque do caminhão (até no máximo 10%). A caixa de recepção deverá possuir um sistema de gradeamento de igual ou superior eficiência de remoção de sólidos grosseiros, a fim de não prejudicar a qualidade do tratamento de esgoto e do lodo produzido pela estação. A limpeza da grade poderá ser feita de forma manual ou mecanizada. O ponto de descarte deverá estar em local que permita que o lodo descartado flua aos tanques por gravidade, evitando assim a utilização de bombas hidráulicas.



Fonte: adaptado de Samways (2015).

Figura 3 - Concepção de Central de Recebimento de Lodo de Tanque Séptico (CRLTS) em estações de tratamento de esgoto.

Por mais que ocorra certa mistura do lodo dos diversos caminhões, recomenda-se a utilização de misturador mecanizado no tanque com gradiente que promova sua mistura completa, que poderá ser acionado nos 30 minutos finais do recebimento do lodo. O lodo descarregado pode criar faixas heterogênicas no tanque, prejudicando a caracterização total do lodo.

A seleção de um ou dois tanques dependerá da demanda de descarte de lodo séptico. Esta Nota Técnica recomenda a utilização de dois tanques como segurança adicional para uma codisposição mais precisa e, ao mesmo tempo, com os dados da caracterização do lodo, para poderem ser identificados lodos não sépticos que poderão interferir no processo biológico da estação. Para tanto, o lodo de cada caminhão deverá ser amostrado (preferencialmente com uma amostra composta ao longo do descarregamento do caminhão) e armazenado como testemunho até ser finalizado o processo de caracterização do lodo homogeneizado. Uma vez detectada inconformidade, a totalidade do lodo deverá ser esgotada e encaminhada ao tratamento/disposição final viável mais adequado. Os testemunhos deverão ser caracterizados e, uma vez detectada a origem, o prestador de serviços deverá ser autuado de acordo com o contrato firmado entre a empresa “limpa-fossa” e a companhia de saneamento, podendo esta até mesmo acionar órgãos administrativos, jurídicos e ambientais.

De posse dos dados e com o lodo segregado, encaminha-se a espuma sobrenadante através de registros hidráulicos situados até 30 cm da borda útil do tanque até leito de secagem ou outro tipo de tratamento da espuma. Caso o lodo séptico apresente caracterização que se assemelhe ao esgoto doméstico, poderá ser encaminhado diretamente até a entrada da ETE, misturando-se com o esgoto doméstico. Caso o lodo séptico possua uma relação $STV/ST \leq 0,65$, é considerado como estabilizado, podendo ser encaminhado para as unidades de gerenciamento do lodo oriundo do tratamento de esgoto, como adensamento (muitas vezes não incluído em ETE do tipo UASB), desidratação, higienização (quando reaproveitado na forma de biossólido) e destino final. Caso contrário, o lodo séptico deverá ser

bombeado e dosado de acordo com a capacidade de tratamento por um conjunto motobomba ao tratamento na ETE, para subsequente adensamento e estabilização. Segue um exemplo de dimensionamento de uma CRLTS.

Exemplo 1 - Dimensionamento e Operação da Central de Recebimento de Lodo de Tanque Séptico

Considerando-se uma ETE tratando uma vazão de esgoto afluente (Q_{ESG}) de 20 L.s^{-1} , operando um reator UASB como tratamento secundário, estimar o volume máximo de recepção de lodo séptico a ser codisposto de forma segura.

O dimensionamento da CRLTS é delimitado pelas seguintes condições da ETE: (1) capacidade de recepção dos reatores biológicos da ETE; e (2) demanda volumétrica de descarte de lodo séptico. Pela capacidade de recepção da ETE, considera-se segura uma aplicação de lodo séptico de $0,71 \text{ kg-DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ e/ou $0,80 \text{ kg.ST.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, de acordo com os estudos já discutidos.

- Cálculos preliminares:

$$Q_{\text{ESG}} = 20 \text{ L.s}^{-1} = 1728 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$$

$$DQO_{\text{ESG}} = 600 \text{ mg.L}^{-1} \text{ (adotado)}$$

$$\text{Carga Orgânica Afluente (CO)} = \text{Vazão (Q)} \times DQO$$

$$CO = 20 \text{ L.s}^{-1} \times 600 \text{ mg.L}^{-1} = 12 \text{ g.DQO.s}^{-1} \approx 1037 \text{ kg.DQO.d}^{-1}$$

- Dimensão do Reator UASB (TDH = 8h)

$$V \approx 576 \text{ m}^3$$

- Volume de lodo séptico para codisposição

A sedimentação e separação de fases no segundo tanque ocorrem efetivamente após o período de 30 minutos. A coleta e caracterização físico-química do lodo dependem da capacidade de operação da estação e do laboratório. Neste exercício, assume-se que, em um período de 3 horas e 30 minutos, as análises estejam concluídas e a DQO de lodo séptico seja de $10.000 \text{ mg DQO.L}^{-1}$.

$$DQO_{\text{LS}} = 10.000 \text{ mg-DQO.L}^{-1} = 10 \text{ kg-DQO.m}^{-3} \text{ (adotado)}$$

$$CO = 0,71 \text{ kg-DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1} \times 576 \text{ m}^3 \approx 409 \text{ kg-DQO.d}^{-1}$$

- Capacidade de recepção de lodo séptico

$$Q_{LS} = \frac{CO}{DQO_{LS}}$$

$$Q_{LS} = \frac{409 \text{ kg-DQO} \cdot \text{d}^{-1}}{10 \text{ kg-DQO} \cdot \text{m}^{-3}} = 40,9 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1} \text{ ou } 1,7 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$$

A concepção de CRLTS apresentada nesta Nota Técnica contempla a utilização de dois tanques de equalização/sedimentação (ver **Figura 3**). O primeiro tanque recebe as descargas no horário comercial da estação (adotado em 8 horas), equaliza e sedimenta. O lodo é então amostrado e caracterizado, dando-se início à codisposição. O segundo tanque realizaria somente a codisposição. Assim, cada tanque codispõe o lodo em um período de 36 horas, alternadamente. A **Figura 4** exemplifica o exposto.

- Volume do tanque de equalização/sedimentação (p/ 2 tanques)

$$V_{LS} = 1,7 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \times 36 \text{ h} \approx 61 \text{ m}^3$$

Os caminhões limpa-fossa possuem diversas configurações de volume de transporte de lodo, sendo o mais comum 8 m³. Pelos cálculos da capacidade de recepção, a ETE poderia receber aproximadamente 7,6 caminhões por dia de forma segura. Para atender a demanda volumétrica de descarte de lodo séptico, é ilógico permitir a descarga de parte da carga de um caminhão. Assume-se, assim, o recebimento de até oito caminhões de 8 m³ diariamente, resultando em uma demanda de descarte de 64 m³.

Caso se opte por apenas um tanque de equalização/sedimentação, tem-se:

- Volume do tanque de equalização/sedimentação (p/ 1 tanque)

$$V_{LS} = 1,7 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \times 12 \text{ h} \approx 20,4 \text{ m}^3$$

O volume operacional é de 24 m³ para até 3 caminhões de 8 m³.

Com estes cálculos, determina-se a quantidade diária de caminhões que a ETE poderá receber. As empresas prestadoras de serviço de “limpa-fossa” deverão agendar com a operação da estação a possibilidade de descarte. Caso a capacidade diária esteja completa, o caminhão deverá ser encaminhado a outra ETE que possua CRLTS ou aguardar agendamento. Dessa forma, a companhia de saneamento deverá investigar a demanda regional de descarte de lodo por parte das empresas prestadoras de serviço e instalar CRLTS em determinadas ETE, preferencialmente nas de maior porte. Sugere-se também que a codisposição seja limitada a apenas um reator, caso a estação possua mais do que um, a fim de monitorar possíveis interferências.

Cada caminhão, em média, leva 30 minutos desde a entrada na ETE, com a apresentação e verificação de documentos, até o fim de descarte do lodo. Assim, cada estação poderá receber diariamente até 16 caminhões por ponto de descarte em um período de 8 horas. Caso possa receber um número maior de caminhões, pontos adicionais de descarte deverão ser contemplados na CRLTS.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta Nota Técnica evidencia a premissa do uso de tanques sépticos como alternativa às redes de coleta de esgoto quando estas não são disponibilizadas, destacando-o

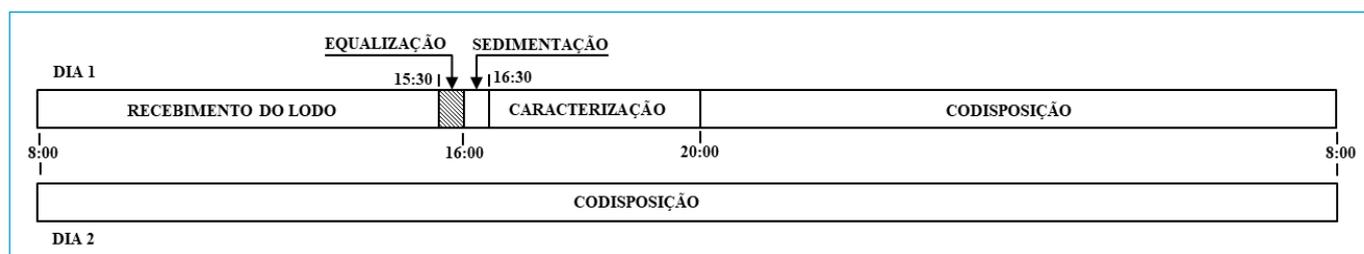


Figura 4 - Representação gráfica da recepção, equalização e aplicação de Lodo de Tanque Séptico em dois tanques em estações de tratamento de esgoto.

como elemento complementar na busca da universalização do saneamento. Tendo esse reconhecimento, o volume de lodo séptico tenderá a aumentar, resultando no aumento da demanda de tratamento e codisposição do lodo em ETE.

Atualmente, considera-se o recebimento de lodo séptico em ETE como algo adicional ou até mesmo eventual. Dependendo do porte das estações, o recebimento de cargas esporádicas não se reflete essencialmente em prejuízos detectáveis ao tratamento de esgoto ou nas características do lodo produzido. Contudo, em se tratando de estações de pequeno porte ou de possível aumento no volume produzido de lodo séptico, poderão ocorrer alterações negativas na eficiência do sistema de tratamento. Em longo prazo e à medida do aumento do rigor legal na qualidade de tratamento de esgotos, o papel do recebimento de lodo séptico codisposto poderá ter maior protagonismo.

Outro fator pertinente é que as empresas de saneamento cobram determinado valor para o recebimento do lodo séptico das empresas “limpa-fossa”. Geralmente essa cobrança é vinculada ao volume de lodo encaminhado à ETE, porém o lodo séptico não possui características constantes, apresentando muita variabilidade. Assim, esse tipo de cobrança muitas vezes pode não refletir no real custo da codisposição, onerando ora as empresas “limpa-fossa”, ora as companhias de saneamento.

Uma vez que alguns trabalhos apresentaram determinados impactos em processos de codisposição, o lodo séptico pode alterar a eficiência do tratamento. Alguns processos podem ser mais ou menos sensíveis em razão da tecnologia

empregada, porte da estação, volume de lodo séptico codisposto e tipologia do lodo aplicado. Sendo assim, pelos dados estudados até o momento, cargas adicionais de até $0,71 \text{ kg-DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, ou até mesmo $1,23 \text{ kg-DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ (experimento em bancada) não produzem impacto negativo na eficiência de remoção de DQO em reatores anaeróbios. Em sistemas aeróbios, os estudos mostraram até o momento que aplicações de lodo de até 0,128% do esgoto afluente não prejudicaram o tratamento. Houve estudos sobre codisposição em lagoas, nos quais nenhuma interferência foi notada. Todavia, cabe ressaltar que com o aporte do lodo séptico a quantidade adicional de sólidos, muitos dos quais inertes ou decorrentes da estabilização, fará com que haja uma diminuição da vida útil da lagoa em razão do seu acúmulo.

Por último, para permitir o recebimento controlado do lodo séptico, esta Nota Técnica propõe uma CRLTS ideal a ser instalada em ETE selecionadas para codispor lodo séptico sem que ocorram perdas na eficiência da estação.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico — CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior — CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais — FAPEMIG e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto — INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE TRANSPORTES TERRESTRES (ANTT). *Resolução nº 5.232*, de 14 de dezembro de 2016 que aprova as instruções complementares ao regulamento terrestre do transporte de produtos perigosos, e dá outras providências. Brasília: ANTT, 2016.

AGÊNCIA NACIONAL DE TRANSPORTES TERRESTRES (ANTT). *Resolução nº 5.848*, de 25 de junho de 2019 que atualiza o

regulamento para o transporte rodoviário de produtos perigosos e dá outras providências. Brasília: ANTT, 2019.

AISSE, M.M.; TRAFCA, A.C.; MOLL, A.C.B.; MISTURIN, M.; LUCCA, P.V. Análise da economicidade do emprego de tanques sépticos como solução para a gestão dos esgotos sanitários de pequenas comunidades. *Revista DAE*, v. 63, p. 58-70, 2015a.

- AISSE, M.M.; CARVALHO, E.H.; SOUZA, M.A.A.; SAMWAYS, G.; PEIXOTO, A.V.; MARIA, F. S.; OLIVEIRA, HADDAD, K. B. Co-disposição de lodo de fossas e tanques sépticos em estação de tratamento de esgotos. In: CARVALHO, E.H.; ANDREOLI, C.V. (Org.) *Lodo de fossa e tanque séptico*: orientações para definição de alternativas de gestão e destinação. Rio de Janeiro: ABES, 2015b. p. 49-160.
- ANDREOLI, C.V. (Coord.) *Lodo de fossa séptica – lodo de fossa e tanque séptico*: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. PROSAB. Curitiba: ABES, 2009, 390 p. Disponível em: https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosab5_tema_6.pdf. Acesso em: jun. 2021.
- ARAÚJO, E.C.; MENDONÇA, N.M.; TEIXEIRA, L.C.G.M. Uso de bombas de air lift para extração de lodos de excesso em sistemas descentralizados de tratamento de esgoto. *Revista DAE*, v. 71, n. 241, 213-223, 2023. <https://doi.org/10.36659/dae.2023.049>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 12.209 – Projeto de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitários*. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 7.229 – Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos*. Rio de Janeiro: ABNT, 1993.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 9.649 – Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação*. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 17.076 – Projeto de sistema de tratamento de esgoto de menor porte – Requisitos*. ABNT/CB-177, PROJETO ABNT NBR 17076, out 2022. Em consulta nacional. Rio de Janeiro: ABNT, 2022.
- BELLI FILHO, P.; SOARES, H.M.; MATIAS, W.G.; PINTO, R.O.; CHAGAS A.; CASTILHOS JÚNIOR, A.B. Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e lodo de tanque séptico. In: Taller Y Simposio Latino-Americano Sobre Digestión Anaerobia, 7., Merida. *Anais...* v. 1. Merida: IWA, 2002, p. 266-269.
- CAETANO, M.O.; MIRANDA, L.A.S.; SOUZA, A.A.R.; GOMES, L.P. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário, efluente de banheiro químico e lodo de tanque séptico combinado com esgoto sanitário. *Revista DAE*, v. 69, n. 230, p. 215-230, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.042>
- CAMPOS, J.R.; ANDRADE NETO, C.O. Introdução. In: CAMPOS, J.R. (Coord.) *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 1999, p. 155-198.
- CAMPOS, J.R.; POVINELLI, S.C.S.; AISSE, M.M.; SOUZA, M.A.A.; SAMWAYS, G.; ALÉM SOBRINHO, P. Tratamento combinado de lodo de tanque séptico e de fossas com esgoto sanitário. In: CARVALHO, E.H.; ANDREOLI, C.V. (Org.) *Lodo de fossa e tanque séptico*: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 181-281.
- CASSINI, S.T.; CHERNICHARO, C.A.L.; ANDREOLI, C.V.; FRANÇA, M.; BORGES, E.S.M.; GONÇALVES, R.F. Hidrólise e atividade anaeróbia em lodos. In: CASSINI, S.T.; (Coord.). *Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás*. Rio de Janeiro, ABES. 2003. p.11-52.
- CHAGGU, E.J.; SANDERS, W.; LETTINGA, G. Demonstration of anaerobic stabilization of black water in accumulation systems under tropical conditions. *Bioresource Technology*, v. 98, n. 16, p. 3090-3097, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.10.029>
- CHERNICHARO, C.A.L.; van LIER, J.B.; NOYOLA, A.; BRESSANI RIBEIRO, T. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 14, n. 4, p. 649-679, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11157-015-9377-3>
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). *Resolução CONAMA nº 237*, de 19 de dezembro de 1997 que dispõe sobre licenciamento ambiental; competência da União, Estados e Municípios; listagem de atividades sujeitas ao licenciamento; Estudos Ambientais, Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental. Brasília: CONAMA, 1997.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). *Resolução CONAMA nº 498*, de 19 de agosto de 2020 que define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. Brasília: CONAMA, 2020.
- CRIPPEN, J.N.; GHANTOUS, R.; ANTILL, M. WWTP for Small Communities Design for Lower Cost Operations Construction & Startup. In: PNCWA Annual Conference. 2009, Boise. *Anais...* Boise, USA: Water Environmental Federation, 2009.
- DANGOL, B. *Faecal sludge characterization and co-treatment with municipal wastewater: process and modeling considerations*. 2013. 117 f. Tese (Master of Science). Delft: UNESCO-IHE Institute for Water Education, 2013.
- FLORIANÓPOLIS. *Lei Complementar nº 594*, de 21 de dezembro de 2016 que acrescenta artigos à Lei Complementar nº 239, de 2006 (Código de Vigilância em Saúde). Florianópolis, Brasil, 2016.
- FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE (FUNASA). *Programa Nacional de Saneamento Rural*. Brasília: Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde, 2019, 260 p.

GODOY, T.G.; PIROTTI, S.M.; SILVA, S.S.; SOUTO, G.A.B.; POVINELLI, J. Efeito da Descarga de caminhões limpa fossa em Estações de Tratamento de Esgoto de pequeno porte. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24., 2007, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2007.

GONÇALVES, C.P. *Impacto do lançamento do lodo de tanque/fossa séptica em estação de tratamento de esgoto com reator anaeróbio de fluxo ascendente e manda te lodo (UASB)*. 2008. 160 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

HEINSS, U.; STRAUSS, M.; *Co-treatment of faecal sludge and wastewater in tropical climates*. Genebra, Switzerland: EAWAG/SANDEC, 1999, 13 p.

HOOIJMANS, C.M.; DANGOL, B.; LOPEZ-VAZQUEZ, C.M.; RONTETAP, M.; BRDJANOVIC, D. Assessing the feasibility of faecal sludge co-treatment in sewage treatment plants – a practical guide. In: IWA Development Congress, 3., 2013, Nairobi, Kenya. *Anais...* Nairobi, Kenya: IWA, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Censo Demográfico 2010*. Características gerais da população, religião e pessoas com deficiência. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/93/cd_2010_caracteristicas_populacao_domicilios.pdf. Acesso em: 30 jun. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Plano Nacional de Amostras por Domicílios Contínua (PNAD-Contínua)*. Notas Técnicas Versão 1.12. Rio de Janeiro: IBGE, 2023, 123 p. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2102004>. Acesso em: 30 set. 2023.

JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A.; *Tratamento de esgotos domésticos*. 8 ed. Rio de Janeiro: Brasil: ABES, 2017, 915 p.

LEITE, B.Z.; PEGORINI, E.S.; ANDREOLI, C.V.; ANDRADE, F.L. Caracterização e alternativas de disposição de resíduos sépticos. In: Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 8., 2006, Fortaleza. *Anais...* Fortaleza: ABES, 2006.

LÓPEZ, J.; MORGAN, J.; NOYOLA A. *Arranque de reactores anaeróbios industriales dos casos de estudio*. In: Congreso de la Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, 12., 2000, Cidade do México, México. *Anais...* Cidade do México, México: FEMISCA, 2000.

LUCCA, V.P.; SAMWAYS, G.; AISSE, M.M. Estudo dos custos de implantação e operação de sistemas de coleta e tratamento de esgotos sanitários para pequenas comunidades. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 26., Porto Alegre, 2011. *Anais...* Porto Alegre: ABES-DN, 2011.

MENDONÇA, N.M.; CHERNICHARO, C.A.L.; ANDREOLI, C.V.; PEREIRA, L.M.; SOUZA, M.A.A. Gerenciamento dos subprodutos sólidos do tratamento de esgotos em empreendimentos habitacionais. In: SANTOS, A.B. (Org.) *Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais*. Fortaleza: Imprece, 2019, p. 493-572. Disponível em: https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/O6_11_2019_ProSab_Tratamento_de_Esgoto.pdf. Acesso em: 30 jun. 2021.

MENESES, C.G.R.; INGUNZA M.P.; JACOME, A.C. Caracterização físico-química e biológica dos resíduos de sistemas tipo tanque séptico-sumidouro da cidade de Natal. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21., 2001. *Anais...* João Pessoa: ABES, 2001.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). Instrução normativa SDA nº 27, 05 de junho de 2006. Alterada pela IN SDA nº 7, de 12 de abril de 2016, republicada em 02 de maio de 2016. Dispõe sobre importação ou comercialização para a produção de fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes no Brasil. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2006. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-sda-27-de-05-06-2006-alterada-pela-in-sda-07-de-12-4-16-republicada-em-2-5-16.pdf/view>. Acesso em: 01 jun. 2021.

PARANÁ. Resolução nº 107 de 23 de setembro de 2020 que dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece critérios e procedimentos a serem adotados para as atividades poluidoras, degradadoras e/ou modificadoras do meio ambiente e adota outras providências. Curitiba: Conselho Estadual do Meio Ambiente – CEMA, 2020.

PARANÁ. Resolução nº 051 de 23 de outubro de 2009 que dispensa de Licenciamento e/ou Autorização Ambiental Estadual de empreendimentos e atividades de pequeno porte e baixo impacto ambiental. Curitiba: Secretaria Estadual do Meio Ambiente – SEMA, 2009.

PIEROTTI, S.M. *Avaliação da partida de reator anaeróbio de fluxo ascendente em manda de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis*. 2007. 156 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

PLANO NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO (PLANSAB). *Documento em revisão submetido à apreciação dos conselhos nacionais de saúde, recursos hídricos e meio ambiente*. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento, 2019, 240 p. Disponível em: https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSDRU/ArquivosPDF/Versao_Conselhos_Resolu%C3%A7%C3%A3o_Alta_-_Capa_Atualizada.pdf. Acesso em: 30 jun. 2021.

- ROCHA, C.; SANT'ANNA, F.S.P. Regulamentação para despejos de caminhões limpa-fossas na ETE Jarivatuba, Joinville-SC. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., Campo Grande. *Anais...* Campo Grande: ABES, 2005, p. 7.
- SAMWAYS, G. *Estratégias de co-processamento de lodo séptico em ETEs empregado reatores UASB*. 2015. 172 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.
- SAMWAYS, G.; AISSE, M.M.; ANDREOLI, C.V. Tratamento do lodo de tanques sépticos combinado com esgoto sanitário bruto em reatores anaeróbios de manta de lodo em escala piloto. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 32., 2010, Punta Cana, República Dominicana. *Anais...* Punta Cana: República Dominicana: AIDIS, 2010.
- SAMWAYS, G.; BAREA, L.C.; BUSATO, R.; AISSE, M.M. Concepção de central de recebimento de lodo de tanque séptico (CRLTS) em estações de tratamento de esgotos domésticos. In: Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 34., 2014, Monterrey, México. *Anais...* Monterrey, México: AIDIS, 2014.
- SANTOS, A.B.; CHERNICHARO, C.A.L.; LAPOLLI, F.R.; von SPERLING, M.; KATO, M.T.; RIBEIRO, T.B. Tecnologias de tratamento de correntes de esgotos não segregadas aplicadas a empreendimentos habitacionais. In: ARAÚJO, B.S. (Coord.) *Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais*. Fortaleza: RENTED, 2019.
- SÃO PAULO. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo. *Lei nº 997*, de 31 de maio de 1976 que dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente. São Paulo: ALESP, 1976a.
- SÃO PAULO. Casa Civil. *Decreto nº 8.468*, de 8 de setembro de 1976 que aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. São Paulo: Casa Civil, 1976b.
- SÃO PAULO. Secretaria de Governo. *Decreto nº 62.973*, de 28 de novembro de 2017 que dá nova redação a dispositivos do Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, aprovado pelo Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente, e a dispositivos do Decreto nº 47.400, de 4 de dezembro de 2002, que regulamenta disposições da Lei nº 9.509, de 20 de março de 1997, referentes ao licenciamento ambiental São Paulo: Secretaria de Governo, 2017.
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). *Diagnóstico temático, serviços de água e esgoto, visão geral*. Brasília: Secretaria de Saneamento, Ministério do Desenvolvimento Regional, 2022, 92 p. Disponível em: https://arquivos-snis.mdr.gov.br/REPUBLICACAO_DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_AE_SNIS_2022.pdf. Acesso em: 30 ago. 2023.
- SOUZA, M.A.A. *Relatório parcial da primeira reunião da rede de pesquisa sobre lodo séptico*. Edital FINEP 07/2009. Goiânia: [s.n.], 2009.
- SOUZA, M.A.A. *Relatório parcial da segunda reunião da rede de pesquisa sobre lodo séptico*. Edital FINEP 07/2009. Vitória: [s.n.], 2012.
- SOUZA, M.A.A.; AISSE, M.M.A.; TRAFCA, A.C.; CORDEIRO B.S.; SILVA, W.T.P. Aspectos da gestão de lodos de fossas e tanques sépticos. In: Carvalho, E. H.; ANDREOLI, C. V. (Org.) *Lodos de fossa e tanque séptico: orientação para definição de alternativas de gestão e destinação*. Rio de Janeiro: ABES, 2015. p. 385-449.
- STILL, D.; FOXON, K. *Tackling the challenges of full pit latrines*. v. 1: understanding sludge accumulation in VIPs and strategies for emptying full pits. KwaZulu-Natal, South Africa: Water Research Commission, 2012, 167 p.
- TACHINI, M. *Avaliação de tratamento integrado de esgotos sanitários e de lodo de tanque séptico em um reator anaeróbio RALF*. 2002. 144 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro de Ciências Tecnológicas, Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2002.
- TACHINI, M.; BELLI FILHO, P.; PINHEIRO, A. Avaliação de tratamento integrado de esgotos sanitários e de lodo de tanques sépticos em um Ralf: um estudo de caso. *SANARE, Revista Técnica da Sanepar*, Curitiba, v. 24, n. 24, p. 70-78, 2006.
- van HAANDEL, A.; KATO, M.T.; CAVALCANTI, P.F.F.; FLORENCIO, L. Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater, *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 5, p. 21-38, 2006.
- VIEIRA, W.L.P.B.; CARVALHO, E.H.; CAMPOS, L.C. Desempenho do reator UASB da ETE Lages – Aparecida de Goiânia em sua fase inicial de operação. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., 2005, Campo Grande. *Anais...* Campo Grande: ABES, 2005.
- WILSON, D.; HARRISON, J. Thekwini pit latrine program emptying program – the contract, the pitfalls and solutions. In: International Faecal Management Conference, 2012, Durban, *Anais...* South Africa: Water Research Commission, 2012.

Nota Técnica 9 – Considerações sobre a disposição de lodo de estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgoto

Technical Note 9 – Considerations on the disposal of sludge from water treatment plants in sewage treatment plants

Bruna Coelho Lopes¹ , César Rossas Mota Filho^{2*} 

RESUMO

O setor de saneamento no Brasil enfrenta dificuldades crescentes com o gerenciamento dos resíduos gerados, tanto em estações de tratamento de esgoto – ETE (lodo de esgoto) quanto em estações de tratamento de água – ETA (lodo de ETA). A geração de lodo é intrínseca ao tratamento da água, no entanto a sua disposição final precisa ser feita de forma adequada, em razão do seu elevado potencial causador de impactos negativos no meio ambiente e na saúde pública. A disposição de lodo de ETA na rede coletora de esgoto ou na entrada de ETE é uma alternativa que vem sendo utilizada em alguns países, onde as ETE normalmente contam com decantadores primários e os coagulantes presentes no lodo de ETA aumentam a capacidade de separação sólido/líquido ou remoção de nutrientes como o fósforo. Entretanto, o descarte de lodo de ETA em ETE pode ter efeitos negativos naquelas que não contam com decantadores primários, como é o caso da grande maioria das ETE no Brasil. Nesse contexto, esta Nota Técnica aborda os aspectos mais importantes relacionados ao recebimento de lodo de ETA em ETE.

Palavras-chave: disposição final; ETE; lodo de ETA; tratamento de água; tratamento de esgotos.

ABSTRACT

The sanitation sector in Brazil faces increasing difficulties in managing waste, both in sewage treatment plants (WWTPs) and water treatment plants (WTPs). The generation of sludge is intrinsic to water treatment; however, its final disposal needs to be done properly due to its high potential to cause negative impacts on the environment and on public health. The disposal of WTP sludge in the sewage collection network or at the entrance of WWTPs is an alternative that has been used in some countries, where WWTPs usually have primary decanters and the coagulants present in WTP sludge increase the capacity for solid/liquid separation or removal of nutrients such as phosphorus. However, the disposal of WTP sludge in WWTP can negatively affect those that do not have primary decanters, as is the case of the vast majority of WWTP in Brazil. In this context, this Technical Note addresses the most important aspects related to the disposal of sludge from WTPs in WWTPs.

Keywords: final disposal; alum sludge; water treatment; wastewater treatment.

1. INTRODUÇÃO

O sistema de abastecimento de água é fundamental para fornecer água potável de maneira contínua para os usuários, requerendo tratamento adequado da água bruta para eliminar riscos à saúde pública. Este processo, que envolve diferentes técnicas de potabilização, é determinado pela

fonte de água (superficial ou subterrânea), os riscos sanitários e os custos envolvidos (HELLER e PÁDUA, 2010). A Portaria GM/MS nº 888/2021 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2021) estabelece os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano, assim como o seu padrão de potabilidade. Nesse contexto,

¹Médica Veterinária pela Universidade Federal de Minas Gerais. Mestre, Doutora e residente pós-doutoral em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais – Belo Horizonte (MG), Brasil.

²Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará. Mestre em Engenharia Ambiental pela University of Nevada. Doutor em Engenharia Ambiental pela North Carolina State University. Professor Associado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais – Belo Horizonte (MG), Brasil.

*Endereço para correspondência: Avenida Antônio Carlos 6.627 - Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Bloco 1. Belo Horizonte, MG. CEP: 31270-901. e-mail: cesar@desa.ufmg.br

as estações de tratamento de água (ETA) devem empregar técnicas capazes de atender aos padrões estabelecidos para a produção de água potável.

O processo convencional de tratamento de água, composto de etapas de coagulação, floculação, decantação e filtração, é amplamente utilizado nas ETA brasileiras. Durante essas etapas, vários produtos químicos são empregados, incluindo alcalinizantes (cal hidratada ou hidróxido de sódio), coagulantes (sais de ferro e de alumínio, além de polímeros), desinfetantes ou oxidantes (cloro e seus derivados, ozônio, peróxido de hidrogênio), além de produtos para a correção de dureza e corrosão (cal, carbonato de sódio etc.) (HELLER e PÁDUA, 2010). Durante o tratamento, na etapa de decantação, há acumulação de lodo, que requer uma gestão cuidadosa em função dos impactos ambientais associados ao seu descarte inadequado, pois os produtos químicos utilizados se depositam nos decantadores junto com o material sólido presente na água bruta, formando o chamado lodo de ETA. Conforme a NBR 10004:2004 (ABNT, 2004), o lodo das ETA é classificado como resíduo sólido de Classe IIA, ou seja, não perigoso e não inerte, sendo os prestadores de serviço de abastecimento de água os responsáveis por sua destinação final. Não é permitido seu lançamento *in natura* em águas superficiais.

Estudos revelam que, apesar das regulamentações vigentes, ainda há uma prática generalizada de lançamento de lodo das ETA diretamente em corpos d'água, violando a legislação ambiental (ANDREOLI, 2006; ACHON, BARROSO e CORDEIRO, 2013; KATAYAMA *et al.*, 2015). Essa prática pode acarretar impactos ambientais adversos, incluindo danos à biota aquática, configurando-se como crime ambiental de acordo com o artigo 54 da Lei Federal nº 9.605/98 (BRASIL, 1998).

Uma prática que tem sido usada em alguns países é o lançamento de lodo de ETA diretamente na rede coletora de esgotos ou na entrada de estações de tratamento de esgotos (ETE) (CARVALHO, 2000). Essa prática possui algumas vantagens, como redução de custos de disposição de lodo de ETA para as companhias de saneamento e proteção dos corpos d'água. A presente Nota Técnica traz uma discussão sobre o descarte de lodo de ETA em ETE, incluindo seus possíveis efeitos no tratamento de esgoto.

2. PRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO LODO GERADO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA

O tratamento de água visa à remoção de impurezas da água, incluindo o material inorgânico (minerais em suspensão), matéria orgânica, microrganismos e outras substâncias potencialmente prejudiciais à saúde humana. A seleção da tecnologia de tratamento de água é influenciada por diversas variáveis, tais como características da água bruta, dos custos de implantação, manutenção e operação, das características da comunidade e das opções de disposição final do lodo (LIBÂNIO, 2010).

A água bruta, proveniente de mananciais naturais, é submetida a várias etapas durante o processo de tratamento. O tratamento convencional, conforme ilustrado na Figura 1, é amplamente empregado por sua robustez, sendo capaz de lidar com variações significativas nos sólidos presentes na água bruta em comparação com métodos mais simples. Esse processo convencional compreende as etapas de gradeamento, coagulação (mistura rápida), floculação (mistura lenta), decantação e filtração. Por meio de adição de produtos químicos, as impurezas presentes na água são aglutinadas em flocos nas etapas de coagulação e floculação. Esses flocos dão origem ao lodo químico, que é predominantemente removido nos decantadores. As impurezas residuais retidas durante a etapa de filtração são eliminadas no processo de lavagem dos filtros. Além do lodo proveniente dos decantadores e da água de lavagem de filtros, contribuem para a formação do lodo de ETA também os resíduos gerados nas limpezas periódicas dos floculadores e dos tanques de preparo de soluções ou suspensões de produtos químicos, embora em menor proporção. As características da água bruta, tais como cor, turbidez, sabor, odor e a presença de diversos tipos de contaminantes orgânicos e inorgânicos estão associadas a partículas suspensas ou dissolvidas, exigindo o uso de coagulantes e floculantes para sua remoção. Segundo Heller e Pádua (2010), os coagulantes mais frequentemente utilizados em ETA incluem o sulfato de alumínio, o cloreto férrico, o sulfato ferroso clorado, o sulfato férrico e o hidróxi-cloreto de alumínio (HCA ou PAC). As cargas positivas multivalentes desses produtos neutralizam

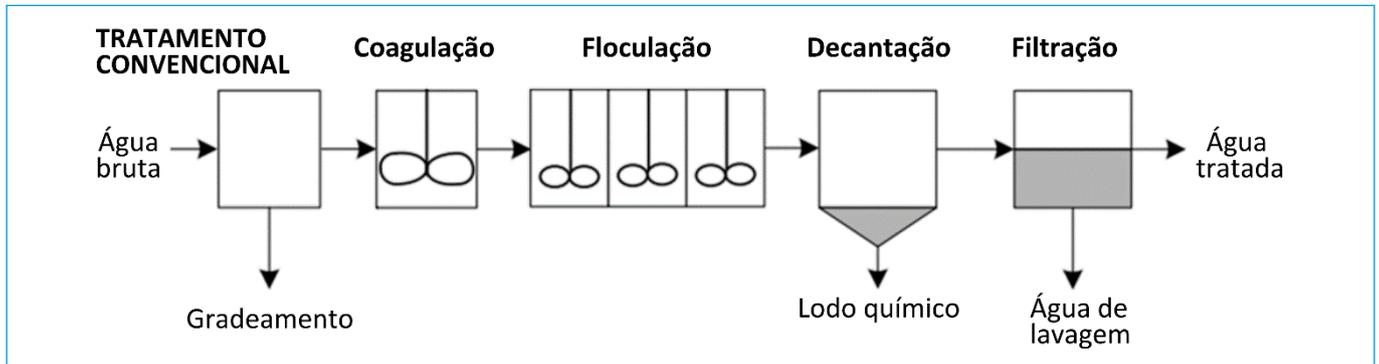


Figura 1 - Etapas do tratamento de convencional e pontos de geração de resíduo.

as cargas negativas presentes no material particulado na água bruta, reduzindo as forças de repulsão entre elas e permitindo a formação de flocos. Para uma atuação mais eficiente dos coagulantes, muitas vezes é necessário ajustar o pH com a adição de agentes alcalinizantes, como a cal hidratada.

À medida que as partículas se agregam em flocos, elas tornam-se mais densas e, por efeito da gravidade, sedimentam no fundo dos decantadores. A quantidade de lodo gerado depende da quantidade de sólidos presentes na água bruta, o que também influencia a dosagem de coagulantes. Durante períodos chuvosos, é comum ocorrer arraste de partículas minerais e orgânicas para os mananciais, o que pode afetar a dosagem de produtos químicos em ETA. Em represas ou lagos, também pode haver proliferação de algas, o que também interfere na dosagem de coagulantes no processo de tratamento (CARVALHO, 2000). A Tabela 1 apresenta uma estimativa da produção de lodo de ETA com base na população atendida.

O ponto central da geração de lodo em uma ETA reside nos decantadores, onde a remoção de sólidos pode ser realizada de maneira mecanizada ou manual, dependendo do porte da ETA. Para o método mecanizado, é necessário que o lodo apresente um teor de sólidos igual ou superior a 2%, valor mínimo requerido para o funcionamento adequado dos equipamentos de desidratação (LOPES e SERRA, 2016).

A lavagem dos filtros, por sua vez, geralmente ocorre de forma alternada, com intervalos entre 12 e 48 horas e duração de 4 a 15 minutos. Segundo Scalize (2003) e Acho, Barroso e Cordeiro (2008), em ETA de menor porte, onde a limpeza dos decantadores é realizada manualmente, esse

intervalo pode ser estendido para um período mais amplo, variando de 30 a 180 dias, a depender das características da água bruta. A remoção diária de sólidos apresenta a vantagem de manter o volume de tratamento próximo do máximo, minimizando a sobrecarga na etapa de filtração e reduzindo a ocorrência de maus odores e outros problemas de tratamento (PIZZI, 2010).

O lodo das ETA é essencialmente composto de impurezas presentes na água, abrangendo compostos inorgânicos, como areia, silte e argila, e matéria orgânica, que inclui compostos húmicos, bactérias, algas, entre outros elementos. Além disso, o lodo pode conter produtos adicionados durante o processo de tratamento, principalmente os coagulantes (HELLER e PÁDUA, 2010). Estudos atestam que 20 a 92% dos sólidos contidos em resíduos de ETA resultam da adição de produtos químicos (CARVALHO, 2000); desta forma, eles podem ter grande influência nas características do lodo, na qualidade da água tratada e na seleção do método de disposição final.

A composição físico-química do lodo gerado em ETA é influenciada por diversas variáveis, incluindo as operações de decantação, lavagem de filtro e o tipo de coagulante/floculante utilizados. A Tabela 2 apresenta um resumo das características do lodo de ETA de acordo com esses parâmetros. Vale ressaltar que a composição do lodo de ETA desempenha um papel crucial na definição de sua destinação final, destacando a importância de compreender essas características para a gestão eficaz desse resíduo.

A estimativa da quantidade de sólidos suspensos totais é uma prática comum para avaliar a eficiência do decantador e da lavagem dos filtros em ETA, com o volume de amostra de água utilizado visando produzir uma quantidade

de sólidos na faixa de 2,5 a 200 mg. A concentração final é expressa como percentual de sólidos, em que 1% é igual a 10.000 mg/L (PIZZI, 2010). O teor de sólidos fixos pode variar entre 74 e 89% (AHMAD, AHMAD e ALAM, 2016a).

Em razão da baixa concentração de sólidos suspensos totais no lodo de ETA removido de forma mecanizada, o custo de transporte pode ser significativamente elevado, exigindo assim uma etapa de desidratação do lodo no próprio local. Essa desidratação pode ocorrer de forma natural, como em lagoas de lodo ou leitos de secagem, ou de maneira mecanizada, utilizando equipamentos como filtro prensa ou centrífuga.

Alguns dos metais presentes no lodo de ETA possuem potencial toxicidade para a saúde humana e para o ambiente aquático. A composição desses metais é influenciada pelo uso da bacia hidrográfica na qual ocorre a captação de água (U.S. EPA, 2011; TCHOUNWOU *et al.*, 2012). Esses aspectos destacam a importância de avaliar não apenas a quantidade, mas também a composição do lodo de ETA, visando à gestão adequada do resíduo.

3. IMPACTOS AMBIENTAIS GERADOS PELO LANÇAMENTO DO LODO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA EM CORPOS D'ÁGUA

O lodo proveniente de ETA pode causar impactos ambientais significativos, especialmente por conta das elevadas concentrações de sólidos suspensos, cal, alumínio e outros metais (U.S. EPA, 2011). Quando descartado em cursos

d'água, o lodo pode resultar no acúmulo de sólidos suspensos no leito dos rios, causando o fenômeno de assoamento. Esse acúmulo de sedimentos cria um ambiente anaeróbio que afeta negativamente a comunidade bentônica presente no fundo dos corpos d'água.

Além disso, os sólidos suspensos presentes no lodo podem obstruir a penetração da luz na coluna d'água,

Tabela 2 - Características do lodo de estação de tratamento de água com relação ao tipo de unidade de operação e aos teores de metais pesados.

Parâmetro	Decantador (tipo de limpeza)		Lavagem de filtros
	Mecanizada	Manual	
Periodicidade	Contínua	30 a 180 dias	12 a 48 horas
SST	1 a 4%	10 a 30%	<0,05 a 1,6%
Concentração média de metais pesados no lodo de ETA (mg.kg ⁻¹) com diferentes coagulantes			
	Sulfato de alumínio	Cloreto férrico	
Alumínio	118.700 ± 24.260	61.390 ± 35.920	
Cobre	624 ± 581	46 ± 12	
Ferro	37.000 ± 19.740	220.900 ± 32.200	
Enxofre	6.763 ± 2.955	nd	
Manganês	2.998 ± 1.122	1.088 ± 178	
Sódio	355 ± 142	nd	
Zinco	98 ± 31	36 ± 4	
Cromo	20 ± 7	38 ± 4	
Cádmio	0,12 ± 0,02	nd	
Merúrio	0,46	nd	

Fonte: (PIZZI, 2010; SCALIZE, 2003).

ETA: estação de tratamento de água; nd: não determinado; SST: sólidos suspensos totais.

Tabela 1 - Produção estimada de lodo de acordo com a população atendida pela estação de tratamento de água.

População atendida	Volume diário médio de tratamento (m ³ /dia)	Valores típicos de produção de lodo diária (m ³ /d)	Média de produção de lodo diária (m ³ /d)
1.001 a 3.300	871	0,03 a 9,84	2,91
3.301 a 10.000	2.650	0,07 a 25,36	7,57
10.001 a 25.000	7.949	0,18 a 67,38	20,06
25.001 a 50.000	18.927	0,42 a 154,82	45,80
50.001 a 75.000	33.312	0,68 a 252,87	74,95
75.001 a 100.000	49.210	0,98 a 365,67	108,26
100.001 a 500.000	102.206	1,93 a 716,96	212,74
500.001 a 1.000.000	454.249	7,95 a 2.952,24	875,57
> 1.000.000	1.022.061	16,28 a 6.044,92	1.792,39

Fonte: U.S. EPA (1993) *apud* U.S. EPA (2011).

limitando o crescimento de plantas aquáticas enraizadas, que por sua vez servem de hábitat para organismos aquáticos como peixes e crustáceos. A obstrução das guelras dos peixes pelo material particulado pode levar à asfixia e até mesmo à morte desses organismos.

Os metais presentes no lodo de ETA, especialmente o alumínio, em concentrações elevadas, apresentam potencial toxicidade para o fitoplâncton, zooplâncton, plantas aquáticas e diversos animais vertebrados, incluindo peixes. Esses metais também têm potencial para bioacumulação e biomagnificação nas cadeias alimentares aquáticas, representando uma ameaça adicional para a saúde dos ecossistemas aquáticos (U.S. EPA, 2011).

4. PRINCIPAIS FORMAS DE DISPOSIÇÃO DO LODO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA

A questão da destinação final do lodo produzido em ETA é um problema global que tem sido objeto de diferentes estudos ao longo dos anos. Anteriormente, práticas pouco sustentáveis, como o envio para aterros sanitários e o lançamento direto em corpos d'água, eram comuns em países desenvolvidos, como se viu no Reino Unido e nos EUA no final do século XX, onde até metade do lodo gerado era destinado a aterros sanitários (SIMPSON, BURGESS e COLEMAN, 2002; KEELEY, JARVIS e JUDD, 2014). No entanto, com o aumento do conhecimento sobre os impactos ambientais dessas práticas e o foco crescente na valorização dos resíduos, houve uma transição para abordagens mais sustentáveis.

Por exemplo, no Reino Unido, o envio de lodo para aterro, que representava 57% do total do lodo gerado em 1998, deve agora atender às normativas ambientais de economia circular. Essas normativas exigem reciclagem, reúso ou reaproveitamento do material inerte, com o objetivo de reduzir o envio de lodo para o aterro a níveis mínimos (KEELEY, JARVIS e JUDD, 2014; OFWAT, 2016). Nos EUA também houve redução no uso dessa prática, com estimativas apontando diminuição de 40% em 2006 para 20% em 2010. No entanto, no Brasil, há escassez de dados sobre a destinação do lodo de ETA.

Apesar dessas mudanças positivas em países desenvolvidos, o lançamento direto do lodo em corpos d'água ainda é comum em algumas regiões, como Brasil, Índia, Indonésia e Egito (AHMAD, AHMAD e ALAM, 2016b; BARAKWAN, TRIHADININGRUM e BAGASTYO, 2019; SOTERO-SANTOS, ROCHA e POVINELLI, 2005). No entanto, essa prática é ambientalmente inadequada.

Nesse contexto, o lançamento do lodo de ETA na rede de esgotos tem sido explorado em países desenvolvidos, embora ainda seja pouco utilizado no Brasil. Isso se deve, em parte, aos desafios operacionais e aos altos custos associados a soluções mecanizadas de tratamento de lodo de ETA, como centrífugas ou filtros-prensa (ACHON, BARROSO e CORDEIRO, 2008).

A inserção do lodo de ETA na rede de esgotos pode ter implicações no processo de tratamento de esgoto e nos corpos d'água que recebem os efluentes das ETE, destacando-se a necessidade de uma análise cuidadosa dessa prática (CARVALHO, 2000). Nos próximos itens, serão discutidas considerações específicas sobre a disposição do lodo de ETA em ETE, com foco particular nas ETE que contam com reatores *upflow anaerobic sludge blanket* (UASB), que são amplamente utilizados no Brasil.

5. TRATAMENTO ANAERÓBIO DE ESGOTOS E CARACTERÍSTICAS DO LODO GERADO

Entre os diversos métodos de tratamento de esgoto comumente empregados no Brasil, os reatores UASB destacam-se pela sua robustez, sendo capazes de receber o esgoto bruto diretamente após o tratamento preliminar, sem a necessidade de um decantador primário. Funcionando com fluxo ascendente, esses reatores permitem o contato direto entre o esgoto e a biomassa anaeróbia presente no leito de lodo, localizado no fundo do reator. Acima do leito de lodo densamente concentrado, encontra-se a manta de lodo, caracterizada por uma concentração de sólidos com velocidade de sedimentação mais reduzida. Como parte do processo, o lodo estabilizado presente no reator UASB deve ser removido periodicamente.

6. OS EFEITOS DO DESCARTE DE LODO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO

A disposição do lodo de ETA em ETE pode ser uma opção viável, dependendo dos processos utilizados no tratamento de esgoto, especialmente para ETA de pequeno porte, graças aos custos reduzidos. No entanto, é crucial considerar diversos fatores, sobretudo na compatibilidade com os processos biológicos de tratamentos de esgoto e os requisitos legais para a disposição final do lodo de ETE, como os níveis de metais e outros componentes inorgânicos, para garantir a conformidade com a legislação atual vigente (U.S. EPA, ASCE e AWWA, 1996). Além disso, é importante notar que essa prática transfere a responsabilidade e os custos do gerenciamento do lodo da ETA para a ETE. O transporte do lodo das ETA para as ETE pode ser realizado por meio do lançamento na rede coletora de esgotos ou da disposição direta na ETE, sendo necessário um adensamento prévio do lodo na ETA antes do transporte, no segundo caso.

Entre as principais preocupações relacionadas à disposição de lodo de ETA em ETE estão os potenciais impactos negativos na atividade biológica do tratamento secundário pela presença de metais pesados e pelo aumento de sólidos suspensos inertes em reatores biológicos. Esses problemas estão associados a diversas complicações adicionais, como

a formação de zonas mortas nos reatores biológicos, um aumento na produção do lodo da ETE, resultando em sobrecarga nos decantadores secundários e nas operações de desidratação de lodo (SUNDEFELD JUNIOR, 2007). No entanto, alguns estudos (CHAO, MORITA e FERRAZ, 2009) sugerem que a presença de coagulantes no lodo de ETA pode aumentar a remoção de nutrientes via precipitação química em ETE com decantadores primários. Para garantir a eficácia e segurança desse processo, é essencial estabelecer limites rigorosos, como: i) taxas máximas de descarga do lodo de ETA na rede de esgotamento; ii) limites máximos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) no lodo de ETA; iii) concentração máxima de sólidos totais no lodo de ETA; iv) limite diário de massa de sólidos totais; e v) pré-notificação de ocorrência de valores anormais (U.S. EPA, ASCE e AWWA, 1996). A Tabela 3 resume os resultados de três estudos nacionais que investigaram os efeitos do descarte do lodo proveniente das ETA na rede coletora de esgotos.

A seguir, são discutidos alguns fatores relevantes sobre os impactos do lodo proveniente de ETA no tratamento de esgotos.

6.1. Efeito da carga de sólidos presente no lodo de estação de tratamento de água

O descarte de lodo de ETA não é um processo contínuo e, em alguns casos, ocorre o adensamento do lodo ao longo

Tabela 3 - Estudos de caso sobre as vantagens e desvantagens do lançamento do lodo de estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgoto e os impactos no tratamento biológico de esgoto.

Sistema - escala	Período de avaliação	Pontos positivos	Pontos negativos
UASB-Piloto ^(a)	100 dias	<ul style="list-style-type: none"> A adição de 50-75 mg/L de lodo de ETA ao reator UASB não resultou em redução da eficiência do reator em relação à DQO nem em aumento de sólidos no reator UASB. 	<ul style="list-style-type: none"> Não foram identificados.
UASB/lagoa polimento-escala real ^(b)	160 dias	<ul style="list-style-type: none"> A vazão de lodo da ETA representou 3,2% da vazão total da ETE. Embora tenha ocorrido deterioração na qualidade do efluente do UASB, a lagoa de polimento foi capaz de manter a eficiência global de SST entre 92 e 96%. 	<ul style="list-style-type: none"> Aumento significativo de SST no efluente do UASB.
Lodos ativados-escala real ^(c)	70 dias	<ul style="list-style-type: none"> Redução nas concentrações de fósforo solúvel no efluente do reator. A eficiência de remoção de DBO e DQO diminuiu apenas 4%. 	<ul style="list-style-type: none"> O aumento de 73% na concentração de SST no efluente final destaca a importância de unidades de desidratação do lodo, embora não tenha afetado negativamente o sistema em questão.

DQO: demanda química de oxigênio; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; SST: sólidos suspensos totais; UASB: reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente.

^(a)Asada *et al.* (2010); ^(b)Wagner, Wiechetech e Széliga (2019); ^(c)Sundefeld Junior (2007).

de meses para aumentar sua concentração de sólidos. Nesse contexto, é necessário considerar o tipo, volume e periodicidade do descarte do lodo de ETA no sistema de esgotamento sanitário. As ETE que recebem esse lodo podem requerer a equalização do fluxo de lodo de ETA para que o lodo seja descartado de forma contínua e uniforme (U.S. EPA, ASCE e AWWA, 1996).

O aumento da carga de sólidos nas ETE que recebem lodo de ETA é inevitável e pode afetar negativamente o tratamento de esgoto, conforme discutido anteriormente. Assim, a relação entre o porte da ETE e a respectiva produção de lodo na ETA é um fator crítico. A carga de sólidos no lodo de ETA depende da qualidade da água bruta, que pode sofrer variações significativas durante o ano (ASADA *et al.*, 2010; WAGNER, WIECHETECH e SZÉLIGA, 2019).

6.2. Efeito na atividade biológica do sistema de tratamento de esgotos

Uma preocupação do lançamento de lodos de ETA em ETE diz respeito aos possíveis danos que esses resíduos podem causar ao tratamento biológico, incluindo a inibição da atividade biológica de organismos responsáveis pela remoção da matéria orgânica, principalmente em razão da presença de metais pesados (U.S. EPA, ASCE e AWWA, 1996).

O monitoramento da eficiência de remoção da matéria orgânica pelo tratamento biológico é realizado por meio da análise de remoção da demanda química de oxigênio (DQO) e DBO. Estudos demonstram que o contato com o sulfato de alumínio (coagulante comumente presente em lodo de ETA) pode causar inibição significativa em bactérias acetogênicas e nas arqueias metanogênicas (CABIROL *et al.*, 2003). Ainda não há consenso sobre a concentração de coagulante que seria inibitória para essa comunidade, havendo relatos na literatura de valores entre 85 mg AL.L⁻¹ (KINDZIERSKI e HRUDEY, 1986) e 58.682 mg AL.L⁻¹ (GIMENES, 2014).

6.3. Efeitos positivos na remoção de nutrientes e no desague do lodo de estações de tratamento de esgoto

As ETE brasileiras raramente são projetadas para remover nutrientes, mantendo o potencial de causar problemas de

eutrofização em corpos receptores mesmo após o tratamento secundário do esgoto. O descarte de lodo de ETA em ETE pode resultar na remoção significativa de nutrientes presentes no esgoto, especialmente o fósforo. O alumínio, presente em coagulantes frequentemente utilizados em ETA brasileiras (como o sulfato de alumínio), possui forte afinidade com o fósforo e pode resultar em elevadas taxas de remoção deste (MUISA *et al.*, 2020). O benefício da remoção de nutrientes pode ser obtido especialmente em ETE que contam com decantadores primários. Nesse caso, o lodo de ETA pode ser descartado na rede de esgotamento sanitário ou na entrada da ETE. O decantador primário apresentará melhor desempenho na remoção de nutrientes e protegerá as unidades de tratamento subsequentes dos efeitos prejudiciais do descarte de lodo de ETA. Outra opção consiste na aplicação do lodo de ETA junto com o lodo secundário de esgoto nas unidades de desidratação do lodo de esgoto, que pode resultar em remoção de nutrientes do líquido gerado no desague e maiores teores de sólidos no lodo resultante.

7. OUTRAS SOLUÇÕES PARA A DISPOSIÇÃO DO LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

A disposição direta do lodo proveniente das ETA nos corpos d'água, apesar de ainda ser prática comum, representa potencial risco ambiental e para a saúde pública. Essa prática não está alinhada com as diretrizes estabelecidas na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), regida pela Lei Federal nº 12305/2010. A PNRS tem como objetivo promover a gestão integrada e o correto gerenciamento dos resíduos sólidos, com foco na não geração, redução, reutilização, reciclagem e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos.

Conforme os princípios da PNRS, a disposição inadequada do lodo de ETA pode acarretar danos ao meio ambiente e à saúde humana, além de contrariar os preceitos de sustentabilidade e responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos. Na Tabela 4, são apresentadas diversas alternativas para a disposição final do lodo de ETA, destacando-se suas vantagens e desvantagens, em conformidade com os princípios e diretrizes da PNRS.

Tabela 4 - Alternativas para a disposição final de lodo de estações de tratamento de água.

Forma de disposição	Vantagens	Desvantagens	Referências
Aterro sanitário	<ul style="list-style-type: none"> • Evita a poluição causada pelo lançamento em corpos d'água 	<ul style="list-style-type: none"> • Necessidade de desidratação do lodo para a redução de volume • Altos custos 	Godoy <i>et al.</i> (2019)
Incineração	<ul style="list-style-type: none"> • Redução do volume de lodo • Imobilização de metais pesados • Destruição de patógenos 	<ul style="list-style-type: none"> • Produção elevada de cinzas (que devem ser adequadamente dispostas) 	Godoy <i>et al.</i> (2019)
Aplicação no solo	<ul style="list-style-type: none"> • Estabilizador de solo 	<ul style="list-style-type: none"> • Necessidade de grandes áreas de disposição • Necessidade de desidratação do lodo para a redução de volume • Custo elevado com transporte 	U.S. EPA, ASCE e AWWA (1996)
Produção de material cerâmico	<ul style="list-style-type: none"> • Evita a poluição causada pelo lançamento em corpos d'água • Sustentabilidade ambiental • Potencial redução de custos no processo de produção desses materiais 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodos provenientes de ETA que utilizam coagulantes contendo alumínio são mais prejudiciais às propriedades da cerâmica em relação àqueles de ETA que utilizam coagulantes contendo ferro • Aumento da absorção de água nos tijolos 	Teixeira <i>et al.</i> (2011) Rodrigues e Holanda (2015)

ETA: estação de tratamento de água.

A PNRS estabelece um conjunto de princípios fundamentais para a gestão adequada dos resíduos sólidos no Brasil. Esses princípios incluem a prevenção e precaução, a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, a adoção de medidas preventivas mesmo diante de incertezas científicas, a promoção dos 3Rs (redução, reutilização e reciclagem), a inclusão social e a geração de renda, a valorização econômica dos resíduos, o reconhecimento do resíduo como recurso e a promoção da economia circular. Esses princípios norteiam as políticas e ações relacionadas à gestão de resíduos sólidos, visando à proteção do meio ambiente e à promoção do desenvolvimento sustentável.

No contexto da gestão do lodo, é fundamental considerar diversas formas de disposição, como o aterro sanitário, a incineração, a aplicação no solo e a produção de material cerâmico. Todas essas abordagens compartilham o objetivo de evitar o despejo direto do lodo em corpos d'água, contribuindo assim para a prevenção da poluição ambiental. No entanto, cada método enfrenta desafios específicos.

O aterro sanitário enfrenta desafios relacionados aos altos custos de disposição e transporte, enquanto a produção de material cerâmico ainda carece de avanços com relação à qualidade do material resultante. Por outro lado, a incineração, reconhecida por sua eficácia na redução do volume de resíduos e na criação de um material

relativamente inerte, enfrenta preocupações com a lixiviação de metais por meio das cinzas, dependendo dos níveis iniciais de metais no lodo de ETA. Além disso, os custos mais altos e as preocupações com as emissões atmosféricas têm diminuído o interesse por esse método (U.S. EPA, ASCE e AWWA, 1996).

A aplicação no solo emerge como opção promissora diante das restrições regulatórias e ambientais crescentes, com possíveis aplicações em setores agrícolas, silviculturais e de recuperação de terras. No entanto, existem desafios como o aumento da concentração de metais no solo e a adsorção de fósforo, além de possíveis efeitos adversos pela aplicação de sólidos de alumínio mal cristalizados. A utilização do lodo de ETA na fabricação de tijolos representa uma solução sustentável, eliminando resíduos industriais e promovendo o desenvolvimento regional. Essa prática demonstra a importância das práticas de produção mais limpa (P+L) na promoção de inovação e sustentabilidade (WOLFF, SCHWABE e CONCEICAO, 2015).

Assim, é essencial avaliar cuidadosamente esses aspectos ao decidir sobre a melhor opção para a disposição do lodo, considerando-se tanto os aspectos ambientais quanto os econômicos.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conforme indicado nesta Nota Técnica, o descarte de lodo de ETA em ETE é uma questão complexa em razão

da grande variabilidade das características do lodo de ETA e dos impactos que pode causar no tratamento de esgotos. Entre as principais preocupações relacionadas à disposição de lodo de ETA em ETE, destacam-se o aumento de sólidos suspensos, que resulta em um volume maior de lodo a ser descartado e na formação de zonas mortas em reatores biológicos, e os efeitos inibitórios na atividade biológica das unidades de tratamento secundário, resultando em menor eficiência de remoção de poluentes nas ETE.

Alguns estudos sugerem que a disposição de lodo de ETA em ETE pode aumentar a eficiência de remoção de nutrientes em decantadores primários pela presença de coagulantes no lodo de ETA. No Brasil, a maioria das ETE não conta com decantadores primários. Há evidências limitadas indicando que reatores UASB podem absorver a carga decorrente do descarte do lodo de ETA, desde que parâmetros operacionais sejam monitorados com maior frequência no tratamento.

Para locais onde o tratamento de esgotos ainda não está plenamente desenvolvido, outras formas de disposição

do lodo de ETA são apresentadas, como aterros sanitários, incineração, disposição no solo e reciclagem em processos de fabricação de tijolos e outros materiais de construção. Essas alternativas devem ser cuidadosamente avaliadas e consideradas de acordo com as características locais e as diretrizes regulatórias, visando minimizar os impactos ambientais e promover práticas de gestão de resíduos sustentáveis.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico — CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior — CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais — FAPEMIG e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto — INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

ACHON, C.L.; BARROSO, M.M.; CORDEIRO, J.S. Leito de drenagem: sistema natural para redução de volume de lodo de estação de tratamento de água. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 13, n. 1, p. 54-62, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000100008>

ACHON, C.L.; BARROSO, M.M.; CORDEIRO, J.S. Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512: Desafio do saneamento brasileiro. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 18, n. 2, p. 115-122, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000200003>

AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Characterization of water treatment plant's sludge and its safe disposal options. *Procedia Environmental Sciences*, v. 35, p. 950-955, 2016a. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.088>

AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Sustainable management of water treatment sludge through 3R' concept. *Journal of Cleaner Production*, v. 124, p. 1-13, 2016b. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.073>

ANDREOLI, C.V. *Alternativas de uso dos resíduos do saneamento*. Rio de Janeiro, Brasil: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 2006.

ASADA, L.N.; SUNDEFELD JR, G.C.; ALVAREZ, C.R.; FERREIRA FILHO, S.S.; PIVELI, R.P. Water treatment plant sludge discharge to wastewater treatment works: effects on the operation of upflow anaerobic sludge blanket reactor and activated sludge systems. *Water Environment Research*, v. 82, n. 5, p. 392-400, 2010. <https://doi.org/10.2175/106143009x12487095236838>

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 10004: Resíduos sólidos — Classificação*. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 71 p.

BARAKWAN, R.; TRIHADININGRUM, Y.; BAGASTYO, A. Characterization of Alum Sludge from Surabaya Water Treatment Plant, Indonesia. *Journal of Ecological Engineering*, v. 20, n. 5, p. 7-13, 2019. <https://doi.org/10.12911/22998993/104619>

BRASIL. Casa Civil. *Lei nº 9605, de 12 de fevereiro de 1998*. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasília, DF, 1998.

BRASIL. Ministério da Saúde. *Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021*. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS no 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF, 2021.

CABIROL, N.; BARRAGÁN, E.J.; DURÁN, A.; NOYOLA, A. Effect of aluminium and sulphate on anaerobic digestion of sludge from wastewater enhance primary treatment. *Water Science and Technology*, v. 48, n. 6, p. 235-240, 2003. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0407>

CARVALHO, E.H. *Disposição de resíduos gerados nas estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgoto com decantação primária*. 2000. 225 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

CHAO, I.R.S.; MORITA, D.M.; FERRAZ, T.H. Reciclagem de lodo de estações de tratamento de água para remoção de fósforo de efluente de sistema de lodos ativados. *Revista SANEAS*, v. 32, n. jan./fev./mar., p. 45-50, 2009.

GIMENES, G. *Disposição do lodo de estação de tratamento de água em reator UASB*. 2014. 83 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2014.

GODOY, L.G.G.; ROHDEN, A.B.; GARCEZ, M.R.; COSTA, E.B.; DALT, S.; ANDRADE, J.J.O. Valorization of water treatment sludge waste by application as supplementary cementitious material. *Construction and Building Materials*, v. 223, p. 939-950, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.07.333>

HELLER, L.; PÁDUA, V.L. *Abastecimento de água para consumo humano - volume 2*. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010.

KATAYAMA, V.T.; MONTES, C.P.; FERRAZ, T.H.; MORITA, D.M. Quantificação da produção de lodo de estações de tratamento de água de ciclo completo: uma análise crítica. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 20, n. 4, p. 559-569, 2015. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020040105046>

KEELEY, J.; JARVIS, P.; JUDD, S.J. Coagulant recovery from water treatment residuals: a review of applicable technologies. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 44, n. 24, p. 2675-2719, 2014. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.829766>

KINDZIERSKI, W.B.; HRUDEY, S.E. Effects of phosphorus removal chemicals upon methane production during anaerobic sludge digestion. *Canadian Journal of Civil Engineering*, v. 13, n. 1, p. 33-38, 1986. <https://doi.org/10.1139/l86-005>

LIBÂNIO, M. *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. 3. ed. Campinas: Editora Átomo, 2010. 444 p.

LOPES, B.C.; FIGUEIREDO, R.S.; ARAÚJO, J.C.; MATOS, A.T. Bacterial community dynamics in tropical soil after sewage sludge amendment. *Water Science and Technology*, v. 82, n. 12, p. 2937-2947. 2020. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.523>

LOPES, J.C.; SERRA, J.C.V. Adensamento mecânico e desidratação do lodo da eta-6 por filtro prensa. *Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, v. 13, n. 1, p. 126-132, 2016.

MINISTÉRIO PÚBLICO DE MINAS GERAIS (MP-MG). *Informações técnicas referentes aos danos ambientais decorrentes do lançamento de lodo in natura, pelas Estações de Tratamento de Água, no ambiente - Parecer Técnico*. Belo Horizonte: MP-MG, 2009.

MUISA, N.; NHAPI, I.; RUZIWA, W.; MANYUCHI, M.M. Utilization of alum sludge as adsorbent for phosphorus removal in municipal wastewater: a review. *Journal of Water Process Engineering*, v. 35, n. 2014, p. 101187, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101187>

PIZZI, N.G. *Water treatment plant residuals*. Guia de bolso. Denver, Colorado: American Water Works Association, 2010. 71 p.

RODRIGUES, L.P.; HOLANDA, J.N.F. Recycling of water treatment plant waste for production of soil-cement bricks. In: International Congress of Science and Technology of Metallurgy and Materials, SAM - CONAMET 2013. *Procedia Materials Science*, v. 8, p. 197-202, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.mspro.2015.04.064>

SCALIZE, P.S. *Disposição de resíduos gerados em estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgotos*. 2003. 171 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

SIMPSON, A.; BURGESS, P.; COLEMAN, S.J. The management of potable water treatment sludge: present situation in the UK. *Water and Environment Journal*, v. 16, n. 4, p. 260-263, 2002. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2002.tb00413.x>

SOTERO-SANTOS, R.B.; ROCHA, O.; POVINELLI, J. Evaluation of water treatment sludges toxicity using the Daphnia bioassay. *Water Research*, v. 39, n. 16, p. 3909-3917, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.06.030>

SUNDEFELD JUNIOR, C.G. *Efeitos do recebimento do lodo da estação de tratamento de água pelo sistema de tratamento de esgoto por lodo ativado em bateladas e aeração prolongada do município de Juquitiba - SP*. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2007.

TCHOUNWOU, P.B.; YEDJOU, C.G.; PATLOLLA, A.K.; SUTTON, D.J. Heavy metal toxicity and the environment. *EXS*, v. 101, p. 133-164, 2012. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6

TEIXEIRA, S.R.; SANTOS, G.T.A.; SOUZA, A.E.; ALESSIO, P.; SOUZA, S.A.; SOUZA, N.R. The effect of incorporation of a Brazilian water treatment plant sludge on the properties of ceramic materials. *Applied Clay Science*, v. 53, n. 4, p. 561-565, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2011.05.004>

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA); AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS (ASCE); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA). *Management of water treatment plant residuals*. U.S. EPA/625/R-95/008. Cincinnati, USA: U.S.EPA, 1996. 306 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA). *Drinking water treatment plant residuals management technical report: summary of residuals generation, treatment, and disposal at large community water systems*. EPA 820-R-11-003. Washington: U.S. EPA, 2011. 378 p.

WAGNER, L.F.; WIECHETECH, G.K.; SZÉLIGA, M.R. Evaluation of wastewater treatment plant with anaerobic reactor receiving sludge from water treatment plant actiflo®. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 24, n. 4, p. 709-717, 2019. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019145633>

WATER SERVICES REGULATION AUTHORITY (OFWAT). *Water 2020: our regulatory approach for water and wastewater services in England and Wales*. Birmingham: OFWAT, 2016. Disponível em: <https://www.ofwat.gov.uk/wp-content/uploads/2016/05/Water-2020-our-regulatory-approach-for-water-and-wastewater-services-in-England-and-Wales.pdf>. Acesso em: 05 jan. 2023.

WOLFF, E.; SCHWABE, W.K.; CONCEICAO, S.V. Utilization of water treatment plant sludge in structural ceramics. *Journal of Cleaner Production*, v. 96, p. 282-289, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.06.018>



Nota Técnica 10 – Lixiviado de aterro sanitário lançado em estações de tratamento de esgoto

Technical Note 10 – Landfill leachate released into sewage treatment plants

Ellen Caroline Baettker^{1*} , Julio Cezar Rietow² ,
Livia Cristina Silva Lobato³ , Miguel Mansur Aisse⁴ 

RESUMO

O lixiviado produzido em aterros sanitários possui composição química e microbiológica complexa, com elevada concentração de matéria orgânica e substâncias inorgânicas. Uma das opções de tratamento pode ser a codisposição desse efluente em estações de tratamento de esgoto (ETE), visando à redução dos custos de operação de aterros sanitários, e, ainda, à diminuição dos efeitos deletérios do lançamento indevido do lixiviado em corpos d'água receptores. Os estudos de lançamento de efluente em ETE, disponíveis em literatura especializada, levam à aplicação de variadas relações volumétricas de mistura. Contudo, os valores indicados das relações geralmente se apresentam abaixo dos 10% de volume de lixiviado. Observa-se que relações próximas e/ou superiores à essa denotam eficiências medianas (entre 40 e 50%) de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) em ETE com processos biológicos tratando esgoto sanitário. Isto posto, para que a codisposição possa ser empregada de forma segura por companhias de saneamento, é preciso avaliar, preliminarmente, a compatibilização do lixiviado com o afluente de ETE, sobretudo em plantas com sistemas anaeróbios de tratamento. Assim, deve-se garantir que o processo de codisposição, além de resultar em um efluente tratado que atenda às exigências de lançamento em corpos hídricos, não traga interferências significativas no processo de tratamento adotado pelas ETE. Com o intuito de diminuir as incertezas técnicas e possibilitar a indicação de parâmetros de projetos aplicáveis, a presente nota técnica (NT) tem por objetivo apresentar as características do lixiviado e os principais tópicos de interesse no que tange ao processo de lançamento de lixiviado (codisposição) em ETE, com ênfase no reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB).

Palavras-chave: codisposição em ETE; lixiviado de aterro sanitário; reatores UASB.

ABSTRACT

The leachate produced in landfills has a complex chemical and microbiological composition, with a high concentration of organic matter and inorganic substances. One of the treatment options may be the codisposition of this effluent in sewage treatment plants (STPs), aiming to reduce the operating costs of landfills, and also reduce the harmful effects of improper discharge of leachate into bodies water receptors. Studies on effluent discharge in STPs, available in specialized literature, lead to the application of varied volumetric mixing ratios. However, the indicated ratio values are generally below 10% of leachate volume. It is observed that ratios close to and/or higher than this denote average efficiencies (between 40 and 50%) of COD removal in STPs with biological processes treating sanitary sewage. That said, for that codisposition to be used safely by sanitation companies, it is necessary to preliminarily assess the compatibility of the leachate with the STP influent, especially in plants with anaerobic treatment systems. Therefore, it must be ensured that the co-disposal process, in addition to resulting in a treated effluent that meets the requirements for discharge into water bodies, does not cause significant interference in the treatment process adopted by the STPs. In order to reduce technical uncertainties and enable the indication of applicable project parameters, this technical note (TN) aims to present the characteristics of the leachate and the main topics of interest regarding the leachate release process (codisposition) in STPs, with emphasis on the upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor.

Keywords: codisposition in STPs; landfill leachate; UASB reactors.

¹Engenheira Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Doutora em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná. Membro do INCT ETES Sustentáveis - Curitiba (PR), Brasil.

²Engenheiro Ambiental e de Segurança do Trabalho pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná. Mestre e doutorando em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná. Membro do INCT ETES Sustentáveis - Curitiba (PR), Brasil.

³Engenheira Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais. Doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais. Membro do INCT ETES Sustentáveis - Belo Horizonte (MG), Brasil.

⁴Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Paraná. Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos. Doutor em Engenharia Hidráulica pela Universidade de São Paulo. Professor do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade Federal do Paraná - Curitiba (PR), Brasil.

*Endereço para correspondência: Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental - Universidade Federal do Paraná - Centro Politécnico - Bloco V - 1º Andar - Jd. das Américas. Curitiba, PR. CEP: 81.531.990. e-mail: ebaettker@gmail.com

1. INTRODUÇÃO

O lixiviado de aterro sanitário pode ser definido como subproduto do processo de degradação anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos (RSU) formados em conjunto com as águas pluviais que infiltram nas células do aterro. Caracterizado por ser uma matriz aquosa de extrema complexidade, o lixiviado apresenta, em sua composição, elevados teores de compostos orgânicos e inorgânicos presentes nas formas dissolvida e coloidal (LANGE e AMARAL, 2009). As características físicas, químicas e biológicas do lixiviado dependem de uma série de fatores, tais como o tipo de resíduo depositado no aterro, o grau de decomposição da fração biodegradável, o clima, a estação do ano, a idade do aterro, entre outros aspectos.

De posse de tais constatações, é possível afirmar que a escolha de um processo de tratamento para lixiviados de aterros sanitários deve levar em consideração, prioritariamente, as características do líquido percolado. Sendo assim, os processos de tratamento podem ser físico-químicos ou biológicos, ou ainda uma combinação entre ambos. Processos mais modernos como ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa têm sido amplamente utilizados em países da Europa (MORAIS, 2005). Os processos biológicos são tipicamente utilizados para tratar um lixiviado com elevados índices de biodegradabilidade. Ainda que apresentando baixos custos de implantação e operação, os processos biológicos carecem de melhorias no que tange à remoção de amônia, metais pesados e compostos recalcitrantes (AMARAL *et al.*, 2008). No que diz respeito aos processos físico-químicos, estes têm sido empregados para o tratamento de um lixiviado mais estabilizado e com baixos índices de biodegradabilidade (MARTTINEN *et al.*, 2002).

Diante de um cenário diversificado de tecnologias, o tratamento do lixiviado no Brasil é realizado, em sua maioria, em lagoas de estabilização. Esta tecnologia de tratamento apresenta geralmente um efluente com características inapropriadas para o lançamento em corpos hídricos. Desse modo, visando à redução dos custos de operação de aterros sanitários, e, ainda, a diminuição dos efeitos deletérios do lixiviado em corpos d'água receptores, tem-se realizado em algumas regiões do país o lançamento

de lixiviado em estações de tratamento de esgoto (ETE). Esse processo baseia-se na compatibilização do lixiviado com o afluente de ETE, devendo resultar em um efluente tratado que atenda às exigências de lançamento em corpos hídricos (CAMPOS, 2014). Sendo assim, a prática de lançamento de lixiviado em ETE deve levar em consideração uma série de requisitos para sua correta realização, quais sejam: a viabilidade do transporte do lixiviado até a ETE; a capacidade da estação em assimilar o lixiviado; a compatibilidade do processo com as características desse material; e a possibilidade de manejo do provável aumento da produção de lodo (MANNARINO, FERREIRA e MOREIRA, 2013).

Apesar das vantagens, o lançamento de lixiviado em ETE é ainda um processo questionado no setor de saneamento. Isto se deve, principalmente, pelo possível impacto negativo no processo de tratamento do esgoto sanitário, uma vez que o lixiviado pode apresentar concentrações significativas de metais pesados e compostos orgânicos inibitórios, podendo reduzir as eficiências do tratamento e aumentar as cargas efluentes nas ETE, sobretudo naquelas com processos anaeróbios de tratamento ou em outros processos que já possuem indícios de sobrecarga orgânica (RENOU *et al.*, 2008).

Com o intuito de diminuir as incertezas técnicas e possibilitar a criação de parâmetros de projetos aplicáveis, a presente nota técnica (NT) tem por objetivo apresentar os principais tópicos de interesse no que tange ao processo de lançamento de lixiviado em ETE. Isto posto, neste documento é aprofundada a discussão apontada na NT 1 desta coletânea, discorrendo-se sobre os seguintes itens: (i) geração e caracterização do lixiviado de aterro sanitário; (ii) lançamento de lixiviado de aterro sanitário em ETE; (iii) experiências de codisposição de lixiviado em ETE de escala plena; e (iv) diretrizes e soluções para a codisposição de lixiviado em ETE.

2. GERAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O conhecimento da geração de lixiviado de um aterro sanitário é de suma importância para a adoção de estratégias de gestão e procedimentos de lançamento desse

efluente em ETE. As características dos resíduos depositados, o clima, o método de operação, o tipo e a qualidade dos sistemas de drenagem e impermeabilização do aterro representam fatores que influenciam e afetam as características quantitativas e qualitativas dos lixiviados (CATAPRETA, 2008). Adicionalmente, questões como o regime pluviométrico a que está submetida a região onde se localiza o aterro sanitário e a velocidade de degradação dos resíduos dificultam uma estimativa precisa da geração de lixiviados. Entretanto, modelos matemáticos vêm sendo desenvolvidos e aprimorados para uma estimativa de produção mais verossímil com a realidade. Isto posto, as estimativas atuais estão sendo pautadas no método racional e no método de balanço hídrico (COSTA, ALFAIA e CAMPOS, 2019).

No que diz respeito à caracterização do lixiviado, ressalta-se que os aterros sanitários de RSU recebem comumente uma mistura de resíduos domésticos. Dessa maneira, a composição do lixiviado pode ser caracterizada com quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macrocomponentes inorgânicos, metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos oriundos de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (KJELDSEN *et al.*, 2002). Um dos fatores que mais contribuem para a diversidade da composição do lixiviado é a idade do aterro sanitário. Normalmente, observa-se que as faixas de concentração dos parâmetros relativos aos aterros sanitários novos

(lixiviado biodegradável) são mais elevadas do que nos aterros antigos (lixiviado estabilizado). Na **Tabela 1** são apresentadas as principais características físico-químicas dos lixiviados de aterros sanitários de diferentes municípios brasileiros.

As concentrações iniciais de DBO e DQO no lixiviado indicam a elevada presença de compostos orgânicos biodegradáveis nas células do aterro. Com o passar dos anos, nota-se a diminuição acentuada desses parâmetros, fazendo com que o lixiviado apresente elevadas concentrações de sais e baixa relação DBO/DQO. Um parâmetro de importante relevância para a caracterização do lixiviado é o nitrogênio amoniacal (NH_3 ou NH_4^+). Sendo sua concentração diretamente relacionada com a quantidade de material orgânico presente no aterro sanitário, ela também tende a diminuir ao longo dos anos. O lançamento de lixiviado com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal pode causar efeitos deletérios no corpo receptor, tais como a eutrofização, a diminuição de oxigênio dissolvido (OD) e a morte da biota aquática em consequência da toxicidade do meio, especialmente quando o nitrogênio amoniacal se encontra na forma livre de amônia (NH_3). Já nos casos em que o lixiviado é encaminhado para ETE, por exemplo, pode ocorrer a toxicidade ou a inibição completa dos microrganismos envolvidos no processo de degradação biológica, comprometendo, dessa maneira, a qualidade do tratamento do esgoto sanitário. Por fim, após a fase de formação de ácidos no aterro sanitário, o lixiviado apresenta um aumento constante do pH, influenciando

Tabela 1 – Características físico-químicas do lixiviado de aterros sanitários brasileiros.

Parâmetros	Bandeirantes-SP ¹	Florianópolis-SC ²	Belo Horizonte-MG ³	Seropé-RJ ⁴	Vitória-ES ⁵	Fazenda Rio Grande-PR ⁶
Idade do aterro (anos)	30	9	9	5	10	10
pH	8,1	8,1	8,3	7,8	8,3	8,1
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	2.060	1.683	68	863	1.746	2.502
DQO (mg.L ⁻¹)	7.373	3.581	2.354	1.931	6.214	5.367
DBO ₅ /DQO	0,28	0,47	0,03	0,45	0,28	0,41
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (mg.L ⁻¹)	2.183	1.419	1.055	2.185	1.639	2.612
Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	-	-	2.190	1.597	-	2.748
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	10.720	5.863	5.236	-	10.824	11.467
ST (mg.L ⁻¹)	-	-	8.801	-	-	14.847

Fonte: ¹Queiroz *et al.* (2011); ²Maia *et al.* (2015); ³Moravia, Amaral e Lange (2013); ⁴Costa (2016); ⁵Couto, Braga e Lange (2013); ⁶Baettker (2019).
DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; ST: sólidos totais.

diretamente na concentração de metais presentes no meio líquido (MORAIS e ZAMORA, 2005).

Além da variabilidade da composição do lixiviado, outro problema encontrado com o aumento da idade do aterro sanitário é a presença de substâncias recalcitrantes nesse efluente, o que torna ineficientes muitas técnicas de tratamento utilizadas nas ETE, sobretudo aquelas que se apoiam em processos biológicos (MANNARINO *et al.*, 2013). Desse modo, para um estudo mais aprofundado da composição do lixiviado, tem-se empregado a realização de análises em quatro níveis distintos de caracterização. São eles: identificação individual dos compostos, identificação de classes de compostos e determinação de parâmetros coletivos específicos e não específicos. Os chamados parâmetros coletivos específicos ou convencionais são métodos de caracterização já padronizados e usualmente encontrados na literatura (pH, DBO, DQO, NH_4 , entre outros). Além desses, destacam-se os metais pesados e os micropoluentes de preocupação emergente, muitos dos quais são desreguladores endócrinos e que podem representar diferentes riscos ao ecossistema aquático e à saúde pública. Já os parâmetros coletivos não específicos são métodos de caracterização pouco encontrados na literatura e ainda não padronizados, tais como os ensaios de DQO inerte e de biodegradabilidade (MORAVIA *et al.*, 2007). As determinações de parâmetros coletivos não específicos podem fornecer informações de grande relevância para o entendimento dos fenômenos que ocorrem durante uma etapa de tratamento biológico, permitindo o aperfeiçoamento de tecnologias, a definição de procedimentos operacionais e o aprimoramento de modelos matemáticos (LANGE e AMARAL, 2009; BAETTKER, 2019; BAETTKER *et al.*, 2020).

3. LANÇAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO

3.1. Contextualização

O processo de lançamento de lixiviado em ETE geralmente se baseia na cooperação entre as operadoras dos sistemas de tratamento de esgoto e as de disposição de RSU e vem

sendo praticado como forma de reduzir tanto os custos de operação do tratamento do lixiviado nos aterros sanitários quanto os custos de destinação do lodo de esgoto produzido nas ETE. Entretanto, cabe ressaltar que nem sempre essa cooperação se dá por meio de contrato ou outro aparato legal que determine as obrigações recíprocas das partes, implicando, muitas vezes, uma relação de fragilidade. Não obstante, para que o lançamento de lixiviado em ETE ocorra de forma ambientalmente adequada e economicamente viável, sugere-se a realização dos seguintes procedimentos de verificação (MANNARINO *et al.*, 2013): (i) estudo de viabilidade do transporte do lixiviado até a estação (muitas vezes o aterro sanitário pode estar a vários quilômetros de distância da ETE, inviabilizando financeiramente o transporte); (ii) estudo da capacidade física e/ou estrutural da ETE para receber o lixiviado (o lixiviado deverá ser acondicionado na ETE e, caso necessário, receber tratamento antes de ser lançado no esgoto sanitário); (iii) estudo de compatibilidade do processo de tratamento da ETE com cargas de lixiviado a serem recebidas (processos anaeróbios de tratamento, por exemplo, são sensíveis às elevadas concentrações de NH_4 , podendo, dessa forma, haver a inibição dos microrganismos metanogênicos); (iv) estudo de adequação do provável aumento da produção de lodo (o lixiviado mais novo, por exemplo, possui elevada carga orgânica se comparado com o esgoto, favorecendo, assim, o aumento da produção de lodo no sistema).

Segundo Oliveira, Gil e Batista (2008), diversas dúvidas ainda existem no setor de saneamento sobre o real tratamento do lixiviado quando disposto junto com esgoto sanitário. Considerando-se que os volumes admissíveis de lixiviado em relação ao esgoto são pequenos, a prática de lançamento do lixiviado em ETE vem sendo encarada como um processo de diluição e não de tratamento. Independentemente disso, a adição de lixiviado em uma ETE sem as devidas análises e estudos complementares pode aumentar significativamente a carga orgânica aplicada no sistema. Além disso, as elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal presentes no lixiviado podem ser tóxicas aos microrganismos envolvidos nas etapas de tratamento biológicas da ETE. De acordo com Campos

(2014), outros problemas além do aumento da carga orgânica e da concentração elevada de nitrogênio amoniacal podem ser identificados no processo de lançamento de lixiviado em ETE, como, por exemplo: a redução da sedimentabilidade de flocos (em sistemas de lodo ativado); a dificuldade na adequação da dosagem de produtos químicos; o surgimento de espuma e problemas com cor e corrosão; o possível aumento das concentrações de metal no lodo (esse fator pode eventualmente prejudicar a prática de disponibilização agrícola do lodo); e o aumento da produção de lodo.

Os estudos de lançamento de lixiviado em ETE levam à aplicação de variadas relações volumétricas, que dependem diretamente da idade do lixiviado, da concentração dos componentes de difícil degradação, da concentração de nitrogênio amoniacal e da presença de metais pesados. Todavia, os valores das relações normalmente se apresentam abaixo de 10% de volume de lixiviado. Relações próximas de 10% geralmente denotam eficiências medianas de remoção de DQO em tratamentos biológicos (entre 40 e 50%). Há ainda estudos mais conservadores em que o limite da relação volumétrica não pode ultrapassar 5% do volume de lixiviado (SANTOS, 2009; TORRES *et al.*, 2009; BAETTKER *et al.*, 2018). Tratando-se especificamente do lançamento de lixiviado em ETE dotadas de sistemas anaeróbios de tratamento, como reatores anaeróbios de fluxo ascendente e de manta de lodo (*upflow anaerobic sludge blanket* — UASB), por exemplo, relações volumétricas acima de 10% de volume de lixiviado no esgoto sanitário têm apresentado eficiências de remoção de matéria orgânica inferiores a 50% (BARBA *et al.*, 2008; SANTOS, 2009; FERREIRA *et al.*, 2009). Cabe destacar ainda que, dependendo do sistema de tratamento empregado na ETE, o lixiviado deverá ser pré-tratado (a montante do processo biológico de tratamento de esgoto) para a diminuição de possíveis concentrações inibitórias ou tóxicas (como, por exemplo, o emprego de processos de remoção e/ou redução de nitrogênio amoniacal por *stripping*) (RIETOW *et al.*, 2018).

Pesquisas nacionais, realizadas no âmbito do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), avaliaram o processo de lançamento de lixiviado junto com esgoto

sanitário em estudos de escala plena, piloto e bancada em diversas configurações de sistemas de tratamento. Seus resultados são apresentados na **Tabela 2**. Observa-se que, nos processos estudados no âmbito do PROSAB (GOMES, 2009), a adição de lixiviado ao esgoto sanitário causou diminuição da eficiência do tratamento por coagulação-floculação. Por sua vez, relações até 2,5% de volume de lixiviado não acarretaram diminuições significativas da eficiência de tratamento em lodos ativados. O lançamento em reatores UASB e nas lagoas de estabilização apresentou redução na eficiência do tratamento de esgoto sanitário, indicando a necessidade de uma etapa de pré-tratamento (como o *stripping* da amônia, por exemplo), ou requerendo ajustes operacionais. Diante desse contexto, processos anaeróbios de tratamento, especialmente processos de alta taxa como reatores UASB, tendem a sofrer maiores impactos com a incorporação de lixiviado ao esgoto sanitário. Dada a importância do contexto histórico do emprego de reatores UASB no Brasil, o item 3.2 aborda com maior profundidade os impactos causados pelo lançamento de lixiviado nesses sistemas de tratamento.

3.2. Lançamento de lixiviado em reatores anaeróbios de fluxo ascendente tratando esgoto sanitário

Baettker *et al.* (2018) e Baettker (2019) avaliaram a tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto sanitário, em reator anaeróbio tipo UASB, utilizando relações de codisposição de 2, 5 e 10% v/v. Com relação ao desempenho do reator, os autores encontraram para as relações de 2 e 5% de lixiviado eficiências de DQO de 52 e 49%, respectivamente. Entretanto, a correlação de 10% comprometeu significativamente a eficiência do reator, resultando na remoção média de DQO de 38%. Os resultados de eficiência, em termos de DBO, foram de 50, 54 e 37% para correlações 2, 5 e 10%, respectivamente. Isto pode ser explicado pela adição de possíveis substâncias tóxicas e matéria orgânica não biodegradável presentes no lixiviado, uma vez que foi verificado o incremento da refratibilidade da matéria orgânica efluente, assim como matéria orgânica lábil, conforme se acrescentou maior porcentagem de lixiviado, requerendo assim um

Tabela 2 – Pesquisas realizadas no âmbito do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (2009) sobre o lançamento de lixiviado em diferentes sistemas de tratamento de esgoto sanitário.

Processo de tratamento	Fonte de geração dos resíduos	Experimento	Concentrações da mistura	Resultados
Coagulação/floculação	Esgoto: ETE Icarai - Niterói/RJ. Lixiviado: Aterro Morro do Céu - Niterói/RJ.	Ensaio realizado em <i>jar-test</i> com os coagulantes: sulfato de alumínio, cloreto férrico, Tanfloc SG e SL e Panfloc.	Concentrações de lixiviado de 0,5; 2; e 5%.	Concentração 0,5%: Remoção de DQO: 36,1 a 70,3%. Remoção de turbidez: 46,2 a 78,2%. Concentração 2%: Remoção de DQO: 35,3 a 54,3%. Remoção de turbidez: 23,5 a 50,9%. Concentração 5%: Remoção de DQO: 30 a 40,5%. Remoção de turbidez: 27,7 a 50%.
Lodo ativado	Esgoto: ETE Icarai - Niterói/RJ. Lixiviado: Aterro Morro do Céu - Niterói/RJ.	Ensaio realizado em laboratório com reatores operados em batelada (ciclo: 24 horas) e regime contínuo (TDH: 6 horas).	Concentrações de lixiviado de 0,5 a 1% (fase I) e 2 a 2,5% (fase II).	Remoção de DQO > 80% em ambos os reatores e nas fases I e II. Remoção de nitrogênio amoniacal: 83% (fase I) e 94% (fase II) para reator em batelada e 36% (fase I) e 43% (fase II) para reator em regime contínuo.
		Ensaio realizado em planta piloto na ETE Icarai.	Volume de lixiviado: 2 a 2,5% e 0,5 a 1%.	Remoção média de DQO > 70%. Remoção média de nitrogênio amoniacal > 80%
Reatores UASB	Esgoto bruto de Campina Grande/PB. Lixiviado: Aterro sanitário de João Pessoa/PB.	Ensaio realizado em laboratório em aparato experimental. UASB 1: lixiviado <i>in natura</i> . UASB 2: lixiviado tratado por <i>stripping</i> com redução de 98% de nitrogênio amoniacal.	Volume de lixiviado: 1% (UASB 1) e 10% (UASB 2)	Remoção de DQO: 55% (UASB 1) e 45% (UASB 2).
Lagoas de estabilização	Esgoto bruto do Rio de Janeiro/RJ. Lixiviado: Aterro sanitário de Gramacho/RJ (linha 1). Aterro sanitário de Gerico/RJ (linha 2).	Linha 1: lagoa facultativa + lagoa de maturação. Linha 2: lagoa aerada + lagoa de sedimentação.	Concentrações de lixiviado de 0,2; 0,5; 2; e 5%.	Linha 1: apenas com esgoto alcançou eficiência média de remoção de DQO de 71% e, quando aplicado o lixiviado, a eficiência variou na faixa de 42 a 51%. Linha 2: apenas com esgoto a remoção média de DQO foi de 82% e, quando aplicado o lixiviado, foi de 56%.

Fonte: GOMES (2009).

pós-tratamento para se atingirem os requisitos legais de descarte em corpos receptores (BAETTKER *et al.*, 2020).

Outros autores que operaram reatores UASB em condições similares também observaram impactos crescentes com a adição de lixiviado. Santos (2009) identificou o valor médio de eficiência de redução de DQO de 85% para o período sem adição de lixiviado; a partir da codisposição com relações de volume de lixiviado de 1, 2,5, 5 e 10%, as eficiências de redução de DQO foram de 73, 66, 46 e 30%, respectivamente. Por outro lado, Lozada *et al.* (2010) obtiveram efeitos negativos menores da codisposição do lixiviado com esgoto sanitário, com eficiências de redução de DQO de 73% para relação de mistura de 5% de volume de lixiviado, e de 61% para uma relação de 10%. El-Gohary e Kamel (2016) reportaram efeitos negativos do processo de codisposição, obtendo eficiência de remoção de DQO de apenas 15% para uma relação de mistura de 6% de lixiviado.

Estudos realizados por Baettker *et al.* (2019) avaliaram se a codisposição modifica as propriedades físico-químicas do lodo anaeróbio e inviabiliza a sua disposição agrícola. Como resultado dessa análise, verificou-se que a adição de lixiviado com esgoto sanitário, em reator UASB, alterou as concentrações de substâncias inorgânicas no lodo anaeróbio e inviabilizou o seu possível uso agrícola (sobretudo em razão das elevadas concentrações de zinco, com valores acima do máximo permitido estabelecido na antiga Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 375, de 2006. Um dos poucos estudos que reportam aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica durante o processo de codisposição de lixiviado com esgoto sanitário foi aquele conduzido por Oliveira *et al.* (2015). Estes autores obtiveram aumento na eficiência de redução de DQO, alcançando valores de 46 e 70% para relações de mistura de 1 e 10% de lixiviado, respectivamente.

3.2.1 Demanda por pré-tratamento do lixiviado

Relações volumétricas de lixiviado acima de 10% têm apresentado eficiências de remoção de matéria orgânica inferiores a 50% (FERREIRA *et al.*, 2009; TORRES *et al.*, 2009; SILVA e LEITE, 2015; BORTH, 2017). Essa baixa eficiência pode estar relacionada ao fato de os microrganismos anaeróbios serem sensíveis a determinadas concentrações de substâncias presentes no lixiviado, ou ao maior aporte de substâncias recalcitrantes ou de difícil remoção por vias anaeróbias (MCCARTY, 1964; METCALF e EDDY, 2016).

Estudos pioneiros realizados por McCarty (1964) demonstraram que concentrações de amônia superiores a $150 \text{ mgNH}_3\text{-N.L}^{-1}$ são consideradas extremamente tóxicas aos microrganismos anaeróbios. Calli *et al.* (2005) investigaram a toxicidade da amônia em reatores UASB tratando esgoto sintético com inóculo previamente aclimatado. Encontraram uma concentração limite de inibição do processo anaeróbio para a amônia igual a $800 \text{ mgNH}_3\text{-N.L}^{-1}$. Já investigações realizadas por Cuetos *et al.* (2008), em reatores anaeróbios de agitação contínua, com inóculo previamente aclimatado, encontraram concentrações de inibição do processo anaeróbio de $337 \text{ mgNH}_3\text{-N.L}^{-1}$. Desse modo, para a realização da codisposição em reatores UASB tratando esgoto sanitário, recomenda-se que o lixiviado seja pré-tratado para evitar possíveis concentrações inibitórias ou tóxicas devidas à amônia (MANNARINO *et al.*, 2011).

Entre os processos de pré-tratamento, o *stripping* de amônia tem se destacado pelas significativas taxas de remoção dessa substância e também por seus custos reduzidos de operação e manutenção (LANGE e AMARAL, 2009; QUEIROZ *et al.*, 2011; RIETOW *et al.*, 2017). O processo de *stripping* consiste na remoção da fase gasosa de um meio líquido por meio de agitação mecânica ou aeração, de modo que os efeitos de arraste e difusividade molecular promovam a passagem do gás para a atmosfera. Em uma solução aquosa como o lixiviado, a amônia pode existir tanto na forma de íon amônio (NH_4^+) quanto na forma de amônia livre (NH_3). A predominância de uma dessas formas está relacionada com o pH do meio, e em níveis de pH alcalino há maior concentração de NH_3 . Para a

elevada eficiência do processo de *stripping* é imprescindível que a forma gasosa da amônia predomine no lixiviado. Conduzindo ensaios em bancada, Rietow *et al.* (2018) e Rietow (2018) não verificaram interferências significativas no processo de tratamento anaeróbio do esgoto codisposto com lixiviado preliminarmente tratado (*stripping*) até relações volumétricas de 10% de volume de lixiviado. A concentração de amônia aplicada foi 120 e $225 \text{ mgNH}_3\text{-N.L}^{-1}$. Sendo assim, os autores concluíram que o processo de *stripping* da amônia foi capaz de aumentar a relação volumétrica entre lixiviado e esgoto sanitário a ser empregada em reatores UASB.

3.2.2. Demanda por pós-tratamento do efluente do reator reatores anaeróbios de fluxo ascendente

Os processos biológicos usualmente empregados na codisposição de lixiviado e esgoto sanitário, embora eficientes na remoção de matéria orgânica biodegradável, apresentam baixa eficiência de remoção dos compostos orgânicos recalcitrantes adicionados pelo lixiviado, requerendo assim tratamentos complementares por processos físico-químicos. Dessa forma, os reatores UASB, mesmo que apresentem diversas vantagens, não são capazes de produzir efluentes que atendam aos padrões de lançamento.

Uma das alternativas de pós-tratamento que têm sido empregadas é a coagulação-floculação-sedimentação. Essa técnica físico-química é utilizada para o melhoramento do efluente tratado em relação à remoção complementar de matéria orgânica, nutrientes e compostos recalcitrantes. O processo de tratamento por coagulação química baseia-se na desestabilização das cargas eletrostáticas superficiais das partículas/poluentes, por meio da utilização de um coagulante, geralmente sais de ferro ou alumínio, a fim de promover a agregação delas em flocos, posteriormente separados por sedimentação.

Galvão *et al.* (2018) realizaram ensaios em escala de bancada para o pós-tratamento físico-químico do efluente, produzido no reator UASB, com porcentagem volumétrica de 10% de lixiviado em relação ao volume de esgoto. A condição de maior eficiência do pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação com cloreto férrico foi para a dosagem de Fe de 30 mg.L^{-1} e pH 5,0. Nestas condições

foram obtidas eficiências na remoção de cor verdadeira de 89%, DQO de 48% e fósforo de 91%, com produção de efluente com valores residuais de 34 uH de cor, 62 mg.L⁻¹ de DQO e 0,43 mg.L⁻¹ de fósforo. Contudo, não foi obtida a remoção de sólidos dissolvidos e nitrogênio. O pós-tratamento com sulfato de alumínio apresentou como condição de maior eficiência de coagulação dosagem de Al de 20 mg.L⁻¹ e pH 5,0. Esta condição alcançou eficiências de remoção de cor verdadeira de 90,4%, com valor residual de 31 mg.L⁻¹, de DQO de 41,5%, com valor residual de 85 mg.L⁻¹, e de fósforo de 87,0%, com valor residual de 0,75 mg.L⁻¹. Novamente, não houve remoção de sólidos dissolvidos e nitrogênio.

Assim, a utilização da codisposição deve ser criteriosamente avaliada para as condições locais, sendo necessária a realização de estudos complementares que apontem os impactos provocados pela mistura desses dois resíduos no processo de tratamento da ETE. Assim, é indispensável a realização de caracterização do lixiviado para que sejam identificadas potenciais substâncias tóxicas, assim como a realização de avaliação de biodegradabilidade, que definirá a necessidade de implantação de pré-tratamento físico-químico na ETE. Com base nesses estudos é possível definir as soluções e intervenções necessárias na ETE, indicando-se também se existe viabilidade técnica, econômica e ambiental para a adoção dessa alternativa.

4. EXPERIÊNCIAS DE CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE ESCALA PLENA

Tendo em vista a relevância do tema, o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto (INCT ETEs Sustentáveis) formulou um questionário sobre “Disposição de lixiviado de aterro sanitário em ETE”, com questões de caráter gerencial, técnico e operacional, para que companhias de saneamento pudessem compartilhar suas experiências. As questões abordaram: i) a institucionalização da recepção do lixiviado em ETE; ii) a existência de instrumento legal para o estabelecimento da codisposição e de custo associado

a essa disposição; iii) a existência de pré-tratamento do lixiviado e realização de controle operacional regular com caracterização do lixiviado; iv) a avaliação de desempenho da ETE, principais problemas e destinação do lodo da ETE. Esse questionário foi encaminhado para companhias de saneamento do sudeste, centro-oeste e nordeste, buscando experiências diversas em várias regiões do país. As respostas estão compiladas na **Tabela 3** e referem-se a julho de 2020.

Apesar de os sistemas de tratamento de esgoto utilizarem processos e métodos operacionais diversos, nota-se que não houve relato de problemas operacionais.

5. DIRETRIZES E SOLUÇÕES PARA A CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO

O tratamento combinado de lixiviado com esgoto sanitário em ETE vem sendo adotado em cidades que já contam com as infraestruturas (ETE e Aterro Sanitário) como forma de reduzir tanto os custos de implantação quanto os custos operacionais, concentrando o tratamento de ambos os resíduos em um único local. Entretanto, a elaboração de estudos para a verificação da capacidade e compatibilidade da ETE em assimilar e tratar o efluente do aterro sanitário é indispensável, pois os projetos de ETE geralmente são concebidos sem a previsão de recebimento do lixiviado.

Outro aspecto favorável da codisposição é a similaridade das tecnologias mais comumente utilizadas para o tratamento do lixiviado e de esgotos, que possibilita o aproveitamento do processo do tratamento do esgoto, com o comprometimento no atendimento aos padrões de lançamento. Segundo Campos (2014), a decisão para a codisposição geralmente se fundamenta apenas em ponderações baseadas em variáveis como DBO, DQO, nitrogênio e também na sobrecarga provável em termos de taxas de carregamento orgânico e geração adicional de lodo. Dessa maneira, a ampliação dos parâmetros de monitoramento é recomendável no intuito de garantir o atendimento aos padrões de lançamento do efluente em acordo com a legislação.

Finalmente, o estabelecimento de instrumento legal para a prestação do serviço entre os responsáveis pelo aterro sanitário e ETE garante a segurança no cumprimento dos deveres e obrigações das partes.

Assim, vários são os fatores determinantes para o êxito da codisposição. Na **Tabela 4** estão apresentados os principais benefícios e os pontos de atenção da disposição do lixiviado em ETE.

Tabela 3 - Compilação das respostas obtidas em julho de 2020 das operadoras de saneamento sobre a disposição de lixiviado de aterro sanitário em estações de tratamento de esgoto.

Região/Tipo de operadora	Relato das companhias de saneamento sobre a codisposição
Sudeste/SAAE	A codisposição do lixiviado na ETE ocorre, desde dezembro de 2018, sendo que a iniciativa partiu do Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE). A formalização da parceria ocorreu por meio de convênio, em que ficou acordado que o chorume seria recebido na ETE e o lodo gerado no tratamento seria disposto no aterro sanitário. O transporte do lixiviado é realizado por interceptor e o fornecimento é por batelada. Na ETE é analisada a carga orgânica do líquido e, de acordo com o SAAE, não há relato de problemas operacionais devidos à codisposição. Está sendo estudada a disposição do lodo no solo na área da ETE.
Sudeste/Companhia Estadual	A codisposição do lixiviado na ETE ocorre desde 2013, e a iniciativa partiu da empresa privada que realiza os serviços de disposição de resíduos sólidos. A formalização da parceria ocorreu por meio de contrato, sendo o valor atual de R\$ 45,00 por metro cúbico. O lixiviado é recebido diariamente em duas ETE, constituídas por processo de lodo ativado, com limite de vazão de lixiviado a 1% da vazão média afluente à ETE. Na ETE 1 há reservatórios para o recebimento do lixiviado, equipado com bomba para recalque na comporta de entrada da estação. Na ETE 2, o lixiviado é lançado num poço de visita anterior ao tratamento preliminar. O lançamento em ambas é em batelada. É feita a caracterização do lixiviado com a realização de diversas análises, sendo amônia, pH e condutividade feitas em cada caminhão recebido. As demais análises têm diferentes frequências: diárias, semanais e quinzenais. Em relação às ETE, para a avaliação de desempenho, são realizadas as análises no efluente de todos os parâmetros da Tabela 1 da Seção II da Resolução CONAMA 430/2011, por exigência da licença de operação de ambas as ETE. Além disso, são realizadas análises microbiológicas da biota do tanque de aeração, para a verificação da aclimação do lodo ao lixiviado introduzido no processo e tratamento. O lodo gerado no tratamento é desidratado por meio de centrífugas e encaminhado ao aterro sanitário. Não foram relatados problemas operacionais ou violação de padrões de lançamento das ETE decorrente da codisposição do lixiviado.
Nordeste/Companhia Estadual	A Companhia Estadual de Saneamento informou que ainda não recebe lixiviado de aterro sanitário para codisposição, porém existe interesse da concessionária dos serviços de disposição de resíduos em destinar o lixiviado para a ETE, uma vez que a capacidade da estação de tratamento de lixiviado no aterro alcançou o limite máximo de utilização. A intenção da Companhia Estadual é a utilização de ETE constituída por lagoa facultativa e de maturação que atualmente estão ociosas para o tratamento conjunto. O transporte do lixiviado do aterro sanitário para a ETE seria realizado por caminhão.
Centro-Oeste/Companhia Estadual	A codisposição do lixiviado na ETE ocorre desde 2006, e a formalização da parceria com a Companhia de Urbanização determinou o recebimento do lixiviado em troca da permissão de disposição de resíduos da ETE, inclusive lodo, no aterro sanitário municipal. O lixiviado é lançado diretamente na rede coletora de esgoto e a ETE é constituída por processo de decantação primária quimicamente assistida. De acordo com a operadora não é realizado controle operacional específico para o lixiviado e não houve nenhum problema operacional específico da codisposição. O lodo gerado no tratamento é utilizado para a recuperação de áreas degradadas.

Nota: A identidade das companhias de saneamento e das unidades de tratamento foi preservada, tendo em vista o acordo prévio de confidencialidade para elas responderem ao questionário.

Fonte: Os autores, 2024.

Tabela 4 - Principais benefícios e os pontos de atenção necessários para o êxito da codisposição de lixiviado e esgoto sanitário.

Principais Benefícios	Pontos de Atenção
<p>Redução de custos de implantação e operação de unidade de tratamento no aterro sanitário.</p> <p>Otimização da operação do sistema com o tratamento de esgoto e lixiviado em um mesmo local.</p> <p>Possibilidade de aproveitamento do processo de tratamento instalado para o esgoto também para o recebimento do lixiviado, tendo em vista a similaridade dos tratamentos utilizados para ambos os resíduos.</p> <p>Aporte de nutrientes no esgoto que favorecem o processo de degradação sem necessidade de acréscimo de insumos adicionais (nitrogênio e fósforo).</p>	<p>Elaboração de estudos para verificação da capacidade e compatibilidade da ETE em assimilar e tratar o efluente do aterro sanitário.</p> <p>Realização de caracterização e identificação de compostos do lixiviado, assim como avaliação da biodegradabilidade do chorume.</p> <p>Verificação de viabilidade econômica e ambiental do transporte do lixiviado até a ETE.</p> <p>Estudo do manejo do provável aumento de produção de lodo na ETE.</p> <p>Ampliação dos parâmetros de monitoramento para atender ao padrão de lançamento do efluente.</p> <p>Estabelecimento de contrato para a prestação do serviço entre os responsáveis pelo AS e ETE.</p>

Fonte: Os autores, 2024.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico — CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior — CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais — FAPEMIG, da Companhia

de Saneamento do Estado do Paraná (SANEPAR), da Universidade Estadual de Londrina (UEL) e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto — INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

- AMARAL, M.C.S.; FERREIRA, C.F.A.; LANGE, L.C.; AQUINO, S.F. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 13, n. 1, p. 38-45, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000100006>
- BAETTKER, E.C. *Avaliação da tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto sanitário em reator anaeróbio tipo UASB*. 224 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) — Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curitiba, 2019.
- BAETTKER, E.C.; AISSE, M.M.; BITTENCOURT, S. Avaliação do lodo anaeróbio de reator UASB tratando esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 30., 2019, Natal. *Anais...* Natal: ABES, 2019.
- BAETTKER, E.C.; KOZAK, C.; KNAPIK, H.G.; AISSE, M.M. Applicability of conventional and non-conventional parameters for municipal landfill leachate characterization. *Chemosphere*, v. 251, p. 126414, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126414>
- BAETTKER, E.C.; RIETOW, J.C.; FREITAS, D.C.; MANSUR, M. A. Codisposição de lixiviado em reatores UASB: experiência UFPR. In: ROSS, B.Z.L.; POSSETTI, G.R.C. (Org.) *Tecnologias potenciais para o saneamento: disposição de lixiviado de aterro sanitário em reatores UASB*. v. 3. Curitiba: Sanepar, 2018. p. 19-61.
- BARBA, L.E.; PIZARRO, C.A.; TORRES, P.; RODRIGUEZ, J.A.; MARMOLEJO, L.F. Aplicación de biodegradabilidad anaeróbia para la relación óptima lixiviado-agua residual domestica. In: Taller y Simposio Latino Americano de Digestión Anaeróbia, 9., 2008, Isla de Pascua. *Anais...* Isla de Pascua: IWA, 2008.
- BORTH, P.B. *Tratamento conjugado de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário em reatores anaeróbios de manta de lodo e pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação*. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) — Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução CONAMA nº 375 de 29 de agosto de 2006*. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2006.
- CAMPOS, J.R. Descarte de lixiviado de aterros sanitários em estação de tratamento de esgoto: uma análise crítica. *Revista DAE*, n. 197, p. 6-7, 2014. <https://doi.org/10.4322/DAE.2014.129>
- CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B.; YENIGUN, O. Effects of high free ammonia concentrations on the performances of anaerobic bioreactors. *Process Biochemistry*, v. 40, n. 3-4, p. 1285-1292, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.05.008>
- CATAPRETA, C.A.A. *Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação*. 2008. 227 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) — Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.
- COSTA, F.M. Estudo da biodegradabilidade e toxicidade de lixiviados com diferentes características após processos oxidativos avançados. Tese de doutorado — Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.
- COSTA, A.M.; ALFAIA, R.G.D.S.M.; CAMPOS, J.C. Landfill leachate treatment in Brazil—An overview. *Journal of Environmental Management*, v. 232, p. 110-116. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>
- COUTO, M.C.L.; BRAGA, F.S.; LANGE, L.C. Tratamento de lixiviado por infiltração rápida como alternativa para cidades de pequeno porte. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, n. 3, p. 223-234, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000300005>

- CUETOS, M.J.; GOMEZ, X.; OTERO, M.; MORAN, A. Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Biochemical Engineering Journal*, v.4 O, p. 99-106, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2007.11.019>
- EL-GOHARY, F.A.; KAMEL, G. Characterization and biological treatment of pre-treated landfill leachate. *Ecological Engineering*, v. 94, p. 268-274, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.074>
- FERREIRA, J.A.; CANTANHEDE, Á.L.G.; LEITE, V.D.; BILA, D.M.; CAMPOS, J.C.; YOKOYAMA, L.; FIGUEIREDO, I.C.; MANNARINO, C.F.; SANTOS, A.S.; FRANCO, R.S.O.; LOPES, W.S.; SOUSA, J.T. Tratamento combinado de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos com esgoto sanitário. In: GOMES, L.P. (Coord.) *Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. Rio de Janeiro: ABES/Projeto PROSAB, 2009. p. 245-293.
- GALVÃO, R.B.; BORTH, P.B.; FERNANDES, F.; KURODA, E.K. Pós-tratamento físico químico de efluentes de UASB contendo lixiviado. In: ROSS, B.Z.L.; POSSETTI, G.R.C. (Org.) *Tecnologias potenciais para o saneamento: disposição de lixiviado de aterro sanitário em reatores UASB*. v. 3. Curitiba: SANEPAR, 2018. p. 171-188.
- GOMES, L.P. (Coord.). *Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. Rio de Janeiro: ABES/Projeto PROSAB, 2009.
- KJELDSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A. CHRISTENSEN, T.H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical reviews. Environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002. <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>
- LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. Geração e características do lixiviado. In: Gomes, L.P. (Coord.) *Resíduos sólidos: estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. Prosab 5. Rio de Janeiro: Editora ABES, 2009, p. 27-59.
- MAIA, S.I.; RESTREPO, J.J.B.; CASTILHOS JUNIOR, A.B.; FRANCO, D. Evaluation of the biological treatment of landfill leachate on a real scale in the Southern Region of Brazil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, p. 665-675, 2015. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020040140926>
- MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J.A.; MOREIRA, J.C. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública - revisão bibliográfica. *Cadernos Saúde Coletiva (Rio J.)*, v. 19, n. 1, 2011.
- MANNARINO, C.F.; MOREIRA, J.C.; FERREIRA, J.A.; ARIAS, A.R.L. Avaliação de impactos do efluente do tratamento combinado de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico sobre a biota aquática. *Ciência Saúde Coletiva*, v. 18, n. 11, p. 3235-43, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-81232013001100014>
- MARTTINEN, S.K.; KETTUNEN, R.H.; SORMUNEN, K.M.; SOIMASUO, R.M.; RINTALA, J.A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere*, v. 46, n. 6, p. 851-858, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00150-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00150-3)
- MCCARTY, P.L. Anaerobic waste treatment fundamentals. *Public Works*, v. 95, n. 9, p. 107-112, 1964.
- METCALF & EDDY. *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*. Tradução: Hespagnol, I; Mierzwa, J. C. 5 ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.
- MORAIS, J.L.DE. *Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário*. 2005. 207 f. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Exatas, Pós-Graduação em Química, Curitiba, 2005.
- MORAIS, J.L.; ZAMORA, P.P. Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials*, v. 123, n. 1-3, p. 181-186, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.03.041>
- MORAVIA, W.G.; AMARAL, M.C.; LANGE, L.C. Evaluation of landfill leachate treatment by advanced oxidative process by Fenton's reagent combined with membrane separation system. *Waste Management*, v. 33, n. 1, p. 89-101, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.08.009>
- MORAVIA, W.G.; AMARAL, M.C.S.; FERREIRA, C.F.A.; LANGE, L.C.; MARTINS, L.K. Estudo de diferentes métodos de partida de sistema de tratamento aeróbio para lixiviados de aterro sanitário estabilizado em escala de bancada. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: ABES, 2007. p. 1025-1030.
- OLIVEIRA, C.; GIL, G.; BATISTA D.M.A. *Inovações tecnológicas no saneamento: lodos e odores*. Porto Alegre: ABES, 2008, 96 p.
- OLIVEIRA, E.G.; LEITE, V.E.; SILVA, R.B.; HENRIQUE, I.; BARROS, A. J. Tratamento anaeróbio e aeróbio de lixiviado de aterro sanitário. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: investigación, desarrollo y práctica*, v. 8, n. 3, p. 360-371, 2015.
- QUEIROZ, L.M.; AMARAL, M.S.; MORITA, D.M.; YABROUDI, S.C.; SOBRINHO, P.A. Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 16, n. 4, p. 403-10, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522011000400012>

RAMOS, P.C.A. *Tratamento conjugado de lixiviado com esgotos domésticos em reator UASB*. 2009. 74 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2009.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>

RIETOW, J.C. *Avaliação do processo de arraste da amônia como pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário para codisposição em reatores anaeróbios tipo UASB tratando esgoto sanitário*. 2018. 209 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2018.

RIETOW, J.C.; NAGASHIMA, M.Y.Y.; DEUS, P.L.; BAETTKER, E.C.; AISSE, M.M. avaliação do processo de *free stripping* da amônia como pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. *In: Congresso ABES/FENASAN, 29, São Paulo, 2017. Anais...* São Paulo: ABES, 2017.

RIETOW, J.C.; NAGASHIMA, M.Y.Y.; DEUS, P.L.; BAETTKER, E.C.; MANSUR, M.A. Pré-tratamento de lixiviado para disposição em

estações de tratamento de esgotos. *In: ROSS, B.Z.L.; POSSETTI, G.R.C. (Org.) Tecnologias potenciais para o saneamento: disposição de lixiviado de aterro sanitário em reatores UASB*. v. 3. Curitiba: Sanepar, 2018. p. 141-170.

SANTOS, A.F.M.S. *Tratamento anaeróbio de chorume em conjunto com esgoto sanitário*. 206 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

SILVA, R.B.; LEITE, V.D. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio. *Revista DAE*, v. 63, p. 18-26, 2015. <https://doi.org/10.4322/dae.2014.143>

TORRES-LOZADA, P. Impacto de la incorporación de lixiviados en el arranque de reactores anaerobios al tratar aguas residuales domésticas. *Ingeniería y Universidad*, v. 14, n. 2, p. 313-326, 2010. ISSN 0123-2126

TORRES, P.; RODRÍGUEZ J.A.; BARBA L.E.; MARMOLEJO, L.F.; PIZARRO, C.A. Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by UASB reactors. *Water Science and Technology*, v. 60, n. 2, p. 491-495, 2009. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.365>



