

ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL:

RECURSOS HÍDRICOS & TRATAMENTO DE ÁGUA

CLEISEANO EMANUEL DA SILVA PANIAGUA
(ORGANIZADOR)

A grayscale photograph of a water treatment plant. The image shows a large concrete structure with a metal walkway and railings. In the foreground, there are several large, dark, rectangular blocks arranged in a row. The background is a bright, overcast sky. The overall scene is industrial and clean.

ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL:

RECURSOS HÍDRICOS & TRATAMENTO DE ÁGUA

CLEISEANO EMANUEL DA SILVA PANIAGUA
(ORGANIZADOR)

Editora chefe

Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira

Editora executiva

Natalia Oliveira

Assistente editorial

Flávia Roberta Barão

Bibliotecária

Janaina Ramos

Projeto gráfico

Bruno Oliveira

Camila Alves de Cremo

Daphynny Pamplona

Luiza Alves Batista

Natália Sandrini de Azevedo

Imagens da capa

iStock

Edição de arte

Luiza Alves Batista

2022 by Atena Editora

Copyright © Atena Editora

Copyright do texto © 2022 Os autores

Copyright da edição © 2022 Atena Editora

Direitos para esta edição cedidos à Atena Editora pelos autores.

Open access publication by Atena Editora



Todo o conteúdo deste livro está licenciado sob uma Licença de Atribuição *Creative Commons*. Atribuição-Não-Comercial-Não-Derivativos 4.0 Internacional (CC BY-NC-ND 4.0).

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores, inclusive não representam necessariamente a posição oficial da Atena Editora. Permitido o *download* da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

Todos os manuscritos foram previamente submetidos à avaliação cega pelos pares, membros do Conselho Editorial desta Editora, tendo sido aprovados para a publicação com base em critérios de neutralidade e imparcialidade acadêmica.

A Atena Editora é comprometida em garantir a integridade editorial em todas as etapas do processo de publicação, evitando plágio, dados ou resultados fraudulentos e impedindo que interesses financeiros comprometam os padrões éticos da publicação. Situações suspeitas de má conduta científica serão investigadas sob o mais alto padrão de rigor acadêmico e ético.

Conselho Editorial**Ciências Exatas e da Terra e Engenharias**

Prof. Dr. Adélio Alcino Sampaio Castro Machado – Universidade do Porto

Profª Drª Alana Maria Cerqueira de Oliveira – Instituto Federal do Acre

Profª Drª Ana Grasielle Dionísio Corrêa – Universidade Presbiteriana Mackenzie

Profª Drª Ana Paula Florêncio Aires – Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro

Prof. Dr. Carlos Eduardo Sanches de Andrade – Universidade Federal de Goiás

Profª Drª Carmen Lúcia Voigt – Universidade Norte do Paraná



Prof. Dr. Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás
Prof. Dr. Douglas Gonçalves da Silva – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
Prof. Dr. Eloi Rufato Junior – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Profª Drª Érica de Melo Azevedo – Instituto Federal do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Fabrício Menezes Ramos – Instituto Federal do Pará
Profª Dra. Jéssica Verger Nardeli – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho
Prof. Dr. Juliano Bitencourt Campos – Universidade do Extremo Sul Catarinense
Prof. Dr. Juliano Carlo Rufino de Freitas – Universidade Federal de Campina Grande
Profª Drª Luciana do Nascimento Mendes – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Marcelo Marques – Universidade Estadual de Maringá
Prof. Dr. Marco Aurélio Kistemann Junior – Universidade Federal de Juiz de Fora
Prof. Dr. Miguel Adriano Inácio – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
Profª Drª Neiva Maria de Almeida – Universidade Federal da Paraíba
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Profª Drª Priscila Tessmer Scaglioni – Universidade Federal de Pelotas
Prof. Dr. Sidney Gonçalo de Lima – Universidade Federal do Piauí
Prof. Dr. Takeshy Tachizawa – Faculdade de Campo Limpo Paulista



Engenharia sanitária e ambiental: recursos hídricos e tratamento de água

Diagramação: Camila Alves de Cremo
Correção: Yaidy Paola Martinez
Indexação: Amanda Kelly da Costa Veiga
Revisão: Os autores
Organizador: Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

E57 Engenharia sanitária e ambiental: recursos hídricos e tratamento de água / Organizador Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua. – Ponta Grossa - PR: Atena, 2022.

Formato: PDF

Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader

Modo de acesso: World Wide Web

Inclui bibliografia

ISBN 978-65-258-0199-5

DOI: <https://doi.org/10.22533/at.ed.995221306>

1. Engenharia sanitária e ambiental. I. Paniagua, Cleiseano Emanuel da Silva (Organizador). II. Título.

CDD 628

Elaborado por Bibliotecária Janaina Ramos – CRB-8/9166

Atena Editora

Ponta Grossa – Paraná – Brasil

Telefone: +55 (42) 3323-5493

www.atenaeditora.com.br

contato@atenaeditora.com.br



Atena
Editora
Ano 2022

DECLARAÇÃO DOS AUTORES

Os autores desta obra: 1. Atestam não possuir qualquer interesse comercial que constitua um conflito de interesses em relação ao artigo científico publicado; 2. Declaram que participaram ativamente da construção dos respectivos manuscritos, preferencialmente na: a) Concepção do estudo, e/ou aquisição de dados, e/ou análise e interpretação de dados; b) Elaboração do artigo ou revisão com vistas a tornar o material intelectualmente relevante; c) Aprovação final do manuscrito para submissão.; 3. Certificam que os artigos científicos publicados estão completamente isentos de dados e/ou resultados fraudulentos; 4. Confirmam a citação e a referência correta de todos os dados e de interpretações de dados de outras pesquisas; 5. Reconhecem terem informado todas as fontes de financiamento recebidas para a consecução da pesquisa; 6. Autorizam a edição da obra, que incluem os registros de ficha catalográfica, ISBN, DOI e demais indexadores, projeto visual e criação de capa, diagramação de miolo, assim como lançamento e divulgação da mesma conforme critérios da Atena Editora.



DECLARAÇÃO DA EDITORA

A Atena Editora declara, para os devidos fins de direito, que: 1. A presente publicação constitui apenas transferência temporária dos direitos autorais, direito sobre a publicação, inclusive não constitui responsabilidade solidária na criação dos manuscritos publicados, nos termos previstos na Lei sobre direitos autorais (Lei 9610/98), no art. 184 do Código Penal e no art. 927 do Código Civil; 2. Autoriza e incentiva os autores a assinarem contratos com repositórios institucionais, com fins exclusivos de divulgação da obra, desde que com o devido reconhecimento de autoria e edição e sem qualquer finalidade comercial; 3. Todos os e-book são *open access*, *desta forma* não os comercializa em seu site, sites parceiros, plataformas de *e-commerce*, ou qualquer outro meio virtual ou físico, portanto, está isenta de repasses de direitos autorais aos autores; 4. Todos os membros do conselho editorial são doutores e vinculados a instituições de ensino superior públicas, conforme recomendação da CAPES para obtenção do Qualis livro; 5. Não cede, comercializa ou autoriza a utilização dos nomes e e-mails dos autores, bem como nenhum outro dado dos mesmos, para qualquer finalidade que não o escopo da divulgação desta obra.



APRESENTAÇÃO

O e-book: “Engenharia sanitária e ambiental: Recursos hídricos e tratamento de água” é constituído por sete capítulos de livros que procuraram trabalhar dentro da questão do saneamento básico voltado para a qualidade vida da sociedade e do meio ambiente.

Os capítulos de um a quatro, procuraram avaliar o gerenciamento de resíduos sólidos presentes em uma empresa pública de economia mista a partir de bens considerados inservíveis e que necessitam de uma disposição e destinação final adequada; o segundo avaliou-se inúmeros parâmetros de um aterro sanitário localizado na cidade de Ariquemes/RO e administrado por um consórcio intermunicipal; no terceiro pretendeu-se avaliar o processo de tratamento por meio do tanque de evapotranspiração (TEvap) e compará-lo ao tratamento por fossa séptica, os resultados apontaram que o tratamento por TEvap é mais eficiente e; o quarto capítulo objetivou-se avaliar o uso de um polímero de natureza orgânica com o intuito de substituir os agentes coagulantes tradicionais utilizados nos processos de tratamento de águas residuárias, em especial os provenientes de matadouros.

O quinto capítulo avaliou-se a vulnerabilidade ambiental da Bacia do Rio das Flores localizado no oeste do estado de Santa Catarina; O sexto capítulo se ateve a estabelecer uma relação entre a saúde e o desenvolvimento escolar com a qualidade da potabilidade da água presentes nas instituições de ensino com estudantes de 13 a 17 anos localizados nas diferentes regiões brasileiras. Por fim, um estudo de caso que apresenta uma proposta de customização e automatização a fim de possibilitar o aumento da qualidade e capacidade de tratamento de água no município de Patrocínio/MG.

Nesta perspectiva, a Atena Editora vem trabalhando de forma a estimular e incentivar cada vez mais pesquisadores do Brasil e de outros países a publicarem seus trabalhos com garantia de qualidade e excelência em forma de livros, capítulos de livros e artigos científicos.

Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1..... 1

GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM UMA EMPRESA PÚBLICA DE ECONOMIA MISTA A PARTIR DA PNRS: DESAFIOS E OPORTUNIDADES NA GESTÃO DE BENS MÓVEIS INSERVÍVEIS

Kátia Silene de Oliveira Maia

Luiz Philippsen Jr

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.9952213061>

CAPÍTULO 2..... 7

CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE CHORUME DE UM ATERRO SANITÁRIO NO INTERIOR DA AMAZÔNIA LEGAL


Dhione Marcos da Silva

Felipe Cordeiro de Lima

Daniel Mantovani

Alexandre Diório

Driano Rezende

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.9952213062>

CAPÍTULO 3..... 20

ESTUDO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUAS NEGRAS POR TANQUE DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO (TEVAP): ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS, FÍSICO-QUÍMICAS E DE FITOTOXICIDADE

Adriana Mielke

Maikon Kelbert

Michele Cristina Formolo Garcia

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.9952213063>


CAPÍTULO 4..... 37

EVALUATION USE OF AN ORGANIC BASED POLYMER TO REPLACE THE INORGANIC COAGULANT IN THE SLAUGHTERHOUSE WASTEWATER TREATMENT

Crislaine Trevisan da Rocha Ribeiro Ferrari

Aziza Kamal Genena

Daiane Cristina Lenhard

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.9952213064>

CAPÍTULO 5..... 48

ANÁLISE DA VULNERABILIDADE AMBIENTAL DA BACIA DO RIO DAS FLORES - OESTE DE SANTA CATARINA

Ricardo André Brandão

Julio Caetano Tomazoni


 <https://doi.org/10.22533/at.ed.9952213065>

CAPÍTULO 6..... 66

A RELAÇÃO ENTRE A FONTE E POTABILIDADE DA ÁGUA DAS ESCOLAS, A SAÚDE E O DESENVOLVIMENTO ESCOLAR DE ESTUDANTES DE 13 A 17 ANOS NAS UNIDADES

FEDERATIVAS E NAS GRANDES REGIÕES BRASILEIRAS


Livia Pita Corrêa

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.9952213066>

CAPÍTULO 7..... 80

PROPOSTA DE CUSTOMIZAÇÃO E AUTOMATIZAÇÃO NA CAPACIDADE E
QUALIDADE DE TRATAMENTO DE ÁGUA NO MUNICÍPIO DE PATROCÍNIO/MG

Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.9952213067>

SOBRE O ORGANIZADOR:..... 91

ÍNDICE REMISSIVO..... 92

CAPÍTULO 1

GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM UMA EMPRESA PÚBLICA DE ECONOMIA MISTA A PARTIR DA PNRS: DESAFIOS E OPORTUNIDADES NA GESTÃO DE BENS MÓVEIS INSERVÍVEIS

Data de aceite: 01/06/2022

Kátia Silene de Oliveira Maia

Pós-doutorado em engenharia (UFF), doutora em Ciência e Tecnologia Ambiental (Univali), mestre em planejamento e gestão ambiental (UCB, especialista em direito ambiental e desenvolvimento sustentável (UNB) e graduada em direito (AEUDF)

Luiz Philippsen Jr

Arquiteto e urbanista (UFMS), engenheiro de segurança do trabalho (Poli/SP) e doutor em engenharia de produção (EESC/USP).

Professor adjunto, área tecnologia, da Universidade Federal de Alagoas (UFAL)

INTRODUÇÃO

A partir da aprovação da Lei 13.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, novas exigências quanto à gestão e manejo dos resíduos sólidos foram atribuídas às organizações, sejam da esfera privada ou pública. Dentre as exigências decorrentes da promulgação da Lei e, posteriormente, do Decreto 7.404/2010, destacam-se a obrigatoriedade da elaboração de um plano de gerenciamento de resíduos sólidos, a instituição da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto e a priorização de compras

sustentáveis pela Administração Pública, incluindo a previsão do instrumento de logística reversa (JABBOUR et al., 2014).

Diferente das organizações do setor privado, que possuem ampla liberdade para contratar serviços ou alienar bens imóveis ou móveis, a Administração Pública, direta ou indireta, precisa observar uma série de procedimentos rigorosamente preestabelecidos pela Lei 8.666/93, conhecida como Lei das Licitações¹. Por possuírem grande capilaridade de atendimento no país, por meio da exploração de atividades econômicas de produção, comercialização de bens ou prestação de serviços, as empresas públicas e empresas públicas de economia mistas são grandes compradoras de bens móveis, como equipamentos eletroeletrônicos, mobiliários e utensílios. As instituições financeiras, pela necessidade de constante melhoria em seus processos digitais, para satisfação dos clientes e controle legal das operações, são grandes consumidoras de equipamentos de TI, com frequentes modernizações necessárias. Inserida neste contexto, a empresa pública de economia mista objeto deste estudo gera grande quantidade de resíduos sólidos provenientes da obsolescência de seu mobiliário, inclusive, a partir de melhoria dos estudos de ergonomia, e

¹ Com a promulgação da Lei 13.303/2016, conhecida como Lei das Estatais, as empresas públicas e empresas públicas de economia mista passaram a proceder seus processos de compra, contratação e alienação a partir desta legislação. O projeto apresentado neste trabalho, conduzido durante o segundo semestre de 2016, foi desenvolvido ainda sob a vigência da Lei 8.666/93.

resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE).

Neste cenário, a promulgação da PNRS trouxe não apenas um grande desafio à Administração Pública, mas a possibilidade de discussão da gestão dos resíduos sólidos pela alta administração das organizações.

OBJETIVO

Este estudo apresenta projeto desenvolvido por empresa pública de economia mista voltado à gestão de resíduos sólidos, com foco em bens móveis de uso inservíveis², incluindo REEE, decorrentes de sua atuação bancária, especialmente ao final do ciclo de vida do produto.

METODOLOGIA

A partir da emergência do tema foi desenvolvido, a partir da PNRS, um plano de gerenciamento de resíduos sólidos para a organização, aprovado por seu Conselho Diretor em dezembro de 2015. A aprovação do plano pela alta administração permitiu a criação de equipe multidisciplinar com o objetivo de detalhar e implementar ações específicas. As atividades da equipe foram desenvolvidas a partir da abordagem do gerenciamento ágil de projetos apresentado pelo *Agile Manifesto for Software Development*³ e a partir de Amaral et al. (2011), Conforto e Amaral (2016) e Conforto et al. (2016).

O processo de coleta de dados foi dividido em três macro etapas: (i.) levantar a quantidade e tipo de resíduos sólidos, (ii.) conhecer o mercado de reciclagem e (iii.) precificar os serviços para condução do processo de licitação. Para levantar a quantidade de resíduos sólidos foi desenvolvido em *intranet* corporativa formulário para preenchimento da quantidade de bens disponíveis por cada dependência. Ao término dos 14 dias concedidos de prazo foram recebidos 2.979 formulários, de um total de 7.811 dependências existentes, representando taxa de retorno de 38,13%. A Figura 1 mostra a quantidade de resíduos sólidos (unidades) informadas pelas dependências de todos os 26 estados e Distrito Federal. A partir da identificação do tipo do resíduo sólido (mesa, cadeira, microcomputador, aparelho telefônico, geladeira, etc.) foi possível determinar a quantidade, em quilograma (Kg), armazenada nas dependências. Foi levantado 872.537Kg de mobiliário e 669.968Kg de REEE, incluindo os perigosos, totalizando 1.542.505Kg de resíduos sólidos para reciclagem. A Figura 2 e Figura 3 apresentam a quantidade (Kg) medida pelo tipo do resíduo sólido e estado onde localizado.

² Definição conforme Decreto 99.658/90 que “Regulamenta, no âmbito da Administração Pública Federal, o reaproveitamento, a movimentação, a alienação e outras formas de desfazimento de material” e normativos internos.

³ Disponível em: <<http://agilemanifesto.org>>. Acesso em: 12 jun. 2016.

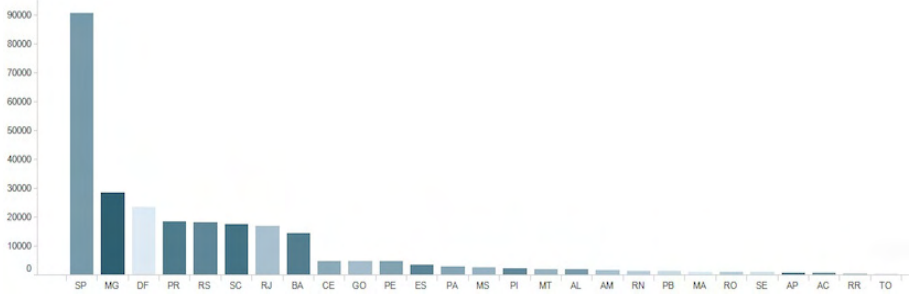


Figura 1 – Quantidade de resíduos sólidos informados pelas dependências por estado.

Fonte: dados do estudo.

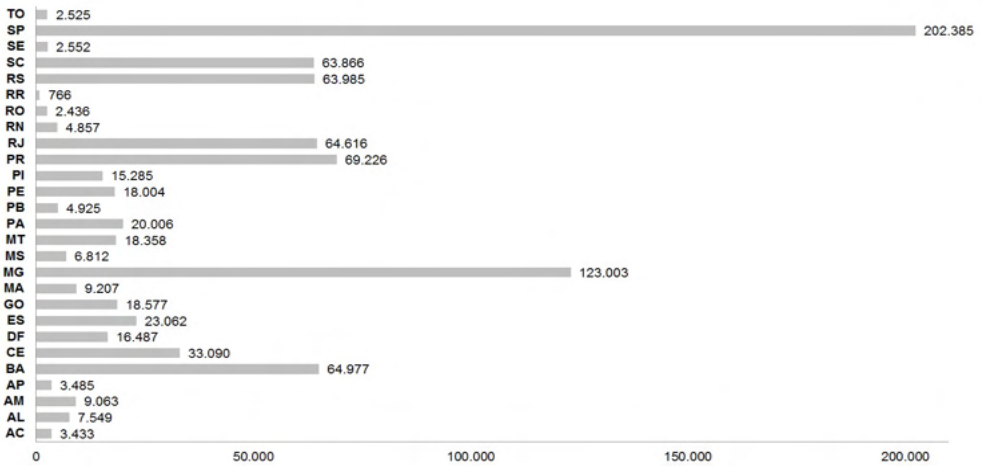


Figura 2 – Quantidade (Kg) de mobiliário por estado.

Fonte: dados do estudo.

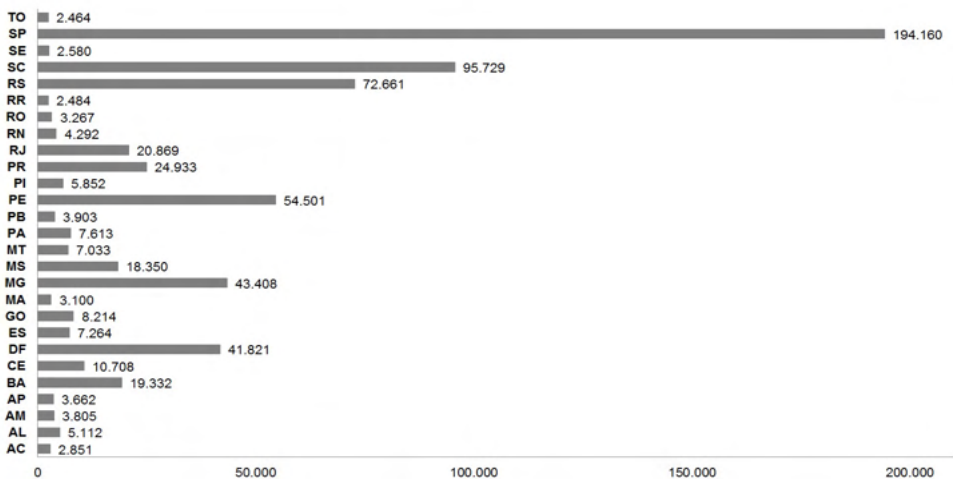


Figura 3 – Quantidade (Kg) de REEE por estado.

Fonte: dados do estudo.

A partir da quantidade de resíduos sólidos levantada, objeto de reciclagem, foi definido o escopo da contratação: empresa especializada em reciclagem de resíduos sólidos, incluindo perigosos, contemplando a retirada no local de origem, transporte e armazenamento em planta industrial previamente ao processo de reciclagem com apresentação do relatório de rastreabilidade⁴. Considerando que os custos da logística de transporte são influenciados pela localização do ponto de coleta, alguns estados possuem custos mais elevados de rodagem em relação a outros, quer pela capilaridade de rodovias para diferentes trajetos, segurança, existência de pontos de pedágio e estado de conservação da pavimentação, dentre outros fatores. Desta forma, foi desenvolvido indicador para atribuir uma escala de valor de remuneração, considerando a localização da dependência, além do peso total do resíduo sólido transportado⁵, apresentado na Tabela 1. A Figura 4 apresenta a distribuição dos resíduos sólidos de acordo com as quatro regiões propostas no projeto, a partir do indicador de preço por unidade (IP).

Quadrante	Indicador de preço	Região/Estado	Fator de multiplicação
Valor máximo inferior	IP ₁	SP	1,00
Menor máximo intermediário 2	IP ₂	Sul/Sudeste (exceto SP/MG)	0,71 a 0,57
Mediana	IP ₃	Centro-Oeste, MG/BA	0,61 a 0,41
Valor máximo intermediário 3	IP ₄	Norte/Nordeste (exceto BA)	0,50 a 0,28
Maior máximo superior	-	<i>outlier superior</i>	-

Tabela 1 – Indicador de preço por unidade (IP) a partir de intervalo de classe por região do país.

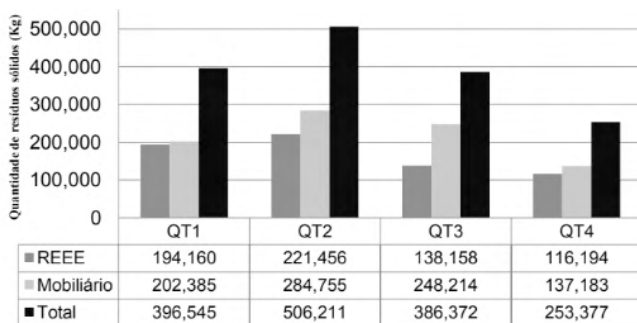


Figura 4 – Distribuição dos resíduos sólidos por intervalo de classe (IP=QT).

Fonte: Dados do estudo.

4 A classificação e procedimentos de transporte e armazenamento foram definidos em edital de licitação conforme ABNT/NBR 10004:2004, sem prejuízo à legislação ambiental complementar.

5 O indicador permite dirimir os riscos envolvidos com possível jogo de planilha ou superfaturamento nas propostas apresentadas na etapa de licitação e nos possíveis aditivos por ventura contratados no decorrer do contrato. O indicador de preço por unidade (IP) foi desenvolvido a partir de intervalo de classes considerando uma matriz deslocamento (Km) e quantidade (Kg) de resíduo sólido transportado e reciclado. A partir da análise das planilhas de preço recebidas das empresas, por meio do método de distribuição empírica de dados e análise do setor logístico, foi possível estabelecer quatro classes de preço.

RESULTADOS OBTIDOS

Durante o desenvolvimento do projeto pela equipe multidisciplinar constatou-se que os custos com transporte, armazenamento e condução de um processo de leilão para alienação dos bens móveis não apresentava vantagens econômicas à organização. Importante destacar que as empresas estatais estão vedadas de proceder doações à Administração Pública, por força de legislação⁶, em anos eleitorais (sejam na esfera municipal, estadual ou federal). Mesmo quando procedidas a alienação por leilão ou doação a organização está sujeita aos riscos inerentes à responsabilidade compartilhada pelo descarte inadequado dos bens quando do encerramento de seu ciclo de vida, já sob guarda de outra organização. O projeto apresentado resultou na publicação do Edital n.º 2016/05923⁷ para contratação de empresa especializada em serviços de reciclagem. A designação de equipe multidisciplinar, com utilização da abordagem do gerenciamento ágil de projetos e apoio da alta administração mostrou-se eficaz na formulação de ações adequadas no tratamento e destinação de bens móveis inservíveis (mobiliários e REEE) ao término de seu ciclo de vida do produto.

Os serviços contratados de descarte sustentável recolheram:

	2017	2018	2019	2020	2021
Resíduos em toneladas (t)	4.576,40	3.130,50	988,00	2.689,50	4.258,39
Quantidade de bens	245.555	159.364	20.240	221.319	117.123

Tabela 1 – Destinação de bens – números declarados pela IF.

Fonte: Relatórios anuais da IF.

CONCLUSÕES

O projeto desenvolvido, no âmbito diretivo estratégico da organização, busca-se um nível de maturidade proativo na gestão de resíduos sólidos, conforme descrito por Ferreira, Jabbour e Jabbour (2015), em substituição à comportamentos organizacionais observados, especialmente na Administração Pública, preventivos e mesmo reativos. Para trabalhos futuros, a partir dos dados coletados sobre quantidade de resíduos sólidos e custos de reciclagem, pretende-se desenvolver indicadores de desempenho e eficiência, conforme discutido por Kawatoko e Schalch (2015).

REFERÊNCIAS

AMARAL, D. C.; et al. Gerenciamento ágil de projetos: aplicação em produtos inovadores. São Paulo: Saraiva, 2011. 240 p.

⁶ Lei 9.504/97 que “Estabele normas para as eleições”.

⁷ O processo pode ser consultado por meio do sítio < <http://www.licitacoes-e.com.br>>, n.º licitação 654212.

CONFORTO, E. C.; AMARAL, D. C. Agile project management and stage-gate model: a hybrid framework for technology-based companies. **Journal of Engineering and Technology Management**, v. 40, p. 1-14, 2016.

CONFORTO, E. C.; et al. The agility construct on project management theory. **International Journal of Project Management**, v. 34, p. 660-674, 2016.

FERREIRA, M. A.; JABBOUR, C. J. C.; JABBOUR, A. B. L de S. Maturity levels of material cycles and waste management in a context of green supply chain management: an innovative framework and its application to Brazilian cases. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 19, n. 1, p. 516-525.

JABBOUR, A. B. L. de S. et al. Brazil's new national policy on solid waste: challenges and opportunities. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 16, n. 1, p. 7-9, 2014.

KAWATOKO, I. E. S.; SCHALCH, V. Urban solid waste management indicator applied to a case study of Campinas, SP, Brazil. **Journal of Multidisciplinary Engineering Science and Technology**, v. 2, n. 5, p. 873-877, 2015.

CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE CHORUME DE UM ATERRO SANITÁRIO NO INTERIOR DA AMAZÔNIA LEGAL

Data de aceite: 01/06/2022

Dhione Marcos da Silva

Engenheiro Ambiental e Sanitarista

Felipe Cordeiro de Lima

Pós-Dourando, Engenharia Química pela Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Daniel Mantovani

Doutor e Engenharia Química do Centro Universitário FAEMA UNIFAEMA

Alexandre Diório

Doutor e Engenharia Química do Centro Universitário FAEMA UNIFAEMA

Driano Rezende

Doutor e Engenharia Química do Centro Universitário FAEMA UNIFAEMA

RESUMO: A destinação final dos resíduos sólidos urbanos (RSU) apresenta-se como uma urgência ambiental no século XXI, tendo em vista os impactos negativos que o manejo e o tratamento incorreto podem causar em curto, médio e longo tempo. Nesse sentido, uma das tecnologias mais utilizadas para a disposição final dos RSU são os aterros sanitários, que diferentemente dos aterros controlados e dos vazadouros, possuem preocupação com o impacto que o chorume (matéria orgânica degradada dos resíduos) pode causar no solo e nos recursos hídricos. Sendo assim, esse estudo buscou avaliar a eficiência do aterro sanitário do município de Ariquemes-RO no tratamento do lixiviado

(chorume). Para tanto, foram utilizados laudos físico-químicos e microbiológicos, realizados em 2021 de amostragens de efluentes no poço de acumulação e nas lagoas de tratamento, disponibilizados pela empresa que administra o aterro (Consórcio Intermunicipal de Saneamento da Região Central de Rondônia – CISAN). Foram realizados os cálculos de eficiência de remoção de cada elemento avaliado nas amostragens e o resultado final foi comparado com a Resolução CONAMA nº 430/2011, que padroniza os parâmetros necessários para o lançamento de efluentes tratados. Muitos elementos apresentaram eficiência de remoção elevada, enquanto alguns apresentaram baixa ou nenhuma eficiência de remoção. No entanto, todos os elementos apresentaram concentração de acordo com o que determina a Resolução consultada. Conclui-se que o aterro sanitário estudado possui grande eficiência no processo de tratamento do chorume oriundo da degradação da matéria orgânica. Além disso, ressalta-se sua importância para o estado, que ainda carece de empreendimentos como o tal. Por fim, reforça-se a necessidade de estudos e pesquisas futuras com esse aterro sanitário, principalmente compreendendo a sazonalidade como um dos principais fatores impactantes nos sistemas de tratamento de efluentes, em especial na região da floresta amazônica.

PALAVRAS-CHAVE: Resíduos Sólidos Urbanos. Aterro Sanitário. Chorume.

CHARACTERIZATION OF THE TREATMENT SYSTEM OF THE SANITARY LANDFILL IN AMAZÔNIA LEGAL

ABSTRACT: The final destination of urban solid waste (USW) presents itself as an environmental urgency in the XXI century, in view of the negative impacts that incorrect handling and treatment can cause in the short, medium and long time. In this sense, one of the most used technologies for the final disposal of MSW are sanitary landfills, which, unlike controlled landfills and dumps, are concerned with the impact that leachate (degraded organic matter from waste) can cause on soil and water resources. Therefore, this study sought to evaluate the efficiency of the sanitary landfill in the municipality of Ariquemes-RO in the treatment of leachate. The technical reports carried out in 2021 of effluent sampling in the accumulation well and in the landfill treatment ponds made available by the company that manages the landfill (Consórcio Intermunicipal de Saneamento da Região Central de Rondônia – CISAN) was used. Removal efficiency calculations was performed for each element evaluated in the samples and the results was compared with CONAMA Resolution No. 430/2011, which standardizes the parameters necessary for the release of treated effluents. Many elements had high removal efficiency, while some had low or no removal efficiency. However, all the elements presented concentration in accordance with what determines the Resolution consulted. Concluded that the studied sanitary landfill has great efficiency in the leachate treatment process resulting from the degradation of organic matter. In addition, its importance for the state are highlighted, which still lacks such enterprises. Finally, the need for future studies and research with this landfill reinforced, mainly understanding seasonality as one of the main impacting factors in effluent treatment systems, especially in the Amazon rainforest region.

KEYWORDS: Urban solid waste. Sanitary Landfill. Slurry.

1 | INTRODUÇÃO

Preocupações acerca da destinação indevida de resíduos sólidos urbanos (RSU) são fundamentais para alcançar o desenvolvimento sustentável. A crescente urbanização, aumento da industrialização e o aumento do poder aquisitivo da população propiciam no aumento da geração de resíduos sólidos pela sociedade. Em sua maioria, depositados de maneira incorreta ou mal gerenciados no meio ambiente (PEREIRA, 2011).

Conforme salienta Gouveia (2012), gerenciamento inadequado dos resíduos sólidos urbanos é um dos maiores problemas ambientais no Brasil. Segundo Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizada pelo IBGE em 2017, entre os 5.570 municípios brasileiros, 2.211 não possuem rede de esgotamento sanitário, sendo o Norte a região com menor taxa do país.

É importante reforçar que o saneamento básico é um direito garantido aos cidadãos por meio da LEI Nº 14.026, de 2020, alicerçado nas premissas de manejo, tratamento e destinação final adequada dos resíduos. Segundo Santos, Berticelli e Fritsch (2018) possuir sistema de coleta de resíduos não significa que os resíduos são tratados de maneira adequada. Para que os impactos ambientais causados pela geração de RSU

sejam minimizados é necessário trabalhar os principais agravantes oriundos da matéria orgânica, gases e o lixiviado (chorume).

De acordo com dados do Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil, realizado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2020), 79,6 milhões de RSU foram gerados em 2020 e as projeções apontam que até 2050 haverá um aumento de 50% na geração. Evidentemente, o manejo e a destinação final correta desses resíduos devem fazer parte do plano de gestão dos municípios brasileiros.

Nesse sentido, Matias e Sobrinho (2020) apontam que o aterro sanitário se trata de uma destinação final de resíduos ambientalmente correta. No entanto, mesmo que todas as fases do processamento sejam executadas de maneira minuciosa, ainda o risco de contaminação do solo pode ser evidenciado. Sendo assim, o monitoramento e a avaliação de amostras devem ser constantes a fim de diagnosticar falhas nesse sistema.

Tendo em vista as perspectivas apresentadas, as especificidades envolvidas no processo de gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos e na importância da preocupação com os fatores ambientais no processamento dos resíduos, essa pesquisa visa caracterizar e avaliar a eficiência das lagoas de tratamento de chorume do aterro sanitário no município de Ariquemes-RO. A pesquisa se justifica na relevância do assunto no que tange a qualidade de vida dos indivíduos, saúde e qualidade do ambiente.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo trata-se de uma abordagem quantitativa com objetivo exploratório e com natureza de pesquisa aplicada.

Inicialmente, a pesquisa se orientou pelo levantamento de dados em campo e documentos, gentilmente fornecidos pela instituição responsável no Gerenciamento do Aterro Sanitário. Posteriormente, foi realizada a análise descritiva e quantitativa dos dados e a sua comparação com as normas e legislações vigentes a respeito do tratamento do chorume.

2.1 Caracterização do local de estudo

O aterro sanitário está localizado no município de Ariquemes-RO, que segundo o Censo demográfico de 2010, realizado pelo IBGE, possui uma população de 108.460 pessoas. Atualmente, o instituto estima a população do município em 109.523 habitantes. O aterro recebe demanda urbana e rural do município, além do distrito Bom Futuro e de mais 14 municípios que são integrantes do Consórcio Intermunicipal de Saneamento da Região Central de Rondônia (CISAN). O aterro sanitário de Ariquemes está localizado na Linha C 60, gleba 20, lote 13, a 8 km de distância do centro urbano do município. A instalação possui área total de 17 hectares, com vida útil prevista para o ano de 2030.

Dessa área, 4 hectares encontram-se impermeabilizados para disposição e

aterramento de resíduos, 3 hectares estão destinados às lagoas de tratamento do efluente líquido, aproximadamente 3 hectares representam a área de reserva legal e o restante é utilizado para escavações e instalações de benfeitorias. Segundo dados do Plano Regional de Gestão Associada e Integrada de Resíduos Sólidos elaborado pelo CISAN em 2013, as estimativas de geração de RSU no município de Ariquemes em 2021 foram de 23520,784 toneladas/ano, sendo 1960,01 toneladas/mês e 65,3 toneladas/dia.

Quanto a operação do aterro, diariamente, resíduos urbanos coletados nos municípios são dispostos na segunda célula em operação. A primeira célula finalizou sua vida útil em 2019, cada célula possui área total de 2 ha.

O chorume oriundo do processamento é captado por meio de drenos, que encaminham o lixiviado até o sistema de lagoas. O sistema de drenos é construído em forma de “espinha de peixe”, contendo dreno principal, associado a tubulações secundárias. Nos drenos, utiliza-se rocha rachão e a membrana geotêxtil, impedindo a intrusão do solo na tubulação.

O sistema de tratamento possui 4 lagoas, as duas primeiras são anaeróbias, sendo que a primeira se destina à contribuição do chorume das células em operação e a segunda destinada ao efluente produzido das células já encerradas.

A terceira lagoa trata-se de uma lagoa facultativa e a quarta e última lagoa do sistema de tratamento, é uma lagoa de polimento.

2.2 Caracterização do efluente e quantificação da eficiência do sistema de tratamento

Foram utilizados dois laudos físico-químicos e microbiológicos, disponibilizados pelo CISAN. O primeiro laudo é referente ao efluente extraído do poço de acumulação (entrada da lagoa anaeróbica). Essa amostra denomina-se efluente bruto, e o segundo laudo é referente ao efluente coletado na saída da lagoa facultativa em 20/01/2021.

A avaliação do desempenho do sistema de tratamento foi calculada com base na equação de eficiência (Equação 1). Essa equação objetiva obter a eficiência de tratamento conforme parâmetros analisados (VON SPERLING, 2002).

$$E = \frac{C_o - C_e}{C_o} * 100 \quad \text{Equação 1.}$$

Onde:

E = Eficiência de remoção (%);

Co = valor do parâmetro no efluente bruto;

Ce = valor do parâmetro no efluente tratado.

Com as eficiências obtidas, foi realizado a comparação dos resultados com limites exigidos na Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011, que normatizam o

lançamento de efluentes no corpo hídrico.

3 | RESULTADOS

Ao avaliar os laudos físico-químicos e microbiológicos, foi possível determinar a eficiência de remoção de cada elemento identificado nas amostras.

Alguns parâmetros apresentaram altos percentuais de remoção, enquanto outros apresentaram baixo ou nenhum percentual de remoção. As concentrações finais dos elementos físico, microbiológicos, metais pesados e orgânicos, foram comparadas com os padrões e limites estabelecidos na Resolução CONAMA nº 430/2011, que determina as condições e padrões de lançamento de efluentes.

Todos os elementos das amostragens apresentaram concentrações ao final do tratamento em conformidade com a Resolução. Destacando a importância do aterro para região central do Estado de Rondônia, levando em consideração os municípios que destinam resíduos no aterro.

A relação dos parâmetros segue organizado em três Tabelas e Figuras, de acordo com os elementos mensurados no estudo, a saber: Tabela 1 e Figura 1 – Parâmetros gerais físico-químicos e microbiológicos; Tabela e Figura 2 – Parâmetros dos metais pesados e Tabela e Figura 3 – Parâmetros orgânicos.

Parâmetro	Resultado – Poço de Acumulação	Resultado -Saída Lagoa Facultativa	Parâmetro de lançamento	Eficiência de remoção (%)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5) (mg L ⁻¹)	2120,20 mg/L	118,0 mg/L	120,0 mg/L - 60% (1)	94,4%
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	4302,80 mg/L	335,40 mg/L	N.A	92,2%
Alcalinidade total	8217,0 mg/L	229,2 mg/L	N.A	97,2%
Oxigênio dissolvido	0,80 mg/L	2,50 mg/L	N.A	0,0%
pH a 25°C	7,50	7,10	de 5,00 a 9,00	-
Sulfeto	2,80 mg/L	0,38 mg/L	até 1,00 mg/L	86,4%
Dureza total	1007,00 mg/L	422,10 mg/L	N.A	58,1%
Cloreto	1010,20 mg/L	165,40 mg/L	N.A	83,6%
Condutividade a 25°C	6473,0 µS/cm	615,2 µS/cm	N.A	90,5%
Cor aparente	>500 mg Pt/L	350,0 mg Pt/L	N.A	-
Materiais sólidos/ sedimentáveis	68,2 mL/L	0,3 mL/L	até 1,0 mL/L	99,6%
Sólidos suspensos totais	1420,30 mg/L	210,50 mg/L	N.A	85,2%
Sólidos totais dissolvidos	1412,0 mg/L	308,2 mg/L	N.A	78,2%

Temperatura da amostra	28,5°C	28,6°C	< 40°C	0,0%
Turbidez	> 1000 uT	168,30 uT	N.A	-
Fluoreto	2,72 mg/L	1,60 mg/L	até 10,00 mg/L	41,2%
N-Nitratos	38,20 mg/L	4,30 mg/L	N.A	88,7%
Nitritos	0,52 mg/L	0,42 mg/L	N.A	19,2%
Nitrogênio amoniacal	392,10 mg/L	17,52 mg/L	até 20,00 mg/L	95,5%
Nitrogênio total	582,30 mg/L	47,26 mg/L	N.A	91,9%
Ferro dissolvido	1,40 mg/L	0,84 mg/L	até 15,00 mg/L	40,0%
Fósforo total	98,20 mg/L	8,33 mg/L	N.A	91,5%
Contagem coliformes totais	2,5x10 ⁺⁶ NMP/100mL	2,2x10 ⁺⁴ NMP/100mL	N.A	99,1%
Contagem coliformes termotolerantes (fecais)	4,5x10 ⁺⁵ NMP/100mL	9,6x10 ⁺² NMP/100mL	N.A	99,8%
Contagem <i>Escherichia Coli</i>	3,5x10 ⁺⁵ NMP/100mL	3,3x10 ⁺² NMP/100mL	N.A	99,9%

Tabela 1 Parâmetros gerais físico-químicos e microbiológicos.

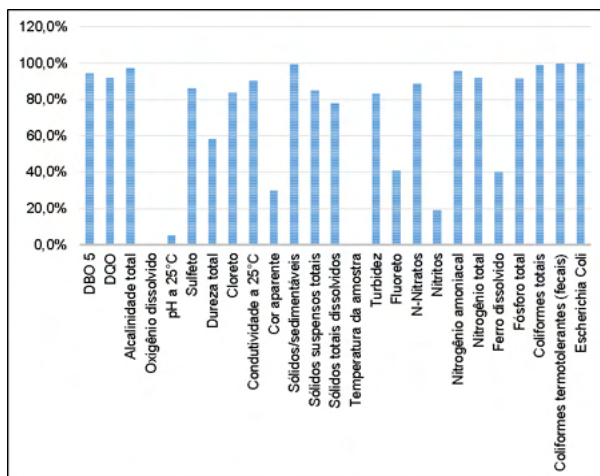


Figura 1 – Eficiência de remoção dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

Conforme Figura 1, no que tange aos principais resultados, é interessante discutir que a Demanda Química de Oxigênio (DQO) apresentou uma eficiência de remoção esperada para o processo, obteve 92,2% de redução. Griebler (2014) salienta que essa redução é esperada devido à degradação biológica ocorrida nos sistemas de tratamento por lagoas.

Importante destacar que a DQO, conforme CONAMA 430/201, não possui limite máximo para lançamento, apenas o parâmetro DBO.

Quanto ao parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), ocorreu minimização

de maneira eficiente (remoção de 94,4%). A concentração de DBO ao final do processo (118 mg/L) apresenta-se próxima ao limite estabelecido na Resolução CONAMA nº 430/2011, que é de 120 mg/L, estando então em condições adequadas para o lançamento.

O parâmetro DBO, apesar de atender a legislação, apresentou resultado próximo ao limite de lançamento. Desse modo, sugere uma maior atenção e acompanhamento deste parâmetro no sistema de monitoramento.

A alcalinidade total obteve uma redução de 97,2%. De acordo com Tavares (2011), a alcalinidade está relacionada com elementos como bicarbonatos, silicatos e fosfatos. Apesar desses elementos não serem avaliados nas amostragens, é possível observar que no fósforo total ocorreu eficiência de remoção de 91,5%, o que pode estar relacionado com a redução pontual da alcalinidade.

O oxigênio dissolvido apresentou um aumento considerável após o tratamento do efluente, no início concentração de 0,80 mg/L e passou a apresentar concentração de 2,50 mg/L. O aumento se deu em decorrência do sistema de lagoas, em especial a facultativa, o efluente, teoricamente, sai sem oxigênio do aterro, e quando o efluente é transferido para lagoa facultativa, com a presença de algas e exposição às pressões atmosféricas.

Outro parâmetro que sofreu considerável redução foi o sulfeto (eficiência de remoção de 86,4%). Os sulfetos são resultados da decomposição da matéria orgânica, bastante característico no lixiviado, Libânio (2002) apresenta que tal fator decorre da decomposição anaeróbica. A remoção desse parâmetro pode ser explicada devido o sulfeto combinar com metais pesados e formar sais de sulfetos, estes são insolúveis.

A concentração final de sulfeto foi de 0,38 mg/L e atendeu o valor máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430/2011, que estabelece concentração máxima de 1,00 mg/L.

A condutividade no poço de acumulação estava elevada, sendo reduzida na saída da lagoa (eficiência de remoção de 90,5%). Lessa (2017) destaca que a condutividade do efluente está diretamente ligada com os sólidos dissolvidos, de maneira que se um está elevado, o outro também estará e vice-versa.

A redução da condutividade é dada devido a ação dos sólidos dissolvidos, precipitação de sais e na variabilidade dos íons observados no chorume. A condutividade também sofre influência da salinidade (sódio) (LESSA, 2017). Tal fator pode ser comprovado ao avaliar os sólidos totais dissolvidos, que apresentou uma redução de 78,2%, caminhando assim de maneira concomitante com a redução da condutividade.

Por fim, a respeito das concentrações de nitrogênio, é possível observar que a concentração de nitrogênio total diminuiu de maneira satisfatória (remoção de 91,9%). No entanto, ao analisar os elementos separadamente compreende-se que apenas os nitratos reduziram consideravelmente (remoção de 88,7%). Enquanto isso, os nitritos apresentaram uma redução de apenas 19,2%. Já o nitrogênio amoniacal apresentou uma redução de 95,5% (concentração de 17,52 mg/L), estando dentro dos parâmetros estabelecidos na

Resolução CONAMA nº 430/2011, contudo, bem próximo ao estabelecido pela Resolução, parâmetro de lançamento de até 20,00 mg/L).

Parâmetro	Resultado - Poço de Acumulação	Resultado - Saída Lagoa Facultativa	Parâmetro de lançamento	Eficiência de remoção (%)
Arsênio total	0,01 mg/L	<0,0015 mg/L	até 0,50 mg/L	85,00%
Bário	0,201 mg/L	0,17 mg/L	até 5,000 mg/L	15,42%
Boro total	0,18 mg/L	<0,10 mg/L	até 5,000 mg/L	44,44%
Cádmio total	0,004 mg/L	<0,002 mg/L	até 0,200 mg/L	50,00%
Chumbo total	0,03 mg/L	<0,02 mg/L	até 0,50 mg/L	33,33%
Cobre dissolvido	0,012 mg/L	<0,002 mg/L	até 1,000 mg/L	83,33%
Cromo hexavalente	0,082 mg/L	<0,02 mg/L	até 0,100 mg/L	75,60%
Cromo trivalente	0,03 mg/L	<0,02 mg/L	até 1,00 mg/L	33,33%
Estanho total	0,02 mg/L	<0,02 mg/L	até 4,00 mg/L	0,00%
Manganês dissolvido	0,90 mg/L	0,26 mg/L	até 1,00 mg/L	71,11%
Mercurio total	0,006 mg/L	0,004 mg/L	até 0,010 mg/L	33,33%
Níquel	<0,003 mg/L	<0,003 mg/L	até 2,000 mg/L	0,00%
Prata total	0,011 mg/L	0,005 mg/L	até 0,100 mg/L	54,54%
Selênio total	<0,004 mg/L	<0,004 mg/L	até 0,30 mg/L	0,00%
Zinco total	<0,10 mg/L	<0,10 mg/L	até 5,00 mg/L	0,00%
Cianeto livre	0,05 mg/L	<0,05 mg/L	até 0,200 mg/L	0,00%
Cianeto total	0,08 mg/L	<0,05 mg/L	até 1,00 mg/L	60,00%

Tabela 2 Parâmetros dos Metais Pesados.

A Figura 2 expressa as porcentagens da eficiência de remoção dos metais após a lagoa facultativa.

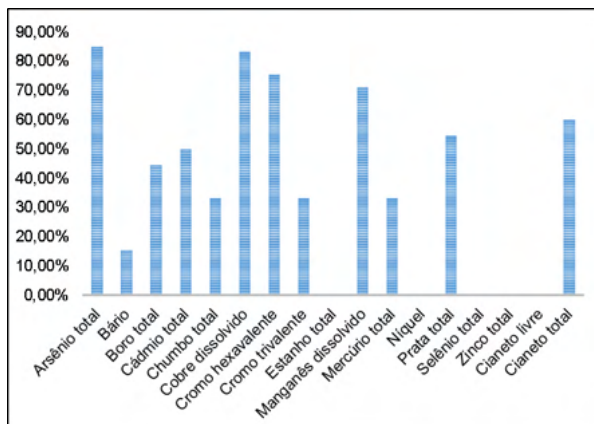


Figura 2 – Eficiência de remoção de metais.

Conforme Figura 2, observam-se as porcentagens de remoção dos metais, quanto aos valores, todos apresentaram conformidade com a Resolução CONAMA nº 430/2011. O alcance do parâmetro de lançamento adequado se mostra fundamental para um resultado positivo da qualidade do efluente.

Ao realizar a comparação dos valores observados em ambos os pontos de coleta, alguns metais pesados não apresentaram diferenças significativas, tais como o Bário (remoção de 15,42%), o Chumbo total (remoção de 33,33%), o Cromo trivalente (remoção de 33,33%) e o Mercúrio total (remoção de 33,33%).

Outros elementos apresentaram eficiência de remoção de 0,0%, a saber: Estanho total, Níquel, Selênio total, Zinco total e Cianeto livre. Apesar disso, esses metais mantiveram-se com as concentrações dentro do que está estabelecido na Resolução CONAMA nº 430/2011.

Alguns metais pesados chamam atenção devida à eficiência de remoção alta, evidenciado pela redução pontual de suas concentrações, a saber: Arsênio total (eficiência de remoção de 85%), Cobre dissolvido (eficiência de remoção de 83,33%), Cromo hexavalente (eficiência de remoção de 75,60%) e Manganês dissolvido (eficiência de remoção de 71,11%).

Celere et al (2007) apresentam que a presença pontual de cádmio, chumbo e cobre em amostras de chorume pode sugerir que no aterro Sanitário recebe quantidades significativas de metais Ferrosos, eletroeletrônicos, baterias, lâmpadas e pilhas. Cabe citar que mesmo no poço de acumulação esses elementos não apresentaram valores superiores aos estabelecidos na resolução.

Em suma, observa-se que no tratamento do chorume no aterro Sanitário de Ariquemes, no que tange aos metais pesados, apresentaram concentração adequada para o lançamento de efluentes.

Parâmetro	Resultado - Poço de Acumulação	Resultado - Saída Lagoa Facultativa	Parâmetro de lançamento	Eficiência de remoção (%)
Fenóis totais	4,32 mg/L	0,32 mg/L	até 0,50 mg/L	92,60%
Óleos e graxas totais	167,30 mg/L	11,50 mg/L	até 100,00 mg/L	93,12%
Benzeno	<0,012 mg/L	<0,001 mg/L	até 1,20 mg/L	9,16%
Clorofórmio	<0,015 mg/L	<0,015 mg/L	até 1,00 mg/L	0,00%
Dicloroeteno (somatório de 1,1 + 1,2 cis + 1,2 trans)	<0,00613 mg/L	<0,0103 mg/L	até 1,000 mg/L	0,00%
Estireno	<0,005 mg/L	<0,005 mg/L	até 0,07 mg/L	0,00%
Etilbenzeno	<0,043 mg/L	<0,043 mg/L	até 0,84 mg/L	0,00%
Tetracloroeto de Carbono	<0,00239 mg/L	<0,00239 mg/L	até 1,00000 mg/L	0,00%
Tolueno	<0,120 mg/L	<0,001 mg/L	até 1,20 mg/L	99,16%
Tricloroeteno	<0,00256 mg/L	<0,00256 mg/L	até 1,00000 mg/L	0,00%
Xileno	<0,024 mg/L	<0,024 mg/L	até 1,600 mg/L	0,00%

Tabela 3 Parâmetros Orgânicos.

A Figura 3 expressa as porcentagens da eficiência de remoção dos elementos após a lagoa facultativa.

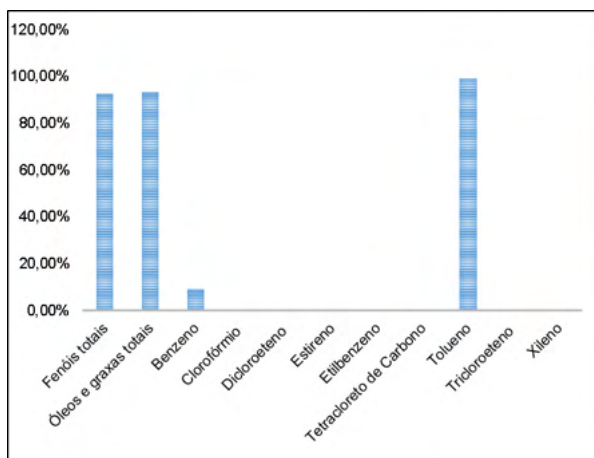


Figura 3 – Porcentagens de remoção dos parâmetros orgânicos.

A maioria dos elementos orgânicos avaliados na amostragem não sofreram alterações, onde as concentrações permaneceram as mesmas em ambos os pontos de amostragem. Sendo assim, os valores de Clorofórmio, Estireno, Etilbenzeno, Tetracloroeto de carbono, Tricloroeteno e Xileno apresentaram uma eficiência de remoção de 0,0%. No entanto, ainda sim apresentaram concentrações adequadas de acordo com a Resolução CONAMA n° 430/2011.

Cabe citar que a concentração de Benzeno não apresentou redução significativa (remoção de 9,16%).

Os elementos que apresentaram maiores percentuais de remoção foram: Tolueno (remoção de 99,16%), Óleos e graxas totais (remoção de 93,12%) e os fenóis totais (remoção de 92,60%). Essas remoções são consideradas satisfatórias e esperadas para o tratamento, visto que podem estar relacionados com a volatilidade.

De acordo com Bittar *et al.* (2017) o tolueno está diretamente ligado com a presença de combustíveis, tintas e solventes. Além disso, quando há a presença de tolueno, há também o aumento da DBO, visto que esse elemento é volátil. Ao observar o aumento da concentração de oxigênio dissolvido no poço de lançamento, é possível compreender a diminuição satisfatória do tolueno.

Enquanto isso, os óleos e graxas estão estritamente ligados com os resíduos das cozinhas dos domicílios. Sua redução pontual além de estar ligada com a DBO, também pode estar ligada com a DQO, uma vez que concentrações elevadas de óleos e graxas aumentam a DBO e a DQO do efluente, conforme salientam Kich e Böckel (2017). Pelegrini *et al.* (2011) também citam a relação dos fenóis totais com a DBO, visto que tais elementos a consome bastante, evidentemente, tal fator pode ser comprovado ao observar a diminuição concomitante da DBO e da DBQ das amostras.

4 | CONCLUSÃO

Ao observar todos os aspectos avaliados nas amostragens, fica evidente a importância de estudos como esses, tendo em vista que se torna possível a determinação da eficiência dos métodos de tratamento estudado (neste caso o aterro sanitário).

Desse modo, compreende-se que é fundamental a continuidade dessa pesquisa para outros pesquisadores, uma vez que fatores como a idade do aterro e a quantidade de resíduos recebidos influenciam diretamente na eficiência do tratamento.

REFERÊNCIAS

1. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil 2020. São Paulo: Abrelpe, 2020. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama-2020/>. Acesso em: 30 mar. 2021.
2. BITTAR, Bruno Dalledone et al. Avaliação do efluente final de um aterro sanitário utilizando análise multivariada. Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais, v. 8, n. 4, p. 143-153, 2017. Disponível em: <http://www.sustenere.co/index.php/rica/article/view/1646>. Acesso em: 07 jun. 2021.
3. CELERE, Marina Smidt et al. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. Cadernos de Saúde Pública, Rio de Janeiro, v. 23, p. 939-947, 2007. Disponível em: https://www.scielosp.org/article/ssm/content/raw/?resource_ssm_path=/media/assets/csp/v23n4/20.pdf. Acesso em: 07 jun. 2021.

4. 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. Ministério do Meio Ambiente: CONAMA. Brasília, 2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 04 abr. 2021.
5. 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. Ministério do Meio Ambiente: CONAMA. Brasília, 2011. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 04 abr. 2021.
6. Consórcio Intermunicipal de Saneamento da Região Central de Rondônia. Plano Regional de Gestão Associada e Integrada de Resíduos Sólidos. CISAN. 2013. Disponível em: <https://cisacentral.ro.gov.br/central/wpcontent/uploads/2020/07/PLANO-REGIONAL-DE-GEST%C3%83O-ASSOCIADA-INTEGRADA-compactado.pdf>. Acesso em: 21 abr. 2021.
7. GOUVEIA, Nelson. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. *Ciência & saúde coletiva*, São Paulo, v. 17, p. 1503-1510, 2012. Disponível em: <https://www.scielo.org/article/csc/2012.v17n6/1503-1510/pt/>. Acesso em: 30 mar. 2021.
8. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, PNSB – 2017. Rio de Janeiro: IBGE, 2017. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pesquisa/30/84366>. Acesso em: 30 mar. 2021.
9. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, PNSB – 2008. Rio de Janeiro: IBGE, 2008. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv45351.pdf>. Acesso em: 15 abr. 2021.
10. KICH, Marina; BÖCKEL, Wolmir José. Análise de óleos e graxas em efluentes por espectrofotometria. *Estação Científica (UNIFAP)*, Macapá, v. 7, n. 3, p. 61-69, 2017. Disponível em: <https://periodicos.unifap.br/index.php/estacao/article/view/3504>. Acesso em: 16 abr. 2021.
11. LESSA, Ana Carolina Vilar. Caracterização do chorume do Centro de Gerenciamento de Resíduos de Sergipe. 2017. 38 f. Trabalho de Conclusão de curso – Instituto Federal de Sergipe. Aracajú, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ifs.edu.br/biblioteca/handle/123456789/616>. Acesso em: 27 mai. 2021.
12. LIBÂNIO, Paulo Augusto Cunha. Avaliação da eficiência e aplicabilidade de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume. 2002. 175 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2002. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Paulo_Augusto_Libanio/publication/268262262_AVALIACAO_DA_EFICIENCIA_E_APLICABILIDADE_DE_UM_SISTEMA_INTEGRADO_DE_TRATAMENTO_DE_RESIDUOS_SOLIDOS_URBANOS_E_DE_CHORUM_E/links/553fb9860cf2320416ec3263/AVALIACAO-DA-EFICIENCIA-E-APLICABILIDADE-DE-UM-SISTEMA-INTEGRADO-DE-TRATAMENTO-DE-RESIDUOS-SOLIDOS-URBANOS-E-DE-CHORUME.pdf. Acesso em: 06 jun. 2021.
13. MATIAS, Gisele Adelita; SOBRINHO, Maurício Alves da Motta. Tratamento e refuncionalização de solo contaminado por lixiviado de aterro sanitário. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 25, n. 5, 2020. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522020005008204&script=sci_arttext&lng=pt. Acesso em: 30 mar. 2021.

14. PEREIRA, Suellen Silva. A problemática dos resíduos sólidos urbanos e os instrumentos de gestão do meio ambiente na cidade de Campina Grande/PB. *Âmbito Jurídico*, Rio Grande, XIV, n. 93, 2011. Disponível em: <https://ambitojuridico.com.br/cadernos/direito-ambiental/a-problemativa-dos-residuos-solidos-urbanos-e-os-instrumentos-de-gestao-do-meio-ambiente-na-cidade-de-campina-grande-pb/>. Acesso em: 30 mar. 2021.
15. SANTOS, Débora Teresinha; BERTICELLI, Ritielli; FRITSCH, Raquel Lorenzoni Camera. Saneamento básico no Brasil: um importante alicerce na qualidade de vida. *CIÊNCIA & TECNOLOGIA*, Cruz Alta, v. 2, n. 1, p. 23-43, 2018. Disponível em: <http://200.19.0.181/index.php/CIENCIAETECNOLOGIA/article/view/6925>. Acesso em: 30 mar. 2021.
16. VON SPERLING, Marcos. Lagoas de estabilização. In: *Lagoas de estabilização*. 2002. p. 196-196

CAPÍTULO 3

ESTUDO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUAS NEGRAS POR TANQUE DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO (TEVAP): ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS, FÍSICO-QUÍMICAS E DE FITOTOXICIDADE

Data de aceite: 01/06/2022

Adriana Mielke

Universidade da Região de Joinville –
UNIVILLE, Departamento de Engenharia
Ambiental e Sanitária
Joinville – SC
orcid.org/0000-0002-3035-9124

Maikon Kelbert

Universidade Federal de Santa Catarina
- UFSC, Programa de Pós Graduação em
Engenharia Química
Florianópolis – SC
orcid.org/0000-0002-3798-8118

Michele Cristina Formolo Garcia

Universidade da Região de Joinville -
UNIVILLE, Departamento de Engenharia
Química
Joinville – SC
orcid.org/0000-0002-6899-1264

RESUMO: A disposição de esgoto sem tratamento nos corpos hídricos compromete a qualidade das águas, causando impactos ambientais e veiculando doenças. O aumento no tratamento de efluentes no Brasil, vem aumentando, porém, ainda de maneira insipiente. Nas áreas rurais este processo ocorre de forma ainda mais lenta. Assim algumas alternativas vem sendo propostas para reduzir este impacto como o tanque de evapotranspiração (TEvap). O objetivo desse trabalho foi analisar a presença de coliformes termotolerantes no solo dentro e fora de um TEvap, realizar ensaios físico-

químicos no efluente do TEvap comparando-o com o tratamento realizado por fossa séptica e efetuar testes de fitotoxicidade aguda com *Eruca sativa*. Observou-se uma quantidade elevada de coliformes termotolerantes na vala de infiltração, sugerindo um possível extravasamento de efluentes e/ou falha na impermeabilização do sistema. O tratamento realizado no TEvap apresentou melhores parâmetros físico-químicos do que na fossa séptica. As análises de fitotoxicidade indicaram bons resultados para os efluentes do TEvap e demonstram efeito tóxico do efluente da fossa séptica sobre o organismo testado. A partir dos resultados obtidos foi possível concluir que o TEvap se apresenta como um bom sistema de tratamento para águas negras.

PALAVRAS-CHAVE: Águas negras. coliformes termotolerantes. *Eruca sativa*. Tanque de evapotranspiração.

STUDY OF A BLACK WATERS TREATMENT SYSTEM BY EVAPOTRANSPIRATION TANK (TEVAP): MICROBIOLOGICAL, PHYSICO-CHEMICAL AND PHYTOTOXICITY ANALYSIS

ABSTRACT: The disposal of untreated sewage in water bodies compromises water quality, causing environmental impacts and spreading disease. The increased treatment of effluents in Brazil has been increasing; however, still incipient. In rural areas, this process occurs even more slowly. Thus, some alternatives have been proposed to reduce this impact, such as the evapotranspiration tank (TEvap). The objective of this work was to analyze the presence of thermotolerant coliforms in the soil inside and outside a TEvap and perform

physicochemical tests on the TEvap effluent and compare it with the treatment carried out the septic tank, and perform acute phytotoxicity tests with *Eruca sativa*. A high amount of thermotolerant coliforms was observed in the infiltration ditch, suggesting a possible leakage of effluents and/or failure in the impermeability of the system. The treatment carried out in TEvap presented better physicochemical parameters than in the septic tank. Phytotoxicity analyses indicated good results for the TEvap effluents and showed a toxic effect of the septic tank effluent on the tested organism. The results obtained made it possible to conclude that TEvap presents itself as a promising treatment system for black water.

KEYWORDS: Black waters. Thermotolerant coliforms. *Eruca sativa*. Evapotranspiration tank.

1 | INTRODUÇÃO

Um estudo do IBGE (2010), apontou que o despejo de efluentes domésticos constitui a principal causa de poluição e contaminação dos recursos hídricos no Brasil. Além disso, é importante destacar que todos os impactos em relação a qualidade da água causam reflexos econômicos difíceis de se mensurar, como o aumento na demanda por tratamentos hospitalares e a perda da produtividade da agricultura, pecuária, pesca e diminuição no turismo (FUNASA, 2004).

Segundo a Fundação Nacional da Saúde (FUNASA) em 2004 os problemas mais comuns nos países em desenvolvimento foram doenças causadas por veiculação hídrica, especificamente por bactérias, vírus, protozoários ou helmintos provenientes de excretas de origem humana ou animal. São os principais micro-organismos presentes na água contaminada por efluente doméstico as bactérias do grupo coliformes, como por exemplo, a *Escherichia coli*. As bactérias desse grupo são responsáveis por casos de enterites, diarreias infantis e doenças epidêmicas que constituem grande risco para a saúde da população.

Conforme o Atlas do Saneamento (2021), 43% da população brasileira possui coleta e tratamento de efluentes sanitários, enquanto que 12% possuem soluções individuais como sistema fossa e filtro, 18% possuem seu efluente coletado porém esse não recebe tratamento e 27% não realizam nenhuma medida, possuindo seu descarte indevido na natureza.

O cenário de coleta e tratamento de efluentes sanitários piora quando analisado o ambiente rural, de acordo com a FUNASA (2019), no Brasil, 20,6% dos domicílios rurais possuem atendimento adequado ao saneamento. Os 79,4% restantes, adotam outros meios para o descarte desses efluentes, como fossa rudimentar ou disposições diretas em corpos hídricos.

No ambiente rural são indicadas soluções individuais de tratamento e disposição final de efluentes domésticos em regiões rurais, pois dificilmente há rede de sistema público de coleta de esgoto, por fatores relacionados as condições econômicas do projeto referentes à distância das propriedades rurais até a área urbana (FUNASA, 2004).

Em 2019 a FUNASA apresentou as diretrizes para aplicação do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNRS), com indicações e propostas de incentivo financeiro para implantação de soluções individuais de tratamento e disposição final dos efluentes domésticos em ambiente rural. O programa cita que a população rural deve ter garantia de meios adequados de atendimento para saneamento básico de acordo com suas características econômicas e sociais e propõe à população rural alguns sistemas que visam divisão das águas cinzas e águas negras para tratamentos separados do efluente sanitário.

Águas cinzas são caracterizadas por efluentes provenientes de chuveiros, pias e lavanderia, constituem aproximadamente 70% do volume dos efluentes domésticos. Já as águas negras, são provenientes de vasos sanitários, possuindo volume de aproximadamente 30%. Embora o volume de geração de águas negras seja menor em relação ao de águas cinzas, seu tratamento é vital devido a presença de micro-organismos patogênicos em sua composição, que podem ocasionar contaminação nos corpos hídricos (PAULO *et al.* 2013).

Galbiati (2009) propõe que o tratamento de águas negras pode ser realizado utilizando um Tanque de Evapotranspiração (TEvap), sistema que vem sendo difundido no mundo por permacultores e está incluso como uma tecnologia recomendada pela FUNASA no Programa Nacional de Saneamento Rural.

Paulo *et al.* (2013) descrevem o TEvap como um sistema simples e alternativo à sistemas de tratamento convencionais para pequenos agregados familiares. O sistema consiste em um tanque impermeabilizado com alvenaria ou lona dependendo das características do solo da região. No interior há uma câmara com pneus, que permite acumular grande quantidade de efluente (GALBIATI, 2009).

O tanque posteriormente é preenchido com diferentes camadas de substrato como cascalho, areia ou telhas (PAES *et al.*, 2014), quando o nível da água no sistema sobe, as camadas de substrato também ficam inundadas, até que o nível da água atinge uma camada, de onde as forças capilares, vento e calor, bem como absorção pelas raízes das plantas provoquem a eliminação da água pelo processo de evapotranspiração, enquanto os nutrientes são removidos por incorporação na biomassa das plantas (PAULO *et al.*, 2013).

Diante desse contexto, o presente estudo visou avaliar a presença de coliformes termotolerantes no solo dentro do TEvap e na parte externa em uma vala de infiltração, realizar ensaios físico-químicos nos efluentes de um TEvap comparando com um sistema de tratamento por fossa séptica e realizar ensaio de fitotoxicidade aguda com *Eruca sativa* nos efluentes.

2 | METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

As amostras de solo e de efluente do sistema TEvap foram coletadas em um

sítio na área rural do município de Balneário Camboriú no estado de Santa Catarina nas coordenadas geográficas 27°15'49.26"S e 48°47'57.72"O.

2.2 Tanque de evapotranspiração

Nessa propriedade, as águas negras são tratadas por um TEvap, o sistema foi dimensionado para 15 pessoas. Sobre o sistema foram plantadas mudas de bananeira e capim vetiver com o objetivo de promover a transpiração da água presente no efluente, a Figura 1 possibilita visualizar a área externa do tanque.



Figura 1 – Tanque de Evapotranspiração (TEVap).

A camada de solo acima do sistema foi disposta de forma côncava para promover o escoamento da chuva. O TEvap também possui uma vala de infiltração, caso ocorra extravase do sistema.

2.3 Amostras de solo e efluentes

As coletas das amostras de solo foram realizadas em 5 datas diferentes entre os meses de junho e setembro. Foram coletados 10 g do solo no centro do tanque (TC) e 10 g do solo localizado na vala (TV) com profundidade de 5 cm em relação a superfície do solo, de acordo com a NBR 10007 (ABNT, 2004).

Também foi realizada uma coleta de efluente no mês de setembro para a realização das análises físico químicas, a fim de comparar os resultados do TEvap com uma amostra de efluente coletada na mesma data, de um sistema de fossa séptica (F1), para comparação da eficiência dos sistemas de tratamento. Com as mesmas amostras, foram realizadas avaliações de fitotoxicidade aguda com concentrações diferentes para a germinação de *Eruca sativa*. As amostras foram coletadas de acordo com a NBR 9898 (ABNT, 1987).

Para a coleta de efluentes do TEvap foram retiradas de dois tubos de inspeção localizados nas extremidades do tanque, sendo um do lado esquerdo (T1) e outro do

lado direito (T2), ambos em uma camada onde o efluente já teria sido tratado. Para cada amostragem de efluente, foram coletados 2 L para realização dos testes.

2.4 Análise microbiológica do solo

Para esta análise utilizou-se a técnica de Túbos Múltiplos, baseado na norma técnica L5.202 da CETESB de 2018. Cada amostra de solo foi diluída em 100 mL de solução salina estéril e posteriormente diluída em fatores de diluição de 10 a 1000 vezes. O ensaio é realizado em 2 etapas, na primeira foi realizado o ensaio presuntivo com Caldo Lauril Triptose (CLT) incubados à 35°C durante 48 horas. Na segunda, foi realizada o ensaio confirmativo onde 1 mL de cada amostra positiva foi transferido para o caldo *Escherichia coli* (EC) e incubados a 45°C durante 48 horas.

2.5 Análise das amostras de efluentes

2.5.1 Ensaio físico-químicos

Os parâmetros físico-químicos analisados nos efluentes foram: pH, concentrações de amônia, nitrito, nitrato, demanda química de oxigênio (DQO), sólidos dissolvidos, sólidos sedimentáveis, salinidade e cloretos.

As metodologias utilizadas seguiram as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 20th*, Norma Técnica NTS 013/1999 da SABESP e Manual HACH DR 5000 (2006). Para leitura do pH foi utilizada a sonda multiparâmetros Hanna modelo HI 9828, para a salinidade foi utilizado o Refratômetro Migda Coltd modelo 211 e para determinação das concentrações de amônia, nitrito, nitrato, DQO e cloretos o Espectofotometro HACH DR 5000.

Os resultados dos efluentes do TEvap foram comparados com a literatura e com a Resolução CONAMA 430/2011 que estabelece padrões para o lançamento de efluentes em corpos d'água e também com as concentrações encontradas no efluente coletado da fossa séptica.

2.5.2 Análise de fitotoxicidade aguda com *Eruca sativa*

Os efluentes brutos foram diluídos utilizando água deionizada. O ensaio foi realizado com duas amostras de diferentes pontos no TEvap (T1 e T2), também com a amostra do sistema de fossa séptica (F1). As análises foram conduzidas nas concentrações de 100%, 50% e 25% de efluente para distribuição nas placas de Petri. Para o controle negativo foi utilizada água deionizada. Sobre cada disco foram dispostas 10 sementes de *E. sativa*, o teste foi realizado em quintuplicata (CORREIA, 2015). As placas foram vedadas e mantidas a 20 °C durante 7 dias com fotoperíodo de 8 horas de luz e 16 horas de escuro.

Os resultados visaram avaliar o efeito mais sensível sobre os organismos, analisados de acordo com a germinação relativa das sementes (% G) , alongamento das raízes (%

R) e índice de germinação (IG). Como os testes com *E. sativa* não possuem padronização específica, foram realizados seguindo orientações disponíveis nas Regras para Análise de Sementes do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2009) e Correia (2015).

A germinação relativa das sementes foi determinada pela equação 1, que relaciona o número total de sementes germinadas na amostra com a germinação no controle negativo.

$$\% G = \frac{SGa}{SGe} \times 100 \quad (01)$$

Onde:

% G: Porcentagem de germinação relativa das sementes;

SGa: Número total de sementes germinadas na amostra;

SGe: Número total de sementes germinadas no controle.

A determinação do alongamento de raízes é realizada a partir da média das raízes das sementes germinadas com relação as sementes de controle, de acordo com a equação 2.

$$\% R = \frac{MRa}{MRc} \times 100 \quad (02)$$

Onde:

% R: Porcentagem de alongamento da raiz;

MRa: Média do alongamento da raiz nas sementes germinadas na amostra;

MRc: Média do alongamento da raiz nas sementes germinadas no controle.

O índice de germinação é calculado pela relação das equações 1 e 2 dando origem a equação 3

$$IG = \frac{(\% G) \times (\% R)}{100} \quad (03)$$

Onde:

IG: Índice de germinação;

% G: Porcentagem de germinação relativa das sementes;

% R: Porcentagem de alongamento da raiz.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Caracterização da área de estudo

O TEvap analisado possui comprimento de 7 m, largura de 4 m e profundidade de 1,1 m e foi impermeabilizado com uma camada de lona, seguido de uma camada de isopor. O abastecimento de efluentes provém de dois vasos sanitários localizados na casa. O

TEvap foi construído com duas câmaras anaeróbicas diferentes, uma de toras de eucalipto e outra de pneus (Figura 2). O tanque foi preenchido com uma camada de materiais grossos inertes (telhas, tijolos, pedaços de concreto), seguido de uma camada de materiais orgânicos (pinhas de araucária, bambu, madeiras), em seguida coberto por areia grossa e posteriormente com terra que foi retirada do próprio local da implantação.

O tubo de inspeção utilizado para coleta do efluente (T1) está posicionado até a camada de materiais inertes e o tubo de inspeção para a coleta do efluente T2 na camada de materiais orgânicos.

Na Figura 2 pode ser observado o sistema interno no momento da construção em 2015, os pontos onde houve a coleta de efluente (T1 e T2) em tubos de inspeção e os locais onde ocorreram a coleta de solo acima e na vala do sistema (TC e TV).



Figura 2 - Sistema interno do TEvap.

3.2 Análise microbiológica do solo

Na Tabela 1 são apresentados os resultados obtidos para coliformes termotolerantes segundo o método do NMP, realizados nas amostras de solo do centro (TC) e da vala (TV) do TEvap, relacionados com a ocorrência de precipitação na semana da realização da coleta. Foi considerado como influência os quatro dias antecedentes a data da coleta, pois o solo do local possui características impermeáveis, sendo composto principalmente por argila como verificado *in loco*.

Coliformes termotolerantes (NMP/g)			Maior precipitação durante a semana da coleta*
Data	TC	TV	
Jun	160	140	> 25 mm
Jul	92	54	0,5 mm
Jul	54	13	Não houve
Ago	3,3	1,3	Não houve
Set	160	92	> 10 mm

Tabela 1 - Dados obtidos da presença de Coliformes termotolerantes nas amostras de solo do centro do tanque (TC) e vala de coneteção (TV) correlacionados com a ocorrência de precipitação na semana.

A análise dos parâmetros microbiológicos mostrou grande variabilidade nas diferentes datas de coleta. Na coleta realizada em junho, quando a precipitação foi a mais alta em relação às outras coletas (>25 mm), encontrou-se cerca de 160 NMP/g de coliformes termotolerantes em TC e 140 NMP/g em TV, sugerindo carreamento de coliformes termotolerantes do sistema para a vala, uma vez que essa é capaz de conter possíveis extravassos e escoar água da chuva.

Em julho a concentração de coliformes fora do TEvap em TV (54 NMP/g) foi alta em relação a quantidade encontrada em TC (92 NMP/g), cerca de 59%. O mesmo ocorreu na coleta de setembro, na qual a relação de coliformes em TV foi cerca de 57% do encontrado em TC. Nessas duas coletas onde houveram precipitação >10 mm e >0,5 mm, micro-organismos podem ter sido carregados juntamente com o solo até próximo a vala de infiltração. Nas datas de julho e agosto a concentração de micro-organismos termotolerantes encontradas em TC e TV foram menores em relação as outras coletas, sendo essas as datas em que não ocorreram precipitações.

As concentrações de coliformes termotolerantes encontrados em TC em cada coleta, variam entre si devido a contribuição de efluentes no sistema que oscila de acordo com o número de pessoas que a utilizam. Foram encontrados coliformes termotolerantes em TC e também em TV, portanto, embora possam existir contaminações pontuais oriundas de animais de sangue quente, não se exclui o fato da concentração desses micro-organismos estarem associadas a uma possível falha de impermeabilização ou de extravasse por ocorrência de precipitações e/ou contribuição no sistema mais elevada em relação ao projeto.

3.3 Ensaios físico-químicos

Na Tabela 2 são apresentados os resultados dos parâmetros físico-químicos analisados, comparados com a literatura e com os limites permitidos na Resolução CONAMA 430/2011.

O pH observado nos efluentes do TEvap em ambos os pontos indicou características

de neutralidade. De acordo com Ganghis (2006), as bactérias anaeróbicas, responsáveis pela degradação da matéria orgânica, possuem uma faixa estreita de sensibilidade a pH, ocorrendo entre 6,5 e 8,2, estando os valores encontrados no TEvap dentro de uma faixa de bom desenvolvimento dessas bactérias. O efluente coletado na fossa séptica (F1) apresentou pH mais elevado (8,65) em relação ao TEvap e os demais autores citados, não estando na faixa de melhor eficiência.

Parâmetros	Efluente			Rebolças (2007)	Paulo <i>et al.</i> (2013)	Rebêlo (2011)	Resolução CONAMA 430/2011
	T1	T2	F1	Bruto	Interno	Interno	
pH	7,10	7,24	8,65	7,84	7,84	7,3	5 a 9
Amônia (mg.L ⁻¹)	277	335	900	-	326,85	-	-
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,003	0,005	0,038	-	0,03	-	1 mg.L ⁻¹
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,5	1,35	10,7	-	0,17	-	≤ 10 mg.L ⁻¹
DQO (mg.L ⁻¹)	63,34	97,91	1.169	6.619	723,46	421,2	-
Sólidos dissolvidos (mg.L ⁻¹)	1.500	1.000	3.100	-	-	-	-
Sólidos sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	2,5	0,5	10	-	-	1,7	1 mL.L ⁻¹
Salinidade (%)	4	5	8	-	-	0,5	-
Cloretos (mg.L ⁻¹)	44	56,5	216,5	-	141,38	67,2	-

Tabela 2 - Parâmetros físico-químicos dos efluentes comparados a literatura e Legislação.

A concentração de amônia encontrada em T1 e T2 foi de 277 mg.L⁻¹ e 335 mg.L⁻¹, respectivamente, correspondendo ao encontrado por Paulo *et al.* (2013), de 326,85 mg.L⁻¹, porém a concentração encontrada em F1 foi de 900 mg.L⁻¹. A conversão de amônia para nitrito e deste para nitrato, ocorre pela degradação das bactérias aeróbicas, portanto, como o sistema TEvap e de fossa séptica possuem funcionamento anaeróbico, uma maior quantidade de amônia costuma ser encontrada em relação a esses sistemas (GALBIATI, 2009).

A concentração de nitrito encontrada por Paulo *et al.* (2013) de 0,03 mg.L⁻¹ foi semelhante a encontrada em F1 (0,038 mg.L⁻¹). Enquanto que no TEvap as concentrações foram de 0,003 mg.L⁻¹ (T1) e 0,005 mg.L⁻¹ (T2), apresentando-se mais baixas. O nitrito é um estágio intermediário da oxidação da amônia e de acordo com Macuco *et al.* (2007) é comum se apresentar praticamente ausente em processos anaeróbicos.

Paulo *et al.* (2013) encontraram a concentração de 0,17 mg.L-1 de nitrato, enquanto que os valores encontrados em T1 e T2 foram de 0,5 mg.L-1 e 1,35 mg.L-1. Embora as concentrações encontradas no TEvap deste trabalho foram um pouco maiores, segundo Galbiati (2009), o nitrogênio na forma de nitrato pode ser absorvido pelas raízes das plantas presentes no tanque.

O sistema F1, apresentou maior discrepância em relação aos efluentes de TEvap, encontrado nitrato na concentração de 10,7 mg.L-1, que inclusive, ultrapassa o limite de ≤ 10 mg.L-1 estabelecido na Resolução CONAMA 430/2011. Segundo Sousa (2014) o valor encontrado pode ser relacionado a idade em que o efluente se encontra no sistema, quanto maior a concentração de nitrato, mas antigo é o efluente.

Os valores obtidos para DQO foram de 63,34 mg.L-1 para T1 e 97,91 mg.L-1 para T2, valores inferiores aos encontrados por Rebêlo (2011) e Paulo *et al.* (2013). Estes valores também são baixos quando comparados com o sistema de fossa séptica (F1) que apresentou uma DQO de 1.169 mg. L-1, sugerindo que o sistema TEvap realiza uma boa remoção de matéria orgânica. Embora, de acordo com Paulo *et al.* (2013) o TEvap, não é considerado necessariamente um sistema de tratamento de águas residuais, ao qual se possa aplicar o conceito de eficiência de remoção, por não produzir um efluente final a ser destinado.

Ainda de acordo com Paulo *et al.* (2013), a câmara anaeróbica no interior do TEvap onde a água residual é recebida, permite que os sólidos assentem e sejam parcialmente digeridos, evitando o entupimento do meio do tanque, além disso, os materiais inertes e orgânicos servem como material de filtragem e suporte para a formação de um biofilme microbiano, fatores que podem justificar os baixos valores de DQO obtidos.

Já as diferenças em termos de DQO observadas para T1 e T2 no TEvap podem ter ocorrido por 3 razões: a) como as câmaras recebem efluentes de banheiros diferentes, o volume de uso de ambos pode ter sido diferente, b) como a construção das câmaras foi feita com materiais diferentes, o crescimento microbiano pode ter sido diferente, promovendo uma melhor remoção de matéria orgânica na câmara T1 e c) como o tubo de inspeção para a coleta de T1 possui acesso até a camada de materiais inertes e o tubo de inspeção para T2 até a camada de materiais orgânicos.

Os sólidos sedimentáveis encontrados no TEvap de 2,5 mL.L-1 (T1) e 0,5 mL.L-1 (T2), valores próximos ao encontrado por Rebêlo (2011) de 1,7 mL.L-1. A Resolução CONAMA 430/2011, permite o lançamento de efluentes com até 1 mL.L-1 de sólidos sedimentáveis. O valor elevado em T1 pode ser devido ao local da coleta que possui contato próximo ao lodo, na camada inerte.

A quantidade de sólidos sedimentáveis encontrados no efluente F1 foi de 10 mL.L-1. De acordo com Ávila (2005) e Backes (2016) a faixa comum de sólidos sedimentáveis encontradas em fossas sépticas varia de 0,2 mL.L-1 à 0,8 mL.L-1. Esse valor pode estar associado a quantidade de lodo existente no sistema. No entanto, para que esse valor

possa estar de acordo com os limites permitidos na Resolução CONAMA 430/2011 como verificado na Tabela 2, deve-se utilizar um tratamento secundário de efluente como recomendado na NBR 13969 (ABNT,1997).

As concentrações de cloretos localizadas no TEvap foram de 44 mg.L-1 (T1) e 55,6 mg.L-1 (T2) que correspondem a encontrada por Rebêlo (2011) de 67,2 mg.L- 1. Já a concentração encontrada em F1 foi mais alta, 216,5 mg.L-1. De acordo com Carvalho *et al.* (2015) o cloreto apresenta características corrosivas para metais e concretos, o que pode influenciar no rompimento de tubulações e sistemas de tratamento construídos por esses materiais.

As concentrações de salinidade encontradas no TEvap foram de 4% (T1) e 5% (T2) e em F1 de 8%, todos os valores ficaram distantes do encontrado por Rebêlo (2011), de 0,5 %. Segundo Lopes *et al.* (2008) e Borges *et al.* (2014) a salinidade possui influência na germinação e crescimento de plantas, podendo ocasionar mortalidade dependendo da espécie, pois induzem menor capacidade de absorção de água pelas sementes.

As variações encontradas entre os pontos do TEvap em relação a concentração dos parâmetros analisados, podem ser devidas: a) os tanques possuem abastecimentos diferentes, não possuindo medidor de vazão, b) as câmaras de recebimento foram construídas de formas distintas e c) os tubos de inspeção estão localizados em camadas filtrantes no sistema.

3.4 Teste de fitotoxicidade aguda dos efluentes com *Eruca sativa*

De acordo com Correia (2015), a medida da germinação relativa, representa a relação entre a contagem das sementes germinadas na amostra em relação ao controle negativo. Na Tabela 3 podem ser observados os resultados referentes à germinação relativa das sementes (% G).

Efluente	% G de acordo com a concentração de efluentes nas amostras		
	100%	50%	25%
T1	81	89	98
T2	69	83	73
F1	0	21	73

Tabela 3 - Germinação relativa das sementes de *Eruca Sativa*.

Conforme Cruz *et al.* (2013), a condição estabelecida para a confiabilidade do teste de fitotoxicidade com hortaliças, realizado de acordo com o estabelecido pelo Ministério da Agricultura (2009), é de que devem germinar pelo menos 65% das sementes do controle

negativo. Neste estudo, o controle apresentou 96% de germinação das sementes.

A germinação relativa das sementes nos efluentes do TEvap sem diluição foi 81% para T1 e 69% para T2. Enquanto o efluente da fossa séptica (F1) sem diluição apresentou inibição total de germinação, na diluição de 50% foi possível observar um germinação de 21% e, somente quando a amostra foi diluída a uma concentração de 25% a germinação foi de 73%.

De acordo com Sobrero *et al.* (2004), as concentrações nas quais a germinação ocorre abaixo de 50%, possuem efeitos considerados tóxicos nos organismos. Considerando que os valores de germinação encontrados no TEvap em ambas as amostras (T1 e T2) não apresentaram toxicidade para o organismo testado. Já a amostra do efluente F1, foi considerada tóxica para o organismo teste nas maiores concentrações (100% e 50%).

Segundo Borges *et al.* (2014), a salinidade possui influência na germinação das sementes de *E. sativa*, causando déficit hídrico e desequilíbrio iônico nas células, resultando em toxicidade, podendo levar a planta a morte. Diante disso, e considerando os resultados observados na Tabela 2, as amostras do TEvap, que se encontram na faixa de 4-5% de salinidade, apresentaram melhores condições de germinação para a *E. sativa*. Enquanto o efluente F1 cuja salinidade apresentada foi de 8% (Tabela 2) inibiu a germinação na concentração de 100%, apresentando toxicidade aguda, sobre o organismo testado, quando concentrado.

O alongamento de raízes (% R) é apresentado na Tabela 4, possibilitando visualizar o comportamento do crescimento de raízes frente aos 3 efluentes testados nas 3 concentrações.

Efluente	% R de acordo com a concentração de efluentes nas amostras		
	100%	50%	25%
T1	12	96	119
T2	20	87	91
F1	0	19	28

Tabela 4 – Alongamento das raízes das sementes de *Eruca Sativa*.

Os maiores percentuais de alongamento radicular ocorreram nos efluentes do TEvap (T1 e T2), na concentração de 25% com até 119% de alongamento em relação ao controle em água deionizada. A média de alongamento de raízes nessa concentração em T1 foi de 3,11 cm ($\pm 1,92$) e T2 de 2,38 cm ($\pm 1,35$). Corroborando os dados observados tanto na análise de germinação relativa (% G) já descritos quanto das análises físico-químicas (Tabela 2) que mostraram menores valores de amônia e compostos nitrogenados, bem

como DQO, salinidade e cloretos para o efluente de T1 em relação ao T2.

Já o efluente da fossa séptica (F1) apresentou um desenvolvimento baixo das raízes na sua forma diluída (50 e 25%) enquanto na forma concentrada nem foi possível observar desenvolvimento radicular, mostrando que todos os parâmetros acima citados para a amostra F1 (Tabela 2), que foram mais elevados em relação as duas amostras do TEvap (T1 e T2), apresentaram um efeito negativo sobre o desenvolvimento radicular, sendo que o valor médio de alongamento foi de 0,72 cm ($\pm 0,73$) na menor concentração de efluente (25%).

De acordo com Amaral (2012) e Boldt (2014) as condições físico-químicas dos efluentes influenciam nos ensaios de toxicidade, uma vez que podem estar relacionados com as alterações no desenvolvimento das radículas das sementes.

Os efluentes T1 e T2 possuíam alongamento de raízes entre 12% e 20% na concentração de 100% e o efluente F1 de 0%. Correlacionando com as condições físico-químicas apresentadas para esses efluentes (Tabela 2) observa-se que F1 possui salinidade de 8% e concentração de cloretos de 216,5 mg.L⁻¹, enquanto T1 e T2 apresentaram 4% e 44 mg.L⁻¹ e 5% e 56,5 mg.L⁻¹, respectivamente.

Embora possuam diferenças marcantes entre os sistemas TEvap e fossa séptica, ambos os efluentes apresentaram uma tendência de maior alongamento de raízes com a redução da concentração do efluente. De acordo com Almeida (2018) quando há inibição no alongamento de raízes, o efluente possui características tóxicas, neste sentido, pode se considerar que o efluente de T1 e T2 em sua forma concentrada apresentou toxicidade moderada enquanto o efluente F1 na concentração de 100% pode ser considerado tóxico para o organismo testado.

De acordo com Correia (2015) o conjunto de medidas da germinação relativa (% G) e desenvolvimento relativo da raiz (% R) permitem calcular o índice de germinação das sementes (IG), esses dados estão apresentados na Tabela 5.

Efluente	Índice de germinação (IG) das sementes em relação ao controle		
	100%	50%	25%
T1	10	86	117
T2	13	72	66
F1	0	4	20

Tabela 5 – Índice de germinação das sementes de Eruca Sativa.

O maior índice de germinação ocorreu na amostra de efluente T1 (117%) na concentração de 25% de efluente, seguido de T2 (72%) na concentração de 50% do

efluente. Já o efluente da fossa séptica apresentou efeito tóxico agudo para a *E. sativa* em todas as concentrações, usando como parâmetro de efeito tóxico a inibição de germinação descrito por Almeira (2018).

Quando comparados os sistemas, pode-se afirmar que os efluentes do TEvap apresentaram melhores resultados em todas as análises realizadas, desde germinação a alongamento de raízes.

4 | CONCLUSÃO

No TEvap estudado ainda foi verificada a existência de grande quantidade de coliformes termotolerantes localizadas na vala de infiltração em relação as quantidades encontradas no solo acima do sistema, o que pode ser devido ao extravase de efluentes quando há precipitação e utilização do sistema simultaneamente, além de possível falha na impermeabilização do sistema.

No entanto, é importante destacar que os parâmetros físico-químicos indicaram uma melhor condição dos efluentes do TEvap em relação a fossa séptica quando comparados a Resolução CONAMA 430/2011. Possuindo somente a quantidade de sólidos sedimentáveis encontrados em um dos pontos no TEvap fora dos limites permitidos. Estes resultados mostram que este pode ser um bom sistema de tratamento de águas negras para propriedades agrícolas ou comunidades em que não haja uma rede coletora de efluentes.

A análise de fitotoxicidade possibilitou concluir que os efluentes do TEvap possuem boa condição para a germinação e alongamento de raízes e apresentaram melhores condições para a espécie *Eruca sativa* na concentrações de 25%.

Os sistemas de tanques de evapotranspiração possuem métodos construtivos que variam de acordo com a disponibilidade de materias, condições climáticas e geológicas do seu local de implantação, evidenciando a necessidade de que sejam realizados estudos em diferentes localizações desses sistemas para análise de suas condições de tratamento gerando-se materiais para posteriores estudos.

REFERÊNCIAS

ABNT/10007. **Amostragem de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2004.

ABNT/13969. **Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro, 1997.

ABNT/9898. **Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro, 1987.

ALMUKTAR, S.A.A.A.N., ABES, S.N., SCHOLZ, M. **Wetlands for wastewater treatment and subsequent recycling of treated effluent: a review**. Environmental Science and Pollution Research 25:23595-23623, 2018.

ALMEIRA, A.J.S., ARAÚJO, F.F., BONATTI, J. **Avaliação da água do córrego Gunitá (Cuiabá MT) por meio de teste de germinação e ecotoxicológico utilizando alface (*Laruca sativa*)**. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia. Minas Gerais, 2018.

AMARAL, K.G.C. **Correlação entre fator de toxicidade e parâmetros físico-químicos para efluentes domésticos tratados**. Dissertação. Univerdidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2012.

ÁVILA, R.O. **Avaliação do desempenho de sistemas tanque séptico-filtro anaeróbio com diferentes tipos de meio suporte**. Tese. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2015.

BACKES, F.J. **Avaliação da eficiência de um sistema fossa séptica e filtro anaeróbio em escala piloto para o tratamento de efluente sanitário com a adição de papel higiênico como fonte de matéria orgânica**. Monografia. Centro Universitário Univates. Lajeado, 2016.

BOLDT, R.H. **Formação de mudas e produção de rúcula em função dos substratos**. Dissertação. Universidade Federal do Acre. Acre, 2014.

BORGES, C.T., DEUNER, C., RIGO, G.A., OLIVEIRA, S., MORAES, D.M. **O estresse salino afeta a qualidade fisiológica de sementes de rúcula?**. Universidade Federal de Pelotas. Pelotas, 2014. Revista Enciclopédia biosfera, v.10 n. 19. Goiânia, 2014.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011**. Dispoem sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. [Acesso em: 30 out. 2018]. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>.

CARVALHO, C.C.A., SILVA, M.M.N., GOMES, W.V., LIMA, D.F., JUNIOR, A.M.S. **Análise do processo corrosivo sofrido nos equipamentos e tubulações do reservatório de abastecimento hídrico da cidade de Pau dos Ferros/RN**. Universidade Federal Rural do Semi- Árido. Rio Grande do Norte, 2015.

CETESB - **Companhia Ambiental do Estado de São Paulo**. Coliformes totais, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* - Determinação pela técnica de tubos múltiplos. 5º ed. São Paulo, 2018.

CLESCERI, L.S., GREINBERG, A.E., EATON, A.D. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th edition. 2000.

CORREIA, C.H.G. **Reuso de resíduo de areia descartada de fundição (ADF) – Uma avaliação técnica e toxicológica do processo de produção de fritas cerâmicas em escala laboratorial**. Dissertação. Universidade da Região de Joinville. Joinville, 2015.

CRUZ, J.M., LOPES, P.R.M., MONTAGNOLLI, R.N., TAMADA, I.S., SILVA, N.M.M.G., BIDOIA, E.D. CUNHA, S.A., GUERRA, A.J.T. **Avaliação e perícia ambiental**. 14ª edição, Rio de Janeiro, Bertrand Brasil, 2013.

FUNASA - Fundação Nacional da Saúde. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAs**. Brasília, 2014. Acesso em: 16 out. 2018]. Disponível em: http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/manualcont_quali_agua_tecnicos_trab_em_etas.pdf.

FUNASA - Fundação Nacional da Saúde. **Manual do saneamento**. Brasília, 2004. Acesso em: 10 abr. 2018]. Disponível em: http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/manual_saneamento_3ed_rev_p1.pdf.

FUNASA - Fundação Nacional da Saúde. Programa Nacional de Saneamento Rural (PNRS). Brasília, 2019. Acesso em: 04 abr. 2022]. Disponível em: http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38564/MNL_PNSR_2019.pdf/08d94216-fb09-468e-ac98-afb4ed0483eb

GALBIATI, A.F. **Tratamento domiciliar de águas negras através de tanque de evapotranspiração**. Dissertação. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, 2009.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas do Saneamento**, Rio de Janeiro, 2021. [Acesso em: 4 abr. 2022]. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2101885>.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa de Informações Básicas Municipais**. Rio de Janeiro, 2010. [Acesso em: 15 abr. 2018]. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/noticias-censo.html?busca=1&id=1&idnoticia=363&t=ibge-investiga-meio-ambiente-5-560-municipios-brasileiros&view=noticia>.

LOPES, J.C., MACEDO, M.P. **Germinação de sementes de couve chinesa sob influência do teor de água, substrato e estresse salino**. Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Espírito Santo. Revista Brasileira de Sementes, v. 30 n. 3, 2008.

MACUCA A., SANTOS, A., SERAFIM, B.H., FERREIRA, E. **Processo de tratamento de esgoto via sistema anaeróbio e análise dos índices de eficiência**. Colégio Estadual Paulo Lemonski. Curitiba, 2007.

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Regras para análise de sementes**. Brasília, 2009. [Acesso em: 6 nov. 2018]. Disponível em: http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/arquivos-publicacoes-insumos/2946_regras_analise_sementes.pdf.

PAES, W.M., CRISPIM, M.C., FURTADO, G.D. Uso de tecnologias ecológicas de saneamento básico para solução de conflitos socioambientais. **Revista Gaia Scientia**, v.8 1981 – 1268, 2014.

PAULO, P.L., AZEVEDO, C., BEGOSSO, L., GALBIATI, A.F., BONCZ, M.A. **Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping**. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. Revista Ecological Engineering 50 (2013).

REBÊLO, M.M.P.S. **Caracterização de águas cinzas e negras de origem residencial e análise da eficiência de reator anaeróbio com chicanas**. Dissertação. Universidade Federal de Alagoas. Maceió, 2011.

REBOUÇAS, T.C., BIANCHI, G., GONÇALVES, R.F. **Caracterização de águas residuárias de origem residencial**. Fortaleza, 2007.

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Norma Técnica Interna NTS 013, **Sólidos**. São Paulo, 1999.

SOBRERO, M.C., RONCO, A. **Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L)** In: MORALES, G. C. (Ed.). Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones. 1. ed. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México, 2004.

SOUSA, M.U. **Análise físico-química e microbiológica do esgoto de uma universidade pública com proposta de tratamento biológico para reuso na própria instituição.** Universidade Estadual da Paraíba. Paraíba, 2014.

EVALUATION USE OF AN ORGANIC BASED POLYMER TO REPLACE THE INORGANIC COAGULANT IN THE SLAUGHTERHOUSE WASTEWATER TREATMENT

Data de aceite: 01/06/2022

Crislaine Trevisan da Rocha Ribeiro Ferrari

<http://lattes.cnpq.br/3885566805996381>

Aziza Kamal Genena

<http://lattes.cnpq.br/9054984946766944>

<https://orcid.org/0000-0001-8776-342X>

Daiane Cristina Lenhard

<http://lattes.cnpq.br/1964806089292192>

ABSTRACT: Food industries, especially slaughterhouses, generate a large amount of wastewater (SWW), which need to be properly treated. Conventional coagulants like iron and aluminium are not biodegradable and have been considered a human and environmental health concern. The objective of this study was to investigate the use of an organic based polymer (NovFloc) replacing the ferric chloride in the coagulation process for the treatment of slaughterhouse wastewater after primary treatment. Preliminary tests were performed to define operating parameters (pH and coagulant concentration), based on the COD reduction. From these results, the assays defined by a CCRD allowed to define the optimal operating parameters for each coagulant, which were pH 7.0 and concentration 6.0 mL.L⁻¹ for NovFloc and pH 4.5 and concentration 100.0 mg.L⁻¹ for ferric chloride. From the assays carried out under optimal conditions for each coagulant it was concluded that the NovFloc was significantly more effective in SWW treatment, presenting as

an effective and promising alternative to the use of ferric chloride.

KEYWORDS: NovFloc, coagulation, ferric chloride.

AVALIAÇÃO DO USO DE UM POLÍMERO DE BASE ORGÂNICA PARA SUBSTITUIR O COAGULANTE INORGÂNICO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DO MATADOURO

RESUMO: As indústrias de alimentos, especialmente os matadouros, geram uma grande quantidade de águas residuais, que precisam ser tratadas adequadamente. Coagulantes convencionais como ferro e alumínio não são biodegradáveis e foram considerados uma preocupação de saúde humana e ambiental. O objetivo deste estudo foi investigar o uso de um polímero de base orgânica (NovFloc) em substituição ao cloreto férrico no processo de coagulação para o tratamento de águas residuais de matadouros após tratamento primário. Testes preliminares foram realizados para definir parâmetros operacionais (pH e concentração de coagulantes), com base na redução de DQO. A partir desses resultados, os ensaios definidos por um CCRD permitiram definir os parâmetros operacionais ideais para cada coagulante, que foram pH 7,0 e concentração 6,0 mL.L⁻¹ para NovFloc e pH 4,5 e concentração 100,0 mg.L⁻¹ para cloreto férrico. A partir dos ensaios realizados em condições ótimas para cada coagulante, concluiu-se que o NovFloc foi significativamente mais eficaz no tratamento das águas residuais, apresentando-se como uma alternativa eficaz e

promissora ao uso de cloreto férrico.

PALAVRAS-CHAVE: NovFloc, coagulação, cloreto férrico.

1 | INTRODUCTION

The meat processing industry is one of the major consumers of freshwater among food and beverage processing facilities (DE SENA et al., 2009) and produces large volumes of slaughterhouse wastewater (SWW) due to the slaughtering of animals and cleaning of the slaughterhouse facilities and meat processing plants (BUSTILLO-LECOMPTE, MEHRVAR, 2015).

The effluent generated in refrigerators has a high amount of organic matter, suspended solids and colloids (ORSSATTO, 2017). Among the most common methods used in SWW treatment is coagulation (SANCHIS et al., 2003), that is a process used in the wastewater treatment for removal of color, turbidity and natural organic matter (HUANG; SCHWAB; JACANGELO, 2009).

Coagulation is the process of destabilizing colloids and other particles that usually appear dispersed in water (BELTRÁN-HEREDIA; SÁNCHEZ-MARTÍN; DÁVILA-ACEDO, 2011, HAMEED et al., 2016). This process is a chemical treatment as it implies the addition of a coagulant. Typical coagulant agents that have been used to treat SWW are inorganic salts such as aluminum sulfate, ferric chloride, ferric sulfate, and aluminum chlorohydrate (BELTRÁN-HEREDIA; SÁNCHEZ-MARTÍN; DÁVILA-ACEDO, 2011, BUSTILLO-LECOMPTE, MEHRVAR, 2015).

Conventional coagulants like Al^{3+} and Fe^{3+} are not biodegradable and are difficult to neutralise. The use of these chemicals in the coagulated wastewater have been considered a human and environmental health concern (KLIMEK et al., 2013, MANGRICH et al., 2014, ALJUBOORI et al., 2015). Many efforts are focused on providing environmental friendly alternatives for these conventional coagulants (HAMEED et al., 2016).

Of great importance and promising role is the use of cationic polyelectrolytes as primary coagulant, or as a partial substitute for conventional inorganic coagulants, such as aluminum or iron salts. In both cases, such polymers offer significant benefits in terms of a very low flake volume for disposal (lower treatment costs and sludge disposal) and a more consistent treatment performance due to the relative insensitivity of polymer characteristics to the change in pH of raw water (GRAHAMA et al., 2008).

NovFloc 1540[®], a commercial coagulant produced by NOVTEC[®], is a polyelectrolyte of small molecular size strongly cationic, an aqueous solution of polyelectrolytes derived from amines, polyquaternary resins and salts. It can be used diluted or the original concentration. It has an approximate pH of 3 to 6 and viscosity of 100-2000 mPa.s. Its hydrolysis resistance allows its action on a wide pH range.

The objective of this study was to investigate the use of organic based polymer

NovFloc at the replacing of the ferric chloride in the coagulation process to treat SWW after primary treatment.

2 | MATERIALS AND METHODS

2.1 Reagents

Ferric chloride hexahydrate ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) P.A. and potassium dichromate P.A. from Alphatec (Macaé, Brazil). NovFloc 1540[®] from Novtec (Biguaçu, Brazil). Silver Sulfate P.A. and mercury sulfate from Qhemis, Hexis (Jundiaí, Brazil). For determination of phosphorus, TOC, nitrogen and iron, reagent sets were used for HACH analysis (Loveland, EUA) purchased from HEXIS.

2.2 Sample study

The wastewater used in this study was previously submitted to the primary treatment in the industry itself, with static screens and decanters, and it was then collected after this stage of treatment. The collection and conditioning procedures followed NBR 9898/1987 of the Brazilian Association of Technical Standards (ABNT, 1987).

2.3 Coagulation process

The coagulation assays were conducted in batch mode at room temperature ($25 \pm 1^\circ\text{C}$) on jar test equipment. For each coagulant investigated the operating variables evaluated were the coagulant concentration and the reaction pH.

The coagulation process consisted of the addition of the coagulating agent in the desired concentration to the effluent, with subsequent adjustment of the pH, with the aid of sulfuric acid and sodium hydroxide solutions, in concentrations of 5; 1 e 0,1 mol.L^{-1} . In the rapid stirring step, the samples were shaken at 120 rpm for 3 minutes (Bongiovani et al., 2010), And then the slow stirring step was started at 25 rpm for 60 minutes (Coral et al., 2010; Affam et al., 2014). Subsequently, the agitation was interrupted and the decantation stage of the flakes formed was started, for a period of 60 minutes (El-Gohary et al., 2009). The treated sample (supernatant) was collected for characterization analysis.

Preliminary tests (not presented) with SWW have made it possible to narrow the range of operational parameters for NovFloc (pH de 7.0 a 12.0 and concentration of 1 a 6 mL.L^{-1}) and for the FeCl_3 (pH de 3 a 7 and concentration of 100 a 600 mg.L^{-1}).

2.4 Experimental planning

Central Composite Rotational Design (CCRD) 2^2 to 04 (four) axial points and three (03) center points was used for optimisation of experimental parameters (pH and CC) for each coagulant investigated. The levels of the variable factors in the experiment and the experimental design with the parameters in coded and real terms are presented in Table 1.

The response variable was the chemical oxygen demand (COD) removal percentage.

Treatment	Real Value (Coded Value)			
	NovFloc		FeCl ₃	
	pH	CC (mL.L ⁻¹)	pH	CC (mg.L ⁻¹)
1	7.87(-1)	2.45(-1)	3.43(-1)	172.70(-1)
2	12.13(+1)	2.45(-1)	5.57(+1)	172.70(-1)
3	7.87(-1)	4.55(+1)	3.43(-1)	527.30(+1)
4	12.13(+1)	4.55(+1)	5.57(+1)	527.30(+1)
5	7.00(-1.41)	3.50(0)	3.00(-1.41)	350.00(0)
6	13.00(+1.41)	3.50(0)	6.00(+1.41)	350.00(0)
7	10.00(0)	1.00(-1.41)	4.50(0)	100.00(-1.41)
8	10.00(0)	6.00(+1.41)	4.50(0)	600.00(+1.41)
9	10.00(0)	3.50(0)	4.50(0)	350.00(0)
10	10.00(0)	3.50(0)	4.50(0)	350.00(0)
11	10.00(0)	3.50(0)	4.50(0)	350.00(0)

Table 1 – Coded and real values in the central composite design and corresponding responses.

Response surface (RS) methodology was used to optimize the studied parameters. With RS, the interaction of possible influencing parameters on COD removal percentage can be evaluated with a limited number of planned experiments.

With CCRD and RS allowed the appropriate operational parameters indication for each coagulant investigated in the SWW treatment by coagulation process. The Novfloc the defined condition was pH 7.0 and CC 6 mL.L⁻¹ and for FeCl₃ of pH 4.5 and CC 100 mg.L⁻¹. The tests were set (in triplicate) under the conditions defined by the CCRD to compare the efficiency of both coagulants.

2.5 Analytical methods

Analysis characterization of samples (Table 2) were performed according to the methods described by *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA/AWWA/WEF, 2012).

Analysis	Unit	Method
Chemical Oxygen Demand (COD)	mg.O ₂ .L ⁻¹	Colorimetric Closed Reflux
Real Color	mg.Pt.Co.L ⁻¹	Platinum Cobalt
pH	-	Potentiometric
Turbidity	NTU	Nephelometric
Total Ferric	mg.Fe.L ⁻¹	Colorimetric o-Phenanthroline
Total Phosphorus	mg.P.L ⁻¹	Ascorbic Acid
Ammoniacal Nitrogen	mg.L ⁻¹	Salicylate

Table 2 – Characterization analyzes of the SWW samples.

2.6 Statistical analysis

Statistical analysis was performed using the Tukey test with a significance level of 95% and analysis of variance (ANOVA), using as a tool the program STATISTICS 7.0 for generate response surface.

3 | RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Operating parameters evaluation

3.1.1 *NovFloc Coagulant*

COD removal (%) values obtained as response from the CCRD assays (Table 1) were used as a function of the variables pH and CC to construct RS presented in Figure 1.

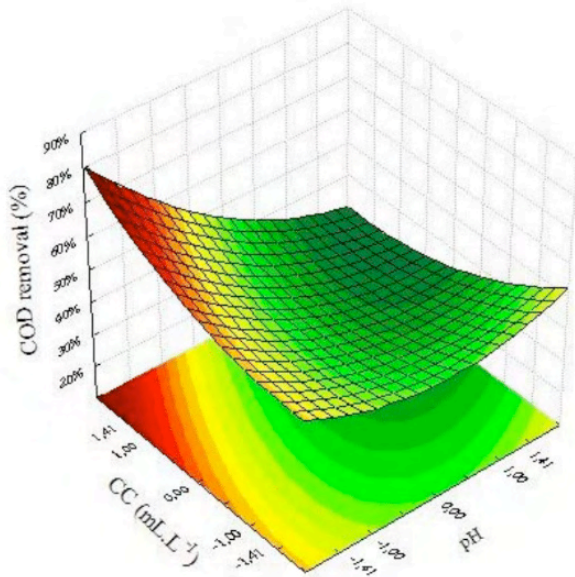


Figure 1 – RS with coagulant NovFloc for COD removal (%) as a function of pH and CC.

According to the analysis of Figure 1, the higher COD removal percentages occurred at the -1.41 level (coded value) for the pH and +1.41 for the CC, which correspond respectively to the real values of 7.0 and 6 mL.L⁻¹. The data analysis of regression coefficients obtained from CCRD responses are presented in Table 3.

Coefficients	Effects	Regression coefficient	Average	value t	p-value
Media	38.66	38.66	3.65	10.58	0.0001
X1 (L)	-13.71	-6.85	4.48	-3.05	0.0281
X1 (Q)	4.84	2.42	5.34	0.90	0.4061
X2 (L)	0.44	0.22	4.48	0.09	0.9249
X2 (Q)	3.84	1.92	5.34	0.71	0.5045
X1X2	-6.00	-3.00	6.32	-0.94	0.3866

X₁ pH; X₂ CC; p≤0.05; L – linear term; Q – quadratic term F_{cal} = 9.36; R²=69.35%.

Table 3 – Regression coefficients for COD removal (%) with NovFloc coagulant.

Although the data (Table 3) indicate that none of the variables were significant for the evaluated response (COD removal), it was possible to evaluate the effects. The positive effect obtained for CC variable means that a CC increase also results in a response increment, in other words, a higher COD removal. This indication suggests its use in the highest level. On the other hand, for the pH variable, the value obtained from the linear term was higher (in magnitude) than quadratic term value, so the effect can be treated as

negative. Thus, a pH reduction results in increased COD removal, which indicates the use of pH at the lower levels for greater process efficiency. Based on this effects analysis the previous evaluation based on RS (Figure 1) was confirmed and the optimal condition for use of the NovFloc coagulant in SWW treatment was suggested as pH 7.0 and CC 6 mL.L⁻¹.

3.1.2 Ferric chloride coagulant

Results of COD removal (%) obtained at the CCRD treatments in coagulation assays performed with FeCl₃, which are presented in Table 1, were used to construct RS as a function of the variables investigated (Figure 2).

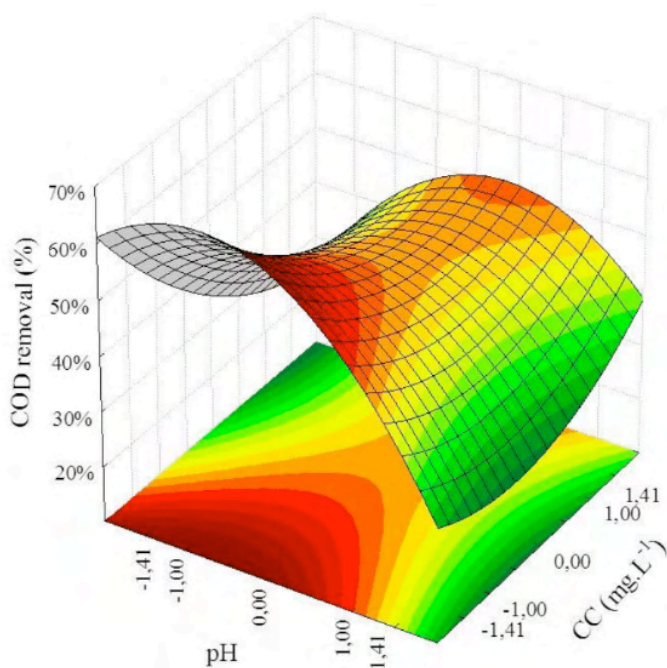


Figure 2 – RS with coagulant FeCl₃ for COD removal (%) as a function of pH and CC.

RS' analysis (Figure 2) shows that the best COD removal results were obtained at the lower level (-1.41, coded value) for the CC variable, while for the pH this fact occurred in a range between lower level and central point (-1.41 to 0, coded value). The regression coefficients analysis of COD removal results are presented in Table 4.

Coefficients	Effects	Regression Coefficient	Average	Value t	p-value
Media	50.09	50.09	7.90	6.33	0.2976
X1 (L)	-4.12	-2.06	4.85	-0.42	0.6886
X1 (Q)	-9.70	-4.85	5.78	-0.83	0.4401
X2 (L)	-7.19	-3.59	4.85	-0.74	0.4914
X2 (Q)	4.01	2.00	5.78	0.34	0.7427
X1X2	5.53	2.76	6.84	0.40	0.7026

X₁ pH; X₂ CC; p≤0.05; L – linear term; Q – quadratic term F_{cal} = 0.18; R²=28.35%.

Table 4 – Regression coefficients for COD removal (%) with FeCl₃ coagulant.

SWW treatment with FeCl₃ was not significantly affected by the investigated variables in the same way reported for the NovFloc coagulant. Nevertheless, the effects evaluation allowed the most appropriate conditions indication for the process.

The pH had a negative effect, which would suggest in a first analysis its use in the lower level. However, in the concomitant analysis of RS (Figure 2) with the regression coefficients (Table 4), it was decided by the central point (pH 4.5) indication as the most appropriate condition for the process, since this condition also presented a good response for the COD removal. This decision was based in the fact that this value is closer to the SWW' pH, hence a smaller reagent amount is required to the pH adjustment.

According Table 4 data, linear term value for CC variable was higher (in magnitude) than quadratic term obtained, which indicates a negative effect, namely a CC reduction results in an increment of the COD removal efficiency. Therefore, for this variable it was suggested to use the lower level (100 mg.L⁻¹).

3.2 Suggested operationl parameters assays

The CCRD allowed the appropriate operational parameters indication for each coagulant investigated in the SWW treatment by cogulation process (Table 5).

Coagulant	pH	CC
NovFloc	7.0	6 mL.L ⁻¹
FeCl ₃	4.5	100 mg.L ⁻¹

Table 5 – Appropriated conditions for the SWW treatment by cogulation process with NovFloc and FeCl₃ coagulant.

According to analysis of the pH suggested for the SWW treatment (Table 5), the range established by legislation (BRAZIL, 2011) of pH between 5 and 9 is satisfied for the NovFloc coagulant, without pH adjustment requeriment, as opposed to the coagulant FeCl₃, which requires pH adjustment before disposal. SWW was treated under suggested conditions for each coagulant investigated and the characterization analyzes results are presented in

Table 6. Additionally total iron analysis for the SWW treated with ferric chloride coagulant ($4.86 \pm 1.20 \text{ mg.L}^{-1}$) was performed and it shows that this treatment obeys satisfactorily the maximum limit established by legislation of 15.00 mg.L^{-1} (BRAZIL, 2011).

Removal (%)	Coagulant	
	NovFloc	FeCl ₃
COD	73.25 ^a ± 0.01	46.32 ^b ± 0.07
Color	96.65 ^c ± 0.96	86.86 ^d ± 0.03
Turbidity	98.94 ^e ± 0.001	84.66 ^f ± 0.03
Phosphorus	98.35 ^g ± 0.02	61.87 ^h ± 0.16
Ammonia Nitrogen	34.24 ^k ± 6.65	6.08 ^l ± 2.36

* Values followed by the same letter in a line do not significantly different at the 95% probability by Tukey test.

Table 6 – Characterization analyzes for SWW samples at the treatment under suggested conditions.

The percentage removal results (Table 6) of COD, color, turbidity, phosphorus and ammoniacal nitrogen indicated that the NovFloc coagulant use for SWW treatment resulted in a significantly higher efficiency for all evaluated parameters than the SWW treated with FeCl₃. NovFloc is an environmental friendly promising and effective alternative to the use of inorganic coagulants.

4 | CONCLUSIONS

Based on the results obtained using NovFloc and ferric chloride as coagulants, the following suggestions may be made for the physical–chemical treatment of a SWW by coagulation. The satisfactory doses of coagulants were 6 mL.L^{-1} and 100 mg.L^{-1} for NovFloc and FeCl₃, respectively. The optimal pH for the coagulants was 7.0 for NovFloc and 4.5 for FeCl₃.

NovFloc is presented as an effective treatment agent for SWW and the use of them increases significantly the coagulation process efficiency compared to ferric chloride, still reducing the amount of coagulant required for the treatment and dispensing the requirement of pH adjustment for SWW disposal after treatment. COD reduction achieves up to 73% with relatively low coagulant dosages while color, turbidity and phosphorous reduction achieves up to 96%. The cationic polyelectrolyte NovFloc was presented as an attractive alternative to the use of ferric chloride for the SWW treatment, without damages to health and environment.

REFERENCES

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9898**: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987.

AFFAM, A. C.; CHAUDHURI, M.; KUTTY, S. R. M.; MUDA, K. UV Fenton and sequencing batch reactor treatment of chlorpyrifos, cypermethrin and chlorothalonil pesticide wastewater. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 93, p. 195- 201, 2014.

ALJUBOORI, A. H. R.; IDRIS, A.; AL-JOUBORY, H. H. R.; UEMURA, Y.; ABUBAKAR, B. S. U. I. Flocculation behavior and mechanism of bioflocculant produced by *Aspergillus flavus*. **Journal of Environmental Management**, v. 150, p. 466–471, 2015.

APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for examination of water and wastewater**. 22nd ed. Washington: American Public Health Association; 2012, 1360 pp. ISBN 978-087553-013-0

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; DÁVILA-ACEDO, M. A. Optimization of the synthesis of a new coagulant from a tannin extract. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, p. 1704–1712, 2011.

BONGIOVANI M. C., KONRADT-MORAES L. C., BERGAMASCO R., LOURENÇO B. S. S. E TAVARES C. R. G. Os benefícios da utilização de coagulantes naturais para a obtenção de água potável. **Acta Scientiarum. Technology**. Maringá, v. 32, n. 2 p. 167-170, 2010.

BRAZIL. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: nov 2013.

BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. **Journal of Environmental Management**, v. 161, p. 287–302, 2015.

CORAL, L. A.; BERGAMASCO, R. R.; BASSETTI F. J. Estudo da Viabilidade de Utilização do Polímero Natural (TANFLOC) em Substituição ao Sulfato de Alumínio no Tratamento de Águas para Consumo. **2nd International Workshop, Advances in Cleaner Production**. São Paulo: 2010.

DE SENA, R. F.; TAMBOSI, J. L.; GENENA, A. K.; MOREIRA, R. F. P. M.; SCHRODER, H. FR.; JOSE, H. J. Treatment of meat industry wastewater using dissolved air flotation and advanced oxidation processes monitored by GC-MS and LC-MS. **Chemical Engineering Journal**, v. 152(1), 151–157, 2009.

EL-GOHARY, F. A.; BADAWY, M. I.; KHATEEB, M. A. EL.; KALLINY, A. S. EL. Integrated treatment of olive mill wastewater (OMW) by the combination of Fenton's reaction and anaerobic treatment. **Journal of Hazardous Materials**, v.162, p. 1536- 1541, 2009.

GRAHAMA, N.; GANGA, F.; FOWLER, G.; WATTS, M. Characterisation and coagulation performance of a tannin-based cationic polymer: A preliminary assessment. **Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects**, v. 327, p. 9–16, 2008.

HAMEED, Y. T.; IDRIS, A.; HUSSAIN, S. A.; ABDULLAH, N. A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater: Chemical composition, performance assessment compared to Polyaluminum chloride, and application in a pilot plant. **Journal of Environmental Management**, v. 184, p. 494 – 503, 2016.

HUANG, H.; SCHWAB, K.; JACANGELO, J. G. Pretreatment for low pressure membranes in water treatment: a review. **Environmental Science and Technology**. v. 43, p. 3011–3019, 2009.

KLIMEK, B.; FIAŁKOWSKA, E.; KOCERBA-SOROKA, W.; FYDA, J.; SOBCHYK, M.; PAJDAK-STÓS, A. The Toxicity of Selected Trace Metals to *Lecane inermis* Rotifers Isolated from Activated Sludge. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 91, p. 330–333, 2013.

MANGRICH, A. S.; DOUMER, M. E.; MALLMANN, A. S.; WOLF, C. R. Química Verde no Tratamento de Águas: Uso de Coagulante Derivado de Tanino de *Acaciamearnsii*. **Revista Virtual de Química**. Vv. XX6(, n. XX1), p. 2–15, 2013-2014.

ORSSATO, F. **Otimização do tratamento de efluente de matadouro e frigorífico de suínos pela eletrofloculação e combinação eletrofloculação/coagulação orgânica**. 103f. Tese (Doutorado). Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2017.

SANCHIS, M. I. A.; SAÉZ, J.; LIORÉNS, M.; SOLER, A.; ORTUÑO, J. F. Particle Size Distribution in Slaughterhouse Wastewater Before and After Coagulation-Flocculation. **Environmental Progress**, v. 22(3), p. 183–188, 2003.

ANÁLISE DA VULNERABILIDADE AMBIENTAL DA BACIA DO RIO DAS FLORES - OESTE DE SANTA CATARINA

Data de aceite: 01/06/2022

Ricardo André Brandão

Pesquisador da UTFPR – Francisco Beltrão
ORCID 0000-0002-0327-2779
<http://lattes.cnpq.br/7408438373085855>

Julio Caetano Tomazoni

Professor do PPGEA – UTFPR – Francisco Beltrão
ORCID 0000-0002-7932-0255
<http://lattes.cnpq.br/7668469379752427>

RESUMO: A Região Oeste do Estado de Santa Catarina foi colonizada com base na extração dos recursos naturais e fixação de divisas, sem planejamento e sem conhecimentos adequados das condições ambientais encontradas no ambiente natural. O planejamento ambiental é uma ferramenta que pode contribuir e auxiliar de forma representativa no desenvolvimento de uma determinada região, considerando a segurança e proteção de áreas que apresentam maior fragilidade ambiental, bem como a delimitação de regiões que apresentam maior potencial da utilização dos recursos naturais. O estudo teve por objetivo avaliar as vulnerabilidades ambientais da bacia hidrográfica do Rio das Flores, localizada na Região Oeste do Estado de Santa Catarina, de forma a estabelecer ações e limitações no uso e ocupação do solo, servindo de base para o planejamento ambiental. O roteiro metodológico foi desenvolvido aplicando-se a metodologia proposta por Crepani (2001), com a atribuição de pesos por meio do método AHP

(SAATY, 1980). Os resultados demonstraram que a Bacia Hidrográfica do Rio das Flores apresenta uma área de 702,9 km², sendo dessas 0,1% vulnerável; 18,1% moderadamente vulnerável; 60% medianamente estável/vulnerável; 21,3 % moderadamente estável e 0,6% estável. Também foram criados cenários de ocupação do solo dos quais resultaram na seguinte hipótese: se a área fosse toda urbanizada ou com solo exposto, caracterizar-se-ia como sendo 25,7% vulnerável; 71,6% moderadamente vulnerável; 2,7% medianamente estável e/ou vulnerável; 0 % moderadamente estável e 0 % estável. Por fim, foram estabelecidas 5 propostas ações com caráter reativo ou preventivo visando a redução da vulnerabilidade ambiental da Bacia Hidrográfica.

PALAVRAS-CHAVE: Vulnerabilidade ambiental; Planejamento ambiental 2; Bacia Hidrográfica do Rio das Flores 3.

ANALYSIS OF THE ENVIRONMENTAL VULNERABILITY OF THE RIO DAS FLORES WATERSHED – WEST OF SANTA CATARINA

ABSTRACT: The west region of Santa Catarina State was colonized based on the extraction of natural resources, without planning or adequate knowledge of environmental conditions found in the natural environment. Environmental planning is a tool that can contribute valuably in the development of a determined region, considering the security and protection of areas with more fragile environments, as well as delimitation of regions with greater potential for use of natural resources. This study aimed to evaluate the

environmental vulnerabilities from Rio das Flores Watershed, located in the west region of Santa Catarina State, in order to establish actions and limitations on land use, serving as a baseline study for environmental planning. The methodology was developed based on studies performed previously by Crespani (2001), with the assignment of weights through the AHP method (SAATY, 1980). The results show Rio das Flores Watershed presents an area of 702.9 km², of which 0.1% is considered vulnerable; 18.1% moderately vulnerable; 60% median stable/vulnerable; 21.3% moderately stable; and 0.6% stable. Additionally, land occupational scenarios were created, resulting in the following theory: if all the land was urbanized or with soil exposure, would be characterized as being 25.7% vulnerable; 71.6% moderately vulnerable; 2.7 median stable and/or vulnerable; 0% moderately stable; and 0% stable. Finally, five action proposals with reactive or preventive features were established, aiming to reduce the environmental vulnerability of the watershed.

KEYWORDS: Environmental vulnerability; Environmental planning 2; Rio das Flores Watershed. 3.

OBJETIVO

Identificar os índices de Vulnerabilidade Ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio das Flores, na Região Oeste do Estado de Santa Catarina, visando o estabelecimento de propostas de ações que possam contribuir com o planejamento ambiental desse sistema hidrográfico.

INTRODUÇÃO

O planejamento ambiental é uma ferramenta que, se bem aplicada, pode contribuir e auxiliar de forma representativa no desenvolvimento de uma determinada região. Seu uso não representa apenas a criação de restrições ambientais, mas sim, a segurança de áreas que apresentam maior fragilidade ambiental e a delimitação de regiões que apresentam maior potencial da utilização dos recursos naturais.

No Brasil, esse tipo de ferramenta tem sido utilizado ainda de forma tímida, considerando o modelo de desenvolvimento histórico e econômico das regiões brasileiras. Dessa forma, um planejamento ambiental adequado pode trazer excelentes resultados e, mais a frente, evitar dispêndio de recursos e energia para corrigir problemas ambientais ou situações que apresentem riscos à população.

O Estado de Santa Catarina apresenta situações semelhantes ao desenvolvimento do Brasil no quesito ocupação do solo, onde propriedades e até cidades sem planejamento ambiental se desenvolveram em áreas com fragilidade ambiental ou em situações que naturalmente apresentavam risco, muitas vezes imperceptíveis, sem uma análise regionalizada.

O Oeste de Santa Catarina é uma região que, como muitas outras, foi colonizada com base da extração dos recursos naturais e fixação de divisas, sem planejamento e sem

conhecimento das condições ambientais encontradas no ambiente natural.

A região foi, antes de tudo, uma mescla que associava, em certos momentos, o desleixo governamental político-administrativo e as contestações territoriais (LINDENMEYER, 2009). O processo colonizador dessa região começou em 1920. Primeiramente, foram feitas concessões pelo governo do Paraná e, mais tarde, pelo governo de Santa Catarina. Neste período, a região era povoada por caboclos e índios, os quais, em virtude da colonização, buscaram se instalar em locais mais distantes (WELTER, 2006).

No princípio, a região apresentava uma formação paisagística caracterizada pela densidade da Floresta Ombrófila Mista, tendo como principal elemento o pinheiro (*Araucária Angustifolia*) e a erva-mate (*Ilex Paraguariensis*) (LINDENMEYER, 2009).

A Bacia Hidrográfica do Rio das Flores é integrante da Região Hidrográfica 01 e é gerida pelo Comitê de Bacias do Rio das Antas. Segundo o Comitê de Bacias do Rio das Antas, a bacia do Rio das Flores abrange uma área de 702,90 km² integrando 10 municípios catarinenses, sendo eles Bandeirante, Belmonte, Descanso, Dionísio Cerqueira, Guarujá do Sul, Guaraciaba, Paraíso, Princesa, São José do Cedro e São Miguel do Oeste. O Rio das Flores é formado por 1.593 nascentes e integra 5 regiões urbanizadas.

Nas áreas urbanizadas, além da ocupação urbana, ocorre a presença de atividades industriais, sendo, principalmente, as atividades de agroindústrias, metalúrgicas, produtos para a construção civil, entre outras.

Já nas áreas rurais, as principais atividades na bacia estão vinculadas à criação de animais (gado de leite, gado de corte, suinocultura e avicultura). Quanto aos cultivos, é observado com maiores índices os cultivos permanentes como laranja, tangerina e uva, e temporários com milho, trigo e soja.

Portanto, o objetivo deste estudo é avaliar as vulnerabilidades ambientais da bacia hidrográfica do Rio das Flores, localizada na Região Oeste do Estado de Santa Catarina, de forma a estabelecer as limitações e potencialidades no uso e ocupação do solo, servindo de base para o planejamento ambiental orientado, visando a conservação ambiental e a redução de riscos naturais na região de estudo.

METODOLOGIA

O desenvolvimento da metodologia foi realizado em quatro etapas conforme apresentado na figura I, sendo divididos em obtenção de dados, processamento dos dados, fase de diagnóstico e a elaboração de proposta de ações.

Na fase de obtenção de dados, foram utilizadas bases cartográficas georreferenciadas para a delimitação da Bacia Hidrográfica e dos seguintes mapas temáticos: Geologia, Geomorfologia, Solos, Vegetação e Precipitação, com base nos mapas extraídos das fontes apresentadas na tabela I.

Informação	Dados	Fonte	Escala
Delimitação da bacia hidrográfica	Ottobacias das Unidades Hidrográficas	Agência Nacional de Águas	1:10.000
Mapeamento Geológico	Mapa Geológico do estado de Santa Catarina	CPRM - Serviço Geológico do Brasil	1:500.000
Mapeamento Geomorfológico	Modelo Digital do Terreno - Topodata	Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)	90 x 90
Mapeamento de solos	Mapa de Solos do Brasil	Embrapa	1:250.000
Mapeamento da Vegetação	Imagem do satélite Landsat 8	Projeto MAPBiomás	30 x 30
Mapeamento das precipitações	Intensidade Pluviométrica Mensal	Epagri/CIRAM	1:500.000

Tabela I: Dados extraídos para geração dos mapas.

Fonte: O autor.

Em seguida, foram realizados os processamentos e atribuição dos índices de vulnerabilidade ambiental para cada área temáticas, conforme Crepani (2001). A determinação dos pesos de influência das variáveis no índice de vulnerabilidade, foram obtidos por meio do método Analytic Hierarchy Process (AHP) proposto por (Saaty, 1986), com o uso de uma escala fundamental.

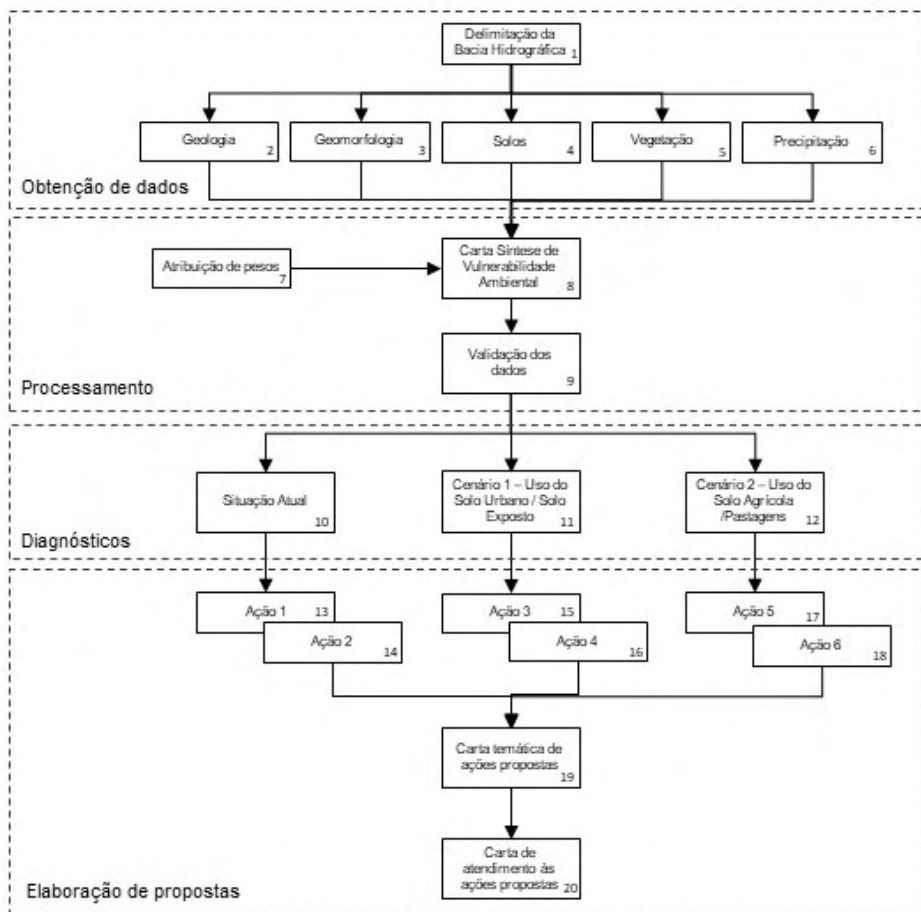


Figura I: Diagrama de fluxo do roteiro metodológico.

Fonte: Autor.

A AHP é uma teoria geral de medição. É usada para derivar escalas de proporção a partir de comparações discretas e contínuas emparelhadas. Essas comparações podem ser extraídas de medições ou a partir de uma escala fundamental que reflete a força relativa de cada variável (SAATY, 1986).

Para possibilitar a modelagem em AHP foi realizada a comparação pareada com a elaboração de uma escala fundamental a partir da intensidade de importância.

A análise em questão foi desenvolvida por meio da escala fundamental desenvolvida pelo autor utilizando a escala de valores proposta do Satty (1997), conforme tabela II e, após essa avaliação, foram aplicadas as fórmulas do algoritmo AHP para obtenção do vetor de pesos e Razão de Consistência (RC). Alguns testes e ajustes no julgamento dos critérios foram feitos na matriz de pesos até se chegar a um RC aceitável.

	A	B	C	D	E	
A	1	1/7	1/7	1/8	1/2	Sendo: A: Geologia B: Geomorfologia C: Solos D: Uso do Solo E: Precipitação
B	7	1	2	1/4	7	
C	7	1/2	1	1/3	7	
D	8	4	3	1	7	
E	2	1/7	1/7	1/7	1	

Tabela II: Comparação pareada dos critérios avaliados (escala fundamental) no estudo de vulnerabilidade ambiental.

Fonte: Autor.

De acordo com Saaty (1991), as prioridades médias locais dos elementos comparados na matriz de julgamento podem ser obtidas por meio de operações matriciais, calculando-se o principal autovetor da matriz e normalizando-o em seguida.

Conforme Ribeiro (2016), o resultado obtido em cada linha corresponde ao total percentual relativo de prioridades ou preferências em relação ao foco objetivo imediato. O vetor de prioridades resultante é chamado autovetor da matriz, e a somatória de seus elementos é igual a 1. Após o cálculo das prioridades locais em relação a cada nó imediatamente superior, foi realizado o cálculo da consistência de tais julgamentos. Ainda, segundo Saaty (1991), caso o CR calculado seja inferior ou igual a 0,10, a matriz de julgamento é considerada consistente. Caso contrário, a matriz é considerada inconsistente, e o julgamento deve ser refeito. No cálculo em questão, o índice de consistência da análise resultou em 8,1%, dessa forma o julgamento foi considerado como consistente e gerando a matriz de prioridades e pesos (Tabela III).

Ordem de prioridade	Variável	Atribuição de pesos
1	Vegetação	48,8%
2	Geomorfologia	24,2%
3	Solos	19,1%
4	Precipitação	4,5%
5	Geologia	3,4%

Tabela III: Ordem de prioridade e atribuição de pesos obtidas com o uso do método AHP.

Fonte: Autor.

Com o uso do algoritmo AHP possibilitou-se determinar os pesos, indicando a ordem das variáveis de maior importância (prioridade).

A Carta Síntese de Vulnerabilidade ambiental foi elaborada por meio da álgebra raster, com uso do software QGis, sendo utilizada a média do índice de vulnerabilidade atribuída às variáveis Geologia (G), Geomorfologia (R), Solos (S), Vegetação (Vg) e Clima (C), sendo aplicada a equação (I).

$$\text{Vulnerabilidade} = 0,488x(\text{Vegetação}) + 0,242x(\text{Geomorfologia}) + 0,191x(\text{Solos}) + 0,045x(\text{Precipitação}) + 0,034x(\text{Geologia}) \quad (\text{Equação I})$$

Com a Carta de Vulnerabilidade Ambiental, foram montados três cenários, sendo o Cenário Atual com o uso da própria carta síntese, com o uso e ocupação do solo do ano de 2018; Cenário 1, com o intuito de obter a situação extrema de vulnerabilidade ambiental da bacia, onde foi recalculada a carta síntese, tendendo como a ocupação urbanizada e por solo exposto em toda a bacia; Cenário 2, com o intuito de obter a situação regular de vulnerabilidade ambiental da bacia, onde foi recalculada a carta síntese, entendendo como ocupação o uso agrícola e pastagem em toda a bacia hidrográfica.

Para a elaboração das propostas, foi estabelecido um critério de Vulnerabilidade Ambiental para o cenário real e para os dois cenários hipotéticos, sendo as ações apresentadas na tabela IV. Essas ações foram divididas em regiões urbanizadas e regiões de ocupação rural, sendo elaboradas a partir do julgamento de uma melhoria na condição ambiental da bacia, associando a todas as temáticas avaliadas.

As ações foram desenvolvidas com caráter orientativo para fins de elaboração de políticas públicas associadas as condições ambientais da bacia hidrográfica, conforme Tabela IV.

Cenário	Critério de Vulnerabilidade	Ocupação	Código das Ações	Ações
Cenário Real	≥ 2,6	Urbana	1	Desenvolver estudos específicos para estabelecer medidas de segurança Inibir o desenvolvimento urbano Inibir o corte de vegetação nas áreas vegetadas Estimular o plantio de vegetação em áreas não vegetadas
		Rural	2	Controle de segurança da barragem e das margens à montante.
Cenário 1	≥ 2,6	Urbana	3	Inibir o desenvolvimento urbano Inibir o corte de vegetação nas áreas vegetadas Estimular o plantio de vegetação em áreas não vegetadas
		Rural	4	Desestimular o corte de vegetação nas áreas vegetadas Estimular o plantio de vegetação em áreas não vegetadas
Cenário 2	≥ 2,2	Urbana	5	Sem ações previstas (atendido pelos outros critérios)
		Rural	6	Inibir o corte de vegetação nas áreas vegetadas Estimular o plantio de vegetação em áreas não vegetadas

Tabela IV: Critérios para estabelecimento de proposta de ações para a Bacia Hidrográfica do Rio das Flores.

Fonte: O autor.

Para análise das áreas urbanas delimitou-se um distanciamento de 1 km além das áreas urbanas consolidadas atualmente. Tal região apresenta maior probabilidade de futuros parcelamentos do solo urbano e implantação de infraestruturas, sendo que muitas já estão previstas no prolongamento da mancha urbana dentro dos próprios planos diretores municipais. Dessa forma, as medidas com restrições têm grande possibilidade de aplicação, evitando a amplificação de problemas futuros.

RESULTADOS

A Bacia Hidrográfica do Rio das Flores apresenta uma área de 702,90 km² e possui como principais afluentes os rios Cambuim, Famoso e Índio e os Lajeados do Cedro, Barulho, Bandeirante, Gramado, Lagarto, Arroio Liso, Sanga do Tatu e Vacaria.

O Rio das Flores possui sentido de escoamento predominantemente do Norte para o Sul, estando localizado próximo à porção oeste da bacia hidrográfica, sendo a porção leste da bacia responsável por grande parte da drenagem natural.

A Bacia Hidrográfica apresenta, no total, 1.593 nascentes e, aproximadamente, 1.549,50 km de extensão, somando-se todos os trechos de drenagem.

O mapa “Síntese de Vulnerabilidade” apresentou resultados consistentes propiciando uma visão mais ampla da bacia como um todo. Ademais, considerou um total de variáveis e relevância, que, se analisadas isoladamente, poderiam apresentar apenas situações mais pontuais para os temas avaliados.

Os resultados demonstraram que a bacia hidrográfica apresenta uma maior relevância para a classificação Medianamente Estável/Vulnerável, com predominância de 60 % da área da bacia sendo uma área de 421,43 km². Esse fato pode ser efetivamente identificado em grande parte da bacia, sendo que a ocupação do solo tem sido intensa para o desenvolvimento da agricultura e pastagens que, apesar de representar uma ação antrópica, a mesma ainda tem capacidade de conter o solo em virtude da vegetação e enraizamento das camadas de solo.

As regiões consideradas estáveis representam 0,6% da área da bacia, compreendendo 4,18 km² e são compostas basicamente por áreas vegetadas associadas a baixa ou média declividade ocorrendo com maior predominância nas áreas rurais dos municípios de Guarujá do Sul e Dionísio Cerqueira. Por outro lado, as áreas consideradas como vulneráveis representam 0,1% da área da Bacia, compreendendo uma área de 0,44 km², e estão associadas às áreas com maiores declividades e uso do solo geralmente urbano ou regiões com solo exposto, sendo esses vinculados diretamente à ação antrópica.

As maiores vulnerabilidades (Figura II) foram identificadas nas regiões urbanizadas dos municípios de São Miguel do Oeste, Guaraciaba e, em maior predominância, nas áreas urbanizadas do município de São José do Cedro. Esses resultados demonstram que medidas reativas e preventivas devem ser aplicadas para garantir a segurança e qualidade de vida da população, sendo que, sugere-se aos municípios que incluam essas áreas como prioridade no planejamento ambiental municipal.

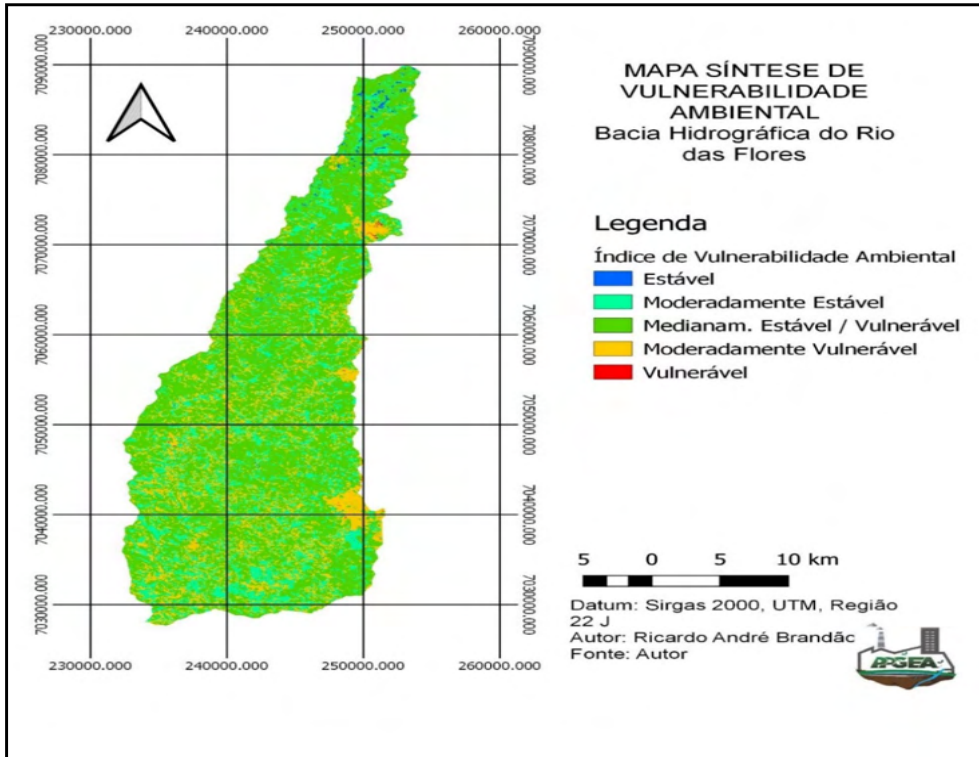


Figura II: Mapa Síntese de Vulnerabilidade Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio das Flores.

Fonte: O autor.

Também nas áreas rurais verificou-se alguns pontos isolados com alta vulnerabilidade, associados a alta declividade e a presença de uso do solo exposto, sendo importante também a aplicação de medidas para garantir a segurança e estabilidade das áreas (Vide Tabela V).

Vulnerabilidade (Crepani et al, 2001)	Área (km ²)	Porcentagem (%)
Estável	4,18	0,6
Moderadamente Estável	149,45	21,3
Medianamente Estável/Vulnerável	421,43	60,0
Moderadamente Vulnerável	127,36	18,1
Vulnerável	0,44	0,1
Total	702,9	100,0

Tabela V: Classificação do índice de Vulnerabilidade Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio das Flores.

Fonte: O autor.

Nas áreas rurais ficou visível que as áreas Vulneráveis e Moderadamente Vulneráveis acompanham os cursos de água, tendo em vista que, a bacia do Rio das Flores apresenta cursos de água em regiões mais profundas estando associada a declividade próximo ao leito dos rios, fator esse que demonstra uma necessidade maior de proteção das áreas ciliares dos cursos de água.

As áreas com maiores declividade foram evidenciadas nos rios principais, em especial na região de jusante da bacia, assumindo valores de vulnerabilidade mais altos.

A elaboração de cenários hipotéticos foi realizada para fins de avaliar situações extremas associadas ao desenvolvimento das atividades da bacia hidrográfica. Para tal, foram criados dois cenários onde foi recalculada a vulnerabilidade ambiental, variando o uso do solo. No primeiro cenário hipotético aplicou-se na camada de vegetação o índice “3,0”, entendendo que toda a bacia hidrográfica fosse transformada para área urbanizada ou solo exposto, tornando possível, dessa forma, avaliar uma condição extrema de ocupação do uso do solo na bacia.

Já no segundo cenário hipotético aplicou-se na camada de vegetação o índice “2,0”, entendendo que toda a bacia seria ocupada por agricultura e pastagens, com objetivo de avaliar a influência de ocupação rural, desmatamentos ocorridos para abertura de novas terras para agricultura e pastagens.

O mapa síntese de ações propostas (figura III) foi elaborado com base nos critérios estabelecidos na tabela 9, constante no item 3.3.12, por meio do processamento rasters.

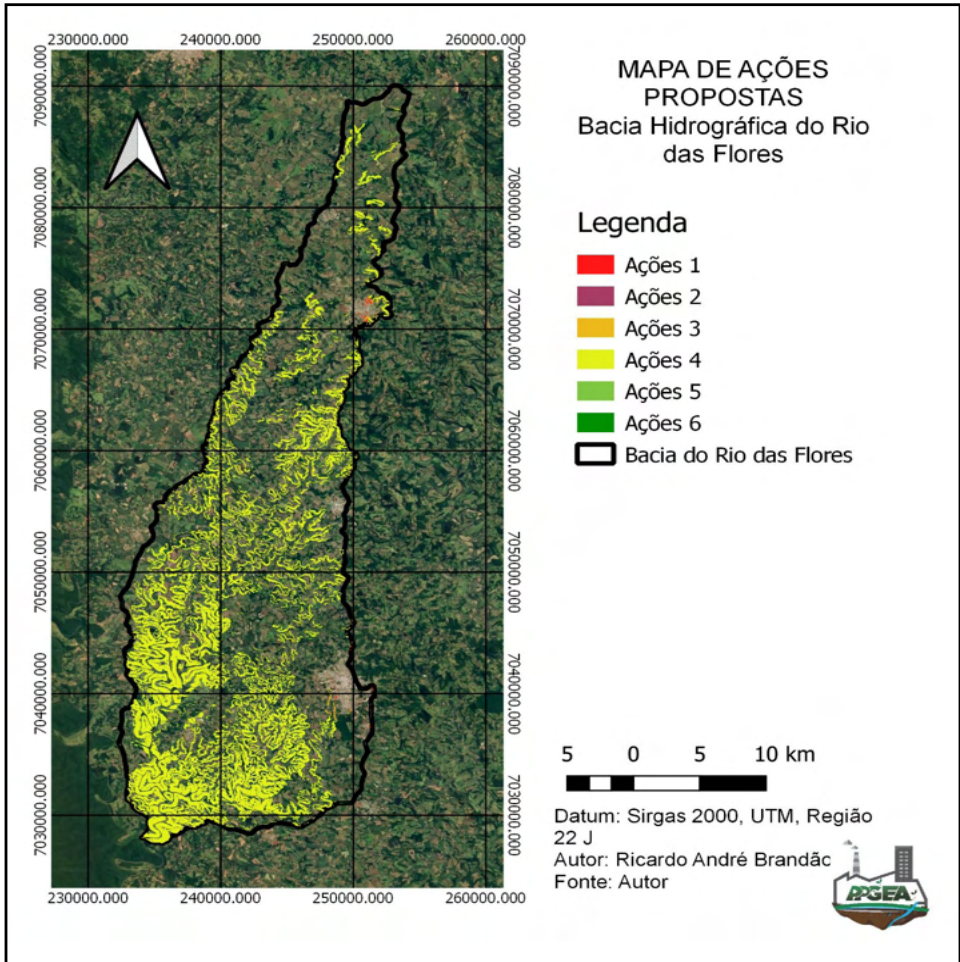


Figura III: Mapa Síntese de ações propostas para a Bacia Hidrográfica.

Fonte: O autor.

No estabelecimento das ações delimitou-se que a ação 1 seria proveniente das áreas urbanas que, atualmente, foram classificadas com Vulnerabilidade. A aplicabilidade dela seria em pontos específicos na área urbana dos municípios de São José do Cedro (figura IV), São Miguel do Oeste (figura V) e Guaraciaba (figura VI) com área de abrangência de 28,4 hectares.

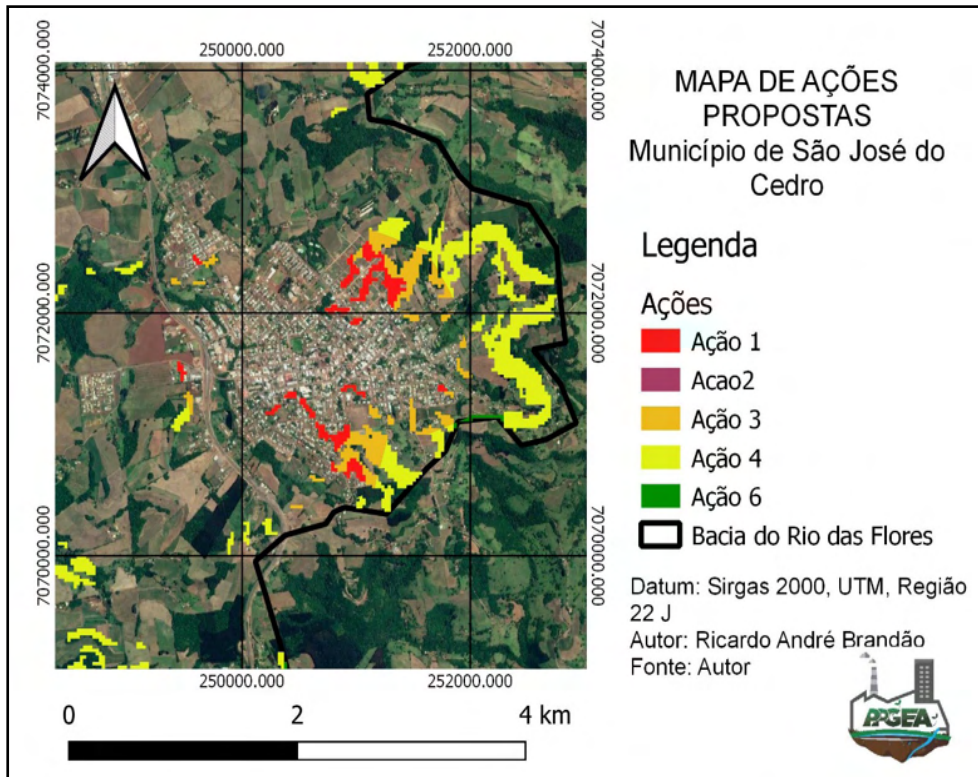


Figura IV: Mapa Síntese de ações para a área urbana do município de São José do Cedro - SC.

Fonte: O autor.

Com base nas ações 1, foram propostas medidas de caráter reativos as ações ocorridas, sendo identificada a necessidade de se estabelecer estudos específicos para avaliar a real situação de segurança e de riscos ambientais dessas áreas, de forma a verificar quais medidas de infraestrutura e engenharia podem ser aplicadas para reduzir os riscos ambientais provocados na área, também foi sugerido inibir a continuidade do desenvolvimento urbano nessas áreas, bem como o corte de vegetação nativa nas faixas existentes. Outra medida importante seria estimular, nessas regiões, o plantio de vegetação nativa e protetiva do solo, de forma que essa alteração no uso do solo reduziria o nível de Vulnerabilidade para índices mais aceitáveis.

A ação 1 apresenta uma área de abrangência relativamente pequena, outrossim, é uma das propostas de mais difícil implementação, tendo em vista que sua aplicação ocorre basicamente em área urbana consolidada, a qual possui um grande valor e impacto econômico se comparados com as áreas rurais.

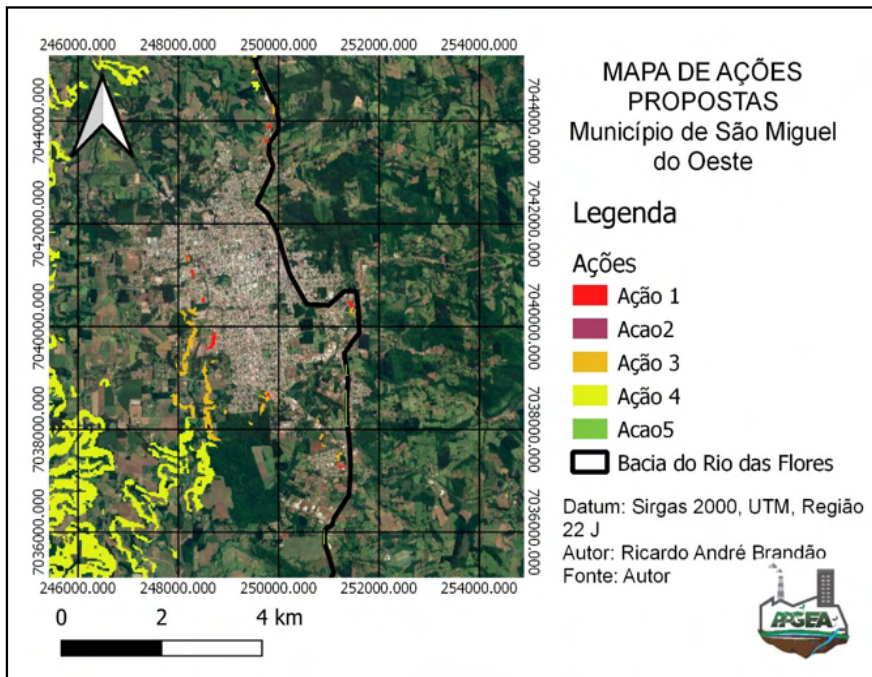


Figura V: Mapa Síntese de ações para a área urbana do município de São Miguel do Oeste - SC.

Fonte: O autor.

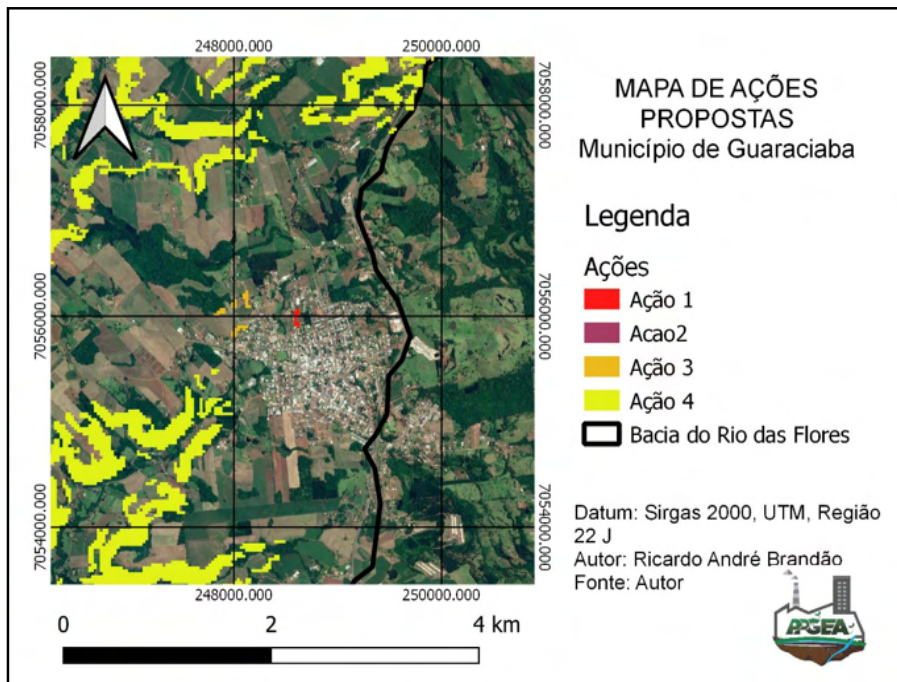


Figura VI: Mapa Síntese de ações para a área urbana do município de Guaraciaba - SC.

Fonte: O autor.

Ainda, considerando a situação atual da bacia, foi proposta a ação 2, aplicável à área rural, a qual representa uma área geograficamente pequena, de aproximadamente 8 hectares, estando associada à declividade na borda do reservatório da PCH do Rio das Flores, sendo proposto, nesse caso, controle de segurança da barragem e das margens a montante da mesma.

A ação 3, por sua vez, apresenta uma representatividade maior para as áreas urbanas, com uma abrangência de 113 ha, localizadas principalmente nos municípios de São José do Cedro, Guaraciaba e São Miguel do Oeste, sendo áreas que apresentam uma classificação moderadamente vulnerável, porém, no caso de ocorrer uma urbanização ou exposição do solo, chegariam a níveis mais extremos de vulnerabilidade. Essas áreas representam, atualmente, áreas vegetadas existentes nas regiões urbanas consolidadas, e nas regiões de bordas das áreas urbanas, em até 1km de borda da mancha urbana atual. Em caráter preventivo, foi proposto que, nessas áreas, seja inibido o desenvolvimento urbano, bem como inibido o corte de vegetação em áreas já vegetadas, estimulado o plantio de vegetação nativa como forma protetiva do solo.

Seguindo essa mesma tendência preventiva e, proveniente do cenário de uso mais extremo do solo, aplicável a área rural, foi criada a ação 4, que representou a ação de maior abrangência na bacia hidrográfica, com uma área geográfica de 17.658 hectares. Essa ação apresenta distribuição pelas áreas rurais de todos os municípios da bacia, sendo que a maior predominância está nas regiões a jusante da bacia, em especial, nos municípios de Paraíso, Bandeirante e Belmonte. Por se tratar de uma ocupação extrema, foi proposto, em caráter preventivo, a inibição do possível desenvolvimento urbano nessas áreas, bem como o corte de vegetação nativa nas faixas existentes. Outra medida importante seria estimular, nessas regiões, o plantio de vegetação nativa e protetiva do solo, de forma que essa alteração no uso do solo reduzisse o nível de Vulnerabilidade para índices mais aceitáveis.

A proposta da ação 5 acabou por não apresentar resultado, tendo em vista que a sua aplicabilidade estava relacionada com o uso do solo inferior ao atual, não gerando resultado e ainda sendo suprido pelas ações anteriores.

Por fim, considerando o cenário 2, associados a área rural e, entendendo que toda a bacia seria ocupada por agricultura e pastagens, foi criada a ação 6, a qual abrangeu uma área de 1.048 hectares, porém, a mesma foi suprida pela ação 4, mas pode também ser entendida com uma proposta inicial de redução da vulnerabilidade, sendo em caráter preventivo. Estabeleceu-se, como medida, a inibição do corte de vegetação e estimulação para o plantio de vegetação nativa nas áreas selecionadas.

Para fins de avaliação do atual atendimento, as ações propostas foram estabelecidas por meio da situação real e cenários hipotéticos, sendo os mesmos divididos para área urbana e rural. Outrossim, observou-se que parte das regiões identificadas nos cenários hipotéticos, quando em comparação com a situação atual, já atendiam as condições

estabelecidas devido a presença de vegetação, tanto que nas ações é mencionado sobre inibir a supressão de vegetação.

Para cada região delimitada para aplicação das ações, foi elaborado um comparativo com as áreas que estão vegetadas, sendo essas entendidas como atendimento a proposta, conforme apresentado na figura VII e quantificado na tabela 19.

Ações	Áreas de abrangência da ação (ha)		Porcentagem de atendimento da proposta
	Proposta	Atendida	
1	28,4	0,5	2%
2	8,0	0,5	6%
3	113,0	19,0	17%
4	17.658,0	6.337,0	36%
5	0,0	0,0	0%
6	1.048,0	567,9	54%

Tabela VI: Áreas de abrangência das propostas de ações e comparativo de atendimento das propostas.

Fonte: O autor.

A ação 1 apresenta uma abrangência de 28,4 hectares, sendo que desses, 0,5 hectares apresentam vegetação. Dessa forma, entende-se que 2% da área apresenta atendimento a proposta. Já a ação 2 apresenta uma abrangência de 8,0 hectares, sendo 0,5 hectares atendidos, entendendo-se que 6% da proposta está atendida.

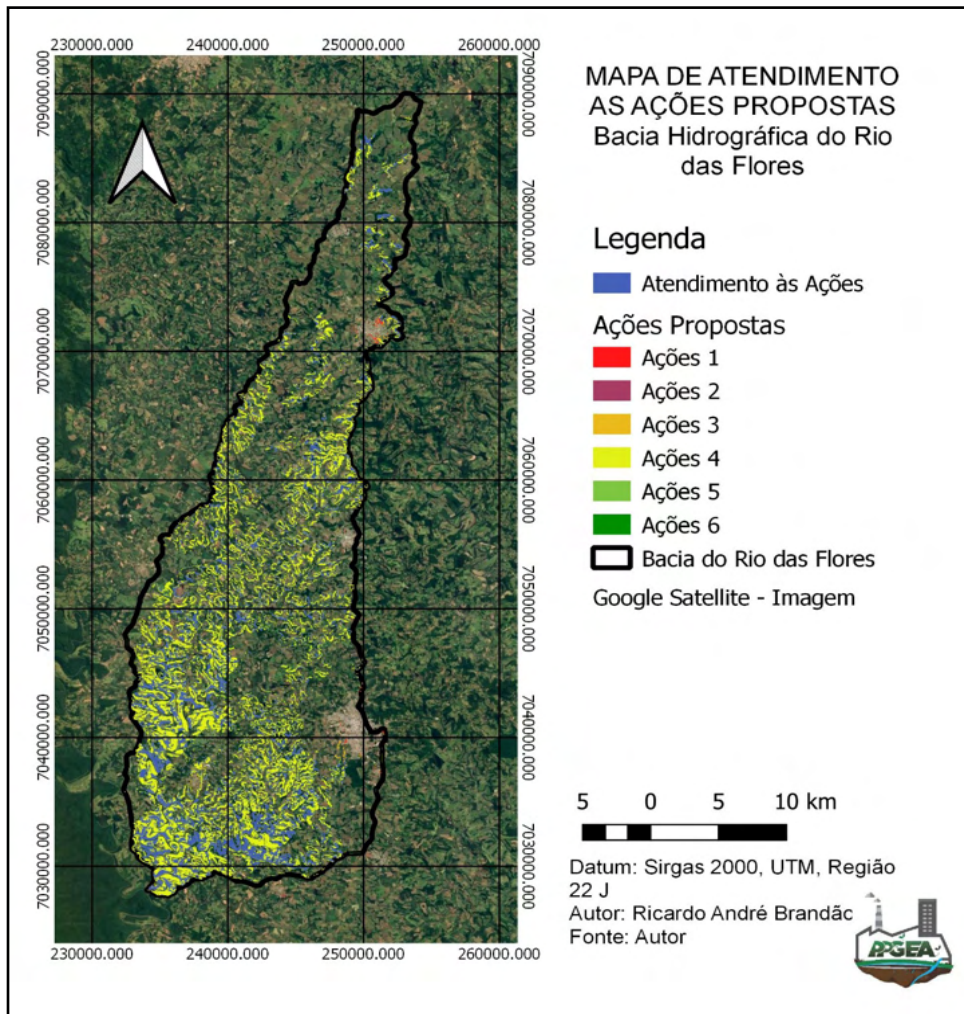


Figura VII: Mapa de Atendimentos as ações propostas.

Fonte: O autor.

Já as propostas 3, 4 e 6 somatizam áreas mais representativas, sendo atendidas as porcentagens de 17%, 36% e 54%, respectivamente.

A área de maior abrangência está vinculada na ação 4, a qual apresentou um bom resultado inicial de atendimento, equivalente a 36%. Isso ocorre em virtude dessas regiões apresentarem dificuldade para a implantação de agricultura mecanizada.

CONCLUSÃO

O estudo apresentou, de forma sistemática, a necessidade de uma gestão adequada no uso e ocupação do solo da Bacia Hidrográfica do Rio das Flores, tendo como base as

propostas apresentadas e os resultados da análise ao atendimento a tais propostas.

A bacia hidrográfica é responsável por grande parte da produção agrícola do extremo oeste catarinense, sendo de grande importância a aplicação de medidas para fins de preservação da mesma.

Quanto a metodologia aplicada, pode-se observar que a mesma foi válida e sua aplicação pode contribuir para fins de planejamento regional ambiental, tendo em vista que apresentou resultados representativos, de forma rápida e com baixo custo, utilizando recursos técnicos disponíveis gratuitamente.

REFERÊNCIAS

CREPANI, E.; HERNANDEZ FILHO, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: INPE, 2001. Disponível em: <<http://sap.ccst.inpe.br/artigos/CrepaneEtAl.pdf>>.

LINDENMEYER, P. M. Colonização e devastação no planalto oeste catarinense. In: **Revista Santa Catarina Em História**. V. 1. N. 2. 2009.

RIBEIRO, Maria Celeste de Carvalho Ressiguiier; DA SILVA ALVES, Alex. **Aplicação do método Analytic Hierarchy Process (AHP) com a mensuração absoluta num problema de seleção qualitativa**. *Sistemas & Gestão*, v. 11, n. 3, p. 270-281, 2016.

SAATY, T. L (1980). **The Analytic Hierarchy Process**. N. York, USA: McGraw-Hill

WELTER, Liane. **O espaço geográfico do oeste catarinense e sua cartografia ambiental**. 2006. Dissertação (Mestrado em Geografia Humana), Programa de Pós-Graduação em Geografia Humana, Universidade de São Paulo – USP, São Paulo: 2006.

A RELAÇÃO ENTRE A FONTE E POTABILIDADE DA ÁGUA DAS ESCOLAS, A SAÚDE E O DESENVOLVIMENTO ESCOLAR DE ESTUDANTES DE 13 A 17 ANOS NAS UNIDADES FEDERATIVAS E NAS GRANDES REGIÕES BRASILEIRAS

Data de aceite: 01/06/2022

Data de submissão: 05/04/2022

Lívia Pita Corrêa

Universidade Estadual do Norte Fluminense
Darcy Ribeiro
Campos dos Goytacazes – Rio de Janeiro
<http://lattes.cnpq.br/7568556318733164>

RESUMO: O consumo de água não tratada ou de baixa qualidade pode vir a causar doenças ao ser humano, sendo prejudicial à saúde e interferindo no desenvolvimento escolar. Partindo desse pressuposto, o presente estudo teve como objetivo levantar os dados de potabilidade, da fonte de água das escolas, o estado de saúde e o índice de desenvolvimento da educação de estudantes de 13 a 17 anos no ano de 2019, nas Unidades Federativas e nas Grandes Regiões Brasileiras, para saber como anda a qualidade da água das escolas desses estudantes, a saúde e o desenvolvimento escolar dos mesmos. Para isso, foram utilizados dados do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) e do Inep (Instituto Nacional de Estudos e Pesquisas Educacionais Anísio Teixeira) do ano de 2019 para gerar mapas que representam o percentual de estudantes de 13 a 17 anos em escolas que informaram possuir água potável, em escolas segundo a sua fonte de abastecimento de água, em escolas cuja água foi testada quanto a sua potabilidade nos 12 meses anteriores à pesquisa do IBGE, por autoavaliação do estado

de saúde e pela pontuação no Ideb (Índice de Desenvolvimento da Educação Básica). Como resultado foi possível observar que os estudantes de 13 a 17 anos em escolas com baixa potabilidade da água, apresentaram um estado de saúde que variou de regular a ruim ou muito ruim, apresentando também um baixo desenvolvimento escolar. Os piores resultados encontrados foram nas Regiões Norte e Nordeste do Brasil e nas Unidades Federativas do Amapá e Pará.

PALAVRAS-CHAVE: Saneamento na escola, Potabilidade da água, Saúde do escolar.

THE RELATIONSHIP BETWEEN SCHOOLS' WATER SOURCE AND POTABILITY, HEALTH AND SCHOOL DEVELOPMENT OF STUDENTS 13 TO 17 YEARS OLD IN FEDERATIVE UNITS AND IN GREAT BRAZILIAN REGIONS

ABSTRACT: The consumption of untreated or low quality water can cause diseases to human beings, being harmful to health and interfering with school development. Based on this assumption, the present study aimed to collect data on potability, water source of schools, health status and the education development index of students aged 13 to 17 years in 2019, in the Federative Units and in the Major Brazilian Regions, to find out how the water quality of these students' schools is doing, their health and school development. For this, data from IBGE (Brazilian Institute of Geography and Statistics) and Inep (National Institute of Educational Studies and Research Anísio Teixeira) for the year 2019 were used to generate maps that represent

the percentage of students aged 13 to 17 in schools who reported having potable water, in schools according to their water supply source, in schools whose water was tested for potability in the 12 months prior to the IBGE survey, by self-assessment of their health status and by the score on the IDEB (Index of Development of Basic Education). As a result, it was possible to observe that students from 13 to 17 years old in schools with low potability of water, presented a health status that varied from regular to bad or very bad, also presenting a low school development. The worst results were found in the North and Northeast regions of Brazil and in the Federative Units of Amapá and Pará.

KEYWORDS: Sanitation at school, Water potability, School health.

1 | INTRODUÇÃO

A água é um bem essencial à vida, o acesso a água potável e ao esgotamento sanitário é um direito básico para que o ser humano possa se desenvolver e ter uma boa saúde, sendo este o sexto Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS, 2022). O acesso a água potável também é essencial para o desenvolvimento econômico e social de toda uma nação, pois pode economizar tempo para buscar água, permitindo que as crianças frequentem a escola valorizando assim a dignidade humana (FUKUDA, NODA, & OKI, 2019).

A água quando não tratada torna-se um veículo capaz de transmitir uma série de agentes patogênicos e substâncias nocivas, influenciando diretamente na saúde da população (SINGH; KASHYAP; PANDEY, 2021). Indivíduos de baixa resistência como as crianças são os principais alvos dessas doenças, que podem causar desde a falta de atenção, o abandono escolar e até a morte (DE SOUZA, DOS SANTOS ZEFERINO, & SERBENT, 2018).

A Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021 estabelece que a água para consumo humano deve ser potável cuja finalidade é ingestão, preparação de alimentos e à higiene pessoal, independentemente da sua origem (BRASIL, 2021a). Visando a importância de garantir o abastecimento de água em condições apropriadas ao consumo e o esgotamento sanitário nas unidades escolares públicas municipais, estaduais e distritais da educação básica do campo, indígenas e quilombolas, localizadas na zona rural, a Resolução nº 02, de 20 de abril de 2021, dispõe sobre os critérios para destinação de recursos financeiros, nos moldes operacionais e regulamentares do Programa Dinheiro Direto na Escola (BRASIL, 2021b).

Há uma relação direta entre água, saúde e educação, a falta de acesso a água potável irá inviabilizar uma boa saúde e conseqüentemente irá afetar no acesso à escola e no desenvolvimento escolar, conforme mostra um estudo realizado por Ruiz-Díaz *et al.* (2017), em duas comunidades rurais na costa caribenha da Colômbia, em que os casos relatados de diarreia estavam associados a baixos níveis de educação e a um abastecimento de água impróprio para consumo.

Por isso a importância de uma água potável no ambiente escolar, cuja principal finalidade é o preparo de refeições, sucos, higienização de utensílios e instalações, além do consumo direto através dos bebedouros (FIORVANTI *et al.*, 2020).

A água quando proveniente do abastecimento de água para consumo da escola, possui um tratamento adequado para torná-la potável e para que possa ser fornecida coletivamente por meio da rede de distribuição (BRASIL, 2020).

O censo escolar de educação básica de 2016 informa que 96,3% das escolas possuíam abastecimento de água, mas a rede pública de abastecimento chegava apenas a 72% das escolas, nesse mesmo censo mostra que em 2016 haviam 15,3 milhões de matrículas nos anos iniciais do ensino fundamental no país e dentre esse valor, 88,3% dos alunos que estudavam em escolas rurais, as escolas não possuíam abastecimento de água, o que mostra a precariedade das escolas públicas e rurais no país quanto ao acesso a uma água de qualidade (BRASIL, 2022).

Partindo deste cenário, este artigo buscou levantar e discutir os dados que mostram a potabilidade e a fonte de água das escolas brasileiras frequentadas por estudantes de 13 a 17 anos no ano de 2019, para saber como anda a qualidade da água das escolas desses estudantes, pois a potabilidade da água, a saúde e a educação estão diretamente relacionadas, sendo assim, a garantia de uma água potável irá garantir uma boa saúde e conseqüentemente um bom desempenho escolar desses estudantes (RUIZ-DÍAZ *et al.*, 2017; DE SOUZA, DOS SANTOS ZEFERINO, & SERBENT, 2018).

2 | METODOLOGIA

A pesquisa aqui apresentada é uma pesquisa quantitativa que busca mostrar a fonte, a qualidade da água das escolas, o desempenho escolar e a saúde de estudantes de 13 a 17 anos nas Unidades Federativas e nas Grandes Regiões Brasileiras, para saber se os estudantes em escolas em condições mais precárias de saneamento, apresentarão piores condições de saúde e conseqüentemente um desempenho escolar mais baixo.

Para isso foram utilizados dados do IBGE de Saneamento e Higiene da Escola (IBGE, 2021) referentes ao ano de 2019, que mostram o percentual de estudantes de 13 a 17 anos em escolas que informaram possuir água potável, em escolas que utilizam diversas fontes de água e em escolas cuja a água foi testada quanto a sua potabilidade, segundo as Unidades Federativas e as Grandes Regiões Brasileiras.

Para obter os dados referentes ao desempenho escolar desses estudantes, foi utilizado o banco de dados do Ideb (INEP,2022) do ano de 2019 para o 8º e 9º ano do ensino fundamental e o 3º ano do ensino médio, segundo as Unidades Federativas e as Grandes Regiões Brasileiras. É importante destacar que essas séries foram as escolhidas, pois a faixa etária dos estudantes pertencentes a elas varia entre os 13 e 17 anos, o que corresponde ao grupo de estudantes do presente trabalho.

Os dados das condições de saúde dos estudantes foram obtidos pelo banco de dados do IBGE da Pesquisa Nacional de Saúde (IBGE, 2022) referentes ao ano de 2019, onde mostra o percentual de estudantes de 13 a 17 anos por autoavaliação do estado de saúde, segundo as Unidades Federativas e as Grandes Regiões Brasileiras.

É importante destacar que foram escolhidos os dados do ano de 2019 para o presente estudo, por serem os dados mais recentes disponíveis. E para uma melhor exposição dos mesmos, foram gerados mapas através de um software de geoprocessamento denominado QGIS.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 1 representa o mapa do percentual de estudantes de 13 a 17 anos em escolas que informaram possuir água potável, segundo as Unidades Federativas e as Grandes Regiões Brasileiras no ano de 2019, como é possível observar, as Unidades Federativas com o percentual mais baixo de estudantes de 13 a 17 anos em escolas que informaram possuir água potável foram: Amazonas, Pará, Roraima, Amapá e Pernambuco, possuindo os respectivos valores: 88,6%, 90,3%, 92,7%, 93,0% e 93,1%. O que faz com que a Região Norte (Figura 1) apresente um valor de 92%, o percentual mais baixo de estudantes em escolas que informaram possuir água potável por Região.

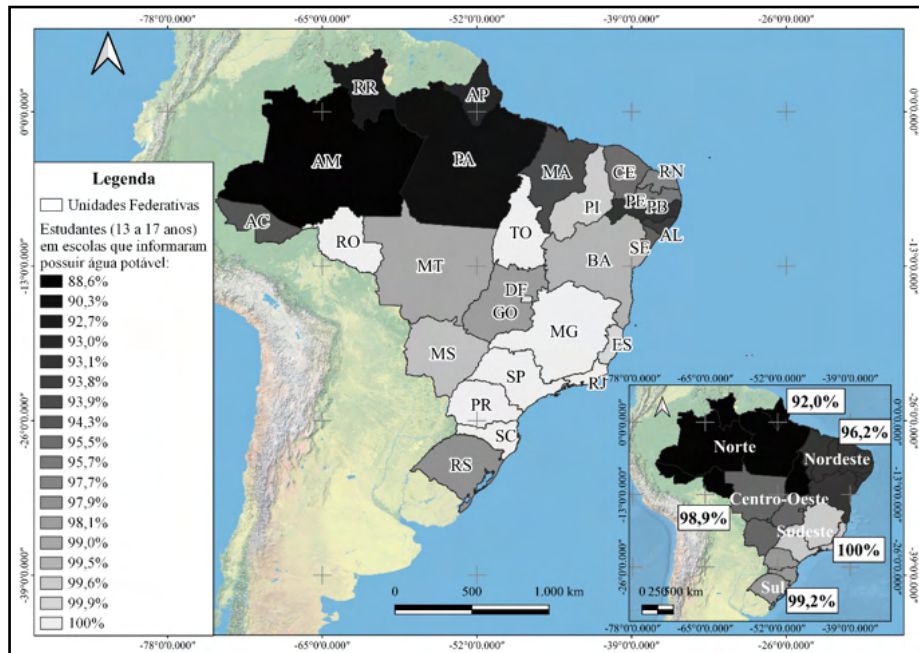


FIGURA 1. Mapa do percentual de estudantes de 13 a 17 anos em escolas que informaram possuir água potável, segundo as Unidades Federativas e as Grandes Regiões Brasileiras no ano de 2019.

FONTE: Própria autora através do banco de dados do IBGE (2021).

A Figura 2 mostra o percentual de estudantes de 13 a 17 anos que possui rede de abastecimento de água ou água mineral em suas escolas, segundo as Unidades Federativas e as Grandes Regiões Brasileiras no ano de 2019. É possível observar que as Unidades Federativas com as menores porcentagens foram: Amazonas, Pará, Amapá, Rondônia e Maranhão, possuindo os respectivos valores: 21,2%, 32,8%, 41,5%, 55,2% e 59,3%. Sendo a Região Norte a Região com menor percentual de estudantes em escolas que possui rede de abastecimento de água ou água mineral, o que representa um total de 41,4%, um valor bem inferior as demais Grandes Regiões Brasileiras (Figura 2).

A Região Norte possui grande parte de seus municípios de 1.000 a 35.000 alunos matriculados nas áreas rurais, além de ser a Região em que há mais escolas rurais por município, as escolas rurais possuem uma dificuldade maior para receber uma rede de abastecimento de água, por estarem localizadas em áreas remotas (PEREIRA; CASTRO, 2021), o que pode justificar os dados apresentados para a Região Norte na Figura 2.

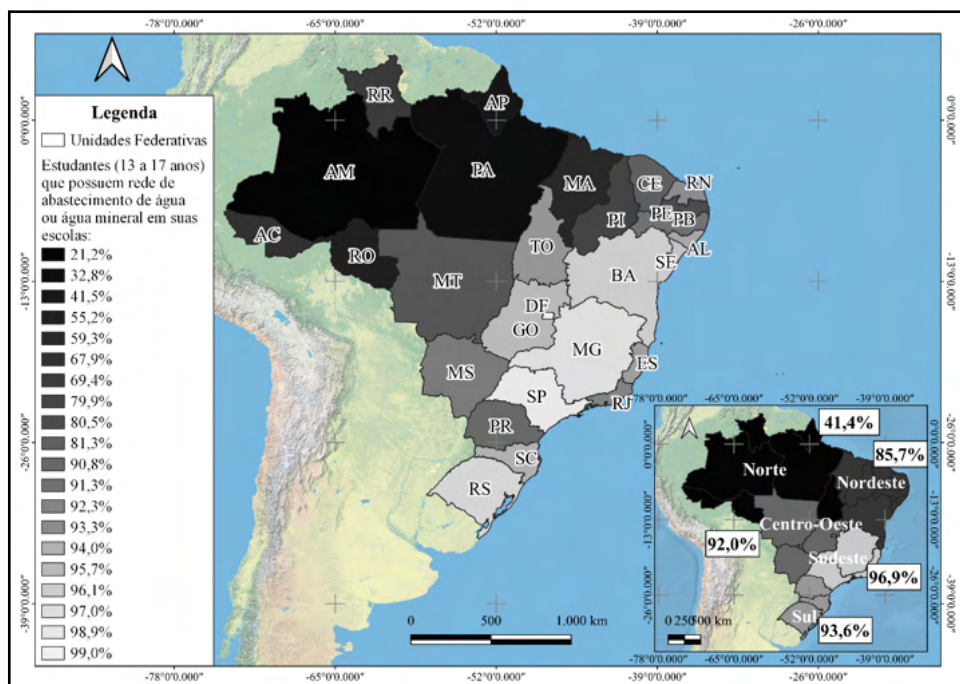


FIGURA 2. Mapa do percentual de estudantes de 13 a 17 anos que possui rede de abastecimento de água ou água mineral em suas escolas, segundo as Unidades Federativas e as Grandes Regiões Brasileiras no ano de 2019.

FONTE: Própria autora através do banco de dados do IBGE (2021).

A Figura 3 mostra o percentual de estudantes de 13 a 17 anos que possui água de poço ou nascente em suas escolas, segundo as Unidades Federativas e as Grandes Regiões Brasileiras no ano de 2019. É possível observar que os maiores percentuais de

estudantes estão concentrados nas seguintes Unidades Federativas: Amazonas, Pará, Amapá, Rondônia e Maranhão, possuindo os respectivos valores: 77,4%, 61,5%, 56,1%, 44,5% e 37,6%. O que faz com que a Região Norte apresente o maior percentual de estudantes de 13 a 17 anos que possui água de poço ou nascente em suas escolas, um total de 55,3%, sendo esse valor muito elevado comparado as demais Regiões do Brasil. O que mostra que como as escolas da Região Norte apresentaram uma baixa porcentagem de rede de abastecimento de água (Figura 2), a fonte de água dessas escolas torna-se em grande parte providas de poços ou nascentes (Figura 3).

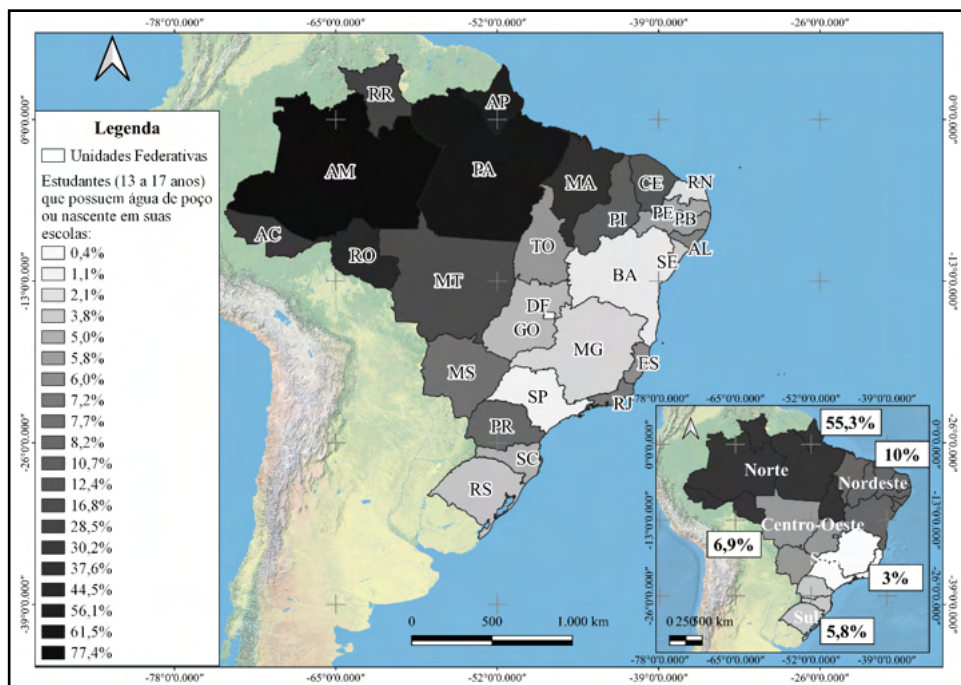


FIGURA 3. Mapa do percentual de estudantes de 13 a 17 anos que possui água de poço ou nascente em suas escolas, segundo as Unidades Federativas e as Grandes Regiões Brasileiras no ano de 2019.

FONTE: Própria autora através do banco de dados do IBGE (2021).

A Figura 4 mostra o percentual de estudantes de 13 a 17 anos que possui água de chuva (cisterna), açude, lago, rio ou outras fontes em suas escolas, segundo as Unidades federativas e as Grandes Regiões Brasileiras no ano de 2019. É possível observar que as Unidades Federativas com os maiores percentuais foram: Paraíba, Piauí, Ceará, Pará e Rio Grande do Norte, possuindo os respectivos valores: 14%, 9,4%, 6,2%, 5,6% e 4,6%. Sendo a Região Nordeste a Região com maior percentual de estudantes de 13 a 17 anos que possui água de chuva (cisterna), açude, lago, rio ou outras fontes em suas escolas, apresentando o valor de 4,3%.

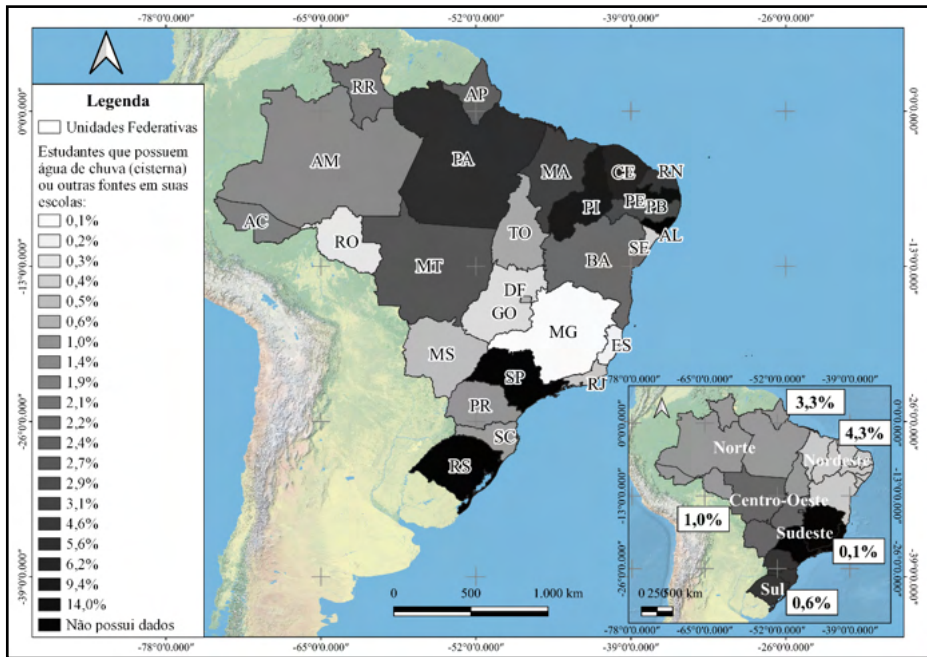


FIGURA 4. Mapa do percentual de estudantes de 13 a 17 anos que possui água de chuva (cisterna), açude, lago, rio ou outras fontes em suas escolas, segundo as Unidades Federativas e as Grandes Regiões Brasileiras no ano de 2019.

FONTE: Própria autora através do banco de dados do IBGE (2021).

A figura 5 mostra o percentual de estudantes de 13 a 17 anos em escolas cuja água foi testada quanto a sua potabilidade nos 12 meses anteriores à pesquisa, segundo as Unidades Federativas e as Grandes Regiões Brasileiras no ano de 2019. É possível observar que as Unidades Federativas com os menores percentuais foram: Maranhão, Piauí, Bahia, Rio Grande do Norte e Alagoas, possuindo os respectivos valores: 27,1%, 29,6%, 31,7%, 34,3% e 42,9%. Sendo a Região Nordeste a Região com o menor percentual de estudantes de 13 a 17 anos em escolas cuja água foi testada quanto a sua potabilidade nos 12 meses anteriores à pesquisa, apresentando o valor de 40,8%.

A Região Nordeste possui uma disponibilidade de água muito baixa (REBOUÇAS, 1997), e como foi visto na Figura 4 é a Região com o maior percentual de estudantes de 13 a 17 anos em escolas que possuem água de chuva (cisterna), açude, lago, rio ou outras fontes e conforme mostra a Figura 5, muitas dessas fontes não possuem água potável.

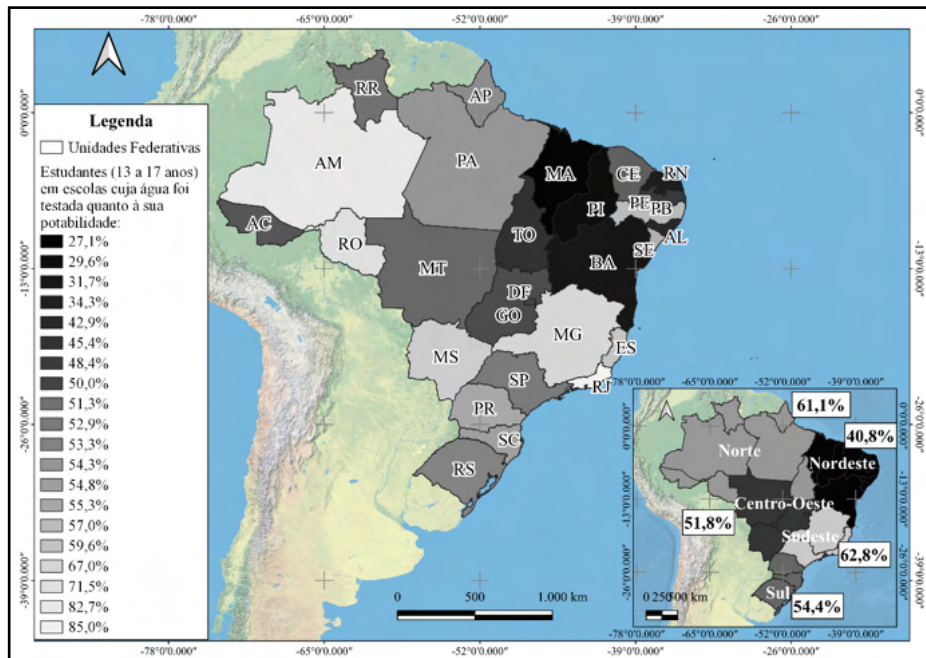


FIGURA 5. Mapa do percentual de estudantes de 13 a 17 anos em escolas cuja água foi testada quanto a sua potabilidade nos 12 meses anteriores à pesquisa do IBGE, segundo as Unidades Federativas e as Grandes Regiões Brasileiras no ano de 2019.

FONTE: Própria autora através do banco de dados do IBGE (2021).

Conforme foi visto anteriormente, as Regiões Norte e Nordeste, apresentaram as porcentagens mais baixas de estudantes de 13 a 17 anos em escolas com rede de abastecimento de água ou água mineral e conseqüentemente foram as Regiões com as maiores porcentagens de estudantes de 13 a 17 anos em escolas cuja fonte de abastecimento de água provém de poço ou nascente, seguido por estudantes de 13 a 17 anos em escolas que possui água de chuva (cisterna), açude, lago, rio ou outras fontes em suas escolas. O que mostra que a potabilidade da água das escolas pertencentes aos estudantes de 13 a 17 anos nessas Regiões não estavam em boas condições.

Com o intuito de verificar o desenvolvimento escolar desses estudantes, foram obtidas as pontuações do Ideb do 8º e 9º ano do ensino fundamental e do 3º ano do ensino médio, referente ao ano de 2019 (Figura 6 e 7). O Ideb funciona como um indicador nacional que possibilita o monitoramento da qualidade da educação pela população por meio de dados concretos, o cálculo do Ideb é feito por meio da taxa de rendimento escolar (aprovação) e as médias de desempenho nos exames aplicados pelo Inep que possui como objetivo alcançar 6 pontos até 2022, média correspondente ao sistema educacional dos países desenvolvidos (Ministério da Educação, 2022).

A Figura 6 (I) mostra que as Unidades Federativas brasileiras com as piores notas

no Ideb do 8º e 9º ano foi: o Amapá com 4,0 pontos, seguido pelas Unidades Federativas do Pará, Rio Grande do Norte, Sergipe e Bahia, com 4,1 pontos. Já as notas no Ideb para o 3º ano do ensino médio foram ainda mais baixas (Figura 6, II) nas Unidades Federativas do Amapá e do Pará com 3,4 pontos, seguido pelas Unidades Federativas do Rio Grande do Norte e da Bahia, com 3,5 pontos. Conforme foi visto anteriormente (Figura 5) as Unidades Federativas do Rio Grande do Norte e da Bahia também apresentaram o menor percentual de estudantes de 13 a 17 anos em escolas cuja água foi testada quanto a sua potabilidade.

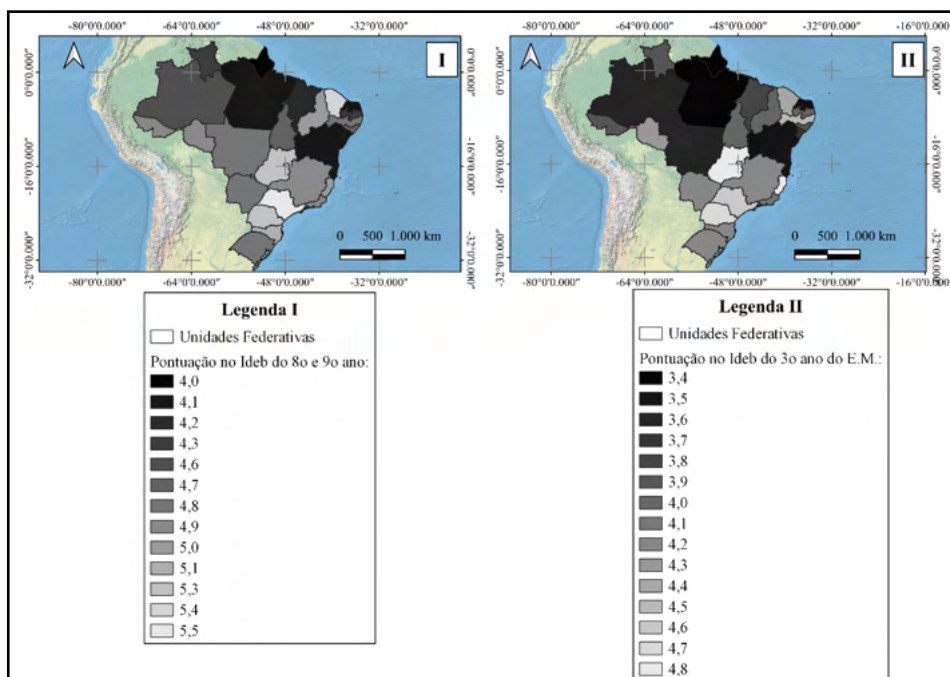


FIGURA 6. Mapas da pontuação no Ideb (Índice de Desenvolvimento da Educação Básica) do (I) 8º e 9º ano e (II) 3º ano do E.M. (Ensino Médio), segundo as Unidades Federativas, referente ao ano de 2019.

FONTE: Adaptado de (INEP, 2022).

Com isso, as Regiões Nordeste e Norte (Figura 7) apresentaram as pontuações mais baixas no Ideb nas turmas de 8º e 9º ano, com 4,3 pontos para o Nordeste e 4,6 pontos para o Norte (Figura 7, I), e nas turmas do 3º ano do ensino médio as Regiões Nordeste e Norte continuaram apresentando as menores pontuações um total de 3,9 pontos (Figura 7, II).

O que mostra que não somente a potabilidade da água das escolas pertencentes aos estudantes de 13 a 17 anos das Regiões Nordeste e Norte do Brasil estão mais desfavorecidas comparadas as demais Grandes Regiões Brasileiras, como também o desenvolvimento escolar desses estudantes.

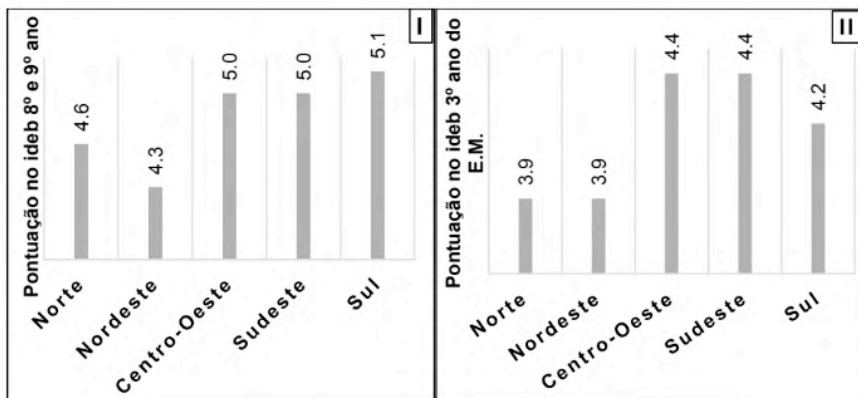


FIGURA 7. Pontuação no Ideb (Índice de Desenvolvimento da Educação Básica) do (I) 8º e 9º ano e do (II) 3º ano do E.M. (Ensino Médio) e por Grandes Regiões Brasileiras, referente ao ano de 2019.

FONTE: Adaptado de (INEP, 2022).

A Figura 9 mostra o percentual de estudantes de 13 a 17 anos por autoavaliação do estado de saúde nas Unidades Federativas, estando dividido entre estudantes que responderam estar com o estado de saúde muito bom ou bom (Figura 9, I), o maior percentual encontrado foi em Minas Gerais com 75,5%, seguido pelo Rio Grande do Sul com 73,0%. Para os estudantes que responderam estar com estado de saúde regular (Figura 9, II), o maior percentual encontrado foi no Pará com 30,5%, seguido pelo Amapá com 29,8%. E por fim, os estudantes que responderam estar com o estado de saúde ruim ou muito ruim (Figura 9, III), o maior percentual encontrado foi no Amapá com 8,2%, seguido pelo Amazonas com 7,1%.

E conforme foi visto anteriormente (Figura 6) as Unidades Federativas do Amapá e do Pará apresentaram as menores pontuações no Ideb, mostrando que as mesmas Unidades Federativas apresentaram um estado saúde que varia de regular a ruim ou muito ruim e um baixo desenvolvimento escolar.

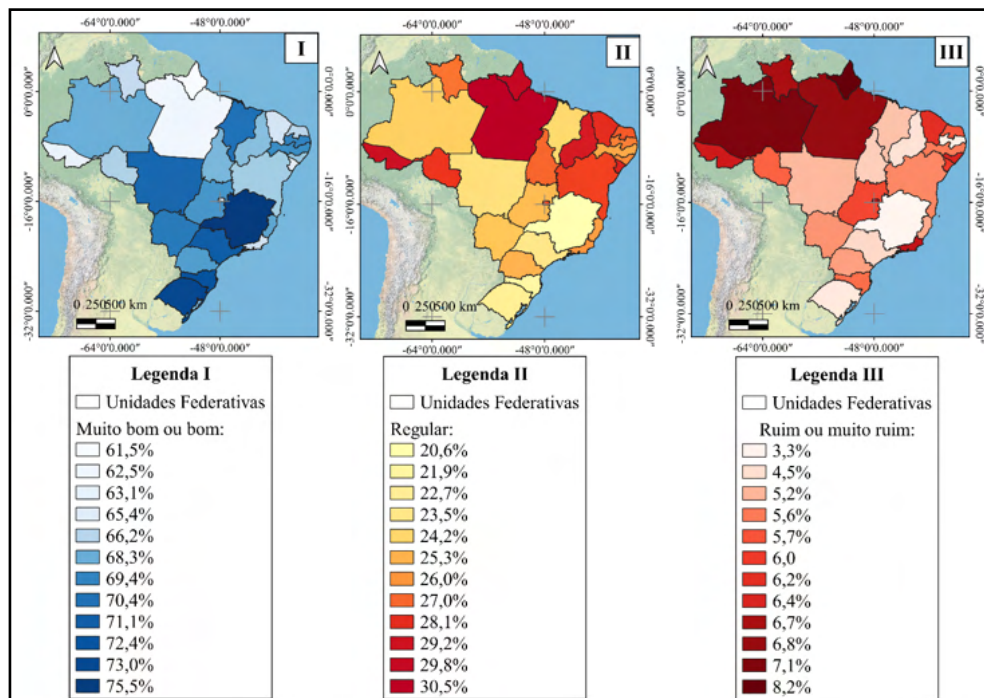


FIGURA 9. Mapas do percentual de estudantes de 13 a 17 anos por autoavaliação do estado de saúde, (I) estudantes que responderam estar com o estado de saúde muito bom ou bom, (II) estudantes que responderam estar com o estado de saúde regular e (III) estudantes que responderam estar com o estado de saúde ruim ou muito ruim, segundo as Unidades Federativas.

FONTE: Adaptado de (IBGE, 2022).

A respeito do percentual de estudantes de 13 a 17 anos por autoavaliação do estado de saúde segundo as Grandes Regiões Brasileiras (Figura 10), as Regiões que apresentaram os maiores percentuais considerado muito bom ou bom foram: Região Sul com 71,1%, seguida pela Região Sudeste com 71,0%. As Regiões que apresentaram os maiores percentuais de saúde considerado regular foram: Região Norte com 28,3%, seguida pela Região Nordeste com 26,8%. E por fim, as Regiões Brasileiras que apresentaram os maiores percentuais de saúde considerado ruim ou muito ruim foram: Regiões Norte com 6,6%, seguida pela Região Centro-Oeste com 5,8%.

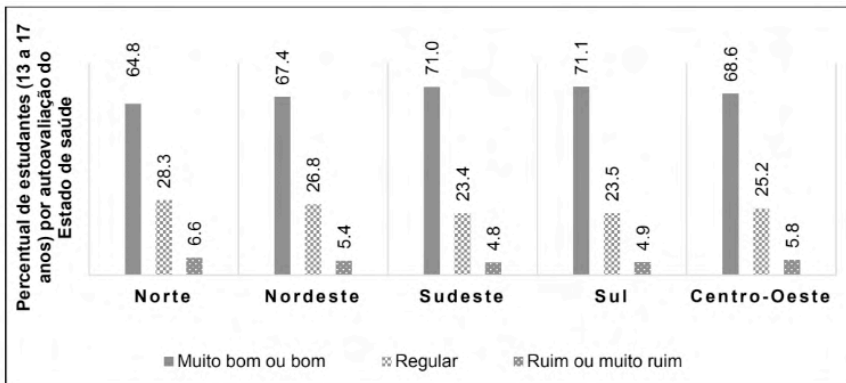


FIGURA 10. Percentual de estudantes de 13 a 17 anos por autoavaliação do estado de saúde segundo as Grandes Regiões Brasileiras – 2019.

FONTE: Adaptado de (IBGE, 2022).

4 | CONCLUSÕES

Com o presente estudo foi possível observar que as Regiões em piores condições referentes a potabilidade da água escolar foram as Regiões Norte e Nordeste do Brasil, a Região Norte apresentou a menor porcentagem de estudantes de 13 a 17 anos em escolas que informaram possuir água potável, 92,0%, e a Região Nordeste apresentou a menor porcentagem de estudantes de 13 a 17 anos em escolas cuja água foi testada quanto a sua potabilidade nos 12 meses anteriores à pesquisa do IBGE, um total de 40,8%. As Regiões com as piores pontuações no Ideb também foram as Regiões Nordeste e Norte, com as respectivas pontuações para o Ideb do 8º e 9º ano do ensino fundamental, 4,3 e 4,6 pontos. E no Ideb do 3º ano do ensino médio, as Regiões Nordeste e Norte obtiveram a mesma pontuação, 3,9 pontos. No que se refere a autoavaliação do estado de saúde dos estudantes, as Regiões Norte e Nordeste apresentaram as maiores porcentagens de autoavaliação do estado de saúde considerado regular, sendo respectivamente, 28,3% e 26,8%. E a Região Norte apresentou a maior porcentagem de autoavaliação do estado de saúde considerado ruim ou muito ruim, 6,6%.

As Unidades Federativas do Amazonas e Pará foram as que apresentaram as menores porcentagens de estudantes de 13 a 17 anos em escolas que informaram possuir água potável, sendo respectivamente, 88,6% e 90,3%. Nos dados do Ideb do 8º e 9º ano do ensino fundamental, as piores pontuações obtidas pelas Unidades Federativas foram encontradas no Amapá, que obteve 4,0 pontos, seguido pelo Pará, Rio Grande do Norte, Sergipe e Bahia todas com 4,1 pontos. E a menor pontuação obtida pelas Unidades Federativas para o 3º ano do ensino médio foram encontradas no Amapá e Pará, ambas com 3,4 pontos. Nos dados referentes a autoavaliação do estado de saúde dos estudantes nas Unidades Federativas, as maiores porcentagens encontradas para o estado de saúde

autodeclarado como regular, foi no Pará com 30,5%, seguido pelo Amapá com 29,8%. E as maiores porcentagens de autoavaliação do estado de saúde considerado ruim ou muito ruim foram encontradas nas Unidades Federativas do Amapá com 8,2%, seguido pelo Amazonas com 7,1%.

Ao observar esses dados é possível perceber que dentre as Grandes Regiões Brasileiras e as Unidades Federativas, as escolas pertencentes aos estudantes de 13 a 17 anos que apresentaram baixa potabilidade da água, os estudantes dessas escolas também apresentaram os piores estados de saúde e conseqüentemente um pior desenvolvimento escolar. O que faz do presente estudo uma ferramenta de alerta para que a sociedade em geral e os gestores públicos possam compreender a importância de se investir em água potável e saneamento no ambiente escolar, para que os estudantes possam ter melhores condições de saúde e conseqüentemente um melhor desempenho escolar.

REFERÊNCIAS

BRASIL. **Censo Escolar Da Educação Básica 2016 Notas Estatísticas**. Brasília: Instituto Nacional de Estudos e Pesquisas Educacionais Anísio Teixeira (Inep). Disponível em: https://download.inep.gov.br/educacao_basica/censo_escolar/notas_estatisticas/2017/notas_estatisticas_censo_escolar_da_educacao_basica_2016.pdf. Acesso em: mar. 2022.

BRASIL. Censo da Educação. **Brasília: Instituto Nacional de Estudos e Pesquisas Educacionais Anísio Teixeira (Inep)**. 2020.

BRASIL. Portaria GM/MS Nº 888 de 04 de maio de 202a. **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**. Diário Oficial Da União. Brasília, DF.

BRASIL. Resolução Nº 02, de 20 de abril de 2021b. **Dispõe sobre os critérios para destinação de recursos financeiros, nos moldes operacionais e regulamentares do Programa Dinheiro Direto na Escola – PDDE, a escolas públicas municipais, estaduais e distritais da educação básica do campo, indígenas e quilombolas, localizadas na zona rural, para garantir o abastecimento de água em condições apropriadas ao consumo e o esgotamento sanitário nas unidades escolares beneficiadas**. Ministério Da Educação Fundo Nacional De Desenvolvimento Da Educação Conselho Deliberativo. Seção 1, p. 126-127.

DE SOUZA, L.; DOS SANTOS ZEFERINO, C. L.; SERBENT, M. P. (2018). **Qualidade da água das escolas públicas de ensino fundamental de IBIRAMA (SC)/BRASIL**. Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental, Florianópolis, v. 7, n. 4, p. 563-587, out/dez. 2018.

FIORVANTI, M. I. A.; PEREIRA, P. H. L.; MARCIANO, M. A. M.; SANCHES, V. L.; FERREIRA, C. D. O. F.; DE AZEVEDO MAZON. **Monitoramento e avaliação da qualidade da água de solução alternativa coletiva de abastecimento de escolas públicas do município de Itatiba, SP**. Vigilância Sanitária em Debate: Sociedade, Ciência & Tecnologia, v. 8 n. 2, p. 122-133, mai. 2020.

FUKUDA, S.; NODA, K.; OKI, T. (2019). **How global targets on drinking water were developed and achieved**. Nature Sustainability, p. 429-434, abr. 2019.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saúde do Escolar**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/saude/9134-pesquisa-nacional-de-saude-do-escolar.html?=&t=downloads>>. Acesso em: nov. 2021.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **PNS- Pesquisa Nacional de Saúde**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/saude/9160-pesquisa-nacional-de-saude.html?=&t=o-que-e->>. Acesso em: mar. 2022.

INEP- Índice de Desenvolvimento da Educação Básica. **IDEB - Resultados e Metas 8ª série / 9º ano, 2019**. Disponível em: <<http://ideb.inep.gov.br/resultado/>>. Acesso em: mar. 2022.

LUZ, R. B. D. et al. **Contaminação viral e bacteriana em águas subterrâneas na porção aflorante do Aquífero Guarani, município de Ivoti, RS**. Revista Ambiente & Água, p.871-880, 2017.

Ministério da Educação. **Ideb - Apresentação**. Disponível em: <<http://portal.mec.gov.br/conheca-o-ideb>> Acesso em: mar. 2022.

ODS- Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. **Indicadores Brasileiros para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável**. Disponível em: <<https://odsbrasil.gov.br/>>. Acesso em: abr. 2022.

PEREIRA, C. N. **Educação no meio rural: diferenciais entre o rural e o urbano**. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 72.

POTGIETER, N. K. **Human enteric pathogens in eight rivers used as rural household drinking water sources in the northern region of South Africa**. International journal of environmental research and public health. V. 17(6), mar. 2020.

REBOUÇAS, A. D. **Água na Região Nordeste: desperdício e escassez**. Estudos avançados, p. 127-154, 1997.

RUIZ-DÍAZ, M. S. et al. **Analysis of health indicators in two rural communities on the Colombian Caribbean coast: poor water supply and education level are associated with water-related diseases**. The American journal of tropical medicine and hygiene, p.1378, 2017.

PROPOSTA DE CUSTOMIZAÇÃO E AUTOMATIZAÇÃO NA CAPACIDADE E QUALIDADE DE TRATAMENTO DE ÁGUA NO MUNICÍPIO DE PATROCÍNIO/MG

Data de aceite: 01/06/2022

Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua

Doutor em Química Universidade Federal de Uberlândia, Minas Gerais – Brasil
Pós-doutor em Química pela Universidade Federal de Uberlândia
<http://lattes.cnpq.br/12970002659897780>
<https://orcid.org/0000-0003-3587-486X>

RESUMO: Os serviços de saneamento básico no Brasil não são vistos e/ou tratados com a devida importância, visto a relação direta com a qualidade da saúde pública coletiva. A falta de interesse é perceptível em função da ausência de: *i*) políticas públicas voltadas para ampliação e melhorias em obras de saneamento; *ii*) existência de legislações desatualizadas e repletas de “brechas” para facilitar o não-cumprimento da mesma e *iii*) ausência nas pautas públicas no âmbito municipal, estadual e federal. Diante disso, o município de Patrocínio localizado na região do Alto Paranaíba, no estado de Minas Gerais apresenta um problema quase crônico em relação à capacidade de oferecer água potável para a população. O município possui uma autarquia municipal, o DAEP (Departamento de Água e Esgoto de Patrocínio), com uma estação de tratamento de água (ETA) projetada para uma cidade de até 40 mil habitantes. Entretanto, sua população é superior a 93 mil habitantes com uma demanda de água potável superior a esta população e vem desencadeando inúmeros e repetitivos problemas em relação à falta de abastecimento e as propriedades organolépticas

que demonstram o tratamento inadequado da água para abastecimento público. Neste sentido, pretende-se apresentar uma proposta de customização e automatização das diferentes etapas de tratamento da ETA de Patrocínio com referência em relação a ETA do Bom Jardim pertencente ao Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE) localizado na cidade de Uberlândia, região do Triângulo Mineiro no estado de Minas Gerais, se destaca como referência nacional e internacional no que tange o tratamento de água.

PALAVRAS-CHAVE: Água potável, estação de tratamento de água, saneamento básico e saúde pública.

CUSTOMIZATION AND AUTOMATION PROPOSAL IN THE CAPACITY AND QUALITY OF WATER TREATMENT IN THE MUNICIPALITY OF PATROCÍNIO/MG

ABSTRACT: Basic sanitation services in Brazil are not seen and/or treated with due importance, given the direct relationship with the quality of collective public health. The lack of interest is perceptible due to the absence of: *i*) public policies aimed at expanding and improving sanitation works; *ii*) existence of outdated legislation, full of “gaps” to facilitate non-compliance; and *iii*) absence from public agendas at the municipal, state and federal levels. Therefore, the municipality of Patrocínio located in the Alto Paranaíba region, in the state of Minas Gerais, presents an almost chronic problem in relation to the ability to offer drinking water to the population. The municipality has a municipal autarchy, the DAEP (Department of Water and Sewage of Patrocínio), with a water

treatment plant (WTP) designed for a city of up to 40 thousand inhabitants. However, its population is more than 93 thousand inhabitants with a demand for drinking water greater than this population and has been triggering numerous and repetitive problems in relation to the lack of supply and the organoleptic properties that demonstrate the inadequate treatment of water for public supply. In this sense, we intend to present a proposal for customization and automation of the different stages of treatment of the WTP of Patrocínio with reference to the WTP of Bom Jardim belonging to the Municipal Department of Water and Sewage (DMAE) located in the city of Uberlândia, region of Triângulo Mineiro in the state of Minas Gerais, stands out as a national and international reference in terms of water treatment.

KEYWORDS: Drinking water, water treatment plant, basic sanitation and public health.

1 | HISTÓRIA, HIDROGRAFIA E SANEAMENTO BÁSICO NO MUNICÍPIO DE PATROCÍNIO

O município de Patrocínio, fundado em 1842, possui uma população de 93 mil habitantes que se encontram distribuídos em um perímetro urbano de 2.888,559 km² com uma densidade demográfica de 31,4 hab/km². Sua população se encontra, majoritariamente, no perímetro urbano (89%) que se distribuem em quarenta e oito bairros. Já na área rural, a população está concentrada em quatro distritos (enquanto na zona rural está distribuída em quatro distritos e oito povoados (IBGE, 2021). Localizado na região do Alto Paranaíba no estado de Minas Gerais, o município se encontra inserido na Bacia do Rio Paranaíba e se localiza entre as sub-bacias hidrográficas dos afluentes Mineiros do Alto Paranaíba e do Rio Araguari (IGAM, 2020). A área urbana, atualmente, ocupa três sub-bacias: Congonhas, Dourados e Rangel. Além disso, possui diversos ribeirões, córregos, riachos e cachoeiras (PMSB, 2016). O sistema de tratamento de água e esgoto é de responsabilidade do Departamento de Água e Esgoto de Patrocínio (DAEPA), fundado em 18 de novembro de 1968.

O DAEPA possui somente uma Estação de Tratamento de Água (ETA) (Figura 2) que foi projetada para operar com capacidade máxima de 120 L/s e que atenderia uma população de, aproximadamente, 40 mil habitantes. Entretanto, todo e qualquer gestor de uma autarquia desta natureza, sabe que nenhuma ETA deve ser operada com sua capacidade máxima, visto que poderá provocar um colapso em todo o sistema de tratamento, comprometendo-o em função de: (i) danificação de peças e estruturas da ETA; (ii) diminuição ou ineficiência de todos os processos (ajuste de pH, decantação, flotação, cloração e fluoretação) onde se adiciona substâncias químicas; (iii) acelera a saturação dos filtros, exigindo limpezas com maior periodicidade; (iv) interfere diretamente na eficiência do processo de desinfecção, devido a presença de material húmico, matéria orgânica e substâncias químicas que podem sofrer oxidação pelo cloro; (v) ineficiência da etapa de fluoretação, já prejudicada pela escolha do fluossilicato de sódio; e (vi) contaminação dos reservatórios da ETA, dos bairros e das residenciais ou comerciais (caixas d'água). Logo a eficiência de tratamento é toda comprometida, sendo recomendado trabalhar no máximo

com 80% de sua capacidade (FILHO, 2007; FUNASA, 2017; LIBÂNEO, 2008).



Figura 1: Estação de Tratamento de Água no bairro São Judas Tadeu.

Fonte: Acervo do autor (2022).

2 | CUSTOMIZAÇÃO E AUTOMATIZAÇÃO DAS ETAPAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA

O sistema de dosagem manual utilizado, atualmente, pelo DAEPA poderá ser automatizado nas etapas de adição de cal virgem e cloreto de polialumínio para a etapa de coagulação, decantação e floculação, conforme modelo utilizado pelo DMAE (Figura 2 e 3).

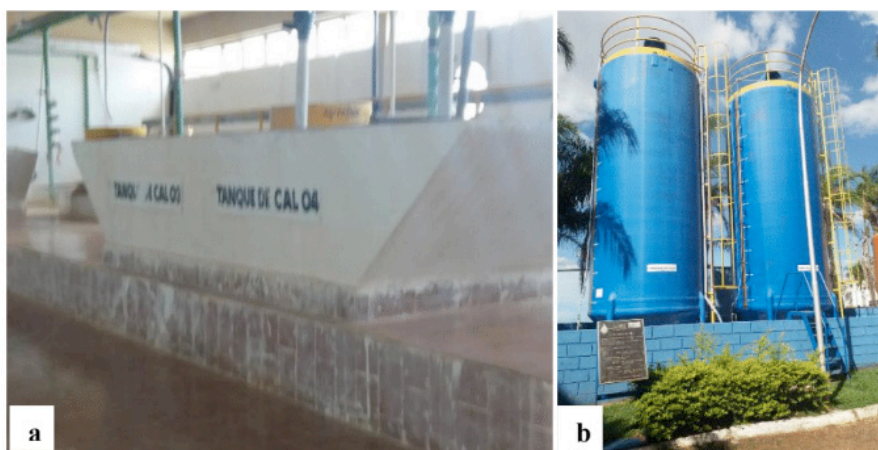


Figura 2: (a) tanque manual para adição de cal virgem em pó; (b) armazenamento de cal hidratada;

Fonte: Acervo do Autor (2022).

Pela Figura 2a observa-se um tanque de mistura para cal virgem, no qual é necessário o operador transportar manualmente e colocar dentro do tanque. Isto ocasiona a inalação, irritação, desidratação da pele e irritação nos olhos; mesmo com o uso dos EPIs necessários, isto leva os operadores ao adoecimento e até possíveis afastamentos do trabalho. Além disso, é necessário um grande espaço para armazenar os sacos de cal virgem; ocorre a obstrução do tanque de mistura, sendo necessárias inúmeras paradas para limpeza e desobstrução, implicando em paralisações no processo de tratamento e perda de eficiência do produto. Já a Figura 2b, observa-se um sistema constituído por dois tanques com capacidade de armazenamento de 50.000 L/tanque de cal hidratada e totalmente solubilizada em água, representando: (i) maior capacidade de armazenamento do insumo químico; (ii) garantia de adição do produto totalmente solubilizando, o que evita perda de produto e ganho na eficiência do mesmo; (iii) não há registro de problemas relacionados a saúde ocupacional de trabalhadores que lidam com este produto; (iv) possibilita a adição de cal hidratada durante 24 horas/dia; (v) maior facilidade de acesso para manutenção e limpeza; (vi) maior facilidade de armazenamento, uma vez que o produto é comprado líquido e transportado pelo fornecedor em caminhões tanques.

Na etapa de coagulação, decantação e floculação, a maioria das ETAs trabalham ainda com a adição do sulfato de alumínio $[Al_2(SO_4)_3]$ que tende a ser substituído pelo cloreto de polialumínio (PACl) que se constitui em um polímero, podendo ser adquirido e armazenado na forma líquida e em tanques, conforme a Figura 3.



Figura 3: (a) local de armazenamento de sulfato de alumínio em pó em ETA (b) tanque de armazenamento do cloreto de polialumínio (PACl) utilizado pelo DMAE-Uberlândia.

Fonte: Acervo do autor (2022).

Pela Figura 3a observa-se como é feito o armazenamento do sulfato de alumínio na forma sólida, considerando-se: (i) necessidade de grandes espaços para armazenamento; (ii) ambiente bastante insalubre e de difícil limpeza; (iii) dificuldade no manuseio, sendo carregado nas costas do operador; (iv) incrustação e entupimento do sistema de diluição e mistura; (v) possibilidade de incrustar nas partes metálicas de etapas posteriores, causando desgaste de peças e colaborando para maior periodicidade na manutenção e (vi) devido a sua maior densidade ($2,83 \text{ g cm}^{-3}$) em relação à água, possibilita este insumo ir para o fundo do tanque de decantação, diminuindo sua presença durante a floculação.

O PACI é um polímero com maior grau de pureza, porém de custo mais elevado do que o sulfato de alumínio. No entanto, este custo adicional pode ser igualado ou reduzido em relação ao emprego do sulfato de alumínio, em função: (i) possui menor densidade ($1,28 \text{ g/cm}^3$) e maior solubilidade (1330 g/L) em relação ao sulfato em água, logo sua distribuição em meio aquoso é maior; (ii) a alta carga catiônica de Al^{3+} eleva a capacidade de coagulação, uma vez que acelera a velocidade na formação dos flocos; (iii) maior capacidade de armazenamento em menor espaço, conforme os tanques de 15.000 L apresentado na Figura 3b; (iv) melhoria na saúde ocupacional dos operadores de ETA, em função da não exposição direta ao produto; (v) maior facilidade na limpeza do ambiente; (vi) maior praticidade na reposição do insumo, uma vez que os tanques são repostos diretamente por caminhões oriundos da fábrica; (vii) os tanques precisam ser lavados somente a cada três meses; e (viii) menor formação de lodo nos tanques de decantação e floculação, diminuindo a periodicidade de limpeza e paralisações no tratamento. Em relação às características do local onde ficarão os tanques, deverá seguir as mesmas recomendações realizadas para os tanques de cal hidratada.

Todo o conjunto de sistema de ajuste de pH, coagulação, decantação e floculação podem ser automatizados, possibilitando mensurar a quantidade de cada insumo em tempo real e conseqüentemente facilitando na tomada de decisões em caso de possíveis incidentes, conforme Figura 4.

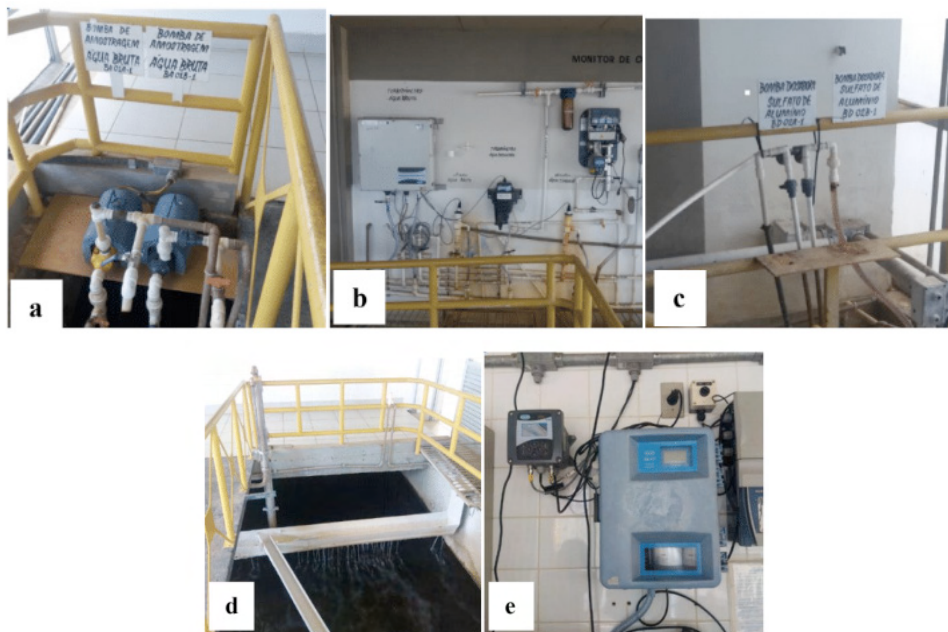


Figura 4: **(a)** sistema de controle de recepção de água bruta; **(b)** medidores de pH, cor, turbidez da água bruta e após o processo de coagulação e decantação em tempo real; **(c)** dosador de cal virgem e PACI; **(d)** distribuição da cal virgem e PACI na água bruta e **(e)** painel de controle, dentro do laboratório, que transmite informação de pH, cor, turbidez em tempo real para o operador; na ETA Bom Jardim - Uberlândia.

Fonte: Acervo do autor (2022).

Pelas imagens que compõe a Figura 4, fica evidente que a automatização do sistema de medição de pH, cor e turbidez tanto da água bruta, quanto após a etapa de coagulação e decantação; permite o monitoramento em tempo real com informações mais fidedignas; o funcionamento da ETA 24 horas por dia com maior segurança e facilidade para o operador da ETA em trabalho. O consumo de insumos com maior eficiência de atuação e nenhum desperdício, possibilitando o tratamento da água de forma homogênea.

2.1 Introdução de um sistema de ar para lavagem e operação de filtros em sistema alternado

A filtração constitui-se em um importante processo de retirada de partículas que são responsáveis pela cor e turbidez, cuja presença poderá reduzir a eficiência da desinfecção na inativação de micro-organismos patogênicos. A filtração é imprescindível na etapa de tratamento, uma vez que atua de forma a corrigir possíveis falhas ocorridas nas etapas anteriores (coagulação, floculação, decantação/flotação), garantindo a qualidade da água tratada (LIBÂNEO, 2008). Esta etapa é tão relevante que está consolidada no meio técnico por meio da Portaria 518 do Ministério da Saúde (2004) e pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA – *Environmental Protection Agency*).

O sistema de filtração deve, preferencialmente, ocorrer de forma a se ter um sistema que possibilite utilizar um jogo de filtros enquanto o outro está passando por reparos ou lavagem, de forma a se evitar interrupções durante o processo de tratamento de água (LIBÂNEO, 2008). Durante este processo é interessante adicionar um sistema que possibilite a passagem de uma corrente de ar por toda a estrutura do filtro para simplificar e melhorar a limpeza posterior com água, este sistema é utilizado pelo DMAE, conforme Figura 5.



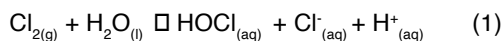
Figura 5: Sistema de filtração utilizado pelo DMAE.

Fonte: Acervo do Autor (2022).

Pela Figura 5, observa-se uma tubulação de cor azul, por onde passa a água que é arrastada por ar e soprada nos filtros, com posterior passagem de água para limpeza final. Esta etapa deverá ser dimensionada por meio de projeto realizado por empresas especialistas neste setor.

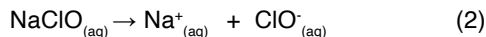
2.2 Etapa de desinfecção

Na desinfecção ou cloração, é utilizado o cloro como principal agente oxidante nas ETAs. Isso é justificado pela sua ação desinfetante, por possuir um forte poder oxidante, baixo custo e por possibilitar a presença de cloro residual nas redes de distribuição, garantindo a qualidade da água até o consumo (LV; WANG; LI, 2019), conforme a Equação 1.



Além disso, o hipoclorito pode ser gerado diretamente por meio da dissociação de

sais em água (Equação 2).



Como o potencial de oxidação varia de acordo com as espécies cloradas predominantes, pode-se afirmar que a cloração é dependente do pH do meio, em pH alto ($\text{pH} > 8,5$) predomina o íon hipoclorito (FUNASA, 2014; XIONG et al., 2020).

Estes processos têm como objetivo principal a destruição ou inativação de organismos patogênicos (LIBÂNEO, 2008; MEYER, 1995). Além disso, tem sido empregado para outros fins, tais como: (i) controle de sabor e odor; (ii) prevenção de crescimento de algas; (iii) remoção de ferro e manganês; (iv) remoção de cor e controle do desenvolvimento de biofilmes em tubulações (LIBÂNEO, 2008). O cloro tem a característica ímpar de formar compostos que permanecem na água, proporcionando um residual desinfetante ativo, permitindo a inativação de micro-organismos tanto após a aplicação, quanto ao longo das tubulações da rede de distribuição ou mesmo nos reservatórios dos pontos de consumo (LIBÂNEO, 2008). O Cloro pode ser empregado na forma gasosa (Cl_2), hipoclorito de sódio ou cálcio (NaClO ou $\text{Ca}(\text{ClO}_2)$) e até na forma de dióxido de cloro (Cl_2O), sendo os dois primeiros mais utilizados conforme a Figura 6.

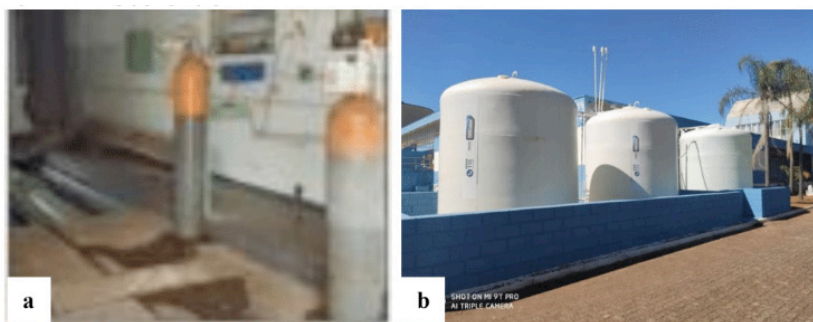


Figura 6: **(a)** cloração por meio de cloro gasoso, semelhante ao empregado pelo DAEPA; **(b)** cloração por meio do uso de hipoclorito de sódio empregado no DMAE-Uberlândia.

Fonte: Acervo do Autor (2022).

O uso de cloro na forma gasosa (Figura 6a) vem sendo substituído em quase todas as ETAs existentes ou em fase de construção. Isto se deve a vários fatores, entre os quais: (i) altamente instável, propiciando maior risco de vazamento e possíveis problemas pulmonares (edema pulmonar); (ii) gás letal em ambientes onde a concentração for maior que 1.0 mg/L; (iii) capacidade de formar compostos explosivos ao reagir com outras substâncias presentes no meio; (iv) dificuldade de armazenamento e transporte; (v) requer grande investimento em tecnologias para armazenamento seguro; (vi) aumenta o número

de casos em relação a prejuízos a saúde ocupacional do operador, levando até mesmo a afastamento temporário ou permanente de funcionários (LIBÂNIO, 2008; MEYER et al., 1995). Já a Figura 6b, mostra o uso do cloro na forma de hipoclorito de sódio. Ao se utilizar este sal no processo de desinfecção, o mesmo não oferece os riscos apresentados de (i) a (vi) no parágrafo anterior. Além disso, sua utilização na forma sólida possibilita: (i) maior facilidade de transporte e armazenamento; (ii) alta solubilidade em água e fácil mistura nos tanques; (iii) facilidade de limpeza dos tanques; (iv) maior capacidade de estoque (tanques de 15 a 20.000 L) e controle (presença de um medidor de nível transparente do lado externo do tanque). Como desvantagem, o hipoclorito precisa passar por um pequeno sistema de purificação a fim de remover possíveis impurezas que solidificaram durante o processo de extração e de separação do sal, conforme Figura 7.



Figura 7: Sistema de purificação do hipoclorito de sódio.

Fonte: Acervo do autor (2022).

2.3 Etapa de fluoreação ou fluoretação

A fluoretação é a adição controlada de um composto de flúor à água de abastecimento público com a finalidade de elevar a concentração do mesmo a um teor pré-determinado e, desta forma, atuar no combate e prevenção da cárie dentária; sendo um grave problema de saúde pública em todo o mundo e também no Brasil (FERREIRA; NARVAL, 2015; FUNASA, 2012). A princípio, qualquer composto solúvel de flúor, libera o íon fluoreto (F^-) que é utilizado na etapa de fluoretação. No entanto, outros fatores devem ser considerados a fim de equilibrar a escolha da substância, entre os quais: (i) a substância deve apresentar solubilidade e grau de pureza adequados, assegurando a concentração final de fluoreto desejável; (ii) não deve apresentar toxicidade ou outra característica indesejável na água; (iii) o preço deve ser acessível – incluindo disponibilidade, custo com transporte, continuidade no fornecimento pelo fabricante, facilidade de armazenamento e manuseio (LIBÂNIO, 2008).

Baseado nas propriedades apresentadas e nos fatores a serem considerados e

descritos por Libâneo (2008), a substância mais indicada seria o ácido fluossilícico que vem sendo empregado por um maior número de ETAs no Brasil. Além de todas as propriedades apresentadas, podemos incluir: (i) não decanta, levando ao encrustamento de tubulações e maior paralisação para manutenção e limpeza; (ii) não acumula e não fica em excesso, possibilitando oscilações no monitoramento de flúor; (iii) não apresenta problemas de saúde ocupacional para operadores de ETA, uma vez que o sistema é automatizado em termos de dosagem contínua; (iv) possibilita operar 24 horas por dia e (v) maior capacidade de estoque e limpeza dos tanques, conforme Figura 8.



Figura 8: Tanque de 15.000L com ácido fluorossilícico na ETA–DMAE.

Fonte: Acervo do Autor (2022).

O DAEPA trabalha com o fluossilicato de sódio que além da baixa solubilidade e alta densidade que ocasiona: (i) encrustamento nas tubulações e sucessivas paralisações para limpeza; (ii) oferece riscos a saúde ocupacional do trabalhador, tanto em termos de esforço físico (carregar sacos de 50 kg, misturar manualmente) quanto inalação de pó do sal que pode ocasionar problemas respiratórios ao longo do tempo; (iii) não possibilita monitorar, constantemente, a concentração de flúor na água que é requerida; (iv) o monitoramento oscila entre não quantificar flúor ou quantificar em excesso, esta situação já foi alvo de denúncia e reportada em jornais de grande circulação na cidade de Patrocínio.

3 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

As ações a serem implementadas foram elencadas por intermédio da atual infra-estrutura do DAEPA, demanda da população em consonância com as diretrizes estabelecidas pela resolução do CONAMA em relação aos parâmetros de qualidade para águas com fins potáveis. Tal projeto não possui aspectos políticos, ideológicos ou demagógicos para promover ou denegrir a imagem de qualquer representante político,

mas sim demonstrar a atual situação e propor medidas para que a atual câmara legislativa possa avaliar sugerir e refletir sobre a melhoria da qualidade da água.

REFERÊNCIAS

BRASIL. Resolução CONAMA 274/2000. Portaria 518, de 25 de março de 2005. Ministério da Saúde. www.mma.gov.br/res/res05/res27400.pdf

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 357, 17 de março de 2005: classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para enquadramento, condições e padrões de lançamento de efluentes entre outras providências**. Funasa: Brasília, p. 1-23, 2007.

FILHO, C. F. M. **Abastecimento de água**. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 154 p., 2015.

FERREIRA, R. G. L.; NARVAL, P. C. Fluoretação da água: significados e lei da obrigatoriedade na visão de lideranças em saúde. **Revista da Associação Paulista de Cirurgiões Dentistas**, v. 69, n. 3, 266-271, 2015.

FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE (FUNASA). **Manual de fluoretação da água para consumo humano**. Funasa: Brasília, p.1-73, 2012.

FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE (FUNASA). **Manual de cloração de água em pequenas comunidades utilizando o clorador simplificado desenvolvido pela Funasa**. Brasília, 40 p., 2014.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (IGAM). **Mapas das Bacias hidrográficas do Rio Paranaíba**. http://www.igam.mg.gov.br/index.php?option=com_content&task=view&id=89&

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de água**. 2 ed. São Paulo: Átomo, 2008.

LV, J.; WANG, Y.; LI, N. Oxidation of Citalopram with Sodium Hypochlorite and Chlorine Dioxide: Influence Factors and NDMA Formation Kinetics **Molecules**, v.24, p.3065, 2019.

MEYER, S. T. O uso de Cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. **Caderno Saúde Pública**, v. 10, n. 1, p. 99-110, 1994.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 2914, 12 de dezembro de 2011: **procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Brasília, p. 1-38, 2011.

PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO (PMSB). **Relatório do Plano Municipal de Saneamento Básico**. 350 p., 2016.

XIONG, R. et al. UV-LED/chlorine degradation of propranolol in water: degradation pathway and product toxicity. **Chemosphere**, v. 248, p. 125957, 2020.

SOBRE O ORGANIZADOR:

CLEISEANO EMANUEL DA SILVA PANIAGUA - Técnico em química pelo Colégio Profissional de Uberlândia (2008), Bacharel em Química pela Universidade Federal de Uberlândia (2010), Licenciado em Química pela Universidade de Uberaba (2011), Licenciado em Ciências Biológicas pela Faculdade Única (2021). Especialista em Metodologia do Ensino de Química e em Docência do Ensino Superior pela Faculdade JK Serrana em Brasília (2012), Especialista em Ensino de Ciências e Matemática pelo Instituto Federal do Triângulo Mineiro (2021). Mestre em Química (2015), Doutor em Química (2018) e Pós-Doutorado em Química (2020-2022) pela Universidade Federal de Uberlândia (UFU). Atualmente, vem atuando nas seguintes linhas de pesquisa: (i) desenvolvimento de novas metodologias para tratamento e recuperação de resíduos químicos gerados em laboratórios de instituições de ensino e pesquisa; (ii) estudos de monitoramento de CIE; (iii) desenvolvimento de novas tecnologias avançadas para remoção de CIE em diferentes matrizes aquáticas; (iv) aplicação de processos oxidativos avançados ($H_2O_2/UV-C$, $TiO_2/UV-A$ e foto-Fenton entre outros) para remoção de CIE em efluentes provenientes de estação de tratamento de esgoto para fins de reutilização; (v) estudo e desenvolvimento de novos bioadsorventes para remediação ambiental de CIE em diferentes matrizes aquáticas; (vi) educação ambiental e (vii) processos de alfabetização e letramento científico no ensino de ciências, química e biologia.

ÍNDICE REMISSIVO

A

Água potável 46, 66, 67, 68, 69, 72, 77, 78, 80

Águas cinzas 22, 35

Águas negras 20, 22, 23, 33

Águas residuárias 35

Análises microbiológicas 20

Aterro sanitário 7, 9, 17, 18

B

Bacia hidrográfica 48, 49, 50, 51, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 62, 64, 65

Biofilme 29

C

Chorume 7, 9, 10, 13, 15, 17, 18

Cloração 81, 86, 87, 90

Cloreto férrico 37, 38

Coagulação 37, 38, 47, 82, 83, 84, 85

Coliformes termotolerantes 12, 20, 22, 26, 27, 33, 34

Consórcio Intermunicipal de Saneamento da Região Central de Rondônia (CISAN) 7, 8, 9, 18

Cor 11, 85, 86, 87

Corpos hídricos 20, 21, 22

D

Decantação 81, 82, 83, 84, 85

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) 11, 12

Demanda Química de Oxigênio (DQO) 11, 12, 24

Desenvolvimento sustentável 1, 8, 67, 79

E

Estação de Tratamento de Água (ETA) 80, 81, 82

Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) 91

F

Fitotoxicidade 20, 22, 23, 24, 30, 33

Flotação 81, 85

Fluoretação 81, 88, 90

Fossa séptica 20, 22, 23, 24, 28, 29, 31, 32, 33, 34

Fragilidade ambiental 48, 49

Fundação Nacional da Saúde (FUNASA) 21, 34, 35, 90

I

Índice de Desenvolvimento da Educação Básica (IDEB) 66, 74, 75, 79

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) 18, 66, 79

Instituto Nacional de Estudos e Pesquisas Educacionais Anísio Teixeira (INEP) 66, 78

L

Lagoa facultativa 10, 11, 13, 14, 16

Lixiviado 7, 9, 10, 13, 18

M

Micro-organismos patógenos 22

O

Oxigênio dissolvido 11, 13, 17

P

Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) 8, 18

Planejamento ambiental 48, 49, 50, 56

Polímero de Base Orgânica (NovFloc) 37

Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) 1

Programa Nacional de Saneamento Rural (PNRS) 22, 35

R

Reciclagem 2, 4, 5

Recursos naturais 48, 49

Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEE) 2

Resíduos sólidos 1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 9, 10, 17, 18, 19, 33

Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) 7, 8, 9, 18, 19

S

Saneamento básico 8, 18, 19, 22, 35, 80, 81, 90

Saúde pública 17, 80, 88, 90

Sulfato de alumínio 46, 83, 84

T

Tanque de Evapotranspiração (TEVAP) 20, 22, 23, 35

Turbidez 12, 85




ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL:

RECURSOS HÍDRICOS & TRATAMENTO DE ÁGUA

-  www.atenaeditora.com.br
-  contato@atenaeditora.com.br
-  [@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora)
-  www.facebook.com/atenaeditora.com.br

ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL:

RECURSOS HÍDRICOS & TRATAMENTO DE ÁGUA

-  www.atenaeditora.com.br
-  contato@atenaeditora.com.br
-  [@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora)
-  www.facebook.com/atenaeditora.com.br