

REVISTA AIDIS



de Ingeniería
y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

Vol. 14, No. 2
6 de agosto de 2021

<http://www.journals.unam.mx/index.php/aidis>

DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.2>

ISSN 0718-378X

Editado por:



Autor: José Carlos Alves Barroso Júnior

Foto: Tratamiento de efluentes mediante estanques de microalgas y macrófitas al amanecer en Porto Alegre - RS, Brasil.





ISSN 0718-378X

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

Temática y alcance

La Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica es una publicación electrónica cuatrimestral coeditada por AIDIS y el Instituto de Ingeniería UNAM. Publica contribuciones originales de calidad y actualidad evaluadas por pares, dentro de su área de competencia. Se presentan trabajos que abarcan aspectos relacionados con el conocimiento científico y práctico, tanto tecnológico como de gestión, dentro del área de Ingeniería y Ciencias Ambientales en Latinoamérica.

El enfoque es multidisciplinario, buscando contribuir en forma directa a la generación de conocimiento, al desarrollo de tecnologías y a un mejor desempeño profesional. Entre los temas cubiertos por la revista están los siguientes: agua potable, calidad de agua, aguas residuales, residuos sólidos, energía, contaminación, reciclaje, cambio climático, salud ambiental, nuevas tecnologías, ética, educación, legislación y política ambiental, gestión ambiental, sostenibilidad y participación social, entre otros.

Cada edición muestra los trabajos que derivan del arbitraje académico estricto de carácter internacional. También se publican números especiales de temas particulares que fueron presentados en los diversos Congresos Interamericanos realizados por la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS) y que en forma adicional fueron sometidos al proceso de revisión interno de la revista.

Editor en Jefe de la revista

Dr. Guillermo Quijano
Instituto de Ingeniería, UNAM

ISSN

0718-378X

Entidad editora

Instituto de Ingeniería, UNAM
Ciudad Universitaria, Coyoacán, México D.F., C.P. 04360
Teléfono: (52) (55) 56-23-36-00; Fax: (52) (55) 56-16-28-94

Coordinadora editorial y Secretaría técnica

Biól. Blanca P. Gamboa Rocha
Instituto de Ingeniería, UNAM, México

Información Legal

La Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica es una publicación electrónica cuatrimestral, editada en el Instituto de Ingeniería, UNAM

Administrador de la plataforma (OJS)

Biól. Blanca P. Gamboa Rocha
Instituto de Ingeniería, UNAM, México

Reservas de derechos al uso exclusivo:
04-2011-011413271800-203

Contacto

revista_aidis@pumas.iingen.unam.mx (Principal)
revista.aidis@gmail.com



ISSN 0718-378X

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

Directorio

Junta editorial

Dr. Guillermo Quijano

Editor, Instituto de Ingeniería, UNAM

Ing. Hugo Esteban Leigue

Presidente de AIDIS

Dra. Rosa María Ramírez Zamora

Directora del Instituto de Ingeniería, UNAM

Consejo editorial

Dr. Adalberto Noyola Robles

Instituto de Ingeniería, UNAM, México.

Prof. André Bezerra dos Santos

Universidade Federal do Ceará, Brasil.

Prof. Cleverson V. Andreoli

Instituto Superior de Administração e Economia,
ISAE/FGV, Brasil.

Dr. Darci Campani

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

Dr. David Jeison Núñez

Universidad de la Frontera, Chile.

Dr. Eric Houbron

Universidad Veracruzana, México.

Prof. Eugenio Foresti

Universidade de São Paulo, Brasil.

Dra. Fabiana Passos

Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil.

Dr. Francisco Cervantes Carrillo

Instituto de Ingeniería, UNAM, México.

Dra. Gabriela Moeller Chávez

Universidad Politécnica de Morelos, México.

Dr. Germán Buitrón Méndez

Instituto de Ingeniería, UNAM, México.

Prof. Léo Heller

Fundação Oswaldo Cruz, Brasil

Dr. Manuel Salvador Rodríguez Susa

Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia.

Dr. Marcel Szanto Narea

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile.

Prof. Marcelo Zaiat

Escola de Engenharia de Sao Carlos, Brasil.

Dra. Mirna Argueta Iria

Servicio Autónomo Nacional de Acueductos y
Alcantarillados, Honduras.

Dr. Quetzalcoatl Hernández Escobedo

Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad
Juriquilla, UNAM, México.

Prof. Rafael Bastos

Universidade Federal de Viçosa, Brasil.

Dr. Raúl Muñoz

Universidad de Valladolid, España.

Dr. Rolando Chamy Maggi

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile.

Dra. Sonia Arriaga

Instituto Potosino de Investigación Científica y
Tecnológica, México.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Portal de revistas

científicas y arbitradas

de la UNAM

Tabla de Contenido

Vol. 14, No. 2

CONTABILIDADE ECONÔMICA E AMBIENTAL DO TERRITÓRIO: UMA ANÁLISE DA ZONA URBANA PARA CIDADES DE MÉDIO PORTE.

TERRITORY ECONOMIC AND ENVIRONMENTAL ACCOUNTING: AN ANALYSIS OF THE URBAN ZONE FOR MIDDLE CITIES.

Cristian Teixeira Marques, Eduardo Brum, Elizabete C. Lazarotto, Adalberto Pandolfo

507-525

AVALIAÇÃO DA APLICABILIDADE DO REUSO DA ÁGUA CINZA DE MÁQUINA DE LAVAR ROUPA APÓS TRATAMENTO COMPLETO E SIMPLIFICADO.

EVALUATION OF THE APPLICABILITY OF WATER REUSE WASHING MACHINE GRAY AFTER COMPLETE AND SIMPLIFIED TREATMENT.

Denise Domingos dos Santos Martins, Danielma Silva Maia, Antonio Adelúzio Gomes Azevedo, Roseanne Veloso de Camargo, Marcelo Mendes Pedroza, Juan Carlos Valdés Serra

526-538

INFLUÊNCIA DA RELAÇÃO ALIMENTO/MICROORGANISMO E CODIGESTÃO DE PALHA DE MILHO E RESÍDUO ALIMENTAR NA PRODUÇÃO DE METANO.

INFLUENCE OF THE FOOD/MICROORGANISM RATIO AND CODIGESTION OF CORN STRAW AND FOOD WASTE ON METHANE PRODUCTION.

Tiago Borges Ferreira, Timóteo Gomes Parise, Carla Vieira Serufo, Cláudio Leite de Souza

539-549

ENSAIOS PARA TRATABILIDADE DE EFLUENTE ORIUNDO DO BENEFICIAMENTO DO AÇAÍ.
TESTS FOR EFFLUENT TREATABILITY FROM THE AÇAÍ BENEFIT.

Vanessa Farias Feio, Neyson Martins Mendonça

550-563

PREMISES FOR ECO-EFFICIENCY ANALYSIS ON CONSTRUCTION AND DEMOLITION WASTE RECYCLING.

Regis Pereira Waskow, Rodrigo Kanno, Rejane Maria Candiota Tubino

564- 577

IMPACTO DA FERTIRRIGAÇÃO COM VINHAÇA NAS PROPRIEDADES QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS DE SOLOS.

IMPACT OF VINEYARD FERTIRIGATION ON CHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL PROPERTIES OF SOILS.

Ivana Bettio, Juliana Barden Schallemerger, Giuvana Lazzaretti, Sandi Siqueira Pavaglio, Marcia Matsuoka Rosa, Joilmaro Rodrigo Pereira Rosa

578-593

ANÁLISE DAS EFICIÊNCIAS DOS ECOPONTOS DA CIDADE DE FORTALEZA NO CEARÁ PELO MODELO DEA SBM ORIENTADO A OUTPUT.

EFFICIENCIES ANALYSIS OF ECOPOINTS OF FORTALEZA CITY IN CEARÁ BY MODEL DEA SBM ORIENTED OUTPUT.

Adriano Ricardo Almeida Alexandre, Marisete Dantas Aquino, Hozana Raquel de Medeiros Garcia, Antonio Clécio Fontelles Thomaz

594-607

GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES NO MUNICÍPIO DE FORTALEZA/CE, BRASIL.

HOUSEHOLD SOLID WASTE MANAGEMENT IN THE MUNICIPALITY OF FORTALEZA/CE, BRAZIL.

Hozana Raquel de Medeiros Garcia, Adriano Ricardo Almeida Alexandre, Marisete Dantas Aquino, Paula Leandra Moura de Freitas

608-622

ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE PERCOLADO DO ATERRO DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DE BOA VISTA POR MEIO DE METODOLOGIAS EMPÍRICAS.

ESTIMATION OF PERCOLATE PRODUCTION FROM THE BOA VISTA SOLID WASTE DISPOSAL EMBANKMENT USING EMPIRICAL METHODOLOGIES.

Adriano Frutuoso da Silva, Flaider Alves Pimentel, Joaquim Araújo Costa Neto, Silvestre Lopes da Nóbrega, Andressa dos Santos Pereira

623-638

VOLUME DE CISTERNAS RURAIS: UMA CONTRIBUIÇÃO PARA ABASTECIMENTO REGULAR DE ÁGUA.

RURAL CISTERN VOLUME: A CONTRIBUTION TO REGULAR WATER SUPPLY.

Luan Moreira Fernandes de Almeida, Juliana Farias Araújo, Silvio Roberto Magalhães Orrico, Eduardo Cohim

639-656

ENERGY EFFICIENCY MEASURES IN ELETRIC MOTORS FOR WATER SUPPLY SYSTEMS.

Bruno Damasceno Fernandes, Eduardo Contar, Guilherme Henrique Cavazzana, Fernando Jorge Correa Magalhães Filho

657-672

SYSTEMATIC MAPPING OF PHOSPHORUS RECOVERY FROM INDUSTRIAL WASTEWATER.

Kátlyn Renata Santos Alves, Regina Célia Espinosa Modolo, Bruno Guilherme Martini, Jorge Luís Victória Barbosa, Gilson Augusto Helfer, Héctor Gabriel Nóbrega, Flávia Schwarz Franceschini Zinani

673-694

REMOÇÃO E RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES EM SISTEMA UASB SEGUIDO DE LAT E POSTERIOR SEPARAÇÃO DE MICROALGAS POR FAD.

NUTRIENT REMOVAL USING A UASB REACTOR FOLLOWED BY A HIGH-RATE POND AND DAF.

José Carlos Alves Barroso Júnior, Maria Cristina de Almeida Silva, Nestor Leonel Muñoz Hoyos, Eddie Francisco Gómez, Felipe Krüger Leal, Luiz Olinto Monteggia

695-713

APPLICABILITY OF THE APPROXIMATE DELTA METHOD FOR DETERMINATION OF THE REAERATION COEFFICIENT IN SUB-BASINS IN THE CENTRAL REGION OF RIO GRANDE DO SUL, BRAZIL.

Cristiane Graepin, Débora Missio Bayer, Maria do Carmo Cauduro Gastaldini, Adriano Ricardo Kappes

714-727

AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS SÓCIO-AMBIENTAIS E DE SAÚDE PÚBLICA DE FAMÍLIAS REMANEJADAS. ESTUDO DE CASO DO RESIDENCIAL MORADA DO SOL, PARAGOMINAS, PA.

EVALUATION OF THE SOCIO-ENVIRONMENTAL AND PUBLIC HEALTH IMPACTS OF REMAINED FAMILIES. CASE STUDY OF THE RESIDENCIAL MORADA DO SOL, PARAGOMINAS, PA.

Kerla Francemary Martins De Oliveira, Adiel José Passos da Cunha Júnior, Francisca Nara da Conceição Moreira, Márcia Valéria Porto de Oliveira Cunha

728-746

QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA PARA CONSUMO HUMANO EM ÁREA DE INFLUÊNCIA DE LIXÃO DESATIVADO.

QUALITY OF GROUNDWATER FOR HUMAN CONSUMPTION IN DISABLED WASTE INFLUENCE AREA.

Davi Edson Sales e Souza, Adnildo Carvalho Mendes, Lucas Nunes Franco, Agnes da Silva Araújo, Júnior Hiroyuki Ishihara

747-766

POTENCIAL ENERGÉTICO DO BIOGÁS GERADO A PARTIR DA BIODIGESTÃO DE RESÍDUOS DO PROCESSAMENTO INDUSTRIAL DE ERVA-MATE.

ENERGY POTENTIAL OF BIOGAS GENERATED FROM WASTE BIODIGESTION OF THE YERBA MATE INDUSTRIAL PROCESSING.

Maurício Cabral Penteado, Gabriel Menon de Lima, Felipe Rafael Zarpellon, Matheus Vitor Diniz Gueri, Waldir Nagel Schirmer

767-785

APLICAÇÃO E ANÁLISE DA ELETROCOAGULAÇÃO PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTE DOMÉSTICO.

APPLICATION AND ANALYSIS OF ELECTROCOAGULATION FOR THE WASTEWATER TREATMENT.

Janaina Goerck, Delmira Beatriz Wolff, Letícia Flores Portela

786-803

PARÂMETROS DA CONTAMINAÇÃO DO SOLO A PARTIR DA ANÁLISE DO DESCARTE DE UM EFLUENTE SANITÁRIO.

PARAMETERS OF SOIL CONTAMINATION FROM THE ANALYSIS OF THE DISPOSAL OF A SANITARY EFFLUENT.

Roberta de Moura Lisbôa, Natielo Santana, Delmira Beatriz Wolff, Andressa de Oliveira Silveira

804-816

ENTRAVES NA IMPLEMENTAÇÃO DA GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL.

BARRIERS IN THE IMPLEMENTATION OF URBAN SOLID WASTE MANAGEMENT IN BRAZIL.

Raísa Rodrigues Neves, Antônio Carlos Novaes Moreira, Deyved Leonam Guimarães do Nascimento, Rísete Maria Queiroz Leão Braga, Lindemberg Lima Fernandes

817-828

BALANÇO DE MASSA DE DQO PARA REATORES UASB MODIFICADO TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO EM ESCALA PLENA.

COD MASS BALANCE FOR MODIFIED UASB REACTORS TREATING SANITARY SEWAGE ON A FULL SCALE.

Ana Caroline de Paula Patulski, Orlando Antonio Duarte Hernández, Miguel Mansur Aisse, Gustavo Rafael Collere Possetti

829-845

APLICAÇÃO DE TÉCNICAS ESTATÍSTICAS PARA IDENTIFICAÇÃO DE TENDÊNCIA PLUVIOMÉTRICA NO SUDESTE PARAENSE.

APPLICATION OF STATISTICAL TECHNIQUES FOR THE IDENTIFICATION OF PLUVIOMETRIC TREND IN SOUTHEAST PARAENSE.

Raisa Rodrigues Neves, Rosa Maria da Luz Mendes, Luiza Carla Girard Mendes Teixeira

846-859

ESTUDO DO LODO DE ETA CONTENDO ALUMÍNIO PARA A ADSORÇÃO DE FÓSFORO DE ESGOTOS SANITÁRIOS PREVIAMENTE TRATADOS EM WETLANDS CONSTRUÍDOS.

STUDY OF THE ALUM-SLUDGE ON PHOSPHORUS REMOVAL FROM WASTEWATER PREVIOUSLY TREATED IN THE CONSTRUCTED WETLANDS.

Magali Teresinha Ritter, Maria Eliza Nagel Hassemer

860-881

AVALIAÇÃO DO CONFORTO AMBIENTAL E DOS BIOAEROSSÓIS FÚNGICOS EM HOSPITAIS PÚBLICOS NA CIDADE DE FORTALEZA, CEARÁ, BRASIL.

EVALUATION OF ENVIRONMENTAL COMFORT AND FUNGAL BIOAEROSOLS IN PUBLIC HOSPITALS IN FORTALEZA, CEARA, BRAZIL.

Josiany Costa de Souza, Lara do Nascimento Lopes, Rita Sannara Bandeira do Nascimento, Jéssica Rocha de Lima, Lydía Dayanne Maia Pantoja, Rinaldo dos Santos Araujo



882-898

OXIDAÇÃO FENTON DO AZO CORANTE PONCEAU BS USANDO NANOPARTÍCULAS DE ÓXIDO DE FERRO COMO CATALISADOR.

FENTON OXIDATION OF AZO DYE PONCEAU BS USING MAGNETICS IRON OXIDES NANOPARTICLES AS CATALYSTS.

Sérgio Matos Fernandes, Emanuel Jesse Rodrigues Sousa, Jéssica Rocha de Lima, Camila Brasil da Paz, Bruno César Barroso Salgado, Danilo Caldas de Queiroz, Rinaldo dos Santos Araújo

899-916

MICROPLÁSTICOS EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO – UMA REVISÃO.

MICROPLASTCS IN WASTEWATER TREATMENT – A REVIEW.

Tainá da Conceição Pereira, Daniele Barcelos Araújo, Daniele Maia Bila

917-932

TENDÊNCIAS TECNOLÓGICAS NO TRATAMENTO DE GÁS TOLUENO.

TECHNOLOGICAL TRENDS IN TOLUENE GAS TREATMENT.

Suéllen Tonatto Ferrazzo, Lucimara Bragagnolo, Eduardo Pavan Korf

933-959

WATER LOSS MANAGEMENT, INTERVENING FACTORS IN BAHIA ACCORDING TO TYPE OF SERVICE PROVIDERS.

Josy Mara Simões Cardoso, Patrícia Campos Borja, Renavan Andrade Sobrinho

960-977



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

CONTABILIDADE ECONÔMICA E AMBIENTAL DO TERRITÓRIO: UMA ANÁLISE DA ZONA URBANA PARA CIDADES DE MÉDIO PORTE

* Cristian Teixeira Marques¹
Eduardo Brum¹
Elizabete C. Lazarotto¹
Adalberto Pandolfo¹

TERRITORY ECONOMIC AND ENVIRONMENTAL ACCOUNTING: AN ANALYSIS OF THE URBAN ZONE FOR MIDDLE CITIES

Recibido el 7 de agosto de 2019; Aceptado el 17 de mayo de 2021

Abstract

From the need for integration between the economy and the environment, the System of Environmental Economic Accounting (SEEA) emerged in 1987, introducing environmental concerns into national accounts, providing a database for assessing environmental resources. This study proposes a methodology of measurement and evaluation in physical / monetary terms for the resource "land", analyzing the Passo Fundo-RS urban area. The analyzes were based on the zoning map of the municipal master plan for the survey of physical assets and the Basic Unit Cost (CUB) for the survey of monetary assets. It was found a territorial area of 800 km² and a building potential of 700 km², ie, buildable area very close to the territorial area showing a high buildable potential, which was estimated at 939 billion reais. The methodology proposed in this study is relevant so that it can be further explored and applied to the planning controls of use and occupation and environmental impacts in the territory.

Keywords: SEEA, environmental accounting, land use and occupation, territorial management, territory.

¹ Faculdade de Engenharia e Arquitetura, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGEng), Universidade de Passo Fundo (UPF), Brasil.

* *Autor correspondente:* Faculdade de Engenharia e Arquitetura, Universidade de Passo Fundo, BR 285, São José, Passo Fundo, Rio Grande do Sul. CEP: 99052-900. Brasil. Fone: 021 54 9 9109 6909. Email: cristian.marques@hotmail.com

Resumo

Da necessidade de integração entre a economia e o meio ambiente, surgiu em 1987 o System of Environmental Economic Accounting (SEEA), introduzindo as preocupações ambientais nas contas nacionais, fornecendo um banco de dados para avaliação dos recursos ambientais. Este estudo propõe uma metodologia de mensuração e avaliação em termos físicos/monetários para o recurso 'território', analisando a área urbana do município de Passo Fundo-RS. As análises basearam-se no mapa de zoneamento do plano diretor do município para o levantamento dos ativos físicos e no Custo Unitário Básico (CUB), para o levantamento dos ativos monetários. Constatou-se uma área territorial de 800 km² e um potencial construtivo de 700 km², ou seja, área edificável muito próxima da área territorial demonstrando um elevado potencial edificável, que foi estimado no valor de 939 bilhões de reais. A metodologia proposta neste estudo mostra-se relevante para que possa ser ainda mais explorada e aplicada aos controles de planejamento do uso e ocupação e impactos ambientais no território.

Palavras chave: SEEA; contabilidade ambiental; uso e ocupação da terra; gestão territorial; território.

Introdução

Conhecer a dinâmica da terra sempre foi uma necessidade do ser humano, pois desde a antiguidade encontram-se referências sobre as relações entre a natureza e as atividades do homem (Saner e Bordt, 2016). Este conhecimento sobre as relações de uso da terra com a sociedade como um todo, ganha destaque pela necessidade de garantir sua sustentabilidade diante das questões ambientais, sociais e econômicas a ele relacionadas e trazidas à tona no debate sobre o desenvolvimento sustentável (Saner e Bordt, 2016; Stoneham *et al.*, 2012). No contexto das mudanças globais, os levantamentos de uso e cobertura da terra fornecem subsídios para as análises e avaliações dos impactos ambientais, como os provenientes de desmatamentos, e da perda da biodiversidade, ou ainda, os inúmeros impactos gerados pelos altos índices de urbanização, os quais ocorrem quase sempre de forma desordenada (United Nations, 2015). Para Harvey (2012) o processo de urbanização evidencia uma estreita conexão entre o desenvolvimento do sistema capitalista e o crescimento das cidades, cuja característica histórica é o espaço urbano sendo utilizado como mercadoria. Este fato agrava significativamente as desigualdades sociais, e ainda salienta as diversas fragilidades do Estado (Silva e Gomes, 2020).

Sob o ponto de vista da realidade nacional, nas diferentes regiões do Brasil, os problemas se repetem, mas também se diferenciam a partir das formas e dos tipos de ocupação e do uso da terra, que são delineados a partir dos processos definidos nos diferentes 'circuitos de produção' (Tavares, 2007; Santos, 1988). Desta forma, é possível afirmar que o levantamento sobre a cobertura e o uso da terra constitui importante ferramenta de planejamento territorial, construção de políticas públicas, e de orientação à tomada de decisão por parte da governança local (Rocha, Guimarães e Loureiro, 2020), retratando as formas e a dinâmica de ocupação do território, representando assim, instrumento valioso para a construção de indicadores ambientais e para a avaliação da capacidade de suporte ambiental, frente as diferentes estratégias

empregadas na produção, além de contribuir assim para a identificação de alternativas promotoras da sustentabilidade do desenvolvimento (Stoneham *et al.*, 2012).

Da necessidade de integração entre as dimensões da economia com o meio ambiente, e em resposta aos apelos internacionais para o desenvolvimento sustentável, nomeadamente através da Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (WCED), em 1987, surgiu o System of Environmental Economic Accounting (SEEA) (Hein *et al.*, 2015). O objetivo era de introduzir as preocupações ambientais nas contas nacionais, fornecendo definições quantificáveis e um banco de dados, contemplando e sugerindo a avaliação de um grupo de recursos ambientais, sendo eles: os recursos energéticos e minerais, o território, o solo, a madeira, os recursos aquáticos, outros recursos biológicos e a água (Lange, 2007).

Este estudo fundamenta-se dentro dos tipos de recursos ambientais abrangidos pelo SEEA, tendo como principal foco analisar a aplicação da sua metodologia de mensuração e avaliação em termos físicos e monetários especificamente para o recurso território '*land*', tomando como referência a análise da área urbana do município de Passo Fundo-RS, um município de médio porte localizado no norte do estado do Rio Grande do Sul, Região Sul do Brasil. De acordo com dados do IBGE, obtidos em 2010, a cidade destaca-se como sendo a maior cidade da região Norte do estado, possuindo um índice de urbanização de 97.45%, e uma média de crescimento populacional de 1500 novos habitantes por ano.

Embora este trabalho aborde como estudo de caso um município específico, ele traz uma metodologia capaz de ser replicada para mensuração física e monetária de qualquer área urbana, baseando-se no plano diretor e no valor do Custo Unitário Básico (CUB). Além disso, analisar um município de médio porte é abranger a maior parte dos municípios brasileiros, além de que são as áreas com taxas de crescimento populacional em maior ascensão, como se observa nos anos de 2013 e 2014 (IBGE, 2013).

Estudos referentes a aplicação da metodologia proposta pelo SEEA ainda são escassos atualmente, principalmente no que se refere ao ativo ambiental '*terra*'. Destacam-se, o estudo da implementação do SEEA para uso e cobertura da terra na Europa (Weber, 2007), baseado na metodologia do SEEA 2003; a análise espacial dos usos e planejamento da terra, por meio da contabilidade do ecossistema (Sumarga *et al.*, 2015); uso recreativo de Parques Nacionais na Europa, abordando um item de cobertura da terra (Schägner *et al.*, 2016); estudo comparativo dos métodos existentes para o cálculo da pegada da terra, mostrando a necessidade da adoção de novos métodos de contabilidade do uso da terra baseado no consumo (Bruckner *et al.*, 2015); estes últimos, abordando o recurso ambiental terra sem seguir a metodologia do SEEA.

System of Environmental Economic Accounting (SEEA)

O System of Environmental Economic Accounting (SEEA) é uma Norma Estatística, Internacional que descreve as interações entre a economia e o ambiente, bem como as ações e mudanças nos estoques de ativos ambientais (United Nations, 2014). A primeira versão do SEEA foi publicada pelas Nações Unidas em 1993, como um relatório técnico interino, sujeito a modificações (Bartelmus, 2014). Após sua publicação o SEEA 1993 foi aprimorado por meio de revisões, dando origem ao SEEA 2003 (Banerjee *et al.*, 2016; United Nations *et al.*, 2014; Edens e Haan, 2010), que proporcionou um framework para compilação das contas ambientais e econômicas, sendo utilizado por diversos países ao redor do mundo (United Nations *et al.*, 2014). No entanto, esta versão não pode ser adotada como padrão estatístico internacional (United Nations *et al.*, 2014), surgindo assim o Central Framework SEEA-2012, publicado no ano de 2014 (Obst, Hein e Edens, 2015; United Nations *et al.*, 2014).

Conforme Obst e Vardon (2014), o Framework Central – SEEA, foi desenvolvido com o objetivo de combinar os dados econômicos com as informações do ambiente em um *framework* contabilístico, permitindo mensurar as contribuições do ambiente para a economia, bem como o impacto da atividade econômica sobre o ambiente e seu estoque de recursos. Nesta abordagem, o Framework Central SEEA utiliza os conceitos de contabilidade, estruturas, regras e princípios do Sistema de Contas Nacionais (Hein *et al.*, 2015; United Nations *et al.*, 2014).

Dessa forma, o Framework Central SEEA reúne informação sobre os recursos ambientais, água, minerais, energia, madeira, peixes, solo, terra e ecossistemas, poluição e resíduos, produção, consumo e acumulação, em um único sistema de medição (United Nations, *et al.*, 2014). Para cada uma destas áreas, o SEEA atribui abordagens específicas e detalhadas de medição, que estão integrados de modo a proporcionar uma visão abrangente, exigindo uma abordagem interdisciplinar que integra a economia e o ambiente. Este estudo aborda o recurso ambiental terra, considerado pelo SEEA, um componente importante na avaliação da riqueza, sendo central para a contabilidade econômica e ambiental.

SEEA – Território

O Framework Central SEEA-2012 define o território como “patrimônio ambiental único que delinea o espaço, no qual as atividades econômicas e processos ambientais têm lugar e dentro do qual os ativos ambientais e bens econômicos estão localizados.” (United Nations, *et al.*, 2014, p. 174). A avaliação da propriedade e uso da terra como parte da produção econômica, de acordo com United Nations *et al.* (2014), inclui: (a) os impactos da urbanização; (b) a intensidade da produção vegetal e animal; (c) o florestamento e desmatamento; (d) o uso dos recursos hídricos; (e) outros usos diretos e indiretos da terra.

As contas do ativo ambiental terra são importantes tanto em termos físicos quanto monetários (Dietz e Neumayer, 2007). O objetivo das contas em termos físicos é descrever a área de terras e mudanças nessas áreas ao longo de um período (Saner e Bordt, 2016). Na questão monetária mostra o valor da terra e as alterações no seu valor total que refletem reavaliações, ou mudanças no uso da terra e reclassificação ocorridas durante o período contábilístico (Banerjee *et al.*, 2016). Além disso, é importante destacar que o uso da terra se refere a alguma intervenção humana, onde são realizadas atividades. A cobertura refere-se à cobertura física e biológica do território, compreendendo todas as características individuais que cobrem as áreas dentro de um país. Nesse sentido, a classificação quanto ao uso da terra, de acordo com o manual do SEEA 2012, compreende: agricultura, silvicultura, aquicultura, áreas construídas, áreas de função ambiental, áreas com outros usos e áreas sem uso. Quanto a cobertura da terra, inclui: superfícies artificiais, cultivo de herbáceas, cultivo de árvores, cultivo numeroso, planície, áreas cobertas por árvores, manguezais, áreas com arbustos, vegetação aquática, vegetação escassa, solo improdutivo, neve e geleiras; massa de águas interiores, massas de águas costeiras (United Nations, *et al.*, 2014).

Medições de Uso e Ocupação do Solo no Brasil

No Brasil, os primeiros trabalhos sobre uso da terra iniciaram no final da década de 1930 do século passado e perduraram até os anos 1940, quando predominaram estudos sobre a colonização e a análise da ocupação da Amazônia (IBGE, 2013). A partir da década de 1950 até a década de 1960 passam a predominar os estudos sobre padrões espaciais, analisados a partir de processos produtivos. Segundo Keller (1969), esses estudos permitiram a evolução para as análises da caracterização de variáveis específicas da ocupação, como a distribuição de propriedades rurais, análise dos rebanhos, da expansão do povoamento, ou das frentes pioneiras. Já na metade dessa década, iniciam os estudos indicativos da preocupação com questões da regionalização dos usos da terra e com o próprio mapeamento (Keller, 1969).

A visão de conjunto do uso da terra e as preocupações ambientais, com destaque para as demandas de um controle e mitigação das mudanças do clima (Tavares, 2007; Agopyan *et al.*, 1998), e, mais recentemente, as demandas para a contabilização de mudanças na cobertura e no uso da terra no contexto do Sistema de Contabilidade Econômico Ambiental que as Nações Unidas (SEEA, 2012) vêm promovendo, e contribuindo para a ampliação da produção de uma crítica e soluções ao modelo de desenvolvimento. No Brasil, é possível constatar que o padrão de crescimento econômico, que prevaleceu no País desde a década de 1930, e a crise de seu esgotamento que marcou os últimos quinze anos da sociedade brasileira, deixaram como herança, por um lado, transformações rurais intensas e uma sociedade urbano-industrial moderna e complexa, por outro, um dramático quadro social, marcado por profundas desigualdades (Brasil, 2004), tanto no campo como nos centros urbanos.

Planejamento territorial e gestão socioambiental

De acordo com Silva e Gomes (2020), de uma maneira geral as cidades são confrontadas com a necessidade histórica de responder a dois extremos, primeiro os anseios igualitários da coletividade, correspondente a maior parte da população mundial, e segundo as aspirações de outra pequena parcela da sociedade que visa o retorno monetário relacionado ao valor de uso. Nesse sentido, o território torna-se palco e objeto de anseio desta disputa material e simbólica (Pereira, 2009), ou seja, fundamentalmente um espaço definido e determinado pelas diferentes relações de poder (Monken et al., 2008; Raffestin, 1993).

Assim, têm-se uma questão complexa, onde, em maior escala o planejamento urbano é norteado pelo que dispõem documentos internacionais como a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, Habitat entre outros, e na escala local (dos municípios) o planejamento urbano depende da implementação de Planos Diretores participativos, com base nos ditames estabelecidos pelo Estatuto das Cidades e pela Constituição Federal (Silva e Gomes, 2020). Contudo, o que se observa repetidamente no cotidiano das pessoas, é o fato desses instrumentos estarem a serviço da reprodução de desigualdades. Segundo Pereira (2009) a fragmentação do território de maneira desigual e injusta, resultando na combinação de espaços pobres, desprovidos de infraestrutura básica, em contrapartida de áreas ricas, dispostas de todos os equipamentos e necessários, promove não só a exclusão social como também a exclusão territorial, alimentando e mantendo um quadro de injustiça ambiental.

De acordo com estimativas da Organização das Nações Unidas (ONU) a população mundial vai apresentar um crescimento populacional de atuais 7,6 bilhões para 8,6 bilhões até 2030, sendo que desse total, cerca de 60% irão viver em ambientes urbanos. Em outubro de 2016, no Equador, a III Conferência das Nações Unidas sobre Moradia e Desenvolvimento Urbano Sustentável (Habitat III), fez um importante alerta a respeito da participação das cidades na busca de soluções para os problemas ambientais e para as desigualdades sociais com os quais as sociedades humanas convivem, em busca do desenvolvimento sustentável (EBC, 2017).

Nesse contexto, o que se observa é o delineamento de conflitos socioambientais, onde os diferentes interesses se confrontam na busca pelo direito e exclusividade no uso de determinados espaços, configurando, deste modo, disputas por territórios (Pereira, 2009). Apesar disso, pode-se dizer que cada vez mais o planejamento e a gestão do território têm sido foco da atenção do poder público. Pereira (2009) aponta que já na constituição de 1988, esses ideários se fazem presente, onde há a menção ao Plano Diretor, em seu Título VII, Capítulo II, e em 2001, com a regulamentação dos artigos 182 e 183 da Constituição de 1988, de maneira mais clara, o planejamento territorial passa a ser tomado como alternativa de enfrentamento desses conflitos.

Metodologia

Metodologia para delimitação da área – Áreas artificiais

De acordo com o SEEA (2012), a terra é um patrimônio ambiental único que delinea o espaço no qual atividades econômicas e processos ambientais têm lugar e dentro do qual os ativos ambientais e bens econômicos estão localizados. Com efeito, a ‘utilização’ de uma área implica automaticamente na existência de alguma intervenção ou gestão humana, a partir disso, as áreas dos diferentes territórios podem ser analisadas de muitas maneiras diferentes, e o SEEA apresenta uma classificação para estas de acordo com dois critérios, o tipo de uso e o tipo de cobertura da terra, ambos com subclassificações dentro de seu conjunto.

A partir das categorias de classificação da terra definidas pelo SEEA, para o presente estudo, a ideia de análise foi a aplicação da metodologia para a área de um município, desta forma, a análise visa o levantamento a cerca de três tipos de áreas: (a) superfícies artificiais, constituído pelas áreas que poderão ser construídas; (b) áreas com outros usos, constituída pelas ruas e calçadas; (c) áreas com vegetação, constituída pelas áreas verdes que são preservadas dentro do município, como parques e praças (Figura 1).

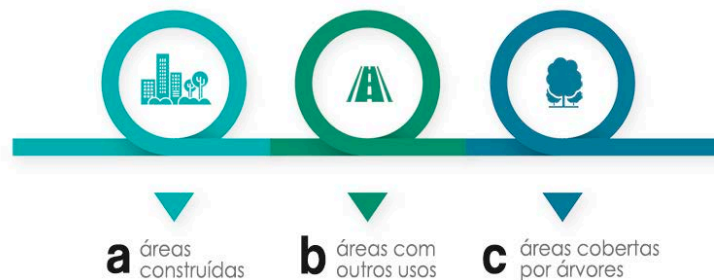


Figura 1. Delimitação das áreas mensuradas na metodologia proposta para contabilidade de uso da terra.

Fonte: *Elaboração própria adaptado de SEEA (2012).*

A análise estatística será realizada pela compilação de dados para as regiões administrativamente definidas dentro de um país, ou território delimitado por uma ‘unidade’ política econômica. No Brasil, conforme abordagem anterior, os levantamentos de dados a respeito do uso e ocupação da terra, são realizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), e de acordo com este, as áreas artificiais são aquelas em que mais de 75% do polígono ocupado com uso urbano, estruturado por edificações e sistema viário, onde predominam superfícies artificiais não-agrícolas. Sendo assim, estão incluídas nesta categoria as metrópoles, as cidades, as vilas, as áreas de rodovias, serviços e transportes, as redes de energia, comunicações e terrenos associados, as áreas ocupadas por indústrias, complexos industriais e comerciais e edificações que podem, em

alguns casos, encontrar-se isoladas em áreas próximas ao perímetro urbano. Na Figura 2 é possível visualizar no mapa as áreas correspondentes em cor vermelho.

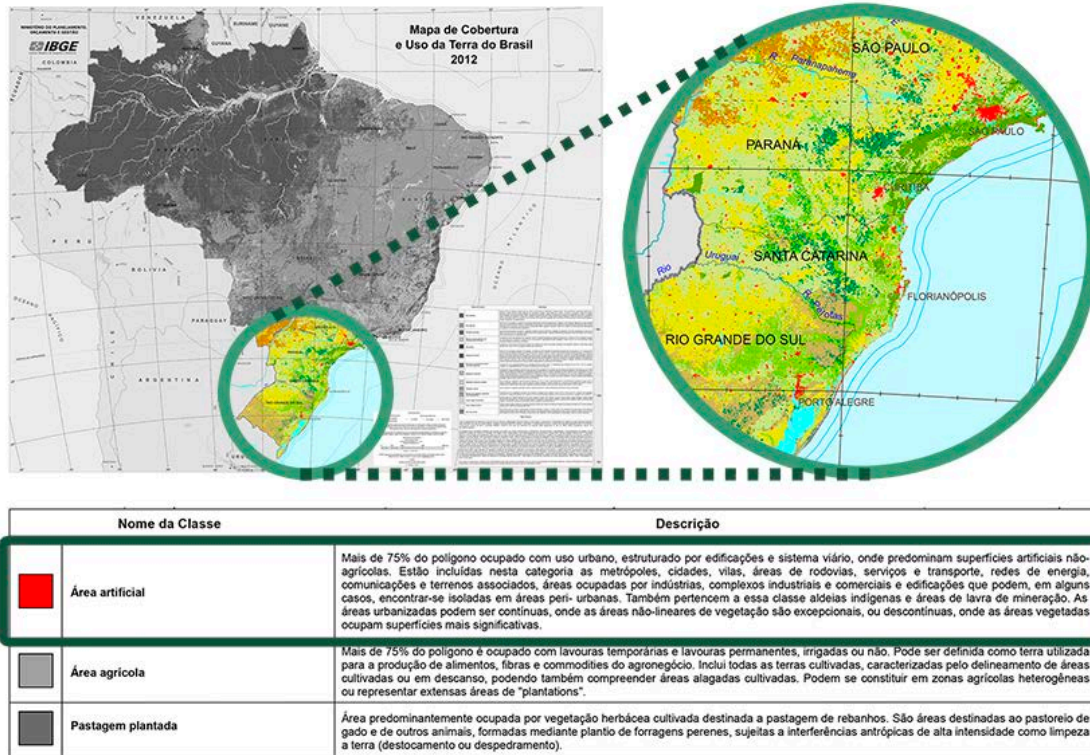


Figura 2. Áreas artificiais de acordo com a classificação do IBGE – delimitação das áreas do estudo.

Fonte: *Elaboração própria adaptado IBGE (2013).*

Dentro desta definição do IBGE para áreas artificiais, destaca-se a proposta deste artigo na aplicação da metodologia do SEEA para estas áreas, restringindo o horizonte de análise apenas para as áreas em vermelho no mapa apresentado pelo IBGE.

Metodologia de Mensuração Proposta

Para o desenvolvimento do estudo, foi adotada uma metodologia de análise onde inicialmente buscou-se o mapa de zoneamento do Plano Diretor do município, e a partir deste foram determinadas as áreas para cada uma das diferentes zonas (AZ) que o município se divide (Equação 1).

$$AT = \sum AZ$$

Sendo: AT Área total; AZ Área das zonas.

Equação (1)

O segundo passo foi a quantificação das áreas verdes (AV) do município, constituídas pelas praças, parques e canteiros. O terceiro passo, deu-se na quantificação das áreas com outros usos (AOU) como ruas, avenidas e calçadas, inseridas dentro das diferentes zonas do mapa (Equação 2).

$$AZ = AC + AV + AOU$$

Equação (2)

Sendo: AC Área para construção; AV Áreas verdes; AOU Áreas com outros usos.

A área total do município é o somatório das áreas das zonas, e estas constituem como o somatório das áreas para construção, áreas verdes e áreas com outros usos. Para se encontrar o valor da área de construção basta diminuir-se da área total (somatório das áreas das zonas), o valor das áreas verdes e das áreas com outros usos, conforme Equação 3:

$$AC = AT - (AV + AOU)$$

Equação (3)

Esta equação também pode ser aplicada para a área de cada zona de forma individual, encontrando-se a área para construção existente dentro de cada zona. No plano diretor, as zonas possuem diferentes índices de construção. Com as áreas determinadas, se multiplica as áreas pelos seus respectivos índices, objetivando assim obter o valor de área edificável (AE) existente no município (Equação 4).

$$AE = AZ * IC$$

Equação (4)

Sendo: AE Área edificável; IC índice de construção.

O próximo passo foi o levantamento do valor do Custo Unitário Básico (CUB) para construção no município. Este indicador do custo da construção faz uma diferenciação de acordo com projetos padrão definidos, os quais foram relacionadas as respectivas zonas, a fim de identificar o valor do metro quadrado da construção, nas diferentes zonas da cidade, tendo assim um levantamento financeiro. Por último, se multiplica os valores de área encontradas pelos valores monetários, resultando assim num valor total em termos financeiros para as áreas edificáveis do território do município.

Delimitação do estudo de caso – Cidade

A metodologia proposta foi aplicada para o município de Passo Fundo-RS, caracterizado como uma cidade de médio porte, localizado no norte do estado do Rio Grande do Sul, Região Sul do Brasil, sendo que sua sede urbana é a maior cidade da região Norte do estado, distando 289 km da capital Porto Alegre. Segundo dados do IBGE, obtidos em 2010, destaca-se que a cidade possui uma população de 184826 habitantes (12º no ranking estadual), e urbanização de 97.45%. Além disso, de acordo com a Fundação de Economia e Estatística (FEE, 2016), Passo Fundo-RS possui o sétimo maior Produto Interno Bruto (PIB) entre os municípios do estado do Rio Grande do Sul.

Resultados e discussões

O objetivo do presente estudo foi analisar física e monetariamente as áreas urbanas a partir da metodologia proposta pelo SEEA para o território, tendo como base a realidade do município de Passo Fundo-RS, obtendo assim diferentes resultados nas diferentes eapas do método conforme segue.

Análise do Plano Diretor – Levantamento de Ativos Físicos

Para esta etapa do estudo buscou-se determinar a área edificável permitida na cidade de Passo Fundo-RS, a partir de uma análise do plano diretor e do mapa de zoneamento (Figura 3). As zonas do plano diretor dividem-se pela ocupação que se destinam, sendo que estas ocupações são divididas em 6 áreas: área de preservação ambiental, áreas adensáveis, área de produção urbana, áreas de usos especiais, áreas residenciais e área de recreação e turismo.

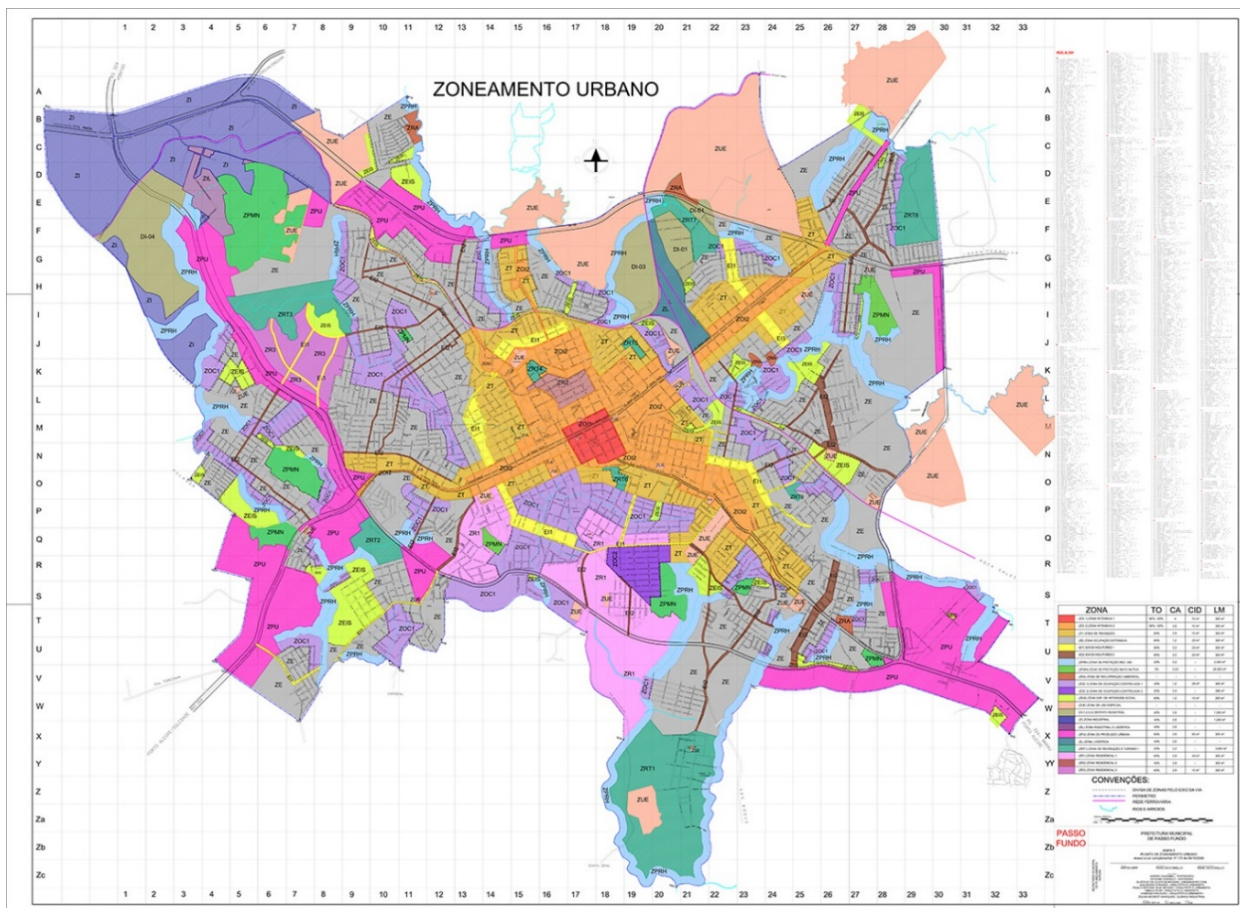


Figura 3. Mapa de Zoneamento Urbano de Passo Fundo-RS.

Fonte: Prefeitura Municipal de Passo Fundo (2014).

Para a verificação das áreas foi utilizado o software AutoCAD e medido cada uma das zonas de ocupação. Com as medições efetuadas estabeleceu-se os dados constantes na Tabela 1.

Tabela 1. Levantamento de Áreas e Índices do Zoneamento Urbano de Passo Fundo-RS.

	1	2	3	4	5	6
Zonas Plano Diretor	Área	Área de Redução	Área de Terra	TO	CA	Área Edificável
Unidades	km ²	km ²	km ²	%	Índice	km ²
Área de Preservação Ambiental	185.08	55.52	129.56	-	-	75.76
Zona de Proteção dos Recursos Hídricos - ZPRH	75.82	22.75	53.08	20%	0.20	10.62
Zona de Recuperação da Mata Nativa - ZPMN	26.76	8.03	18.73	3%	0.03	0.56
Zona de Recuperação Ambiental - ZRA	2.30	0.69	1.61	-	-	-
Zona de Ocupação Controlada 1 - ZOC1	75.22	22.57	52.66	40%	1.20	63.19
Zona de Ocupação Controlada 2 - ZOC2	4.98	1.49	3.49	20%	0.40	1.39
Áreas Adensáveis	298.36	89.51	208.85	-	-	435.82
Zona de Ocupação Intensiva 1 - ZOI1	4.49	1.35	3.14	80%	4.00	12.57
Zona de Ocupação Intensiva 2 - ZOI2	38.84	11.65	27.18	80%	3.60	97.86
Zona de Transição - ZT	63.62	19.09	44.54	60%	2.80	124.70
Eixos Indutores - EI	28.50	8.55	19.95	80%	3.20	63.84
Zona de Ocupação Extensiva - ZE	162.91	48.87	114.04	60%	1.20	136.84
Áreas de Produção Urbana	178.53	53.56	124.97	-	-	87.38
Distritos Industriais - DI1, DI2, DI3, DI4	26.47	7.94	18.53	40%	0.60	11.12
Zona Industrial - ZI	55.25	16.57	38.67	40%	0.60	23.20
Zona de Produção Urbana - ZPU	88.56	26.57	61.99	60%	0.80	49.59
Zona Logística - ZL	4.12	1.24	2.89	40%	0.60	1.73
Zona Industrial e Logística - ZIL	4.12	1.24	2.89	40%	0.60	1.73
Áreas de Usos Especiais	69.13	20.74	48.39	-	-	49.28
Zona de Uso Especial - ZUE	47.58	14.27	33.30	60%	0.80	26.64
Zona Especial de Interesse Social - ZEIS	21.56	6.47	15.09	60%	1.50	22.63
Áreas Residenciais	34.27	10.28	23.99	-	-	19.19
Zona Residencial 1 - ZR1	31.61	9.48	22.12	60%	0.80	17.70
Zona Residencial 2 - ZR2	2.67	0.80	1.87	40%	0.80	1.49
Área de Recreação e Turismo	41.91	12.57	29.34	-	-	5.87
Zona de Recreação e Turismo - ZRT	41.91	12.57	29.34	20%	0.20	5.87
Totais	807.28	242.19	565.10	-	-	673.30

Para o melhor entendimento da tabela, foram relacionadas as colunas (1) a (6) à metodologia proposta neste estudo, conforme segue:

- Coluna (1): AT – Áreas medidas no mapa em quilômetros quadrados (km²);
- Coluna (2): AV + AOU – Área de redução de uso da terra para edificações. Nestas áreas são consideradas apenas as ruas, calçadas e canteiros;
- Coluna (3): AC – Áreas efetivas de terra disponíveis para construção;
- Coluna (4): TO – Taxa de ocupação respectiva ao zoneamento, onde determina o que pode ser construído em projeção sobre a terra;
- Coluna (5): CA – Coeficiente de Aproveitamento, determina o quanto pode ser construído na terra horizontalmente ou verticalmente;
- Coluna (6): AE – Área edificável, é a área resultante do produto entre os itens (3) e (5), ou seja, a quantidade de área possível de se construir na cidade.

Na sequência as áreas das zonas do plano diretor foram separadas de acordo com seus usos, conforme exposto na Tabela 2. A partir destes dados, foram gerados os gráficos da Figura 4, para melhor ilustrar o uso da terra no município de Passo Fundo-RS, e auxiliar na análise dos resultados.

Tabela 2. Classificação das Áreas do Zoneamento Urbano de Passo Fundo-RS conforme o Uso.

Zonas Plano Diretor	Área Territorial	Área Territorial	Área de Redução	Área de Terra	Área Edificável
Unidades	km ²	%	km ²	km ²	km ²
Área de Preservação Ambiental	185.08	22.93%	55.52	129.56	75.76
Áreas Adensáveis	298.36	36.96%	89.51	208.85	435.82
Áreas de Produção Urbana	178.53	22.11%	53.56	124.97	87.38
Áreas de Usos Especiais	69.13	8.56%	20.74	48.39	49.28
Áreas Residenciais	34.27	4.25%	10.28	23.99	19.19
Área de Recreação e Turismo	41.91	5.19%	12.57	29.34	5.87
Totais	807.28	100%	242.19	565.10	673.30

O Plano Diretor, já traz em si um estudo acerca do melhor uso e ocupação dos espaços urbanos, trazendo como principal objetivo proporcionar o crescimento ordenado às cidades. Em contrapartida, contabilizar o quanto esses espaços podem significar em termos de ativos físicos e monetários, pode trazer novos pontos de vista e indicadores importantes a tomada de decisões da governança. Desta forma, os dados expostos na Tabela 2, e também expressos nos gráficos da Figura 4, indicam um importante comparativo entre as áreas territoriais e as áreas edificáveis.

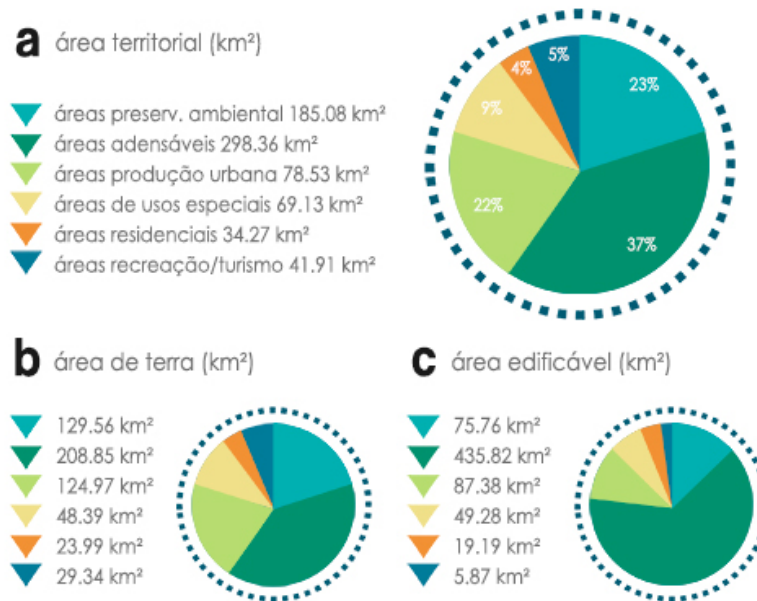


Figura 4. Gráficos das áreas do município.

Fonte: *Elaboração própria.*

A Figura 4 apresenta três gráficos que demonstram as áreas territoriais do município. Estes gráficos demonstram que o uso em áreas adensáveis em Passo Fundo-RS chega a 37% do uso total. Considerando as áreas residenciais e de preservação ambiental, este índice sobe para 64.13%. A área de preservação ambiental, embora o nome remeta a uma área não edificável, possui a zona de ocupação controlada 1 que possui uma área territorial de 75.22 km² e edificável de 63.19 km². Além disso os dados expostos nos gráficos demonstram que Passo Fundo-RS possui uma área territorial de aproximadamente 800 km² e um potencial construtivo próximo de 700 km², ou seja, em termos de área de construção, a área edificável do município está muito próxima de sua área territorial, demonstrando o potencial construtivo da cidade para os próximos anos. Sem o devido controle e monitoramento do uso destes espaços, tanto em termos físicos quanto monetários, esse potencial construtivo, que se verifica na ordem de 87,5% em relação ao total de área territorial disponível, pode continuar reafirmando os históricos conflitos de interesses de disputa socioambientais.

Análise do Custo – Levantamento de Ativos Monetários

Para esta última etapa do estudo, buscou-se encontrar o valor monetário correspondente à área edificável do município. O custo das áreas edificáveis foi estimado pelo Custo Unitário Básico (CUB) correspondente à classe dos empreendimentos. Este indicador, é o principal do setor da construção, tendo amparo na Lei 4591 de 16 de dezembro de 1964, que dispõe sobre as

incorporações imobiliárias. Com base nesta Lei, surgiu em 1965 a NB-140 – “Avaliação de custos unitários e preparo de orçamento de construção para incorporação de edifício em condomínio”. Atualmente, a Norma Brasileira que estabelece a metodologia de cálculo do CUB é a ABNT NBR 12721:2006.

O CUB é definido na NBR 12721 (ABNT, 2006. p. 5) em seu item 3.9 como sendo o “custo por metro quadrado de construção do projeto-padrão considerado, calculado de acordo com a metodologia estabelecida pelos Sindicatos da Indústria da Construção Civil, em atendimento ao disposto no artigo 54 da Lei 4591/64 e que serve de base para a avaliação de parte dos custos de construção das edificações”. Este indicador é atualizado mensalmente, sendo os valores expostos na Figura 5 relativos ao mês de março de 2019.

CUB/RS do mês de MARÇO/2019 - NBR 12.721- Versão 2006

PROJETOS	Padrão de acabamento	Código	Custo R\$/m ²	Variação %		
				Mensal	Anual	12 meses
RESIDENCIAIS						
R - 1 (Residência Unifamiliar)	Baixo	R 1-B	1.446,85	0,32	0,00	3,26
	Normal	R 1-N	1.824,35	0,22	-0,01	3,69
	Alto	R 1-A	2.290,65	0,21	0,03	4,15
PP (Prédio Popular)	Baixo	PP 4-B	1.329,43	0,60	0,51	4,57
	Normal	PP 4-N	1.757,13	0,38	0,17	4,32
R - 8 (Residência Multifamiliar)	Baixo	R 8-B	1.265,36	0,62	0,54	4,74
	Normal	R 8-N	1.519,24	0,42	0,27	4,65
R - 16 (Residência Multifamiliar)	Alto	R 8-A	1.863,42	0,47	0,27	4,50
	Normal	R 16-N	1.477,13	0,45	0,32	4,64
R - 16 (Residência Multifamiliar)	Alto	R 16-A	1.916,24	0,52	0,44	5,28
	PIS (Projeto de Interesse Social)		PIS	1.036,50	0,57	0,46
RPQ1 (Residência Popular)		RP1Q	1.516,14	0,14	0,07	3,51
COMERCIAIS						
CAL- 8 (Comercial Andar Livres)	Normal	CAL 8-N	1.820,11	0,59	0,45	5,83
	Alto	CAL 8-A	2.008,85	0,69	0,55	6,19
CSL- 8 (Comercial Salas e Lojas)	Normal	CSL 8-N	1.509,33	0,52	0,31	4,92
	Alto	CSL 8-A	1.732,51	0,71	0,44	4,86
CSL- 16 (Comercial Salas e Lojas)	Normal	CSL 16-N	2.019,28	0,55	0,37	5,13
	Alto	CSL 16-A	2.313,59	0,72	0,49	5,09
GI (Galpão Industrial)		GI	796,74	0,19	-0,15	4,32

Figura 5. Custo Unitário Básico SINDUSCON/RS em março 2019. Fonte. SINDUSCON/RS (2019)

Fonte: SINDUSCON/RS (2019).

A partir dos valores expostos na Figura 5, foram selecionados os projetos padrão que mais se adequavam às respectivas zonas do plano diretor. Selecionados os projetos e seus devidos valores em reais por metro quadrado, acrescidos dos valores das áreas das zonas levantadas anteriormente, foi elaborada a Tabela 3.

Tabela 3. Valores monetários para as áreas de ocupação do território

Zonas Plano Diretor	Área Edificável	Código Projeto Padrão	CUB Sinduscon mar 2019	Custo Total
Unidades	km ²	CUB	R\$/m ²	R\$
Área de Preservação Ambiental	75.76	R1-B	1446.85	109 613 105 405.58
Áreas Adensáveis	435.82	R8-N	1519.24	662115814880.80
Áreas de Produção Urbana	87.38	GI	796.74	69 618 989 819.40
Áreas de Usos Especiais	49.28	PP4-B	1329.43	65 509 089 728.39
Áreas Residenciais	19.19	R1-B	1446.85	27 768 975 357.20
Área de Recreação e Turismo	5.87	GI	796.74	4 675 104 598.08
Totais	673.30			939 301 079 789.45

Desta forma obteve-se o valor do custo total de cada uma das zonas de ocupação, multiplicando as áreas medidas pelos CUB's. O somatório dos custos das zonas forneceu o custo total para o município de Passo Fundo-RS, em novecentos e trinta e nove bilhões de reais (R\$ 939 bilhões), um valor bastante considerável quando analisado o valor individual de cada empreendimento que é construído (Figura 6).



Figura 6. Valores totais dos custos das áreas.

Fonte: *Elaboração própria.*

Os dados expostos acima na Figura 06, demonstram custo total de cada uma das zonas de ocupação do município, e isto pode indicar, por exemplo, onde existe uma maior ou menor necessidade de investimentos por parte do poder público.

É importante considerar, que os resultados obtidos são dependentes de diferentes variáveis, que em alguns casos são arbitradas, como por exemplo, o projeto padrão do CUB. Para estudos futuros diferentes tipos de projeto padrão, também podem ser considerados, e além disso, as edificações já existentes e seus respectivos valores, através de um levantamento detalhado. Independente destas questões, a metodologia é aberta para diferentes formas de utilização dos dados, pois deixa a critério de quem a irá utilizar, a elaboração de um levantamento mais detalhado ou não, conferindo ao resultado a importância proporcional as justificativas apresentadas nos dados adotados, bem como a utilização que será destinado o estudo.

Além disso, a aplicação da metodologia do SEEA possibilita o alcance de importantes reflexões acerca do estágio atual de ocupação do espaço urbano, assim como também do potencial de desenvolvimento e ocupação que este mesmo território possui, tanto em termos físicos como monetários. A comparação entre estas duas variáveis, pode indicar diferentes caminhos de gestão socioambiental do território auxiliando a governança no melhor direcionamento do uso dos espaços e na construção de políticas públicas atrelado ao território.

Considerações finais

Os levantamentos a respeito da cobertura e o uso do território são fatores relevantes ao planejamento de território, contribuindo e orientando diretamente nas tomadas de decisão, pois retratando a dinâmica da terra e suas diferentes formas de uso e ocupação, tem-se uma valiosa ferramenta de controle de avaliação da capacidade de suporte ambiental, por meio da construção de indicadores ambientais que identifiquem as diferentes estratégias utilizadas nos processos produtivos, e ainda apresentar novas alternativas de promoção da sustentabilidade. É com essa perspectiva, que a aplicação do framework proposto pelo SEEA, no que se refere a contabilidade econômica e ambiental do recurso ambiental '*land*', e da metodologia proposta neste estudo, pode tornar-se um instrumento com resultados importantes, se utilizados, por exemplo, como ferramenta de auxílio ao planejamento de políticas públicas de uso do território dos municípios.

Os levantamentos realizados neste estudo basearam-se no mapa de zoneamento do plano diretor do município para os ativos físicos e na tabela do Custo Unitário Básico (CUB) da construção, para os ativos monetários, focando a análise em áreas urbanas. A aplicação da metodologia do SEEA de maneira plena requer a consideração de outras parcelas não consideradas neste trabalho, apesar disso, os resultados obtidos mostraram-se relevantes pelas constatações encontradas,

uma vez que são nas áreas urbanas onde se encontram as maiores parcelas de habitantes por metro quadrado do planeta.

Considerando o quadro atual do Brasil, no que diz respeito a inexistência e a indisponibilidade de dados e informações específicas sobre os usos e ocupações da terra, ainda se tem isso como o principal desafio para o processo de implementação do SEEA. Porém, se destaca o potencial de utilização desta ferramenta, visto os resultados que foram alcançados, como por exemplo, o potencial construtivo do município analisado, demonstrado em números, ao comparar-se a área de construção, a área edificável e a área territorial. O SEEA é uma sistemática ainda bastante jovem, e pouco difundida, principalmente no Brasil, tornando este estudo relevante para que possa ser ainda mais explorado e aplicado aos controles de planejamento do uso e ocupação e impactos ambientais no território.

Referências

- Agopyan, V., Souza, U. E. L. de, Paliari, J. C., Andrade, A. C. de (1998) *Alternativas Para a Redução do Desperdício de Materiais nos Canteiros de Obras: relatório final*, São Paulo, Epusp/PCC.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2006) *NBR 12721: Avaliação de custos de construção para incorporação imobiliária e outras disposições para condomínios edilícios*, ABNT, Rio de Janeiro, 91 pp.
- Banerjee, O., Cicowicz, M., Horridge, M., Vargas, R. (2016) A Conceptual Framework for Integrated Economic–Environmental Modeling, *Journal of Environment Development*, **25**(3), 276-305.
- Bartelmus, P. (2007) SEEA-2003: Accounting for sustainable development? *Ecological Economics, Elsevier*, **61**(4), 613-616. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.09.008>
- Bartelmus, P. (2014) Environmental-Economic Accounting: Progress and Digression in the SEEA Revision, *Review of Income and Wealth*, **60**(4), 887-904. doi: <https://doi.org/10.1111/roiw.12056>
- Brasil (1998) *Decreto nº 2.596, de 18 de maio de 1998 Regulamenta a Lei nº 9.537, de 11 de dezembro de 1997, que dispõe sobre a segurança do tráfego aquaviário em águas sob jurisdição nacional*, Presidência da República, Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília – DF, 19 de maio de 1998, **136**(93), 3-6. Acesso em outubro de 2016, disponível em: <http://www.presidencia.gov.br/legislacao>
- Brasil (2004) *Comunicação nacional inicial do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre mudança do clima*, Ministério da Ciência e Tecnologia, Brasília – DF, 274 pp. Acesso em outubro de 2016, disponível em: http://www.mct.gov.br/upd_blob/0005/5586.pdf
- Bruckner, M., Fischer, G., Tramverend, S., Giljum, S. (2015) Measuring telecouplings in the global land system: A review and comparative evaluation of land footprint accounting methods, *Ecological Economics*, **114**, 11-21. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.03.008>
- Dietz, S., Neumayer, E. (2007) Weak and strong sustainability in the SEEA: Concepts and measurement, *Ecological Economics*, **61**(4), 617-626. Acesso em 29 de julho de 2021, disponível em: https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=957994
- EBC, Empresa Brasil de Comunicação (2017) *ONU diz que população mundial chegará a 8,6 bilhões de pessoas em 2030*. Acesso em abril de 2021, disponível em: <https://agenciabrasil.ebc.com.br/internacional/noticia/2017-06/onu-diz-que-populacao-mundial-chegara-86-bilhoes-de-pessoas-em-2030>
- Edens, B., Haan, M. (2010) How the SEEA contributes to environmental sustainability policies, *IARIW 2010 Conference, Session 6A: Greening and Economic Growth, St-Gallen, Switzerland*.

- FEE, Fundação de Economia e Estatística (2016) *Perfil socioeconômico – municípios*. Acesso em 07 de outubro de 2016, disponível em: <http://www.fee.rs.gov.br/perfil-socioeconomico/municipios/>
- Gosch, L. R. M. (2015) *Evolução Urbana de Passo Fundo*, UPF, Passo Fundo, 120 pp.
- Harvey, D. (2008) The Right to the City, *New Left Review*, 53, 73-89. Acesso em julho 2021, disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/272071/mod_resource/content/1/david-harvey%20direito%20a%20cidade%20.pdf
- Hein L., Obst, C., Edens, B., Remme, R. P. (2015) Progress and challenges in the development of ecosystem accounting as a tool to analyse ecosystem capital, *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 86-92. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.04.002>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2013) *Manuais Técnicos em Geociências número 7, Manual Técnico de Uso da Terra*, 3. Acesso em julho de 2021, disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv81615.pdf>
- Keller, E. C. de S. (1969) Mapeamento da utilização da terra, *Revista Brasileira de Geografia*, 31(3), 151-160. Acesso em outubro de 2016, disponível em: <http://biblioteca.ibge.gov.br/detalhes.php?id=7115>
- Lange, G-Marie (2007) Environmental accounting: Introducing the SEEA-2003, *Ecological Economics*, 61(4), 589-591. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.09.003>
- Monken, M., Peiter, P., Barcellos, C., Rojas, L. I., Navarro, M., Gondim, G. M. M. Gracie, R. (2008) O território na saúde: construindo referências para análises em saúde e ambiente, *ACADEMIA*, 23-42. Acesso em agosto de 2021, disponível em: https://www.academia.edu/29224170/O_territ%C3%B3rio_na_sa%C3%BAde_construindo_refer%C3%AAnncias_para_an%C3%A1lises_em_sa%C3%BAde_e_ambiente?from=cover_page
- Obst, C., Hein, L., Edens, B. (2015) National accounting and the valuation of ecosystem assets and their services, *Environmental and Resource Economics*, 64(1), 1-23. doi: <https://doi.org/10.1007/s10640-015-9921-1>
- Obst, C., Vardon, M. (2014) Recording environmental assets in the national accounts, *Oxford Review of Economic Policy*, 30(1), 126-144. doi: <https://doi.org/10.1093/oxrep/gru003>
- Pereira, R. R. (2009) Planejamento Territorial: Suas Implicações para a Promoção da Saúde e da Justiça Ambiental, *GEOUSP Espaço e Tempo On-line*, 13(2), 19-28. doi: <https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2009.74125>
- PMPF, Prefeitura Municipal de Passo Fundo (2014) *Mapa de Zoneamento Urbano de Passo Fundo-RS*. Acesso em agosto de 2021, disponível em: http://www.pmpf.rs.gov.br/servicos/geral/files/portal/MAPA_02_ZONEAMENTO_URBANO-2014.pdf
- Raffestin, C. (1993) *Por uma geografia do poder*, Ática, São Paulo, 136 pp.
- Rocha, S. A. N., Guimarães, S. O., Loureiro, C. F. B. (2020) As políticas públicas como instrumento efetivo para o planejamento territorial e sua relação com o desenvolvimento sustentável, *Revista Brasileira de Planejamento e Desenvolvimento*, 9(4), 547-564. Acesso em abril de 2021, disponível em: <https://periodicos.utfpr.edu.br/rbpd>
- Saner, M. A., Bordt, M. (2016) Building the consensus: The moral space of earth measurement, *Ecological Economics*, 130, 74-81. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.06.019>
- Santos, M. (1988) *Metamorfoses do espaço habitado: fundamentos teóricos e metodológicos da geografia*, Hucitec, São Paulo, 28 pp.
- Schägner, J. P., Brander, L., Maes, J., Paracchini, M. L., Hartje, V. (2016) Mapping recreational visits and values of European National Parks by combining statistical modelling and unit value transfer, *Journal for Nature Conservation*, 31, 71-84. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.03.001>
- Silva, D. N. S., Gomes, E. T. A. (2020) A sustentabilidade possível no planejamento urbano: um olhar sobre a agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável, *Revista Brasileira de Planejamento e Desenvolvimento*, 9(3), 348-363. Acesso em abril de 2021, disponível em: <https://periodicos.utfpr.edu.br/rbpd>

- SINDUSCON-RS, Sindicato da Indústria da Construção Civil no Estado do Rio Grande do Sul (2016) *Preços e custos da construção*. Acesso em setembro de 2016, disponível em: <https://sinduscon-rs.com.br/wp-content/uploads/2013/09/Pre%C3%A7os-e-Custos-Composi%C3%A7%C3%A3o.pdf>
- Stoneham, G., O'Keefe, A., Eigenraam, M., Bain, D. (2012) Creating physical environmental asset accounts from markets for ecosystem conservation, *Ecological Economics*, **82**, 114-122. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.06.017>
- Sumarga E., Hein L., Edens. B., Suwarno, A. (2015) Mapping monetary values of ecosystem services in support of developing ecosystem accounts, *Ecosystem Services*, **12**, 71-83. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.02.009>
- Tavares, D. A. C. (2007) *Gestão Pública de Resíduos Sólidos da Construção Civil em Aracajú: um desafio ambiental*, Dissertação de mestrado, Núcleo de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal de Sergipe, 176 pp.
- UN, United Nations (2015) *The Millennium Development Goals Report*. Acesso em setembro de 2016, disponível em: [https://www.un.org/millenniumgoals/2015_MDG_Report/pdf/MDG%202015%20rev%20\(July%201\).pdf](https://www.un.org/millenniumgoals/2015_MDG_Report/pdf/MDG%202015%20rev%20(July%201).pdf)
- UN, United Nations (2014) *System of environmental-economic accounting 2012: central framework*. Acesso em setembro de 2016, disponível em: https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/SEEA_CF_Final_en.pdf
- Weber, J. L. (2007) Implementation of land and ecosystem accounts at the European Environment Agency, *Ecological Economics*, **61**, 695-707. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.05.023>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

AVALIAÇÃO DA APLICABILIDADE DO REUSO DA ÁGUA CINZA DE MÁQUINA DE LAVAR ROUPA APÓS TRATAMENTO COMPLETO E SIMPLIFICADO

* Denise Domingos dos Santos Martins¹
Danielma Silva Maia¹
Antonio Adelúzio Gomes Azevedo¹
Roseanne Veloso de Camargo¹
Marcelo Mendes Pedroza¹
Juan Carlos Valdés Serra¹

EVALUATION OF THE APPLICABILITY OF WATER REUSE WASHING MACHINE GRAY AFTER COMPLETE AND SIMPLIFIED TREATMENT

Recibido el 3 de octubre de 2019; Aceptado el 14 de septiembre de 2020

Abstract

The use of gray water is an effective way to reduce the demand for drinking water, when the technology works efficiently. This study aims to evaluate the applicability of the gray water reuse of the washing machine through a bench test using Jartest with different dosages of aluminum sulfate, selecting the optimal coagulation condition (optimal dose) comparing the parameters pH, turbidity, conductivity and temperature for the samples of raw water, water subjected to simple treatment and water with complete treatment, whereas the COD parameters and total solids will be evaluated only for raw gray water and for water after complete treatment. All results will be evaluated according to the quality parameters for the use of non-potable water in accordance with the ABNT NBR 16783: 2019 standard. The gray water from the washing machine showed an alkalinity of 77 mg/L of HCl and a turbidity of 66.1 uT. The sample that showed the best results was the second with the dosage of 100 mg/L of aluminum sulfate with turbidity of 3.7 uT and pH 6.1. This sample was subjected to simple filtration and activated carbon and showed turbidity of 0.8 uT and pH 8.3. The Total Solids values varied from 980 to 1073 mg/L for the treated water and the raw effluent, representing a 9% removal of total solids. As the proposal is the treatment for water reuse in less noble uses, the result obtained is within the expected for the analyzed parameters, being sufficient for the objective defined in this research.

Keywords: coagulation, filtration, Jartest, reuse.

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Tocantins, Brasil.

* *Autor correspondente:* Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Tocantins. Av. NS 15, ALCNO 19, Plano Diretor Norte, CEP: 77001-090, Palmas – TO, Brasil. Email: denisedsm@gmail.com

Resumo

O aproveitamento de água cinza mostra-se uma forma eficaz de reduzir a demanda de água potável, quando a tecnologia funciona eficientemente. Este estudo tem como objetivo avaliar a aplicabilidade do reuso da água cinza de máquina de lavar roupa através de teste de bancada utilizando o *Jartest* com diferentes dosagens de sulfato de alumínio selecionando a condição ótima de coagulação (dose ótima) comparando os parâmetros pH, turbidez, condutividade e temperatura para as amostras de água bruta, água submetida ao tratamento simples e água com tratamento completo enquanto que os parâmetros DQO e sólidos totais serão avaliados apenas para a água cinza bruta e para a água após tratamento completo. Todos os resultados serão avaliados de acordo com os parâmetros de qualidade para uso de água não potável de acordo com a norma ABNT NBR 16783:2019. A água cinza proveniente da máquina de lavar apresentou alcalinidade de 77 mg/L de HCl e turbidez 66.1 uT. A amostra que apresentou os melhores resultados foi a segunda com a dosagem de 100 mg/L de sulfato de alumínio com turbidez de 3.7 uT e pH 6.1. Essa amostra foi submetida à filtração simples e com carvão ativado e apresentou turbidez de 0.8 uT e pH 8.3. Os valores de Sólidos Totais apresentaram variações de 980 a 1073 mg/L para a água tratada e o efluentes bruto representando remoção de 9% de sólidos totais. Como a proposta é o tratamento para reutilização da água em usos menos nobres, o resultado obtido está dentro do esperado para os parâmetros analisados, sendo suficientes para o objetivo delimitado nesta pesquisa.

Palavras chave: coagulação, filtração, *Jartest*, reuso.

Introdução

A água é considerada uma substância de extrema importância para os ecossistemas e para a humanidade. Entretanto, é um dos recursos naturais mais afetados pela crescente degradação ambiental, causada principalmente pelo crescimento populacional (Von Sperling, 2005).

Em grandes centros urbanos, a demanda de água apresenta crescimento desproporcional em relação à disponibilidade hídrica, que tendem a diminuir devido a invariabilidade dos recursos hídricos. Faz-se necessário à adequação da demanda de água com a disponibilidade hídrica da região (Monteiro, 2009).

Torna-se urgente, portanto, a busca pela sustentabilidade no ciclo urbano, com o uso de práticas de conservação tais como: a busca por fontes alternativas como águas residuárias para reuso; a separação das águas residuárias domésticas, na fonte de geração, que exijam graus diferenciados de tratamento como as águas cinzas e negras, que facilitem a sua reutilização para fins não potáveis (Gonçalves *et al.*, 2006).

A prática de reuso é uma alternativa, uma vez que possibilita a substituição de fontes para satisfazer demandas menos restritivas, liberando água de melhor qualidade para usos mais “nobres”, como o abastecimento doméstico (Hespanhol, 2006).

As águas residuárias provenientes das atividades domésticas apresentam características distintas. Existem dois grupos principais, a água negra e cinza. A água negra, oriunda do vaso sanitário, apresenta concentração mais elevada de microorganismos e matéria orgânica. (Ludwig, 2006). As águas cinza são as águas que não possuem contribuição de efluentes de vasos sanitários, mas sim aquela proveniente do uso de lavatórios, chuveiros, banheiras, pias de cozinha, máquina de lavar roupa e tanque (Ottoson e Stenström, 2003). Segundo Jefferson *et al.*, (2000), a água cinza é qualquer água residencial gerada a partir de processos domésticos como lavar louça, roupa e tomar banho.

Alguns autores divergem quanto à classificação da água da pia de cozinha como águas cinza. Conforme Rapoport (2004), a água cinza proveniente da pia de cozinha apresenta partículas de comida, óleo, gordura e é mais poluente do que as águas negras, pois, apresentam altas concentrações de coliforme termotolerante (2×10^9 UFC/100 mL) e alta concentração de detergentes que podem torná-la alcalina. Em conformidade com o Manual da FIESP (BRASIL *et al.*, 2005), água cinza para reuso é o efluente doméstico que não possui contribuição da bacia sanitária e pia de cozinha, ou seja, são os efluentes gerados pelo uso de banheiros, chuveiros, lavatórios e máquinas de lavar roupas.

De acordo com o IPT (2016), as águas cinza são representadas pelas águas utilizadas em tanques e máquinas de lavar roupa, incluindo, também, águas usadas nos banhos e lavatórios de banheiro, excluindo-se as águas de pias de cozinha e bacias sanitárias. Gonçalves (2016) ainda destaca que a inclusão das águas originadas da pia da cozinha como águas negras é atualmente uma prática recomendada, tendo em vista a presença de grande quantidade de sólidos em suspensão e compostos graxos, óleos e gorduras de origem animal e vegetal.

A água de reuso é considerada um recurso hídrico alternativo e complementar. O aproveitamento de água cinza mostra-se uma forma eficaz de reduzir a demanda de água potável quando a tecnologia funciona eficientemente (Bertrand, 2008). Dentre os tipos de reusos domésticos das águas cinza, os mais comuns são descargas de vasos sanitários e irrigação de jardins (Gonçalves e Jordão, 2006).

A reutilização de águas cinza para tais finalidades pode reduzir o consumo doméstico de água em até 50% (Maimon *et al.*, 2010). No entanto, Hafner (2007) observa que a falta de uma regulação completa no Brasil é um grande entrave no desenvolvimento e aplicação das fontes alternativas de água, pois o reuso direto não potável foi regulamentado somente em 2005, pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) e, ainda, falta uma legislação que defina padrões de qualidade para a utilização de água de reuso.

A ABNT publicou em 2019, a norma ABNT NBR 16782:2019 que trata das diretrizes e 111 procedimentos para a conservação de águas em edificações e a norma ABNT NBR 16783:2019 112 sobre o uso de fontes alternativas não potáveis em edificações (ABNT, 2019a; ABNT, 2019b). O principal objetivo dessas normas é padronizar e normalizar o gerenciamento hídrico nos empreendimentos conforme a viabilidade técnica e econômica em cada caso. Cabe ressaltar que essas normas, apesar de fornecerem diretrizes e procedimentos, não são obrigatórias, mas que na falta de uma normalização técnica brasileira sobre determinado assunto, podem ser utilizadas normas técnicas emitidas por organizações reconhecidas, como a ABNT.

A prática de aproveitamento de água cinza reduz a descarga de poluentes em corpos receptores conservando os recursos hídricos para o abastecimento público e outros usos mais exigentes quanto à qualidade. Além disso, reduz os custos associados à poluição e contribui para a proteção do meio ambiente (CNRH, 2005).

Para melhorar a qualidade da água cinza para reuso, são propostos diferentes tratamentos, desde processos simples, como filtros de areia, até processos mais complexos, como reatores biológicos (Li *et al.*, 2009). A escolha do processo de tratamento da água coletada e armazenada depende da sua qualidade e do seu uso final (Gonçalves *et al.*, 2006).

Os processos utilizados para tratar água cinza são semelhantes aos utilizados em estações de tratamento de esgoto sanitário, porém, cabe ressaltar que as exigências quanto à qualidade do efluente são muito superiores, sobretudo quando se trata de reuso em edificações (Giacchini, 2010).

Diante disso, para tornar a água cinza reutilizável, o sistema de tratamento deve ser composto por, pelo menos, os níveis primário e secundário. Ou seja, é necessária uma etapa para retirada de possíveis sólidos grosseiros podendo estar associada a uma etapa de sedimentação, seguida de coagulação, floculação e filtração. Para o presente estudo será adotado também a filtração com carvão ativado para remoção de odor, fechando o ciclo de um tratamento completo.

Segundo Schoenhals (2006) os processos de coagulação e floculação estão como os mais importantes na remoção dos poluentes orgânicos e/ou inorgânicos, sendo os responsáveis por eliminar grande parte das impurezas da água bruta, possibilitando condições para prosseguimento das demais etapas do tratamento. Diversos fatores interferem no processo de coagulação, destacando-se o pH e a alcalinidade da água bruta, a natureza das partículas coloidais, o tamanho das partículas e o tipo e a dosagem dos produtos químicos aplicados (Santos *et al.*, 2007). De acordo com Bartiko e De Julio (2015), o *Jartest* é comumente usado na determinação da dosagem de coagulante que deve ser aplicado à água bruta por meio de ensaios laboratoriais.

Segundo Carvalho (2008), normalmente não é possível a obtenção de água com padrões de potabilidade apenas com o uso de coagulação/floculação, sendo necessária a filtração. Dessa maneira, a filtração rápida constitui uma barreira sanitária importante, tendo o potencial de retenção de microrganismos que são resistentes às demais partes do tratamento de água. Os filtros de areia demonstram uma boa remoção de bactérias, alta remoção de cor e turbidez, entretanto pouca remoção de odor e sabor (Pimenta, 2019).

Diante do exposto, o estudo tem como objetivo avaliar a aplicabilidade do reuso da água cinza de máquina de lavar roupa através de teste de bancada utilizando o *Jartest* com diferentes dosagens de sulfato de alumínio selecionando a condição ótima de coagulação (dose ótima) comparando os parâmetros pH, turbidez, condutividade e temperatura para as amostras de água bruta, água submetida ao tratamento simples e água com tratamento completo enquanto que os parâmetros DQO e sólidos totais serão avaliados apenas para a água cinza bruta e para a água após tratamento completo. Todos os resultados serão avaliados de acordo com os parâmetros de qualidade para uso de água não potável de acordo com a norma ABNT NBR 16783:2019.

Metodologia

Este estudo baseou-se em uma pesquisa aplicada em que a água cinza utilizada foi coletada de uma residência unifamiliar com três usuários, localizada na cidade de Palmas, Tocantins. A coleta ocorreu no dia 13 de agosto de 2019 no período da manhã e o tratamento foi realizado no período da tarde do mesmo dia no Laboratório de Química do Instituto Federal do Tocantins, Campus de Palmas. Os procedimentos metodológicos deste estudo estão apresentados na figura 01 de forma esquematizada. Utilizou-se um recipiente plástico com capacidade de 20 litros para coletar a água cinza proveniente da lavagem de peças de roupas dos usuários na máquina de lavar. A água armazenada foi levada para o Laboratório para a realização dos ensaios experimentais.

Realizou-se a análise dos parâmetros de Demanda Química de Oxigênio – DQO e de sólidos (totais, fixos e voláteis) em uma amostra de 100 mL da água cinza de acordo com as normas estabelecidas por APHA (2012). Esses parâmetros foram analisados na amostra em que se realizou o tratamento completo para averiguar a eficiência do sistema adotado.

Posteriormente, adicionou-se uma solução de ácido clorídrico 1:9 no recipiente plástico em que a água cinza estava armazenada para ajustar o pH do fluido a um valor próximo da neutralidade (6.5 a 7.5), no qual ao longo da adição da solução ácida, foi aferida a medição do pH nos níveis definidos.

O teste de coagulação foi realizado em seguida utilizando o equipamento *Jartest* (Milan[®], modelo JT-203/6) que contém seis jarras, e cada amostra contendo 2 L de água cinza com pH ajustado foi

inserido nestas cubas respectivamente, como mostra a Figura 02. Como não tem padrão de rotação para este ensaio adotou-se a velocidade de mistura rápida de 160 rpm por 10 minutos.

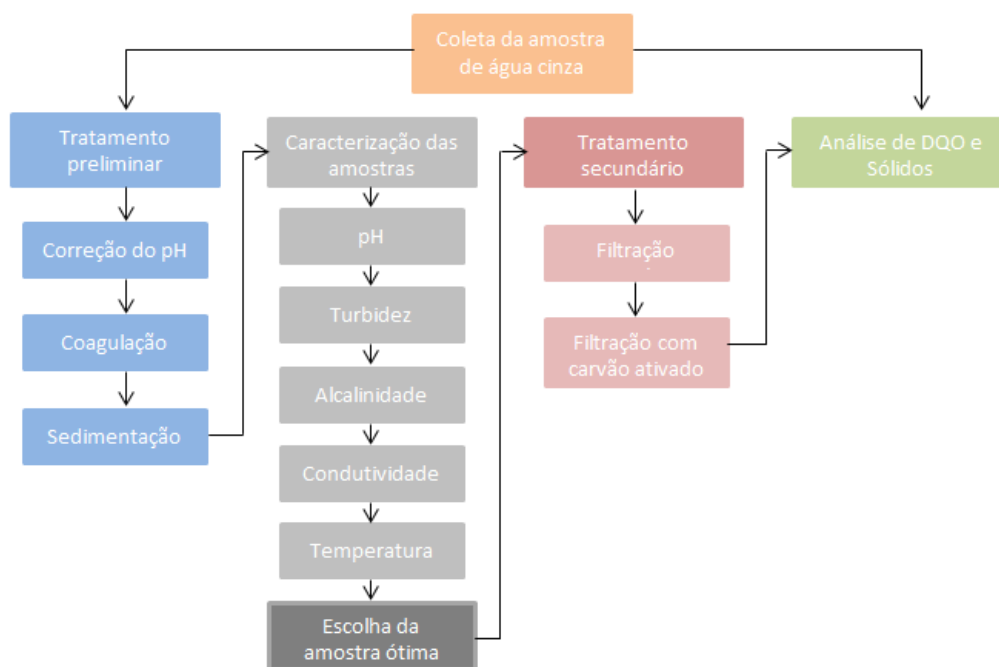


Figura 01. Fluxograma das etapas metodológicas. Fonte: Autores (2019).



Figura 02. Equipamento de Teste de Jarros (*Jartest*) utilizado para o teste de coagulação da amostra. Fonte: Acervo dos autores. Fonte: Autores (2019).

Logo a pós a mistura rápida, acrescentaram-se volumes de solução de sulfato de alumínio 1% nas jarras, de forma a obter as seguintes dosagens: 50, 100, 150, 200, 300 e 400 mg/L. A partir disso, alterou-se o padrão de rotação e as amostras foram agitadas na velocidade de mistura lenta, ou seja, de 30 rpm por 30 minutos. Ao fim deste processo as amostras foram mantidas dentro das jarras por um período de 60 minutos para que ocorresse a sedimentação do material.

A etapa seguinte consistiu na caracterização da água após o tratamento simplificado. Foram verificados os seguintes parâmetros: turbidez (pelo turbidímetro modelo 2100q, da marca Hach[®]), pH (pelo medidor de pH da marca Tecnal[®]), alcalinidade (potenciométrico e titulométrico), condutividade pelo condutivímetro TEC-4MP e temperatura também pelo mesmo aparelho.

Os parâmetros de pH, turbidez, condutividade e temperatura foram medidos utilizando-se 100 mL de cada jarra onde verificou-se qual a amostra atingiu a dosagem ótima de acordo com a dosagem de sulfato de alumínio acrescentada. O tratamento completo foi realizado apenas para essa amostra com a filtração simples e filtração com carvão ativado. O filtro utilizado foi desenvolvido no Laboratório e é composto de material PVC, diâmetro nominal de 25 mm e diâmetro interno 21 mm, com altura total do filtro de 10 cm, apresentando dois suportes em que um de seus interiores contém areia com granulometria de 2.36 mm e no outro carvão ativado comercial produzido a partir de resíduos de coco babaçu (Figura 04).



Figura 04. Na esquerda foto do coco babaçu (*Attalea speciosa* Mart.) e na direita o carvão produzido a partir de seus resíduos. Fonte: Autores (2019).

O filtro foi ligado a um reservatório onde foi depositada a amostra e sua saída foi através de uma torneira ligada ao filtro. Posteriormente efetuaram-se as análises de pH, turbidez, condutividade, temperatura, DQO e sólidos da amostra submetida ao tratamento completo. Segue abaixo a figura 05 demonstrando o filtro utilizado e sua representação esquemática.

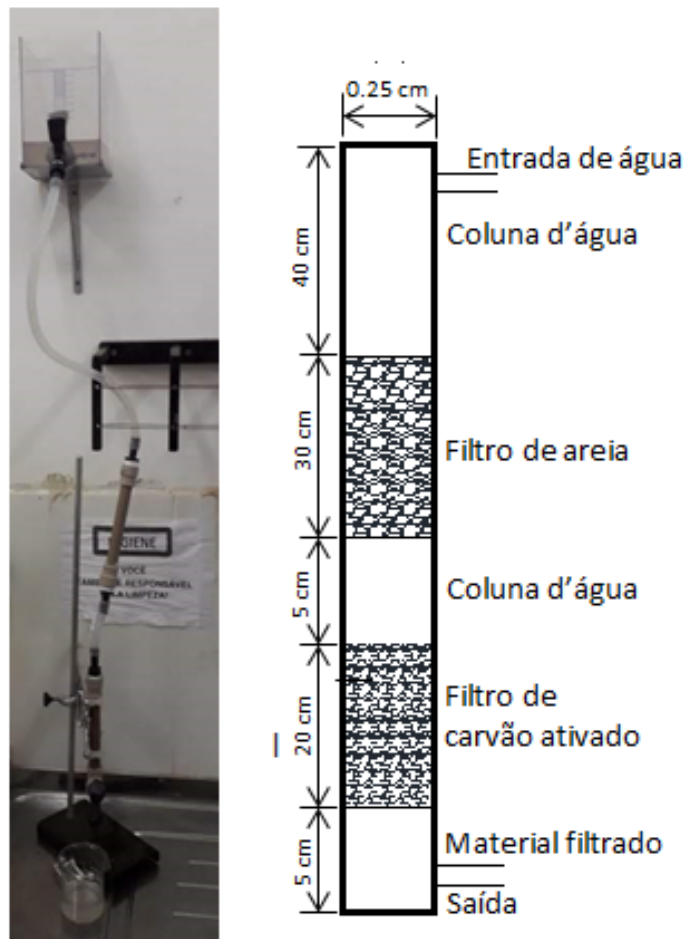


Figura 05. Filtro utilizado para a filtração da amostra e sua representação esquemática.
Fonte: Autores (2019).

Resultados e discussão

Os resultados alcançados para a água cinza bruta, para cada uma das seis amostras submetidas ao tratamento simplificado e para a amostra submetida ao tratamento completo estão apresentados na Tabela 01 a seguir.

Tabela 01. Resultado das análises da água cinza bruta, das amostras submetidas ao tratamento simples e tratamento completo.

Amostra	Dosagem (mg/L)	Volume (mL)	Turbidez (uT)	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	pH
Bruta	-	-	66.1	1238	27.4	7.7
1 ^a	50	10	22.9	1297	27.2	6.8
2 ^a	100	20	3.7	1252	27.4	6.1
3 ^a	150	30	4.7	1255	27.3	6.1
4 ^a	200	40	6.8	1256	27.2	5.6
5 ^a	300	60	10.3	1268	27.2	4.6
6 ^a	400	80	11.8	1327	27.2	4.3
Tratamento Completo	100	20	0.8	1307	27.2	8.3

A água cinza proveniente da máquina de lavar apresentou alcalinidade de 77 mg/L de HCl. Os resultados para a condutividade variaram de 1238 $\mu\text{S/cm}$ para a água cinza até 1327 $\mu\text{S/cm}$ para a sexta amostra. Segundo Ayers & Westcot (1991), as águas que apresentam condutividade elétrica entre 700 e 3000 $\mu\text{S/cm}$, como é o caso do efluente da pesquisa, apresentam moderada restrição de uso na irrigação. Conceição (2019) relata que neste tipo de restrição exigem-se cuidados na seleção da cultura a ser irrigada e alternativas de manejo para evitar danos às plantas pelo excesso de sais.

A temperatura não teve variação significativa e o pH variou de 4.3 a 6.8 nas amostras submetidas ao teste de jarros. Percebeu-se que o aumento na quantidade de sulfato de alumínio acidificou as amostras. A água cinza bruta apresentou pH de 7.7 e a água após tratamento completo 8.3.

As águas cinza provenientes de lavagem de roupas geralmente são bem alcalinas e apresentam pH em torno de 8 a 10 enquanto que as demais águas cinzas apresentam pH de 5 a 8.7. (Eriksson *et al.*, 2002). O pH relativamente alto das amostras em estudo, principalmente após a filtração, justifica-se pelo fato de que no processo de lavagem de roupas utilizam-se produtos químicos que aumentam este índice. Se o objetivo de reuso dessa água for para irrigação de plantas, por exemplo, deve-se realizar a correção do pH pois, caso esteja muito elevado pode alterar o pH do solo podendo causar um desequilíbrio nutricional das culturas irrigadas.

Quanto a turbidez, a água cinza apresentou 66.1 uT. Para esse parâmetro são relatadas concentrações de 19 uT (Teodoro *et al.*, 2017), 155.6 uT (Paula & Fernandes, 2018) e até mesmo 373 uT (Fiori *et al.*, 2006) em águas cinza. Essa variação do parâmetro pode ser explicada tanto pelas características da água de abastecimento como pelos diversos tipos de usos em que essa água é submetida pelos usuários.

Observou-se que uma dosagem muito baixa de sulfato de alumínio não foi suficiente para remover a turbidez da água cinza, da mesma forma que, ao aumentar a dosagem do coagulante, também diminuiu a sua eficiência nessa remoção além de acidificar as amostras como já relatado.

A amostra que apresentou os melhores resultados foi a segunda com a dosagem de 100 mg/L de sulfato de alumínio com turbidez de 3.7 uT e pH 6.1. Estudos de Pimenta (2019) apresentaram valores semelhantes com turbidez de 3.32 uT e pH 6.85 em amostras submetidas ao *Jartest* utilizando o sulfato de alumínio como coagulante. Essa amostra foi submetida à filtração simples e com carvão ativado e apresentou turbidez de 0.8 uT e pH 8,3. Esse resultado apresentou uma remoção de 98.78% da turbidez comparando o efluente bruto e o tratado.

Os parâmetros de DQO e sólidos (totais, fixos e voláteis) foram obtidos para as amostras de água cinza bruta e para a amostra da água após tratamento completo. A Tabela 02 apresenta os resultados das análises para as duas amostras.

Tabela 02. Resultado das análises de DQO e Sólidos para água cinza bruta e após tratamento completo.

Amostra	DQO*	Sólidos Totais*	Sólidos Fixos*	Sólidos Voláteis*
Água Cinza bruta	110	1073	898	175
Água Tratada e Filtrada	2	980	790	190

* Unidade: mg/L.

Os resultados de remoção de DQO obtidos nos ensaios foram acima de 98%, após o ciclo completo de tratamento com residual de 2 mg/L, para uma DQO inicial de 110 mg/L. O parâmetro DQO corresponde, principalmente, à presença de compostos orgânicos sintéticos, como os detergentes e sabões utilizados para a lavagem de roupas e, segundo Ramos & Sobrinho (2002), a eficiência de remoção de surfactantes (detergentes) está intimamente ligada à eficiência de remoção de DQO.

Os valores de Sólidos Totais apresentaram variações de 980 a 1073 mg/L para a água tratada e o efluentes bruto representando remoção de 9% de sólidos totais. May (2008) e Bezerra *et al.*, (2016) também obtiveram resultados elevados para esse parâmetro, 1050 mg/L e 1816 mg/L respectivamente.

A água resultante do sistema de tratamento completo apresentou os parâmetros de qualidade para uso da água não potável dentro do recomendado na ABNT NBR 16783:2019 como pode ser observado na Tabela 03.

Tabela 03. Limites estabelecidos na ABNT NBR 16783:2019 para uso da água não potável e parâmetros da água tratada.

Parâmetro	Limite	Água cinza tratada
pH	6.0 a 9.0	8.3
Turbidez	≤ 5 uT	0.8 uT
Condutividade	≤ 3200 μS/cm	1307 μS/cm
Sólidos Dissolvidos Totais	≤ 2000 mg/L	980 mg/L

A norma não apresenta parâmetros para a temperatura e DQO, porém no estudo de Gual *et al.* (2008), os autores mostraram que água de reuso com baixa concentração de DQO obteve elevada aceitação (97%), por parte dos usuários, do reuso em descarga de bacias sanitárias. Cintra (2019) relata que não há estudos com o objetivo de avaliar diferentes valores de concentração de DQO e sua influência no reuso de água sendo necessária a realização de estudos mais aprofundados nesse tema para a proposição de um valor adaptável às condições brasileiras.

Considerações Finais

A água cinza analisada tratou-se de um efluente de baixa qualidade com valores elevados de turbidez e DQO comprovando a necessidade e a importância da escolha de um tratamento adequado para que os parâmetros estejam em níveis aceitáveis para o seu reuso.

Porém, com os resultados obtidos, pôde-se observar que com um tratamento simples essas águas atenderam aos padrões de qualidade das normas que tratam sobre o reuso de águas cinza em edificações promovendo a prática de reuso para fins não nobres em qualquer residência, reduzindo a demanda de captação de água nos corpos hídricos para atender a demanda da população e gerando economia de água potável.

Referências bibliográficas

- APHA, American Public Health Association (2012) *Standard methods for examination of water and wastewater*. 22^a ed., Washington: APHA, 1360 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2019a) *NBR 16782*. Conservação de água em edificações – Requisitos, procedimentos e diretrizes.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2019b) *NBR 16783*. Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações.
- Ayers, R. S., Westcot, D. W. (1991) *A qualidade da água na agricultura*. 2.ed. Campina Grande: UFPB, 153p.
- Bartiko, D., De Julio, M. (2015) Construção e emprego de diagramas de coagulação como ferramenta para o monitoramento contínuo da floculação em águas de abastecimento. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, **10**(1), 71-81. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1239>
- Bertrand, N. M. (2008) *Impacts of scaling up water recycling and rainwater harvesting technologies on hydraulic and hydrological flows*. PhD Thesis. Cranfield University.

- Bezerra, A. M. S., Trigueiro, J. M. A., Dants, P. R., Silva, A. P. F., Albuquerque, W. G. (2016) Caracterização de parâmetros físico-químicos de água cinza provenientes da lavagem de roupas em lavanderia comercial em Pombal–PB. In: *Anais I CONIDIS–Congresso Internacional da Diversidade do Semiárido*. Campina Grande, PB.
- Brasil (2017) *Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde e potabilidade*. Ministério da Saúde, Diário Oficial da União, Brasília, DF.
- Carvalho, M. J. H. (2008) *Uso de coagulantes naturais no processo de obtenção de água potável*. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Urbana da Universidade Estadual de Maringá, Maringá-PR.
- Conama, Conselho Nacional Do Meio Ambiente (2005) Resolução nº 357 de 2005. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências*. Diário Oficial da União, Brasília, DF.
- Conceição, P. M. (2019) *Avaliação de parâmetros físico-químicos de águas residuárias liberadas em sistemas florestais de ombrófila mista no município de Curitibaanos, SC*. Engenharia Química, Centro Universitário Facvest, Lages – SC.
- CRNH, Conselho Nacional de Recursos Hídricos (2005) *Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005 – Estabelece critérios gerais para reuso de água potável*. Disponível em: http://www.aesa.pb.gov.br/legislacao/resolucoes/cnrh/54_2005_critérios_gerais_uso_agua.pdf
- Eriksson, E, Eriksson, E., Auffarth, K., Ledin, M. H. A. (2002) Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*. **4**(1), 85-104.
- Fiori, S., Fernandes, V. M. C., Pizzo, H. (2006) Avaliação qualitativa e quantitativa do reuso de águas cinza em edificações. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, **6**(1), 19-30.
- Giacchini, M. (2010) Estudo sobre a aplicabilidade e tratamento da água cinza nas edificações. *Revista Techno eng*, 2ª ed.
- Gonçalves, R. F., Alves, W. C., Zanella, L. (2006) Conservação da água no meio urbano. Cap. 2. In: Ricardo Franci Gonçalves (Coord.), *Uso Racional da Água em Edificações*. Rio de Janeiro: ABES.
- Gonçalves, R. F., Jordão, E. P. (2006) Introdução. Cap. 1. In: Ricardo Franci Gonçalves (Coord.), *Uso Racional da Água em Edificações*. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES.
- Hafner, A. V. (2007) *Conservação e reuso de água em edificações – experiências nacionais e internacionais*. Dissertação de Mestrado (Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Hespanhol, I. (2006) Água e Saneamento Básico. In: Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J. G. (Org). *Águas doces no Brasil*. São Paulo: Escrituras, 3, 269-324.
- IPT, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. (2016) *Manual para aproveitamento emergencial de águas cinza do banho e da máquina de lavar*. São Paulo: IPT.
- Li, F., Wichmann, K., Otterpohl, R. (2009) Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of the Total Environment*, 407, 3439-3449. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.02.004>
- Ludwing, A. (2006) *Creating an oasis with greywater*. 5 ed. Oasis Design, Santa Barbara, 144p.
- Maimon, A., Tal, A., Friedler, E., Gross, A. (2010) Safe on-Site Reuse of Greywater for Irrigation - A Critical Review of Current Guidelines. *Environmental Science & Technology*, **44**(9), 3213-3220.
- May, S. (2008) *Caracterização, tratamento e reuso de águas cinza e aproveitamento de águas pluviais em edificações*. Tese de doutorado da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP). São Paulo.
- Monteiro, R. C. M. (2009) *Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo wetlands” para tratamento de água cinza visando o reuso não potável*. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. 84p, São Paulo.
- Ottoson, J., Stenstrom, T. A. (2003) Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Research*, **37**, 645-655.

- Paula, H. M., Fernandes, C. E. (2018) Otimização do tratamento de água cinza a partir do uso combinado de coagulantes químicos. *Engenharia Sanitária & Ambiental*, Rio de Janeiro, **23**(5).
- Pimenta, I. A. (2019) *Análise do silicato de potássio (K_2SiO_3) obtido da casca do arroz como coagulante para tratamento de água para consumo humano*. Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal do Tocantins, Palmas – TO.
- Ramos R. G.; Sobrinho, P. A. (2002) *Remoção de surfactantes no pós-tratamento de efluente de reator uasb utilizando filtro biológico percolador*. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Santos, E. P. C. C., Teixeira, A. R., Almeida, C. P., Libânio, M., Pádua, V. L. (2007) Estudo da coagulação aplicada à filtração direta descendente. *Engenharia Sanitária & Ambiental*, Rio de Janeiro, **12**(4), 361-370. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522007000400002>
- Schoenhals, M. (2006) *Avaliação da Eficiência do Processo de Flotação Aplicado ao Tratamento Primário de Efluentes de Abatedouro Avícola*. Tese de Mestrado, Pósgraduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC.
- Teodoro, A., Boncz, M. A., Paulo, P. L., Machulek Junior, A. (2017) Desinfecção de água cinza por fotocatalise heterogênea. *Engenharia Sanitária & Ambiental*. Rio de Janeiro, **22**(5), 1017-1026. doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017144651>
- Von Sperling, M. (2005) *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias), Belo Horizonte: UFMG, 452 pp.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

INFLUÊNCIA DA RELAÇÃO ALIMENTO/MICROORGANISMO E CODIGESTÃO DE PALHA DE MILHO E RESÍDUO ALIMENTAR NA PRODUÇÃO DE METANO

Tiago Borges Ferreira¹
Timóteo Gomes Parise¹
Carla Vieira Serufo¹
* Cláudio Leite de Souza¹

INFLUENCE OF THE FOOD/MICROORGANISM RATIO AND CODIGESTION OF CORN STRAW AND FOOD WASTE ON METHANE PRODUCTION

Recibido el 20 de octubre de 2020; Aceptado el 12 de abril de 2021

Abstract

The population growth and changes in the lifestyle witnessed in the recent past have become the organic waste generation and energy demand very current issues. Anaerobic digestion can provide the organic waste treatment and enable the energy recovery of the methane. Thereby, this work evaluated different operational conditions to improve this process stability and productivity. Three food/microorganism ratio (F/M) were evaluated: 0.2; 0.35 and 0.5 gVS⁻¹, in addition to three different ratios of food waste and corn straw (FW:CS): 1:1, 3:1 and 5:1. The rotation shaking and operating temperature were 125 rpm and 35 °C, respectively, using methane production as the main evaluative parameter. As result, isolated and associated influences of these two variables were verified, with higher yields, 408 and 337 mL CH₄ gVS⁻¹, at 30 days of the test, for the F/M ratio 0.2 and FW:CS 3:1 and 1:1, respectively. Permanent inhibition was found for the F/M 0.5 with FW:CS 3:1 and 5:1. Therefore, it can affirm that the F/M ratio and substrate proportion were important factors for the process stability and increase of productivity in less operation time.

Keywords: anaerobic digestion, bioenergy, biological treatment, biomethanation.

¹ Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Brasil.

*Autor correspondente: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. Av. Presidente Antônio Carlos, 6627 – Pampulha, Belo Horizonte, Minas Gerais. 31270-901. Brasil. Email: claudio@desa.ufmg.br

Resumo

O crescimento populacional e alteração da forma de vida presenciada em passado recente têm tornado a geração de resíduos orgânicos e demanda energética questões bastante atuais. A digestão anaeróbia pode proporcionar o tratamento destes resíduos e possibilitar o aproveitamento energético do metano gerado. Assim, o presente trabalho avaliou diferentes condições operacionais visando melhor estabilidade e produtividade do processo. Foram avaliadas três relações alimento/microrganismo (A/M): 0.20; 0.35 e 0.50 gSV gSV⁻¹, além de três diferentes proporções de resíduo alimentar e palha de milho (RA:PM): 1:1, 3:1 e 5:1. A agitação e temperatura das bateladas foram 125 rpm e 35 °C, respectivamente, utilizando a produção de metano como o principal parâmetro avaliativo. Como resultados, foram verificadas influências isolada e associada dos fatores avaliados, com maiores rendimentos, 408 e 337 mL CH₄ gSV⁻¹, aos 30 dias de teste, para a relação A/M 0.20 e proporções RA:PM 3:1 e 1:1, respectivamente. Verificou-se inibição persistente da biodegradação para a relação 0.50 com proporções RA:PM 3:1 e 5:1. Assim, pode-se afirmar que a relação A/M e proporção de substratos em codigestão foram fatores decisivos para a estabilidade do processo e incremento da produtividade em menor tempo de operação.

Palavras chave: bioenergia, biometanização, digestão anaeróbia, tratamento biológico.

Introdução

O tratamento e destinação de resíduos são algumas das atuais questões da humanidade, principalmente pelo elevado volume gerado. Segundo Waste Atlas (2013), a produção *per capita* média mundial de resíduos sólidos urbanos é 271.7 kg habitante⁻¹ ano⁻¹, sendo 43.3% composto por resíduos orgânicos.

Por suas características físico-químicas, o inadequado tratamento e destinação dos resíduos orgânicos pode possibilitar a emissão de gases de efeito estufa, além de causar a ocupação inadequada de aterros sanitários, sendo que em diversos países essa destinação final já está proibida. Tratamentos biológicos são altamente recomendados para tais resíduos, com destaque para digestão anaeróbia, principalmente por possibilitar o aproveitamento energético do metano gerado.

O resíduo alimentar, importante fração dos resíduos orgânicos, trata-se de composto de rápida degradação por possuir fácil hidrólise e acidificação, o que torna a sua digestão anaeróbia potencialmente instável. Para proporcionar maior estabilidade, robustez e produtividade a esse processo, tem-se aplicado algumas estratégias como digestão em duplo estágio (Gottardo *et al.*, 2017) e codigestão com resíduos lignocelulósicos (Cabbai *et al.*, 2016). Para esta última, tem sido utilizados alguns resíduos lignocelulósicos agropecuários, como é o caso de palha de arroz (Zhan-Jiang *et al.*, 2014) e palha de milho, sorgo e trigo (Rahman *et al.*, 2017), com produções de metano superiores às obtidas para a biodigestão exclusiva do resíduo alimentar.

Um dos principais motivos para tais resultados é o fato da relação carbono/nitrogênio (C/N) verificada em resíduo alimentar entre 13 a 20 (Li *et al.*, 2016; Rajagopal *et al.*, 2017; Zhan-Jiang *et al.*, 2014), serem inferiores ao intervalo de 20 a 30 reportado como ideal para a digestão anaeróbia (Siddique e Wahid, 2018). Sabendo que os resíduos lignocelulósicos possuem elevada concentração de C de lenta degradação, por fazer parte de estruturas complexas como celulose, hemicelulose e lignina, a junção destas categorias de resíduos, além de proporcionar melhor balanço C/N, ainda reduz o potencial acúmulo de ácidos, prejudicial aos microrganismos responsáveis pela produção de metano.

A inibição da metanogênese pelo produto de uma das fases que a antecede, acidogênese, está diretamente relacionada à velocidade de degradação dos compostos, pelo fato de haver diferença no tempo de duplicação dos principais gêneros microbianos presentes em cada uma dessas fases. Caso ocorra a elevada taxa de produção de ácidos, com conseqüente acúmulo e redução do pH, haverá a inviabilização da atividade das arqueias metanogênicas, responsáveis pela fase final do processo (Nagao *et al.*, 2012).

Para que se evite essa potencial inibição da metanogênese, por excesso de ácidos intermediários, a relação alimento/microrganismo (A/M) é um fator determinante. Esse parâmetro representa a disponibilidade de substrato aos microrganismos, sendo necessário determinar valores ótimos específicos para cada substrato utilizado. Rafieenia *et al.* (2017) empregaram relação A/M de 0.3 gSV gSV⁻¹, utilizando resíduo alimentar como substrato. Relações semelhantes são aplicadas para codigestão, como 0.35 gSV gSV⁻¹ reportado por Yong *et al.* (2015). Porém, valores mais elevados podem ser aplicados, como relações de até 1.0 gSV gSV⁻¹, sugerido por Holliger *et al.* (2016), para testes de potencial biometanogênico com substratos lignocelulósicos.

Sabendo que o Brasil é um dos maiores produtores mundiais de milho e da possível aplicação da palha deste grão juntamente com resíduo alimentar na digestão anaeróbia, esse trabalho avaliou a codigestão destes dois resíduos com o objetivo de verificar a influência da proporção de cada substrato e da relação A/M na produção de metano, determinando combinações mais adequadas para ambas relações.

Metodologia

O inóculo empregado nos testes foi obtido a partir de lodo oriundo de reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB – *upflow anaerobic sludge blanket*) tratando esgoto tipicamente doméstico à temperatura ambiente.

Como substratos foram utilizados resíduos alimentares oriundo dos restaurantes universitários da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), processado em triturador industrial (Tritury,

ACX500) sob via úmida, além de palha de milho, com recorte manual do seu tamanho (pedaços entre 0.5 e 1.5 cm). As características físicas do inóculo e dos substratos estão descritas na Tabela 1.

Os testes foram realizados em triplicata, com frascos de vidro âmbar de volume total 250 mL, contendo 100 mL de inóculo, mantidos em câmara incubadora (Marconi M420), com temperatura controlada (35 °C) e agitação rotacional (125 rpm).

Tabela 1. Características físicas do inóculo e substratos utilizados no experimento

Composto	Sólidos	Sólidos Totais	STV ST ⁻¹ (%)
Palha de milho (g g ⁻¹)	0.919	0.84	91.35
Resíduo alimentar (g L ⁻¹)	32.57	28.62	87.88
Inóculo (g L ⁻¹)	40.41	24.75	61.25

Foram avaliadas três relações A/M, 0.20; 0.35 e 0.50 gSV gSV⁻¹, as quais foram submetidas a três diferentes proporções de resíduo alimentar e palha de milho (RA:PM) 1:1, 3:1 e 5:1.

Para a consideração do efeito da produção de metano intrínseca do inóculo, além da comparação com um substrato padrão, foram realizados testes Branco e Controle, respectivamente. Para o teste Branco, foram adicionados somente o inóculo e água destilada. Por outro lado, para o teste Controle, realizado durante o teste exploratório, foram substituídos os substratos (resíduos alimentares e palha de milho) pelo equivalente em sólidos voláteis (SV) de celulose microcristalina, a qual é reportada na literatura com produção teórica de 414 NL CH₄ kgSV⁻¹ (Holliger *et al.*, 2016).

A determinação de pH foi realizada em equipamento multiparâmetro (Hanna pH21). As análises de sólidos foram realizadas por método 2540 descrito no *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2012). Alcalinidade e ácidos totais foram determinados por titulometria, segundo descrito por Ripley *et al.* (1986).

A medição volumétrica do biogás produzido foi feita, em média em intervalos de três dias, em seringa de vidro esmerilhado (Arti Glass) e a determinação do percentual de metano realizada em cromatógrafo gasoso Perkin Elmer, detector TCD, fluxo de 17 mL min⁻¹, hélio como gás de arraste e coluna empacotada *carbowax*. Para a determinação do rendimento líquido de metano, foram subtraídas as produções do teste Branco, referente à produção intrínseca do inóculo.

Para o tratamento estatístico dos dados foi realizado *softwares* Microsoft Excel® e Statistic 8®. Para determinação da influência isolada e associada de ambos os parâmetros avaliados, foi aplicado o teste de variância (ANOVA fatorial), com nível de confiança de 95% (α : 0.05).

Resultados e discussão

A Tabela 2 apresenta os resultados produzidos no teste inicial exploratório (A/M-0.45 e AM:PM-5:1, com duração de 41 dias) para avaliação do efeito da codigestão. Dentre os substratos avaliados: resíduo alimentar (RA), palha de milho (PM) e codigestão (RA:PM), a maior produção de metano foi obtida neste último, apesar da maior eficiência de conversão de SV ter ocorrido para a palha de milho como substrato isolado. Estes dois substratos demonstraram produções de metano superiores aos 392 NL kgSV⁻¹ verificados por Yong *et al.* (2015) na codigestão de resíduo alimentar e palha.

Tabela 2. Síntese dos resultados do teste inicial de codigestão entre resíduo alimentar e palha de milho

Categoria avaliada	pH inicial	pH final	Eficiência de conversão SV (%)	Prod. metano (NL.kgSV ⁻¹ _{adic.})
Branco	7.1	7.2	14.6	206
Controle	6.91	6.41	46.4	635.8
Res. Alimentar	6.75	6.36	0.3	364.3
Palha	6.71	6.6	23.2	446.2
Res. Alimentar + Palha	6.79	6.32	14.6	498.6

Portanto, esses primeiros resultados exploratórios permitem corroborar o entendimento de que a codigestão de resíduo alimentar e material lignocelulósico possibilita maior estabilidade e maiores produções de metano quando comparado aos mesmos substratos biodigeridos isoladamente. Esse fato é atribuído principalmente a melhoria da relação C/N (Yong *et al.*, 2015). Contudo, aparentemente, nesse primeiro teste, a relação alimento microrganismo e também a proporção entre RA:PM não permitiu rendimento maximizado.

O resíduo alimentar isoladamente foi o substrato com menor conversão de SV, assim como o menos produtivo. Por sua vez, Zhan-Jiang *et al.* (2014) reportaram colapso dos testes usando unicamente resíduo alimentar, após 6 dias de operação. Nagao *et al.* (2012) atribuem esse comportamento ao fato da metanogênese ocorrer em taxa inferior à acidogênese para substratos de acidificação rápida, como é o caso do resíduo alimentar, levando ao acúmulo de ácidos intermediários e consequente redução do rendimento ou inibição permanente, colapso.

Com base no possível acúmulo de compostos intermediários para o resíduo alimentar, no elevado potencial produtivo da palha de milho (22% superior ao resíduo alimentar), além do extenso tempo necessário para que a codigestão se destacasse como a mais produtiva (30 dias), avançou-se na perspectiva de se avaliar a influência da relação alimento/microrganismos (A/M) e a proporção resíduo alimentar e palha (RA:PM), para a maximização da produção de metano em menor tempo experimental.

As diferentes relações A/M e proporções de RA:PM resultaram em diferentes comportamentos, como se pode verificar na Tabela 3, em termos de pH, conversão de SV, relação de alcalinidades (AI/AP), alcalinidade bicarbonato e ácidos totais.

Como é sabido, o sucesso do processo de digestão anaeróbia está vinculado à estabilidade deste, sendo que parâmetros como relação de alcalinidades intermediária e parcial (AI/AP), alcalinidade e ácidos totais auxiliam no monitoramento do processo. Apesar dos valores terem sido mensurados somente ao final da batelada, pode-se notar que houve valores de AI/AP elevados para as maiores relações A/M e RA:PM (0.35 e 5:1; 0.50 e 3:1; 0.50 e 5:1), sendo a produção excessiva de ácidos o possível motivo, corroborado pelos valores de ácidos totais e pH mensurados (Tabela 3). Apesar da relação 0.35 e 5:1 apresentar valor de AI/AP marginalmente superior ao 0.3 sugerido como referência por Ripley *et al.* (1986), seu rendimento líquido de metano foi adequado ao final do teste (Figura 1), se comparada às outras duas, indicando para a adaptação da biomassa.

Tabela 3. Parâmetros gerais do teste com diferentes relações alimento/microrganismo (A/M) e proporções resíduo alimentar (RA) e palha de milho (PM)

Relação A/M	Proporção RA:PM	pH final	Conversão SV % (DP ¹)	Relação AI/AP ²	Alcal. bicarb. (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Ácidos totais (mg Hac/L)
Branco	Branco	7.05	67.1 (0.5)	0.35	2700	1378
0.2	1:1	7.14	70.4 (2.2)	0.32	2775	1323
0.2	3:1	7.23	65.5 (0.0)	0.33	3000	1433
0.2	5:1	7.1	63.3 (1.1)	0.27	3037	1212
0.35	1:1	7.09	63.4 (2.9)	0.3	3300	1433
0.35	3:1	7.19	64.1 (3.8)	0.29	3225	1378
0.35	5:1	7.12	62.1 (4.5)	0.46	2962	1985
0.5	1:1	7.19	64.9 (1.4)	0.35	2700	1378
0.5	3:1	6.75	66.6 (1.5)	1.82	1275	3420
0.5	5:1	6.13	76.9 (1.8)	4.69	600	4138

¹Desvio padrão; ²Alcalinidade intermediária/Alcalinidade parcial

Assim, a Figura 1 mostra a evolução dos valores médios de rendimento líquido de metano (descontado o branco) para todas as condições testadas. Pode-se notar o desenvolvimento inicial (até dia 20) superior das condições com menores relações A/M e RA:PM (0.20 e 1:1; 0.20 e 3:1; 0.35 e 1:1). Naturalmente, esse efeito reflete a melhor adequação quantitativa entre material orgânico de mais rápida digestão/acidificação e biomassa/lodo para desenvolver todo o processo, incluindo a metanogênese.

A seu turno, nas condições com relações A/M e RA:PM intermediárias (0.20 e 5:1; 0.35 e 3:1; 0.50 e 1:1) houve dificuldades iniciais de desenvolvimento, mas com certa recuperação a partir do dia 20. Esse comportamento ocorreu, possivelmente, pela adaptação dos microrganismos à condição inicial mais ácida, proporcionada pela maior disponibilidade de alimento rapidamente biodegradável.

Diferentemente, no caso das condições com as maiores relações A/M e RA:PM (0.50 e 3:1; 0.50 e 5:1) não houve recuperação, havendo ocorrido a inibição permanente, justificável pelas elevadíssimas quantidades relativas de alimento rapidamente acidificável, provenientes do resíduo alimentar. Esses resultados foram plenamente corroborados pela discussão anterior relacionada com elevados ácidos totais e relação AI/AP e também baixo pH, mesmo ao final do teste.

Um destaque particular, em termos de evolução da produtividade metanogênica, é percebido para a condição 0.35 e 5:1, pois entende-se como uma possível condição limítrofe dentro da duração total do teste, cerca de 80 dias. Claramente, até os 40 dias, o rendimento foi predominantemente negativo (produção menor que a do branco), mas a partir desse momento a evolução se mostrou bastante intensa. De forma que, ao final do teste, a recuperação foi praticamente plena. O que também foi corroborado pela discussão anterior a respeito dos resultados associados de alcalinidade, ácidos e pH (Tabela 3).

As concentrações médias de metano no biogás ao longo do período monitorado, assim como o rendimento líquido (subtraído o branco) em função da matéria orgânica adicionada inicialmente se encontram reunidas na Tabela 4.

Com base no teste estatístico, verificou-se efeito significativo de ambos os parâmetros avaliados, isoladamente e associados, tanto para os resultados verificados ao final do teste (79d), como para os parciais (30d). Os rendimentos mais elevados, considerando os valores totais líquidos ao final do experimento (Tabela 4), foram 432, 425 e 408 mL CH₄ gSV⁻¹_{adicionada} verificados para a relação A/M 0.2 e proporção RA:PM 3:1, A/M 0.35 e proporções RA:PM 1:1 e 3:1, respectivamente.

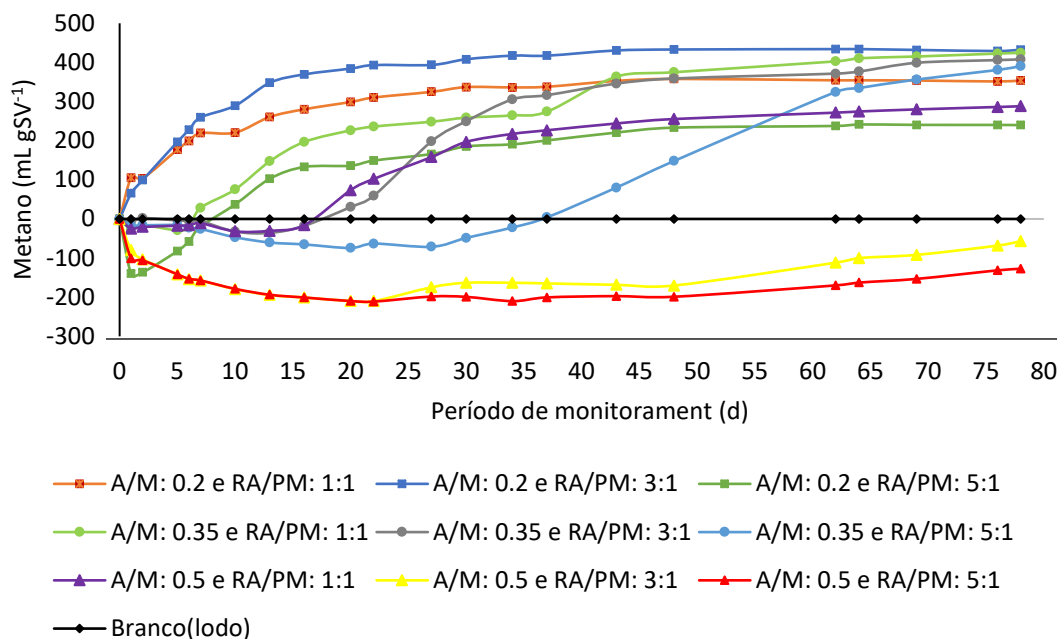


Figura 1. Rendimento líquido de metano em função das condições avaliadas

Tabela 4. Concentração média e rendimentos de metano verificados ao final do ensaio

Relação A/M	Proporção RA:PM	% CH ₄ (D.P*)	Rendimento líquido (30d) mL CH ₄ g ⁻¹ SV _{adic.} (D.P*)	Rendimento líquido (79d) mL CH ₄ g ⁻¹ SV _{adic.} (D.P*)
Branco	Branco	63.8 (9.0)	0 (0)	0 (0)
0.2	1:1	65.3 (9.8)	337 (9)	354 (3)
0.2	3:1	65.9 (9.1)	408 (20)	432 (41)
0.2	5:1	67.2 (10.1)	185 (41)	240 (44)
0.35	1:1	66.0 (7.4)	259 (32)	425 (22)
0.35	3:1	62.8 (12.1)	250 (44)	408 (8)
0.35	5:1	57.7 (12.3)	-49 (21)	391 (11)
0.5	1:1	58.9 (13.1)	197 (41)	272 (56)
0.5	3:1	40.2 (14.8)	-163 (17)	-85 (42)
0.5	5:1	35.6 (16.8)	-199 (21)	-167 (58)

*Desvio Padrão

As concentrações médias de metano no biogás ao longo do período monitorado, assim como o rendimento líquido (subtraído o branco) em função da matéria orgânica adicionada inicialmente se encontram reunidas na Tabela 4.

Com base no teste estatístico, verificou-se efeito significativo de ambos os parâmetros avaliados, isoladamente e associados, tanto para os resultados verificados ao final do teste (79d), como para os parciais (30d). Os rendimentos mais elevados, considerando os valores totais líquidos ao final do experimento (Tabela 4), foram 432, 425 e 408 mL CH₄ gSV⁻¹_{adicionada} verificados para a relação A/M 0.2 e proporção RA:PM 3:1, A/M 0.35 e proporções RA:PM 1:1 e 3:1, respectivamente.

Diferentemente dos resultados verificados ao final do teste, os rendimentos médios verificados aos 30 dias de teste (Tabela 4) demonstram maiores valores para as condições A/M 0.2 e RA/PM 3:1 e 1:1, seguidos das categorias A/M 0.35 e RA/PM 3:1 e 1:1.

Holliger *et al.* (2016) sugere valores relações A/M entre 0.25 e 0.5 gSV gSV⁻¹ para substratos de rápida acidificação, porém, valores de até 1.0 gSV gSV⁻¹ para compostos lignocelulósicos. Esses autores destacam ainda a importância de realização de teste para determinação da relação ótima em caso de substratos de características desconhecidas, pois elevadas relações podem causar a inibição por ácidos orgânicos de cadeia curta, ácidos intermediários.

Zhan-Jiang *et al.* (2014) também verificaram maiores produções de metano para codigestão com relação 3:1, quando aplicada a resíduo alimentar e palha de arroz. Diferentemente, Yong *et al.* (2015) verificaram máximo rendimento para proporção de 5:1 de resíduo alimentar e palha, quando mantida relação A/M de 0.35 gSV gSV⁻¹.

Em respeito a relação A/M, possivelmente, o fato de haver menor quantidade de alimento disponibilizado viabiliza o desenvolvimento do processo sem que haja inibição por excesso de produtos da fase acidogênica. As proporções RA:PM menores também proporcionam o mesmo comportamento, pois maiores proporções de resíduo alimentar, composto de rápida acidificação, resultam em acúmulo destes produtos intermediários, o que afeta negativamente a atividade dos microrganismos metanogênicos (Nagao *et al.*, 2012). A Tabela 3 corrobora com essa hipótese pois os frascos com A/M e proporções RA:PM mais elevados resultaram em valores menores de alcalinidades, maiores valores de ácidos totais e pH reduzidos, quando comparados as demais categorias.

Com base no tempo técnico de digestão (T_{80}), tempo necessário para que se atinja o acumulado de 80% do rendimento total de metano (Liang *et al.*, 2011), pode-se atribuir a necessidade de período de adaptação do inóculo ao acúmulo de ácidos intermediários para as condições de maior proporção de resíduo alimentar, notável para a menor relação A/M. As proporções RA:PM 1:1 e 3:1 demandaram períodos menores para que fossem atingidos seus T_{80} , os quais foram 17 e 13 dias respectivamente. A terceira categoria (A/M 0.2 gSV gSV⁻¹ e RA:PM 5:1) necessitou 35 dias, o que possivelmente está relacionado a inibição temporária citada anteriormente, causada pela maior proporção de substrato de rápida acidificação (resíduo alimentar).

Apesar de não apresentarem produções elevadas na fase inicial do teste, algumas categorias demonstraram adaptação e tardias produções de metano, porém, algumas categorias (A/M 0.5 e RA:PM 3:1 e 5:1) foram inibidas permanentemente por excesso de ácidos intermediários (Tabela 3), confirmando a influência associada da relação A/M e proporção RA:PM no desempenho do processo. A concentração de metano no biogás gerado nestas duas categorias também reflete essa inibição, apresentando valores inferiores aos demais (Tabela 3). A verificação de menor rendimento de metano para a categoria com maior proporção de resíduo alimentar também foi reportada por Zhan-Jiang *et al.* (2014) ao avaliarem proporção 4:1 de resíduo alimentar e palha de arroz, respectivamente.

Conclusões

- Verificou-se influência da relação alimento/microrganismo (A/M) para a digestão anaeróbia, sendo 0.2 a mais produtiva dentre as avaliadas, principalmente em teste de curta duração.
- A proporção de resíduo alimentar e palha de milho (RA:PM) também apresentou influência no rendimento de metano, de forma independente e associada à relação alimento/microrganismos, para os intervalos avaliados.
- A aplicação de adequada relação A/M e codigestão entre resíduos alimentares e palha de milho podem maximizar a produção de biometano, elevando o rendimento e reduzindo a duração do processo. A relação A/M e proporção RA:PM mais adequadas foram 0.2 e 3:1, respectivamente.

Agradecimentos

À CAPES – código de financiamento 001, ao CNPq, à FAPEMIG e ao INCT ETEs Sustentáveis pelo apoio financeiro.

Referências bibliográficas

- APHA, AWWA, WEF (2012) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 22th edition, American Public Health Association, Washington, 724pp.
- Cabbai, V., De Bortoli, N., Goi, D. (2016) Pilot plant experience on anaerobic codigestion of source selected OFMSW and sewage sludge. *Waste Management*, **49**, 47-54. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.12.014>
- Gottardo, M., Micolucci, F., Bolzonella, D., Uellendahl, H., Pavan, P. (2017) Pilot scale fermentation coupled with anaerobic digestion of food waste - Effect of dynamic digestate recirculation. *Renewable Energy*, **114**, 455–463. doi: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.07.047>

- Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., Bougrier, C., Buffière, P., Carballa, M., Wilde, V., Ebertseder, F., Fernández, B., Ficara, E., Fotidis, I., Frigon, J.C., Laclos, H.F., Ghasimi, D.S.M., Hack, G., Hartel, M., Heerenklage, J., Horvath, I.S., Jenicek, P., Koch, K., Krautwald, J., Lizasoain, J., Liu, J., Mosberger, L., Nistor, M., Oechsner, H., Oliveira, J.V., Paterson, M., Pauss, A., Pommier, S., Porqueddu, I., Raposo, F., Ribeiro, T., Pfund, F.R., Strömberg, S., Torrijos, M., Eekert, M.v., Lier, J.v., Wedwitschka, H., Wierinck, I. (2016) Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*, **74**(11), 2515–2522. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>
- Jenkins, S. R., Morgan, J. M., Sawyer, C. L. (1983) Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration. *Journal of Water Pollution*, **55**(5), 448-453.
- Li, W., Loh, K., Zhang, J., Tong, Y.W., Dai, Y. (2018) Two-stage anaerobic digestion of food waste and horticultural waste in high-solid system. *Applied Energy* **209**, 400-408. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.05.042>
- Liang, Y. G., Zheng, Z., Hua, R.; Luo, X. Z. (2011) A preliminary study of simultaneous lime treatment and dry digestion of smooth cordgrass for biogas production. *Chemical Engineering Journal*, **174**(1), 175-181. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.08.071>
- Nagao, N., Tajima, N., Kawai, M., Niwa, C., Kurosawa, N., Matsuyama, T., Yusoff, F.M., Toda, T. (2012) Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste. *Bioresource Technology*, **118**, 210-218. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.045>
- Rafieenia, R., Giroto, F., Peng, W., Cossu, R., Pivato, A., Raga, R., Lavagnolo, M.C. (2017) Effect of aerobic pre-treatment on hydrogen and methane production in a two-stage anaerobic digestion process using food waste with different compositions. *Waste Management*, **59**, 194–199. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.028>
- Rahman, M. A., Moller, H.B., Saha, C.K., Alam, M.M., Wahid, R., Feng, L. (2017) Optimal ratio for anaerobic co-digestion of poultry droppings and lignocellulosic-rich substrates for enhanced biogas production. *Energy for Sustainable Development*, **39**, 59–66. doi: <https://doi.org/10.1016/j.esd.2017.04.004>
- Rajagopal, R., Bellavance, D., Rahaman, M. S. (2017) Psychrophilic anaerobic digestion of semi-dry mixed municipal food waste: For North American context. *Process Safety and Environmental Protection*, **105**, 101–108. doi: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.10.014>
- Ripley, L. E., Boyle, W. C., Converse, J. C. (1986) Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *Water Pollution Control Federation*, **58**(5), 406-411.
- Siddique, M. N. I., Wahid, Z. A. (2018) Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. *Journal of Cleaner Production*, **194**(1), 359–371. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.155>
- Waste Atlas (2013) *1st Annual report of Waste Atlas*. ISWA, WTER, WEEPNET, University of Leeds, SWAP. ISSN 2241-2484. Acesso em 17 de outubro de 2019, disponível em: <http://www.atlas-d-waste.com/Documents/WASTE%20ATLAS%202013%20REPORT.pdf>
- Yong, Z., Dong, Y., Zhang, X., Tan, T. (2015) Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production. *Renewable Energy*, **78**, 527–530. doi: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.01.033>
- Zhan-Jiang, P., Jie, L., Feng-Mei, S., Su, W., Ya-Bing, G., Da-Lei, Z. (2014) High-solid Anaerobic Co-digestion of Food Waste and Rice Straw for Biogas Production. *Journal of Northeast Agricultural University*, **21**(4), 61–66. doi: [https://doi.org/10.1016/S1006-8104\(15\)30021-0](https://doi.org/10.1016/S1006-8104(15)30021-0)



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

ENSAIOS PARA TRATABILIDADE DE EFLUENTE ORIUNDO DO BENEFICIAMENTO DO AÇAÍ

* Vanessa Farias Feio¹
Neyson Martins Mendonça¹

TESTS FOR EFFLUENT TREATABILITY FROM THE AÇAÍ BENEFIT

Recibido el 22 de octubre de 2019; Aceptado el 13 de enero de 2021

Abstract

The objective of this research is to verify the treatability of the effluent from açai production by physical-chemical process to achieve the best removal efficiency in this effluent. Qualitative characterization of raw sewage and Jar Test assay has been performed, using tannin, aluminum polychloride and polymer. In the treated effluent, the parameters has been analyzed: pH, apparent color, turbidity and COD to evaluate the pollutant removal efficiency. A treated effluent quality index has been calculated with the support of Principal Component Analysis (PCA). As a result of the treatability tests, the best combination of polyaluminium chloride and polymer has been obtained at pH 8.0, resulting in an apparent color removal of approximately 98%; turbidity of 99% and COD equal to 90%. The results suggest that the physical-chemical treatment of this effluent obtained removal efficiency above 80% for most of the pollutants analyzed, being acceptable for the standard of discharge of treated effluent of resolution 430/2011 of CONAMA.

Keywords: Açai effluent, Jar Test, physical-chemical treatment.

¹ Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do Pará, Brasil.

* *Autor correspondente:* Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará. Avenida dos Cedros S/N°. Residencial Cidade Jardim. Buriti. Paragominas. 68625-000. Pará, Brasil. Email: vanessafariasfeio@gmail.com

Resumo

O objetivo deste trabalho é verificar a tratabilidade do efluente por de fábrica de beneficiamento de açaí por processo físico-químico para alcançar a melhor eficiência de remoção neste efluente. Foi realizada a caracterização qualitativa do esgoto bruto e ensaios em jar test, utilizando tanino, policloreto de alumínio e polímero. Foram analisados no efluente tratado os parâmetros: pH, cor aparente, turbidez e DQO para avaliar a eficiência de remoção dos poluentes. Foi calculado um índice de qualidade do efluente tratado com auxílio da Análise de Componentes Principais (ACP). Como resultados dos ensaios de tratabilidade, foi obtido a melhor combinação policloreto de alumínio e polímero em pH 8.0, resultando em remoção de cor aparente de aproximadamente 98%; turbidez de 99% e DQO igual a 90%. Concluiu-se que o tratamento físico-químico deste efluente obteve remoção acima de 80% para maioria dos poluentes analisados, sendo aceitável para padrão de lançamento de efluente tratado da resolução 430/2011 do CONAMA.

Palavras chave: efluente de açaí, Jar Test, tratamento físico-químico.

Introdução

O tratamento de águas residuárias industriais tem grande importância na conservação do meio ambiente, pois esses despejos possuem uma enorme variedade de poluentes, em composição, volume e concentrações, tendo sua característica ligada a cada tipo de indústria e às vezes variam dentro do mesmo grupo de fabricação. Por isso, para escolha do melhor sistema de tratamento, deve-se analisar a especificidade de cada processo produtivo, considerando fatores técnicos, econômicos e ambientais.

A definição da tecnologia de tratamento a ser adotada muitas vezes depende da realização de ensaios em escala piloto ou bancada. Os ensaios de tratabilidade visam simular em *jar test* ou reatores estáticos, o processo de tratamento do efluente e suas condições de operação.

A indústria de beneficiamento de açaí vem se mostrando promissora de interesses econômicos devido às suas diversas possibilidades de utilização, desde a alimentação até a fabricação de energéticos, cosméticos, etc. A fabricação desse produto tem importância fundamental para a sociedade paraense, pois além de produzir alimento de alto valor nutricional para as diversas camadas sociais, principalmente para as camadas mais baixas, gera emprego e renda (Eder, 2011).

O açaí é fonte de fibras, nutrientes e alto teor de antocianinas que são compostos fenólicos pertencentes à família dos flavonóides, responsáveis pela coloração dos frutos (Paula *et al.*, 2019). Devido sua solubilidade em água, as antocianinas ocorrem dissolvidas no fluido da célula vegetal, que geralmente apresenta pH levemente ácido (Março *et al.*, 2008).

No Estado do Pará, apesar do açaizeiro produzir o ano todo, o período de maior abundância (safra) dos frutos ocorre no segundo semestre do ano (julho a dezembro), coincidindo com o

período menos chuvoso, ocasião em que o preço dos frutos alcança menor valor (Vasconcelos *et al.*, 2010).

No beneficiamento de açaí há geração de resíduos sólidos e líquidos. Estudos realizados com os resíduos sólidos são mais comuns, podendo ser aproveitados como condicionador de solo por meio do biochar da semente de açaí (Sato *et al.*, 2020), como carvão ativado de semente de açaí para remoção de íons metálicos da água (Queiroz *et al.*, 2020), utilização das fibras de açaí como mecanismos de reforço em argamassas (Azevedo *et al.*, 2021), valorização da biomassa de açaí para geração de energia (Souto *et al.*, 2021), entre outros. Para os resíduos líquidos, foco desta pesquisa, não há estudos relacionados ao tratamento e reutilização destes. Alguns estudos realizaram apenas a caracterização qualitativa da água resíduária proveniente de pontos de venda de rua (Feio *et al.*, 2014; Oliveira *et al.*, 2018) sem verificação de tratamento.

Para escolha do tratamento, deve se considerar critérios como técnica de tratamento, custos, aplicabilidade local, requisitos de área, variabilidade de vazão e concentrações, entre outros (Metcalf e Eddy, 2016) visando atender as especificidades do local.

O tratamento físico-químico é, mais extensivamente, utilizado para tratamento de efluentes industriais onde há dificuldade do tratamento biológico, por algum motivo, como a variação sazonal da concentração ou vazão de esgoto (Metcalf e Eddy, 2016). Este tratamento separa e remove contaminantes dissolvidos ou coloidais em águas residuais por reações químicas e transferência de massa, ou os converte em substâncias inofensivas (Mao *et al.*, 2020).

Na fábrica estudada nesta pesquisa, a rotina de produção de polpa de açaí se resume ao período menos chuvoso, pois neste período há melhor qualidade sensorial do fruto e menor preço (Vasconcelos *et al.*, 2010). Sendo assim, há produção diária da polpa entre os meses de julho a dezembro. Nos demais meses (entressafra), a produção é interrompida.

Com base nisso, neste trabalho são propostos ensaios em *jar test* para tratabilidade de efluente oriundo de indústria de beneficiamento de açaí por processo físico-químico, para avaliar a combinação de produtos químicos com melhor eficiência de remoção para se adequar a legislação ambiental, haja vista o lançamento sem tratamento de muitas indústrias deste setor, além da escassez de dados de tratamento com este tipo de efluente. Para isso, foi realizada a caracterização qualitativa do efluente bruto do processo produtivo da fábrica, realização dos ensaios de coagulação-floculação e análise global de remoção.

Também foi criado um índice de qualidade do efluente tratado com auxílio da Análise de Componentes Principais (ACP) para classificar os resultados obtidos nos ensaios. Este método estima em que medida a correlação entre as variáveis observadas podem ser agrupadas em um

número menor de variáveis latentes (componentes principais) (Figueiredo Filho *et al.*, 2013) reduzindo a dimensão do conjunto de dados originais sem perda significativa de informações (How *et al.*,2018).

Duas abordagens comumente usadas para considerar o número de componentes utilizados são: reter os componentes que capturam mais do que um valor de corte especificado da porcentagem cumulativa de variação, digamos mais de 70% -80%, ou usar a regra de Kaiser, que é baseada no tamanho das variações dos componentes principais, retendo apenas aqueles cujo autovalor excede 1 (Shah *et al*, 2021), que foi o critério utilizado nesta pesquisa.

A ACP gera dois parâmetros relevantes: (i) os componentes principais (autovetores de Σ), representados pelos coeficientes (pesos) das variáveis em cada um dos componentes gerados; e (ii) os autovalores de Σ , λ_k , representando a variância explicada por cada componente retido. Esses dados podem ser utilizados para gerar um índice de importância (Cervo *et al.*,2015)

Material e Métodos

Descrição do processo produtivo

A indústria de açaí está localizada no bairro do Guamá, município de Belém-PA. As etapas de processamento da polpa de açaí compreendem: descarregamento, lavagem, amolecimento, despulpamento, filtragem, embalagem e congelamento. O processo produtivo tem geração de água residuária em três pontos: no depósito de amolecimento e na lavagem das máquinas despulpadeiras, além do resíduo líquido que escoar dos caroços úmidos já utilizados que ficam acumulados no silo.

Caracterização qualitativa do efluente bruto

Para caracterização qualitativa foram coletadas amostras em uma caixa receptora que recebe todas as contribuições do efluente bruto do processo produtivo. Foram analisados os parâmetros: pH, cor aparente, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo total, sólidos sedimentáveis (SS), sólidos totais (ST), sólidos totais fixos e voláteis (STF e STV), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos e voláteis (SSF e SSV), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e metais (alumínio, cálcio, cádmio, cobalto, cromo, cobre, ferro, manganês, zinco).

Os parâmetros analisados obedeceram aos procedimentos do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA/AWWA/WEF, 2017) e foram realizados no Laboratório Multiusuário de Tratabilidade em Águas (LAMAG) da Universidade Federal do Pará (UFPA) sob coordenação do Grupo de Estudos em Gerenciamento da Água e Reuso de Efluente

(GESA). As amostras de metais foram realizadas no Laboratório de Toxicologia da Seção de Meio Ambiente (SAMAM) do Instituto Evandro Chagas (IEC).

Ensaio de tratabilidade

Foram realizados experimentos de bancada em *Jar test* analógico com 6 jarros de 2L, palhetas e hastes em aço inox, Marca: SP LABOR, Modelo: JT-102/6. Os produtos utilizados foram de origem química e vegetal: cal hidratada, policloreto de alumínio, polímero aniônico e tanino.

Foram fixados os tempos de mistura rápida, lenta e velocidade de agitação, com base em estudos anteriores realizados (Vaz *et al.*, 2010; Haydar *et al.*, 2009; Couto Junior *et al.*, 2012; Valverde *et al.*, 2015). Os tempos fixados foram:

- Tempo mistura rápida de 1 minuto com velocidade de 90 rpm.
- Tempo mistura lenta de 15 minutos com velocidade de 20 rpm.
- Tempo de sedimentação: 30 minutos.

Foi utilizada uma solução de cal hidratada com dosagem de 7.5 g.L^{-1} para ajuste de pH, quando necessário.

Os experimentos foram repetidos três vezes para cada produto químico utilizado, e para otimização do melhor resultado. Após cada experimento foi coletado o sobrenadante para realização da análise de pH, cor aparente, turbidez e DQO para comparação da eficiência dos produtos utilizados. Essas variáveis foram selecionadas levando em consideração os parâmetros com maiores concentrações no esgoto bruto. Não foram realizados testes de sedimentação para conhecer as características dos flocos e suas taxas de sedimentação.

Determinação da dosagem de Tanino

A solução padrão de Tanino utilizada foi a TANFLOC SG e as dosagens testadas foram: 30; 45; 60; 75; 90 e 105 mg.L^{-1} . O pH do efluente bruto foi ajustado para valores próximos a 6.0, para melhor atuação do coagulante, devido a eficiência do Tanino neste valor, como verificados em pesquisas anteriores (Vaz *et al.*, 2010; Couto Junior, 2012) e ensaios prévios.

Determinação da dosagem do Policloreto de Alumínio

Foi utilizada uma solução a 10% de PAC – Aquafloc18 da Faxon Química LTDA e variaram-se as dosagens em cada jarro. As dosagens testadas foram: 9; 18; 27; 36; 45 e $54 \text{ mg.L}^{-1}\text{g/L}$. O pH do efluente bruto foi ajustado para valores próximos a 8.0 para melhor atuação do coagulante, conforme tentativas prévias para verificação do pH de melhor atuação deste produto.

Determinação da dosagem do Policloreto de Alumínio + polímero

Neste ensaio foi determinado a melhor dosagem de polímero, utilizando uma solução a 1% do Polímero aniônico Flonex 934 SH. As dosagens testadas foram: 10; 20 e 30 mg.L⁻¹. O pH foi ajustado com cal hidratada para valores próximos a 8,0, antes da adição do PAC. Foi utilizada a associação de PAC e polímero aniônico.

Otimização do melhor resultado

Após a obtenção do melhor resultado de clarificação do efluente, foi realizada variação no pH a fim de verificar a influência deste no desempenho na combinação coagulante e polímero, haja vista que anteriormente o ajuste de pH 8.0 foi para eficiência somente do PAC. O ajuste de pH foi realizado com a solução de cal hidratada e os valores de pH testados foram: 6.5; 7.0; 7.5; 8.0 e 8.5.

Índice de qualidade do efluente tratado (IQET)

O IQET foi utilizado para classificar a qualidade do efluente tratado obtido nos ensaios realizados nesta pesquisa.

Com auxílio da ACP, foram utilizados os pesos obtidos de cada parâmetro físico-químico da componente de maior representatividade dos dados (maior variância) para gerar uma equação considerando peso e a média da concentração dos parâmetros físico-químicos determinadas após cada ensaio. Foi calculado o IQET para todos os ensaios de acordo com a Equação 1.

$$IQET = (a \times turbidez) + (b \times cor) + (c \times DQO) \quad \text{Equação (1)}$$

Em que:

IQET: índice de qualidade do efluente tratado

a, b e c: peso associado a cada parâmetro.

Dessa maneira é possível ordenar os dados para determinar o ensaio que resultou no melhor tratamento para deste efluente, sendo a melhor a qualidade do clarificado representado pelo menor valor numérico do índice. No efluente de melhor resultado, foram realizadas análises físico-químicas dos mesmos parâmetros do efluente bruto a fim de verificar a eficiência de remoção do tratamento proposto.

Para o tratamento estatístico descritivo e multivariado foram utilizados os softwares Microsoft Excel 2010 e Minitab 17.

Resultados e discussão

Caracterização qualitativa do efluente bruto

As campanhas de medição foram realizadas em dias de produção do açaí tipo popular (DOU, 2000). Os resultados da caracterização físico-química do efluente bruto são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Características físico-químicas do efluente bruto do beneficiamento de açaí.

Parâmetro	Unidade	Método APHA	N	Média do EB ± DP
pH	-	4500-H+B	3	5.3- 5.8*
Cor aparente	uC	2120-C	3	13883 ± 1186
Turbidez	uT	2130-B	2	7900 ± 15
Sól. Sedimentáveis	mL.L ⁻¹	2540 F	2	4.75 ± 0.35
ST	mg.L ⁻¹	2540 B	3	2333 ± 160
STF	mg.L ⁻¹	2540 E	3	101 ± 7.21
STV	mg.L ⁻¹	2540 E	3	2232 ± 154
SST	mg.L ⁻¹	2540 D	3	372 ± 56.2
SSF	mg.L ⁻¹	2540 E	3	299 ± 62.5
SSV	mg.L ⁻¹	2540 E	3	73 ± 6.5
N-amoniacal	mg.L ⁻¹	4500-NH ₃ B 4500-NH ₃ C	3	12.4 ± 5.5
Nitrato	mg.L ⁻¹	4500-NO ₃	3	8.1 ± 1.6
Fósforo Total	mg.L ⁻¹	4500-P E	3	42.8 ± 5.7
DBO	mg.L ⁻¹	5210-D	3	3022 ± 82.2
DQO	mg.L ⁻¹	5220-D	3	10652 ± 463.8
Alumínio	mg.L ⁻¹	3120 B	1	49.01
Cálcio	mg.L ⁻¹	3120 B	1	528.9
Cádmio	mg.L ⁻¹	3120 B	1	0.024
Cobalto	mg.L ⁻¹	3120 B	1	0.003
Cromo	mg.L ⁻¹	3120 B	1	0.3
Cobre	mg.L ⁻¹	3120 B	1	0.2
Ferro	mg.L ⁻¹	3120 B	1	5.75
Manganês	mg.L ⁻¹	3120 B	1	111.5
Zinco	mg.L ⁻¹	3120 B	1	1.6

N: número de amostras; EB: efluente bruto; DP: Desvio Padrão

*: Faixa de variação

O pH variou entre 5.3 e 5.8, sugerindo o efluente bruto com características ácida, devido à composição da polpa, que pode ter pH de 4.0 a 6.2 (DOU,2000). Por isso, em alguns ensaios houve necessidade de ajustar esse valor para melhor atuação dos produtos químicos.

Em relação à cor aparente, foi encontrado o resultado médio de 13883 ± 1186 uC, esse elevado valor pode ocorrer pela presença do corante hidrossolúvel natural do açaí, a chamada antocianina (Menezes *et al.*, 2008). Para a série de sólidos, foram encontrados valores igual a 2333 ± 160 mg.L⁻¹ para ST, 372 ± 56.2 mg.L⁻¹ de SST e 4.75 ± 0.35 mL.L⁻¹ para sólidos sedimentáveis, sendo a maior parcela dos sólidos presentes na forma dissolvida (cerca de 84%), devido à substâncias dissolvidas neste efluente, que podem conferir elevada cor ao efluente bruto.

Nota-se que, como já constatado por Menezes *et al.* (2008), na composição da polpa, há uma grande quantidade de carboidratos, lipídeos, além da presença de proteínas, constituintes que agregam matéria orgânica a este efluente, sendo encontrado resultados de 3021.6 ± 82.2 mg.L⁻¹ para DBO e 10652.3 ± 463.8 mg.L⁻¹ para DQO.

Para os nutrientes, foram encontrados valores iguais a 12.4 ± 5.5 mg.L⁻¹ para nitrogênio amoniacal, 8.1 ± 1.6 mg.L⁻¹ para nitrato e 42.8 ± 5.7 mg.L⁻¹ para fósforo total. A presença destes pode ter origem na composição da polpa de açaí como citado por Menezes *et al.* (2008); Souza *et al.*, (2011). Além disso, pode haver um acréscimo de fósforo total devido à utilização de detergente na lavagem da área de produção e máquinas despulpadeiras ao final do expediente, acumulando resíduos deste na caixa receptora do efluente desta área.

Os metais são provenientes principalmente das características da composição do fruto do açaí e foram encontrados neste efluente, na ordem de concentração $Co < Cd < Cu < Cr < Zn < Fe < Al < Mn < Ca$. Percebem-se elevadas concentrações de cálcio e manganês com proporção similar à composição desses minerais presentes na polpa de açaí estudada por Menezes *et al.* (2008).

Para verificar as condições sobre a biodegradabilidade do esgoto e método de tratamento é utilizada a relação DQO/DBO que resultou em valor igual a 3.53. Para valores entre 3.5 e 5.0 sugere-se o uso de tratamento físico-químico devido à fração de difícil biodegradabilidade ser mais elevada (Von Sperling, 2014; Jordão *et al.*, 2014).

Ensaio de Tratabilidade

Tanino

A dosagem de 60 mg.L⁻¹ de tanino resultou em uma melhor eficiência de remoção de cor aparente (97%) e turbidez (99.1%), porém a DQO apresentou uma menor remoção (76%).

No estudo de Couto Junior *et al.* (2012), em água residuária de indústria têxtil, para maiores concentrações de cor aparente e turbidez, o tanino apresentou remoções de cor e turbidez de aproximadamente 99%, porém com uma dosagem seis vezes maior, o que demonstra diferentes atuações devido à composição da água residuária. No estudo de Vaz, *et al.* (2010), no qual se estudou efluente de galvanoplastia, com valores de cor aparente e turbidez bem menores em

relação ao efluente de açaí, foram obtidas boas remoções de cor aparente e turbidez também em uma dosagem de 400 mg.L⁻¹.

Policloreto de Alumínio

As dosagens de 18 e 27 mg.L⁻¹ de PAC apresentaram visualmente resultados na clarificação da água residuária, por isso apenas essas foram analisadas. Os resultados foram semelhantes, porém a dosagem de 18 mg.L⁻¹ foi a que obteve melhores remoções de cor aparente (98.4%), turbidez (99.8%) e DQO (92.3%). Nas condições de pH deste ensaio, foi possível observar a formação rápida de flocos na sedimentação, tendo melhor desempenho que o tanino.

Policloreto de Alumínio e polímero

Os resultados na clarificação da água residuária foram semelhantes, porém a dosagem de 18 mg.L⁻¹ de PAC + 30 mg.L⁻¹ de polímero foi a que obteve melhores resultados na remoção de cor aparente (99%), turbidez (99.8%) e DQO (92%). Em presença de cátions de Al, Fe, Sn e outros metais, as antocianinas formam produtos insolúveis (Março, *et al.*, 2008).

Foi possível observar a formação rápida e eficiente dos flocos, com boa consistência para sedimentação, sendo esta combinação de coagulante e polímero, a que houve melhor desempenho nos ensaios realizados.

Otimização do melhor resultado

Como testado previamente, o pH 8.0 propiciou melhores condições para atuação do coagulante e polímero, tendo remoção de 98.5% de cor aparente, 99.8% de turbidez e aproximadamente 90% de DQO. Vale ressaltar que os ensaios foram realizados em dias diferentes, por isso há essa pequena diferença na remoção de poluentes, que ocorre devido à variação das concentrações do efluente bruto nos dias dos ensaios.

Índice de qualidade de efluente tratado

Após organização dos parâmetros físico-químicos (cor aparente, turbidez e DQO) de todos os ensaios foi aplicada a Análise de Componentes Principais (ACP), cujos autovalores obtidos foram $\lambda_1= 1.934$, $\lambda_2= 0.825$ e $\lambda_3= 0.240$. Na Tabela 2 são apresentadas as CPs e seus autovalores.

Tabela 2. Componentes obtidos para os parâmetros físico-químicos.

Parâmetro	CP1	CP2	CP3
Turbidez (uT)	0.664	0.148	0.733
Cor aparente (uC)	0.616	0.449	0.648
DQO (mg.L ⁻¹)	0.425	0.881	0.207
Autovalor	1.934	0.825	0.240
Variância	0.645	0.275	0.08
Variância acumulada (%)	65	92	100

CP: componente principal

A ACP indicou a formação de três CPs para os parâmetros físico-químicos analisados em cada ensaio, sendo que a CP1 representa 64.5% da variância total indicando a representatividade dos sólidos e a CP2 representa 27.5% da variância devido à matéria orgânica e inorgânica, juntas CP1 e CP2 totalizam 92% da variância total.

Para extração dos componentes principais pelo método de Kaiser são consideradas as componentes com autovalores > 1 (Shah *et al*, 2021). Neste caso foi escolhida a CP1, que representa aproximadamente 65% da variância total e representa melhor desempenho quanto à remoção dos poluentes e maior representatividade de variância. Assim foi possível chegar a Equação 2.

$$IQET = (0.664 \times turbidez) + (0.616 \times cor) + (0.425 \times DQO) \quad \text{Equação (2)}$$

O valor para classificação é resultante do peso e média da concentração dos parâmetros na equação. Os menores valores obtidos representam uma menor concentração dos poluentes no efluente, portanto o melhor valor encontrado para o IQET foi 450, que apareceu como 1º lugar na classificação. Este valor comprova estatisticamente a escolha do melhor ensaio, que foi encontrado para os produtos PAC+ polímero com dosagem 18 mg.L⁻¹ de PAC e 30 mg.L⁻¹ de polímero, como já observado.

Análise global de tratabilidade

Após os ensaios foi realizada a caracterização do efluente tratado para verificar a remoção dos poluentes. A Tabela 3 apresenta resultados obtidos após o melhor ensaio e sua eficiência alcançada.

As maiores remoções no efluente tratado foram respectivamente de turbidez, cor aparente e DQO, as mesmas variáveis selecionadas para avaliação em cada ensaio realizado, o que explica a escolha de tais variáveis para a geração do índice de qualidade do efluente tratado.

Observa-se remoção de DBO e DQO (81.2% e 90.7% respectivamente), o que demonstra que o tratamento proposto cumpre o objetivo de remoção da maior parte orgânica deste efluente e atende o critério da resolução 430 do CONAMA (Brasil, 2011), onde prevê remoção mínima de 60% de DBO. Isso se deve principalmente pela atuação do coagulante PAC. Porém, mesmo de acordo com as condições da referida resolução, ainda permanece um valor elevado de DBO, acima do que se encontra em esgoto doméstico bruto. É importante que haja uma investigação dessa parcela orgânica para que haja melhoria nesta remoção.

Quanto aos sólidos, o efluente apresentou boa remoção principalmente dos SST e ST que eram responsáveis por elevadas concentrações de turbidez e cor do esgoto bruto. Vale destacar que ainda há um valor significativo de sólidos totais, o que pode ser ocasionado pela presença de resíduos do polímero utilizado, ocasionando um aumento na fração deste.

Em relação aos nutrientes, houve uma maior remoção de fósforo total do que nitrogênio amoniacal, provavelmente pelo fato de maior facilidade de remoção do fósforo por precipitação química com adição de cal e/ou sais metálicos de ferro ou alumínio, além da adsorção aos flocos particulados. Já o nitrogênio necessita de um processo complementar para sua remoção em processos físico-químicos, como arraste de ar ou cloração.

Tabela 3. Caracterização do efluente tratado.

Parâmetro	Resultado médio do efluente tratado	Remoção (%)
pH	6.8	–
Cor aparente (uC)	210	98.5
Turbidez (uT)	8.7	99.8
Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹)	5.3	71.7
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	6.9	83.9
Sólidos Sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	3.0	36.8
ST (mg.L ⁻¹)	751	69.3
SST (mg.L ⁻¹)	49	86.8
DBO (mg.L ⁻¹)	567	81.2
DQO (mg.L ⁻¹)	993	90.7
Alumínio (mg.L ⁻¹)	0.098	99.8
Cálcio (mg.L ⁻¹)	2.06	99.6
Cádmio (mg.L ⁻¹)	0.0019	92.1
Cobalto (mg.L ⁻¹)	<MLD	–
Cromo (mg.L ⁻¹)	0.0067	97.8
Cobre (mg.L ⁻¹)	0.0007	99.7
Ferro (mg.L ⁻¹)	0.079	98.6
Manganês (mg.L ⁻¹)	0.029	99.9
Sódio (mg.L ⁻¹)	1.28	99.8
Zinco (mg.L ⁻¹)	0.038	97.7

Conclusões e recomendações

Nos ensaios de tratabilidade, foi obtido o melhor resultado das análises físico-químicas para a combinação PAC (18 mg.L⁻¹) e polímero (30 mg.L⁻¹) em pH 8.0, resultando na remoção acima de 80% para os poluentes: cor, turbidez, DBO, DQO, sólidos suspensos e fósforo total.

Na classificação do IQET foi comprovado estatisticamente a escolha do melhor ensaio obtido para (PAC+ polímero) com dosagem 18 mg.L^{-1} de PAC e 30 mg.L^{-1} de polímero.

Na análise de componentes principais, verificou-se que as variáveis turbidez e cor aparente tem maior representatividade para a qualidade do efluente tratado.

O tratamento do efluente de açaí é possível por processo de físico-químico com a utilização de policloreto de alumínio e polímero, alcançando resultados aceitáveis para o padrão de lançamento de efluente tratado da resolução CONAMA 430/2011.

Com os resultados obtidos, recomenda-se que haja um estudo mais aprofundado sobre a composição desse efluente, a fim de alcançar a melhor qualidade, principalmente no que diz respeito à matéria orgânica na forma de DBO. Além disso, verificar a tratabilidade associado ao tratamento biológico quando essa solução for compatível com o sistema de produção local.

Referências bibliográficas

- APHA/AWWA/WEF (2017) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23rd Edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Denver.
- Azevedo, A. R. G., Marvila, M. T., Tayeh, B. A., Cecchin, D., Pereira, A. C., Monteiro, S. N. (2021) Technological performance of açaí natural fibre reinforced cement-based mortars. *Journal of Building Engineering*, **33**. Acesso em: 05 de outubro de 2020, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352710220307841>
- Brasil, (2011). *Resolução CONAMA nº 430. 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*. Publicação Diário Oficial da União, 16 de maio de 2011. Acesso em: 14 de janeiro de 2018, disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>
- Cervo, V. L., Anzanello, M. J. (2015) Seleção de variáveis para clusterização de bateladas produtivas através de ACP e remapeamento kernel. *Production*. **25**(4), 826-833. Acesso em: 05 de outubro de 2020, disponível em: <https://www.scielo.br/j/prod/a/Tngnwm4GG34dLtYdksvpw8d/abstract/?lang=pt>
- Couto Junior, O. M., Ströher, A. P., Barros, M.A.S. D., Pereira, N. C. (2012) Caracterização e Otimização do Tratamento de Efluente Têxtil por coagulação-floculação, Utilizando Coagulante Natural Tanino. *Revista Ciências Exatas e Naturais*, **14**(1), 79-90. Acesso em 12 de janeiro de 2018, disponível em: <https://revistas.unicentro.br/index.php/RECEN/article/view/1747/1827>
- DOU, Diário Oficial da República Federativa do Brasil (2000) *Regulamento Técnico Geral para fixação dos Padrões de Identidade e Qualidade para polpa de fruta*. Instrução Normativa nº 01, de 07 de janeiro de 2000. Diário Oficial de 10 de janeiro, Brasília, DF.
- Eder, K. (2011) *Aplicações de metodologia para análise e previsão do preço do fruto de Açaí*. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia), Programa de Pós-graduação em Biotecnologia, Universidade Federal de São Carlos, 123 pp.
- Feio, V. F., Girard, L., Mendonça, N. M. (2014) Problemática da geração de efluentes oriundos do processamento de açaí na região metropolitana de Belém-PA. *Revista Monografias Ambientais*, **13**(3), 3335-3340. Acesso em 5 de outubro de 2020. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/remoa/article/view/13370>

- Figueiredo Filho, D. B., Paranhos, R., Rocha, E. C., Silva Jr, J. A., Maia, R. G. (2013) Análise de componentes principais para construção de indicadores sociais. *Revista Brasileira de Biometria*, **31**(1), 61-78. Acesso em: 05 de outubro de 2020, disponível em: <http://www.gcpp.com.br/wp-content/uploads/2018/04/Figueiredo-Filho-e-et-al-An%C3%A1lise-de-componentes-principais-para-constru%C3%A7%C3%A3o-de-indicadores..pdf>
- Haydar, S., Aziz, J. A. (2009) Coagulation–flocculation studies of tannery wastewater using combination of alum with cationic and anionic polymers. *Journal of Hazardous Materials*, **168**(2), 1035-1040. Acesso em 12 de janeiro de 2018, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389409003501?via%3Dihub>.
- How, B. S., Lam, H. L. (2018) Sustainability evaluation for biomass supply chain synthesis: Novel principal component analysis (PCA) aided optimisation approach. *Journal of Cleaner Production*, **189**, 941-961. Acesso em: 05 de outubro de 2020, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652618307650>
- Jordão, E. P., Pessôa, C. A. (2014) *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 7ª ed. Rio de Janeiro: ABES.
- Mello, V. F. B., Abreu, J. P. G., Ferreira, J. M., Jucá, J. F. T., Sobrinho, M. A. M. (2012) Variáveis no processo de coagulação /floculação/decantação de lixiviados de aterros sanitários urbanos. *Revista Ambiente e Agua*, **7**(2), 88-100. Acesso em 12 de janeiro de 2018, disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=92823633009>
- Menezes, E. M. S., Torres, A. T., Srur, A. U. S., (2008) Valor nutricional da polpa de açaí (*Euterpe oleracea* Mart) liofilizada. *Acta Amazônica*, **38**(2), 311-316. Acesso em: 15 de janeiro de 2018, disponível em: <https://www.scielo.br/j/aa/a/WSTJPyZWLtkX3xG6kGFDwMB/abstract/?lang=pt>
- Mao, G., Hu, H., Liu, X., Crittenden, J., Huang, N. (2020) A Bibliometric Analysis of Industrial Wastewater Treatments from 1998 to 2019. *Environmental Pollution*, **275**(2021), 1157852. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115785>
- Março, P. H., Poppi, R.J., Scarminio, I. S. (2008) Procedimentos analíticos para identificação de antocianinas presentes em extratos naturais. *Química Nova*, **3**(5), 1218-1223. Acesso em: 07 de outubro de 2020, disponível em: https://www.researchgate.net/publication/244750976_Procedimentos_analiticos_para_identificacao_de_antocianinas_presentes_em_extratos_naturais
- Metcalf, L., Eddy, H. P. (2016) *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*. 5ª edição. Tradução: Ivanildo Hespagnol, Jose Carlos Mierzwa. Bookman.
- Oliveira, I. F., Gutierrez, L. A. C. L., Coutinho, E. C., Barbosa, A. J. B. (2018) Análise dos resíduos gerados do processo de despulpamento de açaí em Belém-PA. *Ciências ambientais e o desenvolvimento sustentável na Amazônia* 3. Atena Editora: Ponta Grossa. Acesso em: 07 de outubro de 2020, disponível em: <https://sistema.atenaeditora.com.br/index.php/admin/api/artigoPDF/46021>
- Paula, A. G. P., Heemann, A. C. W., Heemann, R., Lima, C. P. (2019) Avaliação da estabilidade das antocianinas do açaí no período de 28 dias em diferentes condições. *Brazilian Journal of health Review*, **2**(5), 4811-4823. Acesso em: 05 de outubro de 2020, disponível em: <https://www.brazilianjournals.com/index.php/BJHR/article/view/4172>
- Queiroz, L. S., Souza, L. K. C., Thomaz, K.T., Lima, E. T. L., Filho, G. N. R., Nascimento, L. A. S., Pires, L. H. O., Faial, K. C. F., Costa, C. E. F. (2020) Activated carbon obtained from amazonian biomass tailings (acai seed): Modification, characterization, and use for removal of metal ions from water. *Journal of Environmental Management*. **270**(2020), 110868. Acesso em: 05 de outubro de 2020, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479720307982>
- Sato, M. K., Lima, H. V., Costa, A. N., Rodrigues, S., Mooney, S. J., Clarke, M., Pedroso, A. J. S., Maia, C. M. B. F. (2020) Biochar as a sustainable alternative to açaí waste disposal in Amazon, Brazil. *Process Safety and Environmental Protection*, **139**, 36-46. Acesso em 05 de outubro de 2020, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095758201932244X>

- Souto, B.A., Souza, V. L. C., Perazzini, M. T. B, Perazzini, H. (2021) Valorization of açai bio-residue as biomass for bioenergy: Determination of effective thermal conductivity by experimental approach, empirical correlations and artificial neural networks. *Journal of Cleaner Production*, **279**(2021), 1234842. Acesso em: 05 de outubro de 2020, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652620335290>
- Souza, M. O., Santos, R. C., Silva, M. E., Pedrosa, M. L. (2011) Açai como alimento funcional. *Nutrire: rev. Soc. Bras. Alim. Nutr. J. Brazilian Soc. Food Nutr.*, 36(2), 161-169,. Acesso em: 07 de outubro de 2020, disponível em: http://sban.cloudpanel.com.br/files/revistas_publicacoes/334.pdf
- Shah, A., Chauhan, Y., Chaudhury, B. (2021) Principal component analysis based construction and evaluation of cryptocurrency index. *Expert Systems with Applications*, **163**(2021), 113796. Acesso em: 05 de outubro de 2020, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0957417420306151>
- Valverde, K. C., Coldebella, P. F., Nishi, L., Santos, T. R. T., Santos, O. A. A., Bergamasco, R. (2015) Otimização dos parâmetros de operação no processo de coagulação/floculação e sedimentação no tratamento de água com a associação PAC e *Moringa Oleifera* Lam. *ENGEVISTA*, **17**(4), 491-499. Acesso em 05 de outubro de 2020, disponível em: <https://periodicos.uff.br/engevista/article/view/9041>
- Vasconcelos, M. A. M., Farias Neto, J. T., Silva, F. C. F. (2010) *Cultivo, processamento, padronização e comercialização do açai na Amazônia*. Fortaleza: Instituto de Desenvolvimento da Fruticultura e Agroindústria- Frutal. Acesso em 05 de outubro de 2020, disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Frutal_2010_000gbz4z86u02wx5ok01dx9lc7p2fcq8.pdf
- Vaz, L. G. L., Klen, M. R. F., Veit, M. T., Silva, E. A., Barbiero, T. A., Bergamasco, R. (2010) Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia. *Revista Eclética Química*, 35(4), 45-54. Acesso em 12 de janeiro de 2018, disponível em: <https://revista.iq.unesp.br/ojs/index.php/eclética/article/view/227/185>.
- Von Sperling, M.,(2014) *Princípios do Tratamento Biológico de Água Residuárias- Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental- DESA, Universidade Federal de Minas Gerais-UFMG. 1, 4° ed., 452 pp.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

PREMISES FOR ECO-EFFICIENCY ANALYSIS ON CONSTRUCTION AND DEMOLITION WASTE RECYCLING

* Regis Pereira Waskow ¹
Rodrigo Kanno ¹
Rejane Maria Candiota Tubino ¹

Recibido el 31 de octubre de 2019; Aceptado el 14 de septiembre de 2020

Abstract

The construction industry is associated with significant impacts such as a consumption of natural resources and waste generation. Eco-efficiency is an instrument for sustainable analysis which indicates the relation between environmental costs and impacts. While the most environmental method used is the lifecycle assessment (LCA), standardized by ISO 14040, the economic indicator should be selected according to the stakeholder. Total cost, Unit Cost, Net Present Value (NPV) and Internal Rate of Return (IRR) are some of the economic indicators used in the economic analysis of Construction and Demolition Waste (CDW) recycling, however, the search for literature regarding the Eco-efficiency analysis shows a tendency to use the total cost regardless of its objective. In this sense, the objective of this paper is to propose the main premises to be considered in the selection of the economic indicator and in the normalization of the analysis of the CDW recycling Eco-efficiency index results. The search method adopted was comprised for three steps: Systematic review of literature; Analysis and comparison of Eco-efficiency indicators (including economic and environmental inputs); Discussion about the main assumptions in the CDW recycling Eco-efficiency analysis. 14 articles were identified in the Science Direct and Springer platforms. This paper provides information to propose premises to the Eco-efficiency analysis on CDW recycling. As a result, was defined a standard Eco-efficiency analysis according the objective: assessment of the cost to minimizing impacts, a simple comparison between scenarios or economic and environmental viability. The first two objectives refer to the input data variation and the scenarios evaluated, respectively. The third objective needs to compare the results with the current scenario, the final disposal and established market material that recycled aggregate can replace. Using the simplified flowchart proposed for each CDW recycling Eco-efficiency analysis objective will allow to standardize studies of this aspect, thus enabling more credible, replicable and comparable development.

Keywords: eco-efficiency, construction waste, demolition waste; LCA, LCC, sustainability.

¹ Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

* *Corresponding Author:* PPGE3M, Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500 - Setor 6 – Barrio Agronomia, Porto Alegre, RS, CEP: 91501-970. Brasil. Email: regisengambiental@gmail.com

Introduction

The civil construction industry is present in people's daily lives and their growth may reflect a region development stage. However, their processes are associated with potential sources of impacts, such as excessive consumption of natural resources and waste generation. It is known, however, that its own waste, recycled aggregate, can partly replace natural aggregates (Nagataki *et al.*, 2004; Cabral, 2007; e Pedro *et al.*, 2014), and the costs of the recycling process have been the focus of many researches (Waskow *et al.*, 2020).

Eco-efficiency is an instrument for sustainability analysis, which indicates the relation between environmental cost or value and environmental impact (Huppel e Ishikawa, 2005). For the World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), Eco-efficiency is defined as “the delivery of competitively priced goods and services that meet human needs and bring the quality of life while progressively reducing the environmental impacts of goods and resources over time, in the whole life cycle” (WBCSD, 2000).

For Eco-efficiency analysis, Life Cycle Assessment (LCA) can be combined with approaches such as Life Cycle Costing (LCC) or total cost (Gabriel and Braune, 2005; Miah *et al.*, 2017). Ibbotson *et al.* (2013), Tatari and Kucukvar (2012, 2011), Lee *et al.* (2011), Park *et al.* (2006), Rigamonti *et al.* (2016) and Kulczycka and Smol (2016) adopt the cost/environmental impact ratio. However, considering ISO definition, “aspect of sustainability regarding the environmental performance of a product system to its product system value” (ISO 14045, 2012) it seems more rational apply the inverse relationship, Equation 1, as adopted for Auer *et al.* (2017), Ferrández-García *et al.* (2016), Lorenzo-Toja *et al.* (2016), Kim *et al.* (2013b), Rudenauer *et al.* (2005) and Piepenbrink and Kicherer (2004).

$$\text{Eco-Efficiency} = (\text{Environmental Impact}) / \text{Cost} \quad \text{Equation (1)}$$

Miah *et al.* (2017) provide a rich literature review on the integration of LCA with cost methods, composing the Eco-efficiency analysis. The most prominent life cycle method currently used is the Life Cycle Assessment (LCA), standardized by ISO 14040 (ISO, 2006).

The decision-makers can extract from the LCA the analysis of one or more indicators of the same impact assessment method (for example CO₂ emissions) or apply more than one method, depending on the stakeholders (client, investors, community). The economic indicator, however, should be selected according to stakeholder. Total cost, Unit Cost, Net Present Value (NPV) and Internal Rate of Return (IRR) are some of the economic indicators used in the economic analysis of CDW recycling, selected, however, without explanation for their adoption. In response to this statement, Martínez-Sánchez *et al.* (2015) describe a lack of clarity in the methodologies and calculation principles adopted in the cost analysis in CDW recycling.

Waskow *et al.* (2020), in a systematic review on cost analysis of CDW recycling, shows that NPV, IRR and Payback indicators are the most widely used among economic indicators. Some authors provide reference values for these indicators in CDW recycling, such as Payback, between 3 and 11.2 years (Huang *et al.*, 2002; Neto *et al.*, 2017; and Di Maria *et al.*, 2018), and IRR, higher than 12% (Petterr, 2015; Doan, 2016). Unit cost is assessed by Di Maria *et al.* (2018) and Miah *et al.* (2018), however they have no reference values.

Another gap to be filled in the CDW recycling Eco-efficiency analysis is the adoption of a normalization value (reference). Auer *et al.* (2017) have reference in the future scenario evaluating the current scenario. Other authors that adopt the environmental impact/cost ratio, such as Ferrández-García *et al.* (2016), Lorenzo-Toja *et al.* (2016), Kim *et al.* (2013b), Rudenauer *et al.* (2005) and Piepenbrink and Kicherer (2004), do not employ a reference in the analysis of their Eco-efficiency indices.

In this sense, the objective of this paper is to propose the main premises to be considered in selection of economic indicator and analysis normalization of the CDW recycling Eco-efficiency index results..

Research methodology

A three-step search method was adopted, as described next:

Step 1: Systematic review of literature;

Step 2: Analysis and comparison of Eco-efficiency indicators (including economic and environmental inputs);

Step 3: Discussion about the main assumptions in the CDW recycling Eco-efficiency analysis.

The first step was to explore the knowledge about Eco-efficiency and its application on CDW recycling process. In order to obtain the most current literature about Eco-efficiency analysis on CDW recycling, the following procedure was performed:

- Systematic review: the identification of studies in scientific journals was performed by a systematic search in Science Direct and Springer platforms. The words searched on title, abstract or author-specified keywords were "Eco-efficiency", "construction", "demolition", "waste" and "management". A screening of the literature was made evaluating if the Eco-efficiency analysis could be applied to CDW.
- A content analysis of the literature was performed to identify the main topics addressed. Only research articles make up the statistical data illustrated in this paper. Review articles identified in the systematic review contribute only to the discussion of the results. The elements evaluated are shown in Table 1a.

The second step discusses the main Eco-efficiency indicators adopted in the literature review and the economic and environmental inputs that compose it. The elements evaluated in this step are shown in Table 1b. The third stage presents the discussion on the use of Eco-efficiency indicators in CDW recycling, based on stages 1 and 2 of systematic review and exploration of the literature about the subject.

Table 1. (a) Criteria for classifying articles included in the systematic review. (b) Evaluated elements of input data that make up the CDW recycling Eco-efficiency index identified in the systematic literature review.

Criteria	Description
(a)	
General	Country, year.
Scope	Recycling plant, management.
Source	Building, road, private/municipal CDW.
Step	Construction, demolition, refurbishment.
Scenario	Final disposal, recycling, incineration.
(b)	
Eco-efficiency indicator	Cost/environmental impact; environmental impact/cost; other.
Reference in Eco-efficiency analysis	Current scenario, concurrent material, other.
Economic input	Total cost, NPV, Unit cost, IRR, other.
Environmental input	Impact assessment method, indicator, other.
LCA assumptions	System model, functional unit, other.
Comments	Results, main input data.

Eco-Efficiency Analysis on CDW Management

Initially 12 articles were identified in the Science Direct platform. The evaluation of the articles results in the exclusion of 5 of these works, as it is a review and / or articles related to other residues. 33 articles were identified on the Springer platform, however only 2 meet the research requirements adopted in this paper. *Figure 1* illustrates the quantification of paper by countries, identified in the systematic literature review. Comments on scope, results and/or proposed methodology are described in Table 2.

As can be seen on Figure 1, Studies conducted in European countries such as Germany, Spain, Sweden/Norway and the Netherlands predominate (Tischer *et al.*, 2013; Rodriguez *et al.*, 2015; Ferrandez-García *et al.*, 2017; Klang *et al.*, 2003; Zhang *et al.*, 2018). These papers have a common concern with the composition and mixing in the CDW generation source and the influence of these characteristics on the final results, especially with regard to economic criteria related to segregation costs and disposal of waste.

The works of Yuan *et al.* (2016), Xue (2012) and Mah *et al.* (2018) apply to countries of the Asian continent (Hong Kong, China and Malaysia respectively). While Xue (2012) does not assess scenarios, the other authors provide a specific index for a broader scope assessment, relating the change in sector impacts to the change in Gross Domestic Product (GDP) forming the Eco-efficiency index.

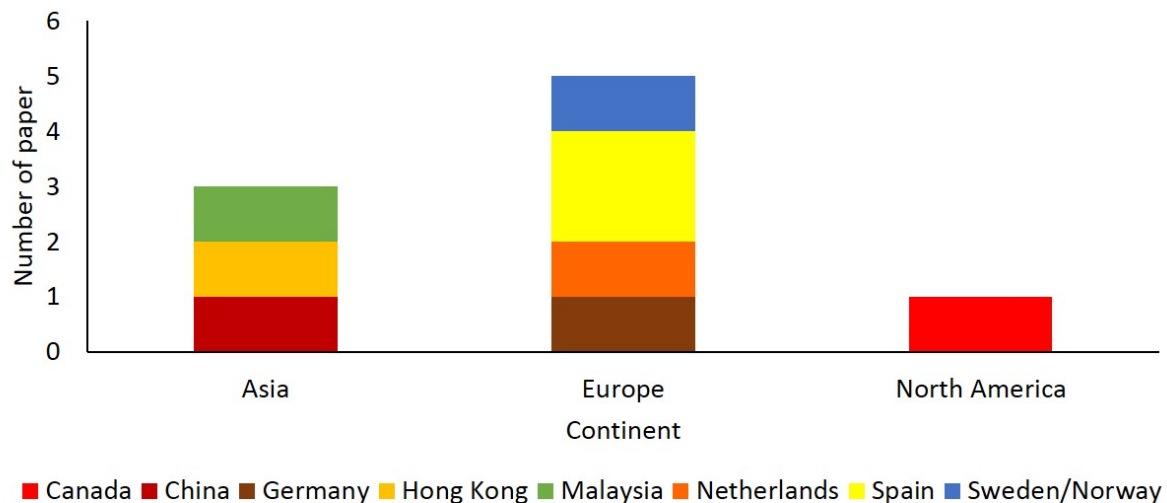


Figure 1. Geographic distribution of the papers identified in the systematic literature review on CDW recycling Eco-efficiency analysis.

Yuan *et al.* (2016) proposed that the Eco-efficiency of CDW management can be calculated through the relationship between Environmental improvement/impact reduction and CDW management cost, according to Equation 1. Mah *et al.* (2018) assessed different scenarios, relating the final CO₂ emission, characterization factor results, and total cost (transportation, recycling, treatment, etc.). Despite the adoption of different Eco-efficiency index, in both studies, however, considering the possibility of CDW goes to landfill, allowing to infer a perception regarding the maintenance of the adoption of this type of destination in Asian countries.

Trochu *et al.* (2019) evaluated recycling scenarios with low, medium and high quality recycled aggregate production in a region of Canada. The main focus of this paper is the wood residue, resulting a predominant construction method in the study region. The authors describe better results of the Eco-efficiency index with the improvement of segregation in the generation source, suggesting a concern similar to that highlighted by the European papers.

The CDW Recycling Eco-efficiency analysis papers mainly take two steps, construction and demolition, and generally referring to municipal waste (Figure 2). Only Zhang *et al.* (2018) performed the Eco-efficiency analysis by restricting the demolition stage.

Table 2. Comments related to the development and results of the CDW recycling Eco-efficiency analysis identified from the systematic literature review.

Authors	Comments
Ferrandez-García <i>et al.</i> (2017)	The scenarios evaluated vary with respect to the composition of the materials that make up the applied insulation systems. There are no further assessments or details regarding the end-of-life stage and its contributions to environmental, economic or Eco-efficiency impacts.
Klang <i>et al.</i> (2003)	Article evaluates the recycling of bricks, iron and ceramics, according to local RCD characteristics. More satisfactory Eco-efficiency results are identified for the RCD recycling scenario, yet resulting in lower social benefits.
Mah <i>et al.</i> (2018)	The Eco-efficiency indicator assesses the relationship of CO ₂ emissions and the costs for each scenario. The results showed that the main environmental contributions were made by the natural aggregates mining process (given by the need for extraction by disposal) and the transport of CDW, the latter representing the main input of costs, including the scenario that considers disposal of CDW total.
Rodriguez <i>et al.</i> (2015)	The results reveal the difference in values by type of plant management / model.
Tischer <i>et al.</i> (2013)	The results showed a reduction of the environmental impacts due to the implementation of a logistic management plan of the CDW, mainly due to the increase of the recycling percentages. The authors pointed out that even higher costs of collecting mixed CDW may not compensate for disposal rates of waste materials.
Trochu <i>et al.</i> (2019)	Article focused on wood waste that makes up the local CDW. The results revealed the benefits of source separation that increases the recycling percentages and therefore reduces the final disposal percentage.
Xue (2012)	The authors concluded that there are gaps in the proposed indicator, such as no input data related to hazardous substances. The authors emphasized the need for a dissociative analysis of the results so that, for example, cities with reduced impact but high GDP rates are not taxed with considerable negative impacts.
Yuan <i>et al.</i> (2016)	The Eco-efficiency indicator is relative to the sum of impact and cost ratios between the two different methods.
Zhang <i>et al.</i> , 2018	The Eco-efficiency indicator is relativized in percentage terms considering the usual participation and new technologies in each scenario. Environmental impacts and transportation costs are the most significant in two of the four scenarios evaluated. The other scenarios have their costs and impacts reduced when this input data is excluded.

Figure 2 also illustrates the different scopes of work analysis, which may be analysis restricted to the recycling plant, one or more scenarios (e.g. current scenario and/or final disposal) or the CDW management system. The CDW management system predominates over other scopes, being adopted in the analyzes of Tischer *et al.* (2013), Rodriguez *et al.* (2015), Yuan *et al.* (2016), Xue (2012) and Trochu *et al.* (2019).

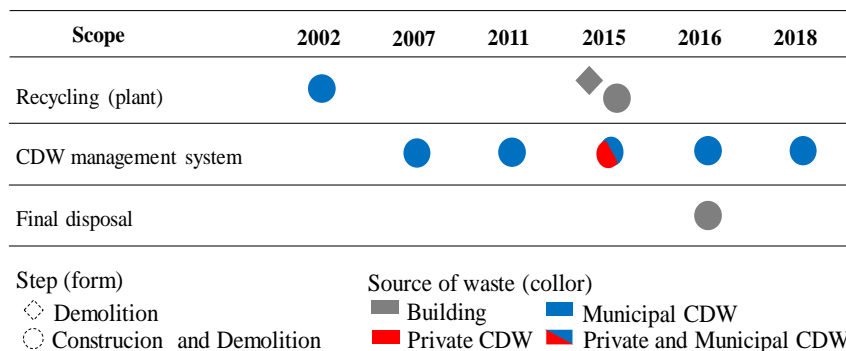


Figure 2. Characteristics of the papers identified in the systematic literature review on CDW recycling Eco-efficiency analysis.

Characteristics related to the Eco-efficiency index applied in the works raised by the systematic literature review are illustrated in Figure 3. There is a predominance of impact/cost ratio (Yuan *et al.*, 2016; Ferrández-García *et al.*, 2017; Xue, 2012; Mah *et al.*, 2018;), as applied by Auer *et al.* (2017), Ferrández-García *et al.* (2016), Lorenzo-Toja *et al.* (2016), Kim *et al.* (2013b), Rudenauer *et al.* (2005) and Piepenbrink and Kicherer (2004). All of these works have in common the use of the Eco-efficiency index as a tool for using solutions/alternatives with better environmental and economic performance.

The use of the inverse relationship (cost/impact) does not seem to have the same features, being perhaps more relevant to situations of analysis where the financial contribution is proposed to minimize the environmental impacts of a given activity. With this relationship, then, the decision maker can identify how much investment will be required to minimize a certain percentage of the environmental impact of one or more indicators.

In the studies identified in the literature review, only Zhang *et al.* (2018) and Yuan *et al.* (2016) adopted a normalization, or reference, in the analysis of their results. Both authors evaluate recycling systems, considering the results of the final disposal scenario as normalizer.

However, considering the concepts of non-generation, reduction, reuse, recycling in waste management it seems coherent that the Eco-efficiency analysis of a waste recycling product system should refer to the product of an established marginal market that this waste may be replace. In the case of recycled aggregates, they may even partially replace natural aggregates such as natural coarse aggregate and sand.

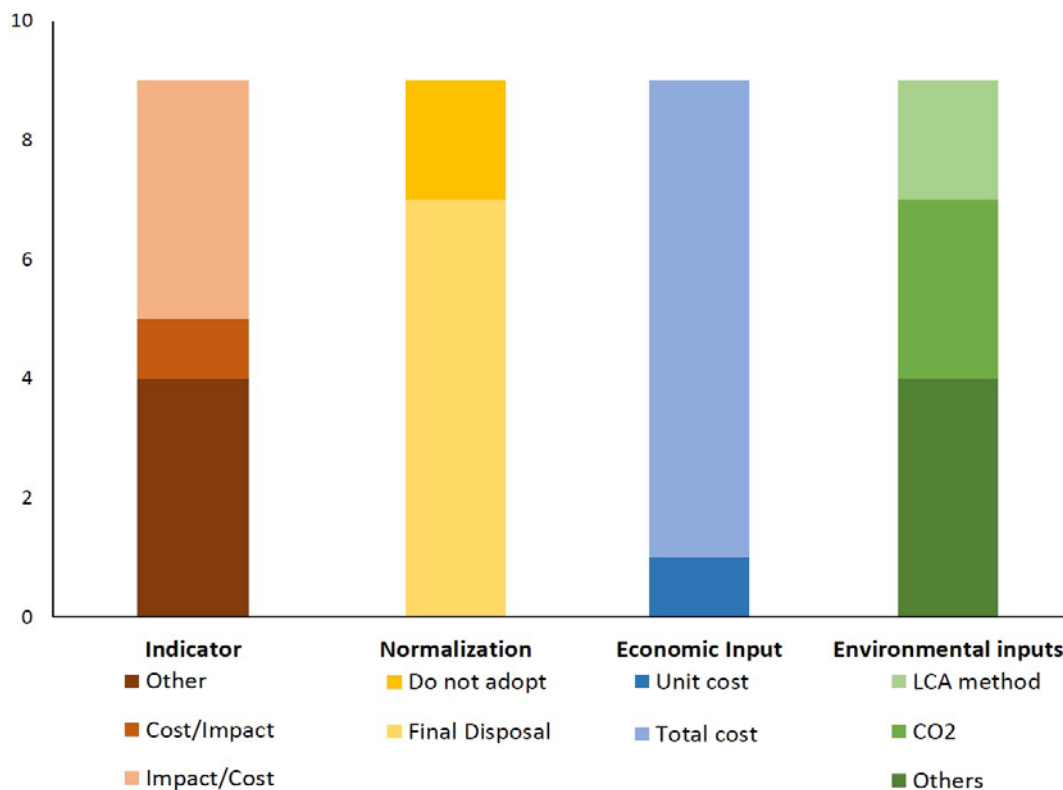


Figure 3. Characteristics of the Eco-efficiency index adopted in the studies identified in the literature review. (a) ratio applied in the Eco-efficiency index, (b) use of normalization (reference) in the analysis of the result, (c) economic input data, and (d) environmental input data.

The cost data from the Eco-efficiency analysis is entirely related to the total costs, either when evaluating the recycling plant/process or the CDW management system. The only work that uses the unit cost as input data refers to the complete evaluation of a thermal insulation system that considering the end-of-life waste management of this product, given by Ferrandez-García *et al.* (2017).

Waskow *et al.* (2020) evidenced, in their review, a predominance of economic analyzes of CDW recycling using indicators such as NPL, Payback and IRR, in this sense the use of the total cost cannot be generalized for different purposes of Eco-efficiency analysis. Thus, according to the stakeholder in the Eco-efficiency analysis, total costs, NPV, Payback and IRR can be adopted as the economic indicator in the impact/cost analysis.

The environmental input data are mostly composed of the use of the CO2 emission indicator, as a result of different characterization factors. Some authors using the ILCD method (Zhang *et al.*, 2018) and Eco-Indicator99, ReciPE and EPS (Ferrandez-García *et al.*, 2017), considering all indicators. Other Environmental Indicators refer to amount of CDW processed (Tischer *et al.*, 2013; Rodriguez *et al.*, 2015) and other indicators. Unlike economic input data, environmental input data has no restrictions of interest on methods and/or indicators for each stakeholder. Thus, for environmental analysis, the input data inventory is more relevant, being the applied method or characterization factor adaptable to the objective or the stakeholder.

Main Premises in the CDW Recycling Eco-Efficiency Analysis

The data and discussions from the previous chapter converge on important information from the Eco-efficiency analysis in CDW management. This information allowing to propose premises to be standardized in the analysis of this type of activity. Among these premises, it is firstly emphasized the need to define the objective of Eco-efficiency analysis: assessment of the cost of minimizing impacts, a simple comparison between scenarios or economic and environmental viability.

The assessment of the impact minimization cost allows to identify the result of investments in product or process improvement and the final results in the variation of the environmental indicator. The use of this objective is in line with the initiative of investors seeking, or required to achieve, more Eco-efficient results.

The simple comparison between scenarios make possible to verify the changes of a current scenario and a future scenario, limiting the results to the statement of results. This objective is most closely related to an environmental product statement, evidence of environmental performance to be made available to stakeholders such as customers or society.

The economic and environmental viability allow to identify the environmental performance associated with achieving attractive business investment results. This objective reflects the investors interest in the prior assessment of the business viability.

Considering the evaluated and other studies on Eco-efficiency analysis addressed by Miah *et al.* (2016), the possibility of using the two correlations (cost/environmental impact and

environmental impact/cost) were defined as well as the possibility of normalization of some of the objectives, as illustrated in Figure 4.

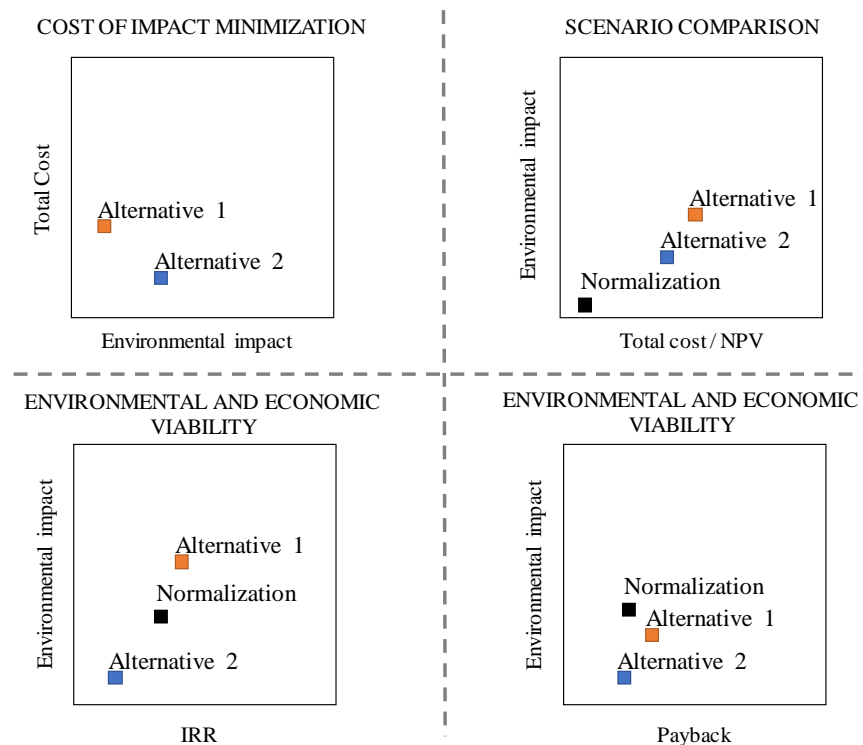


Figure 4. Correlations to be adopted according to the objective of the Eco-efficiency analysis. Alternatives and Normalization data imputed at random, and the analysis may consist of more of these elements.

Economic indicators such as Total Costs, NPV, IRR and Payback can be applied in Eco-efficiency analysis in conjunction with environmental indicators. The application of each of these, however, occurs according to the objective of the work that is directly related to the stakeholder that wishes to communicate the results.

Thus, the cost/impact ratio was defined as the analysis capable of supporting the assessment of the costs required to vary a given environmental indicator, with the economic indicator being Total Costs. The impact/cost ratio has a wider scope of application, being possible to apply together to the environmental indicator the economic indicators Total Cost, NPV, IRR and Payback. In this relation the use of the economic indicators Total cost and NPV make the simple comparison of scenarios available, being then applied to the consumed, society, public agencies, etc.

The use of IRR and Payback indicators in the impact/cost correlation of investor support on business profitability or viability, associated with environmental impacts. The analysis of the results, however, should not be limited to the simple relationship of environmental and economic indicators. Thus, one should adopt references to these two axes (x and y) that will delimit zones that suggest better and lower Eco-efficiency.

The literature review performed in this paper shows the continued adoption of landfill as a final destination to CDW. The use of this scenario as normalization, as considered by Zhang *et al.* (2018) and Yuan *et al.* (2016), illustrates that this destination is still a reality. Considering the adoption of the final disposal as standardization (reference) seems to be coherent, as regional issues, such as lack of recycling incentive and low disposal cost, make the landfill still an attractive worldwide.

At the same time, sites with established recycling scenarios, although not the most economically attractive, deserve to be taken into account in the Eco-efficiency analysis in the search for alternative solution, as performed by Auer *et al.* (2017). Considering also the concepts that guide the management of waste from any source (non generation, recycling and reuse) combined with concepts of avoided impact, widespread in LCA analysis, the comparison of the results with the materials established market and that may be replaced for (by) products resulting from recycling can become an incentive for recycling.

Thus, when analyzing the Eco-efficiency, focusing on results of better environmental and economic performance, of an alternative CDW recycling solution, the illustration of the impact / cost ratio results should be composed of at least the following favorable zones: current recycling scenario; final disposal scenario; and by the production of the natural aggregate that can be replaced by the recycled aggregate produced. An example of the boundaries of these zones is illustrated in Figure 5. The position of the cost-impact ratios of the final disposal, current scenario and natural aggregate was randomly defined, requiring adjustment according to each case study.

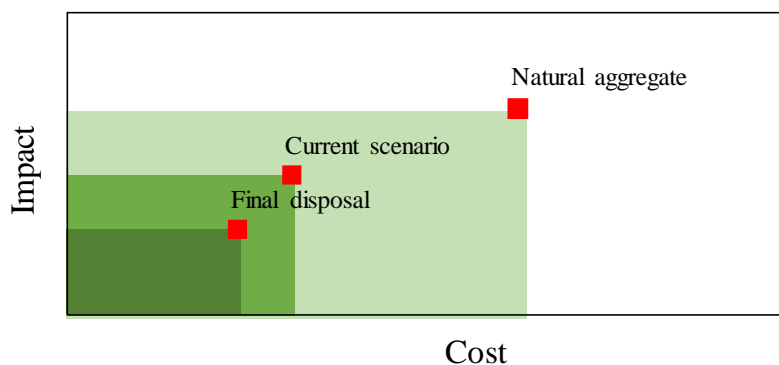


Figure 5. Proposed model to illustrate the results of the CDW recycling Eco-efficiency analysis.

Intermediate green, more Eco-efficient than two of the normalizations and light green, more Eco-efficient than just one of the standardizations. Eco-efficiency analysis with cost analysis bias to minimize impacts (cost/impact) has as normalization the very variation of the results expressed graphically.

Although the availability of CDW Recycling Eco-efficiency analyzes is very small, starting to use this tool in this industry based on assumptions seems to lead to the achievement of standardized and comparable results. Other tools that support Eco-efficiency, such as LCA and LCC, have specific standards or manuals designed for the same purpose, allowing them to thrive and have their credibility and application expanded. The assumptions defined for each objective of the Eco-efficiency analysis proposed by this paper are summarized in Figure 6.

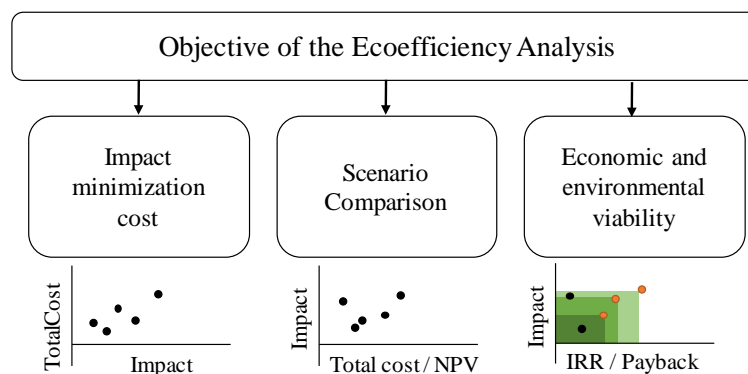


Figure 6. Simplified flowchart of assumptions to be adopted for CDW recycling Eco-efficiency analysis.

Final remarks

South America is still lacking work on CDW recycling Eco-efficiency analysis. However, the work of other countries brought important contributions regarding the existence of common concerns with this type of activity, the mixture of recycled aggregates and the reality of the need to maintain the final disposal destination.

Before the use of cost/environmental impact when the environmental impact/cost were applicable, the first one was related to investment to minimize impacts of one or more indicators and the second one was for scenario comparison and performance analysis.

The adoption of normalization (reference) is still rarely explored in CDW recycling Eco-efficiency analysis studies. It is concluded, however, that there is a need for comparison and if possible, by

adopting at least the current recycling scenario, the final disposal scenario and the established market material that the recycled aggregate can replace.

The use of the simplified flowchart proposed for each objective in the CDW recycling eco-efficiency analysis will allow the standardization of such studies, enabling a more credible, replicable and comparable development.

Referencias bibliográficas

- Auer, J., Bey, N., Schäfer, J. M. (2017) Combined Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing in the Eco-Care-Matrix: A case study on the performance of a modernized manufacturing system for glass containers. *Journal of Cleaner Production*. **141**, 99-109.
- Cabral, A.E.B. (2007) *Modelagem de Propriedades Mecânicas e de Durabilidade de Concretos Produzidos com Agregados Reciclados, Considerando-se a Variabilidade da Composição do RCD*. Phd Theses (in portugese), Universidade de São Paulo, São Carlos. 258 pp.
- Di Maria, A., Eyckmans, J., Van Acker, K. (2018) Downcycling versus recycling of construction and demolition waste: Combining LCA and LCC to support sustainable policy making. *Waste Management*. **75**, 3-21.
- Doan, D. (2016) Modeling Construction and Demolition Waste Recycling Program in Bangkok: Benefit and Cost Analysis. *Journal of Construction Engineering and Management*. **142**(12), 1-11.
- Ferrández-García, A., Ibáñez-Forés, V., Bovea, M. D. (2016) Eco-efficiency analysis of the life cycle of interior partition walls: A comparison of alternative solutions. *Journal of Cleaner Production*. **112**(1), 649-665.
- Gabriel, R., Braune, A. (2005) Eco-efficiency analysis: applications and user contacts. *Journal of Industrial Ecology*. **9**(4), 19-21.
- Huang, W., Lin, D., Chang, N. Lin, K. (2002) Recycling of construction and demolition waste via a mechanical sorting process. *Resources, Conservation and Recycling*. **37**, 23-37.
- Huppes, G. and M. Ishikawa. (2005) A framework for quantified Eco-efficiency analysis Eco-efficiency and its terminology. *Journal of Industrial Ecology*. **9**(4): 25–39.
- Ibbotson, S., Dettmer, T., Kara, S., Herrmann, C. (2013) Eco-efficiency of disposable and reusable surgical instruments scissors case. *International Journal of Life Cycle Assessment*. **18**, 1137-1148.
- ISO, International Organization for Standardization (2006) ISO 14040. *Environmental Management. Life Cycle Assessment. Principles and Framework*. European Committee for Standardization. Brussels, Belgium, 31 pp.
- ISO, International Organization for Standardization. (2012) ISO 14045. *Environmental Management—Eco-Efficiency Assessment of Product Systems—Principles*. Requirements and Guidelines.
- Kim, H., Tenreiro, C., Ahn, T. K. (2013) 2D representation of life cycle greenhouse gas emission and life cycle cost of energy conversion for various energy resources. *Korean Journal of Chemical Engineering*. **30**(10), 1882-1888.
- Klang, A., Vikman, P. A., Brattebø, H. (2003) Sustainable management of demolition waste an integrated model for the evaluation of environmental, economic and social aspects. *Resources Conservation and Recycling* **38**, 317-334.
- Kulczycka, J., Smol, M. (2016) Environmentally friendly pathways for the evaluation of investment projects using life cycle assessment (LCA) and life cycle cost analysis (LCCA). *Clean Technologies and Environmental Policy*. **18**, 829-842.
- Lee, J.Y., Cha, K.H., Lim, T.W., Hur, T. (2011) Eco-efficiency of H2 and fuel cell buses. *International Journal of Hydrogen Energy*. **36**, 1754-1765.

- Lorenzo-Toja, Y., Vázquez-Rowe, I., Amores, M. J., Termes-Rifé, M., Marín-Navarro, D., Moreira, M. T., Feijoo, G. (2016) Benchmarking wastewater treatment plants under an Eco-efficiency perspective. *Science of the Total Environment*. **566-567**, 468-479.
- Mah, C. M., Fujiwara, T., Ho, C. S. (2018) Life cycle assessment and life cycle costing toward Eco-efficiency concrete waste management in Malaysia. *Journal of Cleaner Production*. **172**, 3415-3427.
- Martinez-Sanchez, V., Kromann, M. A., Astrup, T. F. (2015) Life cycle costing of waste management systems: Overview, calculation principles and case studies. *Waste Management*. **36**, 343-355.
- Miah, J. H., Koh, S. C.L., Stone, D. (2017) A hybridised framework combining integrated methods for environmental Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing. *Journal of Cleaner Production*. **168**, 846-866.
- Nagataki, S., Gokce, A., Saeki, T., Hisada, M. (2004) Assessment of recycling process induced damage sensitivity of recycled concrete aggregates. *Cement Concrete Research*. **34**(6), 965-971.
- Oliveira Neto, R., Gastineau, P., Cazacliu, B. G., Le Guen, L., Paranhos, R. S., Petter, C. O. (2017) An economic analysis of the processing technologies in CDW recycling platforms. *Waste Management*. **60**, 277-289.
- Park, P.-J., Tahara, K., Jeong, I.T., Lee, K.-M. (2006) Comparison of four methods for integrating environmental and economic aspects in the end-of-life stage of a washing machine. *Resources, Conservation and Recycling*. **48**, 71-85.
- Pedro, D., de Brito, J., Evangelista, L. (2014) Influence of the use of recycled concrete aggregates from different sources on structural concrete. *Construction and Building Materials*, **71**, 141-151.
- Petter, R.A. (2015) *A técnica de análise de risco econômico aplicada a diferentes cenários de investimentos: minas de elementos terras raras: reciclagem de rejeitos de material de demolição e construção civil*. Masters dissertation (in portuguese). Federal University of Rio Grande do Sul.
- Piepenbrink, M., Kicherer, A. (2004) Making sustainability of plastics measurable. *Kunstst. Plast. Eur*. **94**, 32-34.
- Rigamonti, L., Sterpi, I., Grosso, M. (2016) Integrated municipal waste management systems: an indicator to assess their environmental and economic sustainability. *Ecological Indicators*. **60**, 1-7.
- Rodriguez, G., Medina, C., Alegre, F.J., Asensio, E., de Rojas, M.I.S. (2015) Assessment of Construction and Demolition Waste plant management in Spain: in pursuit of sustainability and Eco-efficiency. *Journal of Cleaner Production*. **90**, 16-24.
- Rudenauer, I., Gensch, C.-O., Griebshammer, R., Bunke, D. (2005) Integrated environmental and economic assessment of products and processes: a method for Eco-efficiency analysis. *Journal of Industrial Ecology*. **9**, 105-116.
- Tatari, O., Kucukvar, M. (2011) Evaluating Eco-efficiency of construction materials: a frontier approach. *International Workshop on Computing in Civil Engineering*. June 19-22, 2011. Miami, Florida, USA.
- Tatari, O., Kucukvar, M. (2012) Eco-efficiency of construction materials: data envelopment analysis. *Journal of Construction Engineering and Management*. **138**, 733-741.
- Tischer, A., Besiou, M., Graubner, C. (2019) Efficient waste management in construction logistics: a refurbishment case study. *Logistics Research*. **6**(4), 159-171.
- Waskow, R.P., dos Santos, V. L. G., Kanno, R., Tubino, R.M.C. (2020) Cost Assessment of the Brazilian Construction and Demolition Waste Recycling Plant: A Case Study of Porto Alegre. *Revista Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS)*. (in press)
- WBCSD, World Business Council For Sustainable Development. (2000) *Measuring Eco-Efficiency: a Guide to Reporting Company Performance*. WBCSD, ISBN 2-940240- 14-0.
- Xue, J. (2012) Indicators of decoupling housing-related environmental impacts from economic growth. *Journal of Housing and the Built Environment*. **27**(4), 495-516.
- Yuan, H., Huang, Z., Pengpeng, X. A (2016) Framework for Eco-efficiency of C&D Waste Management. *Procedia Environmental Sciences*. **31**, 855-859.
- Zhang, C., Hu, M., D, L., Gebremariam, A., Miranda-Xicotencatl, B., Di Maio, F., Tukker, A. (2018) Eco-efficiency assessment of technological innovations in high-grade concrete recycling. *Resources, Conservation and Recycling*. **149**, 649-663.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

IMPACTO DA FERTIRRIGAÇÃO COM VINHAÇA NAS PROPRIEDADES QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS DE SOLOS

IMPACT OF VINEYARD FERTIRIGATION ON CHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL PROPERTIES OF SOILS

Recibido el 15 de noviembre de 2019; Aceptado 18 de septiembre de 2020

Abstract

Vinasse is an effluent generated in the process of ethanol production from sugarcane, and due to its characteristics is used in soil fertigation, but can also present high pollutant potential when used improperly. The objective of this work was to evaluate the changes in chemical and microbiological characteristics of soil fertigated with vinasse in different cropping systems. For this, soil samples were collected in sugarcane and pasture areas that have a history of vinasse fertigation. These collections were performed at two different times, 15 days and 2 years after the last vinasse application. As control was used samples of pastures cultivated with pasture and sugar cane, which never received applications of vinasse. The chemical characteristics analyzed were: pH, Al, CO, P, mineral N, K, Ca, Mg, Cu and Zn. The microbiological characteristics evaluated were: RBS, BMS-C, N mineralization, qCO₂ and qMic. The application of vinasse in the soil influenced the chemical and microbiological characteristics of the soil, with different effects for each crop and over the time following the application.

Keywords: effluent, environmental impact, soil microbiology.

Ivana Bettio ¹
* Juliana Barden Schalleberger ²
Giuvana Lazzaretti ¹
Sandi Siqueira Paveglio ¹
Marcia Matsuoka Rosa ³
Joilmaro Rodrigo Pereira Rosa ³

¹ Departamento de Engenharia e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Brasil.

² Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil.

³ Departamento de Ciências Agrônomicas e Ambientais, Universidade Federal de Santa Maria, Brasil.

*Autor correspondente: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. R. Delfino Conti - Trindade, Florianópolis - SC, 88040-000, Brasil. Email: juliana.b.s@posgrad.ufsc.br

Resumo

A vinhaça é um efluente gerado no processo de produção do etanol a partir da cana-de-açúcar, e devido ao teor de matéria orgânica e nutrientes presentes na vinhaça, esta tem sido utilizada na fertirrigação dos solos, porém também pode apresentar alto potencial poluidor quando utilizada inadequadamente. Este trabalho teve como objetivo avaliar as alterações das características químicas e microbiológicas do solo fertirrigado com vinhaça em diferentes sistemas de cultivos. Para isto foram coletadas amostras de solo em áreas de cana-de-açúcar e pastagem que possuem um histórico de fertirrigação com vinhaça. Essas coletas foram realizadas em dois tempos distintos, 15 dias e 2 anos após a última aplicação de vinhaça. Como controle foi utilizado amostras de solos cultivados com pastagem e cana-de-açúcar, que nunca receberam aplicações de vinhaça. As características químicas analisadas foram: pH, Al, CO, P, N mineral, K, Ca, Mg, Cu e Zn. As características microbiológicas avaliadas foram: RBS (Respiração Basal do Solo), BMS-C (Carbono da Biomassa Microbiana), mineralização do N, qCO_2 (quociente metabólico) e $qMic$ (quociente microbiano). A aplicação de vinhaça no solo influenciou nas características químicas e microbiológicas do solo, com efeitos diferentes para cada cultura e ao longo do tempo subsequente a aplicação.

Palavras chave: efluente, impacto ambiental, microbiologia do solo.

Introdução

O Brasil é um importante produtor de etanol a partir da cana-de-açúcar, com uma produção estimada de 30.3 bilhões de litros na safra 2019/2020 (CONAB, 2019). Em consequência disso, uma maior quantidade de resíduos são gerados durante a produção do etanol, dentre os quais destaca-se a vinhaça. O volume de vinhaça produzido pelas destilarias varia em torno de 7 a 18 litros para cada litro de etanol (Corazza, 2006).

Atualmente, o destino mais comum da vinhaça é a sua utilização na fertirrigação do solo, pois apresenta alto teor de matéria orgânica e fornece nutrientes às culturas, podendo contribuir para o aumento da produtividade agrícola e redução dos custos econômicos, além de evitar impactos ambientais visto que o solo atua como neutralizador desse efluente (Mathew *et al.*, 2018; Laime *et al.*, 2011).

No entanto, a vinhaça é um líquido de coloração escura com elevada concentração de DQO (100 a 150 g/L), DBO (35 a 50 g/L) e nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio, e pH ácido (3 a 5) (Robles-González *et al.*, 2012; Neto *et al.*, 2019). Segundo Moran-Salazar *et al.* (2016) a aplicação da vinhaça no solo promove diferentes efeitos que dependem do tipo e taxa de aplicação da vinhaça, tipo e composição química do solo, tipo e idade da cultura na irrigação, características orográficas e condições climáticas.

Dessa forma, a aplicação da vinhaça no solos pode tanto contribuir para a qualidade do solo como ocasionar desequilíbrios físicos, químicos e biológicos como a redução da biomassa e atividade microbiana, instabilidade estrutural do solo e acúmulo de nutrientes (Martins, 2011). Além desses

fenômenos, o excesso de nutrientes decorrente da aplicação inadequada da vinhaça no solo pode favorecer o processo de lixiviação e escoamento superficial, promovendo a contaminação das águas superficiais e subterrâneas (Gomes *et al.*, 2018).

A legislação acerca das diretrizes para o uso da vinhaça na fertirrigação do solo ainda é deficiente no Brasil, não havendo referências em diversos estados, como no Rio Grande do Sul (Filho e Araujo, 2016). O monitoramento das características químicas e microbiológicas do solo se constitui como uma ferramenta essencial para verificar o efeito da vinhaça na qualidade do solo e compreender a relação com a cultura e o tempo de aplicação. Além disso, fornece subsídios para as orientações acerca da utilização adequada da vinhaça na fertirrigação, a fim de que a degradação ambiental decorrente dessa prática seja evitada (Silva e Martins, 2011).

Diante disto, este trabalho teve como objetivo avaliar as alterações das características químicas e microbiológicas do solo fertirrigado com vinhaça em diferentes sistemas de cultivos.

Metodologia

O estudo foi realizado em propriedades rurais localizadas no município de Porto Xavier/RS. De acordo com Streck *et al.* (2008), o solo dessa região é classificado como Neossolo Regolítico eutrófico. As amostras de solo foram coletadas nas proximidades da Usina Cooperativa dos Produtores de Cana de Porto Xavier (COOPERCANA).

A coleta das amostras de solo foi realizada em áreas cultivadas com cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.) e pastagens de capim Jiggs (*Cynodon dactylon*), as quais receberam a última aplicação de vinhaça há 15 dias e 2 anos. Nestas áreas, a aplicação de vinhaça foi realizada de forma empírica pelo produtor de acordo com a disponibilidade do resíduo na propriedade. Foram utilizadas como controle as amostras de solos de áreas de cultivo de cana-de-açúcar e pastagem nativa que nunca receberam a aplicação de vinhaça.

As amostras foram retiradas na profundidade de 0-10 cm do solo, em quatro pontos distintos de cada tratamento, constituindo amostras compostas. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado em esquema fatorial 2x3, sendo duas culturas (cana-de-açúcar e pastagem) e três tempos (nunca aplicado, 2 anos e 15 dias após a aplicação) com quatro repetições.

Segundo Paveglio (2018), a vinhaça utilizada apresentava as seguintes características químicas: pH 4.08, N total 35 mgL⁻¹, P total 57.3 mg L⁻¹, K total 598.53 mg L⁻¹, Ca total 90.2 mg L⁻¹ e Mg total 110.4 mg L⁻¹.

Inicialmente, os solos foram peneirados em malha de 5 mm e mantidos a 60% de sua capacidade de campo para determinação do carbono da biomassa microbiana (BMS-C), respiração basal do solo (RBS) e mineralização de nitrogênio (N).

O BMS-C foi determinado pelo método de fumigação e incubação proposto por Jenkinson e Powlson (1976) com algumas modificações feitas por Silveira (2011). A RBS foi estimada pela incubação do solo e quantificação do CO₂ liberado, conforme metodologia de Silva *et al.* (2007).

O quociente metabólico (qCO₂) foi calculado pela razão entre a RBS e o BMS-C, com base em Anderson e Domsch (1993). O quociente microbiano (qMic) consiste na relação entre o BMS-C e o carbono orgânico do solo (CO) (Tótola e Chaer, 2002). A mineralização do N foi determinada pelo método anaeróbico de Canalli e Benedetti (2006) descrito por Silveira (2011).

As características químicas analisadas foram: pH, CO (carbono orgânico), fósforo (P), nitrogênio mineral (soma do N-NH₄ e N-NO₃), cálcio (Ca), alumínio (Al), potássio (K), magnésio (Mg), cobre (Cu) e zinco (Zn). Essas análises foram realizadas conforme metodologia de Tedesco *et al.* (1995).

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste Tukey a 5% de probabilidade, utilizando o programa estatístico ASSISTAT versão 7.7 beta (Silva, 2011).

Resultados e discussão

As características químicas pH, K, P e Cu mostraram diferenças significativas para o tempo após a aplicação de vinhaça e para a interação entre o tempo e a cultura, não apresentando diferenças significativas para as culturas estudadas (Tabela 1).

Tabela 1. Valores de F calculado na análise de variância e níveis de significância para os parâmetros avaliados, de acordo com o fator de variação.

Fator de Variação	pH	CO	Mg	K
Cultura	0.0014	43.74 **	11.29**	3.43
Tempo	49.45**	52.99**	2.80	27.44**
Tempo X Cultura	38.85**	27.80**	16.69**	12.07**
CV (%)	5.2	10.11	40.55	9.21
Fator de Variação	P	N mineral	Zn	Cu
Cultura	2.83	1.04	16.87 **	1.20
Tempo	13.49**	6.03**	11.93**	16.5**
Tempo X Cultura	13.71**	1.003	6.64**	30.64**
CV (%)	25.47	42.13	12.37	12.39

** apresentou-se significativo ao nível de 1% de probabilidade.

Para o CO e Zn ocorreram diferenças significativas em todos os fatores de variação. O Mg apresentou diferença significativa para as culturas e também para a interação entre o tempo e a cultura, não apresentando diferenças significativas para o tempo de aplicação. Já o N mineral exibiu diferença significativa apenas para o tempo de aplicação da vinhaça no solo (Tabela 1).

O pH do solo variou de 3.97 a 6.22 na área cultivada com pastagem e 4.93 a 5.92 em áreas com cultivo de cana-de-açúcar (Tabela 2).

Tabela 2. Características químicas de solos sob cultivo de pastagem e cana-de-açúcar em diferentes tempos de aplicação de vinhaça.

Cultura	S/ aplicação	15 dias	2 anos
pH			
Pastagem	5.75 aA	6.22 aA	3.97 bB
Cana-de-açúcar	5.92 aA	4.93 bB	5.10 aB
** Al ³⁺ cmolc dm ⁻³			
Pastagem	0.10	0.00	4.85
Cana-de-açúcar	0.03	0.56	0.23
CO g Kg ⁻¹			
Pastagem	1.62 aC	2.72 aB	4.83 aA
Cana-de-açúcar	1.74 aA	1.96 bA	1.99 bA
** Ca cmolc dm ⁻³			
Pastagem	5.92	16.65	5.08
Cana-de-açúcar	6.75	4.53	5.97
Mg cmolc dm ⁻³			
Pastagem	1.73 bB	5.85 aA	3.33 aB
Cana-de-açúcar	2.85 aA	1.42 bB	1.49 bB
K mg dm ⁻³			
Pastagem	75.15 aB	216.51 aB	1294.24 aA
Cana-de-açúcar	79.33 aB	251.10 aA	201.59 bA
N mineral mg Kg ⁻¹			
Pastagem	9.63 aB	7.88 aB	124.69 aA
Cana-de-açúcar	6.13 aA	11.38 aA	14.88 bA
P mg dm ⁻³			
Pastagem	3.04 aB	5.05 aB	98.75 aA
Cana-de-açúcar	3.38 aA	12.32 aA	4.18 bA
Zn mg dm ⁻³			
Pastagem	8.97 aB	9.42 aB	27.20 aA
Cana-de-açúcar	6.35 aA	9.40 aA	7.79 bA
Cu mg dm ⁻³			
Pastagem	24.50 aA	11.56 bB	28.48 aA
Cana-de-açúcar	19.08 bB	25.17 aA	23.97 bA

Para cada atributo avaliado, valores em uma mesma linha, seguidos por letras maiúscula idênticas não diferem entre si ao nível de 5% pelo teste de Tukey, enquanto valores em uma mesma coluna, seguidos por letras minúscula idênticas não diferem entre si ao nível de 5% pelo teste de Tukey. **Não analisado estatisticamente

Para o solo cultivado com pastagem foi verificado uma redução significativa do pH apenas após 2 anos da aplicação da vinhaça. Já no cultivo de cana-de-açúcar o pH diminuiu tanto nos 15 dias como 2 anos após a última aplicação. Portanto, é possível inferir que a vinhaça está contribuindo para a acidificação do solo, o que pode estar relacionado ao pH baixo da vinhaça, o qual era igual a 4.08.

Paulino *et al.* (2011) verificaram uma diminuição do pH do solo com o tempo de aplicação da vinhaça, promovendo a acidificação do solo ao decorrer dos anos. Nesse estudo, o solo controle apresentou um pH de 7 e o solo com histórico de 20 anos de fertirrigação com vinhaça um pH de 5, aproximadamente.

Barros *et al.* (2010) analisaram o efeito da adição de vinhaça durante 10 anos nos atributos químicos do solo cultivado com cana-de-açúcar, e verificaram que não houve efeito significativo sobre o pH do solo. Na área de solo cultivado com cana-de-açúcar e fertirrigado com vinhaça, o pH foi igual a 7.0 e sem fertirrigação a 6.2. Silva *et al.* (2014) verificaram uma tendência de aumento do pH com o acréscimo da dose de vinhaça aplicada em um Neossolo cultivado com cana-de-açúcar. O pH do solo não fertirrigado foi de 4.93 e o que recebeu a maior dose de vinhaça ($800 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) apresentou um pH igual a 5.46.

As concentrações de Al^{+3} variaram de 0 a $4.85 \text{ cmolc dm}^{-3}$ nos solos de pastagem coletados após 15 dias e 2 anos da última fertirrigação com vinhaça, respectivamente (Tabela 2). De uma forma geral, os teores de Al^{+3} nos solos estudados podem ser considerados baixos pois estão dentro do intervalo definido por Sobral *et al.* (2015) ($<0.5 \text{ cmolc dm}^{-3}$), com exceção da concentração de $4.85 \text{ cmolc dm}^{-3}$ que é definida como alta ($>1.0 \text{ cmolc dm}^{-3}$).

Bohnen (1995) afirma que solos com pH superiores a 5.5 não apresentam alumínio tóxico devido a sua precipitação na forma de óxido de alumínio. Esse comportamento foi verificado nesse estudo, pois os tratamentos com pH abaixo de 5.5 possuem as maiores concentrações de Al^{+3} , como no solo de pastagem fertirrigado há 15 dias com pH 3.97 e $4.85 \text{ cmolc dm}^{-3}$ de Al^{+3} .

Em relação ao CO, os solos cultivados com pastagem apresentaram concentrações que variaram de 1.62 g Kg^{-1} no tratamento sem adição de vinhaça a 4.83 g Kg^{-1} no solo com a última aplicação há 2 anos. No solo cultivado com cana-de-açúcar, os valores foram de 1.74 a 1.99 g Kg^{-1} no solo controle e no tempo de 2 anos, respectivamente (Tabela 2). Embora não tenham ocorrido diferenças significativas entre os tempos de aplicação no solo de cana-de-açúcar, foi constatado em ambas as culturas que a vinhaça promoveu um aumento do CO, com maior contribuição ao longo do tempo de aplicação.

Dados apresentados por Zolin *et al.* (2011) mostraram que a partir da primeira adição de vinhaça no solo, as concentrações de CO já tenderam a aumentar com o tempo de aplicação, demonstrando que os efeitos nos teores de matéria orgânica podem ser notados tanto a curto como a longo prazo. No solo testemunha e na primeira aplicação, Zolin *et al.* (2011) obtiveram 3.56 e 6.72 mg dm⁻³ de CO, respectivamente, e 20 aplicações correspondentes a 20 anos resultaram em uma concentração igual a 70.4 mg dm⁻³. Vasconcelos *et al.* (2010) também observaram um aumento do CO do solo com o uso de vinhaça.

Os teores de Ca variaram de 5.08 a 16.65 cmolc dm⁻³ no solo cultivado com pastagem fertirrigada há 2 anos e 15 dias, respectivamente. Paulino *et al.* (2011) encontraram maiores concentrações de Ca em comparação com os demais nutrientes e verificaram um decréscimo de Ca no solo após 2 anos da aplicação de vinhaça.

As maiores concentrações de Mg foram verificadas no solo de pastagem fertirrigada com vinhaça há 15 dias (5.85 cmolc dm⁻³) e no solo de cana-de-açúcar sem aplicação de vinhaça (2.85 cmolc dm⁻³). Os demais tratamentos não apresentaram diferenças significativas entre os tempos de aplicação em cada cultura.

Carvalho *et al.* (2013) constataram que a vinhaça incrementou os teores de Ca e Mg do solo fertirrigado com vinhaça. Nesse estudo, as concentrações de Ca e Mg foram de 8.0 e 4.8 cmolc dm⁻³ no solo sem aplicação, já no solo coletado após 180 dias de aplicação de 200 m³ ha⁻¹ de vinhaça, as concentrações foram de 11.9 e 7.0 cmolc dm⁻³, respectivamente.

Com base nos resultados obtidos, verifica-se que a vinhaça promoveu um aumento de Ca e Mg no solo de pastagem aos 15 dias seguintes da aplicação, mas ocorreu uma diminuição após 2 anos. Segundo Bébé *et al.* (2009) esse acréscimo se deve a alta concentração de Ca e Mg na vinhaça, assim como verificado na vinhaça aplicada nos solos do presente estudo que possuía 90.2 mg L⁻¹ de Ca e 110.4 mg L⁻¹ de Mg. Contudo, o solo cultivado com cana-de-açúcar e fertirrigado com vinhaça apresentou teores mais baixos de Ca e Mg, tanto em 15 dias como 2 anos após a última aplicação. Esse comportamento pode ser decorrente da cana-de-açúcar absorver mais rapidamente esses nutrientes do que a pastagem.

Os teores de K variam de 75.15 a 1294.24 mg dm⁻³ no solo de pastagem sem vinhaça e após 2 anos da aplicação, respectivamente. No solo com cana-de-açúcar as concentrações de K foram de 79.33 a 251.10 mg dm⁻³ no tratamento controle e após 15 dias de aplicação, respectivamente. Em ambas as culturas o solo sem aplicação de vinhaça apresentou menor concentração de K, inferindo que a vinhaça promoveu um aumento no teor de K do solo, o que está associado a alta concentração desse nutriente na vinhaça (598.53 mg L⁻¹).

Rossetto *et al.* (2008) enfatiza que o K é o macronutriente mais extraído do solo pela cana-de-açúcar. Nesse sentido, o menor valor de K disponível no solo com cana-de-açúcar em relação ao solo com pastagem pode ser decorrente da maior absorção deste elemento por essa cultura.

Silva *et al.* (2014) também verificaram um incremento de K trocável no solo e relacionaram esse resultado aos teores de K_2O na composição química da vinhaça. Barros (2009) observou um aumento de K de pelo menos três vezes, quando comparado com áreas não fertirrigadas com vinhaça. Bebé *et al.* (2009), verificaram que a adição de vinhaça proporcionou um aumento da concentração de K em todas as profundidade analisadas do solo (0-40 cm), independentemente dos períodos de aplicação.

Em relação às concentrações de N mineral, não foram verificadas diferenças significativas entre o solo sem aplicação e após 15 dias da última aplicação, tanto na cultura de cana-de-açúcar como na de pastagem. No tempo de 2 anos subsequentes a aplicação, apenas ocorreu diferença significativa no solo cultivado com pastagem. A menor concentração foi 6.13 mg Kg^{-1} no solo de pastagem sem aplicação e a maior $124.69 \text{ mg Kg}^{-1}$ no solo de cana-de-açúcar após 2 anos da última fertirrigação com vinhaça (Tabela 2). Este fato pode ter ocorrido em função da extração de N pela cultura da cana-de-açúcar uma vez que, este elemento é limitante para o crescimento e produtividade da cultura.

Barros *et al.* (2013) também não observaram diferenças significativas entre os teores de N do solo nas áreas de cana-de-açúcar com e sem aplicação de vinhaça. Canellas *et al.* (2003) constataram que a adição de vinhaça não modificou as concentrações de N no solo, em comparação com o solo que não recebeu a vinhaça. Em contrapartida, Madejón *et al.* (2001) perceberam uma pequena elevação no teor de N total dos solos fertirrigados com a vinhaça.

Os valores de P encontrados nos solos com pastagem variaram de 3.04 a 98.75 mg dm^{-3} para o tratamento controle e após 2 anos da última aplicação de vinhaça, respectivamente. No solo com cana-de-açúcar, a menor concentração de P foi de 3.38 mg dm^{-3} no tratamento sem aplicação e a maior 12.32 mg dm^{-3} após 15 dias da aplicação de vinhaça (Tabela 2). De uma forma geral, a aplicação de vinhaça aumentou os teores de P com respostas diferentes deste aumento em relação ao tempo de aplicação para cada cultura, sendo para pastagem o maior aumento aos 2 anos e para cana-de-açúcar aos 15 dias após a aplicação do resíduo.

Barros *et al.* (2010) verificaram que a fertirrigação de cana-de-açúcar com vinhaça durante 10 anos, promoveu um acréscimo significativo de P no solo, em três diferentes profundidades do solo (0-15 cm, 15-30 cm e 30-45 cm). Na camada superficial (0-15 cm), a concentração de P no solo sem vinhaça foi de 8.83 mg dm^{-3} e 28.74 mg dm^{-3} com aplicação de vinhaça.

As concentrações de Zn não apresentaram diferenças significativas em relação ao solo controle e aos tempos de aplicação, exceto o solo de pastagem fertirrigado com vinhaça há 2 anos. Os teores de Zn variam de 6.35 a 27.20 mg dm⁻³ no solo de cana-de-açúcar sem aplicação e no solo de pastagem coletado após 2 anos da última fertirrigação com vinhaça, respectivamente. No solo de pastagem (2 anos) a fertirrigação juntamente com o menor valor de pH do solo pode estar contribuindo com o maior teor de zinco deste solo, pois em solos ácidos há uma maior disponibilidade de micronutrientes.

Para Souza e Lobato (2004), os teores médios de Zn em solos agrícolas que não são tóxicos para as plantas estão na faixa de 1.0 a 1.6 mg dm⁻³. No presente estudo, os valores de Zn foram superiores a esse intervalo, bem como nos solos sem aplicação de vinhaça, indicando que os solos possuem naturalmente altos teores de Zn.

No solo cultivado com pastagem, os teores de Cu variaram de 11.56 a 28.48 mg dm⁻³ após 15 dias e 2 anos da última aplicação de vinhaça, respectivamente. No solo com cana-de-açúcar, a menor concentração de Cu foi 19.08 mg dm⁻³ no solo controle e a maior 25.17 mg dm⁻³ após 15 dias da aplicação. De uma forma geral, a vinhaça não causou um aumento efetivo nos teores de Cu dos solos.

Souza e Lobato (2004) relata que os teores aceitáveis de Cu em áreas de cultivo devem estar entre 0.5 e 0.8 mg dm⁻³. Os valores encontrados nos solos estudados ultrapassaram esse limite, inclusive na área sem aplicação de vinhaça. Esse maior teor de Cu pode estar relacionada ao material de origem dos solos, uma vez que, a região é formada por rochas basálticas e segundo Oliveira (2006), o basalto geralmente possui elevados níveis de metais em sua composição, entre eles o Cu.

Barros *et al.* (2010) verificaram uma maior concentração de Zn e Cu nas camadas de 0-15 cm e 15-30 cm dos solos cultivados com cana-de-açúcar sem aplicação de vinhaça, em comparação com os fertirrigados com vinhaça. Esse resultado foi atribuído a elevação do pH dos solos com vinhaça que acarretou na diminuição da solubilização desses íons. De forma contrária, Canellas *et al.* (2003) constataram que na área de cana com aplicação de vinhaça houve um acréscimo nos teores de Cu e Zn.

As características microbiológicas avaliadas apresentaram interação significativa para os dois fatores (cultura x tempo) para todos os parâmetros avaliados, com exceção da mineralização do N (Tabela 3).

A RBS e a mineralização do N apresentaram diferenças significativas isoladas para a cultura, enquanto que o BMS-C apresentou diferenças para o fator tempo de aplicação. O qCO₂ e qMic

apresentaram diferenças significativas para todos os fatores estudados e suas interações (Tabela 3).

Tabela 3. Valores de F calculado na análise de variância a níveis de significância para os parâmetros avaliados, de acordo com o fator de variação.

Fator de Variação	RBS	BMS-C	qCO ₂	qMic	Mineralização N
Cultura	110.01**	0.53	55.51**	18.04**	9.63**
Tempo	2.15	15.27**	36.11**	119.22**	0.77
Tempo x Cultura	19.39**	23.86**	40.06**	70.45**	0.94
CV (%)	16.19	16.33	11.49	13.37	45.25

** apresentou-se significativo ao nível de 1% de probabilidade.

Nos solos com pastagem a aplicação de vinhaça aumentou a RBS, sendo que os valores apresentaram diferenças significativas e variaram de 11.07 a 28.07 mgC-CO₂ Kg⁻¹ no solo sem aplicação e após 2 anos da fertirrigação com vinhaça, respectivamente. Em contrapartida, a RBS dos solos com cultivo de cana-de-açúcar e que receberam a vinhaça não apresentaram diferenças significativas comparadas com as do solo controle (Tabela 4).

Tabela 4. Características microbiológicas dos solos sob cultivo de pastagem e cana-de-açúcar em diferentes tempos de aplicação de vinhaça.

Cultura	S/ aplicação	15 dias	2 anos
RBS mgC-CO ₂ Kg ⁻¹ solo dia ⁻¹			
Pastagem	11.07 aC	21.42 aB	28.07 aA
Cana-de-açúcar	9.73 aA	7.99 bA	8.12 bA
BMS-C mg-Cmic Kg ⁻¹ solo			
Pastagem	535.4 aA	491.32 aA	337.91 bB
Cana-de-açúcar	606.64 aA	229.96 bB	595.76 aA
qCO ₂ mgC-CO ₂ g ⁻¹ BMS-C.h ⁻¹			
Pastagem	0.020 aB	0.055 aB	0.100 aA
Cana-de-açúcar	0.017 aA	0.051 aA	0.014 bA
qMic %			
Pastagem	3.39 aA	1.74 aB	0.55 bC
Cana-de-açúcar	3.39 aA	0.84 bB	2.94 aA
Mineralização do N mg Kg ⁻¹			
Pastagem	8.75 aB	19.26 aAB	30.63 aA
Cana-de-açúcar	5.26 aA	4.82 bA	5.23 bA

Valores em uma mesma linha, seguidos por letras maiúsculas idênticas não diferem entre si ao nível de 5% pelo teste de Tukey, enquanto valores em uma mesma coluna, seguidos por letras minúsculas idênticas não diferem entre si ao nível de 5% pelo teste de Tukey.

Para Martins (2011) a vinhaça aplicada no solo pode interferir de forma direta na redução de CO₂ liberado para a atmosfera, pois a RBS apresentou-se menor nos dois períodos de aplicação estudados (6 e 16 anos) quando comparada com as áreas sem aplicação.

Santos *et al.* (2009) avaliando os solos com diferentes doses de aplicação de vinhaça observaram que a liberação de CO₂ variou conforme os dias de incubação, com redução nos 60 primeiros dias e aumento aos 120 dias de incubação. Nos 30 primeiros dias, os autores não observaram diferenças significativas entre os tratamentos avaliados.

Os solos com pastagem apresentaram valores de RBS superiores aos cultivados com cana-de-açúcar (Tabela 4). Esse resultado pode ser atribuído ao desenvolvimento radicular das gramíneas na superfície do solo que contribuem para o aumento da atividade biológica do solo (Araújo *et al.*, 2007). Além disso, o não revolvimento do solo por práticas de manejo, a maior retenção de água no solo e a diversidade de substrato orgânico com diferentes graus de suscetibilidade à decomposição, contribuem com a atividade biológica do solo na área de pastagem (Cardoso *et al.*, 2009).

Os valores de BMS-C diminuíram no solo de pastagem com a última aplicação de vinhaça há 2 anos (337.91 mg-Cmic Kg⁻¹) e 15 dias após a aplicação no solo com cana-de-açúcar (229.96 mg-Cmic Kg⁻¹), em relação aos solos sem aplicação de vinhaça. Já nos demais tempos de aplicação de vinhaça o BMS-C para cada cultura não diferiu estatisticamente dos valores obtidos nos solos sem fertirrigação (Tabela 4). Com base nesses resultados, observa-se que a vinhaça não estimulou a população microbiana, inclusive apresentou uma tendência à redução da biomassa.

Tejada *et al.* (2006) perceberam uma redução de 44.9% do BMS-C nos solos onde foi realizada a aplicação de vinhaça e 26.2% da RBS com as maiores doses de vinhaça. Tejada *et al.* (2007) atribuíram esse decréscimo do BMS-C ao elevado teor de sódio contido na vinhaça.

Zils (2015) ao estudar a resposta da aplicação de vinhaça no solo, constatou que nos nove primeiros dias do tratamento a biomassa microbiana respondeu bem à aplicação de vinhaça, com aumento de 1.92 vezes do BMS-C em comparação com o solo sem aplicação, mostrando a elevada sensibilidade da biomassa microbiana à aplicação de resíduos orgânicos. O autor retrata ainda que a vinhaça é considerada uma fonte de carbono de fácil mineralização, o que tende a estimular o crescimento microbiano do solo em um curto período de tempo após a aplicação da mesma.

Alves (2015) também mostrou que os aumentos do BMS-C são promovidos pela vinhaça nos primeiros dias após sua aplicação, diminuindo ao longo do tempo, pois imediatamente após a aplicação o solo inicia um intenso ciclo de respiração e consumo de matéria orgânica lábil, tendendo à estabilização devido às fontes de carbono remanescentes serem mais complexas.

Em relação ao presente estudo, já nos 15 dias posteriores a aplicação de vinhaça ocorreu uma redução do BMS-C, inferindo que a matéria orgânica facilmente assimilável fornecida pela vinhaça já havia sido biodegradada.

Os valores de qCO_2 não apresentaram diferenças significativas entre os solos sem e com aplicação de vinhaça, com exceção do solo cultivado com cana-de-açúcar e fertirrigado com vinhaça há 2 anos, o qual apresentou um maior valor de qCO_2 ($0.1 \text{ mgC-CO}_2 \text{ g}^{-1}$). No entanto, é possível verificar uma tendência de aumento do qCO_2 após 15 dias da aplicação de vinhaça em ambas as culturas.

Cunha *et al.* (2011) relacionam os maiores valores de qCO_2 às condições ambientais estressantes, onde a biomassa é menos eficiente no uso do carbono, aumentando as perdas por CO_2 e incorporando menos carbono ao tecido microbiano. Alves (2015) verificou que o qCO_2 de um Latossolo Vermelho aumentou na presença de vinhaça. Nos primeiros 10 dias após a aplicação de vinhaça, esse aumento foi verificado em todas as concentrações de vinhaça (37, 74, 148 e 200 mL kg^{-1} de solo seco), mas ao longo do tempo (30 e 60 dias) somente as concentrações mais altas de vinhaça (148 e 200 mL kg^{-1}) promoveram uma elevação do qCO_2 .

Nos tratamentos com pastagem o $qMic$ variou de 0.55 a 3.39% no solo fertirrigado com vinhaça há dois anos e sem aplicação, respectivamente. Já nos tratamento com cana-de-açúcar, o $qMic$ variou de 0.84 a 3.39% no solo fertirrigado há 15 dias e sem aplicação, respectivamente. Em comparação com o solo sem fertirrigação, o solo cultivado com pastagem apresentou um $qMic$ menor em ambos os tempos de aplicação, já no solo com pastagem a redução foi significativa apenas após 2 anos, indicando que nessas áreas a população de microrganismos foi menos eficiente em imobilizar o carbono.

Nicodemo (2009) trata o $qMic$ como o carbono disponível para o crescimento microbiano, inferindo que os valores mais altos estão associados aos solos de melhor qualidade. Segundo Jakelaitis *et al.* (2008), valores de $qMic$ inferiores à 1% indicam que a atividade microbiana está limitada, o que pode ser verificado no solo de pastagem e cana-de-açúcar fertirrigado há 2 anos e 15 dias, respectivamente, corroborando com os maiores valores de qCO_2 constatados nesses solos.

De acordo com Gama-Rodrigues *et al.* (2008), os solos que possuem matéria orgânica de baixa qualidade nutricional, a biomassa microbiana encontra-se sob estresse e é incapaz de utilizar totalmente o CO e, por consequência, o $qMic$ tende a diminuir. Agostinho *et al.* (2017) não verificaram diferenças significativas entre o $qMic$ dos solos sem e com aplicação de vinhaça (100 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$), sendo 1.9% o $qMic$ obtido em ambos os tratamentos.

Nos solos com cultivo de pastagem, a vinhaça promoveu um acréscimo significativo de mineralização do N, com aumento ao longo do tempo. Nessa cultura os valores variaram de 8.75 a 30.63 mg Kg⁻¹ no solo sem aplicação e no fertirrigado com vinhaça há 2 anos. De forma contrária, entre os solos cultivados com cana-de-açúcar não foram verificadas diferenças significativas em relação aos valores de mineralização do N.

Segundo Camargo *et al.* (1999) a quantidade de nitrogênio mineralizado depende da temperatura, umidade, aeração e, quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo, pois essas condições interferem na atividade microbiana, bem como na sua capacidade de transformar o nitrogênio orgânico em mineral. Uma vez que a aplicação de vinhaça não favoreceu a atividade microbiana do solo cultivado com cana-de-açúcar, como comprovado nos baixos valores de RBS, este fato pode explicar a baixa mineralização do N nesses solos.

Neto (2008) relata que o nitrogênio presente na vinhaça é predominantemente orgânico, portanto a mineralização é a primeira transformação biológica que ocorre no solo. Prezotto (2009) constatou nos solos tratados com vinhaça uma mineralização de nitrogênio de 95%. Em seu estudo, Silva (2012) encontrou menores valores de nitrogênio mineralizado para o tratamento controle quando comparado aos solos com aplicação de vinhaça, pois esse efluente possui substâncias orgânicas de fácil decomposição, portanto, estimula a atividade dos microrganismos.

Conclusões

A aplicação de vinhaça no solo influenciou nas características químicas e microbiológicas do solo, com efeitos diferentes para cada cultura e ao longo do tempo subsequente a aplicação.

De uma forma geral, a aplicação de vinhaça promoveu uma diminuição do pH, aumentou as concentrações de CO e K, e causou efeitos distintos nas concentrações de Ca, Mg e P em relação à cultura e ao tempo de aplicação.

Os indicadores microbiológicos apresentaram-se sensíveis ao indicar as mudanças ocorridas devido à aplicação de vinhaça ao solo. A vinhaça reduziu a população microbiana e aumentou a atividade dos microrganismos do solo.

Até o momento, o uso da vinhaça como fertilizante na cultura da cana-de-açúcar e pastagem não está causando danos efetivos na qualidade dos solos estudados. No entanto, uma atenção especial deve ser dada a acidificação do solo ocasionada pela aplicação de vinhaça. Dessa forma, novos estudos devem ser realizados considerando as doses a serem aplicadas deste efluente e seus efeitos ao longo do tempo de aplicação.

Dessa forma, evidencia-se a importância do monitoramento das características químicas e microbiológicas dos solos em que a vinhaça é aplicada, avaliando também as características desse resíduo, a fim de que este efluente seja utilizado de forma adequada para melhorar a fertilidade e produtividade dos solos, ao passo que os impactos ambientais decorrentes dessa prática sejam identificados e evitados.

Referências bibliográficas

- Agostinho, P. R., Gomes, S. S., Gallo, A. S., Guimarães, N. F., Gomes, M. S., Silva, R. F. (2017) Biomassa microbiana em solo adubado com vinhaça e cultivado com milho safrinha em sucessão a leguminosas. *Acta Iguazu*, **6**(3), 31-43.
- Alves, P. R. L. (2015) *Avaliação ecotoxicológica da vinhaça de cana-de-açúcar no solo*. Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 138 pp.
- Anderson, T. H. and Domsch, K. H. (1993) The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, **25**(3), 393-395.
- Araújo, R., Goedert, W. Lacerda, M. P. C. (2007) Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob Cerrado Nativo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **31**, 1099-1108.
- Barros, J. D. S., Chaves, L. H. G., Chaves, I. B., Farias, C. H. A. Pereira, W. E. (2013) Estoque de carbono e nitrogênio em sistemas de manejo do solos, nos tabuleiros Costeiros Paraibanos. *Revista Caatinga*, **26**(1), 2013, 35-42.
- Barros, R. P. (2009) *Atributos biológicos e químicos de um solo cultivado com cana-de-açúcar (Saccharum officinarum L.) fertirrigado com vinhaça*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, Universidade Federal do Sergipe, São Cristóvão, 84 pp.
- Barros, R. P., Viégas, P. R. A., Silva, T. L., Souza, R. M., Barbosa, L., Viégas, R. A., Barretto, M. C. V., Melo, A. S. (2010) Alterações em Atributos Químicos de Solo Cultivado com cana-de-açúcar e Adição de Vinhaça. *Revista Pesquisa Agropecuária Tropical*, **47**(3), 341-346.
- Bebé, F. V., Rolim, M. M., Pedrosa, E. M. R., Silva, G. B.; Oliveira, V. S. (2009) Avaliação de solo sob diferentes períodos de aplicação com vinhaça. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **13**(6), 2009, 781-187.
- Bianchi, S. R. (2008) *Avaliação química de solos tratados com vinhaça e cultivados com alfafa*. 2008. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em química, Universidade de São Carlos, São Carlos.
- Bohnen, H. (1995) Acidez e calagem. In Gianello, C., Bissani, C. A., Tedesco, M. J. (Eds.). *Princípios de fertilidade de solo*, UFRGS-Departamento de Solos, Porto Alegre, 51-76.
- Canellas, L. P., Velloso, A. C. X., Marciano, C. R.; Ramalho, J. F. G. P; Rumjanek, V. M. (2003) Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhico e adição de vinhaça por longo tempo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **27**(5), 935-44.
- Cardoso, E. L., Silva, M. L. N., Moreira, F. M. S., Curi, N. (2014) Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em pastagem cultivada, nativa no Pantanal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **44**(6), 631-637.
- Carvalho, J. C., Andreotti, M., Buzetti, S., Carvalho, M.P. (2013) Produtividade de cana soca sem queima em função do uso de gesso e vinhaça. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, **43**(1), 1-9.
- CONAB, Companhia Nacional de Abastecimento (2019) *Acompanhamento da safra brasileira: cana-de-açúcar, safra 2019/20*, n.2, v.6, 62 pp. Acesso em 12 de novembro 2019, disponível em: https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/cana/boletim-da-safra-de-cana-de-acucar/item/download/28151_8e3691370bb3e9f573aeca293ebc9a9
- Corazza, R. I. (2006) Impactos ambientais da vinhaça: controvérsias científicas e lock-in na fertirrigação, *XLIV Congresso da Sober*, Fortaleza, Brasil.

- Cunha, E. Q., Stone, L.F., Ferreira, E. P. B., Didonet, A. D., Moreira, J. A. A., Leandro, W.M (2011) Sistemas de preparo do solo e culturas de cobertura na produção orgânica de feijão e milho II- atributos biológicos do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **35**, 603-611.
- Filho, F. E. F., Araujo, G. J. F. (2016) Normativos federais, estaduais reguladores da destinação da vinhaça no Brasil: uma proposta de nova abordagem. *Revista de Administração, Contabilidade e Economia da Fundace*, **7**(3), 146-160.
- Gama-rodrigues, E. F., Barros, N. F., Viana, A. P., Santos, G. A. (2008) Alterações na biomassa e na atividade microbiana da serapilheira e do solo, em decorrência da substituição de cobertura florestal nativa por plantações de eucalipto, em diferentes sítios da região sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **32**,1489-1499.
- Gomes, A. C. C. O, Carvalho, L. A., Suárez, Y. R., Novak, E., Moreira, R. M. (2018) Análise de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos de poços de monitoramento em área aplicada com vinhaça. *Revista Águas Subterrâneas*, **32**(2), 2018, p. 237-247
- Jakelaitis, A., Silva, A. A., Santos, J. B., Vivian, R. (2008) Qualidade da camada superficial de solo sob mata, pastagens e áreas cultivadas. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, **38**(2),118-127.
- Jenkinson, D. S., Powlson, D. S., Wedderburn, R. W. M. (1976) The effects of biocidal treatments on metabolism in soil – III. The relationships between soil bio volume measured by optical microscopy and the flush of decomposition caused by fumigation. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, **8**(3), 189-202.
- Laime, E. M. O., Fernandes, D. C. S., Freire, E. A. (2011) Possibilidades tecnológicas para a 508 destinação da vinhaça: uma revisão. *Revista Trópica: Ciências Agrárias e Biológicas*, **5**, 86-90.
- Lelis Neto, J. A. (2008) *Monitoramento de componentes químicos da vinhaça aplicados em diferentes tipos de solo*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 89 pp.
- Madejón, E., Lopez, R., Murillo, J.M., Cabrera, F. (2001) Agricultural use of three vinasse composts: effect on crops and chemical properties of a Cambisol in the Guadalquivir river valley. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **84** (1), 55-65.
- Martins, M.E. (2011) *Atributos de um latossolo sob aplicação de vinhaça e cultivo de cana-de-açúcar*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 70 pp.
- Mathew, A. K., Abraham, A., Mallapureddy, K. K., Sukumaran, R. K. (2018) *Lignocellulosic Biorefinery Wastes, or Resources?* In Lee, D., Bhaskar, T., Pandey, A., Khanal, S. K., Mohan, S. V. (Eds.), *Waste Biorefinery: potential and perspectives*, Elsevier B.V, 267-297.
- Moran-Salazar, R. G., Sanchez-Lizarraga, A. L., Rodriguez-Campos, J., Davila-Vazquez, G., Marino-Marmolejo, E. N., Dendooven, L., Contreras-Ramos, S. M. (2016) Utilization of vinasses as soil amendment: consequences and perspectives. *Springerplus*, **5**(1), 1007.
- Neto, C. J. D, Letti, L. A. J., Karp, S. G., Vítola, F. M. D., Soccol, C. R. (2019) *Production of biofuels from algae biomass by fast pyrolysis*. In Pandey, A., Mohan, S.V., Chang, J., Hallenbeck, P., Larroche, C. (Eds.), *Biomass, Biofuels, Biochemicals*, Elsevier, 461-473.
- Nicodemo, M. L. F. (2009) *Uso da biomassa microbiana para avaliação da qualidade de solo em sistemas silvipastoris*. Embrapa pecuária sudeste, São Carlos. 2009. Acesso em 12 de outubro 2017, disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/696813/1/PROCIDoc93MLFN2009.00411.pdf>
- Oliveira, A. C. S. (2006) *Acúmulo de micronutrientes e de elementos tóxicos em Latossolo cultivado com cana-de-açúcar fertirrigada com vinhaça*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 100 pp.
- Paulino, J., Zolin, C. A., Bertonha, A., Freitas, P. S. L. e Folegatti, M. V (2011). Estudo exploratório do uso da vinhaça ao longo do tempo. II Características da cana de açúcar. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **15**(3), 244-249.

- Paveglio, S. S. (2018) *Efeito da aplicação de doses de vinhaça nas características químicas e microbiológicas de solos*. Universidade Federal de Santa Maria. Trabalho de Conclusão de Curso, 87 pp.
- Robles-González, V. R., Galíndez-Mayer, J., Rinderknecht-Seijas, N., Poggi-Varaldo, M. (2012) Treatment of mezcal vinasses: A review. *Journal of Biotechnology*, **157**(4), 524-546.
- Santos, G. A., Camargo, F. A.O. (1999) *Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais, subtropicais*. 2. ed. Porto Alegre: Gênese, 1999. cap. 11, 1-12.
- Santos, T. M. C. S, Santos, M. A. L., Santos, C. G., Santos, V. R., Pacheco, D. S. (2009). Fertilização com vinhaça e seus efeitos sobre evolução e liberação de CO₂ no solo. *Revista Caatinga*, **22**, 141-145.
- Silva, A. (2012) *Vinhaça concentrada de cana-de-açúcar: monitoramento das propriedades químicas do solo e mineralização líquida de nitrogênio*. Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 109 pp.
- Silva, A. P. M.; Bono, J. A. M., Pereira, F. A. R (2014) Aplicação de vinhaça na cultura da cana-de-açúcar: Efeito no solo e na produtividade de colmos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **18**(1), 38-43.
- Silva, D. T., Martins, M. D. (2011) Qualidade microbiológica do solo fertilizado com vinhaça. *Revista de Ciências Agro-Ambientais*, **9**(2), 273-282.
- Silva, E. E., Azevedo, P.H.S., De-Polli, H. (2007) *Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo (BMS-C)*. EMBRAPA, Produção de informação. Rio de Janeiro: Seropédica, 2007. (Comunicado Técnico, 98).
- Silva, F. de A. S. *Assistat Versão 7.7 beta*. 2011.
- Silveira, A. O. (2011) *Avaliação de metodologias para o monitoramento da qualidade do solo*. Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 87 pp.
- Souza, D. M., Lobato, E. (2004) *Cerrado: correção e adubação*. 2a ed., Embrapa Cerrados, Brasília, 416 pp.
- Streck, E. V., Kampf, N., Dalmolin, R. S. D., Klamt, E., Nascimento, P.C., Schneider, E. e Pinto, L.F.S (2008) *Solos do Rio Grande do sul*. 2a ed., EMATER/RS, Porto Alegre, 222 pp.
- Tedesco, M. J., Volkweiss, S.J., Bohnen, H. (1995) *Análises de solo, plantas e outros materiais*. Boletim técnico N. 5. 2. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 174 pp.
- Tejada, M., Garcia, C., Gonzalez, J. L., Hernandez, M. T. (2006) Organic amendment based on fresh and composted beet vinasse: influence on soil properties and wheat yield. *Soil Biology & Biochemistry*, **70**(3), 900-908.
- Tótola, M. R., Chaer, G. M. (2002) Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. *Tópicos em ciência do solo*, **2**, 195-276.
- Vasconcelos, R. F. B., Cantalice, J. R. B., Silva, J. A. N., Oliveira, V. S., Silva, Y. J. A. B. (2010) Limites de consistência e propriedades químicas de um Latossolo amarelo distrocoeso sob aplicação de diferentes resíduos da cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **34**, 639-648.
- Zils, T. (2015) *Efeito do uso da vinhaça associada a adubação nitrogenada no carbono Lábil e microbiano em solo cultivado com cana-de-açúcar no cerrado*. Monografia (Graduação em Agronomia), Universidade de Brasília, Brasília, 2015.
- Zolin, C. A., Paulino, J., Bertonha, A., Freitas, P. S. L., Folegatti, M. V. (2011) Estado Exploratório do Uso da Vinhaça ao longo do tempo. I Caracterização do Solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **15**(1), 22-28.
- Zoz, T., Lana, M. C., Steiner, F., Frandoloso, J. F., Fey, R. (2009) Influência do pH do Solo e de Fertilizantes Fosfatados Sobre a Adsorção de Fósforo em Latossolo Vermelho. *Synergismuss cyentifica UTFPR*, Pato Branco, **4**(1), 2009.



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

ANÁLISE DAS EFICIÊNCIAS DOS ECOPONTOS DA CIDADE DE FORTALEZA NO CEARÁ PELO MODELO DEA SBM ORIENTADO A OUTPUT

* Adriano Ricardo Almeida Alexandre ¹
Marisete Dantas Aquino ¹
Hozana Raquel de Medeiros Garcia ¹
Antonio Clécio Fontelles Thomaz ²

EFFICIENCIES ANALYSIS OF ECOPOINTS OF FORTALEZA CITY IN CEARÁ BY MODEL DEA SBM ORIENTED OUTPUT

Recibido el 19 de noviembre de 2019; Aceptado el 7 de mayo de 2020

Abstract

This research was carried out to analyze the efficiency of the Ecopoints of the city of Fortaleza, in the state of Ceará, using the Data Envelopment Analysis (DEA) model that uses the Slacks-Based Measure (SBR) method oriented to output (products) with variable scales (SBM- O- V). The Decision Making Unit (DMUs) of the model are twenty-five Ecopoints, where there are two incentive collection programs, the "Recicla Fortaleza" and "E-carroceiro". The inputs of the model are the production of construction waste (rubbish), cutting and pruning vegetation, bulky waste (useless as old furniture, refrigerator and others), OGR (oil and fat in general), recyclable waste with the outputs from the revenues from bonuses in reais (R\$) of OGR and recyclable waste. The efficiencies found by the SBR-O-V model of classical and inverted boundaries are transformed into composite efficiencies and these into standardized ones. A scaling of standardized efficiencies from least efficient to most efficient is demonstrated. The scheduling analysis indicates the least efficient Ecopoints and which management attitudes should be taken seeking a maximization of production with the minimization of bonuses.

Keywords: analyze the efficiencies of Ecopoints, DEA SBM oriented to output, standardized efficiencies, incentive urban collection programs.

¹ Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Brasil.

² Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Brasil.

*Autor correspondente: Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA), Av. Mister Hull, s/n, Pici, Fortaleza, Ceará, CEP: 60455-760, Brasil, Email: adricaral@gmail.com

Resumo

Esta pesquisa deteve-se a análise das eficiências dos Ecopontos da cidade de Fortaleza, no estado do Ceará através do modelo DEA (Data Envelopment Analysis) utilizando o método SBR (Slacks-Based Measure) orientado a output (produtos) com escalas variáveis (SBM- O- V). As DMUs (Decision Making Unit) do modelo são vinte e cinco Ecopontos, onde existem dois programas de coleta incentivada, o programa “Recicla Fortaleza” e “E- carroceiro”. Os inputs do modelo são as produções de resíduos da construção civil (entulhos), corte e podas de vegetação mais os resíduos volumosos (inservíveis como mobília velha, geladeira e outros), OGR (óleo e gorduras em geral), resíduos recicláveis com os outputs advindos das receitas com as bonificações em reais (R\$) do OGR e resíduos recicláveis. As eficiências encontradas pelo modelo SBR- O- V das fronteiras clássicas e invertidas são transformadas em eficiências compostas e essas em normatizadas. Um escalonamento das eficiências normatizadas das menos eficientes a mais eficiente é demonstrado. A análise do escalonamento indica os Ecopontos menos eficientes e quais atitudes gerenciais devem ser tomadas buscando uma maximização da produção com a minimização das bonificações.

Palavras chave: análise das eficiências dos Ecopontos, DEA SBM orientado a *output*, eficiências normatizadas, programas de incentivo à coleta urbana.

Introdução

A cidade de Fortaleza no estado do Ceará (CE), localizado na região Nordeste do Brasil, possui, de acordo com o último censo demográfico de 2010 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a maior densidade de habitantes por quilômetro quadrado entre as capitais dos Estados Federativos do Brasil, sendo 7.786.44 hab./km² (IBGE, 2010), com uma população estimada em 2018 de 2.643.247 pessoas (IBGE, 2019). Esta alta concentração populacional provoca grandes problemas no cotidiano da cidade como controle urbano, sobrecarga no sistema de abastecimento de água e esgotamento sanitário, assim como outros impactos danosos à vida da população. Um grande impacto associado a esta cidade é a geração de resíduos sólidos, crescente a cada ano e associado a um descarte irregular em vias e logradouros públicos e privados de resíduos principalmente de origem da construção civil, vegetais (poda e cortes de vegetação), com o surgimento de locais denominados pela população e operadores do sistema de limpeza pública como “*pontos de lixo*”.

No intuito de minimizar a existência desses “*pontos de lixo*”, ocorreram incrementos superiores da coleta de resíduos públicos (RPU) em relação aos resíduos domiciliares (RDO). Define-se como resíduos públicos (RPU) aqueles que têm origem nas atividades da limpeza pública como varrição de ruas, praças, faixa de praia, limpeza de feiras livres, capina e roçada de sarjetas e áreas públicas, retiradas de depósitos clandestinos em terrenos baldios, públicos e outras operações de limpeza de logradouros públicos (Barros, 2012). A maior parcela dos resíduos públicos são os provenientes da coleta daqueles depositados nos “*pontos de lixo*”. Os resíduos domiciliares (RDO) são descritos como a soma dos resíduos de origem nos domicílios residenciais e estabelecimentos comerciais com coleta regular por agentes públicos ou privados. Grande parte desses resíduos é

proveniente da coleta regular e sistemática, provida pelo agente público, embora exista a coleta contratada por agentes privados que fazem também parte do RDO.

A Tabela 1 exposta abaixo descreve os incrementos da coleta do RDO, RPU e população da cidade de Fortaleza no período de 2013 a 2017, conforme dados disponibilizados pela Secretaria Municipal de Conservação e Serviços Públicos da Prefeitura Municipal de Fortaleza (SCSP/PMF, 2018).

Tabela 1. Evolução do RDO, RPU, e população da cidade de Fortaleza(CE) no período de 2013 a 2017

Ano	RDO (ton)	Incremento(%)	RPU(ton)	Incremento(%)	População (habitantes)
2013	857161.10	0.0	1185883.50	0.0	2551806
2014	762292.60	-11.07	1334.12.90	11.12	2571896
2015	774701.50	1.63	1028802.40	-29.69	2591188
2016	804085.50	3.79	832215.20	-23.62	2609716
2017	809282.10	0.65	649113.80	-28.21	2627482

Fonte: SCSP/PMF (2018)

Apesar do esforço demandado pelos agentes públicos da cidade, o número de “*pontos de lixo*” aumentou de maneira expressiva em 2016, conforme Tabela 2, tornando pouco efetiva a ação desses agentes.

Tabela 2. A evolução do quantitativo de “*pontos de lixos*” na cidade Fortaleza (CE), período de 2013 a 2018

Secretarias Regionais (SR)	2013 (Dez)	2014 (Dez)	2015 (Dez)	2016 (Dez)	2017 (Dez)	2018 (Ago)
SR I	176	142	126	203	128	103
SR II	380	271	300	282	131	108
SR III	117	100	97	136	104	85
SR IV	200	150	160	149	114	92
SR V	254	237	286	373	212	103
SR VI	416	359	347	648	338	313
TOTAL	1543	1259	1316	1791	1027	804

Fonte: SCSP/PMF (2018)

A Tabela 2 demonstra que apesar de possuir incrementos na coleta dos resíduos, principalmente os públicos (RPU), o sistema de limpeza pública da cidade de Fortaleza (CE) estava com problemas com o descarte clandestino de resíduos sólidos em diferentes regiões da cidade e necessita de

outras soluções mais adequadas do que implementar um aumento nas operações de coleta. Os dados desta tabela foram também cedidos da SCSP/PMF (2018).

Várias análises foram realizadas e baseando-se nas propostas de estudos dos aspectos técnicos, ambientais, econômicos e sociais, na implementação de novas tecnologias propostas por Lima *et al.* (2013), encontrou-se uma solução de localização de unidades de transbordo para recebimentos por entrega voluntária de pequenas quantidades de resíduos oriundos da construção civil, da poda e corte de espécies vegetais e volumosos (inservíveis como mobílias velhas, geladeiras e outros), surgindo assim os Ecopontos em 2016 como forma de atenuar o problema.

Os Ecopontos foram a solução encontrada para minimizar o descarte clandestino de resíduos sólidos na cidade de Fortaleza. Porém eles não foram as únicas ferramentas utilizadas, outros programas foram implementados, a saber: a coleta seletiva incentiva com troca de bônus da energia elétrica por materiais recicláveis nos Ecopontos, com parceria entre distribuidora de energia e Prefeitura de Fortaleza (programa Recicla Fortaleza); a coleta de resíduos inertes como os oriundos da construção civil, poda e cortes de plantas por carroceiros cadastrados em troca de bônus na conta de energia e pecuniários (programa E- carroceiros) com destinação aos Ecopontos; legislação e fiscalização mais abrangentes e rígidas com multas majoradas estabelecidas por novas leis; requalificação de espaços vazios como terrenos baldios e imóveis desocupados, por pinturas nos muros com lemas socioambientais, plantação de mudas nos passeios, parcerias público privadas em algumas das ações nestes espaços; e educação ambiental com parcerias com a comunidade do entorno dos pontos de lixo, cadastramento de carroceiros avulsos da área, divulgação de proposituras ambientais com apoio de agentes de saúde, unidades escolares e outros órgãos municipais, estaduais e federais próximos aos locais do descarte clandestino.

No ambiente do Ecoponto desenvolve-se estes dois programas, um ligado à coleta de resíduos recicláveis (programa Recicla Fortaleza) e o outro o programa “E-carroceiro” de coleta de resíduos inertes (resíduos da construção civil, podas e cortes de plantas, volumosos) e também resíduos recicláveis realizados por carroceiros cadastrados. Os programas “Recicla Fortaleza” e “E-carroceiro” bonificam os participantes e fazem parte da coleta seletiva incentivada, porém a maior parte dos resíduos da construção civil, volumosos e podas são entregues de forma voluntária nos Ecopontos pelos municípios.

O presente artigo propõe uma análise da eficiência de 25 (vinte e cinco) Ecopontos no período de junho a agosto de 2019 através do modelo DEA (*Data Envelopment Analysis*) ou Análise Envoltória de Dados com o objetivo de melhorar os programas e otimizar seus custos nos diversos Ecopontos analisados.

Metodologia

Toda estrutura funcional seja pública ou privada, utiliza insumos como materiais, mão-de-obra, recursos e equipamentos para a produção denominados entradas e pelo inglês *inputs*; que são transformados em um ambiente onde as unidades produtoras são as unidades tomadoras das decisões sobre a produção advindo do inglês, *Decision Making Unit* (DMU) para transformação em bens e serviços denominados saídas ou *output* em inglês.

Para entender melhor a metodologia descrevem-se as definições de eficácia, produtividade e eficiência. Eficácia é a capacidade de uma unidade produtora atingir uma meta de produção. Produtividade é a razão ou proporção entre as entradas (*inputs*) necessárias para gerar bens e serviços ou saídas (*outputs*) das DMUs. Eficiência é uma comparação entre os recursos disponíveis e o que foi transformado em produtos, com o que poderiam ser produzidos utilizando a mesma quantidade de recursos existentes nas DMUs. De acordo com Lovell (1993), eficiência é a razão entre os valores alcançados e valores ótimos de *inputs* e *outputs* das unidades tomadoras de decisão. Logo a eficiência é uma unidade comparativa das DMUs.

A Análise Envoltória de Dados ou método DEA (*Data Envelopment Analysis*) é uma técnica não paramétrica de programação matemática que utilizam fronteiras para servir de referência da eficiência para cada unidade produtiva. No DEA as DMUs executam atividades similares só se diferenciam na quantidade de *inputs* que consomem e *outputs* que resultam, onde as fronteiras da eficiência servem como meta para cada unidade tomadora de decisão.

A vantagem da técnica DEA é a avaliação com uso de vários indicadores de desempenho, permitindo que a análise da eficiência seja de forma multicriterial, analisando todas as performances das DMUs e os seus indicadores críticos de desempenho (Das Dores, 2017). Existe Análise Envoltória de Dados com diversos modelos de fronteiras sendo os mais clássicos: o CCR das iniciais dos criadores Charnes, Cooper e Rhodes e o BCC das iniciais de Banker, Charnes e Cooper.

O modelo CCR conhecido também como *Constant Returns to Scale* (CRS), envolve os dados com retornos constantes de escala, onde as variações nas entradas (*inputs*) produzem variações proporcionais nas saídas (*outputs*), criando uma fronteira linear. (Charnes et al., 1978). O modelo BCC de Baker et al. (1984), também conhecido por *Variable Returns to Scale* (VRS), implica em rendimentos de escalas não constantes ou rendimentos variáveis, formando uma convexidade da fronteira da eficiência. Neste modelo BCC permite-se que unidades operando com baixos valores de *inputs* tenham rendimentos crescentes e operando com altos valores tenham rendimentos decrescentes. Os dois modelos CCR e BCC podem ser orientados a *output* ou *input*. A Figura 1 demonstra as fronteiras de eficiência dos dois modelos.

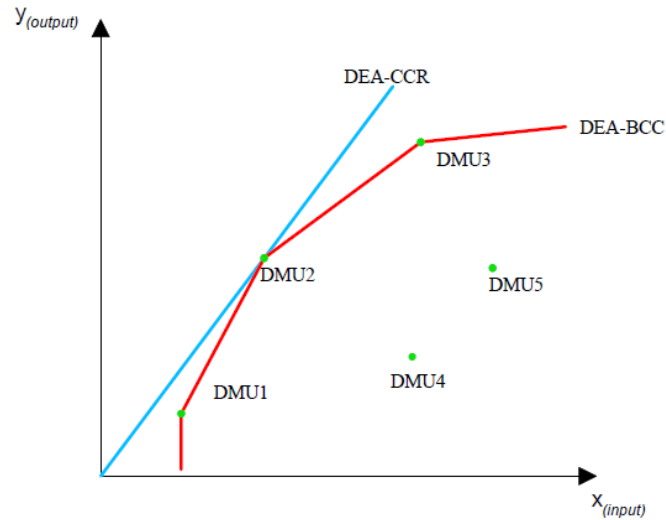


Figura 1. Fronteiras de eficiência CCR e BCC

O modelo DEA adotado neste estudo é *Slacks-Based Measure* (SBM), proposto por Tone (2001) que incorpora folgas intrínsecas a cada DMU, sendo indicado para avaliar DMUs que tenham diferenças de tamanho entre si. A solução desse modelo do Problema de Programação Linear (PPL) é apresentada pela Equação (1).

$$\min_{\lambda, s^-, s^+} \rho = \frac{1 - \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m \frac{s_i^-}{x_{io}}}{1 + \frac{1}{s} \sum_{r=1}^s \frac{s_r^+}{y_{ro}}} \quad \text{Equação (1)}$$

Sujeito à:
 $x_o = X\lambda + s^-$
 $y_o = Y\lambda - s^+$
 $\lambda \geq 0; s^+ \geq 0; s^- \geq 0$

Onde:
 ρ é a eficiência das DMUs
 λ são os pesos dos *inputs* e *outputs*
 s^- são as folgas dos *inputs*
 s^+ são as folgas dos *outputs*

Este modelo admite duas propriedades: P1) a aferição da eficiência é invariável (constante) em relação à unidade de análise de cada *input* e *output*, ou seja, o numerador e denominador da equação 1 são medidos na mesma unidade; e P2) em cada folga de input e output a mensuração é classificada como monotônica e decrescente, ou seja, mantendo constantes os demais termos, o valor da função objetivo reduz após aumentos em s_i^- e s_r^+ (Cooper *et al.*, 2007).

O modelo *SBM* escolhido é o orientado a *output* expresso pela Equação (2) demonstrada abaixo:

$$\rho_0^* = \min_{\lambda, s^+} = \frac{1}{1 + \frac{1}{s} \sum_{i=1}^s \frac{s_i^+}{y_{ro}}} \quad \text{Equação (2)}$$

Sujeito à:
 $y_o = Y\lambda - s^+$
 $\lambda \geq 0; s^+ \geq 0$

Os modelos DEA realizam análises independentes das opiniões de gestores e decisores, porém podem apresentar falsas eficiências para muitas DMUs, onde muitas delas têm 100% de eficiência, provocando assim baixa discriminação entre elas. Isso deve-se a forma benevolente que o modelo pode executar pela análise de somente algumas variáveis que são mais favoráveis a essas DMUs.

Para resolver este problema Entani et al. (2002) e Yamada et al. (1994) propuseram a fronteira invertida ou análise pela fronteira pessimista que analisa pelas ineficiências das DMUs. Isto é realizado pela troca dos *inputs* pelos *outputs*, sendo a fronteira invertida formada pelas referências das DMUs com as piores condutas gerenciais. A Figura 2 abaixo demonstra um modelo DEA-BCC com estas fronteiras otimista ou clássica, pessimista ou invertida.

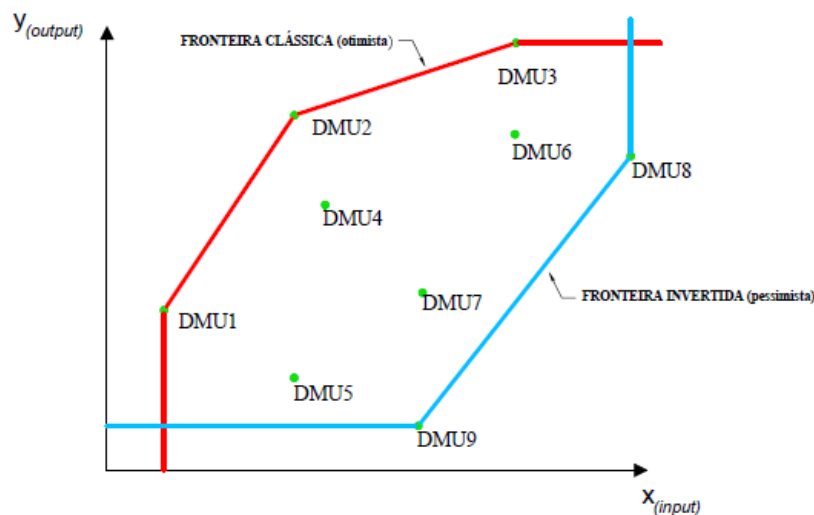


Figura 2. Fronteira clássica (otimista) e fronteira invertida (pessimista)

Leta *et al.* (2005) utilizaram uma eficiência composta traduzida por uma eficiência intermediária entre uma averiguação otimista e pessimista dos DMUs, obtida pela média aritmética entre as fronteiras otimistas e pessimistas conforme Equação (3) listada abaixo:

$$\text{Eficiência composta} = \frac{\text{Eficiência otimista} - \text{Eficiência pessimista} + 1}{2} \quad \text{Equação (3)}$$

No intuito de aprimorar ainda mais, propuseram um índice de eficiência normatizada como sendo a pela razão entre a eficiência composta e eficiência máxima, de acordo com a Equação (4).

$$\text{Eficiência normatizada} = \text{Eficiência composta} / \text{Eficiência máxima} \quad \text{Equação (4)}$$

A eficiência máxima é o maior valor de eficiência composta dentro do universo de DMUs avaliadas pelo modelo proposto.

As DMUs do estudo são os 25 (vinte e cinco) Ecopontos pertencentes à Prefeitura de Municipal de Fortaleza (PMF). A análise desses se dá através do modelo DEA com o método escolhido sendo o SBM orientado a *output* com taxas variáveis (SBM- O- V). Os dados utilizados na pesquisa foram obtidos por cessão da SCSP/PMF (2019) do seu Relatório de Gestão Mensal dos Resíduos Sólidos de Fortaleza.

Resultados e discussões

Os dados de *input* são as produções dos resíduos oriundos da construção civil (entulhos); a soma dos resíduos das podas e cortes de espécies vegetais com resíduos inservíveis definidos como mobílias velhas, geladeiras e outros (volumosos); o óleo proveniente das frituras dos alimentos (OGR, óleos e gorduras residuais) e o somatório dos resíduos recicláveis compostos por papel, metais e plásticos (recicláveis). Os *outputs* do modelo são as receitas (Rec. OGR e Rec. Recicláveis) provenientes dos bônus pagos aos habitantes da cidade de Fortaleza que aderiram ao projeto recicla Fortaleza em abatimentos na conta de energia elétrica ou bônus em dinheiro pela entrega do OGR e resíduos recicláveis.

A Tabela 3 explicita a classificação dos tipos de objetos que compõem os materiais recicláveis recebidos no Ecoponto pelo programa Recicla Fortaleza com os seus devidos valores das bonificações em reais (R\$) no ano 2019. O método SBM orientado a *output* com taxas variáveis (SBM- O- V) é o método mais adequado, pois permite a análise das DMUs com *inputs* e *outputs* em unidades diferentes, que é o caso do estudo, pois todos os *inputs* são em quilogramas (Kg) com exceção do OGR que é em litros (L). Os *outputs*, entretanto, possuem a mesma unidade, no caso a unidade monetária real (R\$).

A tabela 4 mostra os dados utilizados como *inputs* (I) e *outputs* (O) dos Ecopontos no período de junho a agosto de 2019, utilizados na análise pelo modelo DEA SBM- O- V.

Tabela 3. Classificação dos objetos por tipo de resíduos recicláveis com os seus respectivos preços em 2019.

Resíduos	Tipo	Unidade	Valores (R\$)
metal	latão	Kg	1.50
vidro	cerveja garrafa	Kg	0.01
vidro	caco branco	Kg	0.01
metal	bronze	Kg	3.00
papel	papel branco	Kg	0.10
vidro	coquinho	Kg	0.01
metal	chumbo	Kg	0.70
vidro	garrafão	Kg	0.01
papel	papel misto	Kg	0.02
vidro	litro branco	Kg	0.01
metal	aço inox 304	Kg	0.20
metal	ferro fundido	Kg	0.10
vidro	long neck	Kg	0.01
plástico	pet	Kg	0.35
metal	alumínio fundido	Kg	1.00
metal	lata alumínio	Kg	2.00
vidro	pote	Kg	0.01
plástico	pvc	Kg	0.35
metal	bateria	Kg	0.25
metal	panela aluminio	Kg	1.65
plástico	longa vida	Kg	0.02
vidro	caco colorido	Kg	0.01
papel	jornal	Kg	0.02
vidro	garrafa pote	Kg	0.01
metal	ferro batido	Kg	0.10
vidro	litro preto	Kg	0.01
papel	papelão	Kg	0.12
OGR	óleo de cozinha	L	0.20
metal	aço inox 430	Kg	0.30
metal	lata aço	Kg	0.10
metal	panela aluminio com cabo	Kg	2.20
plástico	plástico filme	Kg	0.35

Fonte: SCSP/ PMF (2019)

Os dados das Tabelas 3 e 4 foram obtidos da Secretaria Municipal de Conservação e Serviços Urbanos, órgão pertencente à Prefeitura Municipal de Fortaleza no período de junho a agosto de 2019, das rotinas de coleta do município e dos programas “E- carroceiro” e “Recicla Fortaleza” (SCSP/PMF, 2019).

Tabela 4. Dados de *Inputs(I)* e *Outputs(O)* dos DMUs no período de junho a agosto de 2019

DMUs (Ecopontos)	(I)Entulho (kg)	(I)Volumosos (Kg)	(I)OGR (L)	(O)Rec. OGR (R\$)	(I)Recicláveis (Kg)	(O)Rec. Recicláveis (R\$)
Aerolândia	86330.00	31951.54	86.13	17.20	4015.09	646.80
Álvaro Weyne ^(*)	468250.00	108568.07	92.00	18.40	5922.84	818.30
Aracapé	19690.00	21496.96	40.50	8.10	2427.69	379.44
Barra do Ceará ^(*)	572865.00	78615.00	121.50	31.70	11068.87	2126.41
Bonsucesso	73215.00	79889.10	37.00	7.40	373.75	68.55
Centro II	99530.00	81394.10	126.00	25.20	8881.70	1383.36
Cidade dos Funcionários	228265.00	179800.00	19.51	3.90	3793.26	496.81
Conj. Ceará I ^(*)	104865.00	17057.71	4.85	0.97	3302.51	459.34
Conjunto Esperança	203015.00	95179.37	48.50	9.70	5872.28	824.58
Cocó	196245.00	97014.93	83.60	16.72	8277.51	1076.28
Damas	414810.00	142813.10	126.00	25.20	8696.27	793.93
Fátima	255480.00	132313.63	171.54	34.24	24747.55	2779.04
Jacarecanga ^(*)	728830.00	225950.00	136.00	27.20	8341.66	1041.97
Jangurussu ^(*)	86620.00	90358.66	70.85	14.17	12742.09	1526.69
Jardim Cearense	129595.00	113666.23	42.20	8.44	6272.75	811.21
Jovita Feitosa ^(*)	702480.00	139693.74	186.00	37.20	8632.39	1081.90
Leste Oeste ^(*)	1554100.00	188529.78	37.00	7.40	14120.69	1403.27
Luciano Cavalcante	96780.00	98639.53	14.50	3.13	7252.02	788.61
Mondubim	34000.00	30003.47	80.52	16.09	2974.91	423.62
Parque Dois Irmãos	60960.00	25569.76	100.35	20.07	2031.95	414.51
Parreão	155970.00	120689.40	75.55	15.11	17852.76	1583.80
São Bento ^(*)	36425.00	13463.83	25.00	5.00	4934.06	665.06
Sítio São João	259165.00	74694.00	137.00	27.40	6761.90	1709.45
Vila Ellery ^(*)	609865.00	84949.72	17.00	3.40	3245.50	488.83
Vila Velha ^(*)	103465.00	60914.13	69.00	17.40	1363.14	153.02
Média	291232.60	93328.63	77.92	16.03	7356.21	957.79

Fonte: SCSP/PMF (2019). Nota: DMUs assinaladas com (*) possuem o programa E- carroceiro

Os resultados das análises das eficiências das DMUs no modelo DEA SBM- O- V são calculados pelo aplicativo *DEA-Solver pro versão 7.0*. Os dados obtidos de eficiência clássica (Efi. clássica), eficiência invertida (Efi. Invertida), eficiência composta (Efi. Composta) e eficiência normalizada (Efi. Normalizada) das diversas DMUs são mostrados na Tabela 5, revelada abaixo.

Tabela 5. Eficiências Clássicas, Invertidas, Compostas e Normalizadas das DMUs

DMUs (ECOPONTOS)	Efi. Clássica	Efi. Invertida	Efi . Composta	Efi. Normalizada
São Bento ^(*)	1.0000	0.1261	0.9370	1.0000
Aracapé	1.0000	0.1430	0.9285	0.9910
Jangurussu ^(*)	1.0000	0.2032	0.8984	0.9588
Centro II	1.0000	0.2724	0.8638	0.9219
Sítio São João	1.0000	0.4733	0.7633	0.8147
Jardim Cearense	0.8673	0.3889	0.7392	0.7889
Cocó	0.8437	0.4335	0.7051	0.7526
Barra do Ceará ^(*)	1.0000	0.6539	0.6731	0.7184
Conj. Esperança	0.8328	0.4898	0.6715	0.7167
Vila Velha ^(*)	1.0000	1.0000	0.5000	0.5336
Bonsucesso	1.0000	1.0000	0.5000	0.5336
Parque Dois Irmãos	1.0000	1.0000	0.5000	0.5336
Conj. Ceará I ^(*)	1.0000	1.0000	0.5000	0.5336
Mondubim	1.0000	1.0000	0.5000	0.5336
Luciano Cavalcante	1.0000	1.0000	0.5000	0.5336
Leste Oeste ^(*)	1.0000	1.0000	0.5000	0.5336
Fátima	1.0000	1.0000	0.5000	0.5336
Jovita Feitosa ^(*)	1.0000	1.0000	0.5000	0.5336
Álvaro Weyne	0.7529	0.7629	0.4950	0.5283
Parreão	0.9725	1.0000	0.4862	0.5190
Vila Ellery ^(*)	0.9450	1.0000	0.4725	0.5043
Aerolândia	0.9417	1.0000	0.4709	0.5026
Cidade dos Funcionários	0.8391	1.0000	0.4196	0.4478
Jacarecanga ^(*)	0.7011	1.0000	0.3505	0.3741
Damas	0.5722	1.0000	0.2861	0.3053

Nota: DMUs assinaladas com (*) possuem o programa E- carroceiro

Conforme Tabela 5, temos baixa discriminação na análise dos Ecopontos tanto na clássica como na invertida com 15 (quinze) DMUs 100% (cem por cento) eficientes e ineficientes, sendo, portanto, necessário o uso da eficiência composta e normalizada proposto por Leta *et al.* (2005) e Araújo *et al.* (2018).

Diversos trabalhos detiveram-se ao estudo com o escalonamento das eficiências, considerando as eficientes com o número 1 e a menos eficientes com valores próximos de zero, pelo modelo DEA. Pode-se citar Rogee e De Jaeeger (2012), Gonzales-Garcia *et al.* (2018). Os estudos de Das Dores (2017) e Araújo *et al.* (2018) entretanto realizaram este escalonamento utilizando como parâmetro a eficiência normalizada (Efi. Normalizada), que é a realizada nesta pesquisa.

Na Figura 3 visualiza as eficiências normalizadas em escala crescentes, onde podemos ver uma distribuição indo das menos eficientes aos mais eficientes. Consideram-se as deficitárias, ou seja, que necessitam de intervenções gerenciais urgentes, as que apresentam o valor abaixo de 0.5 ou 50% (cinquenta por cento) dos resultados das Efi. Normalizadas.

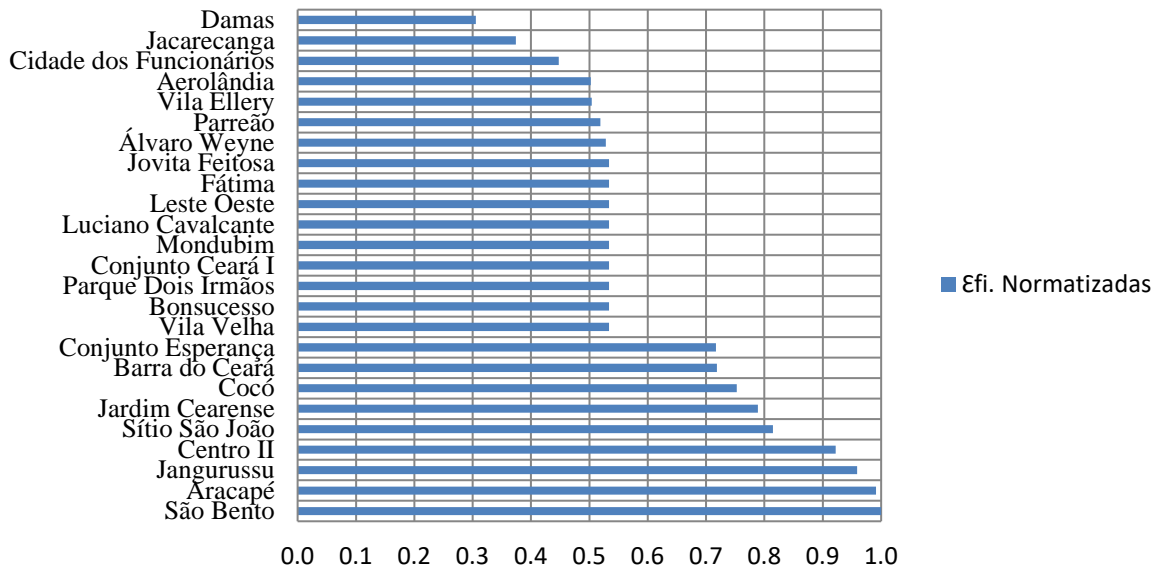


Figura 3. Gráfico das Efi. Normalizadas em escala crescente por Ecoporto

Analisando Figura 3 observa-se que 03(três) Ecoportos tem eficiências abaixo de 0.5 (50%) a saber: Damas, Jacarecanga e Cidade dos Funcionários. O Ecoporto Jacarecanga tem 0.3714 (31.74%) de eficiência apesar de possuir o programa “E-carroceiro” que remuneram pessoas cadastradas a entregar resíduos inertes (entulhos e volumosos), sendo também possuidor do programa “Recicla Fortaleza”.

O Ecoporto Leste-Oeste apesar de ter a maior produção de entulho de todos (1554100 kg) tem eficiência razoável de 0.5336 (53.56%). Caso assemelhado acontece no Ecoporto Fátima,

detentor de maior bonificação de todos (R\$ 2779.04) e maior produção de recicláveis (24747.55 Kg), porém com rendimentos inadequados de inertes, acarretando com isso um rendimento de 0.5336 (53.56%) em relação aos outros.

O Ecoponto melhor avaliado é o São Bento, onde programas como “E-carroceiro” e “Recicla Fortaleza” estão com resultados satisfatórios, provando uma melhor interação entre catadores cadastrados (carroceiros) envolvidos também na coleta de recicláveis, assim como uma interação eficiente com a comunidade do seu entorno. Na busca de melhor eficiência, deve-se atentar sempre este processo de interação entre comunidade e catadores cadastrados para melhor aproveitamento dos dois programas.

Conclusões

A ferramenta DEA com modelo SBM orientado a output com escalas variáveis (SBM- O-V) mostra-se como uma importante forma de análise dos programas “E- carroceiro” e “Recicla Fortaleza”, com indicativo de algumas mudanças na operação dos Ecopontos. Pode-se citar:

induzir maior participação dos carroceiros na entrega de resíduos recicláveis nos Ecopontos com o programa “Recicla Fortaleza”, naqueles com eficiências abaixo de 0.7 (70%); melhorar a comunicação com a população do entorno do Ecoponto para incentivar a entrega dos recicláveis com índices de eficiência menores que 0.6 (60%) associados a valores abaixo da média de recicláveis (7356.21 Kg) e ampliar o programa “E- carroceiro” para outros Ecopontos, principalmente os mais ineficientes de forma imediata, aumentando com isso a sua participação na produção de resíduos inertes (entulhos e volumosos).

Como se pode observar o uso do modelo DEA SBM- O- V é de importância relevante para maximizar os efeitos (produções de resíduos coletados) e minimiza os custos (bonificações) de maneira eficiente destes importantes programas de coleta de resíduos nos Ecopontos da cidade de Fortaleza.

Referências bibliográficas

- Araújo, L. P.de S., Paixão, A. N. da, Paixão, M. C. S. (2018) Análise da Eficiência Técnica da Prestação dos Serviços de Coleta de Resíduos Sólidos Urbanos nos Municípios Paraibanos, *XVIII Simpósio Nacional de Auditoria de Obras Públicas*, 5 a 9 de novembro em João Pessoa, Paraíba, Brasil. Acesso em 20 de maio de 2018, disponível em: http://www.ibraop.org.br/sinaop2018/wp-content/uploads/sites/6/2018/11/A11_Lucia.pdf
- Banker, R. D., Charnes, A., Cooper, W. W. (1984) Some models for estimating technical and scale inefficiencies in data envelopment analysis, *Management Science* *Inform*, **30**(9), 1078–1092.
- Barros, R. T. de V. (2012) Elementos de Gestão de Resíduos Sólidos, editora Tessitura, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil, 423pp.

- Charnes, A., Cooper, W. W., Rhodes, E. (1978) Measuring the efficiency of decision making units, *European Journal Operational Research*, North-Holland Publishing, **2**(6), 429–444.
- Cooper, W., Seiford, L. M., Tone, K. (2007) *Data Envelopment Analysis: A Comprehensive Text with Models, Applications, References and DEA-Solver Software*, Springer Science and Business Media Publishers, New York, USA, 483pp.
- Das Dores, C. C. C. (2017) *Análise da eficiência de unidades de saúde utilizando a metodologia DEA com ponderação de resultados: um estudo de caso das Policlínicas do Estado do Ceará*, Tese de mestrado em Ciência da Computação, Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual do Ceará, 59pp.
- Entani, T., Maeda, Y., Tanaka, H. (2002) Dual models of interval DEA and its extension to interval data, *European Journal of Operational Research*, Elsevier, **136**(1), 32–45.
- Gonzalez-Garcia, S., Manteiga, R., Moreira, M. T., Feijoo, G. (2018) Assessing the sustainability of Spanish cities considering environmental and socio-economic indicators, *Journal of Cleaner Production*, **178**, 599-610.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2019), Estimativa de população de residente em Fortaleza, ano 2018, Tabela 6579, Sistema IBGE de Recuperação Automática- SIDRA. Acesso em 13 de maio de 2019, disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6579>
- Leta, F. R., Mello, J. C., Gomes, E. G., Meza, L. A. (2005) Métodos de melhora de ordenação em DEA aplicados à avaliação estática de tornos mecânicos, *Investigação Operacional, APDIO-Associação Portuguesa de Investigação Operacional*, **25**(2), 229–242.
- Lima, J.D. de, Jucá, J. F. T., Nóbrega, C.C., Mariano, O. H. de, Júnior, F. H. C., Lima, M. T. C.de (2013), Modelo de Apoio à Decisão para Alternativas Tecnológicas de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos na Região Nordeste do Brasil, *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo y Práctica*, **6**(3), 11-28.
- Lovell, C. A. K. (1993) Production frontiers and productive efficiency, In Fried, H.O, Lovell, C. A. K., Schmidt, S. S. (Eds.) *The measurement of productive efficiency: techniques and applications*, Oxford University Press, New York, USA, 3-67.
- Rogge, N; De Jaeger, S. (2012) Evaluating the efficiency of municipalities in collecting and processing municipal solid waste: A shared input DEA-model, *Waste Management Journal*, **32**(10), 1968–1978.
- SCSP, Secretaria Municipal de Conservação e Serviços Urbanos (2018), Coordenadoria Especial de Limpeza Urbana e Resíduos Sólidos, *Relatório de Gestão de Resíduos Sólidos de Fortaleza, 2013 a 2018*, Prefeitura Municipal de Fortaleza (PMF).
- SCSP, Secretaria Municipal de Conservação e Serviços Urbanos (2019), Coordenadoria Especial de Limpeza Urbana e Resíduos Sólidos, *Relatório de Gestão Mensal de Resíduos Sólidos de Fortaleza*, Prefeitura Municipal de Fortaleza (PMF).
- Tone, K. A. (2001) Slacks-based measure of efficiency in data envelopment analysis, *European journal of operational research*, Elsevier, **130**(3), 498–509.
- Yamada, Y., Matui, T., Sugiyama, M. (1994) New analysis of efficiency based on DEA, *Journal of the Operations Research Society of Japan*, **37**(2), 158–167.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

GERENCIAMIENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES NO MUNICÍPIO DE FORTALEZA/CE, BRASIL

* Hozana Raquel de Medeiros Garcia ¹
Adriano Ricardo Almeida Alexandre ¹
Marisete Dantas Aquino ¹
Paula Leandra Moura de Freitas ²

HOUSEHOLD SOLID WASTE MANAGEMENT IN THE MUNICIPALITY OF FORTALEZA/CE, BRAZIL

Recibido el 19 de noviembre de 2019; Aceptado el 14 de septiembre de 2020

Abstract

The management of household solid waste (RSD) consists of the stages of collection, transportation, treatment, destination and final disposal, so the purpose of this article was to describe its phases and present the amount of waste that is managed in the city of Fortaleza (CE) in regular, ecopolo, selective and ecopoint collection; transport, transshipment station, recycling and landfill. For that, literary definitions related to the stages of RSD management and secondary data on this management in the studied municipality were presented, showing its functional organization and quantities of waste managed. It was observed in the results that Fortaleza has a diversified collection system, in addition to having a transshipment station, sanitary landfill and recycling industries. It was found that the amount of RSD from regular door-to-door collection and underground dumps (ecopolises) was the largest of the collection systems with a value of 808271.15 tons; followed by ecopoints with 12790 t. debris and recycled materials and selective collection with 6263.6 t. In addition, it was found that transportation is approximately 19 km between transshipment and landfill. The amount of waste managed at the transshipment station was 405596.9 t. in 2017 and to the landfill 1452132.4 t. It was observed that the diversity in the collection of RSD in the city provides a greater efficiency in its management, thus aiming to reduce irregular points of garbage throughout the city.

Keywords: household solid waste, landfill, management, regular collection, selective collection.

¹ Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Brasil.

² Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, Unifanor Dunas, Brasil.

* *Autor correspondente:* Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará. Av. Mister Hull, s/n, Bloco 713 – Pici, Fortaleza, Ceará. Cep: 60440-970. Brasil. Email: hozana_raquel@hotmail.com

Resumo

O gerenciamento dos resíduos sólidos domiciliares (RSD) é composto pelas etapas de coleta, transporte, tratamento, destinação e disposição final, logo objetivou-se neste artigo descrever suas fases e apresentar a quantidade dos resíduos que são geridos no município de Fortaleza (CE) na coleta regular, ecopolo, seletiva e ecoponto; no transporte, na estação de transbordo, na reciclagem e no aterro sanitário. Para tanto, apresentou-se definições literárias referentes às etapas do gerenciamento dos RSD e dados secundários sobre este gerenciamento no município estudado, evidenciando sua organização funcional e quantidades de resíduos geridos. Observou-se nos resultados que Fortaleza dispõe de um sistema de coleta diversificado, além de possuir estação de transbordo, aterro sanitário e indústrias recicladoras. Verificou-se que a quantidade de RSD da coleta regular porta a porta e lixeiras subterrâneas (ecopolos) foi a maior dos sistemas de coleta com o valor 808271.15 toneladas; seguida por ecopontos com 12790 t. de entulhos e reciclados e coleta seletiva com 6263.6 t. Além disso, constatou-se que o transporte é de aproximadamente 19 km entre transbordo e aterro sanitário. A quantidade de resíduos geridos na estação de transbordo foi de 405596.9 t. no ano de 2017 e para o aterro sanitário foram encaminhados nesse mesmo ano 1452132.4 t. Observou-se que a diversidade na coleta de RSD no município propicia uma maior eficiência no seu gerenciamento, visando assim reduzir pontos irregulares de lixo pela cidade.

Palavras chave: aterro sanitário, coleta regular, coleta seletiva, gerenciamento, resíduos sólidos domiciliares.

Introdução

O aumento no consumo, vivenciado na contemporaneidade, provoca um crescente número de materiais que são, diariamente, descartados, pois são julgados por seus consumidores como sem utilidade, os assim denominados de “lixos” (Garcia, 2016; Carvalho Júnior, 2013). Embora, o termo mais adequado seja resíduo sólido (RS), tendo em vista, que muito desses materiais descartados possuem potencial de valorização de matéria e energia, ou seja, podem ter seus elementos utilizados na integração dos circuitos econômicos ou ter suas calorias usadas, queimando-os e recuperando a energia assim produzida (Barros, 2012; Mendez, 2017).

De acordo com o relatório “What a Waste 2.0: a Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050”, publicado pelo Bando Mundial em 2018, a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) global foi de 2.01 bilhões de toneladas anualmente, com 33% não gerenciados de forma ambientalmente adequada. Apesar da população dos países de alta renda corresponderem a apenas 16% da mundial eles geraram 34%, ou 638 milhões de toneladas, dos resíduos globais. Para 2050, esse relatório estima que os resíduos mundiais cresçam para 3.40 bilhões de toneladas (Kaza *et al.*, 2018).

Esse aumento na geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) requer respostas coerentes, mudanças de hábito e inclusive de modelos de gestão (Laurent *et al.*, 2014). Segundo Santana *et al.* (2019), a gestão adequada desses resíduos é de fundamental importância dentro do contexto da dinâmica das cidades que visam a sustentabilidade de suas atividades.

Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (2010), gerenciamento de RS corresponde a todas as operações direta ou indiretas que são realizadas nas fases de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação dos RS e disposição final apropriada dos rejeitos, conforme previsto no plano municipal de gestão integrada ou de gerenciamento de RS, exigidos na forma da Lei Nº 12.305/2010.

A Lei Nº 12.305/2010 classifica os RS, quanto a origem, em: residenciais, urbanos e os provenientes de atividade, tais como, limpeza urbana, comércio, prestadores de serviços, saneamento básico, indústrias, serviços hospitalares, construção civil, agrossilvopastoris, transporte e mineração.

Sendo os resíduos residenciais aqueles oriundos de atividades domésticas em residências urbanas (Brasil, 2010), nos quais são objetos de estudo deste artigo.

Assim, o objetivo deste artigo é descrever as etapas que compõe o sistema de gerenciamento de RSD e apresentar a quantidade desses resíduos que são geridos na coleta, transporte, transbordo, reciclagem e aterro sanitário dos RSD no município de Fortaleza.

Metodologia

Esta pesquisa possui como área de estudo o município de Fortaleza localizado no estado do Ceará, Brasil. A capital cearense é limitada pelos municípios de Caucaia, Maracanaú, Pacatuba, Itaitinga, Eusébio, Aquiraz e pelo Oceano Atlântico, conforme se observa na Figura 1.

O município de Fortaleza possui uma população estimada de 2669342 habitantes (IBGE, 2019) que ocupam uma área territorial de 314.93 km², gerando para a cidade uma densidade territorial de 8475.98 hab./km². Sua economia está atrelada ao comércio, indústria, turismo e serviços que gera emprego e renda para sua população (Município de Fortaleza, 2019).

O município de Fortaleza possui uma Autarquia de Regulação, Fiscalização e Controle dos Serviços Públicos de Saneamento Ambiental (ACFOR) regulamentada pela Lei Municipal Nº 9.500 (2009), com a atribuição de regular, normatizar, controlar e fiscalizar os serviços públicos de saneamento ambiental concedidos, entre eles, a limpeza urbana e o manejo dos resíduos sólidos.

A cidade também dispõe de um Sistema Municipal de Limpeza Urbana, que constitui as normas e diretrizes para a realização desses serviços e um Fundo Municipal de Limpeza Urbana (FUNLIMP) que surgiu através do Decreto Municipal Nº 13.151 (2013).

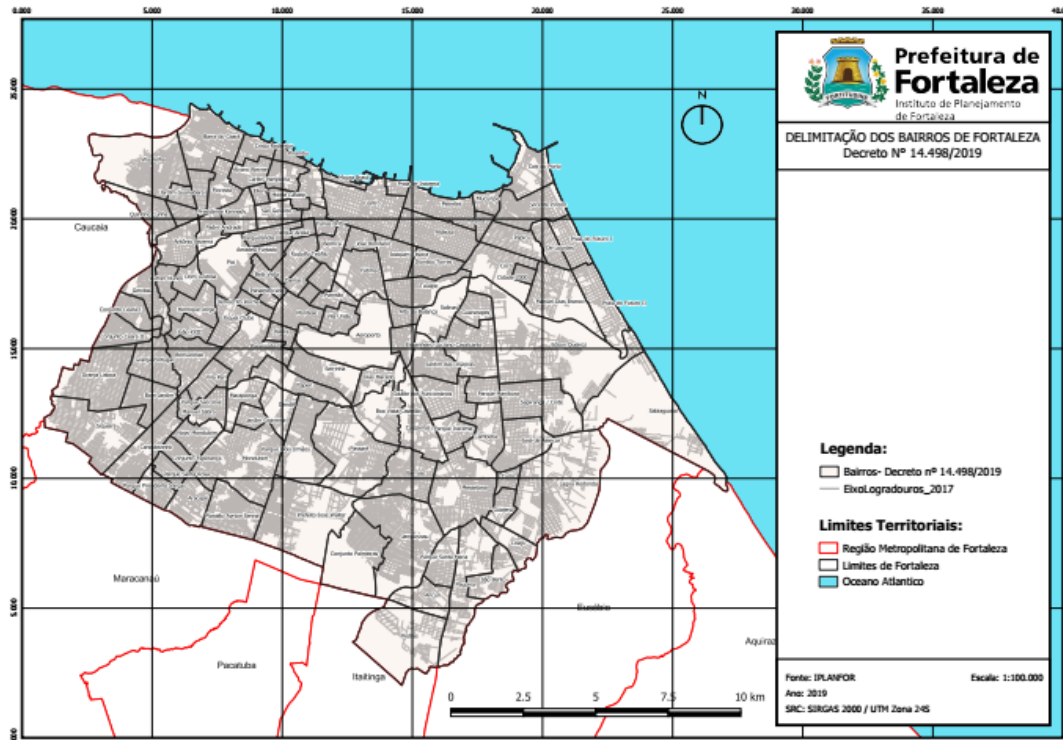


Figura 1. Delimitação dos bairros de Fortaleza. (*Fuente: Prefeitura Municipal de Fortaleza (2019).*)

De acordo com o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) de Fortaleza (2012), a gestão dos resíduos sólidos domiciliares no município é descentralizada sendo realizada pela Empresa Municipal de Limpeza Urbana (EMLURB), Grupo Marquise S. A., na qual faz parte a empresa ECOFOR Ambiental.

Para atender ao objetivo proposto neste artigo, apresentou-se definições literárias referentes às etapas do gerenciamento dos RSD e dados secundários sobre este tema no município de Fortaleza, evidenciando sua organização funcional e quantidades de resíduos geridos. Tais informações foram extraídas do PMGIRS de Fortaleza (2012), das tabelas estatísticas de indicadores do Sistema Nacional de Informações de Saneamento (SNIS, 2017) e Secretaria Municipal de Conservação e Serviços Urbanos (SCSP, 2017), e das informações disponíveis nos endereços eletrônicos oficiais da Prefeitura Municipal de Fortaleza (2019) e Marquise Ambiental (2019). Os dados quantitativos referentes a cada etapa que compõe o sistema de gerenciamento dos RS no município estudado foram coletados nessas fontes supracitadas, inseridas no Excel e analisadas utilizando-se de estatísticas descritivas.

Ao seguir as definições metodológicas de Appolinário (2011), a investigação proposta possui finalidade básica, é do tipo descritiva e tem abordagem quali-quantitativa. Com base nos processos técnicos e metodológicos, apresentados por Diehl e Tatim (2004), esta pesquisa é de modelo bibliográfico e documental.

Resultado e discussões

O sistema de gerenciamento de RS de Fortaleza contém:

- Coleta regular, coleta regular subterrânea, coleta seletiva e ecoponto
- Transporte
- Estação de transbordo
- Reciclagem
- Aterro sanitário.

Coleta

Entende-se por coleta a ação de agregar os RS devidamente embalados com o objetivo de facilitar o seu adequado manejo e transporte. Este último corresponde ao encaminhamento dos RS, após serem coletados, à unidade de tratamento, transbordo ou de disposição final. A coleta deve ser efetuada em função dos tipos e da quantidade de resíduos a serem transportado e tem início no local onde é gerado. Ao município compete fundamentalmente a gestão dos RS domésticos, comerciais e públicos, já que os outros tipos são de responsabilidade dos próprios geradores (Barros, 2012; Souto e Povinelli, 2013).

O acondicionamento dos resíduos sólidos domiciliares de Fortaleza é realizado utilizando sacos plásticos como na maioria das cidades que aderem ao sistema de coleta porta a porta (Mendez, 2017) e coletados pela ECOFOR Ambiental, sendo o contrato de coleta para 100% desses resíduos que gerem até 100 L/dia (PMGIRS – Fortaleza, 2012).

Cita-se na presente pesquisa apenas os sistemas de coleta de RS domiciliares (objetos de estudo), de acordo com Barros (2012) são eles:

- Sistema regular ou convencional de coleta é aquele executado nas residências a intervalos determinados, correspondendo à remoção de RS do tipo domiciliar, comercial e industrial de pequeno porte.
- Coleta seletiva consiste no recolhimento dos materiais passíveis de reaproveitamento, previamente segregados na fonte, dentre os quais destacam-se o papel, papelão, plástico, vidro e metais. A coleta seletiva pode ser porta a porta quando os materiais são coletados diretamente nas fontes geradoras pelo poder público, por catadores, por sucateiros ou quaisquer empresas interessadas; ponto a ponto são definidos alguns tipos de contentores, espalhados nos logradouros públicos, em que o indivíduo deve se dirigir

para depositar seus RS previamente separados; e postos de entrega voluntária (PEV) o município se dirige aos locais definidos e equipados com recipientes diferenciados, no mínimo pelas cores, para receber os resíduos recicláveis.

As coletas de RSD de Fortaleza são caracterizadas como convencional do tipo porta-a-porta, usando-se veículos compactadores e respeitando os limites das Secretarias Executivas Regionais (SER) (PMGIRS de Fortaleza, 2012).

As coletas de RSD do município estudado são realizadas pela empresa ECOFOR Ambiental. O PMGIRS de Fortaleza (2012) estabelecia que respeitando o contrato essa empresa deveria coletar 100% dos resíduos provenientes das áreas do perímetro urbano do município. Contudo, observou-se nos dados disponibilizados pelo SNIS (2017) que a taxa de cobertura do serviço de coleta domiciliar direta (porta a porta) da população urbana de Fortaleza (IN014) foi de 98%, em 2017. Embora esse valor não corresponda ao que foi previsto no plano, ele supera a taxa mundial de coleta de resíduos para as áreas urbanas com renda média alta que foi de 85% em 2018 (Kaza *et al.*, 2018), assim como a média do Brasil (95,7%) e do Nordeste (92,3%) para o mesmo indicador (IN014) (SNIS, 2017).

Das capitais do Nordeste brasileiro com mais de um milhão de habitantes, observou-se que as piores taxas de cobertura de coleta de resíduos domiciliares direta da população urbana (IN014) foram de Salvador (77,38%), Maceió (91,50%) e Fortaleza (98%), São Luís e Recife atingiram o ideal com 100% (SNIS, 2017).

Ao corroborar com esses resultados, Mendez (2017) avaliou que dos dez municípios, por ela estudados, no Estado do Rio de Janeiro 80% deles dispõem de taxa de cobertura maior ou igual a 90%, como foi o caso de Fortaleza e de outras capitais do Nordeste, já mencionadas aqui. A referida autora também constatou que 80% dos municípios estudados tinham uma operacionalização da coleta regular parcialmente adequada, demonstrando assim, a necessidade de uma gestão mais eficiente na prestação deste serviço.

A empresa concessionária responsável pela coleta de resíduos que determinou os setores de coleta, a ECOFOR, dividiu o município de Fortaleza em 175 setores de coleta, também chamados de circuitos, para tanto ela considerou apenas a delimitação das SER que totalizam 7 regionais (PMGIRS – Fortaleza, 2012). Embora o município já esteja realizando estudos de rotas mais eficientes. O desenvolvimento de cronogramas de turnos e rotas de coleta de resíduos mais econômicas e flexíveis foram realizados por Bruecker *et al.*, (2018) que obtiveram bons resultados utilizando o Model Enhancement (ME).

Nesses circuitos há frequências que são diárias (seis vezes), em virtude de suas demandas e locais que são coletados os resíduos, e três vezes por semana (segunda, quarta e sexta ou terça, quinta e sábado), com horário diurnos e noturnos (PMGIRS – Fortaleza, 2012).

A massa de RSD coletada *per capita* em relação à população atendida (declarada pelo informante) (IN022) de Fortaleza no ano de 2017 foi de 0.86 kg/(hab. x dia). Considerando, que no mesmo ano a população declarada (Co165) foi de 2574932 hab. tem-se que a quantidade de RSD coletada para o referido ano foi de 808271.15 t/ano, esse valor atribui-se a coleta regular porta a porta e lixeiras subterrâneas (Ecopolos), sendo o valor desse último 597505.8 tonelada (SNIS, 2017).

Das nove capitais do Nordeste do brasileiro apenas quatro informaram o valor correspondente ao indicador IN022 entre elas Fortaleza com a maior quantidade de coleta de resíduos porta a porta (808271.15 t/ano), seguida por Natal (265215.46 t/ano), Teresina (203796.76 t/ano) e Aracaju (196949,61 t/ano) (SNIS, 2017).

De acordo com os dados disponibilizados pelo SNIS (2017), o município de Fortaleza, em 2017, possuía 288 unidades de veículos de agentes privados entre eles caminhões compactadores (71), caminhões basculantes com carrocerias ou baú (208), caminhão poliguindaste (1), trator agrícola com reboque (3) e motos com carretinha (5).

A quantidade de trabalhadores remunerados alocados na coleta regular de RSD de Fortaleza no ano de 2017 foi de 1277 operários (SNIS, 2017).

Além da coleta regular porta a porta de RSD, Fortaleza também dispõe de lixeiras subterrâneas, denominadas de Ecopolos, que foram implementadas inicialmente na Avenida Presidente Castelo Branco, em agosto de 2017. O objetivo das lixeiras subterrâneas é permitir que áreas de difícil acesso sejam atendidas pela coleta regular, assim, elas são instaladas em vias que permitem a passagem do caminhão compactadores próximo aos locais, nos quais eles não conseguem passar, quer seja porque as ruas são estreitas, ou porque não possuem saídas (Secretaria Municipal de Conservação e Serviços Urbanos – SCSP, 2019).

As lixeiras subterrâneas não possuem processo de sucção sendo necessário, dessa forma, a retirada dos resíduos pelos caminhões compactadores, os contêineres ficam no subsolo e apenas as lixeiras ficam expostas. O município dispõe de 17 Ecopolos, e a quantidade de resíduos que são coletados estão somados ao valor da coleta regular porta a porta citado anteriormente (SCSP, 2019).

Apesar das lixeiras subterrâneas de Fortaleza não possuírem sistemas a vácuo elas evitam as aglomerações de resíduos urbanos nas vias públicas, calçadas e terrenos baldios. De acordo com

Hidalgo *et al.*, (2018), o sistema de coleta subterrânea a vácuo de resíduos surge como uma solução revolucionária para enfrentar problemas como evitar transtornos com o manejo tradicional de resíduos urbanos em centros históricos das cidades, sobretudo, as europeias, devido as infraestruturas antigas, as ruas estreitas e tortas que não são adequadas para o tráfego de grandes veículos de coleta de resíduos; locais com poucos espaços para lixeiras; e altos volumes de turistas que tornam as latas tradicionais menos acessíveis pelos garis.

O resultado positivo da implementação desse modelo, segundo Hidalgo *et al.*, (2018), estão na redução de emissões de gases agravantes do efeito estufa CO₂ acima de 90% em comparação com os modelos tradicionais de coleta por caminhão. Além disso há a redução no número de viagens dos caminhões de coleta de resíduos, fato que influencia positivamente no custo operacional, no congestionamento do trânsito e potencial economia de espaço (Kaliampakos *et al.*, 2016).

O município de Fortaleza também dispõe de coleta seletiva porta a porta que é realizada sem planejamento, pois apenas uma pequena parte encontra-se organizada em Associações e/ou Cooperativas, e a maior parcela está vinculada a deposeiros e aparistas (agentes intermediários que compram das associações e revendem para a indústria recicladora a um preço mais elevado) (PMGIRS de Fortaleza, 2012).

De acordo com os dados divulgado pelo SNIS (2017), Fortaleza possui 18 associações totalizando 343 associados, conforme se observa na Tabela 1. O valor total de RSD coletados pelas associações de catadores com apoio da prefeitura é de 6263.6 toneladas, que corresponde a apenas 0,77% de todo resíduo coletado pela regular, Ecopolo e seletiva.

Segundo Tamiozo (2015), que avaliou dois sistemas de coleta seletiva em dois municípios do estado do Rio Grande do Sul, Brasil: porta a porta (Londrina) e Ponto de Entrega Voluntário – PEV (Caxias do Sul) constatou que neste (45220 t/ano) a quantidade de materiais passíveis de reciclagem que foi coletado, em 2013, foi maior do que no sistema porta a porta em Londrina (9972 t/ano). O mesmo não foi verificado em Fortaleza que teve uma maior quantidade de resíduos recicláveis coletados pelo sistema porta a porta (6263.6 t/ano) do que pelo PEV ou Ecoponto (1522 t/ano), em 2017.

Dessas associações a ASCAJAN se destaca com o maior número de associados, sendo constituída com o objetivo de reduzir o impacto social proveniente da desativação do Lixão do Jangurussu, em meados de 1997, os catadores do antigo lixão passaram a trabalhar dentro de condições menos insalubres, na Usina de Triagem do Complexo do Jangurussu (PMGIRS de Fortaleza, 2012). Embora houvesse boas intenções na implementação desse programa, problemas operacionais acabaram danificando os equipamentos e por motivos estruturais a unidade foi desativada. Em 2006, a segregação dos resíduos foi retomada com outro galpão com nova estrutura no Complexo

do Jangurussu, pela formalização da ASCAJAN, em funcionamento até hoje (PMGIRS de Fortaleza, 2012).

Fortaleza também dispõe de coleta seletiva com pontos de entrega voluntários através da instalação de Ecopontos (Pontos Ecológicos de Pequenos Volumes) em locais estratégicos da cidade.

Os Ecopontos são locais destinados para a entrega voluntária dos resíduos previamente segregados pela população cadastrada no sistema. Os resíduos vão desde pequenas proporções de entulhos, restos de podas, moveis e estofados velhos até óleo de cozinha e materiais passíveis de reciclagem como papel, papelão, plásticos, vidros e metais. São nesses Ecopontos que se pode acessar ao benefício do Programa Recicla Fortaleza, que oferece desconto na conta de energia pela troca dos recicláveis (Prefeitura de Fortaleza, 2019).

Tabela 1. Associações por números de associados, 2017.

Associações	Número de Associados
Associação Viva a Vida	6
Soc. Com. De Reciclagem de Lixo do Pirambú – SOCRELP	40
Grupo Moura Brasil	10
Associação Bom Sucesso	15
Associação do Grupo Dom Lustosa	10
Grupo de Catadores do Jardim Iracema – UCAJIR	12
Associação Brisamar	32
Associação do Serviluz	8
Grupo do Quintino Cunha	5
Grupo da Maravilha – Bairro de Fátima	12
Associação Ecológica dos Coletores de Mat. Recicláveis da Serrinha e Adjacências – ACORES	18
Associação dos Agentes Ambientais Rosa Virginia	12
Associação Raio de Sol – Genibaú	25
Grupo de Catadores e Catadoras de Materiais Recicláveis do Bom Jardim	12
Associação dos Catadores do Jangurussu – ASCAJAN	70
Assoc. Cearense dos Trabalhadores e Trabalhadoras em Resíduos Recicláveis – RECICLANDO	14
Grupo de Catadores da Rosalina	25
Associação Trapeiros de Emaús	17
Total	343

Fonte: SNIS, 2017.

Com o objetivo de atender à população, existe em todos os Ecopontos um funcionário da ECOFOR Ambiental, transmitido orientações e recebendo o material. Um outro funcionário atesta a quantidade de resíduos depositados em cada contêiner dos Ecopontos (Prefeitura de Fortaleza, 2019). Existem Ecopontos distribuídos em 61 pontos da cidade, e no ano de 2017, onde foram arrecadadas 12790 toneladas de entulho e reciclados, sendo 1522 t. de papel/papelão, plástico, metal e vidro. No que se refere aos volumosos o valor foi de 2978744 m³ e com relação ao óleo foram 18.97 litros (SCSP, 2017).

Transporte

O transporte é a etapa que complementa a coleta, e se dá fundamentalmente entre o ponto de término desta coleta até as estações de transbordo ou as unidades de tratamento ou de disposição final. Também pode-se considerar entre a garagem e o ponto de início da coleta e entre os locais de tratamento ou de disposição final e a garagem (Barros, 2012).

A distância média do transporte até a unidade de transbordo ou disposição final é 19 km (SNIS, 2017).

Estação de Transbordo

A estação de transbordo, geralmente é utilizada em grandes cidades, evitando o deslocamento dos caminhões convencionais de coleta até os locais de tratamento e de disposição, se configuram como edifícios quase ou totalmente fechados, de forma a conseguirem a redução dos impactos provocados por maus odores, por ruído e pelo espalhamento dos RS. Seu principal objetivo é reduzir os custos do sistema, com maior eficiência da coleta (Barros, 2012).

O município de Fortaleza dispõe de uma estação de transbordo localizada no bairro Jangurussu, funcionando desde 1997, recebe resíduos das SER II, IV, VI, SERCEFOR e de quatro setores da regional V (PMGIRS de Fortaleza, 2012).

De acordo com os dados disponibilizados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), em 2017 foram descarregados na Estação de Transbordo do Jangurussu 405596.9 toneladas/ano de RSD e resíduos públicos a serem transferidos dos caminhões compactadores para carretas que seguem ao Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC).

Reciclagem

Segundo a Lei Nº 12.305 (2010), a reciclagem é um “processo de transformação dos resíduos sólidos que envolve a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vista à transformação em insumos ou novos produtos”.

Assim como em grande parte das cidades brasileiras em Fortaleza a realidade não é diferente. Os materiais reciclados segregados pelas associações de catadores ainda não são vendidos diretamente para as indústrias recicladoras, necessitando assim, de agentes intermediários também chamados de “atravessadores”, “deposeiros”, “sucateiros”, entre outras denominações, que realizam o trabalho de comprar materiais de diferentes associações, agrupá-los e revendê-los a um preço maior para as indústrias recicladoras (Lopes, 2006; Ribeiro e Besen, 2007; Garcia, 2016).

De acordo com a Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Fortaleza (SEMAM) *apud* PMGIRS (2012), o município possui 47 indústrias de reciclagem e beneficiamento distribuídas em diversos segmentos como de lâmpadas, óleo lubrificantes, resíduos químicos, solventes, computadores, sucatas de metais, plásticos, vidros, pneus, papel e papelão, embalagens de agrotóxicos vazias, entre outros materiais.

Aterro Sanitário

O aterro sanitário é definido pela norma ABNT NBR Nº 8.419 (1992) como uma “técnica de disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se for necessário”.

Na concepção de Havukainen *et al.*, (2017), a maior parte dos resíduos sólidos são descartados em aterros sanitários, de onde são emitidos os gases de aterro que contém metano, substância que contribui significativamente para o aquecimento global. Os RS e as águas residuais são responsáveis por 3% das emissões globais de gases de efeito estufa (GEE), sendo o metano a maior fonte (IPCC, 2014).

A região metropolitana de Fortaleza possui cinco aterros sanitários. O Aterro Sanitário Metropolitano Oeste (ASMOC), em Caucaia; o Aterro Sanitário Metropolitano Sul (ASMS), localizado no município de Maracanaú; o Aterro Sanitário Metropolitano Leste (ASML), situado em Aquiraz; e o Aterro Sanitário de Pacatuba, em Alto Fechado; e o Aterro Horizonte, situado na própria sede do município (PMGIRS de Fortaleza, 2012).

Segundo o PMGIRS – Fortaleza (2012), até meados de 1998 os RS do município eram dispostos no lixão do Jangurussu. Após determinação do Ministério Público e apoio do Projeto Sanear, financiados pelo Banco Mundial, os resíduos do município iniciaram a sua disposição adequada, no ASMOC. Com a construção do aterro foi concebido o Complexo do Jangurussu, na frente do

antigo lixão, onde hoje funciona a Estação de Transbordo, Centro de Tratamento de Resíduos Perigosos e Associação de Catadores do Jangurussu (ASCAJAN).

Por meio de um convênio assinado entre os municípios de Fortaleza e Caucaia, ambos passaram a dispor seus RS no ASMOC. Caucaia desde 1992 e Fortaleza desde 1998.

O ASMOC está localizado na margem esquerda da BR-020, a 1.6 km da rodovia, no município de Caucaia, o aterro possui uma área total de 123.2 hectares, sendo aproximadamente 78.47 hectares destinados ao aterramento de resíduos (PMGIRS – Fortaleza, 2012).

O ASMOC foi projetado em dezessete (17) setores, e subdividido em sessenta e sete (67) trincheira, cada uma tem uma área aproximadamente igual a 101.0 x 71.0 metros com profundidades variável entre 2.0 a 5,0 metros (PMGIRS – Fortaleza, 2012).

Segundo o PMGIRS – Fortaleza (2012), o ASMOC tinha condições de receber os resíduos municipais de Fortaleza e Caucaia com segurança até 2014 e operar no limite até 2015. Contudo, foi proposta a ampliação vertical do aterro que mediam 500.0 m de comprimento por 27.6 m de largura, aumentando a vida útil do ASMOC em mais de cinco anos, ou seja, até 2020.

A drenagem do lixiviado é feita por meio de drenos em forma de espinha de peixe, seguindo a uma rede coletora, que por gravidade alimenta a estação elevatória e então é bombeado para as lagoas de tratamento que são duas lagoas anaeróbias e uma facultativa. O ASMOC também possuía drenos de biogás que tinha uma distância de vinte (20) metros entre si (PMGIRS – Fortaleza, 2012) e na época da elaboração do plano não havia o aproveitamento do biogás.

A Marquise Ambiental inaugurou a primeira usina de tratamento de biogás do Norte e Nordeste – Gás Natural Renovável (GNR) Fortaleza, situada no ASMOC. O sistema de tratamento de GNR se prepara para alcançar à capacidade de produção de 150 mil m³/dia de biometano, tornando-se a segunda maior unidade do gênero do País e deve suprir aproximadamente 30% de gás para as indústrias, o comércio e as residências do Ceará (Marquise Ambiental, 2019). Por kg, o metano possui potencial de aquecimento global 25 vezes maior que o dióxido de carbono (CO₂) (IPCC, 2006). Assim, com a implementação do sistema de aproveitamento do biogás no ASMOC espera-se obter benefícios ambientais e econômicos para as presentes gerações e futuras.

A entrada e saída dos caminhões no ASMOC são monitoradas por meio de fotografias, enviadas ao bando de dados do sistema com o horário e pesagem de cada etapa. O acesso a essas informações também é realizado pela ECOFOR, ACFOR e EMLURB.

De acordo com PMGIRS – Fortaleza (2012), o controle da pesagem é realizado por duas balanças, sendo uma para a entrada e outra para a saída. Cada balança possui capacidade de 80 toneladas. Hoje o sistema é todo informatizado e funciona através de câmeras fixadas nas balanças.

Segundo o SNIS (2017), foram encaminhados para o ASMOC, no ano de 2017, o total de 1452132.4 tonelada/ano de resíduos, deste eram 1204009.5 t/ano (domiciliares e públicos), 5172.9 t/ano (saúde), 196150 t/ano (entulhos), 15126.8 t/ano (podas) e 31673.3 t/ano (outros).

No que se refere ao tratamento e a disposição global de resíduos, observou-se que apenas 7,7% são destinados para aterros sanitários (com coleta de gás) (Caza *et al.*, 2018), logo constatou-se que Fortaleza está muito acima da média mundial, pois 98,40% dos seus resíduos foram encaminhados para aterros sanitários com aproveitamento energético do seu biogás.

Conclusão

O gerenciamento dos RSD de Fortaleza é diversificado, no que se refere ao seu sistema de coleta (regular, ecopolo, seletiva e ecoponto). Contudo, não se pode dizer o mesmo quanto aos tipos de tratamento e disposição final, a exemplo, a maior parte dos resíduos sólidos coletados no município pelos sistemas regular e Ecopolo se destinam para o aterro sanitário com recuperação de energia; o restante, correspondente a menor parcela, proveniente da seletiva e dos materiais recicláveis dos Ecopontos são encaminhados para agentes ou empresas intermediárias antes de seguirem para as indústrias recicladoras.

Dentre os benefícios provenientes dessa diversificação dos sistemas de coleta de RSD no município está a maior eficiência no seu gerenciamento, possibilitando a população um maior número de opções para o descarte de seus RSD, a redução de pontos irregulares de lixo e maior participação e engajamento das comunidades na manutenção da limpeza de sua cidade.

Este estudo evidenciou que a simples descrição do sistema de gerenciamento de RSD de Fortaleza, abordando suas principais experiências, possibilita que outros municípios possam encontrar soluções para seus problemas ambientais relacionados a gestão dos seus RSD, através da implementação de medidas como a diversificação dos meios de coleta de resíduos sólidos, efetivação de meios de incentivo à coleta seletiva e a reciclagem, visando otimizar a vida útil do aterro sanitário ou até mesmo pela geração de energia alternativa com o reaproveitamento do seu biogás.

Agradecimentos

Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP).

Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1992). *NBR 8419: apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos*. Rio de Janeiro, 1992.
- Appolinário, F. (2011) *Metodologia da Ciência: filosofia e prática da pesquisa*, 2a ed., Cengage Learning, São Paulo, 240 pp.
- Barros, R. T. V. (2012) *Elementos de Gestão de Resíduos Sólidos*, Tessitura, Belo Horizonte, 423 pp.
- Brasil. Presidência da República Casa Civil (2010) *Lei Federal nº 12.305- Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; Altera a lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências*. de 02 de agosto de 2010. Acesso em 10 de outubro de 2019, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm
- Bruecker, P., Beliëna, J., Boeckx, L., Jaeger, S., Demeulemeester, E. (2018) A model enhancement approach for optimizing the integrated shift scheduling and vehicle routing problem in waste collection, *European Journal of Operational Research*, **266**, 278-290. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.089>
- Carvalho Junior, F. H. (2013) *Estudos de indicadores de sustentabilidade e sua correlação com a geração de resíduos sólidos urbanos na cidade de Fortaleza – CE*, Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 209 pp.
- Diehl, A. A., Tatim, D. C. (2004) *Pesquisa em Ciências Sociais Aplicadas: métodos e técnicas*, Prentice Hall, São Paulo, 176 pp.
- Fortaleza, Prefeitura Municipal de Fortaleza (2009) *Lei Municipal nº 9.500 – Altera a Lei nº 8869/04, que cria a Agência Reguladora de Fortaleza (ARFOR), e dá outras providências*, Publicação no Diário Oficial do Município, 25 de setembro de 2009. Acesso em 23 de outubro de 2019, disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/ce/f/fortaleza/lei-ordinaria/2009/950/9500/lei-ordinaria-n-9500-2009-altera-a-lei-n-8869-04-que-cria-a-agencia-reguladora-de-fortaleza-arfor-e-da-outras-providencias>
- Fortaleza, Prefeitura Municipal de Fortaleza (2013) *Decreto Municipal nº 13.151/13, que regulamenta a administração do Fundo Municipal de Limpeza Urbana e dá outras providências*, Publicação no Diário Oficial do Município, 06 de maio de 2013. Acesso em 23 de outubro de 2019, disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/ce/f/fortaleza/decreto/2013/1316/13151/decreto-n-13151-2013-regulamenta-a-administracao-do-fundo-municipal-de-limpeza-urbana-e-da-outras-providencias>
- Garcia, H. R. M. (2016) *Avaliação do Ciclo de Vida Socioambiental do Programa de Coleta Seletiva de Resíduos Sólidos Domiciliares do Município de João Pessoa/PB, Brasil. Estudo de Caso: Núcleo do Bessa*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental (Saneamento Ambiental), Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 135 pp.
- Havukainen, J., Zhan, M., Dong, J., Liikanen, M., Deviatkin, I., Li X., Horttanainen, M. (2017) Environmental impact assessment of municipal solid waste management incorporating mechanical treatment of waste and incineration in Hangzhou, China, *Journal of Cleaner Production*, **141**, 453-461. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.146>
- Hidalgo, D., Martín-Marroquín, J. M., Corona, F., Juaristi, J. L. (2018) Sustainable vacuum waste collection systems in areas of difficult access, *Tunnelling and Underground Space Technology*, **81**, 221-227. doi: <https://doi.org/10.1016/j.tust.2018.07.026>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2019) *Cidades@*. Acesso em 14 out. 2019, disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/fortaleza/panorama>
- IPCC (2006) In: Egglestone, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES).
- IPCC (2014) In: Pachauri, R.K., Meyer, L.A. (Eds.), *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team]*. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

- Kaliampakos, D., Benardos, A., Mavrikos, A., (2016) A review on the economics of underground space utilization. *Tunn. Undergr. Sp. Tech.* **55**, 236–244. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tust.2015.10.022>
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., Woerden, F. V. (2018) *What a waste 2.0: a global snapshot of Solid Waste Management to 2050*, Urban Development and Local Government Unit, World Bank. Acesso em 12 de maio de 2020, disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/2174>
- Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Hauschilda, M. Z., Christensen, T. H. (2014). Review of LCA Studies of Solid Waste Management Systems – Part I: Lessons Learned and Perspectives. *Waste Management*, **34**(3), 573-588. doi: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X1300559X>
- Lopes, L. (2006) *Gestão e gerenciamento integrado dos resíduos sólidos urbanos: alternativas para pequenos municípios*, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Geografia Humana, Departamento de Geografia, Universidade de São Paulo, 113 pp.
- Marquise Ambiental (2019) *GNR Fortaleza – Gás Natural Renovável*. Acesso em 20 out. 2019, disponível em: <http://marquiseambiental.com.br/servicos-e-tecnologia/gnr-fortaleza-gas-natural-renovavel>
- Mendez, G. P. (2017) *Avaliação da gestão municipal de resíduos sólidos através de indicadores ambientais*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 194 pp.
- Município de Fortaleza (2019) *A cidade*. Acesso em 14 out. 2019, disponível em: <https://www.fortaleza.ce.gov.br/a-cidade>
- Prefeitura de Fortaleza (2019) *Ecopontos*. Acesso em 16 out. 2019, disponível em: <https://catalogodeservicos.fortaleza.ce.gov.br/categoria/urbanismo-meio-ambiente/servico/324>
- Prefeitura Municipal de Fortaleza (2012) *Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Fortaleza Estado do Ceará – Relatório IV*. Acessado em: 12 out. 2019, disponível em: https://urbanismoemeioambiente.fortaleza.ce.gov.br/images/urbanismoemeioambiente/infocidade/plano_municipal_de_gesto_integrada_de_residuos_solidos_de_fortaleza.pdf
- Prefeitura Municipal de Fortaleza (2019) *Fortaleza em Mapas – Delimitação dos Bairros de Fortaleza*. Acesso em 14 out. 2019, disponível em: <https://mapas.fortaleza.ce.gov.br/#/>
- Ribeiro, H, Besen, G. R. (2007) Panorama da coleta seletiva no Brasil: desafios e perspectivas a partir de três estudos de caso, *Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente*, **2**(4), 1-18. Acesso em 09 nov. 2019, disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Helena_Ribeiro4/publication/242243074_A_PANORAMA_OF_SELECTIVE_WASTE_COLLECTION_IN_BRAZIL_CHALLENGES_AND_PROSPECTS_TAKEN_FROM_3_CASE-STUDIES/links/5661c26a08ae4931cd5b3ef3.pdf
- Santana, L. R, Correa, R. S., Nunes, L. R. S., Teixeira, L. G. (2019). O Impacto da Coleta Seletiva nos Custos dos Serviços de Coleta dos Resíduos Sólidos da Região Norte do Brasil, *Revista AIDIS*, **12**(2), 370-382. doi: <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2019.12.2.62606>
- SCSP, Secretaria Municipal de Conservação e Serviços Urbanos (2017), Coordenadoria Especial de Limpeza Urbana e Resíduos Sólidos, *Relatório Ecopontos – Totais*, Prefeitura Municipal de Fortaleza.
- SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2017) *Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2017*. Acesso em 14 out. 2019, disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2017>
- Souto, G. D. B, Povinelli, J., (2013) Resíduos Sólidos. In Calijuri, M. C., Cunha, D. G. F. (Eds.), *Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão*. Elsevier, Rio de Janeiro, 565-588.
- Tamiozo, M. H. (2015) Coleta seletiva: análise dos sistemas porta a porta e P.E.V. um estudo de caso nos municípios de Londrina e Caxias do Sul, Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 56 pp.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE PERCOLADO DO ATERRO DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DE BOA VISTA POR MEIO DE METODOLOGIAS EMPÍRICAS

* Adriano Frutuoso da Silva ¹
Flaider Alves Pimentel ¹
Joaquim Araújo Costa Neto ¹
Silvestre Lopes da Nóbrega ¹
Andressa dos Santos Pereira ²

ESTIMATION OF PERCOLATE PRODUCTION FROM THE BOA VISTA SOLID WASTE DISPOSAL EMBANKMENT USING EMPIRICAL METHODOLOGIES

Recibido el 23 de noviembre de 2019; Aceptado el 7 de mayo de 2020

Abstract

This work aims to estimate, using the Swiss, Rational and Water Balance empirical methods, the percolate production of the Boa Vista / RR solid waste disposal area, considering the climatic data of the region corresponding to a historical series of 35 years (1980 - 2015). For this reason, the BHídrico GD 4.0-2004 electronic spreadsheet was used to calculate the climatological water balance and to determine the evapotranspiration that was used to estimate the percolate production. The results indicated, for the rational methods and water balance percolate, a generation only in the months of water surplus, with very expressive values. However, for the Swiss method, the percolate production was observed throughout the year. These results are very important, considering that the landfill, object of this study, does not have a percolate treatment system or adequate base coating, besides it has been located about 150 m from the Wai Grande Stream.

Keywords: solid waste, water balance, lixivate.

¹ Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Roraima, Brasil.

² Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação em Recursos Hídricos, Universidade Federal de Roraima, Brasil.

* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Roraima. Av. Cap. Ene Garcês, n° 2413, Bairro Aeroporto, Boa Vista, Roraima, CEP 69310-000. Brasil. Email adriano.silva@ufr.br

Resumo

Este trabalho tem como objetivo estimar, através dos métodos empíricos Suíço, Racional e Balanço Hídrico, a produção de percolado do aterro de disposição de resíduos sólidos de Boa Vista/RR, considerando os dados climatológicos da região, correspondente a uma série histórica de 35 anos (1980 - 2015). Para tanto, foi utilizada a planilha eletrônica BHídrico GD 4.0-2004, para o cálculo do balanço hídrico climatológico e determinação da evapotranspiração que foi utilizada na estimativa da produção do percolado. Os resultados indicaram, para os métodos racional e balanço hídrico, geração de percolado apenas nos meses de excedente hídrico, com valores bastante expressivos. Já para o método suíço a produção de percolado foi observada ao longo de todo o ano. Esses resultados são bastante importantes, tendo em vista que o aterro, objeto deste estudo, não dispõe de sistema de tratamento de percolado nem de revestimento de base adequado, além de estar situado cerca de 150 m do Igarapé Wai Grande.

Palavras chave: resíduos sólidos, balanço hídrico, lixiviado.

Introdução

Diariamente, toneladas de resíduos sólidos são produzidos em todo o mundo, no entanto, apenas uma parcela é disposta de maneira adequada. Essa realidade ocasiona impactos negativos nas características do meio ambiente e na sociedade.

Em decorrência de processos de decomposição dos resíduos, ocorre a produção de lixiviado (percolado) e de gases que devem ser coletados e transportados para o devido tratamento antes de seu lançamento no meio ambiente para não provocar grandes danos devido ao seu alto teor de poluição.

Para minimizar esses impactos, pesquisas e técnicas têm sido desenvolvidas para assegurar a destinação correta destes resíduos, sendo que o aterro sanitário é a alternativa que melhor atende aos padrões de destino final, desde que sua concepção e operação sejam adequadas.

Conforme a Norma NBR 8419/1992 da ABNT o aterro sanitário é uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e ao meio ambiente, minimizando os impactos ambientais. Além disso, o método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada trabalho, ou intervalos menores, se necessário.

Neste contexto, para o bom desempenho do aterro sanitário é necessário estabelecer um sistema de coleta e tratamento destes efluentes, assim a quantidade estimada de percolado gerado é essencial para o dimensionamento desses sistemas.

A quantidade dos líquidos percolados é determinada através de vários métodos baseados em formulações empíricas, entre os quais: método Suíço, método Racional e método do Balanço Hídrico. Os métodos computacionais também são utilizados para este fim, dentre os quais se destacam os modelos Help (Hidrologic Evaluation of Landfill Performance) e o UNSAT-H (Unsaturated Water and heat Flow), os quais bastante utilizados nos EUA.

Em vista do exposto, esta pesquisa apresenta um estudo visando à quantificação dos líquidos percolados de um aterro sanitário a partir do uso dos métodos empíricos: Suíço, Racional e do Balanço Hídrico, sob as condições brasileiras no cálculo do comportamento hídrico de aterros sanitários, tendo por base o aterro sanitário do município de Boa Vista, capital do Estado de Roraima, região norte do Brasil.

Método racional

De acordo com Tucci (2004), este método é muito utilizado na estimativa da vazão máxima de projeto para bacias pequenas (com até 2.00 km²), seguindo alguns princípios básicos, como a consideração da duração da precipitação intensa de projeto igual ao tempo de concentração, que é adotado um coeficiente único de perdas, que é estimado com base as características da bacia, dada a seção de estudo.

A equação (1) apresenta o cálculo da vazão superficial por este método, que se baseia em três parâmetros: área da bacia de contribuição, intensidade e duração das precipitações e o coeficiente de escoamento, conforme abaixo.

$$Q_{max} = C . i . A$$

Equação (1)

Em que:

Q_{max} = Vazão do percolado (L/s);

C = coeficiente de escoamento superficial, adimensional;

i = intensidade média de precipitação (mm);

A = área de contribuição.

Segundo Lins e Jucá (2003), para se obter a parcela da precipitação que infiltra, deve-se subtrair o volume total precipitado sobre a área do aterro, do volume escoado, que é obtido pelo método racional, dentro do mesmo intervalo de tempo, onde deve-se também subtrair a parcela de água devida à evapotranspiração. A parcela de precipitação que é infiltrada é obtida a partir da equação (2):

$$Q = \frac{[(P-ES)-EP]}{t} \times A$$

Equação (2)

Em que:

Q = vazão do percolado;

ES = escoamento superficial (mm);

P = precipitação média mensal (mm);

EP = evaporação potencial (mm);

A = área de contribuição.

Método Suíço

Consiste de um modelo simples de previsão da vazão média de um líquido percolado, semelhante ao Método Racional, entretanto não considera os efeitos da evaporação potencial. Este método considera como componentes principais para estimativa da produção de percolado: a precipitação sobre o aterro e o grau de compactação dos resíduos dispostos no aterro. O tipo de solo de cobertura, a declividade da superfície da camada e a variação pluviométrica durante o ano não são consideradas.

De acordo com Orth (1981), o cálculo da vazão média de percolado pode ser expresso pela equação (3), que depende da precipitação média, da área de contribuição, do tempo e do grau de compactação do resíduo.

$$Q = \frac{P.A.K}{t}$$

Equação (3)

Em que:

Q = vazão média do percolado (l/s);

P = precipitação média mensal (mm);

A = área total do aterro (m²);

t = número de segundos em um mês;

K = Coeficiente que depende do grau de compactação do resíduo.

Método do Balanço Hídrico

De acordo com Lins e Jucá (2003) o método do balanço hídrico permite estimar o percolado baseado em um fluxo unidimensional, na conservação de massa, além das características de transmissão e retenção da cobertura do solo e do resíduo no aterro. É um método mais consistente que o Método Suíço, pois considera em sua formulação, além da precipitação, a evapotranspiração, o escoamento superficial e a capacidade de armazenamento de água no solo.

Além da evapotranspiração potencial, o método propicia a estimativa da evapotranspiração real, excedente hídrico, deficiência hídrica e as fases de reposição e retirada de água no solo. O balanço hídrico é dado pela equação (4). Esta equação considera a precipitação, o escoamento superficial, armazenamento de água no solo e a evapotranspiração.

$$PER = P - ES - \Delta AS - ER$$

Equação (4)

Em que:

- PER = volume de lixiviado, valores médios e mensais;
- P = índice de precipitação pluviométrica, valores mensais;
- ES = escoamento superficial;
- ΔAS = troca de armazenamento de água no solo;
- ER = evapotranspiração.

Metodologia

Caracterização da área de estudo

O aterro, objeto de estudo, corresponde ao principal aterro de disposição de resíduos sólidos do Estado de Roraima, norte do Brasil, onde são dispostos os resíduos do município de Boa Vista. A cidade tem uma área total de 5687,064 quilômetros quadrados, equivalente a 1.25% da superfície do Estado. Sua população, de acordo com o censo demográfico de 2016, é de 326,414 habitantes (IBGE, 2016).

O aterro é situado km 494 da BR-174, a 1 km da zona urbana, com área de cerca de 46 ha e está inserido na microbacia do Igarapé Wai Grande, região com maior índice pluviométrico, sendo assim uma região mais úmida que o perímetro urbano o que de certa forma é desfavorável, haja vista que a produção de lixiviado é diretamente proporcional à precipitação. A hidrografia da região mostra que a célula principal do aterro está situada a apenas 150 m, aproximadamente, do Igarapé Wai Grande, e esta realidade já foi apontada fator que influencia nos impactos ambientais sobre igarapé, de acordo com Falcão et al. (2012). A Figura 1 apresenta um mapa de localização do aterro.

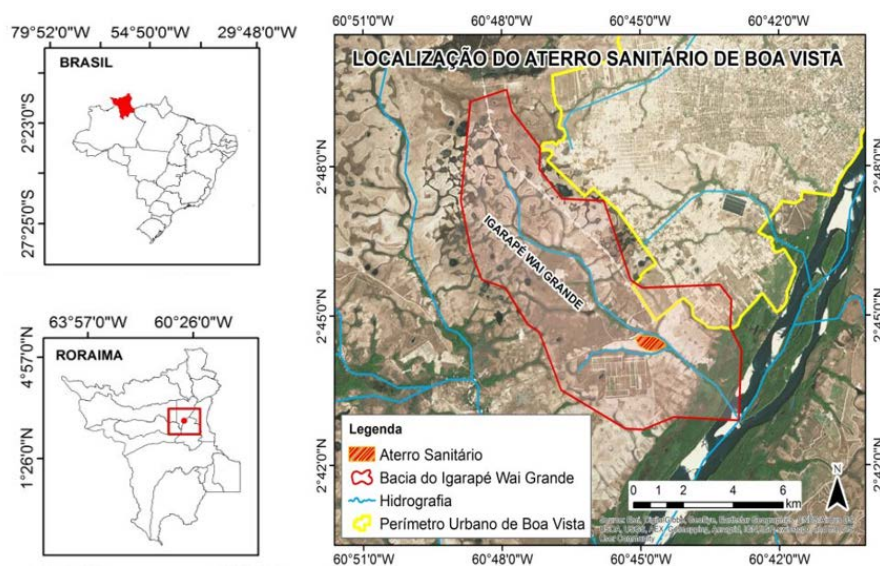


Figura 1. Localização do aterro de disposição de resíduos sólidos, Boa Vista/RR.

A região tem um clima quente e úmido, com duas estações bem definidas (chuvosa e estiagem). Registros de uma série hidrológica de 35 anos, na região do aterro de Boa Vista, indicam ocorrência de precipitação ao longo do ano, observando que o período chuvoso compreende entre abril a agosto, com as maiores médias nos meses de maio e junho, com a precipitação de 310 e 313.08 milímetros de chuva, respectivamente. A estiagem ocorre entre setembro a março, com média de 63.70 mm mensais, sendo os meses de menor precipitação janeiro e fevereiro com 48.80 mm mensais. Apresenta temperaturas médias anuais com máxima de 32.20°C, e mínimas de 22.30°C, com umidade relativa anual de 74.90% e tempo de insolação de 1896 horas.

Geologicamente o aterro sanitário está situado na Formação Boa Vista; geomorfologicamente trata-se de uma superfície pediplanada de relevo plano; pedologicamente o solo da área é formado por Latossolos Amarelos, textura arenosa (Souza e Andrade, 2018).

Geotécnicamente, o subsolo da área do aterro é constituído por uma camada de solo areno-argiloso até a profundidade média de 2.00 m, seguido por um de solo argilo-siltoso de baixa compressibilidade até a profundidade de 5.00 m, abaixo deste, o solo se caracteriza como argilo-siltoso com concreções lateríticas, como ilustrado na Figura 2. O perfil foi obtido por sondagem a trado. Com permeabilidade in situ de 8×10^{-4} cm/s com circulação de água, e de 7×10^{-5} cm/s com circulação de lixiviado.

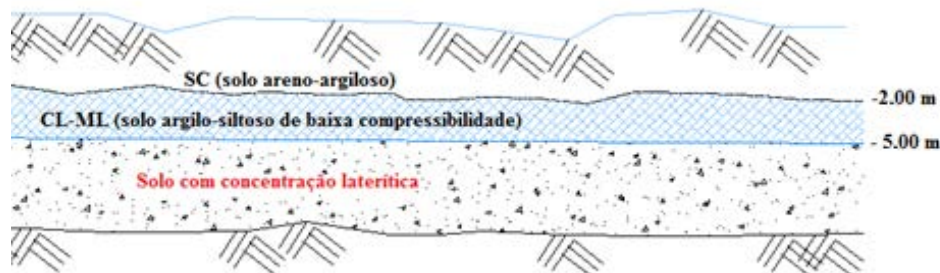


Figura 2. Perfil geotécnico do subsolo do aterro sanitário de Boa Vista/RR.

Descrição do aterro e dos resíduos

A concepção original do aterro sanitário de Boa Vista/RR previa um aterro constituído por 13 células de disposição de resíduos (100.00 m x 15.00 m), com capacidade de 129.542 toneladas/célula e vida útil de 20 anos, com revestimento de base com manta PEAD, cobertura, drenagem e tratamento de lixiviado (Falcão et al., 2012). Atualmente, caracteriza-se como um aterro controlado, com cobertura diária de solo, mas com falhas nos sistemas de disposição dos resíduos, cobertura e revestimento de base e sem tratamento de lixiviado conforme ilustrado na

Figura 3, além da presença de catadores vivendo em condições insalubres, de acordo com Assis Brasil *et al.* (2019). Um estudo geofísico (Souza e Andrade, 2018) apresentou que o aterro de Boa Vista apresenta indícios de contaminação que podem ultrapassar os 24 metros de profundidade.



Figura 3. Falhas observadas no aterro sanitário de Boa Vista/RR.

Segundo Scabarossi e Périco (2014), cada habitante de Boa Vista produz aproximadamente 1.60 quilos de resíduo por dia, isso equivale a 522 toneladas diárias. A composição gravimétrica típica dos RSUs gerados em Boa Vista é similar à da maioria das cidades brasileira, com predominância de resíduo orgânico, seguido por papel, plástico, latas, vidro e outros, como ilustrado na Figura 4. Com peso específico de 2.90 kN/m³.

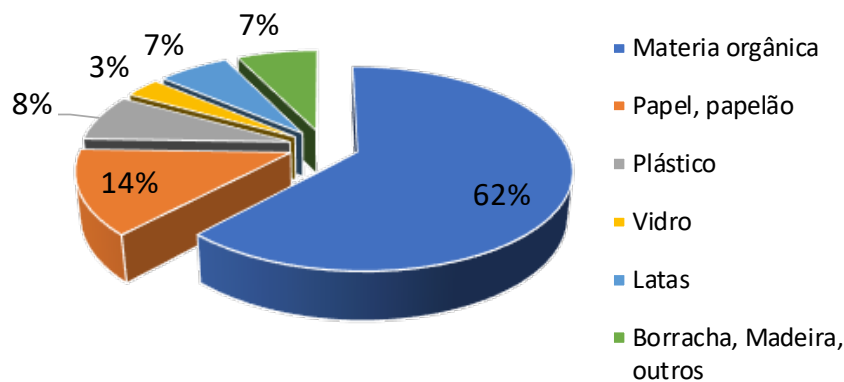


Figura 4. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos de Boa Vista/RR. Fonte: Scabarossi e Périco (2014).

Métodos

Este trabalho foi desenvolvido através de uma sequência de atividades, com metodologia similar à de Silva *et al.* (2015), organizadas conforme mostrado na Figura 5 e descrita a seguir.

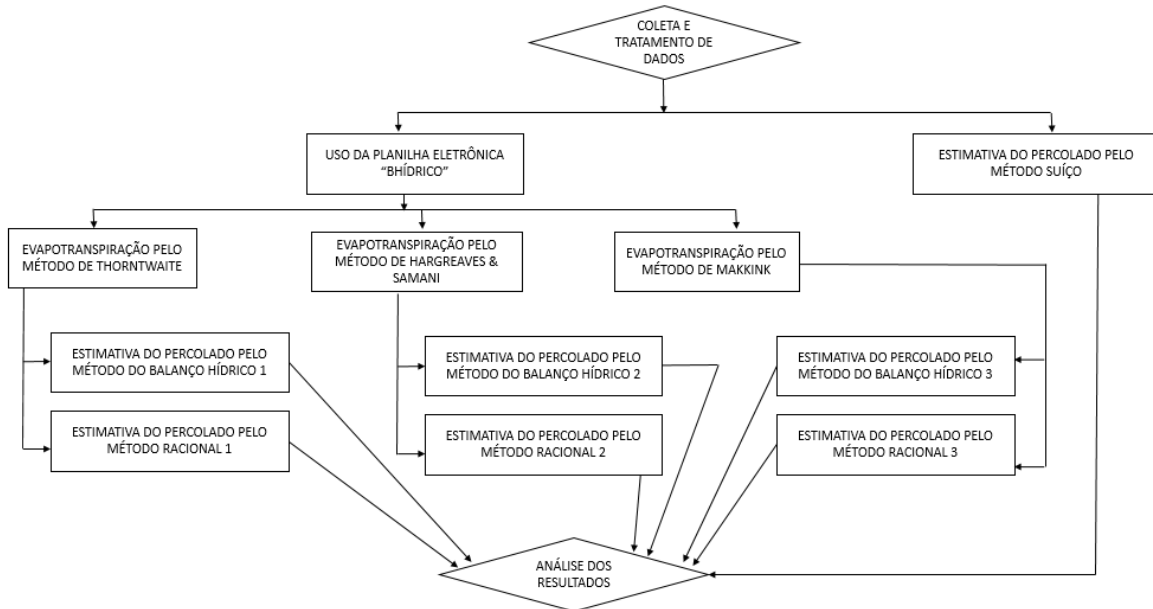


Figura 5. Fluxograma dos procedimentos para obtenção dos resultados.

Inicialmente, foi realizada a coleta de dados climatológicos de uma estação da cidade de Boa Vista, compatível com o local do aterro, obtendo-se uma base de dados de normas climatológicas aplicável. A série tem abrangência de um período de 35 anos (1980 - 2015) obtida empregando dados disponibilizados pela Agência Nacional de Águas (ANA), assim como Ribeiro *et al.*, (2019). Após a coleta, a base de dados passou por um tratamento, que consistia na análise de relatórios de precipitação, temperatura (máxima, média e mínima), identificando os parâmetros que seriam necessários e estariam disponíveis, dependendo de cada método utilizado para estimar a produção de percolado.

Posteriormente, a produção de percolado foi estimada pelo método suíço, e paralelamente foi realizado o balanço hídrico climático com o uso da planilha eletrônica BHídrico, obtendo-se os dados de evapotranspiração, e determinado a produção de percolado pelos métodos do Balanço Hídrico e Racional.

A planilha BHídrico é um programa de computador desenvolvido por D'Angiolella & Vasconcelos (2004) para o cálculo do balanço hídrico climático. Esta planilha usa informações meteorológicas

como temperatura média, umidade relativa, velocidade e direção do vento, precipitação e luz do sol e estimativa de parâmetros como radiação solar no topo da atmosfera (R_a), ondas curtas (R_{ns}) e radiação de ondas longas (R_b) e radiação líquida (R_n), utilizada em algumas metodologias com o objetivo de estimar a evapotranspiração potencial (EPT).

Para o cálculo do balanço hídrico pode ser utilizado os seguintes métodos para estimativa da evapotranspiração potencial: Thornthwaite; Hargreaves & Samani; Tanque Classe A; Penman-Monteith; Blaney & Criddle; e Makink. Estas seis alternativas permitem realizar estudos comparativos de forma a efetuar os cálculos com a metodologia mais ajustada e representativa para a região de estudo. Os métodos de cálculo de evapotranspiração empregados foram o de Thornthwaite, Hargreaves & Samani e Makink.

As Tabelas 1, 2 e 3 apresentam os coeficientes e procedimentos que foram utilizados na estimativa da geração de percolado, pelos métodos do Balanço Hídrico, Racional e Suíço.

Tabela 1. Parâmetros para estimativa do percolado pelo método do Balanço Hídrico.

Parâmetros	Modo de obtenção
Precipitação (P)	Boletins Pluviométricos, Normais Climatológicas de Precipitação (1980 - 2015), dados do Portal Hidroweb, da Agência Nacional de Águas (ANA, 2017).
Evaporação potencial (EP)	Dado obtido através de planilha eletrônica (Bhídrico).
Escoamento superficial (ES) $ES=C \cdot X^P$	O coeficiente de escoamento C é obtido em função do tipo de solo e inclinação, neste trabalho foram utilizados 0.18 e 0.15 para meses secos e úmidos, respectivamente, com inclinação de 2.00 a 7.00%, levando-se em consideração solo arenoso.
Infiltração (I) $I - EP$	Obtido através da subtração da Precipitação pelo Escoamento Superficial. Diferença entre a água que infiltra e a que evapora.
Σ (NEG (I-EP))	Esse parâmetro é obtido somando-se os valores negativos de (I-EP).
Armazenamento de água no solo de cobertura (AS)	É o parâmetro de maior dificuldade de obtenção; é calculado fazendo-se o produto entre espessura de solo no caso desta pesquisa 0,6 m a disponibilidade de água 200mm/m que é em função do tipo de solo.
Varição no armazenamento de água no solo (ΔAS)	Dado pela diferença entre a água armazenada no solo, de um mês para o outro ($AS_n - AS_{n-1}$).
Evaporação real (ER)	Quando $(I - EP) > 0$ então $ER = EP$ Quando $(I - EP) < 0$ então $ER = [EP + (I - EP) - \Delta AS]$.
Percolação em mm (PER)	$PER = P - ES - AS - ER$
Vazão mensal em m^3/s dia (QM)	$QM = ((PER \times 37429) / 2,592.00) \times 3.60 \times 24$

Tabela 2. Parâmetros para estimativa do percolado pelo método Racional.

Parâmetros	Modo de obtenção
Precipitação (P)	Boletins Pluviométricos, Normais Climatológicas de Precipitação (1980 - 2015).
Evaporação potencial (EP)	Dado obtido através de planilha eletrônica.
Área de contribuição do aterro (A)	A=16260.75m ²
Número de segundos em um mês (t)	t=2592000s
Coefficiente de Escoamento superficial (C)	C=0,10 considerando aterro com cobertura de solo exposto, declividade entre 0 e 5.00% e textura de solo de um areno-argiloso.
Escoamento Superficial (ES) ES=PXC	Obtido multiplicando-se a precipitação pelo coeficiente de escoamento superficial.
Vazão em m ³ /dia (QM)	$QM = \{ [(P - ES - EP) \times A] / t \} \times 86.40$

Tabela 3. Parâmetros para estimativa do percolado pelo método Suíço.

Parâmetros	Modo de obtenção
Precipitação (P)	Boletins Pluviométricos, Normais Climatológicas de Precipitação (1980 - 2015).
Grau de Compactação (K)	De acordo com Scacabarossi e Périco (2014), o peso específico médio dos resíduos do Aterro de Boa Vista é de 2.90 kN/m ³ , sendo considerado aterro de fraca compactação. De acordo com Rocca (1981), para peso específico abaixo de 4.0 kN/m ³ , adota-se K = 0.25.
Área de contribuição do aterro (A)	A=460,000.00 m ²
Número de segundos em um mês (t)	t=2592000s
Vazão em m ³ /dia (QM)	$QM = [(P \times A \times K) / t] \times 86.40$

Resultados

Balanço hídrico climatológico

A Figura 6 apresenta o balanço hídrico obtido para os três métodos. Observa-se que o uso dos métodos de Thorntwaite (a) e Hargreaves & Samani (b) resultam em períodos de ocorrência de excedente hídrico semelhantes entre os meses de maio e primeira quinzena de agosto, bem como na aproximação de volumes deste excedente. O método Makkink (c) apresenta geração de excedente hídrico, e conseqüente produção de percolado distribuída em todos os meses do ano, com maiores excessos registrados nos meses de março a setembro.

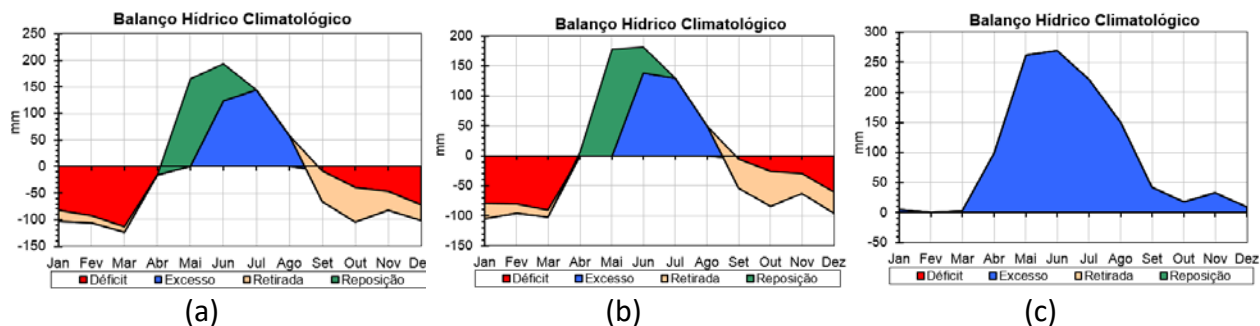


Figura 6. Balço Hídrico utilizando: (a) Thorntwaite, (b) Hargreaves & Samani, (c) Makkink.

A planilha BHídrico possibilitou correlacionar os dados de precipitação com os de evapotranspiração com os dados disponíveis para a região do aterro. Com os dados obtidos, resumidos na Figura 7, tem-se que o método de evapotranspiração de Makkink foi o que apresentou os menores valores de evapotranspiração potencial, assim este pode ser o que vai apresentar maiores níveis de percolado nas análises.

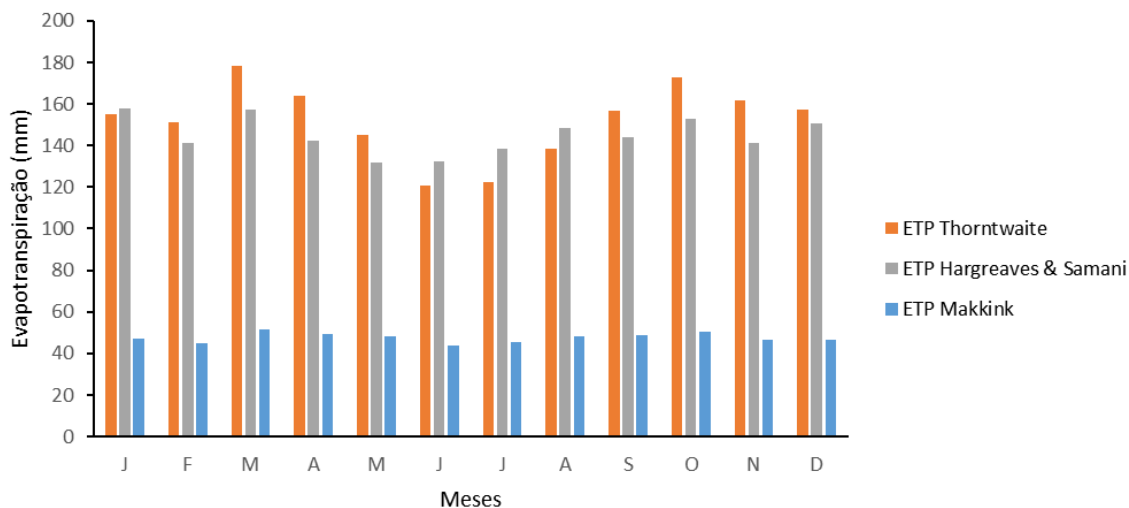


Figura 7. Gráfico comparativo dos valores de evapotranspiração.

Produção de percolado pelo método Suíço

A Figura 8 apresenta a quantidade de percolado obtida pelo método Suíço.

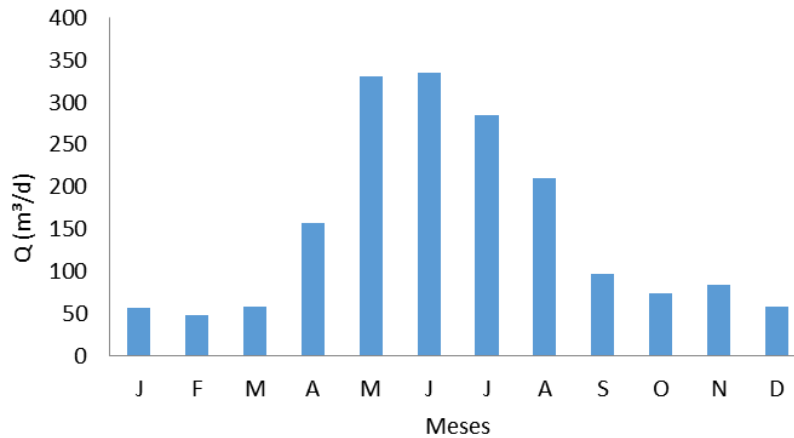


Figura 8. Produção de percolado pelo método Suíço ao longo de um ano.

Observa-se que ocorreu geração de percolado ao longo de todo ano, com valores maiores nos meses de excedente hídrico, que corresponde ao período de maio a agosto. Isso ocorre devido o método apenas correlacionar precipitação com a área de cobertura do aterro e o grau de compactação dos resíduos, não levando em consideração os valores de evapotranspiração, que é maior que precipitação nos outros meses.

Produção de percolado pelo Método Racional

A Figura 9 apresenta a vazão de percolado estimada, com dados de evapotranspiração estimados por Thorntwaite, Hargreaves & Samani e Makkink.

Observa-se para os dois primeiros métodos, que houve produção de percolado apenas nos meses de junho, julho e agosto. O método de Makkink apresentou um período de produção de percolado superior, que abrange os meses de abril a setembro, com pico no mês de junho, com 615.20 m³/d, o mesmo mês em que se apresenta pico nos métodos anteriores.

Na Figura 10 são apresentados os gráficos percolado/precipitação versus tempo. Observa-se que no mês de março a relação alcançou maior valor, indicando, para o método de Makkink 46.00% da precipitação gerou percolado. O mesmo foi observado para os outros métodos, com 21.50% e 17.90%, para Thorntwaite e Hargreaves & Samani, respectivamente.

Considerando o período de produção de percolado, para Makkink o mês de novembro tem a menor geração de percolado em função da precipitação com apenas 1.40%. Para Thorntwaite; Hargreaves & Samani, a menor geração de percolado ocorreu em julho, com 14.10% e 8.20%, respectivamente.

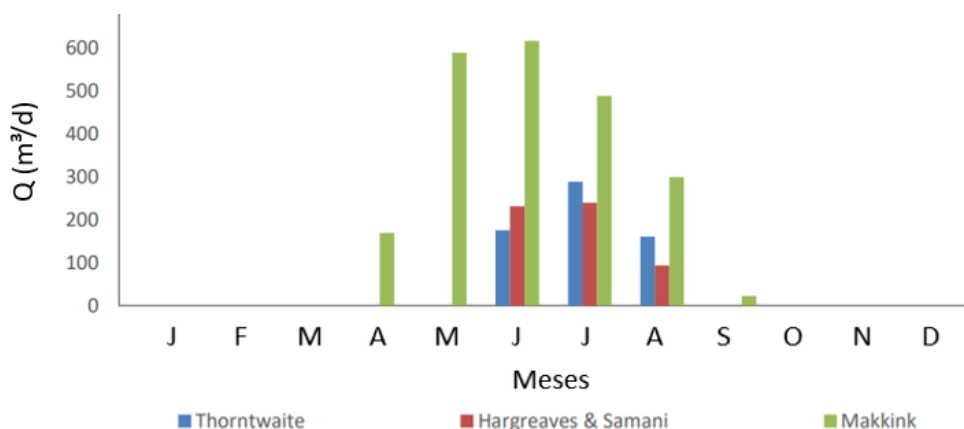


Figura 9. Produção de percolado pelo Método Racional (ET → Thorntwaite; Hargreaves & Samani; Makkink).

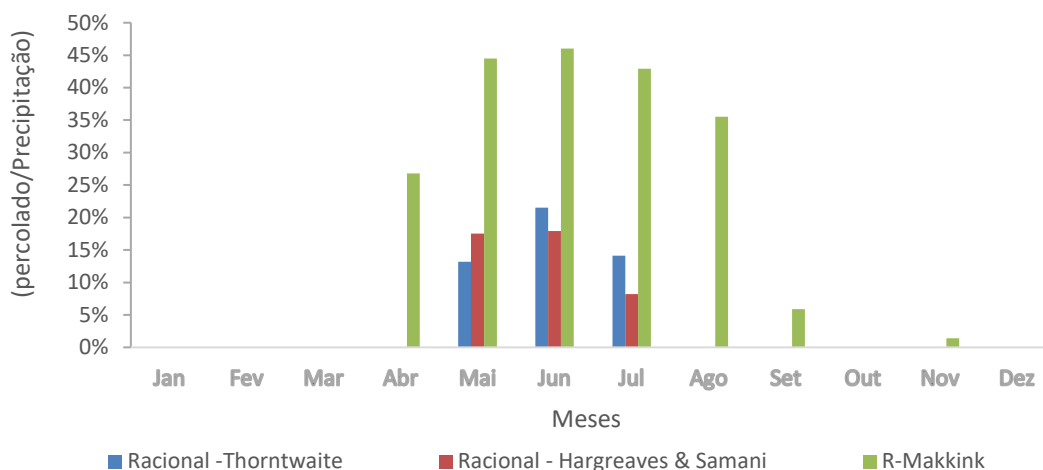


Figura 10. Percolado/Precipitação através do método racional (ET → Thorntwaite; Hargreaves & Samani; Makkink).

Produção de percolado pelo método do balanço hídrico

A Figura 11 apresenta os valores de percolado obtidos, com a evapotranspiração estimada pelos métodos de Thorntwaite, Hargreaves & Samani, e Makkink. Observa-se que a produção de percolado se dá apenas durante os meses onde ocorre excedente hídrico, ou seja, quando a precipitação supera os valores de evapotranspiração. Para os dois primeiros métodos, os meses de excedente hídrico correspondem ao período de maio a agosto, para o último, este ocorre de abril a novembro. Nota-se também que o método de Makkink apresentou maior produção de percolado do que os outros dois métodos. O pico da produção de percolado ocorre no mês de maior precipitação, ou seja, no mês de junho, com valor de 276.50 m³/d.

Na Figura 12, o gráfico percolado/precipitação versus tempo, indica que no mês de junho esta relação alcançou maior patamar: 20.10% para o método de Makkink, 12.90% para o método de Thorntwaite, e 11.90% para o método de Hargreaves & Samani. Já o mês de agosto tem-se a menor produção de percolado em função da precipitação com 3.30% e 1.80% para Thorntwaite e Hargreaves & Samani, respectivamente. Para Makkink a menor produção de percolado ocorre no mês de outubro com 2.10%.

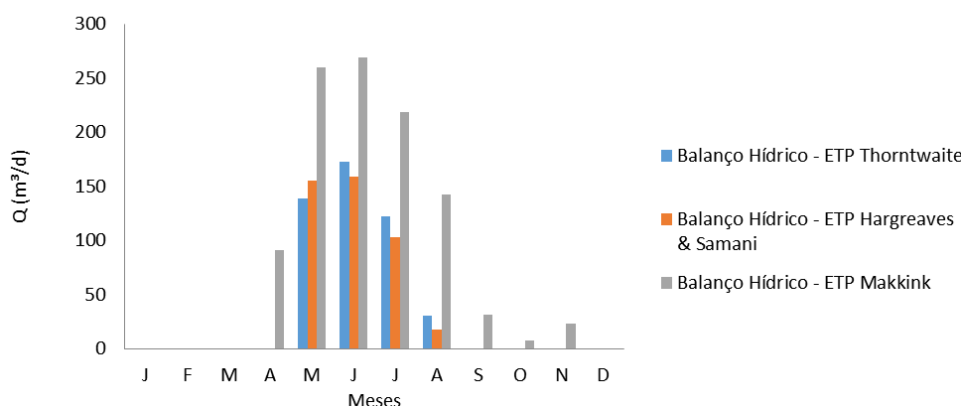


Figura 11. Produção de percolado pelo método do Balanço Hídrico (ET → Thorntwaite; Hargreaves & Samani; Makkink).

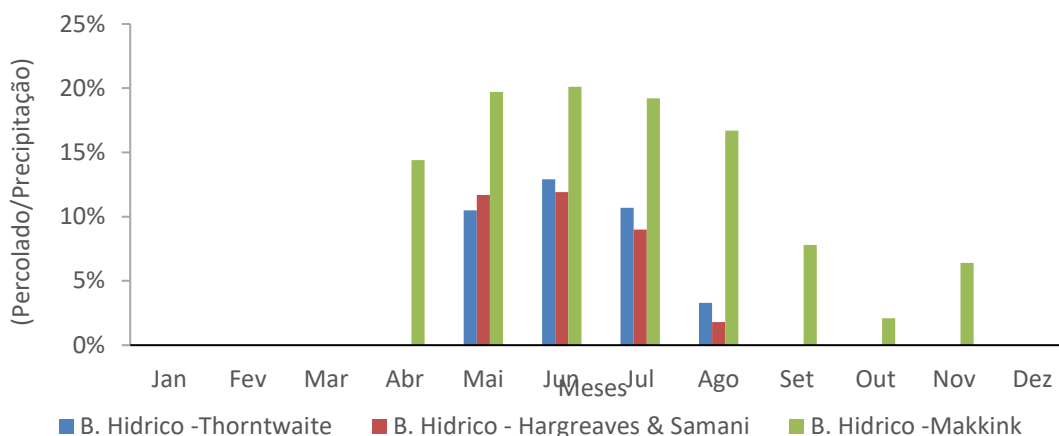


Figura 12. Percolado/Precipitação através do método do Balanço Hídrico (ET → Thorntwaite; Hargreaves & Samani; Makkink).

Comparação entre os métodos Balanço Hídrico, Racional e Suíço

A Figura 13 mostra o gráfico vazão de percolado versus tempo, onde se comparam todos os métodos estudados na geração do percolado. Observa-se que as vazões dos percolados estimados pelos Métodos do Balanço Hídrico e Racional, tornam-se nulos nos meses de déficit hídrico, enquanto no método Suíço a geração de percolado é distribuída durante todo o ano, mesmo que nos meses de déficit os valores de vazão sejam inferiores.

De todas as combinações apresentadas, nota-se um pico de produção no Método Racional utilizando o Método de Makkink, isso se explica pelo fato deste método ter apresentado valores consideravelmente inferiores de evapotranspiração. Junho foi o mês que houve o maior valor de produção, com valor de 615.20 m³/d, representando 46.00% do volume precipitado.

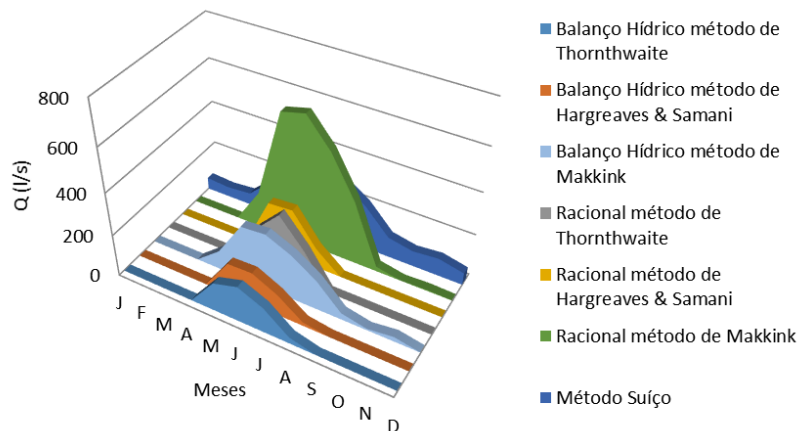


Figura 13. Gráfico comparativo entre os métodos Balanço Hídrico, Racional e Suíço.

Conclusões

Este trabalho utilizou-se dos métodos empíricos Balanço Hídrico, Suíço e Racional para a estimativa da produção de percolado do aterro de disposição de resíduos sólidos de Boa Vista-Roraima, considerando uma série histórica de 35 anos (1980 - 2015). Com base nos resultados obtidos, concluiu-se que:

Os métodos de Balanço Hídrico e Racional só geraram percolado nos meses de excedente hídrico, ou seja, quando a precipitação excede os valores de evapotranspiração. Os meses em que houve produção significativa de percolado foram os pertencentes ao período de maio a agosto, alcançando valor máximo de 615.20 m³/d, no mês de junho, o que representa 46.00% do volume precipitado na área do aterro.

No método suíço, conforme constatado por outros autores, a produção de percolado foi observada ao longo de todo o ano. Pois este método não considera em seus parâmetros de cálculo parcelas como evapotranspiração e escoamento superficial, correlacionando apenas precipitação, área de cobertura de aterro sanitário e coeficiente de escoamento superficial.

Além disso, a produção de percolado observada nos meses de déficit hídrico pode ser explicada, pela decomposição da matéria orgânica, pela umidade expulsa no solo ou resíduo, e pela redução da capacidade de campo da massa de resíduos e do solo em função dos constantes processos de compactação sofridas pelas massas, conforme relatado por Lins (2003).

Referências

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1992) *NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos*. Rio de Janeiro.
- ANA, Agência Nacional de Águas (2017) Portal Hidroweb. Acesso em 12 de janeiro de 2017, disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/apresentacao>
- Assis Brasil, L., Pires, B. H. V., Hayd, L. N. (2019) A realidade do aterro sanitário de Boa Vista Roraima: Relato de Experiência. *Mens Agitat*, **14**, 15-19.
- D'angiolella, G. L. B., Vasconcellos, V. L. D. (2004) Planilha eletrônica para cálculo do balanço hídrico climatológico normal utilizando diferentes métodos de estimativa da evapotranspiração potencial. *Revista Bahia Agrícola*, **6**(3), 14-16.
- Falcão, M. T., Buás, A. I. C., Pinheiro, M. N. M., Oliveira, S. K. S. (2012) Impactos ambientais no Igarapé Wai Grande em Boa Vista – Roraima decorrentes da influência do aterro sanitário. *Revista Geonorte*, **3**(4), 199-207.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2016) *Censo Demográfico*. Acesso em 12 de janeiro de 2017, disponível em: ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2016
- Lins, E. A. M., Jucá, J. A. T. (2003) A utilização de métodos empíricos para a estimativa do percolado gerado no aterro da Muribeca. In: *XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Joinville.
- Lins, E. A. M. A. (2003) *Utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no Aterro da Muribeca*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pernambuco, 125 pp.
- Orth, M. H. A. (1981) Aterros Sanitários. *Revista de Limpeza Pública*, **8**(20), 26-34.
- Ribeiro, L. C., Nobrega, S. L., Faria, M. M. (2019) Precipitação estimada pelo satélite TRMM na região do Estado de Roraima, *XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Santos, Brasil.
- Rocca, A. C. C. (1981) Drenagem subsuperficial em aterros sanitários. *Revista de Limpeza Pública*. São Paulo, **8**(19), 16-27.
- Scabarossi, H., Périco, E. (2014) Perspectiva e Desafios da coleta seletiva na Cidade de Boa Vista – RR, no contexto da Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei Federal no 12.305/2010. *Revista Geografia*, **23**(2), 49-69.
- Silva, A. F., Cruz, T. N. S., Nobrega, S. L., Filho, P. A. S., Antunes, A. F. N. R. (2015) Study of landfill leachate production through empirical methodologies: A case study of the Lajes site in northeastern Brazil. *Revista EJGE*, **20**(26), 1-19.
- Souza, L. S. B., Andrade, G. G. (2018) Resistividade no entorno do aterro sanitário municipal de Boa Vista, Roraima, Brasil: implicações ambientais. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, **13**(3), 435-452.
- Tucci, C.E.M. (2004) *Hidrologia: ciência e aplicação*, 3a.ed., Porto Alegre: ABRH, 943 pp.



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

VOLUME DE CISTERNAS RURAIS: UMA CONTRIBUIÇÃO PARA ABASTECIMENTO REGULAR DE ÁGUA

* Luan Moreira Fernandes de Almeida ¹
Juliana Farias Araújo ²
Silvio Roberto Magalhães Orrico ¹
Eduardo Cohim ¹

RURAL CISTERN VOLUME: A CONTRIBUTION TO REGULAR WATER SUPPLY

Recibido el 28 de noviembre de 2019; Aceptado el 14 de septiembre de 2020

Abstract

The Training, Social Mobilization e Coexistence with the Semi-Arid Program: One Million Rural Cisterns - P1MC installed a training process with rural communities in the Brazilian semiarid that will directly involve one million families. This program has brought advances in improving the quality of life of the population with easy access to water, however, despite the excellent results achieved, the strategy of installing a 16,000 liter cistern regardless of the variables present in the system has become less suitable. The present study aimed to evaluate the standardization of these cisterns in the State of Bahia, based on a daily water balance model, to meet the demand of 20 L / (p.d) at 95% reliability e under different pluviometric zones. Data from the Articulation in the Semi-Arid Region (ASA) e the National Water Agency (ANA) were used e it was found that 60% of homes would not have these conditions met, either due to insufficient catchment area, or due to the need for larger volumes of cisterns. The other 40% could be served with volumes from smaller cisterns, concluding that a variation in the volumes of the reservoirs increased in the catchment areas of the systems would represent both an increase in the efficiency of the program e the application of its financial resources.

Keywords: rainwater harvesting, rural Sanitation; water supply.

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Engenharia Ambiental, Universidade Estadual de Feira de Santana, Brasil.

² Graduação em Engenharia Civil, Universidade Estadual de Feira de Santana, Brasil.

* *Autor correspondente:* Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental Universidade Estadual de Feira de Santana, Avenida Transnordestina, s/n - Novo Horizonte, Feira de Santana – Bahia. CEP 44036-900. Brasil.

Email: Fernandes.uefs@gmail.com

Resumo

O Programa de Capacitação, Mobilização Social e Convivência com o Semiárido: Um Milhão de Cisternas Rurais - P1MC instalou junto às comunidades rurais do semiárido brasileiro um processo de capacitação que envolverá diretamente um milhão de famílias. Este programa trouxe avanços na melhoria da qualidade de vida da população com a facilidade de acesso à água, porém, apesar dos excelentes resultados alcançados, a estratégia de instalar uma cisterna de 16 mil litros independentemente das variáveis presentes no sistema não se mostrou adequada e suficiente. O presente estudo teve como objetivo avaliar a padronização dessas cisternas no Estado da Bahia, a partir de um modelo diário de balanço hídrico, para suprir a demanda de 20 L/(p.d) a uma confiabilidade de 95% e sob diferentes zonas pluviométricas. Foram utilizados dados da Articulação no Semiárido (ASA) e da Agência Nacional de Águas (ANA) e verificou-se que 60% das residências não teriam essas condições atendidas, ou por insuficiência de área de captação, ou por necessidade de volumes maiores de cisternas. Os outros 40% poderiam ser atendidos com volumes de cisternas menores, concluindo que uma variação nos volumes dos reservatórios e acréscimos nas áreas de captação dos sistemas representaria tanto um aumento na eficiência do programa quanto na aplicação de seus recursos financeiros.

Palavras chave: captação de água de chuva, saneamento rural, abastecimento de água.

Introdução

A região semiárida brasileira atinge 13% do território nacional e conta com 26.62 milhões de pessoas (IBGE, 2010) compreendendo parte da região Nordeste e o Norte de Minas Gerais e é a região que possui menor disponibilidade de recursos hídricos no Brasil. No período de 2003 a 2016, residiam nessa região 84% de todos os habitantes afetados por secas duradouras ou estiagem passageiras. (ANA, 2018), o que também contribui para ser a região com maior índice de desigualdade social do país (IBGE, 2010).

As mudanças climáticas, a redução das chuvas e a falta de gestão da água têm aumentado o número de municípios incluídos na região semiárida. Em 2004, quando criado os critérios atuais de delimitação, contava-se 1,135 cidades. Atualmente já são 1,262 municípios (SUDENE, 2018), sendo que mais da metade localizado no Estado da Bahia, o qual corresponde a 64% do território estadual e 51.7% de todo território do semiárido (Medeiros *et al.*, 2014).

Para diminuir essas desigualdades e o modelo de intervenção estatal no semiárido que era marcado por características de combate à seca, surgiu na década de 80 o modelo de convivência com o semiárido, que pressupunha um paradigma baseado na cultura de estoques, que consiste em estocar bens no tempo de chuva para viver adequadamente na seca, sendo a água o principal bem a ser estocado (Silva, 2007).

As diversas organizações que trabalham pela convivência com o semiárido se uniram e formaram a Articulação no Semiárido (ASA). Em 2001 a ASA criou o Programa Um Milhão de Cisterna – P1MC para garantir um abastecimento regular com água de qualidade para cinco milhões de pessoas em áreas rurais do semiárido brasileiro, tendo já construído mais de 600,000 cisternas, beneficiando mais de 2.4 milhões de pessoas (ASABRASIL, 2019).

Conforme relata Assis (2012) o sucesso da trajetória do P1MC transformou o programa de distribuição de cisternas em uma política de governo que foi precursora de programas como Água para Todos. Desde então foram construídas 1.2 milhão de cisternas entre 2003 e 2016, o que inclui as executadas pela ASA no âmbito do P1MC e as de outras ações do governo federal (BRASIL, 2016).

A utilização de cisternas como fonte de abastecimento de água para fins higiênicos e bebida em comunidades isoladas mostrou-se um sucesso tanto em países desenvolvidos, quanto em desenvolvimento (Domènech *et al.* 2012; Rahman *et al.*, 2014; Elliott *et al.*, 2017). O motivo decorre do fato da captação da água de chuva ser uma solução simples, com baixo consumo de energia e com capacidade de atender uma demanda mínima de água com qualidade superior a outras fontes não tratadas (Luna *et al.*, 2011; Mahmood e Hossain, 2017).

Com o sucesso dos programas de cisternas na melhoria da qualidade de vida de populações isoladas que passaram a ter facilidade de acesso a água, os trabalhos têm buscado avaliar a eficiência desses sistemas em fornecer uma quantidade fixa de água (Imteaz *et al.* 2012; Imteaz *et al.* 2013; Hanson e Vogel, 2014). Para Taffere *et al.* (2016), a falta de confiabilidade do programa de cisternas rurais na África subsaariana é resultado da falta de consideração de todas as variáveis envolvidas no projeto, como as características climáticas, tamanho da família, a demanda de água, área de captação e o tamanho do reservatório.

Portanto, o cálculo do volume da cisterna torna-se um dos itens determinantes para a eficiência do projeto de captação de água de chuva e, segundo Quigley *et al.* (2016), o dimensionado de acordo com o padrão das chuvas locais, demandas de abastecimento e áreas de captação é possível garantir uma eficiência superior a 95%.

Trabalhos que simulam resultados sobre a eficiência dos sistemas de captação de água de chuva, no âmbito do P1MC, sugerem maior volume das cisternas para garantia de um abastecimento regular de água na região Norte de Minas Gerais, (Schvartzman e Palmier, 2007; Doss-Gollin *et al.* 2016). Segundo os critérios atuais do P1MC, Dantas *et al.* (2008) verificou probabilidades na falta de água superior a 57% em 10 a 40% dos dias do ano de 2008 resultantes da falta de adequação às variáveis.

A falta de consideração de todas as variáveis envolvidas no dimensionamento dos sistemas de captação de água de chuva, no município de Araci-BA, impossibilitou, o atendimento da demanda de água em 20 L/(p.d) com a garantia de 90% dos dias do ano nas residências que possuíam mais de 5 moradores, mesmo que possuíssem áreas de captação com 120 m² (Cohim e Orrico, 2015). Partindo da premissa de que o aumento no volume das cisternas aumenta a capacidade dos sistemas em armazenar água Doss-Gollin *et al.* (2016) também apresentaram um modelo para avaliar a eficiência das cisternas no âmbito do P1MC e sugeriram cisternas com volumes de 8,000, 16,000, 30,000 e 50,000 litros para melhor adaptação à variação interanual das chuvas.

A insuficiência no provimento de uma quantidade mínima de água necessária é um dos principais desafios para os programas de cisternas, pois torna comum a prática de uso de água derivadas outras fontes de abastecimento com qualidade duvidosa (Bonifácio, 2011), que comprometem as barreiras sanitárias dos programas e aumentam o risco de contaminação dos usuários.

Além do comprometimento da saúde, a falta de água em casa faz com que as pessoas gastem 16% do tempo útil do dia para procurar água (Orrico, 2003), tempo dispensado a outras atividades consideradas importantes no cotidiano, como o cuidado com os filhos, o aprendizado e o lazer, sendo, a maior parte das vezes, um trabalho realizado por mulheres e crianças (Graham *et al.* 2016).

Com a hipótese de que um projeto mais adequado dos sistemas de captação de água da chuva, que considere as respectivas demandas, capacidade de reservação e precipitação local das chuvas, resultará em aumento da eficiência dos sistemas, no fornecimento de uma quantidade mínima necessária de água para sobrevivência em todas as situações e conseqüentemente em uma melhor utilização dos recursos financeiros envolvidos. O presente trabalho tem por objetivo avaliar a eficiência dos sistemas de abastecimento por águas pluviais do P1MC, bem como propor uma alteração na sua padronização a partir da variação dos volumes das cisternas e acréscimos nas áreas de captação.

Metodologia

Para verificar a confiabilidade nos sistemas utilizou o método de balanço hídrico diário que simula a operação do reservatório em um determinado período de tempo, como proposto por Fewkes (1999). Nesse modelo, denominado de comportamental genérico – CG, um algoritmo descreve a regra de produção antes do enchimento do reservatório para $\theta=1$, enquanto a regra de produção depois do enchimento do reservatório é descrita para $\theta=0$, conforme a Equação 1 e a Equação 2:

$$Y_t = \min \left\{ \begin{array}{l} D_t \\ V_{t-1} + \theta Q_t \end{array} \right. \quad \text{Ecuación (1)}$$

$$V_t = \min \left\{ \begin{array}{l} (V_{t-1} + Q_t - \theta Y_t) - (1 - \theta) Y_t \\ S - (1 - \theta) Y_t \end{array} \right. \quad \text{Ecuación (2)}$$

Onde:

Y: produção de chuva no sistema, responsável pelo suprimento de demanda (m³);

D: demanda (m³); V: volume de chuva no tanque de armazenamento (m³);

Q: volume total de chuva coletada pelo sistema (m³);

S: volume do tanque de armazenamento (m³).

As diferentes combinações de área de telhado e volumes de cisternas podem ser expressas na forma de relações adimensionais, normalizadas pelo potencial máximo teórico (Ecuación 3), a partir de dois parâmetros: a Fração da Demanda (F_D), expressa na Ecuación 4, e a Fração de Reservação (F_R), expressa na Ecuación 5 (Araujo e Cohim, 2017).

$$V_{max} = A \cdot P \cdot C \quad \text{Ecuación (3)}$$

Onde:

A: Área de telhado (m²);

P: Precipitação anual (mm);

C: Coeficiente de escoamento (adimensional).

$$F_D = \frac{D}{A \times P} \quad \text{Ecuación (4)}$$

$$F_R = \frac{V}{A \times P} \quad \text{Ecuación (5)}$$

Onde:

D: Demanda Anual (m³);

V: Volume das cisternas (m³).

Para determinar o volume do reservatório elaborou-se uma rotina na plataforma Matlab, em que a Fração de Demanda (F_D) pode ser atendida com uma dada confiabilidade. Os valores de F_D variaram de 0 até o ponto em que assume o seu valor máximo teórico (Ponto X), valor esse em que a derivada se aproxima do infinito ($\frac{dDF_R}{dDF_D} \rightarrow \infty$), a partir do Ponto X o aumento no fator de demanda não aumenta a confiabilidade do sistema, mesmo com o aumento no volume de das cisternas (Araujo e Cohim, 2017).

Por fim, definiu-se uma curva exponencial (Figura 1) que descreve o comportamento aproximado da Fração de Reservação em relação à Fração de Demanda para cada um dos postos pluviométricos.

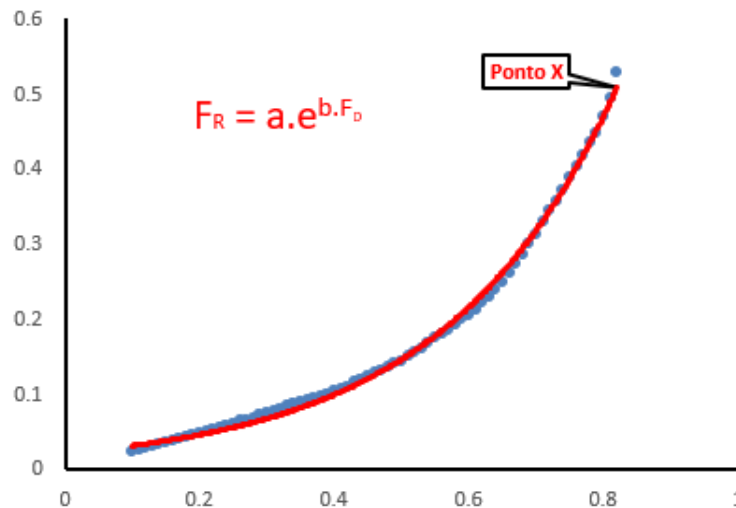


Figura 1. Curva que descreve o comportamento exponencial da curva $F_R \times F_D$ para o posto de Euclides da Cunha (Bahia).

Os dois coeficientes da curva, a e b (Equação 6) foram calculados a partir do estudo de regressão dos pontos encontrados por meio do balanço hídrico, em que os valores de F_D variaram de 0 até o Ponto X, ou seja, ponto em que a confiabilidade se torna independente do aumento no volume do tanque.

$$F_R = a \times e^{b \times F_D} \quad \text{Equação (6)}$$

Verificou-se casos em que a demanda por abastecimento de água seria maior que o possível volume captado, o que impossibilitaria o enchimento do reservatório, sendo mais oportuna uma ampliação inicial na área de captação ao invés do aumento do volume. Para calcular a área necessária de ampliação (Ad) que for necessária, foi utilizada a Equação 7.

$$Ad = \left(\frac{D}{p \times F_{dr}} - A \right) \quad \text{Equação (7)}$$

Onde:

Ad : Área de captação adicional.

As informações sobre o número de habitantes e áreas de abrangências de implantação do programa foram obtidas no banco de dados da ASA, com um total de 23,983 cisternas cadastradas. Foram utilizados dados de precipitação de 180 postos distribuídos espacialmente no Estado da Bahia, das quais 92 estações possuem série histórica de 1998-2012 e 88 postos

possuem série de 1980-2012, obtidos no site da Hidroweb da Agência Nacional de Águas (ANA) com preenchimento de falhas realizadas pelo método de médias regionais desenvolvido por Paulhus e Kohler (1952) baseado nos registros pluviométricos das três estações mais próximas e espaçadas do registro falhado, calculado por Simões; Cohim e Araújo (2017).

Os agrupamentos dos postos pluviométricos foram definidos segundo divisão de Simões; Cohim e Araújo (2017), que observaram na divisão do IBGE (1990), para o Estado da Bahia, uma ampla heterogeneidade no Grau de Concentração de Precipitação (GCP), no Período de Concentração de Precipitação (PCP) e na precipitação anual em uma mesma mesorregião, propondo uma atualização nas zonas pluviométricas já existente e dividindo o Estado em 10 diferentes mesorregiões (Figura 2).

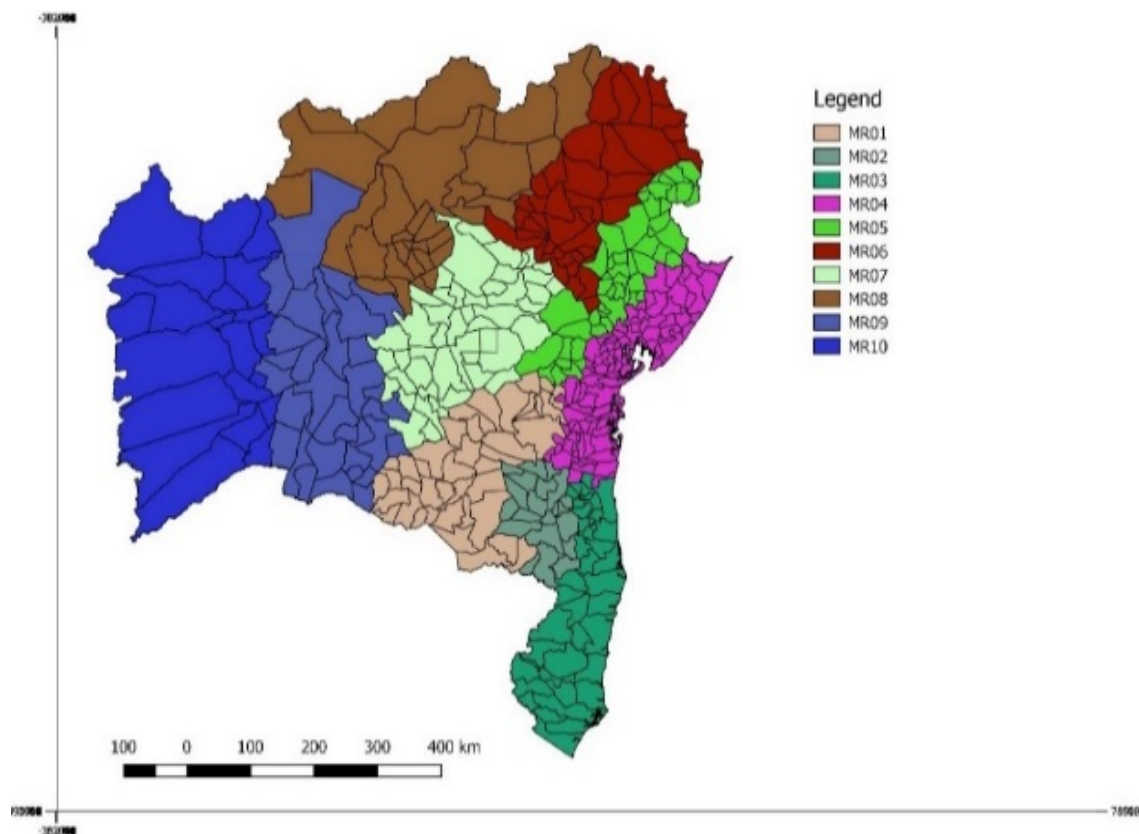


Figura 2. Divisão de grupos pluviométricos no estado da Bahia (Simões et al. 2017).

As mesorregiões 02, 03 e 10, não tiveram domicílios atendidos pelo P1MC por não fazerem parte da área de atuação do programa. Calculou-se a média em cada uma das mesorregiões e a uma confiabilidade de 95% para que os sistemas atendem à demanda plenamente, que necessitam do aumento na área de captação e que necessitam de reservatórios maiores que 16,000 litros. Para calcular o preço de execução das cisternas foi utilizada a Equação 8, que representa uma curva para o custo de cisternas de placas elaborada por Veloso e Cohim (2018) por meio de uma composição dos custos de materiais e serviços com valores das bases de dados do Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SNAPI) e o Orçamento de Obras de Sergipe (ORSE).

$$y = 1266.2 \times V^{0,4839}$$

Equação (8)

Onde:

 y = o custo das cisternas em R\$ (reais); V é o volume em m³.

Existem vários estudos e recomendações sobre a quantidade mínima de água para atender as necessidades básicas humanas (Gleick, 1996; Well, 1998; WHO/UNICEF, 2000) e, apesar do P1MC adotar o critério de um consumo de água próximo de 15 L.p⁻¹.d⁻¹, utilizou-se, para esse trabalho, o valor de 20 L/(p.d) recomendado pela Organização Mundial de Saúde (OMS) (Reed e Reed, 2013) para atender a todas as necessidades básicas em situações emergenciais.

Resultados e discussões

A Figura 3 apresenta a quantidade de sistemas de captação por mesorregião implementados pelo P1MC que, atingem a demanda de água solicitada. Apresenta também a proporção de sistema que não atendem à demanda solicitada devido à necessidade de aumento na área de captação, ou à necessidade de aumento no volume das cisternas.

Observa-se que, em média, 40% dos sistemas poderiam ter suas demandas de água atendidas com reservatórios menores que 16,000 litros e que 49% dos sistemas precisariam de um aumento na área de captação. Percebe-se nesses casos que a demanda por abastecimento de água é maior que o possível volume captado, impossibilitando o enchimento completo do reservatório e evidenciando a necessidade de aumentar a área de captação. Isto se deve ao fato de que a incorporação de um volume maior de armazenamento não melhoraria a confiabilidade do sistema, pois, já não seria possível coletar uma quantidade de água referente ao consumo, o que resulta em uma capacidade ociosa no volume das cisternas. Apenas 11% das cisternas necessitariam de reservatórios maiores que 16,000 litros.

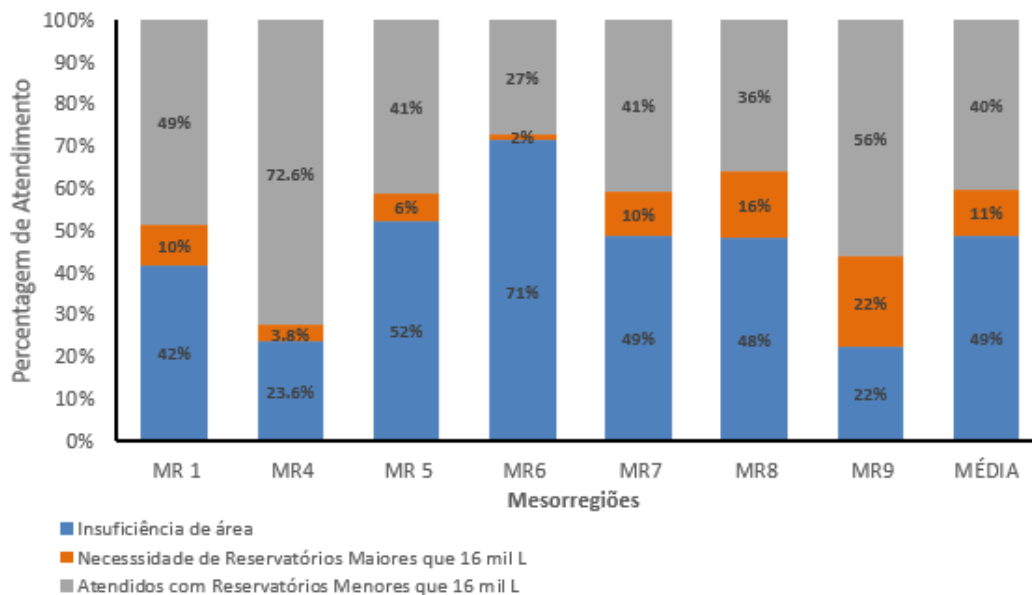


Figura 3. Resumo característico da porcentagem de atendimento das demandas básicas de água para o Estado da Bahia no âmbito do P1MC.

A dificuldade no provimento de 20 L/(p.d) de água, presente em 60% das casas estudadas (Figura 3), é recorrente em projetos que não analisam todas as variáveis envolvidas nos sistemas podendo comprometer a eficácia do programa, pois, uma quantidade insuficiente de água gera hábitos higiênicos inadequados além de propiciar procura por fontes alternativas de abastecimentos que podem constituir potenciais riscos à saúde. A Tabela 1 informa por mesorregião, em números absolutos, a situação dos sistemas em cada residência.

Conforme apresentado na Tabela 1, a Mesorregião 6 possui a maior quantidade relativa de municípios, 71% residências (3.282), nas quais, o aumento na área de captação seria necessário. Já a mesorregião 9 tem proporcionalmente o maior número de domicílios que necessitariam reservatórios maiores que 16.000 litros, com um total de 778 dos domicílios, representando 22% das residências.

Observa-se na Figura 1 que o valor de FR aumenta até o ponto em que FD assume seu valor máximo teórico (Ponto X). Após este valor, o sistema de captação não pode mais atender plenamente a demanda de água a uma confiabilidade de 95%.

Tabela 1. Quantidades Absolutas de Residências por Municípios.

Municípios	MR	Domicílios Cadastrados	Atendidos com Volumes ≤ 16,000 L	Necessitam de Volumes > 16,000 L	Necessitam de acréscimo na área de captação
Brumado	01	1,775	873	154	748
Condeúba	01	90	52	6	33
Vitória da Conquista	01	168	72	31	65
Cândido Sales	01	30	20	4	6
Anagé	01	150	59	20	72
Total	01	2,213	1074	215	924
Inhambupe	04	199	144	8	47
Araci	05	1,540	406	135	999
Paripiranga	05	1,659	747	39	873
Antas	05	21	7	0	14
Heliópolis	05	100	43	28	29
R, Pombal	05	220	106	27	87
Sátiro Dias	05	280	163	41	76
Itapicuru	05	529	271	14	244
Serrinha	05	210	137	7	66
Ipirá	05	30	11	6	13
Total	05	4,589	1,891	297	2,401
Conceição do Coité	06	1,754	656	0	1,098
Paulo Afonso	06	400	151	17	232
Santa Luz	06	1,350	206	11	1,133
E, da Cunha	06	191	93	16	82
Queimadas	06	120	16	7	97
Jeremoabo	06	317	89	5	223
Monte Santo	06	110	14	17	80
Coronel João de Sá	06	180	6	2	172
Pedro Alexere	06	180	11	4	165
Total	06	4,602	78	1,242	3,282
Souto Soares	07	997	302	34	662
Mairi	07	244	90	23	131
Morro do Chapéu	07	75	18	0	57
Earaí	07	30	20	3	7
L, Nossa Senhora	07	120	51	28	41
Mundo Novo	07	217	157	17	43
Baixa Gree	07	681	248	166	267
Ruy Barbosa	07	488	277	15	196
Itaberaba	07	243	104	35	104
Utinga	07	28	10	2	16
Total	07	3,123	1,277	322	1,524

Municípios	MR	Domicílios Cadastrados	Atendidos com Volumes ≤ 16,000 L	Necessitam de Volumes > 16,000 L	Necessitam de acréscimo na área de captação
Uibaí	08	152	44	30	78
Gentio do Ouro	08	948	438	188	322
Canarana	08	1,507	582	146	779
Irecê	08	48	16	10	22
Ibititá	08	328	62	42	224
Rodelas	08	9	2	0	7
Xique-Xique	08	150	35	9	106
Sento Sé	08	400	113	48	239
Juazeiro	08	90	23	4	63
Casa Nova	08	360	113	75	172
Barra do Mendes	08	1,669	612	330	727
Total	08	5,661	2,041	881	2,739
Morpará	09	211	136	34	41
Santana	09	447	282	94	71
Brotas de Macaúbas	09	430	277	69	84
Bom Jesus da Lapa	09	30	16	10	4
Serra do Ramalho	09	100	32	14	54
Riacho de Santana	09	190	102	44	44
Parapirim	09	90	40	40	10
Carinhanha	09	74	36	19	19
Palmas do Monte Alto	09	190	94	51	45
Caetité	09	60	38	13	9
Urei	09	600	329	177	94
Guanambi	09	1,174	638	213	323
Total	09	3,596	2,020	778	798
TOTAL	-	23,983	9,692	2,576	11,715

A Tabela 2 apresenta os resultados para os coeficientes a e b e também para o valor do F_D máximo teórico (Equação 6), para cada um dos postos pluviométricos analisados. Todas as curvas de balanço da Fração de Reservação (F_R) em função de Fração de Demanda (F_D) representadas pela Figura 1, referente aos municípios listados (Tabela 2), apresentaram boa adaptação ao modelo de regressão ajustado, pois, os valores para coeficiente de determinação R^2 estão acima de 0.95, com exceção da cidade de Ruy Barbosa, que possui R^2 igual a 0.861.

Para melhoria da eficiência dos sistemas do P1MC como também a abrangência do programa, pois, o P1MC adotou mínimo de 40 m² de área de telhado necessárias para construir a cisterna, resultando na exclusão de 6.2% de famílias que poderiam ser atendidas (TCU, 2006), é necessário acréscimo na área de captação, a variação da necessidade de aumento nas áreas de captação para atendimento a demanda de água é apresentada na Figura 4.

Tabela 2. Coeficientes a e b , coeficiente de determinação R^2 e mesorregião por Posto Pluviométrico.

Posto Pluviométrico	R^2	F_D máximo	a	b	Mesorregião
Brumado	0.975	0.64	0.041	4.09	01
Condeúba	0.980	0.72	0.041	3.70	01
Vitória da Conquista	0.954	0.81	0.014	4.80	01
Cândido Sales	0.966	0.81	0.018	4.51	01
Anagé	0.988	0.66	0.033	4.86	01
Inhambupe	0.988	0.76	0.007	5.28	04
Araci	0.992	0.74	0.010	5.66	05
Paripiranga	0.998	0.33	0.008	8.31	05
Antas	0.990	0.45	0.011	6.34	05
Heliópolis	0.987	0.76	0.013	4.60	05
Ribeira do Pombal	0.986	0.69	0.012	5.45	05
Sátiro Dias	0.990	0.81	0.020	3.90	05
Itapicuru	0.986	0.74	0.020	4.17	05
Serrinha	0.989	0.71	0.010	4.96	05
Ipirá	0.986	0.77	0.014	5.44	05
Conceição do Coité	0.989	0.75	0.013	5.54	06
Paulo Afonso	0.970	0.70	0.016	4.95	06
Santa Luz	0.988	0.64	0.021	4.65	06
Euclides da Cunha	0.992	0.82	0.020	3.90	06
Queimadas	0.987	0.80	0.011	5.14	06
Jeremoabo	0.969	0.73	0.018	4.07	06
Monte Santo	0.970	0.70	0.016	4.95	06
Coronel João de Sá	0.995	0.49	0.035	5.30	06
Pedro Alexere	0.987	0.61	0.027	5.31	06
Souto Soares	0.978	0.78	0.036	3.93	07
Mairi	0.994	0.69	0.010	6.37	07
Morro do Chapéu	0.987	0.73	0.008	5.75	07
Eraí	0.957	0.72	0.009	5.83	07
Livramento de Nossa Senhora	0.974	0.80	0.044	3.58	07
Mundo Novo	0.995	0.77	0.017	4.37	07
Baixa Gree	0.986	0.59	0.019	6.95	07
Ruy Barbosa	0.861	0.80	0.147	3.99	07
Itaberaba	0.995	0.69	0.019	6.02	07
Utinga	0.989	0.74	0.026	4.44	07
Uibaí	0.993	0.72	0.034	4.66	08
Gentio do Ouro	0.985	0.83	0.045	3.40	08
Canarana	0.987	0.75	0.039	4.12	08
Irecê	0.975	0.78	0.048	3.43	08
Ibititá	0.992	0.73	0.040	4.26	08
Rodelas	0.991	0.66	0.041	4.69	08
Xique-Xique	0.975	0.80	0.049	3.46	08
Sento Sé	0.983	0.81	0.049	3.52	08
Juazeiro	0.975	0.78	0.040	3.81	08
Casa Nova	0.985	0.79	0.045	3.69	08
Barra do Mendes	0.991	0.73	0.037	4.29	08

Posto Pluviométrico	R ²	F _D máximo	a	b	Mesorregião
Morpará	0.970	0.82	0.042	3.30	09
Santana	0.978	0.78	0.039	3.55	09
Brotas de Macaúbas	0.971	0.80	0.039	3.52	09
Bom Jesus da Lapa	0.964	0.70	0.045	3.42	09
Serra do Ramalho	0.975	0.76	0.046	3.36	09
Riacho de Santana	0.977	0.68	0.042	3.64	09
Parapirim	0.994	0.72	0.037	4.45	09
Carinhanha	0.967	0.81	0.044	3.25	09
Palmas do Monte Alto	0.965	0.77	0.051	3.11	09
Caetité	0.967	0.72	0.034	3.87	09
Urei	0.985	0.61	0.025	4.64	09
Guanambi	0.972	0.76	0.049	3.28	09

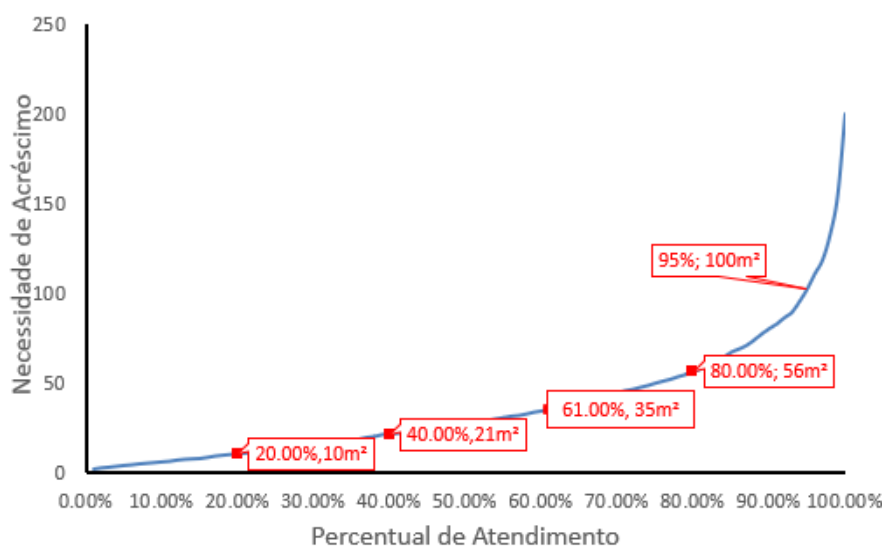


Figura 4. Variação da necessidade de acréscimo de área de captação.

A redução da capacidade ociosa no volume das cisternas e melhoraria da eficiência hídrica dos sistemas poderiam ser obtidas com o aumento na área de captação nas 11,715 (Tabela 1) das residências estudadas. A Figura 4 mostra que 2.343 das residências precisariam de um aumento de 10 m², 2,343 de 21 m², 2,460 de 35 m², 2,226 m² de 56 m² e 1,757 m² de 100 m².

Como a maior parte do custo e da eficiência relacionado aos sistemas de coleta de águas de chuva está no dimensionamento do volume do reservatório propõe-se melhor uso dos recursos financeiros do programa a partir do emprego de diferentes padrões de volumes de cisternas, nas quais, o uso de volumes menores compensaria o uso dos volumes maiores. A Figura 5 mostra uma sugestão de uma nova padronização nos volumes das cisternas.

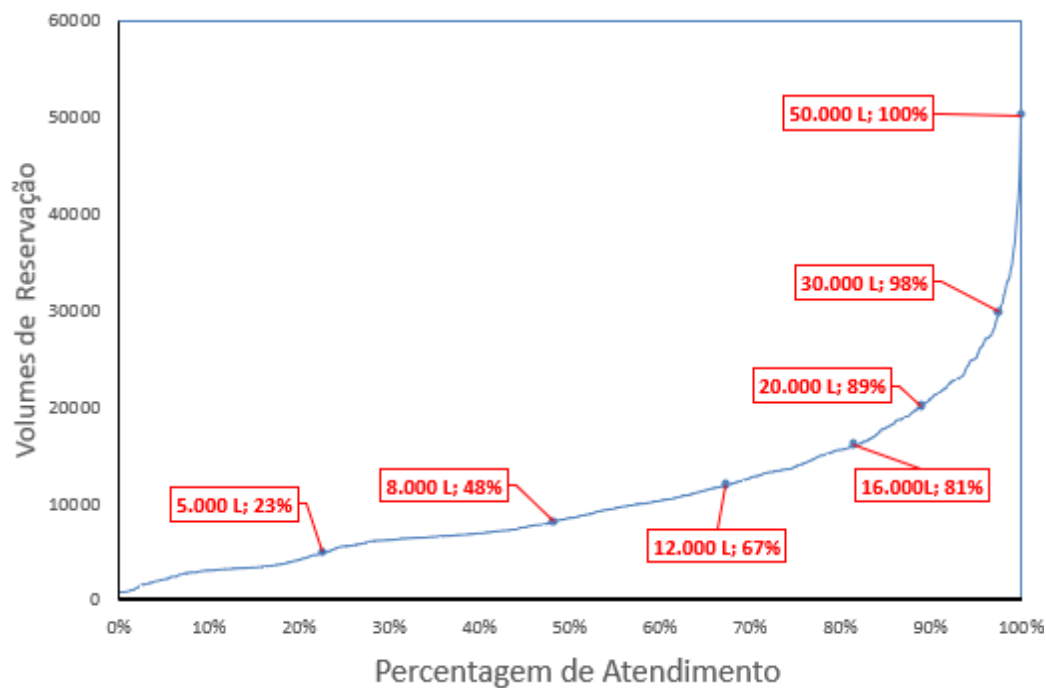


Figura 5. Frequência acumulada da porcentagem de atendimento por volumes das cisternas.

Assim no Estado da Bahia, de acordo com a Figura 5, cisternas de 5,000; 8,000; 12,000; 16,000; 20,000; 30,000 litros poderiam ser usados sem redução da confiabilidade dos sistemas. Esses volumes representam um atendimento de, respectivamente, 2,822; 3,067; 2,331; 1,718; 981; 1,104 das residências estudadas. Os outros 246 sistemas só teriam suas demandas atendidas com reservatórios de 50,000 litros

Compatível com o trabalho de Doss-Gollin *et al.* (2016), que apesar de admitirem a área de captação como uma variável importante para a garantia da confiabilidade dos sistemas do P1MC, sugerem apenas a variação de 8,000; 16,000; 30,000 e 50,000 nos volume das cisternas para melhor adaptação à sazonalidade das chuvas.

O custo de todas as cisternas construídas com 16,000 L foi de 59.427 milhões de reais. Com a alteração no volume das cisternas, o custo total (Equação 8) para atender a uma população semelhante seria de 51.2 milhões de reais, o que representaria uma economia de 8.3 milhões de reais, aproximadamente 14%, nos recursos financeiros do programa, ou alternativamente um acréscimo de 14% de beneficiados.

A mudança na padronização no volume das cisternas dos sistemas de captação de água de chuva, para um modelo com base na igualdade do atendimento da demanda, poderia reduzir as diferenças de oferta de água, no âmbito do P1MC para o Estado da Bahia, garantindo a todos uma quantidade mínima de água necessária para sobrevivência, reduzindo o risco da população à exposição de fontes não tratadas, e de diminuir os custos referentes à construção de novas cisternas.

A maior disponibilidade de água no domicílio reduz o tempo gasto pelas pessoas, em especial a mulher, no deslocamento diário para fontes de água, o que permite maior atenção aos filhos e realizar outras atividades produtivas a exemplo da própria agricultura, costura, confecção de artefatos, capacitação profissional, etc, ou simplesmente o descanso necessário.

São impactos sociais e econômicos que podem ocorrer nessa população, além da comodidade de se ter água com mais quantidade, próximo à sua residência. Esses impactos repercutem também na economia do município, na menor demanda aos serviços de saúde e na permanência da população na zona rural, reduzindo assim a pressão do crescimento urbano, o qual requer ao poder público, custo bem maiores de implantação, operação e manutenção das infraestruturas

Conclusões

Para um uso mais efetivo e mais eficiente da captação de água de chuva, e um aumento da segurança hídrica para o semiárido brasileiro, é necessário a consideração de todas as variáveis envolvidas no sistema em questão. O P1MC teve sucesso no cumprimento de seus objetivos, que previam o fornecimento de uma quantidade de água apenas para beber e não para a todas as necessidades domésticas. Mas dando seguimento à melhoria da qualidade de vida dos habitantes da zona rural do semiárido brasileiro, verifica-se que o aumento da oferta demandará o aumento da área de captação, e/ou o aumento do volume das cisternas em função da região do semiárido.

Nesse estudo constatou-se que volumes de cisternas, varia em 5,000; 8,000; 12,000; 16,000; 20,000; 30,000 e 50,000 litros, podem garantir o fornecimento de água a uma quantidade de 20 L (p.d) com uma confiança no provimento de água de 95% aos sistemas.

Nos sistemas com cisternas que possuem volumes ociosos, 2,343 destas, necessitariam de um incremento de 10 m² na área de captação; 2,343 de 21 m²; 2,460 de 35 m² e 2,226 m² de 56 m². Outros 1,757 domicílios precisariam de um aumento da área de captação de até 100 m².

Em uma projeção com base nos sistemas já implantados a construção de novos sistemas seguindo o critério de volumes variáveis resultaria em uma economia de 8.26 milhões de reais, além da maior disponibilidade da água. Além de uma melhor aplicação de seus recursos financeiros, possibilitaria também o fornecimento de água para agricultura familiar de subsistência.

A consideração de todas as variáveis presentes na análise dos sistemas de captação de água de chuva, no âmbito do P1MC pode representar um aumento no provimento de água para maioria dos domicílios estudados, além de reduzir a dependência de água de outras fontes, diminuindo os riscos de contaminação e portanto menor incidência de doenças gastrointestinais.

O aumento de disponibilidade de água no domicílio proporciona, principalmente à mulher e crianças, outras possibilidades de trabalho ou simplesmente o descanso necessário. São impactos que repercutem também na economia do município, pela redução de incidência de doenças de origem gastrointestinais, por um aumento na produção agrícola e na permanência das famílias na zona rural.

Sugestões e recomendações

Sugere-se que as unidades a serem construídas devam basear-se nas características climáticas e demográficas de cada mesorregião do semiárido brasileiro

O estudo aqui apresentado utilizou informações climáticas e demográficas do Estado da Bahia. Para aplicação em outras áreas do semiárido, é necessário se fazer também o estudo para definição das mesorregiões pluviométricas e utilizar os dados demográficos locais.

Recomenda-se se estudar os locais em que tem havido a necessidade de abastecer cisterna com água do caminhão pipa e a sua frequência de modo a se ter dados operacionais dos sistemas já instalados para melhor dimensionamento das futuras unidades.

Referências bibliográficas

- ANA, Agência Nacional de Águas (2018) *Conjuntura Dos Recursos Hídricos No Brasil 2017: Relatório Pleno*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 126 pp.
- Araujo, J. F., Cohim, E. (2017) A Influência Da Variação Sazonal Das Chuvas No Volume De Cisternas de Água No Estado da Bahia, *XXI Seminário de Iniciação Científica*. Feira de Santana, Brasil.

- ASABRASIL, Articulação no Semiárido (2019) *Programa 1 Milhão de Cisterna*. Acesso em: 2 de nov. 2019, disponível em: <https://www.asabrazil.org.br/acoes/p1mc>
- Assis, T. R de P. (2012) Sociedade civil e a Construção de Políticas Públicas na Negição Semiárida Brasileira: O Caso do Programa Um Milhão de Cisternas Rurais (P1MC), *Revista de Políticas Públicas*, **16**(1), 179-189.
- Brasil (2016) *Programa Cisternas democratiza acesso à água no Semiárido*. Acesso 18 de Outubro de 2018, disponível em: <http://www.brasil.gov.br/cidadania-e-justica/2016/05/programa-cisternas-democratiza-acesso-a-agua-no-semiarido>
- Bonifácio, S. N. (2011) *A percepção dos beneficiários do p1mc quanto à utilização das cisternas de água de chuva no semiárido mineiro*, Tese de mestrado, Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, 138 pp.
- Cohim, E., Orrico, S. R. M. (2015) A Confiabilidade Do Volume Das Cisternas Da Zona Rural Para Reservar Água de Chuva, *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA)*, **3**(2), 91-99.
- Dantas, S. et al (2008) Estimativas de Desabastecimento de Cisternas Uso e Previsões Probabilísticas de Precipitações Sazonal, *IX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Salvador, Brasil.
- Domènech, L., Heijnen, H. e Saurí, D. (2012) Rainwater harvesting for human consumption e livelihood improvement in rural Nepal: Benefits e risks, *Water e Environment Journal*, **26**(4), 465-472. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2011.00305.x>
- Doss-Gollin, J., de Souza Filho, F. de A., da Silva, F. O. E. (2016), Analytic Modeling of Rainwater Harvesting in the Brazilian Semiarid Northeast, *Journal of the American Water Resources Association*, **52**(1), 129-137.
- Elliott, M. et al. (2017) Multiple Household Water Sources e Their Use in Remote Communities With Evidence From Pacific Isle Countries, *Water Resources Research*, **53**(11), 9106-9117. doi: <https://doi.org/10.1002/2017WR021047>
- Fewkes, A. (1999) Modelling the performance of rainwater collection systems: towards a generalized approach, *UrbanWater*, **1**(4), 323-333.
- Gleick, P. H. (1996) Basic Water Requirements for Human Activies: Meeting Basic Needs, *Water International*, **21**(1), 83-92.
- Graham, J. P., Hirai, M. and Kim, S. S. (2016) An analysis of water collection labor among women and children in 24 sub-Saharan African countries, *PLoS ONE*, **11**(6), 1-14. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155981>
- Hanson, L. S., Vogel, R. M. (2014) Generalized storage-reliability-yield relationships for rainwater harvesting systems, *Environmental Research Letters*, **9**(7), 1-10.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (1990) *Divisão Do Brasil Em Mesorregiões E Microrregiões Geográficas*, 1a ed., Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento, 135 pp.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010) *Índice de Gini da renda domiciliar per capita segundo Região, Unidade da Federação e Região Metropolitana*. Acesso em: 2 nov. 2019, disponível em: <http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/ibge/censo/bases/giniuf.htm>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010) *Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios*. Brasília: Ministério do Planejamento Orçamento e Gestão. Acesso em 20 de junho 2019, disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/territorio>
- Imteaz, M. A., Adeboye, O. B., Rayburg, S., Shanableh, A. (2012) Rainwater harvesting potential for southwest Nigeria using daily water balance model, *Resources, Conservation and Recycling*. Elsevier B.V., **62**, 51-55. doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.02.007>
- Imteaz, M. A., Ahsan, A., Shanableh, A. (2013) Reliability analysis of rainwater tanks using daily water balance model: Variations within a large city, *Resources, Conservation e Recycling*, **77**, 37-43.
- Luna, C. F., Brito, A. M., Costa, A. M., Lapa, T. M., Flint, J. A. e Marcynuk, P. (2011) impacto do uso da água de cisternas na ocorrência de episódios diarreicos na população rural do agreste central de pernambuco, Brasil, *Revista Brasileira de Saude Materno Infantil*, **11**(3), 283-292. doi: <https://doi.org/10.1590/S1519-38292011000300009>

- Mahmood, A. e Hossain, F. (2017) Feasibility of managed domestic rainwater harvesting in South Asian rural areas using remote sensing, *Resources, Conservation e Recycling*. Elsevier, **125**(June), 157-168. doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.06.013>
- Medeiros, S. S. et al (2014) *Abastecimento Urbano de Água: Panorama para o Semiárido Brasileiro*, INSA, Campina Gree, 35-34.
- Orrico, S. (2003) Sistema associativo de saneamento e seus efeitos sobre a população em comunidades do semi-árido baiano, Tese de Doutorado, Faculdade de Saúde Pública, Departamento de Saúde Ambiental, Universidade de São Paulo, p. 185.
- Paulhus, J. L. H.; Kohler, M. A (1952) Interpolation of Missing Precipitation Records, *Monthly Weather Review*, **80**(8), 129-133.
- Quigley, N., Beavis, S. G., White, I (2016) Rainwater harvesting augmentation of domestic water supply in Honiara, Solomon Isles, *Australian Journal of Water Resources*, **20**(1), 65-77.
- Rahman, S. et al. (2014) Sustainability of rainwater harvesting system in terms of water quality, *The Scientific World Journal*, **14**(1), 10. doi: <https://doi.org/10.1155/2014/721357>
- Reed, B. e Reed, B. (2013) How much water is needed in emergencies. *Technical Notes on Drinking-Water, Sanitation e Hygiene in Emergencies*, **9**, 1-4.
- Schvartzman, A. S.; Palmier, L. R. (2007) Sugestões Para O Aprimoramento dos Sistemas De Captação Água de Chuva Por Meio de Cisternas Na Região Semiárida de Minas Gerais, *6o. Simpósio Brasileiro de Captação e Manejo de Água de Chuva*. Belo Horizonte, Brasil.
- Silva, R. M. A. Da (2007) Entre o combate à seca e a convivência com o semi-árido políticas públicas e transição paradigmática, *Revista Econômica do Nordeste*, **38**, 466-485.
- Simões, Y. De S.; Cohim, E.; Araújo, H. A. De (2017) Rainfall zoning of Bahia State Brazil: an update proposal. *Revista Ambiente e Água*, **13** (1), 1-18.
- SUDENE, Superintendencia do Desenvolvimento do Nordeste (2018) *Delimitação do Semiárido*. Acesso em: 1 novembro de 2019, Disponível em: <http://antigo.sudene.gov.br/delimitacao-do-semiarido>
- Taffere, G. R. et al (2016) Reliability analysis of roof rainwater harvesting systems in a semi-arid region of sub-Saharan Africa: case study of Mekelle, Ethiopia, *Hydrological Sciences Journal*, **61**(6), 1135-1140.
- TCU, Tribunal de Contas da União (2006) *Avaliação da ação de construção de cisternas para armazenamento de água*. Acesso em 04 de Julho de 2018, Brasília - DF disponível em: <https://siga.apps.tcu.gov.br/?contexto=lumis&URL=https://portal.tcu.gov.br/lumis/portal/file/fileDownload.jsp?inline=1&fileId=8A8182A14D92792C014D92817259532F>
- Veloso, V. V. B. G.; Cohim, E. (2018) Dimensionamento E Otimização De Volumes De Reservatórios De Água Da Chuva Para Uso Pecuário Na Região De Feira De Santana - Ba, *11º Simpósio Brasileiro de Captação e Manejo de Água de Chuva*. Campina Gree, Brasil.
- Well, Water E Environmental Health At London E Loughborough (1998) *Guidance manual on water supply e sanitation programmes*. Manual, 356 pp.
- WHO/UNICEF, World Human Organization (2000) *Global water supply e sanitation assessment 2000 report*. Acesso em: 23 de novembro de 2018. Disponível em: https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/jmp2000/en



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

ENERGY EFFICIENCY MEASURES IN ELETRIC MOTORS FOR WATER SUPPLY SYSTEMS

Bruno Damasceno Fernandes ¹

Eduardo Contar ¹

Guilherme Henrique Cavazzana ¹

* Fernando Jorge Correa Magalhães Filho ^{1,2}

Recibido el 12 de octubre de 2019; Aceptado el 5 de julio de 2020

Abstract

The increase of water and electric consumption has caused concerns in relation to scarcity and water stress, while stimulating the development of energy efficiency techniques in water supply systems. However, these techniques can be considered costly and complex, since they use computational equipment and tools that make it difficult to implement into operational practice. In this regard, especially in developing countries, there is a need for progress in energy efficiency measures with low economic dependence on both equipment and tools, guaranteeing necessary environmental and social benefits. This study evaluated energy efficiency measures in a water supply system through the use of (i) a frequency inverter and (ii) replacing the electric motor with a more efficient motor. The first measure did not show economic attractiveness, revealing that frequency inverters do not always have applicability in reducing energy costs. However, the necessity of a soft starter should be noted, as well as suggested studies that have changes in the operating system that can make this measure attractive. The second measure demonstrated economic potential and reinforced the importance of commercial availability and technical regulation of high-efficiency motors, since the payback period was 4 years, with application potential throughout the water supply system.

Keywords: hydro energy efficiency, high-performance motor, operational control, frequency inverter.

¹ Civil, Sanitary and Environmental Engineering Department, Dom Bosco Catholic University, Brazil.

² Faculty of Engineering, Architecture and Urbanism and Geography, Federal University of Mato Grosso do Sul, Brazil.

* *Corresponding autor:* Dom Bosco Catholic University. Tamandaré Avenue, nº 6000 – Seminário, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, postcode: 79117-010, Brazil. Email: fernando@ucdb.br

Introduction

The technological, industrial and populational expansion promotes an increase in water and energy consumption, while demonstrating the need for continued expansion and improvement of existing water supply systems (WSS) (Ramos *et al.*, 2010; Bolognesi *et al.*, 2014). Water stress, climate change issues and economic risks stemming from market instability have contributed to the development of efficient water management methods. In this sense, case studies involving life cycle assessments (LCA) on WSS management and its environmental impacts have shown great importance for seeking and taking efficient measures (Boulay and Lathuillière, 2017).

Techniques aiming at reducing costs with electric energy in WSS such as optimizing reservoirs (Batchabani and Fuamba, 2014; Fang *et al.*, 2010; Hallmann and Suhl, 2016), pumping control (Georgescu *et al.*, 2014) and developing computational models (Diniz *et al.*, 2015) have evolved and shown potential for the conservation of hydroenergetic resources.

Developing countries, however, still find structural obstacles, such as inadequate distribution system management (Mohammed and Sahabo, 2015) and, consequently, the issue of water loss (Dighade *et al.*, 2014). In addition, socioeconomic problems, such as the lack of investment in basic sanitation, (WWAP, 2014), make it difficult to apply such studies.

The development of more practical assessments (Monteiro and Monachesi, 2005), compared to works with complex computational tools (Vamvakeridou-Lyroudia *et al.*, 2007), to reduce energy costs in water supply systems can contribute to the fight against the lack of economic availability and support for research, especially in emerging countries.

Research developed in this work used diagnostic techniques to analyze monitoring data from a part of a WSS and operational control, aiming to propose and evaluate energy efficiency measures. The proposals of installing a frequency inverter and changing the electric motor to a high-efficiency model were examined. With a reduced demand for computer equipment and tools, this research favors applications in developing countries, highlights the potential of energy efficiency studies in WSS and contributes to environmental issues.

Energy Cost Reduction Techniques

Operational efficiency makes the operation of the WSS parts compatible with the objective of harnessing its potential. Fang *et al.* (2010) and Georgescu *et al.* (2014) demonstrate the possibilities of optimization and operational adequacy through research involving reservoirs and pumping controls.

In the same field, the use of frequency inverters have presented applications not only in water supply systems as the main measure for flow control (Kaya *et al.*, 2008), but also in electric motors

used for heating, cooling and air compression (Saidur *et al.*, 2012). The application of frequency inverters demonstrate the possibility of reducing costs, as they modify electric motor rotation speed by changing its characteristic curve and making the operation more suitable for loading (Luo *et al.*, 2015).

According to studies by the IEA, International Energy Agency (2011), global electricity consumption has a 40% contribution from electric motors. However, this research includes several uses of this equipment, in addition to WSS, industrial use is included, which has significant contributions. On the other hand, research development for energy conservation in electric motors for water pumping shows a field with high economic return potential (Kaya *et al.*, 2008).

The necessity to conserve natural resources, reduce greenhouse gas emissions (UNFCCC, 1998) and use efficient energy promoted the development of high-efficiency parameters for electric motors (Lu, 2016). The results using high-efficiency motors show technical and economic attractiveness, taking into account electric power reduction and operational gain (Kaya *et al.*, 2002).

The standardization of efficiency levels for electric motors such as the United States' NEMA (National Electrical Manufacturers Association) and the European Union's IEC (International Electrotechnical Commission) has been adopted by developed and developing countries. These specifications deal with the maximum levels of loss that electric motors can present, speed control, installation and maintenance safety (Lukaszczyk, 2014).

Brazil also follows the IEC standardization through ABNT NBR 17094-1: 2018- Rotating Electric Machines: Induction Motors, which considers minimum performance indexes according to power. This measure has a special effect on industry (Geller *et al.*, 2004), however there are also market restrictions for specific uses in supply systems.

Even with normative support, energy efficiency practice in the Brazilian water and sanitation sector is sometimes neglected, since the initiatives are mainly focused on combating losses and universal access to water and sewage services (Brasil, 2016). As in other developing countries, there is a need to meet increasing water demand and problems related to WSS infrastructure through the use of available resources and simplified tools (Mutikanga *et al.*, 2009).

Materials and methods

This study is a diagnostic analysis of the supply system, which required studies on the operational control and pumping system (Figure 1). This analysis led the research to the area of energy cost reduction through changes in the operating system with (i) frequency inverters and (ii) replacing

the current electric motor with a high-efficiency model. Both proposals were analyzed technically and economically.

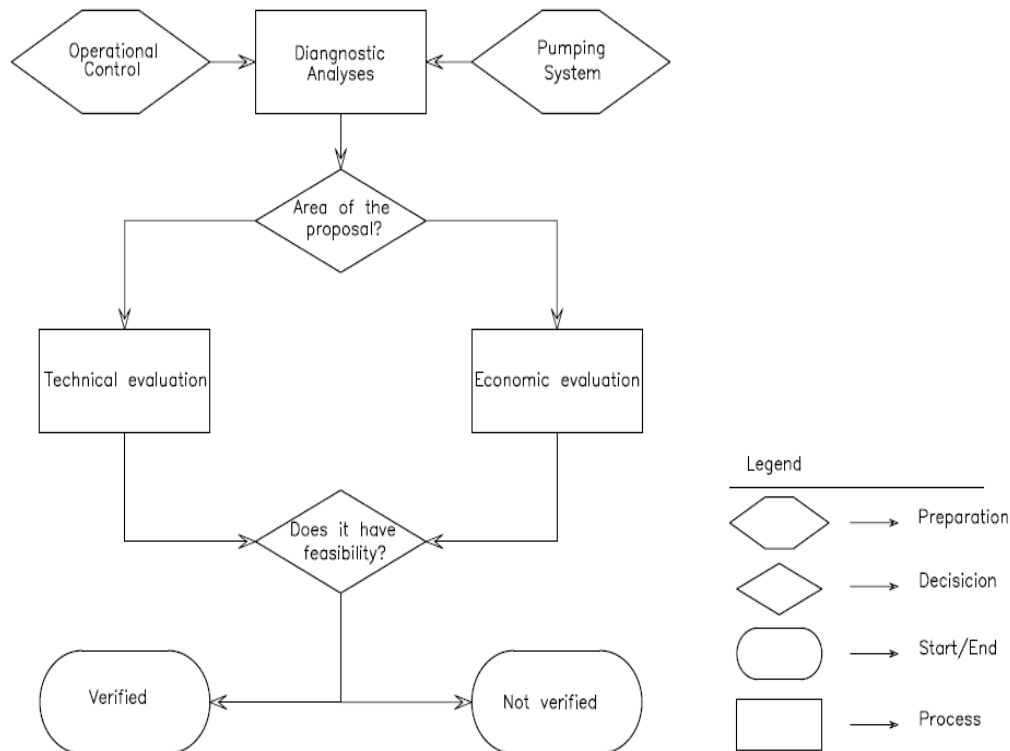


Figure 1. Materials and methods flowchart.

Research area

The José Abrão water supply system (WSS) is located in the Central-West region of Brazil, with an underground collection of the Serra Geral aquifer, the most exploited aquifer for economic and supply purposes in the city of Campo Grande. The water produced, about $839 \text{ m}^3 \text{d}^{-1}$, is destined to residential and commercial areas and to the State University of Mato Grosso do Sul (UEMS). The average consumption per inhabitant is $179 \text{ L.hab}^{-1} \text{d}^{-1}$. This value is higher than the values in the region of this study where the average consumption is $144 \text{ L.hab}^{-1} \text{d}^{-1}$ (Brasil, 2016).

In the region of this study, about 50% of the water supply is from underground wells with a tendency to increase due to expansion plans. The water is abstracted by a submerged pump and is sent to an elevated reservoir with a 100 m^3 capacity, where it receives simplified treatment by means of chlorination.

The water is distributed by gravitational potential difference, without pressurized equipment in the network, which is approximately 8 km in length. Figure 2 represents the location and hydraulic model of the research area.

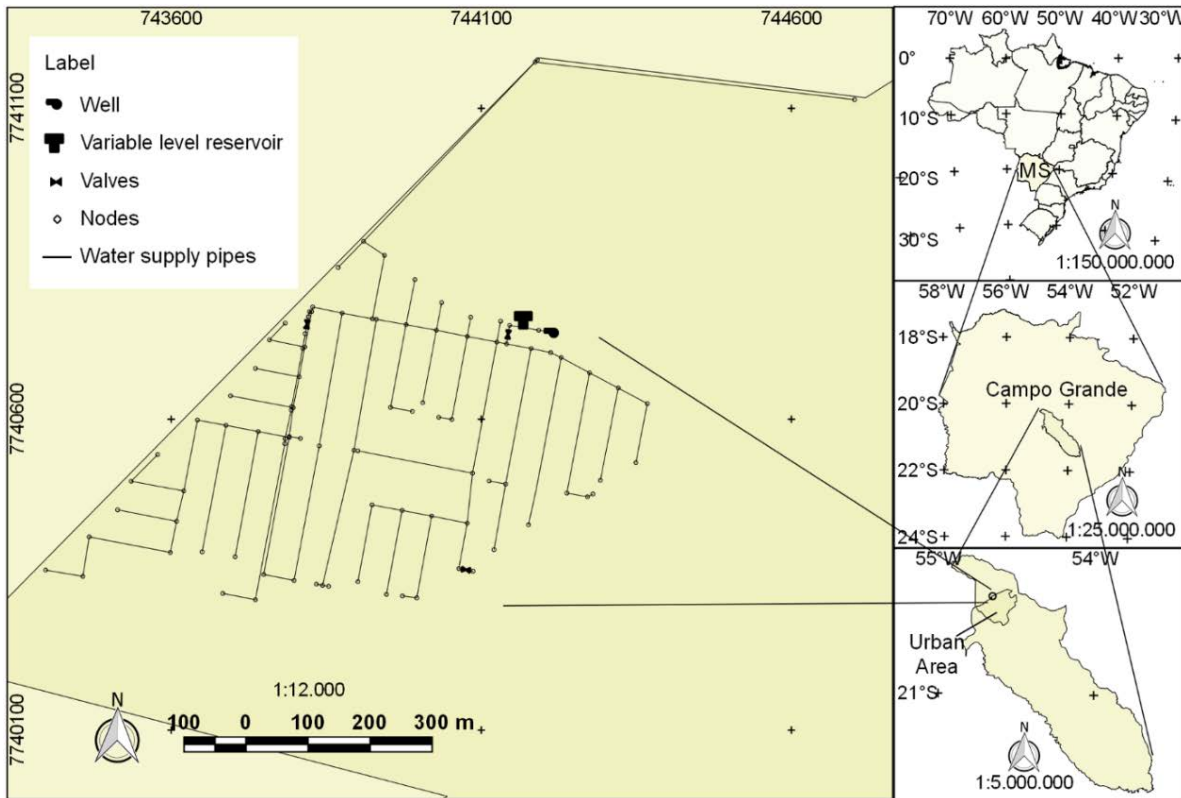


Figure 2. Location and hydraulic model of the research area.

The pumping system consists of a submersible pump from the manufacturer Ebara®, with a national distributor, whose characteristics are presented in Table 1. The operation is automated and controlled by an Operational Control Center (OCC) following contracted electric plan guidelines and the reservoir's operational limits.

During higher tariffs, between 17:00 and 21:00 pumping is avoided, the minimum reserved volume being $50 m^3$ and during the other periods $80 m^3$. These parameters are used to power the pump. Electric tariffs are green hourly, with a fixed electric demand and different collection rates throughout the day (Table 2). Pump stoppage does not only happen during maintenance or water supply emergency situations.

Table 1. Features of the submerged pump

Model	Power	Flow rate	Manometric head	nº of stages	Rotation
	kW	m ³ .h ⁻¹	mwc		Hz
EBARA BHS 517-7	18.60	75	64	7	60

Note: mwc – meters of water column

Source: Ebara® (2020).

Table 2. Seasonal green hourly billing system.

Electrical demand (US\$.kW ⁻¹)	Consumption (US\$.kWh ⁻¹)
Peak/Off-peak	Peak Off-peak
3.13	0.31 0.06

Models and data

Information from José Abrão WSS was provided by the municipal supply concessionaire, such as the CAD system's physical and commercial data, the Epanet software hydraulic model and also the registered text documents. This information refers to monitoring parameters such as distribution flow, measured consumption, reservoir level variation, electric bills and installation and operating characteristics of the pumping system.

Diagnostic analysis

The reservoir and pumping system operations were analyzed through relationship diagrams for the manometric head and flow, the electric energy consumed and time it was used, as well as physical characteristics: volumetric capacity, reservoir operating height, operating point and electric pump switchboard.

This study was led to cost reduction by altering the operating system, since the José Abrão WSS has discontinuous pumping and a fixed flow point (Figure 3); and also, by reducing electric energy consumption, since the efficiency of the motor pump assembly operates below recommended standards (Table 3).

Cost reduction through operating system change

The feasibility study of the frequency inverter installation was carried out by modeling the pump's characteristic curve under different rotations according to Equations 1, 2 and 3; which correlates hydraulic parameters (Porto, 2006).

$$\frac{Q1}{Q2} = \frac{N1}{N2}$$

Equation (1)

$$\frac{H1}{H2} = \left(\frac{N1}{N2}\right)^2$$

Equation (2)

$$\frac{P1}{P2} = \left(\frac{N1}{N2}\right)^3$$

Equation (3)

Where

Q: Flow

H: Head

N: Rotation frequency

P: Potency

It was then verified whether the modifications in the characteristic curve of the pump motor assembly would meet the minimum flow and head requirements required by the system.

Cost reduction by reducing electric energy consumption

The proposal to reduce the electric energy consumption by replacing the electric motor with a high-efficiency model was based on the hypothesis that the new motor would operate under the same operational control conditions, range and engine operating time currently installed. This activity was divided into three stages: (I) determining electrical power consumed by the new engine; (II) quantifying the operating time of the present motor and (III) calculating the energy consumption with the change.

The potency consumed by the high-efficiency motor (*HP*) was calculated theoretically by applying Equation 4.

$$HP = \frac{\gamma x Q x H}{\eta}$$

Equation (4)

Where

HP: High efficiency motor potency

Q: Flow

γ : Specific weight of water

H: Head

η : Pump assembly efficiency

The current operating time (*t*) of the pumping system, as well as the proposed new high-efficiency system, were estimated through Equation 5 (Monteiro and Monachesi, 2005). The electric energy used was provided by the manufacturer of the equipment and the energy consumption (*Ec*) was obtained through electric energy bills.

$$E_c = Pxt \rightarrow t = \frac{E_c}{P}$$

Equation (5)

Where

t: Operating time

P: Potency

E_c : Energy consumption

The estimated nominal efficiency of the new engine was obtained by consulting the Brazilian standardization ABNT NBR 17094-1: 2018 (ABNT, 2018), which establishes minimum yields according to *HP* (Table 3). In the case study the yield was 91% since the reference power was 18.5 kW.

Table 3. Minimum yield according to ABNT NBR 17094-1: 2018.

Nominal power		Synchronous speed (Hz)	
cv	kW	60	30
		Nominal yield (%)	
15.00	11.00	90.20	91.00
20.00	15.00	90.20	91.00
25.00	18.50	91.00	92.40
30.00	22.00	91.00	92.40
40.00	30.00	91.70	93.00

Economic viability of energy efficiency measures

The economic viability method used was the minimum theoretical pay-back period (MTPB) according to Chazarra *et al.* (2018). MTPB represents the minimum number of months in which the investment costs are expected to be recovered, without considering the time value of money. MTPB was estimated from the monthly maximum theoretical income (MTI) and the investment costs.

In the economic viability calculation, MTI was obtained through the theoretical comparison of the energetic cost between the current electric motor and the high-efficiency model. Both equipments would work at the same control rules and period, the difference is in the yield of each one. The investment cost includes the acquisition of the high-efficiency motor and the cost of installation and preventive maintenance.

A survey of the cost of the equipment and its maintenance was carried out through research with suppliers. However, since only standard submersible pump engines were found, the cost was estimated according to Freitas *et al.* (2008) where the recommendation is to use the average price of standard line engines with a 30% increase. The installation cost used was the value recommended by the National System of Prices and Indices for Civil Construction (SINAPI).

Results and discussion

Operating system change via frequency inverter

The applicability of frequency inverters was evaluated by the flow and manometric pressure demanded by the system, as represented in Figure 3, since modifications in the rotation speed did not affect the minimum requirements of these two factors (Fang *et al.*, 2010). According to the data of the case study, with a geometric difference of 57 *mwc*, the gauge pressure was the point of restriction.

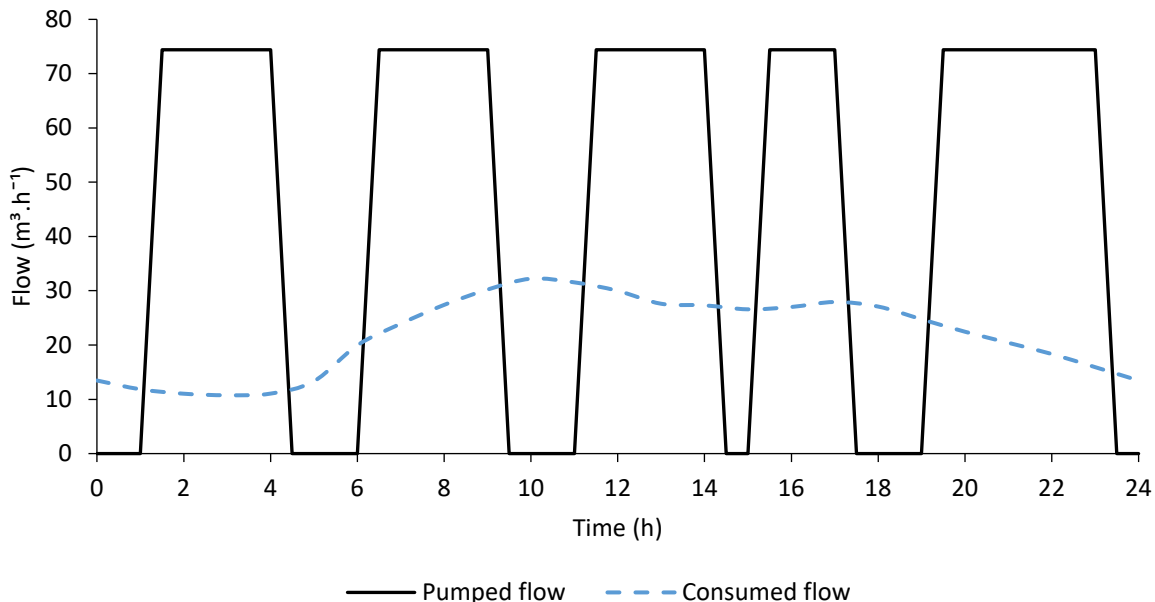


Figure 3. Flow curves consumed and produced

The operation of the direct starting pump system, i.e., without a speed control device, contributes to a reduced pump life and also to the occurrence of peaks in the electrical power demand (Hydraulic Institute *et al.*, 2004). In addition, the water balance between produced and consumed

flows are not the same, which is another important factor. This is because the volume of water produced is $930 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ and the volume consumed is $546 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, which means that there is a water loss of 41%, very close to the average water loss in the studied region, which is 39.8% (Brasil, 2016). Even though the analysis was performed in an approximate manner, without using a Water Balance Matrix (Mutikanga *et al.*, 2013); the result is not invalid, and shows waste in existing hydropower resources.

Simulations using the frequency inverter with characteristic curve modifications of the motor pump set for 45 and 30 Hz rotations are shown in Figure 4.

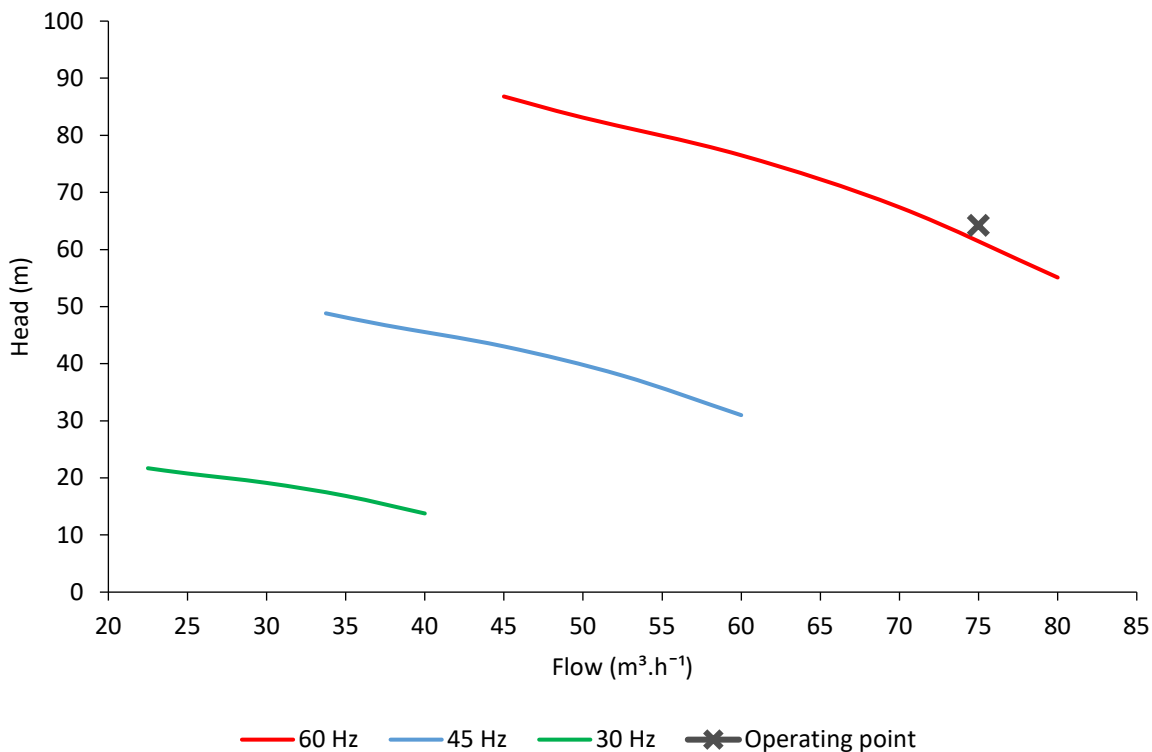


Figure 4. Curves of the pumping system for different rotations.

Although the reduced pump rotor frequency can meet the José Abrão WSS' water requirements, the minimum manometric head is not achieved, which makes the pumping system operation impossible for the specified rotations. However, similar case studies, with more flexible operating requirements, have shown technical feasibility (Saidur *et al.*, 2012).

On the other hand, the direct starter electric power system, has no restrictions for installing the soft starter softening device. Its use can reduce corrective maintenance frequency in the electromechanical components of the motor pump assembly and avoid water hammer (Greenwood, 2015).

Even with the mentioned benefits, the economic evaluation of installing a soft starter device is not widespread in literature. No case studies were found that indicate reduced maintenance costs or even reduced fines with contracted electric plans when the electric demand is exceeded. The justification of its use is, therefore, the protection it offers to the electromechanical components.

In relation to water losses, there is a need for studies about combat plans and also operational control so that pumping and reservoir systems are integrated. The possibility of having the pump turn on for different water levels must be checked to reduce working time and/or the number of times it is turned on, operating in a less interrupted manner.

Electric motor replacement

The operating time of the electric motor between January to October 2016 (Table 4) was found from Equation 5 and was used as a reference for the estimated economy with installing the high-efficiency motor.

Table 4. Estimated operating times throughout 2016.

Month	Peak consumption (kWh)	Off-peak consumption (kWh)	Demand (kW)	Peak time (h)	Off-peak time (h)
Jan	1,031.00	7,102.00	349.86	55.31	381.01
Feb	868.00	7,896.00	349.86	46.57	423.61
Mar	1,019.00	6,825.00	349.86	54.67	366.15
Apr	607.00	7,685.00	349.86	32.56	412.29
May	517.00	7,859.00	349.86	27.74	421.62
Jun	533.00	7,585.00	349.86	28.59	406.92
Jul	550.00	7,224.00	349.86	29.51	387.55
Aug	669.00	7,774.00	349.86	35.89	417.06
Sep	647.00	8,017.00	349.86	34.71	430.10
Oct	665.00	7,605.00	349.86	35.68	407.99

Figure 5 shows the differences between the energy costs that reached approximately 20%. Measures such as these, related to the WSS management, do not have an isolated repercussion, since they are integrated with environmental issues generating impacts such as the reduction of greenhouse gas emissions (Lu, 2016). In this sense, in addition to the importance of the case studies to evaluate economic impacts, it is suggested that environmental impacts are also quantified (Fantin *et al.*, 2014), including ecological and water footprints.

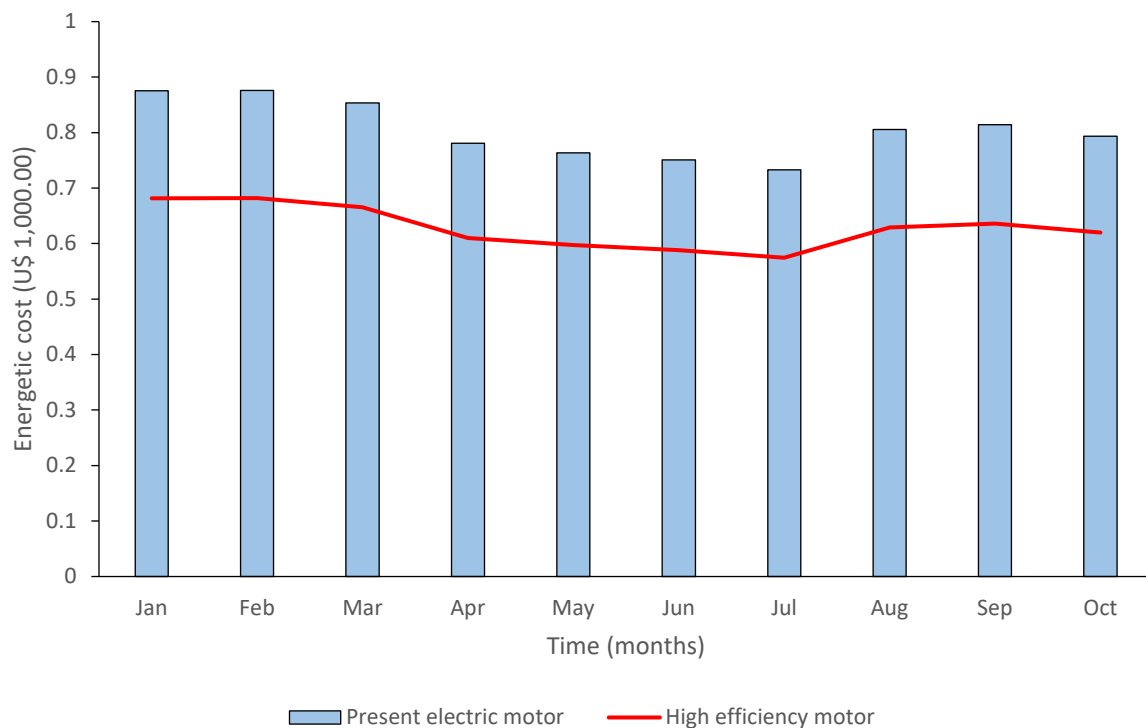


Figure 5. Comparison of energy consumption between electric motors.

Since electricity costs are the most representative in pumping systems (Hydraulic Institute *et al.*, 2001), its reduction consists of the factor with the main economic return due to the exchange of electric motors, with a payback period of 48 months (Table 5). This is considered attractive since the life of a submerged engine pump system is about 25 years according to the manufacturer. If the economic benefit of the motor replacement was counted, without the initial 4 years of self-payment, it could generate an economic equivalent of purchasing 10 standard electric motors or around US\$ 50,400.00.

In addition, economic feasibility studies such as the one presented in this paper point to economic attractiveness, but have varying payback periods (Kaya *et al.*, 2008), which depend mainly on the number of hours the device was turned on, local electricity tariffs and the investment cost. Therefore, each case must have an appropriate economic evaluation.

Table 5. Calculation of economic parameters

Power (kW)	Power (kW)	Energy consumption reduction (kW)	Monthly operation (h)	Investment (US\$)	Monthly net benefit (US\$)	Return on Investment (months)
Electric Motor	High-efficiency Motor					
18.75	14.02	2040	444	8,553.49	176.15	48

Even if economic attractiveness is proven, the Brazilian standard ABNT NBR 17094-1: 2018 does not cover electric motors designed for submersible pumps like standards in other countries such as Europe (IEC, 2014) and Japan (JIS C, 2014). The lack of efficiency regulations causes the market to be unattractive for producing such equipment and, consequently, it is technically unfeasible.

Conclusion

The diagnostic analysis of this study technically and economically evaluated efficient energy alternatives by changing the operating system by using a frequency inverter and replacing the electric motor with a high-efficiency model.

Using a frequency inverter in this case study was not feasible, since the manometric head demanded by the WSS was not achieved. However, installing a soft starter device in the electrical starting system in order to extend the life of the motor pump assembly and to extend the corrective maintenance period is suggested. In addition, it is necessary to study other ways of changing the pump and reservoir's operating system in order to decrease how many times the pump is turned on and water stress.

Since there are water losses of 41%, even if obtained in a simplified way, the need to have a plan that is executed to combat losses is evident, thus reducing hydroenergy resource waste and once again water stress in the Serra Geral aquifer.

The replacement of the current electric motor by a high-efficiency model has significant economic attractiveness, since the payback period of the investment from the reduced energy costs occurs

in approximately 4 years. In addition, there is an opportunity to regulate this type of motor for submersible pumps and consequently become commercially available, since they are not yet considered in the region of this study.

The economic evaluation of using the high-efficiency motor should consider the possibility of renegotiating the contracted tariff, since the electric demand can be reduced. However, the commercial unavailability of such engines in the region studied prevented this quantification, which could reduce the payback period of the investment.

Even if the economic potential for energy efficiency measures is verified, case studies, such as this one, should also take into account the feasibility analysis of their implementation and possible environmental benefits triggered such as the reduction of greenhouse gas emissions and preserving natural resources (Herstein *et al.*, 2009), considering the potential of reducing environmental impacts with the adequate energy efficiency measures in electric motors for WSS management.

A monthly benefit of US\$ 176.15 can be considered small when compared to total energy expenditure in the same period, however, the application of this case study to other regions may present even more significant results. Mainly because the study was in a water supply subsystem, which represents only 1% of every urban area that the measure could be applied.

The research approach, as it does not demand complex computational tools and contemplates accessible diagnostic analyzes, assists in the application of energy efficiency projects in countries or regions lacking technical and economic resources in the water and sanitation sector.

Acknowledgements

This study was supported by the Brazilian National Council for the Improvement of Higher Education (CAPES) and the Brazilian National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) through fellowships to the authors.

References

- ABNT, Brazilian Association of Technical Standards (2018) *NBR 17094-1: Máquinas Elétricas Girantes- Motores de Indução Trifásicos- Requisitos*. Published in Federative Republic of Brazil, Rio de Janeiro- RJ. May 28, 2018, 69 pp.
- Batchabani, E., Fuamba, M., Ph, D. (2014) Optimal Tank Design in Water Distribution Networks : Review of Literature and Perspectives. *Journal of Water Resources Planning and management*, **140**(February), 136–145. doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000256](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000256)
- Bolognesi, A., Bragalli, C., Lenzi, C., Artina, S. (2014) Energy efficiency optimization in water distribution systems. *Procedia Engineering*, **70**, 181–190. doi: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.02.021>

- Boulay, A. M., Lathuillière, M. J. (2017) Water use LCA-Methodology. *Encyclopedia of Sustainable Technologies*, **1**, 293–301. doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10061-2>
- Brasil (2016) Diagnóstico dos serviços de água e esgotos- 2014. *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento-SNIS*, **20**, 212. doi: <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Chazarra, M., Pérez-Díaz, J. I., García-González, J., Praus, R. (2018) Economic viability of pumped-storage power plants participating in the secondary regulation service. *Applied Energy*, **216**(January), 224-233. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.02.025>
- Dighade, R. R., Kadu, M. S., Pande, A. M. (2014) Challenges in Water Loss Management of Water Distribution Systems in Developing Countries. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, **3**(6), 13838-13846. www.ijirset.com
- Diniz, A. M. F., Fontes, C. H. de O., Da Costa, C. A., Costa, G. M. N. (2015) Dynamic modeling and simulation of a water supply system with applications for improving energy efficiency. *Energy Efficiency*, **8**(2), 417-432. doi: <https://doi.org/10.1007/s12053-014-9292-4>
- Fang, H., Zhang, J., Gao, J. (2010) Optimal operation of multi-storage tank multi-source system based on storage policy. *Journal of Zhejiang University SCIENCE A*, **11**(8), 571-579. doi: <https://doi.org/10.1631/jzus.A0900784>
- Fantin, V., Scalbi, S., Ottaviano, G., Masoni, P. (2014) A method for improving reliability and relevance of LCA reviews: The case of life-cycle greenhouse gas emissions of tap and bottled water. *Science of the Total Environment*, **476-477**, 228-241. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.115>
- Freitas, P. C. F. De, Silva, V. D. P., Filho, A. G. M., Bispo, D., Delaiba, A. C. (2008) Comparação Dos Rendimentos Dos Motores Da Linha Padrão E De Alto Rendimento Sob O Enfoque Da Eficiência Energética, *Simpósio Brasileiro de Sistemas Elétricos*, Belo Horizonte, Brazil. April 27-30, 2008.
- Geller, H., Schaeffer, R., Szklo, A., Tolmasquim, M. (2004) Policies for advancing energy efficiency and renewable energy use in Brazil. *Energy Policy*, **32**(12), 1437-1450. doi: [https://doi.org/10.1016/S0301-4215\(03\)00122-8](https://doi.org/10.1016/S0301-4215(03)00122-8)
- Georgescu, A. M., Cosoiu, C. I., Perju, S., Georgescu, S. C., Hasegan, L., Anton, A. (2014) Estimation of the efficiency for variable speed pumps in EPANET compared with experimental data. *Procedia Engineering*, **89**, 1404-1411. doi: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.11.466>
- Greenwood, S. (2015) Soft starter benefits in pump control. *World Pumps*, **2015**(2) doi: [https://doi.org/10.1016/S0262-1762\(15\)70025-8](https://doi.org/10.1016/S0262-1762(15)70025-8)
- Hallmann, C., Suhl, L. (2016) Optimizing water tanks in water distribution systems by combining network reduction, mathematical optimization and hydraulic simulation. *OR Spectrum*, **38**(3), 577-595. doi: <https://doi.org/10.1007/s00291-015-0403-1>
- Herstein, L. M., Fillion, Y. R., Hall, K. R. (2009) Evaluating Environmental Impact in Water Distribution System Design. *Journal of Infrastructure Systems*, **15**(3), 241-250. doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1076-0342\(2009\)15:3\(241\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1076-0342(2009)15:3(241))
- Hydraulic Institute, Europump, US Department of Energy (2001) *Pump Life Cycle Costs: A Guide to LCC Analysis for Pumping Systems- Executive Summary*. New Jersey, US, 19p.
- Hydraulic Institute, Europump, US Department of Energy (2004) *Variable Speed Pumping — A Guide to Successful Applications. A guide to variable speed pumping*, New Jersey, US, 20p. doi: <https://doi.org/DOE/GO-102004-1913>
- IEC, International Electrotechnical Commission (2014) *IEC 60034-30-1 Rotating electrical machines- Part 30-1: Efficiency classes of line operated AC motors*. Published in Worcester, US. March, 2014. 50 pp.
- IEA, International Energy Agency (2011), *Energy-Efficiency Policy Opportunities for Electric Motor-Driven Systems*. Paris, 132 pp. Accessed on February 20, 2019, available at: <https://www.iea.org/reports/energy-efficiency-policy-opportunities-for-electric-motor-driven-systems>.
- JIS C, Japanese Industrial Standards Committee (2014) *JIS C 4213: Low-voltage three-phase squirrel-cage induction motors- Low-voltage top runner motor*. Publish in Tokyo, Japan. 20th march, 2014, 61 pp.

- Kaya, D., Phelan, P., Chau, D., Sarac, H. I. (2002) Energy conservation in compressed-air systems. *International Journal of Energy Research*, **26**(9), 837-849. doi: <https://doi.org/10.1002/er.823>
- Kaya, D., Yagmur, E. A., Yigit, K. S., Kilic, F. C., Eren, A. S., Celik, C. (2008) Energy efficiency in pumps. *Energy Conversion and Management*, **49**(6), 1662-1673. doi: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2007.11.010>
- Lu, S. M. (2016) A review of high-efficiency motors: Specification, policy, and technology. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **59**, 1-12. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.360>
- Lukaszczyk, M. (2014) Improving efficiency in electric motors. *World Pumps*, **2014**(4), 34-41. doi: [https://doi.org/10.1016/S0262-1762\(14\)70080-X](https://doi.org/10.1016/S0262-1762(14)70080-X)
- Luo, Y., Yuan, S., Sun, H., Guo, Y. (2015) Energy-saving control model of inverter for centrifugal pump systems. *Advances in Mechanical Engineering*, **7**(7), 1-12. doi: <https://doi.org/10.1177/1687814015589491>
- Mohammed, A. B., Sahabo, A. A. (2015) Water supply and distribution problems in developing countries: A case study of Jimeta-Yola, Nigeria. *International Journal of Scientific Engineering and Applied Science*, **1**(4), 473-483.
- Monteiro, M. A. G., Monachesi, M. G. (2005) *Eficiência Energética em Sistemas de Bombeamento: manual prático PROCEL*, 1th ed, Eletrobras, Rio de Janeiro, Brazil, 86 pp.
- Mutikanga, H. E., Sharma, S., Vairavamoorthy, K. (2009) Water Loss Management in Developing Countries: Challenges and Prospects (PDF) *Journal-American Water Works Association*, **101**(12), 57-68. doi: <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2009.tb10010.x>
- Mutikanga, H., Sharma, S. K., Vairavamoorthy, K. (2013) Methods and tools for managing losses in water distribution systems. *Journal of Water Resources Planning and management*, **139**(April), 166-174. doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000245](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000245)
- UNFCCC, United Nations Framework Convention on Climate Change (1998) Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. *Review of European Community and International Environmental Law*, **7**, 214-217. doi: <https://doi.org/10.1111/1467-9388.00150>
- Porto, R. de M. (2006) *Hidráulica Básica*, 4th ed, EESC-USP publishing, São Carlos, Brazil, 519 pp.
- Ramos, H. M., Vieira, F., Covas, D. I. C. (2010) Energy efficiency in a water supply system: Energy consumption and CO2 emission. *Water Science and Engineering*, **3**(3), 331-340. doi: <https://doi.org/10.3882/j.issn.1674-2370.2010.03.009>
- Saidur, R., Mekhilef, S., Ali, M. B., Safari, A., Mohammed, H. A. (2012) Applications of variable speed drive (VSD) in electrical motors energy savings. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **16**(1), 543-550. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.08.020>
- SINAPI, Sistema Nacional de Preços e Índices para a Construção Civil. *Relatório de Insumos e Composições*. 597 pp. Accessed on June 10, 2018. Available at: https://caixa.gov.br/site/Paginas/downloads.aspx#categoria_649
- Vamvakeridou-Lyroudia, L. S., Savic, D. A., Walters, G. A. (2007) Tank Simulation for the Optimization of Water Distribution Networks. *Journal of Hydraulic Engineering*, **133**(June), 625-636.
- WWAP, United Nations World Water Assessment Programme (2014) *The United Nations World Water Development Report 2014: Water and Energy*. Paris, UNESCO. (Vol. 1) doi: <https://doi.org/978-92-3-104259-1>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

SYSTEMATIC MAPPING OF PHOSPHORUS RECOVERY FROM INDUSTRIAL WASTEWATER

* Kátlyn Renata Santos Alves¹

Regina Célia Espinosa Modolo²

Bruno Guilherme Martini³

Jorge Luís Victória Barbosa³

Gilson Augusto Helfer³

Héctor Gabriel Nóbrega⁴

Flávia Schwarz Franceschini Zinani⁵

Recibido el 24 de diciembre de 2019; Aceptado el 18 de septiembre de 2020

Abstract

Phosphorus is an essential nutrient used in fertilizers and food production but excessive levels in hydrological bodies of water can cause environmental issues. In a geochemical cycle, phosphorus is considered non-renewable, which by itself would be sufficient justification for its recovery from industrial wastewater. The objective of the present work was to conduct a literature review and present a panorama of current wastewater recovery methods. The review focused on the specific conditions of each technique, possible uses of the recovered element and major worldwide locations where this subject was studied. To this end, a systematic mapping technique was used with previously established empirical criteria. Publications from 3 scientific databases were scanned, resulting in 132,551 initial results and, through a rigorous filtering process, 81 studies were selected for review. In the selected studies, physicochemical recovery techniques were the most cited. An increase in studies was observed in 2016, when the number of publications doubled with respect to the preceding year and onwards. Worldwide, this subject is studied the most in Europe and Asia.

Keywords: industrial wastewater, phosphorus, recovery, systematic mapping

¹ Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo – RS, Brazil.

² Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo – RS, Brazil.

³ Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo – RS, Brazil.

⁴ Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo – RS, Brazil.

⁵ Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo – RS, Brazil.

*Corresponding author: Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Avenue Unisinos 950, Service station C02, São Leopoldo – RS, Brazil. Zip code: 93022.750. Email: katlyn_ralves@hotmail.com; katlyns@edu.unisinos.br

Introduction

Every element or chemical compound necessary for the development of a living organism is considered a nutrient. As such, phosphorus (P) is considered one of the main essential nutrients for life. It is a vital component of nucleic acids, a fundamental chemical in energy-producing adenosine triphosphate (ATP) molecules and is found in phospholipids of cellular membranes (Quevedo and Paganini, 2011). Phosphorus is also used in the manufacturing of fertilizers for food production (Atienza-Martínez *et al.*, 2014).

Phosphorous has 2 known biogenic cycles: a short and a long cycle. The short cycle, also known as the biological cycle, happens when a part of the phosphorus atoms are recycled by the soil and decomposers, considering phosphorous as a renewable resource. In contrast, the long cycle, also known as the geochemical cycle happens when another part of phosphorus atoms is sedimented and incorporated into the rocks, therefore this cycle considers phosphorous a non-renewable resource. It is in this context that recovery from industrial wastewater is justifiable since excessive phosphorous levels can cause negative environmental consequences, such as eutrophication of the receiving hydrological body (Correll, 1998).

Shortfalls of natural deposits of phosphate minerals are projected in the future and current known deposits are heterogeneously distributed: the largest deposits are found in Morocco, United States, China, South Africa and Jordan (Nakakubo *et al.*, 2012; Kataki *et al.*, 2016). In the other hand, other studies estimate extractable phosphate minerals reserves to last between decades and hundreds of years (EFMA, 2000). Approximately 82% of all extracted phosphorous is used in agriculture (Sørensen *et al.*, 2015; Cordell *et al.*, 2009), which makes it a well-known strategic nutrient for food production and whose demand increases alongside population growth. There is no substitute nutrient to phosphorous in nature, which makes recovery techniques particularly desirable (Adam *et al.*, 2009). The European Union is highly dependent on phosphorous imports and is subjected to market fluctuations. For example, in 2008 the market price of phosphate minerals rose 800% (Schröder *et al.*, 2010). While the lifetime of current phosphorous reserves may be debatable, yields have been known to decline. This combination of yield, availability, geopolitical distribution of reserves and elevated market cost are sufficient driving factors for the research and development of new recovery techniques (Sørensen *et al.*, 2015; Biswas *et al.*, 2009).

Phosphorous recovery processes vary between physicochemical and biological methods. Physicochemical methods usually incorporate phosphorous in particulate suspensions for filtering while biological methods make use of accumulating micro-organisms to produce phosphates (Faria, 2006). This work reviews the most commonly used recovery techniques applied specifically to industrial wastewater. Additionally, data regarding the volume of publications classified by geopolitical region and suggestions for further research in the area are also presented. This task

is accomplished through a systematic mapping methodology, which allowed the filtering of prime results according to main reference works. This allows the construction of a general view of the subject and even identifies possible shortfalls and areas in need of further work (Petersen *et al.*, 2015).

This work is organized in 7 sections. Section I consists of the introduction. Section II presents other related studies which followed similar mapping techniques. Section III describes the methodology used in this work and presents the mapped studies organized according to the survey questions and scientific databases. Section IV presents the finds obtained with respect to each search criteria and analyses the mapping. Section V deals with validation of the methodology. Section VI presents a discussion of the mapped studies and Section VII contains the conclusions and suggestions for further work.

Related studies

Systematic mapping yielded 81 studies presented in more detail in Section VI. Among these studies, Cieslik and Konieczka (2017) and Roy (2017) were of particular interest since they are directly related to the present work. The study conducted by Cie and Konieczka in 2017, presented a review of phosphorous recovery techniques applied along multiple wastewater treatment stages under the perspective of “no waste generation.” In addition to liquid wastewater recovery, Cie and Konieczka also examined recovery from sludge ash and outlined analytical methodologies to determine the chemical composition of the ash. The study of Roy (2017), presented a survey of the global phosphorous cycle, its recovery and recycling techniques.

The review focused in recycling systems based on ecological technologies with attention to the general human impact of the phosphorous cycle. Taken together, Cie and Konieczka (2017) and Roy (2017) presented different but equally effective methods of phosphorous removal or recovery and were relevant to the present work. However, while both studies focused in a more general vision of phosphorous recovery from both industrial and non-industrial wastewater, the present work focused exclusively in industrial wastewater recovery. While Cie and Konieczka (2017), Roy (2017) and other review works can be found, few systemic mapping studies have been conducted on this specific subject. Consequently, the present work is a step forward and presents a more comprehensive review capable of directing further research topics.

Methodology

Systematic mapping was used in order to obtain more expressive results with fewer divergences when compared to other review studies, which should also yielded a higher degree of reliability (Petersen *et al.*, 2015). In this systematic mapping, besides reaching a final conclusion on the topic

at hand, further data were obtained regarding the frequency of publications, geopolitical origin of the studies, media format of publication and the different techniques used. Figure 1 presents the main stages of this methodology which serve as a reference guide for the remainder of this work.

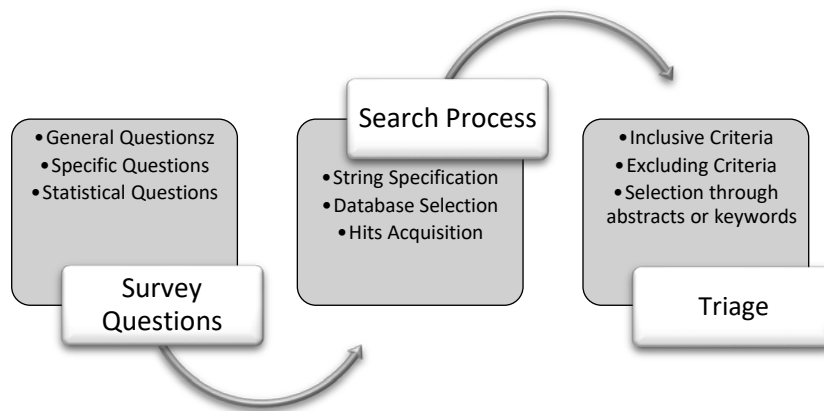


Figure 1. Stages of Systematic Mapping.

Survey Questions

Survey questions were defined as general questions (GQ), specific questions (SPQ) and statistical questions (STQ) as shown in Table 1. General questions were aimed at current recovery techniques and possible applications of recovered phosphorous. Specific questions were used to identify the scope of application of each technique with respect to the type of industrial wastewater, in this case liquid or sludge. Statistical questions were used to determine the geopolitical source of the studies and frequency of publication within the last 10 years.

Table 1. Survey Questions

Type	Detailed Question
<i>General Question</i>	
GQ1	What is the method of phosphorous recovery?
GQ2	What are the applications of the recovered phosphorous?
<i>Specific Question</i>	
SPQ1	What are the methodologies used for phosphorous recovery from liquid wastewater/sludge?
<i>Statistical Question</i>	
STQ1	Where were the results published?
STQ2	How many publications per year?

Search Process

The search process was split in 3 parts: search string specification, database selection with attention to each particular search algorithm and acquisition of results that match the criteria. For this stage, the methodology of (Petersen *et al.*, 2015) was applied. For the first part, search terms and their more relevant synonyms were identified. Primary search terms were defined as “phosphorous” and “recovery” while the secondary search term was “application.” Thus, mapping would include any situation in which both “phosphorous” and “recovery” would be related to “application.” In order to ensure that the hits would include the largest number of studies, synonyms of secondary terms were also included, as shown in Table 2.

Table 2. Search string terms and synonyms

Terms	Synonyms
phosphorous	“phosphorus” OR “phosphor” OR “phosphate”
Recovery	“recovery” OR “recuperation” OR “retrieval”
Application	“application” OR “adhibition” OR “applied”

The resulting search string based on the terms and synonyms of Table 2 was defined as:
(("phosphorus" OR "phosphor" OR "phosphate") AND ("recovery" OR "recuperation" OR "retrieval") AND ("application" OR "adhibition" OR "applied"))

Once the search string has been defined, 3 relevant databases were selected for the search: Science Direct, SciELO e EBSCOhost. The databases were selected based on their relevance in the areas of chemistry and agriculture in order to adhere to the desired emphasis on physicochemical or biological recovery of phosphorous and its application in food production. Each database has its own search algorithm so that incorporating the search string required different formulations. In the case of Science Direct, the “advanced search” resource was used and the search string was sought throughout the entire body of text of each publication. In the case of SciELO, the “advanced search” feature was also used with the search string applied to all indexes. In the case of EBSCOhost, the search string was inserted in a built-in advanced search template with a Boolean search option selected.

Triage

Triage was applied to keep the more relevant results, eliminate eventual dissonances in the search results and restrict the timeframe of publication. To this end, a series of including and excluding criteria were applied as auxiliary tools to filter out the results. The including criteria (IC) were:

- IC1: study is published in a journal;
- IC2: study must be a full paper;
- IC3: study must be related to the field of engineering or life science.

Studies that did not conform to all three including criteria were eliminated and the remaining studies subjected to a series of excluding criteria (EC):

- EC1: study was published before 2008;
- EC2: study was published as thesis/dissertations, magazines or as a congress paper;
- EC3: study is not related to industrial wastewater.

After excluding studies non-relevant to the scope of this work, an additional filter was applied with respect to the title and keywords. Further reading of the abstract and full text removed other non-relevant studies and for the last step, duplicate studies were excluded. The entire process is shown schematically in Figure 2. Figure 2 shows the filtering actions, remaining number of studies and % of excluded studies after each step. It can be seen that mapping started with over 132 thousand studies which were whittled down to 81.

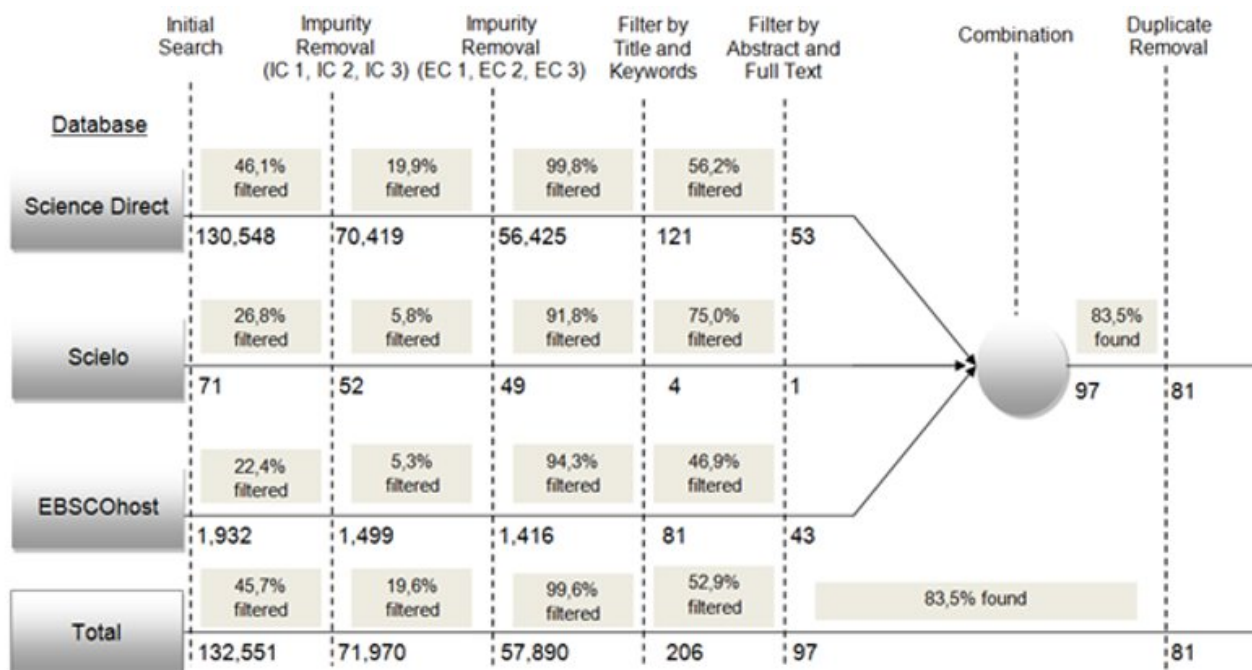


Figure 2. Filtering steps of the systematic mapping method.

The largest numbers of studies were obtained from Science Direct and EBSCOhost. After triage, a proportional comparison between final and initial results indicates that EBSCOhost provided the most qualitative results. In terms of raw numbers, Science Direct provided the largest number of studies post-filtering. However, these were the result of pre-filtering a number of studies 100 times larger than the ones obtained from EBSCOhost. Scielo, on the other hand, provided the least number of studies and a single one remained post-filtering. This result was understandable as Scielo was the database which least conformed to the search criteria.

Table 3 shows the 81 studies resulted from the filtering process identified with a Reference Number.

Table 3. Identification of the filtered articles

Reference Number	Reference Identification	Reference Number	Reference Identification
[1]	(Kataki <i>et al.</i> , 2016a)	[42]	(Liu <i>et al.</i> , 2017)
[2]	(Hirota <i>et al.</i> , 2010)	[43]	(He <i>et al.</i> , 2017)
[3]	(Sturm <i>et al.</i> , 2010)	[44]	(Cie and Konieczka, 2017)
[4]	(Tan and Lagerkvist, 2011)	[45]	(Roy, 2017)
[5]	(Fischer <i>et al.</i> , 2011)	[46]	(Furuya <i>et al.</i> , 2017)
[6]	(Lu <i>et al.</i> , 2012)	[47]	(Huang <i>et al.</i> , 2017a)
[7]	(Yuan <i>et al.</i> , 2012)	[48]	(Huang <i>et al.</i> , 2017b)
[8]	(Cusick and Logan, 2012)	[49]	(Marshall <i>et al.</i> , 2017)
[9]	(Kodera <i>et al.</i> , 2013)	[50]	(Lei <i>et al.</i> , 2017)
[10]	(Guedes <i>et al.</i> , 2014)	[51]	(Melia <i>et al.</i> , 2017)
[11]	(Tsuji and Fujii, 2014)	[52]	(Chang <i>et al.</i> , 2017)
[12]	(Niewersch <i>et al.</i> , 2014)	[53]	(Peng <i>et al.</i> , 2018)
[13]	(Atienza-Martínez <i>et al.</i> , 2014)	[54]	(Ma <i>et al.</i> , 2018)
[14]	(Gifford <i>et al.</i> , 2015)	[55]	(Kim <i>et al.</i> , 2018)
[15]	(Schütte <i>et al.</i> , 2015)	[56]	(Luo <i>et al.</i> , 2018)
[16]	(Shalaby <i>et al.</i> , 2015)	[57]	(Nir <i>et al.</i> , 2018)
[17]	(Huang <i>et al.</i> , 2015a)	[58]	(Shashvatt <i>et al.</i> , 2018)
[18]	(Fang <i>et al.</i> , 2015)	[59]	(Ottosen <i>et al.</i> , 2018)
[19]	(Huang <i>et al.</i> , 2015b)	[60]	(Adam <i>et al.</i> , 2018)
[20]	(Yan <i>et al.</i> , 2015)	[61]	(Xu <i>et al.</i> , 2018)
[21]	(Wang <i>et al.</i> , 2016)	[62]	(Almatouq and Babatunde, 2018)
[22]	(Tian <i>et al.</i> , 2016)	[63]	(Yu <i>et al.</i> , 2018)
[23]	(Havukainen <i>et al.</i> , 2016)	[64]	(Haddad <i>et al.</i> , 2018)
[24]	(Shepherd <i>et al.</i> , 2016)	[65]	(Li <i>et al.</i> , 2018a)
[25]	(Kataki <i>et al.</i> , 2016b)	[66]	(Sørensen <i>et al.</i> , 2018)

Reference Number	Reference Identification	Reference Number	Reference Identification
[26]	(Tarayre <i>et al.</i> , 2016)	[67]	(Yan <i>et al.</i> , 2018)
[27]	(Kim <i>et al.</i> , 2016)	[68]	(Fang <i>et al.</i> , 2018)
[28]	(Ye <i>et al.</i> , 2016)	[69]	(Gorazda <i>et al.</i> , 2018)
[29]	(Hermassi <i>et al.</i> , 2016)	[70]	(Yan <i>et al.</i> , 2018)
[30]	(Huang <i>et al.</i> , 2016)	[71]	(Santos and Pires, 2018)
[31]	(Valverde-pérez <i>et al.</i> , 2016)	[72]	(Li <i>et al.</i> , 2018b)
[32]	(Lu <i>et al.</i> , 2016)	[73]	(Lei <i>et al.</i> , 2018)
[33]	(Guedes <i>et al.</i> , 2016)	[74]	(Wan <i>et al.</i> , 2018)
[34]	(Lee <i>et al.</i> , 2016)	[75]	(Costa <i>et al.</i> , 2019)
[35]	(Dai <i>et al.</i> , 2016)	[76]	(Li <i>et al.</i> , 2019a)
[36]	(Almatouq and Babatunde, 2017)	[77]	(Li <i>et al.</i> , 2019b)
[37]	(Remmen <i>et al.</i> , 2017)	[78]	(Salehi <i>et al.</i> , 2019)
[38]	(Tian <i>et al.</i> , 2017)	[79]	(Tian and Zhang, 2019)
[39]	(Wu <i>et al.</i> , 2017)	[80]	(Zhao <i>et al.</i> , 2019)
[40]	(Li <i>et al.</i> , 2017)	[81]	(Sempiterno, 2017)
[41]	(Córdova <i>et al.</i> , 2017)		

*Title of articles related to similar Reference Identifications:

(Kataki *et al.*, 2016a) - Phosphorus recovery as struvite: recent concerns for use of seed, alternative Mg source, nitrogen conservation and fertilizer potential

(Kataki *et al.*, 2016b) - Phosphorus recovery as struvite from farm , municipal and industrial waste : Feedstock suitability , methods and pre-treatments

(Huang *et al.*, 2015a) - Recovery of phosphate and ammonia nitrogen from the anaerobic digestion supernatant of activated sludge by chemical precipitation

(Huang *et al.*, 2015b) - Crystallization and precipitation of phosphate from swine wastewater by magnesium metal corrosion

(Huang *et al.*, 2017a) - Phosphate recovery from swine wastewater using plant ash in chemical crystallization

(Huang *et al.*, 2017b) - A pilot-scale investigation on the recovery of zinc and phosphate from phosphating wastewater by step precipitation and crystallization

(Li *et al.*, 2018a) - Recovery of phosphate and dissolved organic matter from aqueous solution using a novel CaO-MgO hybrid carbon composite and its feasibility in phosphorus recycling

(Li *et al.*, 2018b) - Ultrafast selective capture of phosphorus from sewage by 3D Fe₃O₄@ZnO via weak magnetic field enhanced adsorption

(Li *et al.*, 2019a) - Phosphorous recovery through struvite crystallization: Challenges for future design

(Li *et al.*, 2019b) - Effects of pH , soluble organic materials , and hydraulic loading rates on orthophosphate recovery from organic wastes using ion exchange.

Results

The 81 studies obtained through systematic mapping were found to answer the survey questions. However, not all studies were able to reply to all 5 survey questions simultaneously and fewer studies were able to reply to the general and specific questions.

GQ1: What is the method of phosphorous recovery?

Several methods of phosphorous recovery from urban and industrial wastewater have been developed. Some of these methods include chemical precipitation, adsorption, crystallization, ionic membrane exchange and electrochemical separation while others are exclusively biological (Peng *et al.*, 2018). These methods are not mutually exclusive and can be applied in combination with each other along the entire recovery process.

The studies were classified with respect to the recovered phosphorous compound in Table 4. Studies that appear in more than one row contained comparison between multiple distinct recovery methods. Studies with a more general outlook of recovery, be it psychochemical or biological with no specific detailing of the methods, are not listed in Table 4. Consequently the “% of total” values shown in Table 4 are with respect to the total number of studies contained in the table instead of the 81 results from the systematic mapping.

Table 4. Phosphorous recovery compound

Recovery Compound	Number of Studies	% of total	Reference Numbers
Struvite ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)	24	39.3%	[1], [5], [7], [8], [17], [19], [21],[25], [30], [32], [34], [36], [44], [47], [51], [53], [56], [58], [61], [62], [66], [67], [76], [80]
Ca-P	15	24.6%	[6], [11], [18], [29], [35], [40], [49], [50], [51], [53], [54], [57], [58], [68], [73]
Fe-P / Al-P	5	8.2%	[11], [27], [51], [72], [73]
Poly-P	17	27.9%	[2], [7], [9], [14], [22], [26], [28], [31], [32], [38], [39], [51], [52], [60], [63], [70], [78]

In the studies presented, phosphorous was released through biochemical or thermochemical processes while recovery occurred usually through precipitation as struvite. Table 4 shows that struvite is the most common recovery compound obtained, followed by polyphosphates (Poly-P) and calcium phosphates (Ca-P). The more uncommon recovery compounds were ferrous phosphates (Fe-P) and aluminum phosphates (Al-P). Struvite crystals were particularly useful since they could be used as a slow-release fertilizer or raw material for chemical plants (Li *et al.*, 2019a). Despite its advantages, the reported elevated cost of large-scale struvite recovery operations prevented its widespread application as an alternative fertilizer (Katagi *et al.*, 2016a). However, this recovery technique could be coupled with other wastewater treatment processes to yield additional nutrients (Li *et al.*, 2019a).

The advantages of struvite recovery outweigh its disadvantages, and in view of the possibility of using it in conjunction with other techniques led to the development of several methods which aim to be more economical and ecologically viable. Some authors researched, in example, coupling alternate extraction of magnesium (Mg) or its oxidized metal (MgO) (Huang *et al.*, 2015b), low-cost bacterial mineralization of struvite (Luo *et al.*, 2018; Zhao *et al.*, 2019) and even optimization through hybrid microwave processes (Wang *et al.*, 2016).

Phosphorous could also be recovered through electrochemical precipitation of struvite crystals in cathode-chamber microbial fuel cells, with the added benefit of electricity generation (Almatouq and Babatunde, 2018) or hydrogen gas (Cusick and Logan, 2012). Another coupled electrochemical process allowed for the simultaneous extraction of ammoniacal nitrogen and recovery of struvite (Huang *et al.* 2016).

More recent work focused in crystallization through membranes, which allowed phosphorous recovery from liquid flows and allowed direct use as fertilizer (Sørensen *et al.*, 2018). Heating and cooling could also be used in a pre-treatment stage since struvite crystallization ran parallel to adsorption, composting and anaerobic digestion (Li *et al.*, 2019a). Vegetable ash could also be used as an alkaline reagent in struvite crystallization (Huang *et al.*, 2017a) which, coupled with air stripping and crystal precipitation, indicated a phosphorous recovery potential close to 100% (Huang *et al.*, 2015a).

An alternative to struvite precipitation was the crystallization of calcium phosphate compounds (Ca-P) such as hydroxyapatite. Selective precipitation of calcium phosphate was achieved through different release methods such as nano-filtration (Nir *et al.*, 2018). This technique had lower operational costs and lower chemical additives when compared to chemical precipitation. Further two-step extraction from residual sludge ash could increase calcium phosphate concentrations significantly and reduce in 50% metal contamination (Fang *et al.*, 2018). However, the use of calcium phosphates as fertilizer was limited to acidic soils (Zhao *et al.*, 2019). Despite the benefits of lower cost and use of chemical additives, Ca-P-crystallization is very restricted when related to fertilizer application and its use is directly linked to the desired end application. If the final product could be used in acid soils, this technique has more advantages than recovery in the form of struvite.

Ferrous and aluminum phosphate were more restricted in use and consequently appeared less frequently in the results (Melia *et al.*, 2017). Systems which used activated iron, more commonly in the form of zero-valence iron, were considered favorable for phosphorous recovery with elevated economic efficiency (Li *et al.*, 2018a). In addition, nanotubes of ferrous oxides already allowed for the separation of iron particles in conjunction to phosphorous recovery from wastewater (Kim *et al.*, 2016).

Biological removal of phosphorous included mechanisms that accumulate bacterial polyphosphates (Poly-P) through advanced enhanced biological phosphorous (EBPR) removal techniques. EBPR made use of a biofilm of polyphosphate accumulating organisms (PAOs) (Yu *et al.*, 2018) to concentrate phosphorous in the biomass (Yuan *et al.*, 2012). Sequestered phosphorous could be released from the biofilm through an alternating anaerobic/aerobic biofilter fed by additional sources of carbon in its aerobic phase (Tian *et al.*, 2016). Conventional EBPR methods could also be coupled with other nutrient recovery techniques such as SIPER, which was known to minimize residual sludge while recovering phosphorous (Yan *et al.*, 2015). A disadvantage of this process was the potential excess formation of granular sludge. However, systems that coupled nitrification/denitrification with phosphorous removal were developed which reduce granular sludge generation (Lu *et al.*, 2016).

Techniques involving membranes and osmotic membrane bioreactors (OMBR) were also widely studied (Yan *et al.*, 2018) and integrated with reverse osmosis and membrane distillation techniques (Guedes *et al.*, 2014). Phosphorous could be simultaneously removed and recovered by selective membranes appropriate to specific sources: nano filtration for diluted effluents (Nir *et al.*, 2018), calcium phosphate adsorption for effluents from anaerobic membrane bioreactors (Furuya *et al.*, 2017) or zeolite adsorption activated by powdered calcium (Hermassi *et al.*, 2016).

GQ2: What are the applications of the recovered phosphorous?

Phosphorous could be used in the production of several chemicals of aggregate value (Hirota *et al.*, 2010) and as a fundamental component of fertilizers in current food production (Peng *et al.*, 2018). Since it is essential for modern agricultural production, demand for phosphate-based fertilizers can be projected to rise drastically alongside population growth. This worldwide context was responsible for 89.6% of the surveyed studies citing phosphate-based fertilizers as one of the applications of recovered phosphorous. Depending on the composition of the recovered phosphorous compound, it could be used in acidic (Fang *et al.*, 2015) or alkaline soils (He *et al.*, 2017).

Table 5 shows the different applications of recovered phosphorous, the number of studies, total percentage with respect to the studies in the table and the reference numbers. The granular form of struvite obtained from precipitation and crystallization was usually used as a slow-release fertilizer (Shalaby *et al.*, 2015). Crystal formation could be improved with both natural seeds and synthetic materials. Other crystallized compounds, such as calcium phosphate, were determined to be efficient only in acidic soils while struvite could be applied to either acidic or alkaline soils (Peng *et al.*, 2018), making struvite at the outset a more interesting alternative. An alternative process developed in Finland used a thermochemical treatment to extract phosphate from sludge ash from residual manure.

Table 5. Applications of recovered phosphorous

Application	Number of Studies	% of Total	Reference Numbers
Phosphate-based fertilizers	24	88.9%	[1], [2], [11], [16], [18], [20], [23], [24], [25], [32], [34], [42], [43], [47], [54], [65], [66], [67], [69], [71], [74], [75], [77], [81]
Agricultural soil correction	1	3.7%	[64]
Raw material for aggregate value chemicals	2	7.4%	[2], [72]

The resulting phosphate presented a phosphorous pentoxide (P₂O₅) potential more than sufficient for the agricultural fertilizer demand of the entire country (Havukainen *et al.*, 2016). Many wastewaters contained both phosphorous and nitrogen which could also be recycled through algae cultures and reused (Santos and Pires, 2018), this process also has the benefit of reducing the overall chemical fertilizers use. Depending of their psychochemical characteristics, these compounds could be applied directly as fertilizer (Adam *et al.*, 2018; Sørensen *et al.*, 2018).

However, it was not always possible to use recovered phosphates as a raw material for fertilizers. Some specific waste, however, such as ash from residual sludge was more susceptible to containing heavy metal concentrations (Guedes *et al.*, 2014), and had limited application in agriculture (Li *et al.*, 2017). Therefore, the viability depends on the levels of non-volatile inorganic elements, heavy metal concentration and mobility potential.

SPQ1: What are the methodology used for phosphorous recovery from liquid wastewater/sludge?

The selected method for phosphorous recovery had to account for the characteristics of the source wastewater/sludge. For example, a recovery method suitable for liquid wastewater may not have been able to cope with a thick sludge. In the case of liquid wastewater, the recommended technique was crystallization (Peng *et al.*, 2018), which had the advantages of high recovery levels and low environmental risks. As presented in the replies to GQ1, crystallization could occur in the form of struvite or calcium phosphates. In the case of calcium-rich wastewater, calcium phosphate recovery was promoted with applications of modified or unmodified biocoal (Fang *et al.*, 2015; Marshall *et al.*, 2017) while adsorptives were used to recover phosphorous as hydroxyapatite (Tsuji and Fujii, 2014; Ma *et al.*, 2018).

However, this process had high costs. Nano filtration through membranes was being studied as a more economic method to achieve selective calcium phosphate precipitation (Luo *et al.*, 2018). Struvite recovery from aqueous solutions through precipitation (Shalaby *et al.*, 2015) and

electrochemical decomposition were well documented, which had the added benefit of simultaneous phosphorous recovery and ammoniacal nitrogen removal (Huang *et al.* 2016). Bacterial mineralization could also be used to reduce costs of struvite recovery (Luo *et al.*, 2018) and chemically-induced crystallization could further increase yields in biological phosphorous removal (Lu *et al.*, 2012).

Biological removal from liquid wastewater was achieved through alternating anaerobic/aerobic biofilters (Tian *et al.*, 2016; Tian *et al.*, 2017) and polyphosphate-accumulating organisms (PAOs). This method could also be applied to sludge, with a PAO-enriched biofilm recovering nutrients without requiring the removal of excess sludge from wastewater (Yuan *et al.*, 2012; Kodera *et al.*, 2013). The alternating anaerobic/aerobic reactor allowed simultaneous phosphorous removal and denitrification (Lu *et al.*, 2016) and if the residue sludge was pre-treated with acid or alkali products, anaerobic fermentation further increased phosphorous release (Wu *et al.*, 2017).

Thermal conversion of sludge was conducted through combustion, co-combustion, pyrolysis or gasification. These techniques showed potential (Gorazda *et al.*, 2018) since sludge ash had elevated phosphorous recovery thermochemical potential (Havukainen *et al.*, 2016). In the case of biomass ash, electrolysis separation of phosphorous could be performed in parallel with heavy metal removal (Guedes *et al.*, 2014), which increased the viability of the technique. Selective leaching of phosphorous could also be performed in the solid residue from gasification (Gorazda *et al.*, 2018). In order to obtain a phosphorous extract with a higher degree of purity, it was recommended that ashes be treated in 2 stages (Fang *et al.*, 2018).

STQ1: Where were the results published?

Table 6 groups the studies according to the continent in which they were published. Some studies were conducted in cooperation between researchers of different continents and consequently appear in more than one row. Table 6 shows that 45 publications originated from Asia while 33 were from Europe. The least number of publications were from Africa and South America, with 3 and 2, respectively.

Figure 3 presents the % of publications and number of studies analyzed distributed with respect to each continent. Publications originated from Asia and Europe accounted for about 75% of the selected studies. According to a 2018 U.S. Geological Survey (USGS) report, regarding mining and reserves of phosphate minerals, China was the largest world producer of phosphorous despite having reserves 15 times smaller than Morocco and West Sahara, which contained the largest world reserve. This high level of extraction could explain the elevated number of studies being conducted in Asia. Europe, on the other hand, lacked phosphorous reserves and at the time relied on imported phosphates (Schröder *et al.*, 2010). This also explained the large number of publications from Europe and their focus on new recovery methods.

Table 6. Location where studies were published

Continent	Number of Studies	Reference Numbers
Africa	3	[16], [64], [79]
North America	11	[8], [12], [14], [22], [27], [38], [45], [58], [65], [73], [77]
South America	2	[26], [75]
Asia	45	[1], [2], [6], [9], [11], [14], [17], [18], [19], [20], [21], [22], [25], [27], [28], [30], [32], [34], [35], [38], [39], [40], [41], [42], [43], [46], [47], [48], [52], [53], [54], [55], [56], [61], [65], [67], [68], [70], [72], [73], [74], [76], [77], [79], [80]
Europe	33	[1], [3], [4], [5], [10], [13], [15], [23], [24], [25], [26], [27], [29], [31], [32], [33], [36], [37], [42], [43], [44], [50], [51], [57], [59], [60], [62], [64], [66], [68], [69], [71], [81]
Oceania	8	[7], [28], [49], [61], [63], [70], [76], [78]

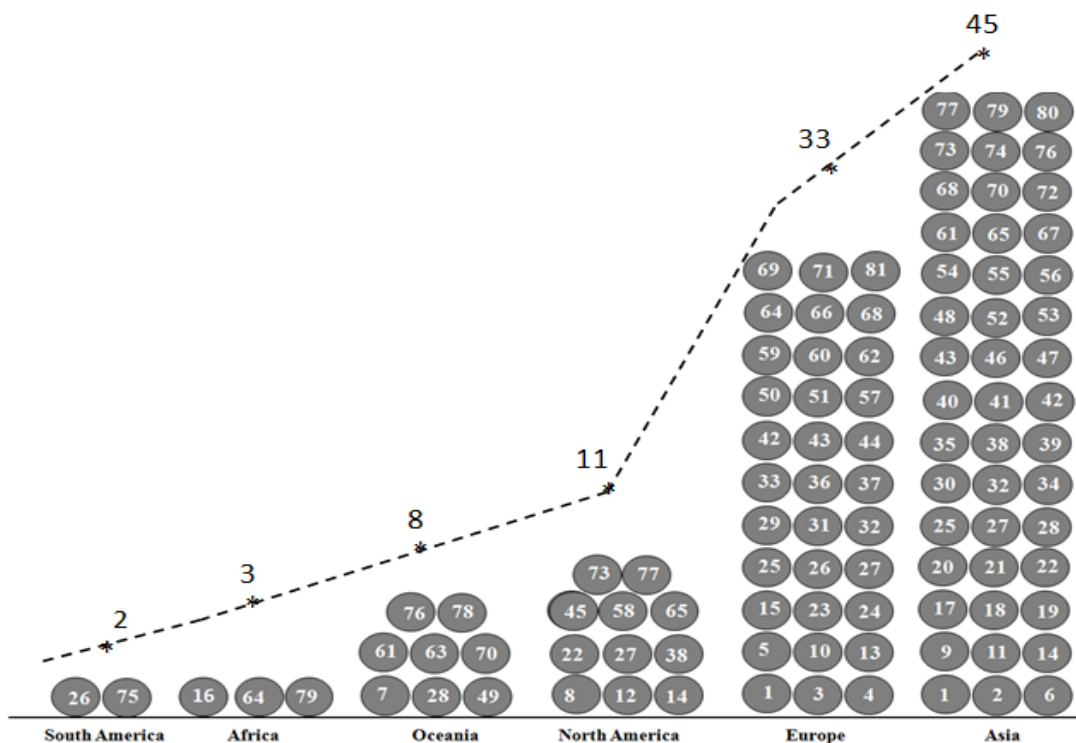


Figure 3. Publications and % distribution by continent.

STQ2: How many publications per year?

In order to detail the number of publications per year, Figure 4 shows the number of studies published according to year except for 2019. The studies were further broken down according to their database of origin. Figure 4 shows a rising trend in the number of publications per year. Between 2010 and 2018, the number of publications increased tenfold. This increasing in studies regarding phosphorous recovery in the past few years reflected the importance of this topic and the investment in the development of new techniques that were both more cost-effective and ecologically-sound.

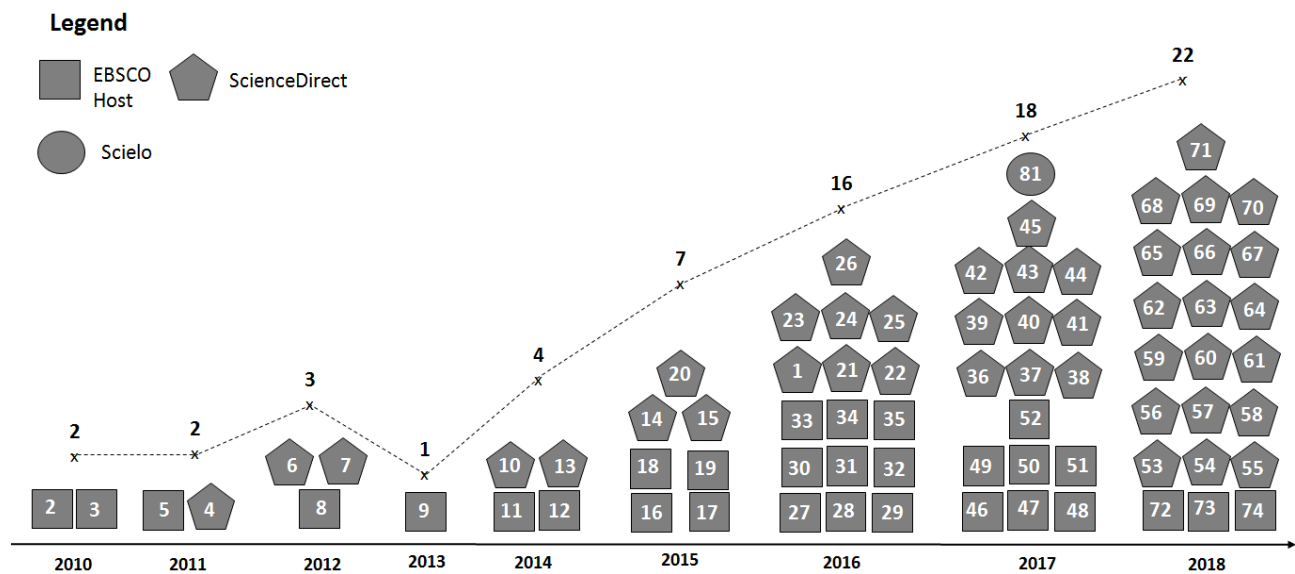


Figure 4. Yearly Publications Originating Databases from 2010 to 2018.

Validation of results

Systemic mapping, as a tool for literature review, is not immune to factors that may affect the reliability of results. These factors can arise in the mapping process due to decisions by the authors or in the filtering process which may exclude relevant studies as well as include others that are less relevant. To reduce the possibility of negative impacts, the filtering process was based in a previous technique (Petersen *et al.*, 2015), mapping followed accepted revision studies (Dias *et al.*, 2018; Bischoff *et al.*, 2019) and additional tools such as Mendeley reference manager were used. The three selected databases were considered to be the most comprehensive with the respect to the topic at hand and were able to supply the largest number of relevant results. The terms used in the search strings shown on Table 2 were carefully selected based on previous

surveys and the synonyms were specially selected to increase the possibility of hits and reduce the accidental exclusion of relevant studies.

Discussion

Crystallization was the most studied phosphorous recovery method, which can be explained due to its high yield and good cost-benefit relation. In the surveyed studies, crystallization largely recovers phosphorous as struvite and calcium phosphate, which was also observed by Cieslik and Konieczka (2017), showing that this technique remains an important trend in the development of new methods for phosphorus recovery. This can be explained by the fact that these compounds have the widest range of applications at low production costs, with high-quality phosphoric minerals. Precipitation as ferrous or aluminum salts were efficient but limited in their application, since they tended to leave behind residues with limited biological destination and could produce other forms of contamination (Melia *et al.*, 2017).

Struvite recovery was the most studied technique. This was a direct result of its range of applications as a raw material for other aggregate value products, slow-release fertilizer and versatility of use in either acidic or alkali soils. This result is also in line with what was observed by Cieslik and Konieczka (2017) in their review, where it is stated another advantage of this technique: the low environmental risks, due to its poorly soluble feature.

Its importance was clear as phosphate fertilizer produced from recovered struvite, cited in 89.6% of the studies surveyed, showing that, although there has been research focused on other applications, the main application found for recovered phosphorus is in agriculture. However, issues remained and a viable large-scale method of struvite recovery had yet to be developed, since pipelines can clog due to spontaneous precipitation. Roy (2017) brings up an important point to be analyzed: for this technique to be favorable, it is necessary that the amount of P recovered compensates for the intensive chemical and energetic operation involved.

Recovery in the form of calcium phosphate was an alternative to struvite, as identified in 23.8% of studies surveyed but its application as a fertilizer was limited to acidic soils (Schütte *et al.*, 2015). Biological removal and recovery methods were considered “cleaner” and were highlighted in recent studies, characterized as a trend for new recovery methods, but still without major industrial applications. Biological processes were more attractive to the agricultural sector, yielded less residual sludge and made use of less chemical products when compared to psychochemical processes (Tarayre *et al.*, 2016).

The largest number of publications originated from Europe and Asia, motivated by the lack of phosphorous reserves and improving production methods, respectively. Asian publications were

driven by China being the leading world producer of phosphorous. There was also a growing trend in the number of publications in recent years, which attested to the relevance of phosphorous recovery as a research topic and the importance of systematic mapping studies such as the current work. Data from this study indicated that interest in alternative methods of phosphorous recovery should remain relevant and future increases in the number of studies could be expected.

In view of the barriers encountered by the methodologies developed so far, future studies on the subject should account for the demands of better cost-benefit relation, large scale viability and potential applications mostly connected to the field of agriculture.

Conclusions

This study presented a literature review of phosphorous recovery from industrial wastewater conducted through systematic mapping. The objective of gaining better understanding of the topic was achieved by condensing and characterizing a large volume of information. The study identified the different forms of recovery, their range of applicability and applications. Statistical distributions with respect to geopolitical origin and frequency of publication were also analyzed.

It could be concluded that phosphorous recovery occurred mostly as struvite crystals. Despite sharing the same objective, the studies were not repetitive since they analyzed particular details of each method. Biological recovery had the potential of lowering costs and could yield an effective method with less reliance in chemical products.

The main application of recovery phosphorous was in agriculture, as raw material for either fertilizer or additives. While the use in the production of chemicals with higher aggregate value was discussed, most studies focused solely in fertilizer production.

The systematic mapping conducted indicated that phosphorous recovery from industrial wastewater was a growing field. There was an increasing trend in research and new methodologies and processes should arise in the future, with a corresponding increase in the number of publications.

Acknowledgments

The authors would like to acknowledge that this study was funded in part by the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES/Brazil) - Finance Code 001. This study was also funded in part by the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) - Universal Project 01/2016 (grant number 422184/2016-0), and Universal Project 09/2017 (grant number 306395/2017-7), and the grant number 307827/2018-6.

References

- Adam, C., Peplinski, B., Michaelis, M., Kley, G., Simon, F. G. (2009) Thermochemical treatment of sewage sludge ashes for phosphorus recovery, *Waste Management*, **29**, 1122–1128.
- Adam, G., Mottet, A., Lemaigre, S., Tsachidou, B., Trouvé, E., Delfosse, P. (2018) Fractionation of anaerobic digestates by dynamic nanofiltration and reverse osmosis: An industrial pilot case evaluation for nutrient recovery, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **6**(5), 6723–6732.
- Almatouq, A., Babatunde, A. O. (2017) Concurrent hydrogen production and phosphorus recovery in dual chamber microbial electrolysis cell, *Bioresource Technology*, **237**, 193–203.
- Almatouq, A., Babatunde, A. O. (2018) Identifying optimized conditions for concurrent electricity production and phosphorus recovery in a mediator-less dual chamber microbial fuel cell, *Applied Energy*, **230**, 122–134.
- Atienza-Martínez, M., Gea, G., Arauzo, J., Kersten, S. R. A., Kootstra, A. M. J. (2014) Phosphorus recovery from sewage sludge char ash, *Biomass and Bioenergy*, **65**, 42–50.
- Biswas, B.K., Inoue, K., Harada, H., Ohto, K., Kawakita, H. (2009) Leaching of phosphorus from incinerated sewage sludge ash by means of acid extraction followed by adsorption on orange waste gel, *Journal of Environmental Sciences*, **21**(12), 1753-1760.
- Bischoff, V., Farias, K., Gonçalves, L. J., Barbosa, J. L. V. (2019) Integration of feature models: A systematic mapping study, *Information and Software Technology*, **105**, 209–225.
- Brady, N. C., Weil, R. R. (2012) *Nature Elements and Soil Properties*, Bookman Editor, 716 pp.
- Chang, H., Chen, S., Cong, N., Chang, W. (2017) Osmosis membrane bioreactor e micro fi ltration with magnesium-based draw solute for salinity reduction and phosphorus recovery, *International Biodeterioration & Biodegradation*, **124**, 169–175.
- Cieslik, B., Konieczka, P. (2017) A review of phosphorus recovery methods at various steps of wastewater treatment and sewage sludge management. The concept of “no solid waste generation” and analytical methods, *Journal of Cleaner Production*, **142**(4), 1728–1740.
- Cordell, D., Drangert, J.O., White, S. (2009) The story of phosphorus: Global food security and food for thought, *Global Environmental Change*, **19**(2), 292–305.
- Córdova, M., Dodbiba, G., Ponou, J., Sone, K., Fujita, T. (2017) Recovery of phosphorus from Sewage Sludge Ash (SSA) by heat treatment followed by high gradient magnetic separation and flotation, *Advanced Powder Technology*, **28**(3), 755–762.
- Correll, D.L. (1998) The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review, *Journal of Environmental Quality*, **27**(2), 261-266.
- Costa, M.S.S.M., Damaceno, F.M., Chiarelto, M., Restrepo, J.C.P.S., Buligon, E.L., Costa, L.A.M., Junior, J.G. (2019) Anaerobic co-digestion of sludge cake from poultry slaughtering wastewater treatment and sweet potato: Energy and nutrient recovery, *Renewable Energy*, **133**, 489-499.
- Cusick, R D., Logan, B E. (2012) Phosphate recovery as struvite within a single chamber microbial electrolysis cell, *Bioresource Technology*, **107**, 110-115.
- Dai, H., Lu, X., Peng, Y., Zou, H., Shi, J. (2016) An efficient approach for phosphorus recovery from wastewater using series-coupled air-agitated crystallization reactors, *Chemosphere*, **165**, 211–220.
- Dias, L. P. S., Barbosa, J. L. V., Vianna, H. D. (2018) Telematics and Informatics Gami fi cation and serious games in depression care : A systematic mapping study, *Telematics and Informatics*, **35**(1), 213–224.
- EFMA, European Fertilizer Manufacturers Association (2000) *Phosphorus essential element for food production*, European fertilizer manufacturers association, Brussels.
- Fang, C., Zhang, T., Li, P., Jiang, R., Wu, S., Nie, H., Wang, Y. (2015) Phosphorus recovery from biogas fermentation liquid by Ca-Mg loaded biochar, *Journal of Environmental Sciences*, **29**, 106–114.

- Fang, L., Li, J., Donatello, S., Cheeseman, C. R., Wang, Q., Sun, C., Tsang, D. C. W. (2018) Recovery of phosphorus from incinerated sewage sludge ash by combined two-step extraction and selective precipitation, *Chemical Engineering Journal*, **348**, 74–83.
- Faria, O.L.V. (2006) Phosphorus removal from rice parboiling effluents by stimulated biological absorption in sequential batch reactor (SBR) associated with chemical precipitation, Doctoral Thesis, Federal University of Pelotas, Pelotas.
- Fischer, F., Bastian, C., Happe, M., Mabillard, E., Schmidt, N. (2011) Microbial fuel cell enables phosphate recovery from digested sewage sludge as struvite, *Bioresource Technology*, **102**(10), 5824–5830.
- Furuya, K., Hafuka, A., Kuroiwa, M., Satoh, H., Watanabe, Y. (2017) Development of novel polysulfone membranes with embedded zirconium sulfate-surfactant micelle mesostructure for phosphate recovery from water through membrane filtration, *Water Research*, **124**, 521–526.
- Gifford, M., Liu, J., Rittmann, B., Vannela, R., Westerhoff, P. (2015) Phosphorus recovery from microbial biofuel residual using microwave peroxide digestion and anion exchange, *Water Research*, **70**, 130–137.
- Gorazda, K., Tarko, B., Werle, S., Wzorek, Z. (2018) Sewage sludge as a fuel and raw material for phosphorus recovery: Combined process of gasification and P extraction, *Waste Management*, **73**, 404–415.
- Guedes, P., Mateus, E. P., Almeida, J., Ferreira, A. R., Couto, N., Ribeiro, A. B. (2016) Electrodialytic treatment of sewage sludge: Current intensity influence on phosphorus recovery and organic contaminants removal, *Chemical Engineering Journal*, **306**, 1058–1066.
- Guedes, P., Couto, N., Ottosen, L. M., Ribeiro, A. B. (2014) Phosphorus recovery from sewage sludge ash through an electrodialytic process, *Waste Management*, **34**(5), 886–892.
- Haddad, K., Jellali, S., Jeguirim, M., Ben, A., Trabelsi, H., Limousy, L. (2018) Investigations on phosphorus recovery from aqueous solutions by biochars derived from magnesium-pretreated cypress sawdust, *Journal of Environmental Management*, **216**, 305–314.
- Havukainen, J., Thanh, M., Hermann, L., Horttanainen, M., Mikkilä, M., Deviatkin, I., Linnanen, L. (2016) Potential of phosphorus recovery from sewage sludge and manure ash by thermochemical treatment, *Waste Management*, **49**, 221–229.
- Hermassi, M., Valderrama, C., Gibert, O., Moreno, N., Font, O., Querol, X., Batis, N. H., Cortina, J. L. (2016) Integration of Powdered Ca-Activated Zeolites in a Hybrid Sorption – Membrane Ultra filtration Process for Phosphate Recovery, *Industrial and Engineering Chemistry Research*, **55**(21), 6204–6212.
- He, X., Zhang, T., Ren, H., Li, G., Ding, L., Pawlowski, L. (2017) Phosphorus recovery from biogas slurry by ultrasound / H₂O₂ digestion coupled with HFO / biochar adsorption process, *Waste Management*, **60**, 219–229.
- Hirota, R., Kuroda, A., Kato, J., Ohtake, H. (2010) Bacterial phosphate metabolism and its application to phosphorus recovery and industrial bioprocesses, *Journal Of Bioscience And Bioengineering*, **109**(5), 423–432.
- Huang, H., Zhang, P., Yang, L., Zhang, D., Guo, G., Liu, J. (2017) A pilot-scale investigation on the recovery of zinc and phosphate from phosphating wastewater by step precipitation and crystallization, *Chemical Engineering Journal*, **317**, 640–650.
- Huang, H., Liu, J., Jiang, Y. (2015) Crystallization and precipitation of phosphate from swine wastewater by magnesium metal corrosion, *Scientific Reports*, **5**, 1–13.
- Huang, H., Zhang, D., Li, J., Guo, G., Tang, S. (2017) Phosphate recovery from swine wastewater using plant ash in chemical crystallization, *Journal of Cleaner Production*, **168**, 338–345.
- Huang, H., Liu, J., Ding, L. (2015) Recovery of phosphate and ammonia nitrogen from the anaerobic digestion supernatant of activated sludge by chemical precipitation, *Journal of Cleaner Production*, **102**, 437–446.
- Huang, H., Zhang, P., Zhang, Z., Liu, J., Xiao, J., Gao, F. (2016) Simultaneous removal of ammonia nitrogen and recovery of phosphate from swine wastewater by struvite electrochemical precipitation and recycling technology, *Journal of Cleaner Production*, **127**, 302–310.
- Kataki, S., West, H., Clarke, M., Baruah, D. C. (2016) Phosphorus recovery as struvite from farm, municipal and industrial waste : Feedstock suitability , methods and pre-treatments, *Waste Management*, **49**, 437–454.

- Kataki, S., West, H., Clarke, M., Baruah, D.C. (2016) Phosphorus recovery as struvite: recent concerns for use of seed, alternative Mg source, nitrogen conservation and fertilizer potential, *Resources, Conservation and Recycling*, **107**, 142-156.
- Kim, J. A., Vijayaraghavan, K., Reddy, D. H. K., Yun, Y.-S. (2018) A phosphorus-enriched biochar fertilizer from bio-fermentation waste: A potential alternative source for phosphorus fertilizers, *Journal of Cleaner Production*, **196**, 163–171.
- Kim, M., Park, K., Moo, J. (2016) Phosphate recovery from livestock wastewater using iron oxide nanotubes, *Chemical Engineering Research and Design*, **114**, 119–128.
- Kodera, H., Hatamoto, M., Abe, K., Kindaichi, T., Ozaki, N., Ohashi, A. (2013) Phosphate recovery as concentrated solution from treated wastewater by a PAO-enriched biofilm reactor, *Water Research*, **47**(6), 2025–2032.
- Lee, S., Kumar, R., Jeon, B. (2016) Struvite precipitation under changing ionic conditions in synthetic wastewater: Experiment and modeling, *Journal Of Colloid And Interface Science*, **474**, 93–102.
- Lei, Y., Song, B., Weijden, R. D. Van Der, Saakes, M., Buisman, C. J. N. (2017) Electrochemical Induced Calcium Phosphate Precipitation: Importance of Local pH, *Environmental Science and Technology*, **51**(19), 11156–11164.
- Lei, Y., Song, B., Saakes, M., Weijden, R. D. Van Der, and Buisman, C. J. N. (2018) Interaction of calcium , phosphorus and natural organic matter in electrochemical recovery of phosphate, *Water Research*, **142**, 10–17.
- Li, B., Boiarkina, I., Yu, W., Ming, H., Munir, T., Qian, G., Young, B. R. (2019) Phosphorous recovery through struvite crystallization: Challenges for future design, *Science of the Total Environment*, **648**, 1244–1256.
- Li, M., Liu, J., Zhou, Q., Gifford, M., Westerhoff, P. (2019) Effects of pH , soluble organic materials , and hydraulic loading rates on orthophosphate recovery from organic wastes using ion exchange, *Journal of Cleaner Production*, **217**, 127–133.
- Li, N., Tian, Y., Zhao, J., Zhan, W., Du, J., Kong, L., Zhang, J. (2018) Ultrafast selective capture of phosphorus from sewage by 3D Fe₃O₄@ZnO via weak magnetic field enhanced adsorption, *Chemical Engineering Journal*, **341**(73), 289–297.
- Li, R., Teng, W., Li, Y., Wang, W., Cui, R., Yang, T. (2017) Potential recovery of phosphorus during the fluidized bed incineration of sewage sludge, *Journal of Cleaner Production*, **140**, 964–970.
- Li, R., Wang, J. J., Zhang, Z., Awasthi, M.K., Du, D., Dang, P., Huang, Q., Zhang Y., Wang, L. (2018) Recovery of phosphate and dissolved organic matter from aqueous solution using a novel CaO-MgO hybrid carbon composite and its feasibility in phosphorus recycling, *Science of the Total Environment*, **642**, 526–536.
- Liu, Q., Wan, J., Wang, J., Li, S., Dagot, C., Wang, Y. (2017) Recovery of phosphorus via harvesting phosphorus-accumulating granular sludge in sequencing batch airlift reactor, *Bioresource Technology*, **224**, 87–93.
- Luo, Y., Li, H., Huang, Y., Zhao, T., Yao, Q., Fu, S. (2018) Bacterial mineralization of struvite using MgO as magnesium source and its potential for nutrient recovery, *Chemical Engineering Journal*, **351**, 195–202.
- Lu, X., Shi, J., Yu, R., Zhu, W. (2012) Nutrient removal and phosphorus recovery performances of a novel anaerobic-anoxic/nitrifying/induced crystallization process, *Bioresource Technology*, **121**, 183-189, .
- Lu, Y., Wang, H., Kotsopoulos, T. A., Zeng, R. J. (2016) Advanced phosphorus recovery using a novel SBR system with granular sludge in simultaneous nitrification , denitrification and phosphorus removal process, *Applied Microbiology and Biotechnology*, **100**(10), 4367–4374.
- Ma, H., Zhang, Y., Xue, Y., Li, Y.-Y. (2018) A new process for simultaneous nitrogen removal and phosphorus recovery using an anammox expanded bed reactor, *Bioresource Technology*, **267**, 201–208.
- Marshall, J. A., Morton, B. J., Muhlack, R., Chittleborough, D., Wai, C. (2017) Recovery of phosphate from calcium-containing aqueous solution resulting from biochar-induced calcium phosphate precipitation, *Journal of Cleaner Production*, **165**, 27–35.
- Melia, P. M., Cundy, A. B., Sohi, S. P., Hooda, P. S., Busquets, R. (2017) Chemosphere Trends in the recovery of phosphorus in bioavailable forms from wastewater, *Chemosphere*, **186**, 381–395.

- Nakakubo, T., Tokai, A., Ohno, K. (2012) Comparative assessment of technological systems for recycling sludge and food waste aimed at greenhouse gas emissions reduction and phosphorus recovery, *Journal of Cleaner Production*, **32**, 157-172.
- Niewersch, C., Battaglia Bloch, A. L., Yüce, S., Melin, T., Wessling, M. (2014) Nanofiltration for the recovery of phosphorus - Development of a mass transport model, *Desalination*, **346**, 70–78.
- Nir, O., Sengpiel, R., Wessling, M. (2018) Closing the cycle : Phosphorus removal and recovery from diluted effluents using acid resistive membranes, *Chemical Engineering Journal*, **346**, 640–648.
- Ottosen, L. M., Villen-guzman, M., Guedes, P., Ribeiro, A. B., Rodriguez-maroto, J. M. (2018) Electrodialytic phosphorus recovery from sewage sludge ash under kinetic control, *Electrochimica Acta*, **287**, 49–59.
- Peng, L., Dai, H., Wu, Y., Peng, Y., Lu, X. (2018) A comprehensive review of phosphorus recovery from wastewater by crystallization processes, *Chemosphere*, **197**, 768–781.
- Petersen, K., Vakkalanka, S., Kuzniarz L. (2015) Guidelines for conducting systematic mapping studies in software engineering: An update, *Information and Software Technology*, **64**, 1–18,.
- Quevedo, CM.MG., Paganini, W.S. (2011) Impacts of human activities on the dynamics of environmental phosphorus and its reflexes on public health, *Ciênc. Saúde Coletiva*, **16**(18), 3539-3540.
- Remmen, K., Niewersch, C., Wintgens, T., Yüce, S., Wessling, M. (2017) Effect of high salt concentration on phosphorus recovery from sewage sludge and dewatering properties, *Journal of Water Process Engineering*, **19**, 277–282.
- Roy, E. D. (2017) Phosphorus recovery and recycling with ecological engineering: A review, *Ecological Engineering*, **98**, 213–227.
- Salehi, S., Yu, K., Heitz, A., Ginige, M. P. (2019) A novel storage driven granular post denitrification process: Long-term effects of volume reduction on phosphate recovery, *Chemical Engineering Journal*, **356**, 534–542.
- Santos, F. M., Pires, J. C. M. (2018) Nutrient recovery from wastewaters by microalgae and its potential application as bio-char, *Bioresource Technology*, **267**, 725–731.
- Schröder, J. J., Cordell, D., SMIT, A. L., Rosemarin, A. (2010) *Sustainable Use of Phosphorus*, EU Tender ENV.B.1/ETU/2009/0025.
- Schütte, T., Niewersch, C., Wintgens, T., Yüce, S. (2015) Phosphorus recovery from sewage sludge by nanofiltration in diafiltration mode, *Journal of Membrane Science*, **480**, 74–82.
- Sempiterno, C. (2017) Agricultural valorization of sewage sludge – nitrogen availability. *Rev. de Ciências Agrárias*, **40**(3), 506–514.
- Shalaby, M. S., El-Rafie, Sh., Hamzaoui, A.H., M'nif, A. (2015) Modeling and Optimization of Phosphate Recovery from Industrial Wastewater and Precipitation of Solid Fertilizer using Experimental Design Methodology, *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly Journal*, **29** (1), 35–46.
- Shashvatt, U., Benoit, J., Aris, H., Blaney, L. (2018) CO₂-assisted phosphorus extraction from poultry litter and selective recovery of struvite and potassium struvite, *Water Research*, **143**, 19–27.
- Shepherd, J. G., Sohi, S. P., Heal, K. V. (2016) Optimising the recovery and re-use of phosphorus from wastewater effluent for sustainable fertiliser development, *Water Research*, **94**, 155–165.
- Sørensen, B. L., Dall, O. L., Habib, K. (2015) Environmental and resource implications of phosphorus recovery from waste activated sludge, *Waste Management*, **45**, 391-399.
- Sørensen, J. M., Svenstrup, A., Scarpa, L., Carlsen, T. S., Jensen, H. C., Wybrandt, L., Christensen, M. L. (2018) Membrane crystallization for phosphorus recovery and ammonia stripping from reject water from sludge dewatering process, *Desalination*, **440**, 156–160.
- Sturm, G., Weigand, H., Marb, C., Weib, W., Huwe, B. (2010) Electrokinetic phosphorus recovery from packed beds of sewage sludge ash: yield and energy demand, *Journal Of Applied Electrochemistry*, **40**, 1069-1078.
- Tan, Z., Lagerkvist, A. (2011) Phosphorus recovery from the biomass ash: A review. *Renewable And Sustainable Energy Reviews*, **15**(8), 3588-3602.

- Tarayre, C., Clercq, L. De, Charlier, R., Michels, E., Meers, E., Camargo-valero, M., Delvigne, F. (2016) New perspectives for the design of sustainable bioprocesses for phosphorus recovery from waste, *Bioresource Technology*, **206**, 264–274.
- Tian, Q., Kee, S., Xie, X., Li, F., Zhu, Y., Rui, F., Yang, B. (2016) Enhanced phosphorus recovery and biofilm microbial community changes in an alternating anaerobic / aerobic biofilter, *Chemosphere*, **144**, 1797–1806.
- Tian, Q., Zhuang, L., Kee, S., Wang, Q., Wang, K., Xie, X. (2017) Phosphorus (P) recovery coupled with increasing in fluent ammonium facilitated intracellular carbon source storage and simultaneous aerobic phosphorus & nitrogen removal, *Water Research*, **119**, 267–275.
- Tian, S., Zhang, Z. (2019) Photo-electrochemical oxidation of hypophosphite and phosphorous recovery by UV/Fe²⁺/ peroxydisulfate with electrochemical process, *Chemical Engineering Journal*, **359**, 1075–1085.
- Tsuji, H., Fujii, S. (2014) Phosphate recovery by generating hydroxyapatite via reaction of calcium eluted from layered double hydroxides, *Applied Clay Science*, **99**, 261–265.
- Valverde-pérez, B., Fuentes-martínez, J. M., Flores-alsina, X., Gernaey, K. V, Kjøbsted, J., Gy, B. (2016) Control structure design for resource recovery using the enhanced biological phosphorus removal and recovery (EBP2R) activated sludge process, *Chemical Engineering Journal*, **296**, 447–457.
- Wang, Y., Xiao, Q., Zhong, H., Zheng, X., Wei, Y. (2016) Effect of organic matter on phosphorus recovery from sewage sludge subjected to microwave hybrid pretreatment, *ScienceDirect*, **39**, 29–36.
- Wan, J., Jiang, X., Zhang, T. C., Hu, J., Richter-egger, D., Feng, X., Zhou, A., Tao, T. (2018) The activated iron system for phosphorus recovery in aqueous environments, *Chemosphere*, **196**, 153–160.
- Wu, L., Zhang, C., Hu, H., Liu, J., Duan, T., Luo, J., Qian, G. (2017) Phosphorus and short-chain fatty acids recovery from waste activated sludge by anaerobic fermentation : Effect of acid or alkali pretreatment, *Bioresource Technology*, **240**, 192–196.
- Xu, Q., Liu, X., Wang, D., Wu, Y., Wang, Q. (2018) Free ammonia-based pretreatment enhances phosphorus release and recovery from waste activated sludge, *Chemosphere*, **213**, 276–284
- Yan, H., Chen, Q., Liu, J., Feng, Y., Shih, K. (2018) Phosphorus recovery through adsorption by layered double hydroxide nano-composites and transfer into a struvite-like fertilizer, *Water Research*, **145**, 721–730.
- Yan, P., Guo, J., Wang, J., Chen, Y., Ji, F., Dong, Y. (2015) Enhanced nitrogen and phosphorus removal by an advanced simultaneous sludge reduction , inorganic solids separation , phosphorus recovery , and enhanced nutrient removal wastewater treatment process, *Bioresource Technology*, **183**, 181–187.
- Yan, T., Ye, Y., Ma, H., Zhang, Y., Guo, W., Du, B., Wei, Q. (2018) A critical review on membrane hybrid system for nutrient recovery from wastewater, *Chemical Engineering Journal*, **348**, 143–156.
- Ye, Y., Hao, H., Guo, W., Liu, Y., Zhang, X., Guo, J., Ni, B.-J., Chang, S.W., Duc, D. (2016) Insight into biological phosphate recovery from sewage, *Bioresource Technology*, **218**, 874–881.
- Yuan, Z., Pratt, S., Batstone, D. J. (2012) Phosphorus recovery from wastewater through microbial processes, *Current Opinion In Biotechnology*, **23**(6), 878-883.
- Yu, P., Yu, K., Krishna, K. C. B., Kaksonen, A. H., Sutton, D. C., Ginige, M. P. (2018) Improvement of carbon usage for phosphorus recovery in EBPR-r and the shift in microbial community, *Journal of Environmental Management*, **218**, 569–578.
- Zhao, T., Li, H., Huang, Y., Yao, Q., Huang, Y., Zhou, G. (2019) Microbial mineralization of struvite: Salinity effect and its implication for phosphorus removal and recovery, *Chemical Engineering Journal*, **358**, 1324–1331.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

REMOÇÃO E RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES EM SISTEMA UASB SEGUIDO DE LAT E POSTERIOR SEPARAÇÃO DE MICROALGAS POR FAD

* José Carlos Alves Barroso Júnior¹
Maria Cristina de Almeida Silva²
Nestor Leonel Muñoz Hoyos²
Eddie Francisco Gómez²
Felipe Krüger Leal²
Luiz Olinto Monteggia²

NUTRIENT REMOVAL USING A UASB REACTOR FOLLOWED BY A HIGH-RATE POND AND DAF

Recibido el 31 de diciembre de 2019; Aceptado el 18 de septiembre de 2020

Abstract

The discharge of partially treated effluents with nutrients may cause eutrophication in water bodies. To avoid this process due treatment is necessary to improve the final quality of the effluent to be released. This work presents the treatment of domestic sewage from an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) followed by a high algal rate lagoon (LAT) with subsequent separation of algal biomass by dissolved air flotation (FAD) operated for one year. The UASB reactor was managed at a flow rate of 1.6 m³/h and a HRT of 10.8 h. The pond was worked at a flow rate of 0.8 m³/h with a HRP of 4.1 days. Inorganic coagulant ferric chloride with a dosage of 40 mg/L and organic flocculant Tanfloc SG with a dosage of 50 mg/L were tested to assist the flotation system. The UASB+LAT system showed an average TKN removal of 61.3 ± 11.2 % and the total phosphorus 32.3 ± 5.5 %. The overall removal observed in the pond and separations tests showed that ferric chloride showed a higher performance in the removal of total phosphorus reaching values of 74.5 ± 7.5 %. On the other hand, Tanfloc SG performed better for the removal of volatile suspended solids and organic matter with up to 88.2 ± 4.3 % and 89.8 ± 4.2 %, respectively.

Keywords: algae, HRP, UASB, flocculation, coagulation/flotation.

¹ Faculdade Dom Bosco Porto Alegre, Engenharia Ambiental e Sanitária, Brasil.

² Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

* *Autor correspondente:* Faculdade Dom Bosco - Engenharia Ambiental e Sanitária, Faculdade Dom Bosco, R. Mal. José Inácio da Silva, 355 - Passo d'Areia, Porto Alegre - RS, 90520-280. Brasil. Email: jrzenite@gmail.com

Resumo

O despejo de efluentes parcialmente tratados com presença de nutrientes pode causar eutrofização nos corpos hídricos. Para evitar este processo, é necessário o devido tratamento que visa a melhoria na qualidade final do efluente a ser lançado. Este trabalho apresenta o tratamento de esgoto doméstico a partir de reator anaeróbio de manto de lodo (UASB) seguido de lagoa de alta taxa de algas (LAT) com posterior separação da biomassa algal através da flotação por ar dissolvido (FAD) operado durante um ano. O reator UASB foi operado com vazão de 1.6 m³/h e TDH de 10.8 h. A LAT foi operada com vazão de 0.8 m³/h e com TDH de 4.1 dias. Para o auxílio na flotação, foram realizados testes com o coagulante inorgânico cloreto férrico com dosagem de 40 mg/L e comparado com testes utilizando o floculante orgânico Tanfloc SG[®] com uma dosagem de 50 mg/L, operado com vazão de 1.7 m³/h e TDH de 40 minutos. O sistema UASB + LAT apresentou remoção média de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) de 61.3 ± 11.2 % e para o fósforo total de 32.3 ± 5.5 %. Os resultados dos testes de flotação mostraram que o cloreto férrico obteve desempenho superior para a remoção de fósforo total, atingindo valores de 74.5 ± 7.5 %. Já o Tanfloc SG apresentou maior capacidade de remoção de sólidos suspensos voláteis e matéria orgânica (DQO) com valores de 88.2 ± 4.3 % e 89.8 ± 4.2 %, respectivamente.

Palavras chave: algas, LAT, UASB, floculação, coagulação, flotação, efluente sanitário.

Introdução

O tratamento do esgoto doméstico e industrial gerado pela sociedade é essencial para a preservação do meio ambiente e o desenvolvimento sustentável do país. O despejo destes efluentes sem o tratamento adequado pode resultar não somente em problemas diretos a saúde humana, mas também na contaminação dos corpos receptores. Um dos principais problemas associados ao descarte inadequado de efluentes está associado à eutrofização de corpos hídricos (Benítez *et al.*, 2018; Winkler & Straka, 2019; Zhu *et al.*, 2018), o que tem resultado em elaboração de normas mais rigorosas relativas à qualidade dos resíduos líquidos (Cikoski *et al.*, 2008; Januário, 2012).

Como resultado disso, pesquisas têm sido direcionadas para o desenvolvimento de tecnologias de tratamento de águas residuárias que permitem a remoção e possível recuperação de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (Cruz *et al.*, 2018; El-Shafai *et al.*, 2007; Rugaika *et al.*, 2019; Ward *et al.*, 2018). A elevada concentração destes nutrientes nos corpos hídricos resulta em um ambiente propício para o crescimento acelerado de diversas espécies de algas e macrófitas, o que pode torná-lo um ambiente inóspito para outras espécies (Benítez *et al.*, 2018; Hauser-Davis *et al.*, 2015; Rawat *et al.*, 2011).

Os sistemas comumente utilizados, como lodos ativados, se caracterizam pela elevada eficiência de remoção de matéria orgânica. Contudo, apresentam elevado custo energético e podem não atender a remoção de nutrientes desejada (Godos *et al.*, 2009; Gonzalez-Fernandez *et al.*, 2018). Desta forma, processos alternativos de tratamento que recuperam energia e nutrientes,

enquanto atingem eficiências satisfatórias de remoção dos mesmos são um desafio emergente (Batstone *et al.*, 2015).

A conversão de resíduos orgânicos em biogás por meio da digestão anaeróbia vem ganhando força nos últimos anos como uma tecnologia de energia renovável (Yu *et al.* 2019). Porém, a remoção de nutrientes neste tipo de reatores é baixa (Van Haandel *et al.*, 1994; Van Haandel & Cavalcanti, 1995) e por isso os efluentes oriundos destes sistemas não podem ser lançados em ambientes naturais (Kimura *et al.*, 2019).

Uma das opções para recuperar os nutrientes da digestão anaeróbia é a produção de biomassa de microalgas (Abdel-Raouf *et al.*, 2012; Monfet *et al.*, 2018). Estes podem ser incorporados pela densa biomassa de microalgas cultivadas em lagoas de estabilização (Powell *et al.*, 2010) e lagoas de cultivo de microalgas (Barroso, 2015).

As lagoas de alta taxa (LAT) para produção de algas são uma variante das lagoas de estabilização convencionais, as quais incorporam um sistema de mistura simples e controladores de fluxo (*baffles*) com o objetivo de maximizar a utilização da energia solar para a produção de biomassa e absorção de nutrientes (Craggs *et al.*, 2011; Fallowfield *et al.*, 1996; Mehrabadi *et al.*, 2015; Pinto & Onoyama, 1991).

Outro benefício é o aproveitamento do dióxido de carbono (CO₂) produzido pelas bactérias presentes na lagoa (gás do efeito estufa), o que torna uma fonte de energia mais sustentável (Craggs *et al.*, 2011). Como desvantagens de seu uso, pode-se citar as cargas elétricas presentes na superfície e o tamanho de partícula (diâmetro igual ou maior a 1.2 µm), fatores que dificultam a remoção das microalgas do meio líquido.

As microalgas podem ser removidas a partir da flotação por ar dissolvido (FAD), pois, inúmeras espécies tendem a flotar, ao invés de sedimentar, tornando a FAD uma proposta mais atrativa e eficiente para a sua remoção. Além das microalgas, também se destaca a remoção dos poluentes capturados pelas mesmas, bem como os demais presentes no líquido que podem se aderir aos flocos ou reagir com os coagulantes (Lee *et al.*, 1992; Hanotu *et al.*, 2012; Laamanen *et al.*, 2016).

Contudo, cabe ressaltar que a utilização de coagulantes/floculantes em conjunto com a FAD se faz necessária para agregar as células de microalgas, produzindo flocos de tamanho ideal para que estes sejam passivos de flotação (Laamanen *et al.*, 2016). O uso de coagulantes/floculantes orgânicos é atrativo, sendo que estes tendem a reagir inicialmente com os sólidos que estão em suspensão (Lee *et al.*, 2012), já os coagulantes inorgânicos podem reagir tanto com o fósforo presente no efluente quando com as partículas em suspensão e coloidais (Gregor *et al.*, 1997; Moffett, 1968).

Sendo assim, a associação de processos biológicos anaeróbios-aeróbios (UASB + LAT) e separação das algas por FAD permite atingir elevada eficiência de remoção de biomassa algal (Teixeira & Rosa, 2007; Teixeira *et al.*, 2010; Teixeira, 2006) e nutrientes (Edzwald, 1995; Kitchener & Gochin, 1981). Propicia-se, desta forma, a oferta de produtos finais de maior valor agregado, tais como biocombustíveis e outras fontes de energias renováveis (Tchobanoglous *et al.*, 2015).

A alternativa de utilização de LAT para o tratamento de efluentes sanitários tem sido explorada (Craggs *et al.*, 2014; Sutherland *et al.*, 2015), obtendo sistemas já implementados para o tratamento do efluente gerados em cidades (Beltrán-Rocha *et al.*, 2017; Mehrabadi *et al.*, 2015).

Este trabalho tem como objetivo avaliar a remoção e recuperação de nutrientes a partir do tratamento de efluentes sanitários por reator UASB + LAT, com posterior sistema de coagulação/floculação mecanizado seguido por uma etapa final de separação sólido/líquido por FAD.

Metodologia

Sistema experimental

Os experimentos foram realizados em estação experimental, em escala piloto, localizada nas instalações da estação de tratamento de esgotos (ETE) São João-Navegantes (DMAE – Departamento Municipal de Água e Esgoto de Porto Alegre), Porto Alegre, RS, durante o período de um ano (março de 2014 a março de 2015). O sistema avaliado consistiu de um reator anaeróbio de manto de lodo (UASB) alimentado com esgoto bruto sanitário (previamente gradeado e desarenado), seguido por uma LAT para produção de microalgas com posterior adensamento com coagulação/floculação mecanizada e final separação por FAD.

O UASB foi construído em fibra de vidro com volume útil de 18.3 m³, (diâmetro interno de 2.42 m, altura de 4 m) e um sistema de alimentação através de uma bomba helicoidal com três tubos descendentes. Foi operado com vazão de 1.6 ± 0.1 m³/h, com tempo de detenção hidráulico (TDH) de 0.42 dias. O efluente deste sistema foi conduzido para uma LAT construída com diques revestidos em concreto com taludes inclinados à 45° a qual possui uma pá impulsora para garantir uma velocidade de movimento do líquido de 0.15 - 0.30 m/s (Craggs; Park; Heubeck; Sutherland, 2014).

A LAT possui área superficial (As) de 148 m² e foi operada com altura da lâmina da água de 0.3 m, totalizando volume útil de 80 m³. A mesma foi alimentada com vazão de 0.8 ± 0.05 m³/h e TDH de 4.2 dias.

O sistema piloto de coagulação/floculação foi dimensionado a partir de dados já concretizado pelas bibliografias como Di Bernardo & Dantas (2006), Richter (2009) e Barroso (2015), empregando unidade de mistura rápida para dispersão do coagulante seguido de câmara de floculação mecanizada, conforme as características apresentadas na tabela 1.



Figura 1. Sistema piloto de tratamento de efluentes.

Tabela 1. Parâmetros de caracterização do sistema de coagulação/floculação.

Parâmetro	Mistura Rápida	Mistura Lenta		
		Câmara 1	Câmara 2	Câmara 3
Volume (m ³)	0.0033	0.149	0.234	0.466
TDH (s)	7	316	496	987
Gradiente (s ⁻¹)	2000	75	50	25
Nº de agitadores	-	3	2	1

O flotador de operação contínua foi construído em chapas de acrílico constituído de três câmaras; (1) câmara de ascensão de 0.55 m x 0.1 m x 1.80 m (largura x comprimento x altura); (2) câmara de separação sólido-líquido de 0.55 m x 0.70 m x 1.85 m e a (3) câmara de recepção dos sólidos de 0.55 m x 0.30 m x 0.20 m, totalizando volume útil de 1.12m³ (0.55m x 1.10m x 1.85m). O sistema foi alimentado com vazão de 1.7 m³/h, resultando em TDH de 40 min. O vaso de pressão para saturação de ar na água foi executado com diâmetro interno de 97.8 mm e altura de 1.45 m, sendo parcialmente preenchido com "pall rings" de 25 mm (55 %) e operado com pressão de três atmosferas. A pressurização foi realizada a partir do compressor de ar elétrico de 50L de volume e potência de 2cv.

Os coagulantes utilizados foram o cloreto férrico (inorgânico) e Tanfloc SG (orgânico). Para determinar a dosagem ideal foram realizados teste de jarros, sendo testados as concentrações de cloreto férrico de 20-60 mg/L e do Tanfloc SG de 5-55 mg/L. Os testes de jarros preliminares foram realizados para avaliar o efeito do pH (6.5 – 10.0), gradiente de velocidade, tempo de mistura da floculação e dosagem dos produtos. O tempo de coagulação foi mantido em 1 min, de floculação na faixa de 20 - 40 min e sedimentação em 30 min.

Os testes foram realizados sempre em triplicatas para o período da manhã (8:00 – 11:00) e para o período da tarde (13:00-16:00), pois as amostras em que se aplicaram os coagulantes/floculantes (LAT) sofrem variação do pH e alcalinidade ao decorrer do dia (Park; Craggs; Shilton, 2011; Barroso, 2015).

As amostras coletadas para os testes de jarros no período da manhã apresentaram valores de pH na faixa do neutro entre 6.8 – 7.3, já para o período da tarde obteve-se valores na faixa entre 9.3-9.7, sendo este o efeito natural das lagoas de alta taxa de microalgas.

Nos testes de separação das microalgas por FAD foram aplicadas as concentrações ótimas encontradas nos testes de jarros durante o período da manhã. Os testes de FAD foram repetidos seis vezes para cada coagulante e floculante nas dosagens ótimas.

Foram realizadas cinco coletas do afluente e do efluente final a cada 30 minutos durante o processo de FAD, para compor uma amostra representativa foram mescladas as cinco coletas, todas com o mesmo volume e ao final coletada uma amostra para que fossem avaliados todos os parâmetros apresentados na parte de análise e monitoramento. O lodo flotado de microalgas foi coletado em tempo integral (durante todo o período da FAD), retirando-se uma amostra homogeneizada do total ao final do teste.

Análises de monitoramento

Para avaliação da eficiência dos sistemas propostos foram realizadas análises de monitoramento. As análises do esgoto bruto, UASB e lagoas de alta taxa tiveram periodicidade semanal no período de um ano. No sistema de FAD foram avaliados para cada um dos testes realizados, totalizando seis testes para o coagulante e seis para o floculante.

As análises de turbidez, pH e oxigênio dissolvido foram realizadas três vezes por semana, já a radiação solar e a temperatura foram analisadas diariamente com intervalo de 15 minutos, a partir de sensor de temperatura e radiação solar, em que se efetuava a leitura a cada 15 minutos. Os valores obtidos foram armazenados em *data logger*, os quais eram coletados do dispositivo uma vez por mês para garantir espaço de memória de armazenamento para os demais dados.

O parâmetro oxigênio dissolvido e pH foram utilizados como base para análise da atividade das microalgas, já que a fotossíntese consome CO₂ e gera O₂ (Smaha & Gobbi, 2003; Tessele, 2011) e com o consumo de ocorre a elevação do pH (Siqueira, 2013; Torres, 2014).

As análises químico-físicas de sólidos suspensos voláteis (SSV), alcalinidade, carbono orgânico total (COT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (N-amoniacal), nitrogênio total de Kjeldahl (NTK), nitrato, fosfato e fósforo total (Pt), estão conforme os métodos apresentados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2003). A análise de lipídios foi realizada conforme Bligh e Dyer (1959), e a análise de clorofila-*a* foi baseada no método descrito por Wetzel e Likens (2000), sendo estas juntamente com os SSV as principais análises para avaliação da produção e concentração de microalgas e lipídios.

Os resultados obtidos foram avaliados por testes ANOVA e Tukey com confiabilidade de 95 % ($p=0.05$), sendo para valores de “ p ” menores que 0.05 não apresentam diferença estatística significativa. Considera-se que, para letras diferentes, há diferença significativa entre os mesmos. Para realização desta análise, utilizou-se o *software Minitab 17*, 2014.

Resultados e discussão

Caracterização física e química do afluente bruto e efluentes de UASB e da LAT

A caracterização das análises físicas e químicas do afluente bruto e dos efluentes do reator UASB e do efluente da LAT são apresentadas na tabela 2. A elevada variação dos dados do afluente bruto é devido a utilização do esgoto real recebido na ETE São João Navegantes, o qual é submetido à desarenação e ao gradeamento antes de ser direcionado para a planta piloto experimental. Desta forma há variação nas concentrações dos poluentes durante o ano, principalmente para cada estação.

Tabela 2. Caracterização do afluente bruto e efluente do UASB e da LAT.

Parâmetro	Afluente bruto	Efluente UASB	Efluente LAT
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	195.7 ± 15.2	229.6 ± 22.9	89.26 ± 18.3
ST (mg.L ⁻¹)	425.7 ± 78.9	245.6 ± 46.3	354.2 ± 43.6
SSV (mg.L ⁻¹)	89.9 ± 39.9	30.7 ± 10.1	122.8 ± 23.7
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	214.9 ± 93.1	126.0 ± 54.1	88.0 ± 23.7
DQO (mg.L ⁻¹)	330.50 ± 217.4	147.40 ± 97.4	209.00 ± 85.4
COT (mg.L ⁻¹)	71.90 ± 32.3	28.40 ± 5.8	80.50 ± 6.4
NTK-N (mg.L ⁻¹)	40.30 ± 13.7	36.30 ± 6.6	13.70 ± 3.9
N-Amoniacal (mg.L ⁻¹)	28.30 ± 11.7	32.30 ± 7.3	7.90 ± 4.7
Nitrato – N (mg.L ⁻¹)	ND*	0.153±0.03	4.14±1.5
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	2.70 ± 1.4	2.60 ± 0.4	1.60 ± 0.3
Fosfato (mg.L ⁻¹)	1.56 ± 0.6	2.27 ± 0.7	1.20 ± 0.3

*ND – Não detectado

A etapa inicial do tratamento foi realizada pelo reator UASB, com objetivo de retenção de sólidos e remoção de parcela da matéria orgânica facilmente biodegradável. O UASB apresentou remoções médias de SSV de 65.9 %, DBO₅ de 59.1 ± 15.6 % e DQO de 39.7 ± 12.1 % (Tabela 2). Os valores de remoção obtidos pelo reator neste trabalho são próximos aos presentes na literatura, 50-70 % para SSV, 40-70 % para DBO₅ e 30-60% para DQO (Calijuri *et al.*, 2009; Da Costa, 2013; Monteggia, 1991; Monteggia & Tessele, 2001; Tessele, 2011).

No efluente do reator UASB há elevação do nitrogênio amoniacal e fosfato devido à quebra de compostos orgânicos como proteínas e aminoácidos (processo de amonificação). Assim, parte do nitrogênio orgânico é convertido em N-amoniacal (Lourenço, 2006; Rezende *et al.*, 2003) e parcela do fósforo total convertido em fosfato (Bueno, 2011; Cruz *et al.*, 2018; Monfet *et al.*, 2018).

O efluente do reator UASB é despejado na LAT, elevando a concentração de N-amoniacal. Esta forma de nitrogênio pode ser convertida a nitrito e posteriormente a nitrato, os quais são mais facilmente sorvidos por microrganismos e microalgas, junto com fosfato e outros micronutrientes, o que resulta no desenvolvimento dos microrganismos fotossintéticos (Kerbaui, 2008; Park *et al.*, 2011; Taiz & Zeiger, 2004).

No efluente da LAT há elevação dos parâmetros removidos pelo reator UASB como ST (44.2 %), SSV (300 %), DQO (41.8 %) e COT (183.5 %), devido ao cultivo de microalgas (Tabela 2). Contudo, percebe-se que a elevação da concentração de microalgas não causa reflexo no valor da DBO₅. Isso pode ser decorrente da complexidade intrínseca das microalgas (cadeias orgânicas maiores),

e desta forma não são contabilizados na matéria orgânica facilmente biodegradável. Outra possibilidade é a que a produção de oxigênio a partir da fotossíntese seja utilizada para a oxidação da matéria orgânica compense o não aumento da DBO.

A elevação dos referidos parâmetros é consequência do desenvolvimento e proliferação das microalgas na LAT, já que convertem a água, CO₂ e energia solar em calor e energia química, por meio da clorofila-*a* (Kellner & Pires., 1998), aliado a assimilação de nutrientes provindos das águas residuárias (Park *et al.*, 2011; Powell *et al.*, 2010).

Conforme os resultados apresentados, observou-se que o cultivo de microalgas na LAT permitiu a remoção de nutrientes, fósforo e nitrogênio, do efluente. As remoções de nitrogênio na LAT apresentaram eficiência de 62.3% para o NTK e 75.5% para o N-amoniacal. Para fósforo total obteve-se 38.5% de remoção e para o fosfato e 47.1%. Os níveis de remoção relatados na bibliografia são próximos aos obtidos neste trabalho, para a remoção de fósforo entre 20-50 % (Dodds *et al.*, 1997; Sukačová *et al.*, 2015) e nitrogênio amoniacal entre 50-75 % (Craggs *et al.*, 2014; Cromar & Fallowfield, 1997; Mehrabadi *et al.*, 2015).

Segundo Bueno (2011) e Tchobanoglous (2015), há diversos fatores e métodos que influenciam na remoção de nitrogênio amoniacal do efluente líquido. Para este trabalho a remoção ocorre principalmente devido a três fatores relatados pelos autores supracitados e apresentados na Figura 2. Na Figura 2-1, a remoção está relacionada com a elevação dos valores de pH, sendo consequência da realização da fotossíntese pelas microalgas, o que elevam os valores de alcalinidade e pH. Neste trabalho foram registrados valores de pH entre 6.7 e 10.7, apresentando valores mais elevados durante o dia, onde há presença da radiação solar. Valores de pH acima de 9.5 possibilita que uma parcela do N-amoniacal possa se converter em gás e desprender do efluente líquido.

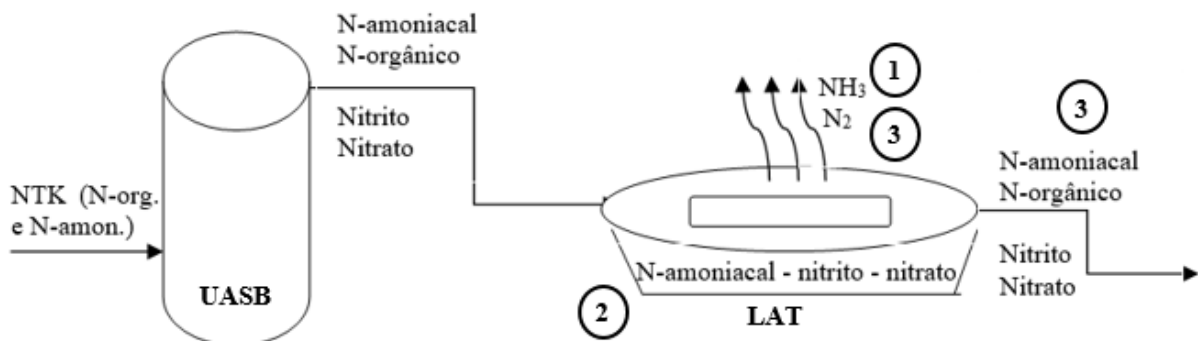


Figura 2. Transformação do nitrogênio no sistema de tratamento piloto: (1) volatilização da amônia; (2) nitrificação e (3) desnitrificação e assimilação pelas microalgas.

A Figura 2-2 representa a conversão do nitrogênio amoniacal em nitrito e nitrato a partir das reações de nitrificação, para que estas ocorram é necessário concentrações de oxigênio dissolvido acima de 1.5 mg/L. Neste trabalho a lagoa de algas registrou valores de OD acima de 22 mg/L (limite de leitura do equipamento), mesmo operando em faixas de temperatura entre 20°C e 33°C. A análise das concentrações de alcalinidade confirma esta hipótese, pois durante as reações de nitrificação há consumo de alcalinidade no meio líquido (Winkler & Straka, 2019), o que reduz os valores de alcalinidade no efluente da lagoa. Além disto, os índices de nitrato no efluente da LAT apresentam-se mais elevados quando comparados aos valores do efluente do UASB (afluente a LAT) e esgoto bruto, o que corrobora para a ocorrência da nitrificação no processo de tratamento de efluente a partir de lagoas de microalgas.

Por fim a Figura 2-3 representa a conversão do nitrito e nitrato provindo da oxidação do nitrogênio amoniacal em nitrogênio gasoso a partir das vias de desnitrificação e/ou convertido em nitrogênio orgânico através da assimilação dos íons de nitrogênio pelas microalgas (Van Haandel, 1981; Winkler & Straka, 2019). Porém, mesmo após o tratamento ainda há registro de íons nitrogênio dissolvidos no efluente da LAT.

Diversos autores reportam remoção de N-amoniacal em torno de 70-99% em LAT de cultivo de microalgas em condições controladas (De-Bashan et al., 2004; Li et al., 2011; Zeng et al., 2015), em experimentos realizados em escala piloto foi possível atingir valores de remoção de nitrogênio amoniacal entre 45.0 % a 75.0 % (Craggs et al., 2014; Park et al., 2011). Neste trabalho encontrou-se cerca de 72.1 % de remoção de N-amoniacal, desta forma, considera-se que a eficiência obtida de remoção deste parâmetro foi satisfatória, tendo em vista a avaliação de sistema em escala piloto.

Outro nutriente importante para o desenvolvimento dos microrganismo e microalgas na LAT é o fósforo, o qual é mais facilmente sorvido em sua forma iônica (PO₄-3). A remoção do fósforo total (38.5 %) na LAT ocorre devido a dois fatores principais. O primeiro pode ocorrer a partir da ligação entre o fosfato e íons de metal tornando-se insolúveis, como ocorrer com o manganês e ferro, formando os oxihidróxidos de ferro, resultando em ligações químicas fortes (Barroso, 2015; Hernández & Meurer, 1995; Tessele, 2011), reduzindo a disponibilidades deste fosfato para os microrganismos e plantas. Este fator pode apresentar maior relevância para valores de pH mais elevados como ocorre nas LAT, devido a sua relação de pH e solubilidade (Craggs, 2005; García et al., 2006).

O segundo fator que pode influenciar na remoção de fósforo na LAT é devido a assimilação pelo biofilme formado nos taludes e microrganismos presentes na lâmina de água, que podem ficar retidos no fundo das lagoas e no próprio biofilme.

Separación das microalgas por coagulação e floculação seguida por FAD

Neste trabalho utilizou-se a técnica de flotação por ar dissolvido para adensamento das microalgas, que foi precedida por sistema de coagulação e floculação, responsável pela formação de flocos com tamanho adequado para obter eficiência mais elevada na FAD. Desta forma, é possível a obtenção de efluente clarificado e com menor concentração de poluentes (Rodrigues, 1999; Show & Lee, 2014; Tchobanoglous *et al.*, 2015; Uduman *et al.*, 2010).

As dosagens de produtos químicos na etapa de mistura (coagulação e floculação) foram estabelecidas a partir de testes de jarros, utilizando o parâmetro turbidez como base para a tomada de decisão, visto que este possui relação direta com o SSV para o caso de lagoas de cultivo de microalgas (Pearson *et al.*, 1987). O cloreto férrico foi testado com dosagens de 20 a 60 mg/L, obtendo-se remoção de turbidez mais elevada (86.9 %) com dosagem de 40.0 mg/L. Já o Tanfloc SG foi testado com dosagens de 5 a 55 mg/L, e apresentou remoção de turbidez mais elevada (92.0 %) com dosagem de 50.0 mg/L.

As Tabelas 4 e 5 apresentam os resultados de remoção e sólidos e nutrientes no sistema de tratamento (UASB, LAT e FAD) utilizando cloreto férrico com dosagem de 40 mg/L (Tabela 4) e Tanfloc SG com dosagem de 50 mg/L (Tabela 5) no processo de FAD.

Tabela 3. Parâmetros de monitoramento e eficiência de remoção nas diferentes etapas do tratamento utilizando cloreto férrico (40 mg/L).

Parâmetro*	Afluente Bruto	Efluente LAT	Efluente FAD	Remoção UASB + LAT (%)	Remoção FAD (%)	Remoção UASB + LAT + FAD (%)
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	195.7 ± 15.2	92.2 ± 17.7	22.3 ± 8.6	52.9 ± 6.2	75.8 ± 9.4	88.6 ± 10.3
pH	6.94 ± 0.53	8.34 ± 1.78	6.52 ± 0.71	-	-	-
Turbidez (NTU)	174.0 ± 36.6	145.0 ± 83.8	8.7 ± 3.4	16.7	94.0	95.0
SSV (mg/L)	147.8 ± 17.3	116.1 ± 19.7	38.5 ± 14.5	21.4 ± 3.1	66.8 ± 11.0	74.0 ± 11.2
DBO ₅ (mg/L)	275 ± 28.4	88.0 ± 16.3	26.0 ± 3.6	68.0 ± 9.9	70.5 ± 10.5	90.5 ± 14.3
DQO (mg/L)	326.9 ± 115.8	310.0 ± 119.1	91.7 ± 8.9	5.2 ± 7.3	70.4 ± 3.5	71.9 ± 4.2
COT (mg/L)	81.2 ± 20.5	79.2 ± 18.7	26.9 ± 6.9	2.5 ± 0.9	66.0 ± 10.1	66.9 ± 11.4
N-amoniaco (mg/L)	28.3 ± 10.0	7.6 ± 6.3	6.8 ± 1.4	76.9 ± 5.8	10.5 ± 3.4	76.0 ± 7.8
NTK (mg/L)	54.5 ± 11.5	22.8 ± 6.6	7.9 ± 2.8	58.2 ± 9.7	65.4 ± 11.5	85.5 ± 15.2
Fósforo total (mg/L)	2.83 ± 1.3	1.92 ± 0.4	0.5 ± 0.2	32.2 ± 5.5	74.5 ± 7.5	82.7 ± 8.9
Fosfato-P (mg/L)	1.71 ± 0.7	0.9 ± 0.4	Nd*	47.4 ± 8.2	≈ 100.0	≈ 100.0
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	Nd*	1419 ± 110	674 ± 70	-	52.5 ± 8.6	-
Nitrato-N (mg/L)	0.153 ± 0.03	4.14 ± 1.5	3.81 ± 0.8		8.0 ± 5.8	

* Valor não detectado

A remoção de partículas em suspensão (SSV) por processos de flotação quimicamente assistida é atrativa quando utilizado o coagulante e o floculante. Desta forma pode-se dizer que a remoção de microalgas é elevada, pois representam a maioria das partículas suspensas (Pearson *et al.*, 1987). É possível comprovar este dado pelo parâmetro clorofila-*a*, a qual é uma medida do pigmento encontrado nas microalgas (comprimento de onda 660 - 670nm). Apesar de apresentar remoções elevadas de clorofila (para o cloreto férrico 52.5% e para o Tanfloc SG 91.2%), este parâmetro não possui limite estipulado para o lançamento de efluentes sanitários. Porém para classe 3 de águas doces deve-se apresentar limite de clorofila-*a* de 60 µg/L, após diluição no corpo receptor.

O lançamento do efluente no corpo receptor necessita de estudo mais aprofundado, pois tem-se a influência da diluição do efluente na vazão do corpo receptor. Apesar de apresentar elevada concentração de clorofila-*a* no efluente após FAD, este será diluído no corpo receptor podendo atingir níveis abaixo da classificação como classe 1 para água doce (10 µg/L).

O cloreto férrico apresenta menor eficiência para remoção de clorofila-*a* pois pode reagir também com outros poluentes no meio como o fósforo (Gregor *et al.*, 1997; Moffett, 1968), o que não ocorre no caso do Tanfloc SG. Do ponto de vista termodinâmico, o comportamento do ferro como coagulante em meio aquoso é relativamente complexo, envolvendo a sua participação em reações de hidrólise e precipitação química na forma de hidróxidos e na forma de fosfato férrico (Marguti *et al.*, 2008).

Conforme as tabelas 4 e 5 o floculante Tanfloc SG com dosagem de 50 mg/L obteve eficiência mais elevada para a remoção de clorofila-*a* e matéria orgânica no sistema FAD ($p < 0.05$), atingindo valores de remoção de SSV de 88.2 %, clorofila-*a* de 91.2 % e DQO de 89.8 %, quando comparado ao mesmo sistema de separação utilizando o cloreto férrico com dosagem de 40 mg/L que obteve valores de remoção de SSV de 66.8 %, clorofila-*a* de 52.5 % e DQO de 70.4 %.

A remoção mais elevada de SSV pelo floculante Tanfloc SG era esperada, já que nos testes de jarros obteve maior eficiência de remoção de turbidez, a qual tem relação direta com os sólidos suspensos. Estes sólidos são representados, em quase sua totalidade, pelas microalgas, as quais também representam grande parte da matéria orgânica do efluente, visto que há aumento da matéria orgânica na LAT devido a produção das mesmas. A figura 3 permite comparação visual do afluente e efluente do sistema FAD.

Quando avaliada a remoção de nutrientes para o processo de FAD, constatou-se maior eficiência quando utilizado o coagulante cloreto férrico ($p < 0.05$), obtendo remoção de fósforo total de 74.5 % e nitrogênio total de 62.8 %, quando comparado ao floculante Tanfloc SG, que obteve valores de remoção de fósforo total de 25.9 % e NTK de 53.5 %.

Tabela 4. Parâmetros de monitoramento e eficiência de remoção nas diferentes etapas do tratamento utilizando Tanfloc SG. (50 mg/L).

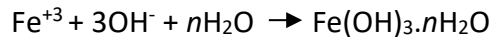
Parâmetro*	Aflente UASB	Eflente LAT	Flotado Eflente	Remoção LAT +UASB (%)	Remoção FAD (%)	Remoção total (%)
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	199.1 ±14.8	87.6 ± 18.2	56.7 ± 10.1	56.0 ± 7.4	35.5 ± 18.2	71.5 ± 10.7
pH	6.83 ± 0.66	8.52 ± 1.69	7.11 ± 0.54	-	-	-
Turbidez (NTU)	172.5 ± 34.5	149,6 ± 81,7	7,3 ± 3,6	13.3	95.1	95.8
SSV (mg/L)	146.7±14.7	116.8±15.2	13.8±4.2	20.4±2.3	88.2±4.3	90.6±5.6
DBO5 (mg/L)	294±26.0	81±15.3	18±2.8	72.4±10.5	77.8±11.2	93.9±14.4
DQO (mg/L)	326.9±110.4	209±123.3	21.3±5.8	36.1±6.3	89.8±4.2	93.5±5.1
COT (mg/L)	84.4±22.5	79.2±20.1	20.4±6.6	6.2±2.2	74.2±12.8	75.8±15.1
N-amoniaco (mg/L)	28.3±10.0	8.1±7.3	7.4±1.9	71.4 ± 6.5	8.6±3.7	73.9±7.7
NTK-N (mg/L)	60.5±13.7	23.4±7.5	10.3±3.4	61.3±11.2	56.0±10.6	83.0±14.1
Fósforo total -P (mg/L)	2.91±1.4	1.97±0.3	1.46±0.2	32.3±5.2	25.9±2.1	49.8±6.3
Fosfato -P (mg/L)	1.66±0.8	0.9±0.5	0.8±0.2	45.8±5.3	11.1±5.9	51.8±12.5
Clorofila-a (µg/L)	Nd*	1481 ± 112	131 ± 54	-	91.2±12.5	-
Nitrato-N (mg/L)	0.153±0.02	4.14±1.5	3.99±1.1	-	3.6±2.6	-

* Valor não detectado



Figura 3. Aflente e eflente do sistema de separação sólido/líquido(FAD), utilizando o Tanfloc SG.

A elevada remoção de fósforo utilizando cloreto férrico se deve ao fato que há a tendência do coagulante reagir com o partículas em suspensão e coloidais, assim como com os íons de fósforo dissolvidos no efluente (Gregor et al., 1997; Moffett, 1968). A adição do coagulante no efluente líquido permite a participação do ferro nas reações de hidrólise, resultando na formação de espécies polinucleares e mononucleares solúveis. Devido a insolubilidade do ferro trivalente (Fe³⁺) na forma de fosfato férrico e hidróxido de ferro, este precipita-se, assim a concentração solúvel de Fe³⁺ é regida pela concentração do hidróxido de ferro e o fosfato férrico (Marguti et al., 2008), conforme Equação 1. De acordo com Ferrari Gualberto (2009), o valor de n pode variar entre 1-3.

**Equação (1)**

As análises do poluente nitrogênio (NTK, Amônia e nitrato), utilizando o coagulante Tanfloc SG, mostram que na FAD há diferença significativa entre o afluente e efluente para os parâmetros NTK ($p = 0.006$) e nitrogênio total ($p = 0.015$), sendo a principal parcela do nitrogênio removida em forma de nitrogênio orgânico, no caso, as microalgas. Ao utilizar o cloreto férrico, tem-se os mesmos poluentes com diferença significativa para o afluente e efluente da FAD, NTK ($p = 0.010$) e NT ($p = 0.013$), sendo as demais formas de nitrogênio não significativamente diferentes entre o afluente e efluente ($p > 0.05$).

O lodo flotado de microalgas resultante da FAD pode ser utilizado para geração de energia através da digestão anaeróbia, proporcionando um gás rico em metano. A digestão anaeróbia irá depender da concentração e do tipo de coagulante utilizado. A utilização deste biogás utilizando algas como substrato é capaz de produzir cerca de 1 kWh/kg de sólidos voláteis de biomassa de microalgas (Benemann & Oswald, 1996). Outra possibilidade é a extração de lipídios antes da utilização da biomassa como substrato, tornando o tratamento do efluente e aproveitamento da biomassa energética mais sustentável (Park et al., 2011; Barroso, 2015; Gonzalez-Fernandez et al., 2018; Roselet et al., 2019).

O lodo final após processo de extração de lipídios e/ou digestão anaeróbia pode derivar para dois caminhos:

- Caso seja utilizado o Tanfloc SG (orgânico) pode ser utilizado como matéria prima para a produção de adubo.
- Caso seja utilizado o cloreto férrico é necessário um estudo mais aprofundado das condições finais do lodo ou então este lodo final deve ser encaminhado para aterro sanitário.

Outros autores apresentam o uso de biomassa de microalgas para adubo, alimento e matéria prima para biocombustíveis como biogás, álcool, óleo (Benemann, 2008; Park et al., 2011; Rawat et al., 2011; Sutherland et al., 2014).

Conclusões

O estudo apresentou que o tratamento de efluentes a partir de reatores anaeróbios (UASB) seguido por LAT com separação final por FAD apresentou elevada remoção de matéria orgânica e nutrientes (fósforo e nitrogênio), além de uma biomassa energética que pode auxiliar na redução de custos da planta de tratamento, tornando o sistema mais atrativo.

Na LAT há elevação da concentração dos parâmetros de SSV, DQO e COT devido ao desenvolvimento e cultivo de microalgas, as quais podem fixar nutrientes (nitrogênio e fósforo) para a geração de biomassa, que pode ser removida por processo de FAD.

A LAT é a principal responsável pela remoção de nitrogênio amoniacal (volatilização e/ou oxidação à nitrito e nitrato) e geração de nitrogênio orgânico, onde as microalgas podem server nitratos e nitritos juntamente com fósforo e carbono inorgânico, na presença de radiação solar, originando novas células de microalgas.

O floculante Tanfloc SG apresentou elevada eficiência na remoção de microalgas (SSV e clorofila-*a*), o que permite inferir que remoções mais elevadas dos nutrientes poderiam ser alcançadas através da adição de carbono inorgânico na LAT, para atendimento da relação C:N:P de cerca de 106:16:1 (Kirk, 1994; Redfield *et al.*, 1963). Nesta pesquisa o valor médio da relação C:N:P do afluente a LAT foi de 22: 3:1 (base carbono inorgânico) e 11:13:1 (base COT), estas proporções podem sofrer alterações conforme o TDH utilizado para operação das lagoas.

Com o emprego da flotação quimicamente assistida utilizando o cloreto férrico foi possível atingir eficiência média do sistema de tratamento (UASB+LAT+FAD) de $81.7 \pm 12.4 \%$ e $82.7 \pm 8.9 \%$ para nitrogênio total e fósforo total, respectivamente. No caso do floculante Tanfloc SG a eficiência de remoção de nitrogênio total foi de $78.9 \pm 15.5 \%$ e de $43 \pm 6.3 \%$ do fósforo total. Entretanto, a remoção global de DQO, empregando o cloreto férrico atingiu eficiência média de $71.9 \pm 4.2 \%$ enquanto o Tanfloc SG atingiu $93.5 \pm 5.1 \%$ de remoção.

Os resultados da etapa de separação sólido/líquido indicaram que o coagulante cloreto férrico apresentou melhor desempenho para a remoção de fósforo dissolvido, enquanto para a remoção de microalgas e matéria orgânica o floculante Tanfloc SG obteve eficiência mais elevada.

Referências bibliográficas

- Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A. A., Ibraheem, I. B. M. (2012) Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences*, **19**(3), 257–275.
- Barroso Júnior, J. C. A. (2015) Produção de biomassa de algas em lagoas de alta taxa alimentadas com esgoto sanitário com posterior separação por flotação por ar dissolvido, dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação Em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre - RS - Brasil, 144 pp.
- Batstone, D. J., Hülsen, T., Mehta, C. M., Keller, J. (2015) Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: A review. *Chemosphere*, **140**, 2–11.
- Beltrán-Rocha, J. C., Barceló-Quintal, I. D., García-Martínez, M., Osornio-Berthet, L., Saavedra-Villarreal, N., Villarreal-Chiu, J., Javier López-Chuken, U. (2017) Polishing of municipal secondary effluent using native microalgae consortia. *Water Science and Technology*, **75**(7), 1693–1701.
- Benemann, J. R. (2008) Overview : Algae Oil to Biofuels (annotated presentation) Abstract – a short history of algae biofuels. *Biofuels from Algae*, 925, 14-42.

- Benemann, J. R., Oswald, W. J. (1996) Systems and Economic Analysis of Microalgae Ponds for Conversion of CO₂ to Biomass. Pittsburgh Energy technology Center, Pittsburgh, PA, 216 pp.
- Benítez, M. B., Champagne, P., Ramos, A., Torres, A. F., Ochoa-Herrera, V. (2018) Wastewater treatment for nutrient removal with Ecuadorian native microalgae. *Environmental Technology (United Kingdom)*, **33**(30), 1–9.
- Bueno, R. D. F. (2011) Nitrificação e Desnitrificação Simultânea em Reator com Biomassa em Suspensão e Fluxo Contínuo de Esgoto, dissertação de mestrado, Faculdade de Saúde Pública, SP - Brasil 148 pp.
- Calijuri, M. L., Kopschitz, R., Bastos, X., Henrique, E., Dias, O. (2009) Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal : eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica , sólidos , nutrientes e coliformes. *Domestic wastewater treatment in UASB-horizontal flow cons*, **31**, 421–430.
- Cikoski, A., Rotta, M., Becegato, V., Machado, W. C. P., Onofre, S. B. (2008) Caracterização De Efluentes Gerados No Processo Agroindustrial – Caso Da Indústria Frigorífica. *Geoambiente On-Line*, **10**(11), 01-11.
- CRAGGS, R. J. (2005) Advanced integrated wastewater ponds. In: Shilton, A. (Ed.), Pond Treatment Technology. *IWA Scientific and Technical Report Series*, **33**, 449-460.
- Craggs, R. J., Heubeck, S., Lundquist, T. J., Benemann, J. R. (2011) Algal biofuels from wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Science and Technology*, **63**(4), 660–665.
- Craggs, R., Park, J., Heubeck, S., Sutherland, D. (2014) High rate algal pond systems for low-energy wastewater treatment, nutrient recovery and energy production. *New Zealand Journal of Botany*, **52**(1), 60–73.
- Cromar, N. J., Fallowfield, H. J. (1997) Effect of nutrient loading and retention time on performance of high rate algal ponds. *Journal of Applied Phycology*, **9**(4), 301–309.
- Cruz, H., Luckman, P., Seviour, T., Verstraete, W., Laycock, B., Pikaar, I. (2018a) Rapid removal of ammonium from domestic wastewater using polymer hydrogels. *Scientific Reports*, **8**(1), 1–6.
- Da Costa, J. F. (2013) Remoção de Poluentes em um Sistema de Alagados Construídos Atuando como Pós- Tratamento de Efluente de Reator UASB e de Filtro Biológico Percolador, Tese de Doutorado, Pós Graduação em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Belo Horizonte - MG - Brasil, 193 pp.
- De-Bashan, L. E., Hernandez, J. P., Morey, T., Bashan, Y. (2004) Microalgae growth-promoting bacteria as “helpers” for microalgae: A novel approach for removing ammonium and phosphorus from municipal wastewater. *Water Research*, **38**(2), 466–474.
- Di Bernardo, L., Dantas, Â. D. B. (2006) Métodos e técnicas de tratamento de água. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **11**(2), 107–107.
- Dodds, W. K., Smith, V. H., Zander, B. (1997) Developing nutrient targets to control benthic chlorophyll levels in streams: A case study of the Clark Fork River. *Water Research*, **31**(7), 1738–1750.
- Edzwald, J. K. (1995) Principles and applications of dissolved air flotation. *Water Science Technology*, **31** (3-4), 1-23.
- El-Shafai, S. A., El-Gohary, F. A., Nasr, F. A., Peter van der Steen, N., Gijzen, H. J. (2007) Nutrient recovery from domestic wastewater using a UASB-duckweed ponds system. *Bioresource Technology*, **98**(4), 798–807.
- Fallowfield, H., Cromar, N., Evison, L. (1996) Coliform die-off rate constants in a high rate algal pond and the effect of operational and environmental variables. *Water Science and Technology*, **34**(11), 141–147.
- García, J., Green, B. F., Lundquist, T., Mujeriego, R., Hernández-Mariné, M., Oswald, W. J. (2006) Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. *Bioresource Technology*, **97**(14), 1709–1715.
- Godos, I. de, Blanco, S., García-Encina, P. A., Becares, E., Muñoz, R. (2009) Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewaters at high loading rates. *Bioresource Technology*, **100**(19), 4332–4339.
- Gonzalez-Fernandez, C., Barreiro-Vescovo, S., De Godos, I., Fernandez, M., Zouhayr, A., Ballesteros, M. (2018) Biochemical methane potential of microalgae biomass using different microbial inocula. *Biotechnology for Biofuels*, **11**(1), 1–11.

- González-González, L. M., Correa, D. F., Ryan, S., Jensen, P. D., Pratt, S., Schenk, P. M. (2018) Integrated biodiesel and biogas production from microalgae: Towards a sustainable closed loop through nutrient recycling. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **82**(September 2017), 1137–1148.
- Gregor, J. E., Nokes, C. J., Fenton, E. (1997) Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation. *Water Research*, **31**(12), 2949–2958.
- Haandel, A. C. Van, Cavalcanti, P. F. C. (1995) Melhoramento do desempenho e aumento da aplicabilidade de lagoas de estabilização através do pré-tratamento anaeróbio em um RAFA. *Seminário Sobre Post-Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas, Tunja*.
- Hanotu, J., Bandulasena, H. C. H., Zimmerman, W. B. (2012) Microflotation Performance for Algal Separation, **109**(7), 1663–1673.
- Hauser-Davis, R. A., Lavradas, R. T., Lavandier, R. C., Rojas, E. G. A., Guarino, A. W. S., Ziolli, R. L. (2015) Accumulation and toxic effects of microcystin in tilapia (*Oreochromis niloticus*) from an eutrophic Brazilian lagoon. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **112**, 132–136.
- Hernández, J., Meurer, E. J. (1995) Adsorção de fósforo e sua relação com formas de ferro em dez solos do Uruguai. *Revista Brasileira de Ciência e Solo*, **1**, 223–230.
- Januário, M. A. P. (2012) Avaliação de desempenho de estações de tratamento de efluentes de três indústrias de abate de bovinos e suínos em Minas Gerais: estudo de caso, Especialização em Saneamento e Meio Ambiente, Especialização em Saneamento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte - MG - Brasil, 83 pp.
- Kellner, E., Pires, E. C. (1998) Lagoas de estabilização: projeto e operação, Catálogo de atualização profissional, ABES, 93 pp.
- KERBAUY, G. B. (2008) *Fisiologia Vegetal* (2ª ed.). Rio de Janeiro: Guanabara.
- Kimura, S., Yamada, T., Ban, S., Koyama, M., Toda, T. (2019) Nutrient removal from anaerobic digestion effluents of aquatic macrophytes with the green alga, *Chlorella sorokiniana*. *Biochemical Engineering Journal*, **142**(December 2018), 170–177.
- KIRK, J. T. O. (1994) *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. Cambridge University Press (2ª, Vol. 2nd editio). Cambridge.
- Kitchener, J. A., Gochin, R. J. (1981) The mechanism of dissolved air flotation for potable water: basic analysis and a proposal. *Water Research*, **15**(5), 585–590.
- Laamanen, C. A., Ross, G. M., Scott, J. A. (2016a) Flotation harvesting of microalgae. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **58**, 75–86.
- Lee, I. S., Koopman, B., Lincoln, E. P. (1992) effect of physicochemical variables on algal autoflotation. *Water Science and Technology*, **26**(7), 1769–1778.
- Lee, K. E., Morad, N., Teng, T. T., Poh, B. T. (2012) Development, characterization and the application of hybrid materials in coagulation/flocculation of wastewater: A review. *Chemical Engineering Journal*, **203**, 370–386.
- Li, Y., Chen, Y. F., Chen, P., Min, M., Zhou, W., Martinez, B. Ruan, R. (2011) Characterization of a microalga *Chlorella* sp. well adapted to highly concentrated municipal wastewater for nutrient removal and biodiesel production. *Bioresource Technology*, **102**(8), 5138–5144.
- Lourenço, S. de O. (2006) Cultivo de microalgas marinhas: princípios e aplicações. *Embrapa Agroenergia*, **113**(1), 588 pp.
- Marguti, A. L., Ferreira Filho, S. S., Piveli, R. P. (2008) Otimização de Processo Físico-químico na Remoção de Fósforo de Esgotos Sanitários por Processos de Precipitação Química com Cloreto Férrico. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **13**, 395–404.
- Mehrabadi, A., Craggs, R., Farid, M. M. (2015) Wastewater treatment high rate algal ponds (WWT HRAP) for low-cost biofuel production. *Bioresource Technology*, **184**, 202–214.
- Moffett, J. W. (1968) The Chemistry of High-Rate Water Treatment. *American Water Works Association*, **59**(11), 1393–1412.

- Monfet, E., Aubry, G., Ramirez, A. A. (2018) Nutrient removal and recovery from digestate: a review of the technology. *Biofuels*, **9**(2), 247–262.
- Monteggia, L. O. (1991) *The Use of Specific Methanogenic Activity for Controlling Anaerobic Reactors*. Tese de Doutorado, University of Newcastle - Inglaterra, 305 pp.
- Monteggia, Luiz Olinto, Tessele, F. (2001) Remoção físico-química de algas e fósforo de efluentes de lagoas de alta taxa. *Coletânea de Trabalhos Técnicos. PROSAB, Vol. 2*.
- Park, J. B. K., Craggs, R. J., Shilton, A. N. (2011) Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, **102**(1), 35–42.
- Pearson, H. W., Mara, D. D., Bartone, C. R. (1987) Guidelines for the minimum evaluation of the performance of full-scale waste stabilization pond systems. *Water Research*, **21**(9), 1067–1075.
- Pearson, H. W., Mara, D. D., Mills, S. W., Smallman, D. J. (1987) Factors determining algal populations in waste stabilization ponds and the influence of algae on pond performance. *Water Science and Technology*, **19**(12), 131–140.
- Pinto, M. A. T., Onoyama, M. T., de Agua, C., de Brasília, E. (1991) Remoção de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio de esgotos domésticos utilizando o processo de lagoa de taxa alta. *Revista DAE*, **51**(161).
- Powell, N., Shilton, A., Pratt, S., Chisti, Y. (2010) Luxury uptake of phosphorus by microalgae in full-scale waste stabilisation ponds. *Water Science and Technology*, **63**(4):704-713.
- Rawat, I., Ranjith Kumar, R., Mutanda, T., Bux, F. (2011) Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*, **88**(10), 3411–3424.
- Redfield, A. C., Ketchum, B. H., Richards, F. A. (1963) The influence of organisms on the composition of seawater. *Hill, N. (Ed.), In the Sea, 2nd editio*.
- Rezende, O. de O., Rosa, R. S., Messias, R. M., Ambrozini, B. (2003) Importância da compreensão dos ciclos biogeoquímicos para o desenvolvimento sustentável. *Ecologia*, **52**, 12-21.
- RICHTER, C. A. (2009) *Água: métodos e tecnologia de tratamento*. (1ª). São Paulo: Edgard Blucher.
- Rodrigues, R. T. (1999) Tratamento de águas oleosas de plataformas marítimas por flotação por gás dissolvido, dissertação de mestrado, RS-Brasil, 101 pp.
- Roselet, F., Vandamme, D., Muylaert, K., Abreu, P. C. (2019) Harvesting of Microalgae for Biomass Production. *Microalgae Biotechnology for Development of Biofuel and Wastewater Treatment*, **13**, 211-243.
- Rugaika, A. M., Van Deun, R., Njau, K. N., Van der Bruggen, B. (2019) Phosphorus recovery as calcium phosphate by a pellet reactor pre-treating domestic wastewater before entering a constructed wetland. *International Journal of Environmental Science and Technology*, **16**(7), 3851–3860.
- Show, K.-Y., Lee, D.-J. (2014) Algal Biomass Harvesting. In *Biofuels from Algae*. **12**, 85–110.
- SIQUEIRA, J. P. D. S. (2013). Influência da adição de água de produção pré-ozonizada em reator anaeróbio com biomassa imobilizada tratando esgoto sanitário, Dissertação de Mestrado, *Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal de Alagoas*. Universidade Federal de Alagoas - Al - Brasil, 97 pp.
- Smaha, N., Gobbi, M. F. (2003) Implementação de Um Modelo para Simular a Eutrofização do Reservatório do Passaúna - Curitiba – PR. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **8**(iii), 59–69.
- Sukačová, K., Trtílek, M., Rataj, T. (2015) Phosphorus removal using a microalgal biofilm in a new biofilm photobioreactor for tertiary wastewater treatment. *Water Research*, **71**, 55–63.
- Sutherland, D. L., Howard-Williams, C., Turnbull, M. H., Broady, P. A., Craggs, R. J. (2015) Enhancing microalgal photosynthesis and productivity in wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, **184**, 222–229.
- Sutherland, D. L., Turnbull, M. H., Craggs, R. J. (2014) Increased pond depth improves algal productivity and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Research*, **53**, 271–281.
- Taiz, L., Zeiger, E. (2004) *Fisiologia Vegetal* (Vol. 3ª edição).

- Tchobanoglous, G., Stense, D. H., Tsuchihashi, R., Burton, F., Abu-Orf, M., Bowden, G., Pfrang, W. (2015) *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos* (5ª edição).
- Teixeira, M. R., Rosa, M. J. (2007) Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa*. Part II. The effect of water background organics. *Separation and Purification Technology*, **53**(1), 126–134.
- Teixeira, M. R., Sousa, V., Rosa, M. J. (2010) Investigating dissolved air flotation performance with cyanobacterial cells and filaments. *Water Research*, **44**(11), 3337–3344.
- Teixeira, R. M. (2006) Remoção de nitrogênio de efluentes da indústria frigorífica através da aplicação dos processos de nitrificação e desnitrificação em biorreatores utilizados em um sistema de lagoas de tratamento, Tese de Doutorado, RS-Brasil, 154 pp.
- Tessele, F. da S. (2011) Tratamento de efluente de reator anaeróbio de manto de lodos de fluxo ascendente (UASB) por flotação não convencional e desinfecção ultravioleta, Tese de Doutorado, RS- Brasil, 94 pp.
- Torres, H. S. D. J. (2014) Cultivo de Microalgas em Efluente de Tratamento Anaeróbio de Esgoto, Tese de Doutorado, ES- Brasil, 208 pp.
- Uduman, N., Qi, Y., Danquah, M. K., Forde, G. M., Hoadley, A. (2010) Dewatering of microalgal cultures: A major bottleneck to algae-based fuels. *Journal of Renewable and Sustainable Energy*, **2**(1), 26-58.
- Van Haandel, A., Lettinga, C., A., Haandel. (1994) Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regioes de clima quente. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **5**(2), 313-319.
- Van Haandel, A. C. (1981). Nitrification and Denitrification Kinetics in the Activated Sludge Process, Tese de Doutorado, University of Cape Town - Africa do Sul, 561 pp.
- Ward, A. J., Arola, K., Thompson Brewster, E., Mehta, C. M., Batstone, D. J. (2018) Nutrient recovery from wastewater through pilot scale electrodialysis. *Water Research*, **135**, 57–65.
- Winkler, M. K., Straka, L. (2019) New directions in biological nitrogen removal and recovery from wastewater. *Current Opinion in Biotechnology*, **57**, 50–55.
- Yu, H., Kim, J., Lee, C. (2019) Nutrient removal and microalgal biomass production from different anaerobic digestion effluents with *Chlorella* species. *Scientific Reports*, **9**(1), 1–13.
- Zeng, X., Guo, X., Su, G., Danquah, M. K., Zhang, S., Lu, Y., Lin, L. (2015) Bioprocess considerations for microalgal-based wastewater treatment and biomass production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **42**, 1385–1392.
- Zhu, H., Lu, X., Dai, H. (2018) Surface-flow constructed wetlands dominated by *Cladophora* for reclaiming nutrients in diffuse domestic effluent. *Chemosphere*, **195**, 524–530.



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

APPLICABILITY OF THE APPROXIMATE DELTA METHOD FOR DETERMINATION OF THE REAERATION COEFFICIENT IN SUB-BASINS IN THE CENTRAL REGION OF RIO GRANDE DO SUL, BRAZIL

* Cristiane Graepin ¹
Débora Missio Bayer ¹
Maria do Carmo Cauduro Gastaldini ¹
Adriano Ricardo Kappes ¹

Recibido el 12 de enero de 2020; Aceptado el 18 de septiembre de 2020

Abstract

The approximate delta method is a simplified experimental method easy to apply and low cost, it is based on the estimated surface reaeration, primary production, and respiration, basically using diurnal measurements of dissolved oxygen (DO). This study aimed to analyze the feasibility of applying this method to determine the reaeration coefficient (k_a) in sub-basins of the central region of Rio Grande do Sul. The study was carried out in four sub-basins of the Vacacaí Mirim River, and one sub-basin of the Vacacaí River. In the fluvimetric stations studied, one determined the values of velocity, depth, and flow rate, as well as the DO profile during the photoperiod. In three of the sub-basins, it was not possible to determine the k_a due to the occurrence of minimum DO deficit before solar noon and/or to the formation of an inappropriate DO profile curve. In the other two sub-basins, it was possible to determine the coefficient, although with some limitations that need to be better investigated since this method is an important alternative to the traditional ones.

Keywords: dissolved oxygen, hydrodynamic characteristics, reaeration coefficient, water quality modeling.

¹ Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Brazil.

* *Corresponding Author:* Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria. Av. Roraima, 1000, Camobi, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil, Email: crisgraepin@gmail.com

Introduction

A chronic problem of Brazilian urban rivers is the quality of its waters. The rivers, historically, are used as drainpipes of the effluents generated by the population. Most of these are not treated or inefficiently treated effluents, which turns the water body unavailable for bathing, supply, and maintenance of aquatic ecosystems (Von Sperling; Von Sperling, 2013). The Brazil Federal law N^o. 9433, January 1997 (Brasil, 1997), known as the Water Law, outlined a process for managing this vital resource for life support and allowed national and state councils to establish management tools. An important tool to develop management and planning measures of water resources in river basins are the models of water quality (Panagopoulos *et al.*, 2012), which has been widely used to assist water resource managers in planning and decision-making (Silva *et al.*, 2017; Gomes *et al.*, 2018; Lima *et al.*, 2018; Wrublack *et al.*, 2018; Kuchinski; Gastaldini, 2018).

The dissolved oxygen (DO) balance is essential in mathematical models of water quality based on self-depuration, such as Streeter-Phelps model (Streeter; Phelps, 1925), QUAL2E (Wang *et al.*, 2017), QUAL2K (Rehana; Dhanya, 2018), QUAL-UFMG (Gomes *et al.*, 2018; Lima *et al.*, 2018), SAD-IPH (Silva *et al.*, 2017), among others, in which the DO production is estimated by the reaeration coefficient (k_a) (Matos *et al.*, 2011). Empirical models or experimental methods can determine the k_a . Experimental methods, such as the gas tracer (Rathbun; Grant, 1978), soluble probe (Giorgetti; Schulz, 1990) and sound pressure (Morse *et al.*, 2007), require collections of samples, laboratory analyzes, and analysis of data, making the determination of the k_a an expensive and time-consuming task, which demand a large work team (Gonçalves *et al.*, 2017; Queiroz *et al.*, 2015). The tracer method is one of the most accurate to determine the k_a ; however, it requires a specialized team, acquisition of materials, and the costs of field and laboratory analyzes are significant, leading to restrictions in its use (Costa *et al.*, 2015; Soares *et al.*, 2013). This becomes evident in the study carried out by Formentini (2010) in Vacacaí Mirim basin, who performed only two experiments using this method.

For this reason, empirical models are employed in studies to determine the k_a , such as O'Connor and Dobbins (1958), Churchill *et al.* (1962), Elmore and Buckingham (1962), Owens Edwards and Gibbs (1964), Tsivoglou and Wallace (1972), Parker and Gay (1987), Smoot (1988), Melching and Flores (1999), Jha *et al.*, (2001), Ojha and Bhatia, K.K.S (2001). These models are based on considerations of theoretical mass transfer and statistical correlation values of k_a with hydrodynamic characteristics, and they consist of equations that require the hydrodynamic characteristics of the river (Palumbo *et al.*, 2014). However, when using these equations to calculate the k_a in different locations from where they were drawn up, one can insert uncertainties in the process, since they are more accurate to the location where they were originated from (Queiroz *et al.*, 2015). Therefore, field investigations at the fluvimetric station of interest would be the best way to estimate the k_a (Haider *et al.*, 2013).

The approximate delta method (ADM) (Mcbride; Chapra, 2005), developed from the delta method (Chapra; Di Toro, 1991), was proposed as a simpler alternative to experimental methods. This method requires few resources to determine the k_a , as a DO meter and meteorological data. Although the proposal is apparently easy to apply, it has not yet been widely used. Since the method is a low cost alternative applied in loco, the objective of this study is to analyze the feasibility of applying the ADM to determine the k_a , and understand why this method is not widely used. We applied the ADM in five sub-basins of the central region of Rio Grande do Sul, Brazil.

The technical note is organized in four Sections. Section 2 introduces the ADM to determine the k_a . Section 3 presents the applications of the method in five urban sub-basins in the central region of Rio Grande do Sul, and finally, Section 4 exposes the considerations and conclusions of the study.

Approximate delta method

The ADM can be defined as a simple procedure for the simultaneous calculation of k_a , primary production rate, and respiration rate in a river stretch using the DO diurnal profile. This curve indicates that both the minimum and maximum concentration of DO occur during the photoperiod, the first between sunrise and solar noon, and the second between solar noon (SN) and sunset, considering the appropriate DO profile (Mcbride; Chapra, 2005). We shall detail only the equations to determine the k_a , aimed of this study. More details about the method are found in McBride and Chapra (2005).

The k_a (days^{-1}) is determined as a function of the time between the minimum DO deficit (MDOD) and the solar noon, regardless the primary production rate and respiration, given by:

$$k_a = 7.5 \left(\frac{5.3\eta - \Phi}{\eta\Phi} \right)^{0.85} \quad \text{Equation (1)}$$

where, Φ (hours) is the time between MDOD and SN, defined as:

$$\Phi = t_{min} - \left(\frac{f}{2} \right) \quad \text{Equation (2)}$$

with t_{min} being the time in which the MDOD occurs, f is the photoperiod duration (hours), and η is the correction factor of the photoperiod (dimensionless) given by the equation:

$$\eta = \left(\frac{f}{14} \right)^{0.75} \quad \text{Equation (3)}$$

In order to obtain the analytical solution, the temperature is taken to be constant (Mcbride and Chapra, 2005). The method is indicated for photoperiod between 10 and 14 hours, and k_a value lower than 10 d^{-1} . The photoperiod can be known in advance, but the k_a is determined by the ADM, justifying the purpose of this work.

Application of approximate delta method

The study was carried out in five sub-basins in the central region of Rio Grande do Sul (Figure 1). Four sub-basins belong to the Vacacaí Mirim River basin, namely: (i) Menino Deus II, (ii) Menino Deus IV, (iii) João Goulart, and (iv) RSC 287. The fifth sub-basin is Cancela-Tamandaí, belonging to the Vacacaí River basin.

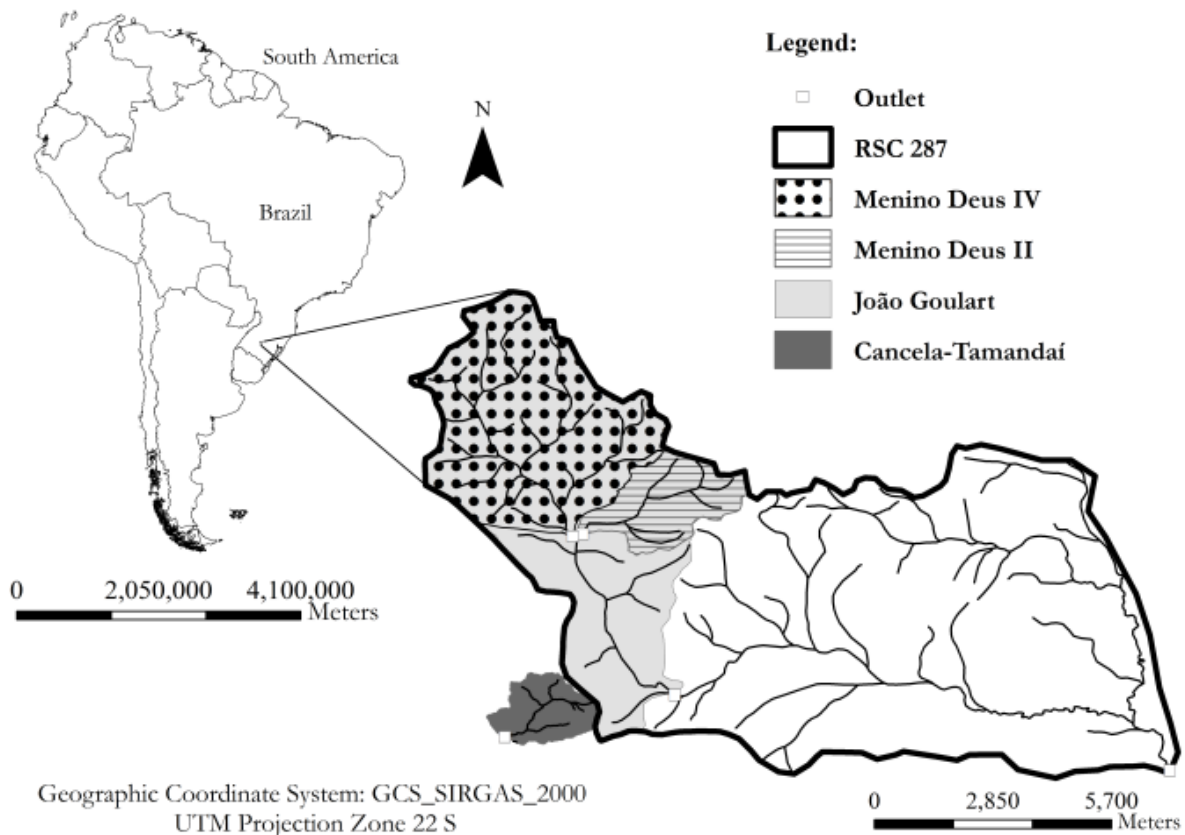


Figure 1. Location of the sub-basins.

Source: Authors.

An oximeter brand YSI Model 58 (precision of 0.1 mg L^{-1}) was used to monitor the DO profiles (measured every 15min, except Menino Deus II and IV, where the DO was measured every

20min), while the f was obtained at the meteorological station of the National Institute of Meteorology – INMET, located in the Federal University of Santa Maria, with approximately 25km of maximum distance between monitoring stations (Graepin, 2016). Fluviometric stations were located in the sub-basin outlet (Figure 1).

Menino Deus II sub-basin

Menino Deus II sub-basin has 5.07 km², the second smallest sub-basin under study. This sub-basin is characterized as a headwater basin covered by arboreal vegetation (66%), pasture/crops (19%), urban area (7%), and exposed soil (8%). In the fluviometric station, located on that sub-basin outlet, we determine the DO profile curve by performing 13 field samplings. The average flow rate was 0.37m³ s⁻¹, the average velocity was 0.70m s⁻¹, the average depth was 0.24m, the average water temperature ranged from 14.13°C to 22.57°C, and the biochemical oxygen demand (BOD) was 1.7mg L⁻¹. We performed only one field sampling to BOD.

The flow rate, depth, and average velocity are important characteristics to explain the values of k_a , and they were determined through rating curves. The flow rate rating curve used in this work was fitted by Souza and Gastaldini (2014). We fitted the depth and the average velocity rating curves using existing database (Souza; Gastaldini, 2014). Daily water levels were measured by thalimedes equipment (OTT Hydrometrie) in the fluviometric station. The water level was used in rating curves.

However, it was possible to determine the k_a using the ADM only in two field samplings (Table 1). The k_a values were 32.4d⁻¹ and 49.3d⁻¹. The impossibility to determine the k_a has two main reasons: (i) the MDOD occurs before the SN, as shown in Figure 2(a) where the MDOD occurs at 12h10min, while the SN at 13h50min, which makes it impossible to determine Φ ; or (ii) the non-formation of an appropriate DO profile, making impossible to obtain the time between MDOD and SN (Figure 2(b)).

Characteristics of this fluviometric station that may influence the determination of k_a are the turbulence and the water temperature variation (which was higher than 4°C in three field samplings). The presence of stones in the riverbed increases the roughness, combined with low-values of average depth produce a high rate of reaeration coefficient. The water depth, the velocity, and the channel bedside roughness are important to the surface reoxygenation phenomenon, interfering in the process of mass transfer in the air-water interface (Costa *et al.*, 2015). Low depths imply in high rates of reaeration coefficient due to atmospheric reaeration, turning the system unsuitable to apply the method as it is sensitive to small time intervals between MDOD and SN (Chapra, 1997).

Table 1. Weather characteristics, hydrodynamic characteristics, and k_a values in Menino Deus II sub-basin. NC - No curve; MD - MDOD before SN.

Menino Deus II									
Date	Heather characteristics*			Water Temperature (°C)		Hydrodynamic characteristics			k_a (d ⁻¹)
	Insolation (hours)	Temperature (°C)		Average	Variation	Flow rate (m ³ s ⁻¹)	Depth (m)	Velocity (m s ⁻¹)	
		Average	Variation						
12/17/14	0.1	23.84	6.20	19.92	1.10	0.48	0.29	0.84	32.4
01/12/15	9.7	27.96	9.60	21.60	4.70	0.94	0.40	1.15	MD
02/04/15	8.8	26.16	7.40	22.57	2.60	0.56	0.31	0.89	49.3
02/12/15	8.9	26.20	10.40	21.64	6.30	0.49	0.29	0.84	MD
03/12/15	9.1	22.16	11.60	21.14	2.70	0.42	0.27	0.78	NC
03/20/15	8.0	24.56	16.40	21.99	2.60	0.15	0.16	0.48	NC
04/10/15	9.9	19.88	21.60	18.92	2.90	0.46	0.28	0.81	NC
04/24/15	6.5	18.56	10.50	18.16	1.60	0.44	0.27	0.80	NC
05/15/15	4.8	20.32	10.40	17.17	1.80	0.06	0.10	0.31	NC
07/01/15	0.5	12.36	5.80	14.40	2.10	0.15	0.16	0.48	NC
07/15/15	4.9	10.92	5.20	14.13	1.50	0.45	0.28	0.81	NC
08/06/15	7.6	26.16	12.80	17.90	5.10	0.16	0.16	0.49	NC
09/02/15	9.4	15.12	12.20	15.03	2.70	0.07	0.11	0.34	NC

Menino Deus IV									
Date	Weather characteristics*			Water Temperature (°C)		Hydrodynamic characteristics			k_a (d ⁻¹)
	Insolation (hours)	Temperature (°C)		Average	Variation	Flow rate (m ³ s ⁻¹)	Depth (m)	Velocity (m s ⁻¹)	
		Average	Variation						
12/17/14	0.1	23.84	6.20	21.07	1.60	0.05	0.14	0.24	33.6
01/12/15	9.7	27.96	9.60	23.20	6.40	0.61	0.18	0.31	MD
02/04/15	8.8	26.16	7.40	24.70	5.20	0.30	0.14	0.36	MD
02/12/15	8.9	26.20	10.40	23.80	8.30	0.06	0.12	0.11	MD
03/12/15	9.1	22.16	11.60	23.01	4.30	0.04	0.08	0.20	MD
03/20/15	8.0	24.56	16.40	23.90	3.80	0.04	0.09	0.21	MD
04/10/15	9.9	19.88	21.60	19.80	5.30	0.18	0.17	0.19	MD
04/24/15	6.5	18.56	10.50	18.63	2.90	0.21	0.17	0.20	MD
05/26/15	0.0	17.12	3.00	17.50	0.60	0.07	0.08	0.18	174.3
06/19/15	0.5	6.36	5.80	11.40	2.40	0.66	0.18	0.31	MD
07/15/15	4.9	10.92	5.20	13.88	1.90	1.19	0.25	0.68	MD
08/06/15	7.6	26.16	12.80	18.70	6.60	0.26	0.16	0.27	MD
09/02/15	9.4	15.12	12.20	16.20	5.20	0.10	0.09	0.17	MD

Continue

Continue

João Goulart									
Date	Weather characteristics*			Water Temperature (°C)		Hydrodynamic characteristics			k _a (d ⁻¹)
	Insolation (hours)	Temperature (°C)		Average	Variation	Flow rate (m ³ s ⁻¹)	Depth (m)	Velocity (m s ⁻¹)	
		Average	Variation						
12/18/14	12.1	25.32	11.80	23.80	7.30	0.01	0.05	0.04	16.90
01/07/15	0.8	25.96	8.40	24.90	0.60	0.44	0.29	0.28	25.80
01/13/15	11.3	28.92	12.40	29.20	5.70	0.96	0.41	0.42	68.40
02/05/15	10.3	24.80	9.00	25.60	3.00	0.19	0.19	0.18	8.40
03/03/15	8.6	26.72	13.00	25.10	3.10	0.28	0.23	0.22	20.40
03/17/15	9.5	23.12	11.60	24.70	2.50	0.46	0.29	0.28	7.40
03/31/15	9.4	22.00	13.80	21.60	2.90	0.96	0.41	0.42	5.70
04/07/15	9.9	17.20	12.80	19.00	2.30	0.67	0.35	0.35	7.90
04/14/15	3.5	21.64	12.20	21.10	1.50	0.43	0.28	0.27	11.10
04/23/15	2.4	18.64	5.80	19.90	1.90	0.47	0.30	0.29	26.40
05/05/15	9.2	11.48	15.60	14.90	1.60	0.35	0.26	0.24	34.90
05/14/15	5.8	18.60	11.60	17.30	1.40	0.10	0.15	0.13	24.30
06/16/15	9.1	9.32	17.00	12.80	3.40	0.50	0.31	0.30	38.10
07/16/15	0.0	11.92	3.20	14.30	0.70	2.48	0.64	0.70	NC
08/12/15	7.8	23.72	12.60	20.00	2.70	0.01	0.04	0.03	42.60
09/15/15	8.4	22.12	19.80	17.10	3.80	0.06	0.12	0.15	25.00

RSC 287

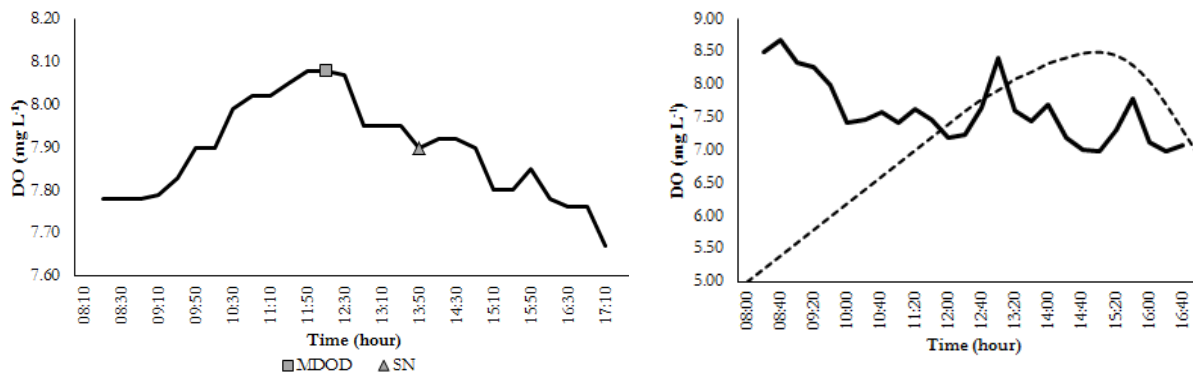
Date	Weather characteristics*			Water Temperature (°C)		Hydrodynamic characteristics			k _a (d ⁻¹)
	Insolation (hours)	Temperature (°C)		Average	Variation	Flow rate (m ³ s ⁻¹)	Depth (m)	Velocity (m s ⁻¹)	
		Average	Variation						
09/30/15	9.8	16.64	10.80	17.38	4.10	6.4	1.45	0.25	NC
11/06/15	9.7	17.40	11.20	16.26	4.40	17.1	2.75	0.38	NC
12/07/15	11.9	19.68	16.00	21.67	5.20	2.05	0.75	0.10	11.01
12/10/15	11.1	23.72	11.00	22.03	3.30	3.64	1.24	0.10	9.47
01/19/16	5.6	26.4	7.80	21.56	6.80	Zero	-	-	NC
01/21/16	12.1	26.6	10.40	25.95	2.60	Zero	-	-	13.75
02/01/16	10.5	23.52	9.80	24.01	2.60	3.37	0.68	0.13	8.40
05/24/16	4.3	9.84	13.60	11.50	0.80	1.92	1.00	0.13	15.49
06/02/16	7.1	12.32	11.60	13.60	0.50	1.33	0.89	0.10	12.72
06/21/16	5.6	10.60	9.60	10.31	1.00	0.80	0.75	0.08	10.91
07/03/16	8.0	20.80	16.00	12.80	-	2.47	1.02	0.14	NC
07/19/16	8.9	7.28	10.20	10.70	-	1.94	0.96	0.13	NC
08/31/16	3.8	16.12	7.40	16.02	1.10	9.11	-	-	1.18
10/14/16	7.8	21.52	11.00	22.10	2.50	0.8	0.62	0.07	29.16

continue

conclusion

Date	Weather characteristics*		Water Temperature (°C)		Hydrodynamic characteristics			k_a (d ⁻¹)	
	Insolation (hours)	Temperature (°C)		Average	Variation	Flow rate (m ³ s ⁻¹)	Depth (m)		Velocity (m s ⁻¹)
		Average	Variation						
11/04/14	8.4	19.12	6.20	19.84	6.90	0.19	0.23	0.25	NC
12/08/14	6.6	27.24	13.80	23.72	2.60	0.09	0.13	0.21	NC
02/03/15	11.0	26.64	9.60	23.49	4.40	0.14	0.19	0.23	NC
02/26/15	5.3	24.44	12.80	22.96	2.80	0.33	0.33	0.28	NC
03/18/15	8.9	23.08	13.40	22.82	2.50	0.13	0.18	0.23	NC
07/10/15	6.0	16.00	8.80	15.76	1.40	0.15	0.20	0.24	NC
10/23/15	8.3	19.44	7.80	17.73	7.30	0.21	0.25	0.25	NC

*Source: INMET



(a) Appropriate behavior of DO profile. Minimum DO deficit (MDOD) before solar noon (SN).

(b) No DO profile. Dashed line defines the ideal behavior of the DO profile curve.

Figure 2. DO profile in Menino Deus II sub-basin.

Source: Authors.

Menino Deus IV sub-basin

The Menino Deus IV sub-basin has 19.70 km², and is a headwater sub-basin. Its land cover consists of arboreal vegetation (61%), pasture/crops (26%), exposed soil (7%), and urban area (6%). In the fluvimetric station, located on the sub-basin outlet, we carried out 13 field samplings to determine the k_a . The field samplings in the sub-basin yielded average flow rate of 0.29m³ s⁻¹, average velocity of 0.26m s⁻¹, average depth of 0.14m, average water temperature ranged from

11.40°C to 24.70°C, and BOD of 2.5mg L⁻¹. We performed only one field sampling to BOD. The flow was determined by the half-section method, and depth and average velocity by the equations (Santos *et al.*, 2001). The results of the field samplings are shown in Table 1.

In this sub-basin, we were unable to determine the k_a by the ADM in 11 field samplings. This impossibility was due to the occurrence of MDOD before SN, or by the formation of an inappropriate DO profile curve, similar to the Menino Deus II sub-basin behavior. Water temperature variation was higher than 4°C in seven field samplings.

In only two monitoring field samplings it was possible to determine the values of k_a . In one of them, the value was 33.6d⁻¹, and in the other, the value was 174.3d⁻¹. In this case, the oxygen curve profile presented the expected behavior; however, due to the sensitivity of the method to low-values of time between MDOD and SN, which was approximately 0.127hours, there was an overestimation of the k_a . The occurrence of MDOD before or close to SN is due to a high rate of the reaeration coefficient in the fluvimetric station, caused by the characteristics of the section, similar to Menino Deus II sub-basin. We highlight that in the two cases where the k_a were calculated, the insolation was close to zero.

In sections with a high rate of reaeration coefficient (higher than 10d⁻¹), the method is not efficient (Chapra, 1997), indicating its infeasibility to determine the k_a in the Menino Deus IV sub-basin.

João Goulart sub-basin

The João Goulart sub-basin has 36.17 km², and it is downstream to sub-basins Menino Deus II and IV. The land use and land cover are characterized by arboreal vegetation (61%), pasture/crops (21%), urban area (11%) near the outlet, and exposed soil (7%). To determine the k_a , flow rate, depth, and average velocity, we performed 16 field samplings in the sub-basin outlet. The average flow rate in the field samplings was 0.52m³ s⁻¹, the average velocity was 0.27m s⁻¹, the average depth was 0.27m, and the water average temperature ranged from 12.80°C to 29.20°C. We performed only one field sampling to BOD, indicating 21mg L⁻¹ or 224.6kg d⁻¹. The hydrodynamic characteristics were established by rating curves. The flow rate rating curve was fitted by Teixeira *et al.* (2016). We fitted depth and average velocity rating curve using a previous database (Teixeira *et al.*, 2016). Table 1 shows the values found.

In this sub-basin, it was possible to determine the k_a using the ADM, once the DO profile curves show an appropriate behavior, except for one field sampling. This field sampling, in particular, occurred in a period of high flow rates, (2.48m³ s⁻¹), approximately 500% higher than the average flow rate of the other field samplings; this could have influenced the non-formation of an adequate DO profile curve.

The values of k_a ranged between $5.7d^{-1}$ and $68.4d^{-1}$, i.e., an amplitude of $62.7d^{-1}$, and average value of $24.2d^{-1}$. Variations in the k_a values for a same fluviometric station are considered normal since the variables that influence the values cannot be totally controlled (Queiroz *et al.*, 2015; Matos; Von Sperling, 2015; Omole *et al.*, 2013; Longe; Musa, 2013). We need to highlight that only at four field samplings the k_a were less than $10d^{-1}$, and in two the water temperature variation was higher than $4^\circ C$.

For this fluviometric station, Formentini (2010) proposed an equation using the tracer gas method. The equation by Formentini (2010) was using and most of the values presented differences above 100%. This could be explained by the non-correlation between the k_a , velocity, and flow (lower than 0.123), input data in Formentini (2010) equation.

RSC 287 sub-basin

The RSC 287 sub-basin has 99.71 km^2 , and it is downstream to the sub-basins Menino Deus II, Menino Deus IV, and João Goulart. The land use and land cover are characterized by arboreal vegetation (46%), pasture/crops (22%), urban area (16%), and exposed soil (16%). To determine the k_a , flow rate, depth, and average velocity, we conducted 14 field samplings in the fluviometric station, located in the sub-basin outlet. We obtained an average flow rate of $3.80 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, average velocity of 0.14 m s^{-1} , average depth of 1.10m, average water temperature ranged from $10.31^\circ C$ to $25.95^\circ C$, and BOD of 1.5 mg L^{-1} . We performed only one field sampling to BOD. The hydrodynamic characteristics were determined by an ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) Sontek RiverSurveyor S5. Table 1 shows the values found.

In this sub-basin, it was possible to determine the k_a by the ADM in nine out of 14 field samplings. The values of k_a ranged from $1.18d^{-1}$ to $29.16d^{-1}$, indicating an amplitude of $27.98d^{-1}$, and average value of $13.88d^{-1}$. The behavior was appropriate of the DO profile curve, with the increase and decrease in DO concentration, being the decline after SN, at 15h30min. However, in some monitoring field samplings, the appropriate profile was not observed, being similar to the DO profile curves of Menino Deus II and IV sub-basins. In four field samplings, the water temperature variation was higher than $4^\circ C$, and the formation of an inappropriate profile or unreliable k_a value could be derived from that. In only three field samplings the k_a was less than $10d^{-1}$.

During the monitoring field samplings, the sub-basin had weather variabilities, which may have contributed to the formation of a non-adequate DO profile curve, as well as its use for irrigation of rice crops. An indicator of these factors is the variability of the hydrodynamic characteristics, such as flow rate, depth, and velocity, which ranged from zero (no flow and velocity, so the equipment does not measure depth) to $17.10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, 2.75m, and 0.38 m s^{-1} , respectively.

In this sub-basin, it was possible to determine the k_a by the ADM; however, there are uncertainties in the values due to the behavioral incompatibility of the coefficient with the hydrodynamic characteristics. This agrees with Ávila (2014), which applied the ADM in this sub-basin checking the favorable and uniform values of k_a ; however, comparing the observed and calculated values through equations from the literature, there were differences between the results.

Cancela-Tamandaí sub-basin

The Cancela-Tamandaí sub-basin was the smallest sub-basin studied, with 2.70 km², the only one outside the Vacacaí Mirim River basin. Its land use is composed of urban area (68%), arboreal vegetation (23%), pasture/crops (7%), and exposed soil (2%). To determine the k_a , flow rate, depth, average velocity and DO profile, seven field samplings were performed in the fluvimetric station, located in the sub-basin outlet. In this sub-basin, we obtained average flow rate of 0.18 m³ s⁻¹, average velocity of 0.24 m s⁻¹, average depth of 0.21 m, and average water temperature ranged from 15.76°C to 23.72°C. We performed only one field sampling to BOD with 21 mg L⁻¹ or 308.4 kg d⁻¹. The hydrodynamic characteristics were determined by rating curves. The flow rate rating curve was fitted by Santos and Gastaldini (2016), and we fitted the depth and average velocity rating curve using a database (Santos; Gastaldini, 2016). Table 1 shows the values found.

In this sub-basin, the DO profile curve has not satisfied that of indicated by the method in any of the field samplings, making it impossible to determine the k_a . In all field samplings, the maximum value of DO occurred early in the morning, with a constant decline of its concentration throughout the photoperiod.

The DO profile curve presented by this sub-basin differs from others most likely because of high values of water BOD (308.4 kg d⁻¹), since it has essentially urban characteristics with disposal non-treated domestic effluents (Santos; Gastaldini, 2016). Thus, the constant decline of DO concentration is associated with the presence of liquid effluents with high levels of BOD (Nezlin *et al.*, 2016).

The inefficiency of the ADM in a station with high organic load can be explained by the joint assessment of respiration, photosynthesis, and reaeration effects (Mcbride; Chapra, 2005). The BOD, associated with water temperature variability (between 1.4°C and 7.3°C), its no feasible the application of the method to the fluvimetric station of the Cancela-Tamandaí sub-basin.

Considerations and conclusions

In this study, we found the application of the ADM presented limitations in all sub-basins, some of them referred by McBride and Chapra (2005). The limitations observed in this study are related to the following factors: (i) the organic content present in the river section should be regular; (ii)

in rivers with high rates of reaeration coefficient, the MDOD occurred before SN, or presented small values of time between MDOD and SN, causing an overestimation in the values of k_a ; (iii) the high water temperature variability.

We could not determine the k_a in 54% of the field samplings. Among the sub-basins studied, João Goulart was the one that allowed a greater number of successes in determining the k_a . However, when the k_a was calculated, its values were unreliable due to no correlation with hydrodynamic characteristics, and incompatibility with the equation proposed by Formentini (2010). Then the ADM is not feasibility of applying in urban basin in the central region of Rio Grande do Sul. However, it is important to better explore the limitations of applying the ADM since the method is a low-cost alternative to experimental methods and empirical equations.

Acknowledgements

We gratefully acknowledge partial financial support from the Coordination of Improvement of Higher Education Personnel – Brazil (CAPES) – Finance Code 001”.

References

- Ávila, L. C. (2014) *Modelagem da qualidade da água utilizando coeficientes bibliográficos e experimentais – aplicação ao Rio Vacacaí-Mirim*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil (Recursos Hídricos e Saneamento), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 99 pp.
- Brasil, Presidência da República Casa Civil (1997) *Lei Federal nº 9.433 - Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos*, Publicação Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília – DF, 09 de janeiro de 1997. Acesso em 20 de junho 2013, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm
- Chapra, S. C. (1997) *Surface water-quality modeling*. WCB-McGraw-Hill. Boston, 355 pp.
- Chapra, S. C., Di Toro, D. M. (1991) Delta Method for estimating primary production, respiration, and reaeration in streams. *Journal of Environmental Engineering*, **117**(5), 640-655. doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1991\)117:5\(640\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1991)117:5(640))
- Churchill, M.A., Elmore, H.L., Buckingham, R.A. (1962) The prediction of stream reaeration rates. *Journal Sanitary Engineering Division*, **4**(88), 1-46. doi: <https://doi.org/10.1016/B978-1-4832-8391-3.50015-4>
- Costa, D. J. L., Gonçalves, J. C. S. I., Porto, R. M., Giorgetti, M. F. (2015) Modelo Semi-empírico para Obtenção do Coeficiente de Reoxigenação Superficial em Canais Hidráulicos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **20**(1), 16-23. doi: <https://doi.org/10.21168/rbrh.v20n1.p16-23>
- Formentini, T. A. (2010) *Coeficientes de desoxigenação de reaeração superficial em trechos do Rio Vacacaí Mirim*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil (Recursos Hídricos e Saneamento), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 91 pp.
- Giorgetti, M. F., Schulz, H. E. (1990) Sobre o Método da Sonda Solúvel Flutuante para a determinação Indireta do Coeficiente de reoxigenação Superficial em Corpos de Água, *III Encontro Nacional de Ciências Térmicas*, Itapema-SC, Brasil.

- Gomes, S. H. R., Guedes, H. A. S., Siqueira, T. M., Corrêa, L. B., Andreazza, R., Hüffner, A. N. (2018) Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **23**(2), 275-285. doi: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018169332>
- Gonçalves, J. C. S. I., Silveira, A., Lopes Júnior, G. B., Luz, M. S., Simões, A. L. A. (2017) Reaeration Coefficient Estimate: New Parameter for Predictive. *Water Air Soil Pollut*, 228:307. doi: <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3491-5>
- Graepin, C. (2016) *Viabilidade da utilização do método delta aproximado para determinação do coeficiente de reaeração em rios*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental (Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 134 pp.
- Haider, H., Ali, W., Haydar, S. (2013) Evaluation of various relationships of reaeration rate coefficient for modeling dissolved oxygen in a river with extreme flow variations in Pakistan, *Hydrological Processes*, **27**, 3949-3963.
- INMET, Instituto Nacional de Meteorologia, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Tempo na sua cidade. Accessed on: 10 jan. 2020. Available in: <http://www.inmet.gov.br/portal>
- Jha, R., Ojha, C.S.P., Bhatia, K.K.S. (2001) Refinement of predictive reaeration equations for a typical Indian river. *Hydrological Processes*, **15**(6), 1047-1060. doi: <https://doi.org/10.1002/hyp.177>
- Kuchinski, V., Gastaldini, M. C. C. (2018) Modeling the Trophic State of Subtropical Reservoir in Southern Brazil. *Journal of water resources planning and management*, **144**, 05018001-1 - 05018001-8. doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000904](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000904)
- Lima, B. P., Mamede, G. L., Neto, I. E. L. (2018) Monitoramento e modelagem da qualidade da água em uma bacia hidrográfica semiárida. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **23**(1), 125-135. doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018167115>
- Matos, A. T., Almeida, T. V., Silva, D. D., Farage, J. A. P. (2011) Coeficiente de Reaeração em três trechos do Rio Pomba (MG), obtidos nos períodos chuvoso e seco. *Engenharia na Agricultura*, **19**(4), 361-369. doi: <https://doi.org/10.13083/reveng.v19i4.322>
- Mcbride, G. B., Chapra, S. C. (2005) Rapid Calculation of Oxygen in Streams: Approximate Delta Method, *Journal of Environmental Engineering*, **131**(3), 336-342. doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:3\(336\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:3(336))
- Melching, C. S., Flores, H. E. (1999) Reaeration equations derived from U. S. Geological Survey database. *Journal of Environmental Engineering*, **125**(5), 407-414. doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1999\)125:5\(407\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1999)125:5(407))
- Morse, N., Bowden, W. B., Hackman, A., Pruden, C., Steiner, E., Berger, E. (2007) Using sound pressure to estimate reaeration in streams. *The north American Benthological Society*, **26**(1), 28-37. doi: [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2007\)26\[28:USPTER\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2007)26[28:USPTER]2.0.CO;2)
- Nezlin, N. P., Booth, A. T., Beegan, C., Cash, C. L., Gully, J. R., Latker, A., Mengel, M. J., Robertson, G. L., Steele, A., Weisberg, S. B. (2016) Assessment of wastewater impact on dissolved oxygen around southern California's submerged ocean outfalls. *Regional Studies in Marine Science*, **7**, 177-184.
- O'Connor, D.J., Dobbins, W.E. (1958) Mechanism of reaeration in natural streams. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, **123**, 641-666.
- Omole, D. O., Longe, E. O., Musa, A. G. (2013) An approach to Reaeration Coefficient Modeling in Local Surface Water Quality Monitoring. *Environmental Modeling & Assessment*, **18**, 85-94. doi: <https://doi.org/10.1007/s10666-012-9328-0>
- Owens, M., Edwards, R.W., Gibbs, J.W. (1964) Some reaeration studies in stream. *International Journal Air Water Pollution*, **8**(9), 469-486.
- Palumbo, J. E., Asce, A. M., Brown, L. C. (2014) Assessing the Performance of Reaeration Prediction Equations. *Journal of Environmental Engineering*, **140**(3), 04013013/1 - 04013013/7. doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000799](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000799)

- Panagopoulos, Y., Makropoulos, C., Mimikou, M. (2012) Decision support for diffuse pollution management. *Environmental Modelling & Software*, **30**, 57-70. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.11.006>
- Parker, G. W., Gay, F. B. (1987) A procedure for estimating reaeration coefficients for Massachusetts streams. U.S. Geological Survey. *Water Resources Investigations Report*, 86-4111. doi: <https://doi.org/10.3133/wri864111>
- Queiroz, F. M., Matos, A. T., Von Sperling, M. (2015) Estimativa do coeficiente de reaeração da água em canal raso de fundo deslizante. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **20**(1), 79-88. doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000113819>
- Rathbun, R. E., Grant, R. S. (1978) Comparison of the radioactive and modified techniques for measurement of stream reaeration coefficients. U.S. Geological Survey, *Water Resources Division*. doi: <https://doi.org/10.3133/wri7868>
- Rehana, S., Dhanya, C. T. (2018) Modeling of extreme risk in river water quality under climate change. *Journal of Water and Climate Change*, **9**(3), 512-524. doi: <https://doi.org/10.2166/wcc.2018.024>
- Santos, I., Fill, H. D., Sugai, M. R. V. B., Buba, H., Kishi, R. T., Marone, E., Lautert, L. F. (2001) Hidrometria aplicada. CEHPAR - Centro Hidráulico e Hidrologia Prof. Parigot de Souza, 372 pp.
- Santos, S. A., Gastaldini M. C. C. (2016) Na assessment of quality of stormwater in a subtropical urban watershed. *Environmental Earth Sciences*, **75**(5), 1/379-15. doi: <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5274-5>
- Silva, M. M. A. P. M., Faria, S. D., Moura, P. M. (2017) Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (MG). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **22**(1), 133-143. doi: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017134420>
- Smoot, J.L. (1988) *An examination of stream reaeration coefficients and hydraulic conditions in a pool-and-riffle stream*. (PhD thesis) – Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg.
- Soares, P. A., Faht, G., Pinheiro, A., Silva, M. R., Zucco, E. (2013) Determination of reaeration-rate coefficient by modified tracer gas technique. *Hydrological processes*, **27**, 2710-2720. doi: <https://doi.org/10.1002/hyp.9371>
- Souza, M. M., Gastaldini, M. C. C. (2014) Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **19**(3), 263-274. doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014019000001097>
- Streeter, H. W., Phelps, E. B. (1925) A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. III Factors concerned in the phenomena of oxidation and reaeration, U. S. Public Health Bulletin.
- Teixeira, L. C., Paiva, J. B. D., Silva Pereira, J. E., Lisbôa, R. M. (2016) Relationship between Turbidity and Suspended Sediment Concentration From a Small Hydrographic Basin in Santa Maria (Rio Grande Do Sul, Brazil). *International Journal of River Basin Management*, **14**, 1-10. doi: <https://doi.org/10.1080/15715124.2016.1198911>
- Tsivoglou, E. C., Wallace, J. R. (1972) *Characterizing stream reaeration capacity*. Environmental Protection Agency, EPA-R3-72-012, Washington, 317 pp.
- Von Sperling, M. (2014) *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*, Editora UFMG, 1, 4 ed., 452 pp.
- Von Sperling, M., Von Sperling, E. (2013) Challenges for bathing in rivers in terms of compliance with coliform standards. Case study in a large urbanized basin (das Velhas River, Brazil). *Water Science and Technology*, **67**, 2534-2542. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2013.145>
- Wang, J., Huo, A., Hu, A., Zhang, X., Wu, Y. (2017) Simulation for non-point source pollution based on QUAL2E in the Jinghe River, ShaanxiProvince, China. *Tecnología y Ciencias del Agua*, **8**(2), 117-126. doi: <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-02-11>
- Wrublack, S. C., Mercante, E., Boas, M. A. V., Prudente, V. H. R., Silva, J. L. G. (2018) Variation of water quality along a river in agricultural watershed with support of geographic information systems and multivariate analysis. *Engenharia Agrícola*, **38**(1), 74-81. doi: <https://doi.org/10.1590/1809-4430>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

**AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS SÓCIO-AMBIENTAIS
E DE SAÚDE PÚBLICA DE FAMÍLIAS REMANEJADAS.
ESTUDO DE CASO DO RESIDENCIAL MORADA DO
SOL, PARAGOMINAS, PA**

Kerla Francemary Martins De Oliveira ¹
Adiel José Passos da Cunha Júnior ¹
* Francisca Nara da Conceição Moreira ¹
Márcia Valéria Porto de Oliveira Cunha ¹

**EVALUATION OF THE SOCIO-ENVIRONMENTAL AND PUBLIC
HEALTH IMPACTS OF REMAINED FAMILIES. CASE STUDY OF
THE RESIDENCIAL MORADA DO SOL, PARAGOMINAS, PA**

Recibido el 18 de enero de 2020; Aceptado el 11 de enero de 2021

Abstract

The construction of Residencial Morada do Sol, in the municipality of Paragominas, PA, aimed to reduce the housing deficit of the municipality, provide healthy housing, and improve the quality of life with the environment. The objective of the research was to verify that housing structures with basic sanitation infrastructures have a reflection on the quality of life of the beneficiaries. For this, the work was divided into four stages. Initially, a technical visit was made to the Federal Savings Bank in Belém, Pará. In the second stage, a visit was made to the Secretariat of Sanitation in Paragominas. In the third stage, a visit to the Secretariat of Social Assistance in Paragominas took place. And in the fourth stage, interviews were conducted with the residents of the Residencial Morada do Sol. Thus, this work brings a synopsis of the improvement of the health and quality of life of families relocated from risk areas in Paragominas (PA) to Residencial Morada do Sol, of the PMCMV, the first of this category in the municipality, destined to families of 0 to 3 minimum salaries. It was possible to analyze how the interference of the sanitation system can offer improvements to the population, as well as to eliminate them and interrupt the life cycle of pathogens, the main cause of diseases related to the absence of basic sanitation.

Keywords: area of risk, sanitation systems, quality of life.

¹ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará, (IFPA), Brasil.

*Autor correspondente: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil - UFPA, Rua Augusto Correa, nº: 01, CEP: 66075-110, Belém, Pará, Brasil. Email: naramoreira2012@gmail.com

Resumo

A construção do Residencial Morada do Sol, no município de Paragominas, PA, teve como objetivos, reduzir o déficit habitacional do município, proporcionar moradias salubres, melhorar a qualidade de vida junto ao meio ambiente. A pesquisa teve por objetivo, a averiguação de que as estruturas habitacionais com infraestruturas de saneamento básico apresentam reflexo na melhoria da qualidade de vida dos contemplados. Para isto, o trabalho foi dividido em quatro etapas. Inicialmente fora realizada visita técnica à Caixa Econômica Federal, em Belém - Pará. Na segunda etapa aconteceu visita à Secretaria de Saneamento no município de Paragominas. Na etapa seguinte, ocorreria visita à Secretaria de Assistência Social do município. E na quarta etapa foram realizadas entrevistas com os moradores do Residencial. Assim, este trabalho traz uma sinopse da melhoria da saúde e qualidade de vida das famílias remanejadas de áreas de risco em Paragominas (PA), para o Residencial Morada do Sol, do PMCMV, o primeiro dessa categoria no município, destinado à famílias com renda de 0 a 3 salários mínimos. Foi possível analisar de que forma a interferência do sistema de saneamento oferece benfeitorias a população, além de, afastá-las e interromper o ciclo de vida de agentes patógenos, causadores de enfermidades com ausência de saneamento.

Palavras chave: área de risco, sistemas de saneamento, qualidade de vida.

Introdução

Nos últimos anos, a melhoria e construção de unidades habitacionais têm sido realizadas em diversas cidades brasileiras (Timerman, 2016). A respeito disso, Gasques *et al.* (2016) ressaltam três importantes fatores; a emigração da área rural para as cidades, o envelhecimento da população e as modificações nas configurações familiares.

Nascimento (2016) e Davis *et al.* (2016) destacam que a demanda por habitação cresceu ao longo do tempo, pressionando os maiores centros urbanos do Brasil, causando a expansão das grandes metrópoles em direção à periferia. Logo, o crescimento desordenado provocou a favelização o que trouxe problemas, como o déficit habitacional (Reis, 2013; Asdrubali *et al.*, 2015).

Nesta lógica, Fuentes, Hernandez (2014) e Duren (2017) salientam que as unidades habitacionais têm por objetivo, proporcionar níveis de vida mais adequados a população, além de, reduzir impactos ambientais negativos gerados por aglomerações urbanas, os quais apresentam insegurança nas condições de saneamento, no conforto e no acesso aos serviços urbanos.

Para Buckley *et al.* (2014), Monteiro e Rezende (2017) o acesso a moradia da população considerada de baixa renda é indispensável para atender os grupos sociais mais vulneráveis. Daí, Murray e Clapham (2015), Tao e Finenko (2016) ressaltam a importância das políticas habitacionais eficazes para inclusão dessa população na cidade e na sociedade.

O Governo Federal lançou no ano de 2009 o Programa Minha Casa, Minha Vida (PMCMV), o qual tem por finalidade a criação de mecanismos de incentivo a produção e à aquisição de unidades

habitacionais pelas famílias de acordo com a faixa salarial (Brasil, 2009). A respeito disso, Klink, Denaldi (2014) e Melazzo (2016) observam que a partir da criação do programa, tornou-se a principal iniciativa do governo federal para enfrentamento dos problemas habitacionais no Brasil.

Neste contexto, Rolnik (2014) e Buckley (2015) fazem uma análise de que o referido programa apresentou avanços ao destinar subsídios à habitação popular, tendo alcançado a camada populacional de 0 a 3 salários mínimos, que até o momento ainda não havia sido contemplada pelas iniciativas federais na área habitacional.

Rufino (2015) e Meireles (2017) ressaltam que, desde a implantação do PMCMV, a demanda habitacional começou a ter mais atenção por parte dos governantes, uma vez que, nunca se produziu tanto e com incentivos. De acordo com o Ministério das Cidades (2011), das metas estabelecidas do programa é possível observar a redução do déficit habitacional, que, no de 2008 ultrapassava cinco milhões de residências, sendo que, 89% do déficit estavam relacionadas a famílias com renda de até três salários mínimos.

Outras diretrizes básicas do programa PMCMV é a diminuição das desigualdades habitacionais, ferramenta importante na para reduzir o déficit habitacional (DH) do Brasil, além do, dinamismo na área da construção civil e a geração de emprego e renda (Nascimento, 2015; Pereira; Heller, 2015; Vicentim; Kanashiro, 2016).

Para Moraes (2002), Gomes (2014), Collier e Venables (2015) o conceito de habitação inclui não só a estrutura física, mas também o espaço geográfico e social que ocupa, além das funções que seus moradores a conferem. Logo, Berr (2015), Meireles, Castro (2017), Fernandes *et al.* (2018) destacam que elementos de ordem socioeconômica e cultural reproduzem diferenças de disponibilidade e qualidade da habitação, ocasionando em fatores ambientais que refletem sobre a saúde e qualidade de vida dos moradores.

Tauil (2001), Ventura e Lopes (2017) corrobora com a importância da moradia adequada, pois, é observado que diversas enfermidades, infecciosas estão associadas as condições de habitacionais no Brasil, principalmente as enfermidades relacionadas a diarreias infecciosas, infecções respiratórias agudas e a dengue, que ressurgiu no cenário nacional nesta década.

Na cidade de Paragominas, Sudeste Paraense, assim como em diversas cidades Brasileiras, há considerada quantidade de pessoas morando em áreas improvisadas e em áreas de risco, terrenos frágeis, inundáveis às margens de córrego.

Partindo desse pressuposto, o presente trabalho baseia-se na averiguação de que as estruturas habitacionais, com infraestruturas de saneamento básico têm reflexo considerado na melhoria da qualidade de vida dos contemplados pelas unidades habitacionais.

Diante disso, o trabalho teve por objetivo, averiguar os serviços de saneamento básico ofertados nas moradias anteriores ao remanejamento. Também foi identificado e constatado o funcionamento dos sistemas de saneamento básico no Residencial Morada do Sol, para fins de análise e comparação às condições de moradia das áreas de risco visitadas.

Materiais e métodos

O estudo foi realizado no Residencial Morada do Sol, localizado no município de Paragominas no Estado do Pará, conforme mostrado na Figura 1. Possui área de 150 mil m² e 967 unidades habitacionais divididas entre apartamentos e casas. O residencial é composto por 704 apartamentos distribuídos por 44 blocos de 4 pavimentos com 4 apartamentos por pavimento e 263 casas com medição em média de 69 m² cada.

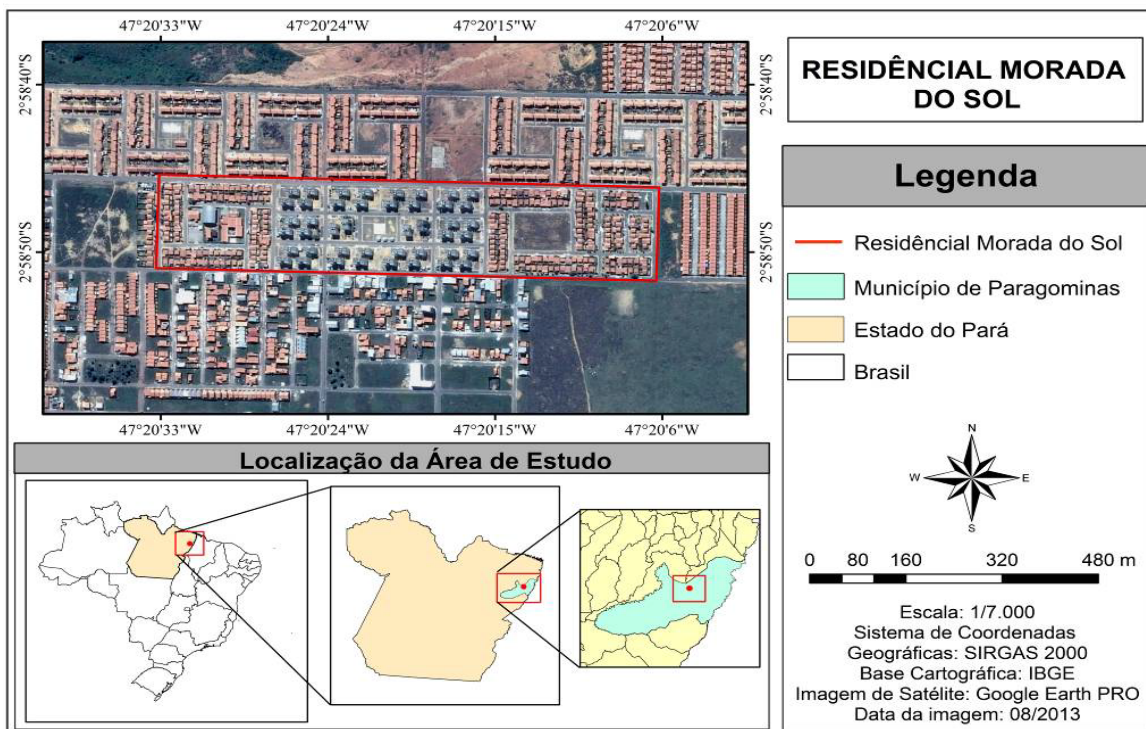


Figura 1. Residencial Morada do Sol.
Fonte: Autores (2013).

Etapas da pesquisa

A pesquisa é de caráter quali-quantitativo, realizada de janeiro de 2013 a agosto de 2014. Caracteriza-se como quantitativa, conforme descrita por Richardson (1999), pelo emprego de quantificação tanto pelos dados coletados quanto pelo tratamento por meio de técnicas estatísticas. Classifica-se também com base na metodologia de (Gil, 2008) que permitiu o conhecimento amplo e detalhado da unidade analisada.

O trabalho foi organizado em quatro etapas. Inicialmente foi realizada visita técnica à Caixa Econômica Federal em Belém. Na segunda etapa aconteceu visita à Secretaria de Saneamento em Paragominas. Na terceira etapa ocorreu visita à Secretaria de Assistência Social em Paragominas. E na quarta etapa foram realizadas entrevistas com os moradores do Residencial Morada do Sol.

Etapa 1. Visita técnica à Caixa Econômica Federal no município de Belém/PA

Foi realizada visita à Caixa Econômica Federal no município de Belém, estado do Pará, a qual ocorreu no mês de janeiro de 2013, com a finalidade de obter informações sobre empreendimentos de responsabilidade do PMCMV destinado a famílias de baixa renda (0 a 3 salários mínimos), concluídos e entregues, pelo menos, há um ano (2012 a 2013).

Durante a visita a equipe técnica que nos recebeu, apresentou alguns destes empreendimentos, entre eles, o Residencial Morada do Sol, no município de Paragominas, estado do Pará, objeto deste estudo.

Na ocasião após identificação do escritório da construtora, foi possível o acesso a informações sobre o processo de implantação do empreendimento. Assim como, contatos de pessoas responsáveis pelas Secretarias de Saneamento e Assistência Social, para levantamento de informações importantes.

Etapa 2. Visita técnica à Secretaria de Saneamento em Paragominas, Pará

A primeira viagem ao Município de Paragominas ocorreu em julho de 2013. Ocasão em que se visitou à Secretaria de Saneamento de Paragominas (SANEPAR), para levantamento de informações relacionadas a área de estudo, e de modo mais específico, sobre a Estação de Tratamento de Água (ETA), localizada no Residencial Morada do Sol.

Etapa 3. Visita técnica à Secretaria de Assistência Social em Paragominas, Pará

A visita a Secretaria de Assistência Social, ocorreu em outubro de 2013, com a finalidade de obter informações como o levantamento da área de risco e da população beneficiada, a partir de

documentos e relatos coletados na própria secretaria. Entre estes, a lista dos inscritos para o processo de seleção e dos moradores contemplados com as unidades habitacionais.

Etapa 4. Entrevistas aos moradores do Residencial Morada do Sol

Esta etapa aconteceu na última viagem ao município de Paragominas, em janeiro de 2014, sendo realizadas entrevistas com os moradores por meio de questionários compostos por 33 perguntas sobre os serviços de saneamento ofertados na moradia anterior. O questionário foi elaborado com base na Lei nº 11.445 de 05 de janeiro 2007, da Presidência da República, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico.

O critério de seleção das famílias a serem entrevistadas deu-se a partir da lista de inscritos contemplados com moradias, fornecida pela Secretaria de Assistência Social. Todavia, foram abordadas somente famílias que antes moravam em áreas de risco, conhecidas por “grotas”. A partir disso, foram identificadas que em 179 unidades habitacionais residiam famílias remanejadas de áreas de risco. Esse número de unidades foi utilizado como amostra.

Em seguida, aplicou-se cálculo de 30% sobre a amostra, para o conhecimento da quantidade de unidades habitacionais onde seriam necessárias entrevistas de modo que a pesquisa fosse considerada válida. Assim, as entrevistas seriam realizadas em 54 unidades habitacionais. A porcentagem de 30% se deu pelo fato de que esse foi o número de famílias remanejadas das áreas de risco, conforme informações da Secretaria de Assistência Social. Para análise dos resultados, foram desenvolvidas figuras no software Minitab 18 relacionando os dados obtidos para melhor entendimento.

Resultados e discussões

Características habitação e densidade habitacional anterior x residencial morada do sol

O conhecimento da densidade habitacional nas moradias anteriores foi obtido com base nos dados das entrevistas. O tipo de moradia habitada pelos moradores remanejados eram casas. Nesse contexto, é mostrado na Figura 2 que em 44% dos domicílios residiam de 4 a 5 pessoas.

Em 32% dos domicílios habitavam de 1 a 3 pessoas e em 23% de 6 a 7 pessoas, sendo que somente em 2% dos domicílios residiam mais de 7 pessoas. De acordo com relatos de moradores locais, houve casos que domicílios anteriores eram ocupados por até 16 pessoas. Além disso, os mesmos encontravam-se em condições inadequadas de moradias. A respeito, Barreto (2011), Corrêa *et al.* (2015) e Alkire (2015) ressaltam que no Brasil, especificamente, ainda existem milhões de famílias que vivem em moradias sob condições inadequadas. Todavia, Cunha (2004) e Kreter *et. al.* (2015) ressaltam que o setor público é o responsável pela infraestrutura para a qualidade de vida da

população, na área de saneamento básico, destaca-se o abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto, drenagem e manejo das águas pluviais, a coleta de resíduos sólidos.

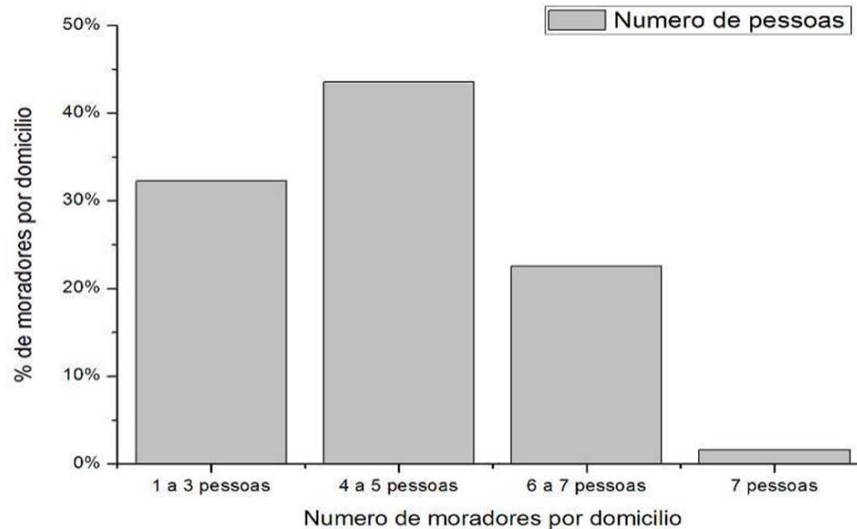


Figura 2. Moradores por domicílios.

Fonte: Autores (2014).

Todavia, Corrêa *et al.* (2015), Kreter *et al.* (2015) analisam que o déficit na situação das condições sociais de muitas famílias no país pode, muitas vezes, ser verificada e fundamentada com base nas condições de habitação que refletem na saúde desses de inúmeros membros da sociedade.

Ainda sobre a densidade habitacional, foi observada a mesma quantidade de moradores após as famílias serem remanejados, com exceção dos 2%, pois houve necessidade que a família fosse fragmentada, para que pudessem ocupar a nova moradia contemplada. Ainda assim, em algumas unidades, residem 9 pessoas, sendo 5 adultos e 4 crianças, caracterizando-se como coabitação familiar.

Sobre isso, o IPEA (2006) destaca que o principal motivo da coabitação familiar é a falta de recursos financeiros. Ainda de acordo com o IPEA, no Brasil, a questão financeira é mais observada nas áreas urbanas (57,30%), enquanto nas áreas rurais a coabitação familiar (39,80%) está motivada por “vontade própria”.

Vale comentar, que apesar de habitarem em condições insalubres, detinham liberdade de espaço para cultivo de hortas (Figura 3a), criação de animais de estimação (Figura 3b) e avicultura (criação de frangos para consumo) (Figura 3c), conforme mostrado na Figura 3. Isso oferecia a essas famílias, satisfação ao morar nessas localidades, mesmo que essas áreas fossem de risco.



Figura 3. a) Cultivo de hortas; b) animais domésticos; c) avicultura (frangos consumo).

Fonte: Autores (2014).

No que se refere ao material de construção das moradias das áreas de risco, foi verificado que 10% das residências foram construídas em alvenaria com revestimento, 3% em alvenaria sem revestimento, 81% com madeira aproveitada e 6% das moradias foram construídas em material misto, ou seja, com madeira e alvenaria.

Neste contexto, o IBGE (2010) ressalta que o domicílio rústico é aquele que tem na construção das suas paredes externas, predominância de material não durável, tal como, madeira aproveitada ou outro material improvisado. Após serem remanejadas para o Residencial Morada do Sol as famílias passaram a viver em unidades habitacionais (casas ou apartamentos) do Programa de Governo Federal MCMV construídas em alvenaria e com reboco, tanto nas paredes internas quanto nas externas.

No momento das entrevistas, ficou clara a insatisfação dos moradores em relação à falta de espaço nas unidades do residencial. Segundo os moradores, apesar de serem estruturalmente melhores que as residências anteriores, são termicamente desconfortáveis, principalmente os apartamentos. Além disso, a modalidade de habitação do tipo apartamento impossibilita o cultivo de pequenas hortas e criação de aves para o consumo. De modo geral, além do desconforto térmico, também há queixas quanto à falta de privacidade e sossego dos moradores (Figura 4a), em especial dos mais idosos, devido à presença de muitas crianças (Figura 4b) correndo pelas escadarias dos apartamentos e entre os terrenos dos imóveis, o que causa poluição sonora.



Figura 4. a) Ausência de privacidade; b) Crianças brincando.

Fonte: Autores (2014).

A respeito disso, a OPAS e OMS (2007) ressalta que um dos principais requisitos fundamentais de qualquer projeto habitacional é a condição de habitação saudável e proteção à saúde entre eles, a habitabilidade que são as condições que proporcionam conforto físico, térmico, acústico e visual, livre de umidade e de intensa poluição atmosférica.

Na Figura 5 são mostradas unidades de habitação na modalidade casa, no Residencial Morada do Sol. Nesse tipo de moradia, as famílias possuem autonomia, com direito a realizar alterações para ampliar o imóvel (Figura 5a), da forma que melhor se adequa as suas necessidades. Além disso, é possível ainda cultivar seus jardins (Figura 5b) e hortas (Figura 5c), o que não é viável nos apartamentos.



Figura 5. a) Casas ampliadas; b) casas com jardins; c) cultivo de hortas.

Fonte: Autores (2014).

No que se refere à quantidade de cômodos das moradias anteriores das “grotas”, foi verificado que 13% dos domicílios possuíam 2 cômodos, por sua vez, 23% possuíam 3 cômodos, 35% possuíam 4 cômodos, 16% possuíam 5 cômodos e 13% possuíam 6 cômodos.

Todavia, atualmente no Residencial Morada do Sol as famílias possuem moradias contempladas por 5 cômodos, sendo 2 quartos, sala, cozinha e banheiro. As dimensões são consideradas, pelos moradores, pequenas e inadequadas até mesmo às famílias menores, por não ser capaz de acomodar seus móveis.

Com relação ao acesso a algum tipo de serviço, foi verificado in loco que todas as moradias das áreas de risco possuíam energia elétrica e abastecimento de água (água encanada). Sendo que, 39% dos domicílios utilizavam água de poço. Na ocasião, foi constatada no local a inexistência de serviço de esgotamento sanitário, o que foi confirmado com visita aos domicílios.

Diante desse cenário, 61% utilizavam fossas negras na moradia anterior. Em 26% dos domicílios, o esgoto era lançado a céu aberto, conforme mostrado na Figura 6a e 6b. Verificou-se, também, que 58% dos banheiros eram localizados nos quintais dos domicílios (Figura 6c). Nesse sentido, a OMS (2014) destaca que aproximadamente 6 milhões de brasileiros não tinham acesso a banheiros, o que correspondia a 3% da população do país.



Figura 6. a) e b) Lançamento de esgoto a céu aberto. c) Banheiro no “quintal” dos domicílios.

Fonte: Autores (2014).

Com a nova moradia no Residencial Morada do Sol, as famílias passaram a usufruir de serviços de saneamento básicos de qualidade com condições sanitárias adequadas, cenário diferente em relação à moradia anterior.

ara Botega (2007) e Devecchi (2014), habitação adequada transmite ao entendimento de privacidade, segurança e espaço adequado, acessibilidade física, segurança, estabilidade estrutural, iluminação, aquecimento e ventilação adequados, além de infraestrutura básica adequada, como acesso adequado aos serviços de saneamento básico (Costa, 2013; Silva, 2013; Meireles; 2017).

Embora esse conceito seja clássico, não pode ser aplicado em sua totalidade ao Residencial Morada do Sol, pois ainda que esteja estruturalmente melhor que as residências anteriores, o mesmo não oferece aos contemplados espaços suficiente e ventilação adequada.

Abastecimento e uso da água

Das características de abastecimento de água nas áreas de riscos, foi verificado que a concessionária, na ocasião a Companhia de Saneamento do Pará (COSANPA), era responsável por atender 61% dos domicílios, enquanto que 39% eram abastecidas por poços da propriedade.

Dos domicílios atendidos pela COSANPA, 42% recebiam água diariamente, enquanto que, 32% possuíam abastecimento da concessionária mais de uma vez por semana e 26% utilizavam água de poço. A respeito disso, uma das preocupações com a utilização de poços amazonas ou de boca aberta é a fácil utilização de água contaminada por fossas negras ou ainda com o armazenamento desta água (Vasconcelos *et al.*, 2014).

Isto se deve ao fato de, nem todos possuem acesso a informação sobre desinfecção de água, ou têm dificuldades para se adequar. Por esse motivo a importância da universalização para do abastecimento de água potável. Assim, no Residencial Morada do Sol todos os moradores são abastecidos pela SANEPAR, serviço de responsabilidade do município. Das alternativas de tratamento da água no domicílio, para o consumo próprio no domicílio anterior.

Na Figura 7 é mostrado que em 13% dos domicílios era utilizada alternativa de filtração no tratamento de água para consumo próprio. Bellingieri (2006) destaca que a filtração de água é utilizada, principalmente, para retenção de impurezas, com a necessidade, de ser o primeiro processo caseiro de tratamento da água.

O processo de ebulição (Fervura a 100° C) é um processo de desinfecção simples de executar e eficaz, pois extermina a totalidade dos microrganismos. Esse procedimento era realizado em 10% dos domicílios. Do consumo de água mineral, 6% dos habitantes faziam a utilização desta, pois de acordo com relatos dos moradores, apesar do custo, os mesmos optaram por não consumir água distribuída ou de poço.

Em relação à desinfecção da água no domicílio, 19% dos entrevistados utilizavam Hipoclorito de Sódio, fornecido pelo posto de saúde da população local. De acordo com Semenza (1998) e Brasil (2006), a desinfecção domiciliar é usualmente recomendada para água distribuída sem tratamento ou de qualidade duvidosa. São comumente utilizados como agente desinfetante o hipoclorito de sódio. Segundo recomendações da FUNASA (2015), deve ser adicionada para cada litro de água a medida prática de duas gotas de hipoclorito de sódio a 2.5%. Após a cloração, deve-se aguardar 30 minutos para ser consumida.

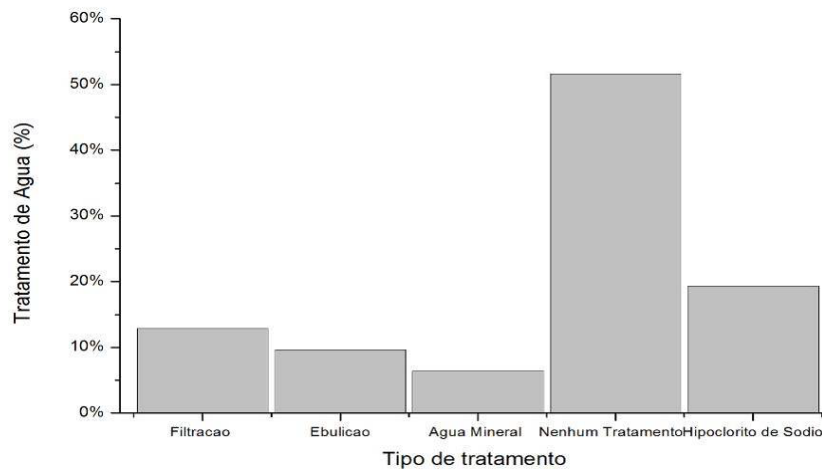


Figura 7. Tipos de tratamento de água.

Fonte: Autores (2014).

Foi verificado também que 52% dos entrevistados não realizavam nenhum tipo de tratamento na água para o consumo. Todavia, com as novas moradias, as famílias não tiveram mais preocupação com a qualidade da água, uma vez que esta é proveniente de sistema adequado de tratamento e distribuição de água. Além disso, No Residencial Morada do Sol, as famílias não utilizam método de armazenamento de água, devido possuírem abastecimento ininterrupto pela rede de distribuição do município.

Esgotamento sanitário

No que se refere ao lançamento das águas de banho, lavagem de roupa e louça (águas cinzas) nas áreas de “grotas”, foi verificado que em 77% dos domicílios o esgoto era destinado ao córrego mais próximo, enquanto que 19% as águas cinzas eram lançadas na rua.

As águas cinzas de 3% das residências eram destinadas para o terreno da propriedade conforme mostrado nas Figura 8a, b. Essa prática deixava os terrenos das propriedades encharcados ou ainda com água empossada, permitindo assim o contato direto desse esgoto “à céu aberto” com os moradores, prática essa que permite a criação de um ambiente propício para a proliferação de vetores (Branco, 2016; Ventura; Lopes 2017).

No Residencial Morada do Sol essas famílias foram isentas do problema de esgotamento sanitário, haja vista a existência de rede coletora de esgoto e transporte até a estação de esgoto. Nesse item, vale comentar também, que na ocasião da visita, 35% das famílias relataram ruas sempre alagadas. Enquanto que, 65% informaram que as ruas alagavam principalmente em períodos de pluviosidade, conforme mostrado na Figura 9.



Figura 8. Direcionamento das águas cinza na moradia anterior. a) águas cinzas b) águas cinzas.
Fonte: Autores (2014).



Figura 9. Ruas alagadas em períodos de pluviosidade nas áreas de riscos.
Fonte: Autores (2014).

Essas famílias, por residirem em áreas próximas aos córregos, enfrentavam com frequência alagamentos. Por isso, o terreno por sua natureza tende a ser mais úmido (Silva; 2015, Lima; Cabral, 2015). No período de pluviosidade as ruas tendem a serem inundadas devido à saturação hídrica do córrego e também por esse espaço estar ocupado, desviando o curso natural, além de entulho no leito do córrego (Gomes *et al.* 2014; Amore, 2015). A respeito disso, a prefeitura municipal efetua frequentemente trabalhos de dragagem dos leitos para evitar que seja corriqueiro tal evento.

Resíduos sólidos

No modo de disposição dos resíduos sólidos nas áreas de risco, foi verificado que 65% dos domicílios armazenavam os resíduos diariamente para que o serviço de coleta pública realizasse a coleta, 10% armazenavam em caçambas para que posteriormente fosse coletado, 19% queimavam na propriedade, 3% enterravam e 3% jogavam os resíduos no córrego/igarapé aos fundos do terreno da propriedade.

Nesse momento foi possível perceber a questão dos hábitos das famílias entrevistadas em relação ao manejo dos resíduos sólidos. Muitas conhecem a importância do correto acondicionamento, outras por fatores como distância dos containers, ou por considerarem mais cômodo descartar nos córregos, queimam ou ainda enterravam.

Vale observar que os moradores não acompanharam a mudança do cenário habitacional e continuavam com tais hábitos até o desenvolvimento deste trabalho. Esse comportamento ofuscou os bons hábitos daquelas pessoas que buscam por uma melhoria na qualidade de vida e moradia.

Por outro lado, moradores locais realizam trabalhos de educação ambiental, com frequência no residencial, com o intuito de elucidar as famílias quanto à importância de mudança de hábitos, conforme mostrado na Figuras 10. O Residencial possui um centro de treinamento profissional chamado de “casequinha”, onde são desenvolvidas algumas atividades, entre elas a Educação Ambiental.

Durante a visita no Residencial Morada do Sol, foi possível observar que muitas famílias utilizavam sacos plásticos para armazenar os resíduos sólidos e assim o dispõem em local adequado para posterior coleta. Todavia, ainda existia moradores que manuseavam seus resíduos sólidos de forma inadequada, colocando-os nas dependências do residencial (Figura 11a, b) ou fora do horário do serviço de coleta, causando um cenário visual desagradável para o ambiente. Apesar disso, há famílias que adaptaram suas lixeiras para evitar o alcance de animais (Figura 11c).



Figura 10. Trabalho de educação ambiental “casequinha”

Fonte: Autores (2014).



Figura 11. Parte de um sofá nas dependências do apartamento.

Fonte: Autores (2014).

Em relação ao acesso à coleta de resíduos sólidos no domicílio anterior, 74% eram contemplados com a prestação desse serviço. Enquanto que 26% não possuíam esse serviço. No Residencial Morada do Sol há regularidade de coleta de 3 vezes por semana, sempre no período próximo ao meio dia, embora não consiga atender com eficácia seu papel, devido a ausência da conscientização por parte de alguns moradores.

Os resíduos sólidos, quando dispostos de forma inadequada, proporcionam abrigo e proliferação de insetos e vetores que são os responsáveis pela transmissão de doenças infecciosas (Silva *et al.*, 2014). Por isso, faz-se necessário acondicionamento e disposição de forma adequada.

No momento desta pesquisa, havia um projeto de horta comunitária em andamento para atender o Residencial Morada do Sol. Esse projeto tinha por objetivo receber, dos moradores, resíduos orgânicos, para geração de adubo orgânico (compostagem), o qual seria utilizado na horta e no projeto paisagístico do residencial, gerando também emprego e renda para os moradores.

Conclusão

Por meio desse estudo de avaliação, foi possível perceber a necessidade de crescimento imobiliário, para construções de empreendimentos vinculados ao PMCMV, direcionados para a faixa de baixa renda, no intuito de promover a essas famílias não só o acesso a moradia digna, mas também na aquisição de um imóvel com ambientes mais espaçosos e confortáveis, bem como a responsabilidade ambiental. Atualmente em que prevalece o interesse da economia, o mercado imobiliário aquecido, cresce também a preocupação social, com a sustentabilidade.

O Residencial Morada do Sol trouxe um modelo de empreendimento ecologicamente correto, exigência do Município em virtude do comprometimento com responsabilidade ambiental, população e pela manutenção do título “Município Verde”, exemplo seguido por outros municípios no Estado.

Estudos anteriores confirmam a viabilidade financeira da implantação de estações compactas de tratamento de esgoto e atentam para que esses empreendimentos se adaptem às Resoluções previstas para o lançamento de efluentes, criando boas práticas de pensamentos, de forma a aumentar também a responsabilidade ambiental.

Com relação as entrevistas, ficou evidente a melhoria na saúde e qualidade de vida da população remanejada, embora ainda falte muito para melhorar a questão da habitabilidade. Do ponto de vista estrutural e de saneamento, houve melhora incontestável. Mesmo assim, as famílias anseiam por liberdade, privacidade e conforto térmico.

Paralelamente a toda a implantação de tecnologias de interferência de saneamento, como medidas de controle de doenças infecciosas, é indispensável que se realize a educação sanitária e ambiental com a população. Ação tida como ferramenta indispensável para a manutenção e continuidade de funcionamento dos sistemas de saneamento implantados.

Referências bibliográficas

- Amore, C. S. (2015) *Minha Casa Minha Vida para iniciantes*. In: Amore, C. S., Shimbo, L. Z., Rufino, M. B. C. (Orgs.) *Minha casa... e a cidade?: avaliação do programa Minha Casa Minha vida em seis estados brasileiros*. Rio de Janeiro: Letra Capital, 428 pp.
- Asdrubali, F., Baldinelli, G., Bianchi, F., Sambuco, S. A. (2015) Comparison between environmental sustainability rating systems LEED and ITACA for residential buildings. *Building and Environment*, **108**, 86-98. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.01.001>
- Berr, L. R. (2015) Indicador de falhas de qualidade baseado na percepção dos usuários de Habitação de Interesse Social. *Ambiente Construído*, **15**(4), 19-35.
- Botega, L. R. V. (2007) urbanização e política habitacional no Brasil. *Revista Espaço Plural*. Ano VIII, **17**, 65 -72, 2º, semestre.
- Branco, R. C., Junior, L. R. T., Mello, V. S. A. Lisboa, F. A. M. (2016) Soluções tecnológicas para reaproveitamento de água em um condomínio autossustentável. *Engrenagem*, **11**, 60- 71.
- Buckley, Kallergis, Wainer, A. R. (2015) The housing challenge: avoiding the Ozymandias Syndrome. Rockefeller Foundation/The New School University.
- Buckley, R., Kallergis, A., Deuskar, S. (2014) The Asian coalition for community action's approach to slum upgrading. Washington, DC: World Bank.
- Brasil. (2015) Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Brasília.
- Collier, P., Venables, A. J. (2015) Housing and urbanisation in Africa: unleashing a formal market process. In E. Glaeser, & A. Joshi-Ghani (Eds.), *The urban imperative: Towards competitive cities*. Oxford: Oxford University Press.
- Costa-Júnior M. A. F. (2013) Manual de Impactos Ambientais do Saneamento. Companhia de Águas e Esgotos do Estado de Rio Grande de Norte (CAERN), 140 pp.
- Cunha, M. V. P. O. (2004) Importância da frequência de descarte de lodo na eficiência dos decantadores de estações de tratamento de água em ciclo completo. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal do Pará. Belém, 263 pp.
- Davis, D., Escobedo, N., Granados, F., Lara, F., Schoen, D., Scott, M. (2016) Building better cities with strategic investments in social housing. Case study compendium: Understanding the barriers and enablers to densification at the metropolitan level. Qualitative evidence from seven Mexican cities. Cambridge, MA: Harvard University Graduate School of Design.
- Devecchi, A. M. (2014) *Reformar não é construir*. A reabilitação de edifícios verticais - novas formas de morar em São Paulo no século XXI. São Paulo: Senac.
- Duren, N. R. (2017) The social housing burden: Comparing households at the periphery and the centre of cities in Brazil, Colombia, and Mexico. *International Journal of Housing Policy*, 1-27.
- Fernandes, G. Von, H., Formoso, C. T., Tzortzopoulos-Fazenda, P. (2018) Método para verificação automatizada de requisitos em empreendimentos Habitacionais de Interesse Social. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, v. **18** (4), 259-278. *Ambiente Construído*. doi.org/10.1590/s1678-86212018000400304.
- Fuentes, C. M., Hernandez, V. (2014) Housing finance reform in Mexico: The impact of housing vacancy on property crime. *International Journal of Housing Policy*, **14** (4), 368-388.
- Gasques, J. G., Bacchi, M. R. P., Rodrigues, L., Bastos, E. T., Valdes, C. (2016) *Produtividade da agricultura brasileira: a hipótese da desaceleração*. In: VIEIRA FILHO, J. E. R., GASQUES, J. G. (Org.) *Agricultura, transformação produtiva e sustentabilidade*. Brasília, DF: Ipea., 143-163.
- Gomes, P. L. S., Lima, A. C. M., Neto, B. C. (2014) Impactos Ambientais Decorrentes do Uso e Ocupação do Solo no Entorno da Avenida Independência ante ao Projeto Ação MetrÓpole (Belém/Pa). *Engrenagem*, **7**, 9-27.
- Klink, J., Denaldi, R. (2014) On financialization and state spatial fixes in Brazil. A geographical and historical interpretation of the housing program My House My Life. *Habitat Int.* **44**, 220-226. <http://dx.doi.org/10.1016/j.habitatint.2014.06.001>

- Kreter, A. C., Vecchio, R. D. V., Staduto, J. A. R. (2015) Condições habitacionais como um indicador de pobreza nas áreas rurais do nordeste brasileiro. *Revista Econômica do Nordeste*, Fortaleza, **46** (1), 77-96.
- Lima, A. P., Cabral, N. W. S. (2015) Viabilidade econômico-financeira no processo de criação de novos municípios: análise do município de Santa Bárbara do Pará. *Engrenagem*, Belém, ano v, 10, 84-99.
- Meireles, E. (2017) Provisão do Programa Minha Casa, Minha Vida em São José do Rio Preto, SP: Inserção urbana e adequação socioeconômica e ambiental – um estudo de caso do conjunto habitacional Nova Esperança. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, **17**(3), 219-233.
- Meireles, E., Castro, C. M. P. (2017) Provisão do Programa Minha Casa, Minha Vida em São José do Rio Preto, SP. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, **17**(3), 219-233. doi.org/10.1590/s1678-86212017000300172.
- Melazzo, E. S. (2016) O Programa Minha Casa Minha Vida no estado do Rio Grande do Norte: cinco conclusões possíveis e cinco questões para a continuidade da investigação. *Revista Formação*, **1**(23), 92-111.
- Monteiro, R. M. A., Rezende, A. T. (2017) A QUESTÃO HABITACIONAL NO BRASIL. *Mercator*. Fortaleza, **16**, e 16015. [doi: https://doi.org/10.4215/rm2017.e16015](https://doi.org/10.4215/rm2017.e16015)
- Murray, C., Clapham, D. (2015) Housing policies in Latin America: Overview of the four largest economies. *International Journal of Housing Policy*, **15**(3), 347-364.
- Ministério das Cidades. Déficit Habitacional no Brasil. (2011) Elaborado por: Fundação João Pinheiro, Centro de Estatística e Informações. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 140 pp.
- Nascimento, A. B. (2015) Gerenciamento de leitos hospitalares: análise conjunta do tempo de internação com indicadores demográficos e epidemiológicos. *Rev Enferm Atenção Saude.*, jan-jun, **4**(1), 65-78.
- Nascimento, E. (2016) Região metropolitana de Campinas (SP): cinco décadas de expansão urbana. *Boletim Campineiro de Geografia*, **6** (1), 67-91.
- Pequeno, L. R. B., Rosa, S. V. (2015) Inserção urbana e segregação espacial: análise do Programa Minha Casa Minha Vida em fortaleza. In: XVI Espaço, Planejamento e Insurgências: Alternativas Contemporâneas para o Desenvolvimento Urbano e Regional - ENANPUR. Anais..., Belo Horizonte.
- Pereira Tst, Heller, L. (2015) Planos municipais de saneamento básico: avaliação de 18 casos brasileiros. *Eng Sanit Ambient.* jul -set; **20** (3), 395-404.
- Pereira, P. P. (2014) Caracterização Física do Córrego Mandacaru, Maringá – PR. *UNOPAR Cient. Exatas Tecnol.*, **13**(1), 29-34.
- Reis, F. N. S. C. (2013) Programa “Minha Casa, Minha Vida”: estrutura lógica, focalização e percepção dos beneficiários. Dissertação (Mestrado em Administração) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 145 pp.
- Rolnik, R. (Coord.) (2014) Ferramentas Para Avaliação da Inserção Urbana dos Empreendimentos do PMCMV. Equipe Laboratório Espaço Público e Direito à Cidade (LabCidade) Faculdade de Arquitetura e Urbanismo - Universidade de São Paulo, nov.
- Silva, A. S., Ribeiro, V. H. (2015) Fragilidade ambiental e impactos erosivos ao longo do córrego Mandacaru na área urbana no município de Maringá-PR. *Revista Percurso*, **2**(2), 21-45.
- Silva, A. S., Lima, A. C. M., Albuquerque, M. V. V., Bello, L. A. L. (2014) Avaliação da sustentabilidade do manejo e destino final dos resíduos urbanos do distrito de Murucupi – Barcarena/PA. *Engrenagem*, Belém, ano **IV**(8, Nov.), 78-92,
- Silva, L. S. A. (2013) Cidade e a Floresta: O Impacto da Expansão Urbana Sobre Áreas Vegetadas na Região Metropolitana de São Paulo. Tese de Doutorado - Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental (PROCAM) - USP.
- Tao, J.Y., Finenko, A. (2016) Moving beyond LCOE: impact of various financing methods on PV profitability for SIDS. *Energy Policy*. **98**, 749-758. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2016.03.021>
- Timerman, A. (2016) Rápida urbanização deu condições para o avanço do "Aedes". Estado de S. Paulo. *Metrópoles*, **3**, 2-26.



- Vasconcelos, M. B., Sousa, N. G., Genaro, D. T., Luz, C. A., Tupinamba, M. K. F. (2014) Histórico das Perfurações de Poços Tubulares no Estado do Piauí. *Revista de Geologia*, **27**, 111-126.
- Ventura, G. K. A., Lopes, F. A. (2017) Infraestrutura de saneamento básico e incidência de doenças associadas: uma análise comparativa entre Belo Horizonte e Ribeirão das Neves - Minas Gerais. *Caderno de Geografia*, **27**, 788-805.
- Vicentim, T. N., Kanashiro, M. (2016) Análise do comércio e dos serviços nos empreendimentos do Programa Minha Casa, Minha Vida (PMCMV): Estudo de caso do Residencial Vista Bela – Londrina, PR. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, **16**(4), 227-250. Ambiente Construído. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/s1678-86212016000400116>



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA PARA CONSUMO HUMANO EM ÁREA DE INFLUÊNCIA DE LIXÃO DESATIVADO

* Davi Edson Sales e Souza ¹
Adnildo Carvalho Mendes ¹
Lucas Nunes Franco ¹
Agnes da Silva Araújo ¹
Júnior Hiroyuki Ishihara ²

QUALITY OF GROUNDWATER FOR HUMAN CONSUMPTION IN DISABLED WASTE INFLUENCE AREA

Recibido el 25 de enero de 2020; Aceptado el 18 de septiembre de 2020

Abstract

Groundwater contamination by leachate is still a problem faced in Brazil. In Tucuruí, southeastern of Pará, it operated a final municipal solid waste disposal (MSW) area for 13 years, from 1983 to 1996, without any management criteria, that has been occupied by residents since its deactivation. Many residents currently consume water from shallow wells, disregarding that a landfill has operated in this area and that this water source may be compromised. The objective of the work was to investigate the quality of groundwater in the area and to check possible contamination by the disposal of MSW or anthropic in the study area. Ten shallow wells were monitored, five in the dump area and five outside this area, and compared with current legislation for human consumption. The results point to possible interferences in the two analyzed areas. In the dump area, the parameters color, turbidity, pH, iron, electrical conductivity, total coliforms and *E. coli* do not satisfy the drinking water quality parameters provided by the legislation. In the external area of the dump, the parameters color, turbidity, pH, iron, total coliforms and *E. coli* differ from the legislation. Therefore, the groundwater used by users is not suitable for direct consumption, and may be contaminated by natural or man-made activities, as a result of poorly constructed wells, for example. Furthermore, the possibility of decomposition activities linked to the old MSW disposal area is not discarded.

Keywords: groundwater, contamination of leachate, water potability.

¹ Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Pará, Brasil.

² Núcleo de Desenvolvimento Amazônico em Engenharia, Brasil.

* *Autor correspondente:* Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Pará, Rua Itaipu, 36. Vila Permanente, Tucuruí - PA, 68464-000, Brasil. Email: davisaes@ufpa.br

Resumo

A contaminação das águas subterrâneas por lixiviados ainda é uma problemática enfrentada no Brasil. Em Tucuruí, sudeste do Pará, operou uma área de disposição final de resíduos sólidos urbanos (RSU) durante 13 anos, de 1983 a 1996, sem qualquer critério de manejo, que foi ocupada por moradores desde a sua desativação. Atualmente, muitos moradores consomem água de poços rasos, desconsiderando que nessa área operou um lixão e que essa fonte hídrica pode estar comprometida. O objetivo do trabalho foi investigar a qualidade da água subterrânea da área e verificar possíveis contaminações pela disposição de RSU ou antrópicas na área de estudo. Foram monitorados dez poços rasos, cinco na área do lixão e cinco externos a essa área, e comparados com a legislação vigente para consumo humano. Os resultados apontam possíveis interferências nas duas áreas analisadas. Na área do lixão, os parâmetros cor, turbidez, pH, ferro, condutividade elétrica, coliformes totais e *E. coli*, não atendem aos parâmetros de potabilidade previstos na legislação. Na área externa ao lixão, os parâmetros cor, turbidez, pH, ferro, coliformes totais e *E. coli*, diferem da legislação. Portanto, a água subterrânea utilizada pelos usuários não está adequada ao consumo direto, e pode estar sendo contaminada por atividades naturais ou antrópicas, resultado de poços mal construídos, por exemplo. Além disso, não se descarta a possibilidade de atividades de decomposição ligadas a antiga área de disposição de RSU.

Palavras chave: águas subterrâneas, contaminação por lixiviado, potabilidade da água.

Introdução

A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) aumentou significativamente nos últimos anos, em função da rápida urbanização e crescimento populacional, representando potencial fonte de contaminação do solo, da água e do ar, quando dispostos em locais inadequados, fora das limitações legais e das normas técnicas de manejo adequado (Naveen *et al.*, 2016; Mondelli *et al.*, 2016).

Uma das principais consequências negativas da disposição inadequada dos RSU é a produção do lixiviado, o chorume, uma manifestação líquida de cor escura e odor desagradável, resultante das interações entre o processo de biodegradação da fração orgânica dos RSU e a infiltração de água de chuva na massa dos resíduos, constituído por partículas em suspensão, compostos orgânicos e inorgânicos solúveis, e tem representado um poluente grave que afeta os recursos naturais, saúde e higiene humana (Hetka *et al.*, 2016; Naveen *et al.*, 2016).

Normalmente o lixiviado de aterros sanitários é constituído, principalmente, por uma grande quantidade de matéria orgânica, como carbono orgânico total, estando presentes também, nitrogênio amoniacal, metais pesados como cobre, zinco, além de outros poluentes que apresentam riscos ao solo circundante, às águas subterrâneas e, até mesmo, as águas superficiais (Renou *et al.*, 2008). Mesmo após encerrada as atividades de um lixão ou aterro sanitário, não há garantia que inexistirão riscos ao meio ambiente e à comunidade de entorno (Almeida, 2014). Isso decorre devido as atividades de decomposição que ainda continuam atuantes, mesmo após a inativação do lixão, podendo ocorrer a continuação da produção de lixiviado contaminado por

um período de 20 a 50 anos (Kjeldsen *et al.*, 2002). Por esse motivo, é aconselhável utilizar técnicas de tratamento de lixiviado (Hetka *et al.*, 2016; Oliveira *et al.*, 2015), além da inspeção periódica de um aterro de RSU, em função da grande ameaça que esse líquido representa ao ambiente circundante, sobretudo, as águas subterrâneas (Ağdağ e Sponza, 2005; Xie *et al.*, 2015), que correm o risco de contaminação pela infiltração do lixiviado resultante dos resíduos depositados (Brennan *et al.*, 2016).

A contaminação das águas subterrâneas pelo chorume é considerada o risco mais significativo para o ambiente natural e à saúde humana (Deshmukh e Aher, 2016), pela importância dessa fonte de abastecimento de água nas áreas urbanas e rurais (Singh *et al.*, 2016). E uma vez afetadas, essas fontes demandam elevados dispêndios para a sua remediação, que só é alcançado ao final de um longo período, porém, sem a certeza da eficácia dos procedimentos adotados (Taveira, Silva e Rodrigues, 2016).

No Brasil, mesmo com a instituição da Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, que criou a Política Nacional de Resíduos Sólidos e estabeleceu as metas para a eliminação e recuperação de lixões e a consequente disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos até o ano de 2014, 1.610 municípios ainda praticam a disposição inadequada dos seus RSU em áreas de lixão (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE, 2017), resultando em potenciais fontes de contaminação dos recursos hídricos por lixiviados.

O padrão de contaminação dessas águas é baseado no que a resolução CONAMA nº 396, de 3 de abril de 2008 e a Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, anexo XX, do Ministério da Saúde (MS) determinam, constituindo importantes ferramentas de controle da qualidade da água para consumo humano. Além desses instrumentos legais, alguns autores corroboram no entendimento desta problemática, com estudos que apontam a contaminação de aquíferos subterrâneos por lixiviado de aterros sanitários e/ou áreas de disposição inadequada de RSU, que, de alguma forma, comprometeram a qualidade da água dessa fonte para o consumo humano (Carvalho *et al.*, 2006; Samuel-Rosa, Dalmolin e Pedron, 2011; Taveira, Silva e Rodrigues, 2016; Ya *et al.*, 2018; Mishra *et al.*, 2019).

Neste contexto, no município de Tucuruí, sudeste do Estado do Pará, operou um depósito de resíduos sólidos no período de 1983 a 1996 (Tenório e Lira, 2004), onde hoje situa-se um dos bairros da sede urbana. O objetivo desse trabalho foi analisar a qualidade da água subterrânea consumida no bairro, por meio de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de amostras de água coletadas em residências da comunidade, verificando a concordância com os padrões de potabilidade estabelecidos pelas legislações vigentes, avaliando quais os potenciais focos de contaminação do aquífero após o encerramento da disposição final dos RSU no bairro.

Metodologia

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no bairro Beira Rio, que conta com população de 4.184 habitantes e área de 446.231 m², localizado ao norte da cidade de Tucuruí, Estado do Pará, Amazônia legal. O município situa-se na sub-bacia do Araguaia-Tocantins à margem esquerda do rio Tocantins, sob as coordenadas 03º 46' 04" Latitude Sul, e 49º 40' 22" Longitude Oeste, com área de 2.084,289 km² e população estimada para o ano de 2019 de 113.659 habitantes, de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010).

Tucuruí se destaca no cenário nacional por ser o município escolhido para a implantação da Usina Hidrelétrica de Tucuruí (UHT). A construção desse empreendimento impactou no crescimento populacional e na expansão desordenada na cidade, pela atração de novos residentes em busca de atividades terceirizadas demandadas pela implantação da UHT.

Com o passar dos anos, muitos desses residentes fixaram-se em áreas onde hoje formam os 45 bairros que compõem a sede urbana. No período compreendido entre 1983 a 1996, parte da área onde hoje se localiza o bairro Beira Rio era utilizada como "lixão" municipal. Após sua desativação, a área foi recoberta com solo e plantação de vegetação rasteira, além de ser invadida e, após negociações, dividida em 620 lotes de 10x25 metros que foram distribuídas entre famílias carentes do município (Tenório e Lira, 2004). Com a desativação do lixão, no bairro predominam-se atividades econômicas relacionadas ao comércio, com pequenos locais de agricultura familiar de subsistência. Estando distante de pontos que utilizam agricultura como principal fonte de economia.

Diversas residências no bairro utilizam poços freáticos para abastecimento, dificultando a contagem do número de casas que adotam tal fonte alternativa. Isso ocorre pela má qualidade no abastecimento público de água, com intermitência, aliada a má qualidade da água distribuída à sede urbana (Ferreira e Fernandes, 2019). Muitas famílias do bairro consomem água dos poços para a ingestão e cocção de alimentos, desconsiderando o antigo "lixão" municipal, e que a qualidade da água oriunda desses poços pode estar comprometida para consumo humano. Quanto ao esgoto sanitário, a população local utiliza fossas nas residências, sépticas ou rudimentares, inexistindo coleta de esgoto na sede municipal. A contribuição de efluente dos populares é enviada somente às fossas, não estando ligadas a rede de drenagem.

Caracterização hidrogeológica da área

De acordo com o Mapa Hidrogeológico do Brasil - Folha Belém (Sa.22), publicado pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), a água subterrânea está presente na cidade de Tucuruí por meio do Aquífero Cristalino Indiferenciado. Definido como aquífero fissural, este corpo hídrico possui extensão local, é descontínuo, apresenta vazão média de 6m³/h e capacidade

específica média de $1\text{m}^3/\text{h}/\text{m}$, além de dispor de água com qualidade química adequada, atendendo aos padrões de potabilidade (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 2016).

A área de estudo está geologicamente situada na Bacia Sedimentar do Parnaíba, e assentada sobre as Unidades Litoestratigráficas identificadas como Depósitos de Terraços Fluviais, e Depósito Aluvionar (IBGE, 2008). A primeira é descrita como sedimentos fluviais inconsolidados a semi-consolidados, argilo-arenosos, com colorações amaranzadas, amareladas e esbranquiçadas, composta por areia, argila e cascalho. Enquanto a segunda é constituída por sedimentos areno-argilosos aluvionares inconsolidados, de consistência média a fina e cores diversas, possuindo em sua composição substrato de matéria orgânica, seixos, areias finas a grossas, cascalhos, argila, conglomerado polimítico e silte (CPRM, s.d.).

Quanto à estrutura pedológica, o município é formado principalmente por Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico e Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (IBGE, 2008). A área de estudo pertence, em sua totalidade, ao tipo Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, que, segundo o Serviço Geológico Brasileiro, apresenta solos profundos, textura argilosa a moderada, baixa saturação por bases, boa drenagem e acidez elevada (ADAMY, 2010).

Aplicação de questionários e coleta da água

A pesquisa foi realizada no mês de março de 2018, período chuvoso (Matsunaga *et al.*, 2018), com aplicação de questionários semiestruturados no bairro Beira Rio. O questionário continha perguntas que avaliavam como é realizado o abastecimento de água na residência, para quais atividades a água é utilizada, se já houve casos de doenças de veiculação hídrica e qual a percepção dos moradores quanto aos riscos do consumo de água dos poços rasos. O modelo do questionário foi adaptado do estudo realizado pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2014): Levantamento de Necessidades de Melhorias Sanitárias Domiciliares (LENE), do Ministério da Saúde.

Para identificar as residências que participariam da pesquisa, foi empregado o método do voluntariado ambiental. Segundo Penner *et al.*, (2005), o método consiste em ações individuais ou de grupo para beneficiar outras pessoas, com o propósito de desenvolver, de modo livre e sem expectativa de lucros, tarefas para a melhoria ambiental e conservação dos recursos naturais. Foram visitadas 10 residências, todas com poços rasos, segundo a nomenclatura de Todd (1959). Com a autorização do morador, foram coletadas amostras de água dos poços, sendo cinco residências localizadas na área onde operava o lixão e cinco na área externa ao lixão (Figura 1), para posterior comparação da qualidade da água.

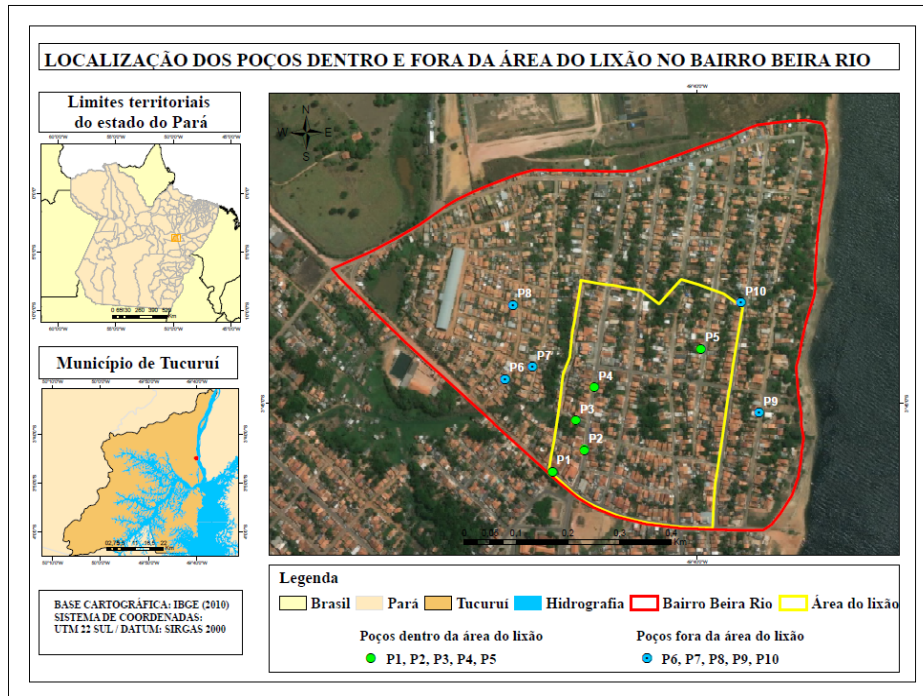


Figura 1. Localização dos 10 poços analisados do Bairro Beira Rio. *Fuente: Autores, 2018.*

As coletas foram realizadas no período da manhã, em função da temperatura do ar ser menor, evitando distorções nos resultados. Na Tabela 1 são identificados os poços de coleta. A coleta, acondicionamento e preservação das amostras foram realizadas segundo recomendações das Normatizações Técnicas da Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011).

Tabela 1. Características dos poços estudados. Autores, 2018

Demarcação	Poços	Profundidade (m)	Coordenadas Geográficas
Dentro da área do lixão	P1	10	3°45'3.86"S, 49°40'9.53"O
	P2	08	3°45'2.85"S, 49°40'7.05"O
	P3	12	3°45'1.03"S, 49°40'7.59"O
	P4	10	3°44'59.00"S, 49°40'6.43"O
	P5	09	3°44'56.66"S, 49°39'59.77"O
Fora da área do lixão	P6	13	3°44'58.50"S, 49°40'11.99"O
	P7	11	3°44'57.77"S, 49°40'10.28"O
	P8	09	3°44'53.96"S, 49°40'11.51"O
	P9	11	3°45'0.54"S, 49°39'56.12"O
	P10	10	3°44'53.81"S, 49°39'57.27"O

Análise físico-química e microbiológica da água

As análises foram realizadas no laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade Federal do Pará, Campus de Tucuruí, de acordo com os métodos estabelecidos pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1998). Os parâmetros de qualidade de água e a metodologia utilizada nas análises podem ser observados na Tabela 2.

Tabela 2. Parâmetros de qualidade de água e a metodologia utilizada nas análises. Autores, 2018.

Especificidade	Parâmetros de qualidade de água	Metodologia analítica
Físico-químicos	Temperatura (°C)	Termometria
	Cor (uC)	Colorimétrico
	Turbidez (NTU)	Nefelométrico
	Alcalinidade (mg)	Potenciométrico com titulação c/ H2SO4 -0,01N
	pH	Potenciométrico
	Ferro (mg/L)	Método fenantrolina (Detecção colorimétrica)
	Nitrato (mg/L)	Espectrofotometria UV
	Nitrito (mg/L)	Espectrofotometria UV
	Amônia (mg/L)	Espectrofotometria UV
	DBO ₅ (mg/L)	WINKLER
	Oxigênio Dissolvido - OD (mg/L)	WINKLER
	Dureza (mg/L de CaCO ₃)	Titulométrico
	Condutividade elétrica (µS)	Potenciométrico
Microbiológicos	Coliformes Totais (CT)	Ideex-colilert
	<i>Escherichia coli</i> (EC)	Ideex-colilert

Resultados e discussão

Com a aplicação dos questionários foi constatado que as dez residências visitadas recebem água do sistema público, no entanto, utilizam água de poços rasos com vedação inadequada (Figura 2). Os residentes afirmaram que ocorre intermitência no abastecimento público e que desconfiam da qualidade da água em virtude da cor e por isso utilizam poços rasos para as principais atividades diárias.

Segundo Gonçalves *et al.*, (2015), a desconfiança dos moradores com o abastecimento público propicia a busca de alternativas de abastecimento, como poços. As águas de poços com vedação inadequada oferecem alta possibilidade de surtos de doenças de veiculação hídrica, principalmente em função da contaminação bacteriana (Barbosa e Silva, 2015). O questionário apontou que todas as residências utilizam a água dos poços para cozinhar e para ingestão. A água do sistema público é utilizada somente para atividades como higiene pessoal, lavagem de automóveis e rega de jardins.



Figura 2. Vedação inadequada de poço do bairro Beira Rio. *Fuente: Autores, 2018.*

Das dez residências entrevistadas, somente em três foram relatados casos de doenças de veiculação hídrica, sendo duas dentro da área do lixão (P3 e P4) e uma fora (P8). Para os três casos, não há tratamento da água captada nos poços, como desinfecção, fato que pode provocar manifestações recorrentes de diarreia em membros das famílias.

Nas sete residências restantes, os moradores afirmaram que a partir do momento que passaram a consumir água dos poços rasos, não ocorreram casos de doenças de veiculação hídrica. A Agência Nacional das Águas (ANA, 2007) observa que os usuários de poços devem atentar para a qualidade da água consumida, pois a perfuração em locais inadequados coloca em risco a qualidade das águas subterrâneas, criando uma conexão entre as águas mais rasas, que são suscetíveis à contaminação, com as mais profundas e menos vulneráveis. Todos os moradores têm conhecimento que no bairro operou um "lixão" e sabem dos riscos de consumirem água dos poços rasos. Todavia, relataram que o poço raso é a solução mais rápida e relativamente barata para obtenção de água de qualidade.

Monitoramento da qualidade da água subterrânea

As Tabelas 3 e Tabela 4 apresentam os resultados das análises realizadas nas amostras de água coletadas nos dez poços do bairro Beira Rio.

Tabela 3. Resultados das amostras coletadas na área do lixão. Autores, 2018.

Parâmetros de qualidade de água	ÁREA DO LIXÃO					Valor máximo permitido VMP)	
	P1	P2	P3	P4	P5	2.914/2011	396/2008
Temperatura (°C)	26.6	29	29.24	29	27.69	-	-
Cor Aparente (uH)	40	35	34	40	39	15	-
Turbidez (uT)	10	8.29	8.47	9	9.36	5	-
Alcalinidade (mg/L)	9.39	8.83	11.03	10.25	8.36	-	-
pH	4.5	4.3	5.9	6.8	4.9	Entre 6.0 e 9.5	
Ferro (mg/L)	2.6	4.2	3.7	3.4	2.2	0.3	0.3
Nitrato (mg/L)	4.6	8.3	5.6	6.8	5.7	10	10
Nitrito (mg/L)	0.02	0.3	0.15	0.16	0.19	1	1
Amônia (mg/L)	0.5	0.2	1.2	0.8	0.6	1.5	1.5
DBO ₅ (mg/L)	0.02	0.001	0.03	0.01	0.02	-	-
Oxigênio Dissolvido - OD (mg/L)	2.6	2.1	2.18	2.2	2.13	-	-
Dureza (mg/L de CaCO ₃)	23.65	25.36	21.36	26.35	22.36	500	-
Condutividade elétrica (µS/cm)	102.3	180.43	305.65	103.6	100.26	-	-
Coliformes Totais (CT)	P	P	P	P	P	Ause. em 100ml	
<i>E. coli</i> (EC)	P	P	P	P	P	Ause. em 100ml	

Tabela 4. Resultados das amostras coletadas fora da área do lixão. Autores, 2018.

Parâmetros de qualidade de água	FORA DA ÁREA DO LIXÃO					Valor máximo permitido (VMP)	
	P6	P7	P8	P9	P10	2.914/2011	396/2008
Temperatura (°C)	28.23	29.25	26.27	28.49	29.37	-	-
Cor Aparente (uH)	10	62	50	15	12	15	-
Turbidez (uT)	0.8	13.1	12.25	6.26	7.87	5	-
Alcalinidade (mg/L)	10.36	9.35	12.36	11.25	8.36	-	-
pH	5.5	5	6.5	4.9	7.6	Entre 6.0 e 9.5	
Ferro (mg/L)	3.6	3.8	2.1	2.9	3	0.3	0.3
Nitrato (mg/L)	6.5	6.4	6.8	5.2	8.2	10	10
Nitrito (mg/L)	0.01	0.5	0.8	0.01	0.01	1	1
Amônia (mg/L)	0.65	0.62	0.1	0.01	0.01	1.5	1.5
DBO ₅ (mg/L)	0.01	0.16	0.01	0.001	0.01	-	-
Oxigênio Dissolvido - OD (mg/L)	3.5	3.9	4.4	2.1	2.15	-	-
Dureza (mg/L de CaCO ₃)	36.98	40.25	100.26	35.26	112.25	500	-
Condutividade elétrica (µS/cm)	90.25	97.26	96.35	100.25	94.12	-	-
Coliformes Totais (CT)	P	P	P	P	P	Ause. em 100ml	
<i>E. coli</i> (EC)	P	P	P	A	A	Ause. em 100ml	

Parâmetros físico-químicos

A temperatura das amostras coletadas nos dez poços variou entre 26°C a 30°C, com destaque para valor de 29.37 °C referente ao P10 da área fora do lixão. Tenório e Lira (2004) e Pereira e Pinto (2014) realizaram estudo semelhante no mesmo bairro em Tucuruí-PA. Ambos avaliaram a qualidade da água subterrânea consumida pelos moradores da área onde operou o lixão. O primeiro trabalho analisou amostras de quinze poços do bairro Beira Rio e um poço no bairro adjacente para comparação. Na segunda pesquisa foram analisadas amostras de água de dezesseis poços, sendo treze na área de influência direta do lixão e três fora. No estudo realizado em 2004 os valores de temperatura variaram de 26°C a 31°C, enquanto que na pesquisa realizada em 2014 essa variação foi de 26°C a 30°C, semelhante aos resultados encontrados nessa investigação.

O parâmetro cor apresentou resultados, em sua maioria (70%), acima do estabelecido pela Portaria de Consolidação nº5/2017, anexo XX do MS de 15 uH. Nos cinco poços pertencentes a área do lixão os valores variaram entre 34 uH (P3) a 40 uH (P1 e P4), enquanto que nos poços fora da área do lixão esses valores variaram de 10 uH (P6) a 62 uC (P7).

Em 2004, Tenório e Lira identificaram 60% das amostras acima de 15 uH, enquanto que em 2014 Pereira e Pinto afirmaram que 31% das amostras estavam acima do limite estabelecido pela legislação. Em dez anos, percebe-se a melhora da cor da água. Porém, o presente estudo apresentou resultados negativos para esse parâmetro, que pode ser justificado pela condição construtiva dos poços do bairro Beira Rio, propiciando a entrada de sedimentos carreados pela chuva. Ténório e Lira (2004) recomendam a não utilização da cloração no processo de tratamento da água, pois, isso pode provocar a geração de subprodutos cancerígenos derivados da complexação do cloro com a matéria orgânica em solução.

O parâmetro turbidez, com exceção do poço P6, apresentou valores acima do estabelecido pela legislação de 5 uT (90% das amostras). Na área do lixão a Turbidez da água dos cinco poços variou entre 8.29 uT (P2) a 10 uT (P1), enquanto que na área fora do lixão esses valores variaram de 0.8 uT e 13.1 uT. Na pesquisa de Tenório e Lima (2004) mais de 95% das amostras estavam acima de 5 uT, com variação entre 1.64 uT a 169 uT. Já no estudo realizado por Pereira e Pinto (2014) 37% das amostras estavam acima do permitido pela legislação vigente.

O valor elevado da turbidez pode ser explicado pela má condição de proteção dos poços rasos, que estão sem impermeabilização a sua volta, com tampas danificadas e perfuração no centro para instalação da bomba submersa, de forma a carrear materiais orgânicos e sedimentos (Oliveira *et al.*, 2015). Além disso, Taveira, Silva e Rodrigues (2016) afirmam que o indício do alto valor de turbidez pode ser decorrente contaminação por matéria orgânica.

A presença de turbidez na água fora dos padrões estabelecidos pode causar rejeição por parte da população, assim como os sólidos podem servir como “esconderijo” para os microrganismos no processo de tratamento, contribuindo para a ineficiência do processo de desinfecção da água (Pereira e Pinto, 2014). A figura 3 apresenta os valores de cor e turbidez das amostras coletadas nos dez poços da área de estudo.

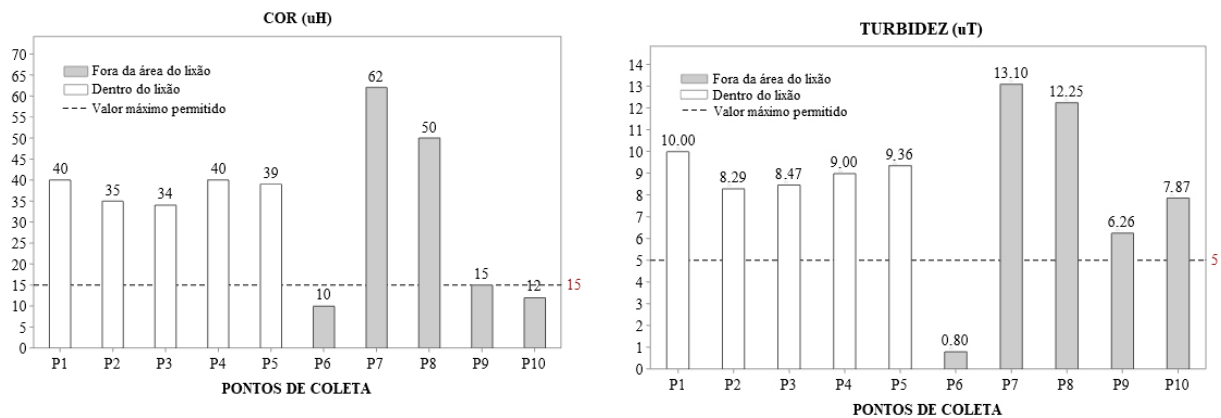


Figura 3. Cor e Turbidez nos dez poços do bairro Beira Rio. *Fuente: Autores, 2018.*

O parâmetro alcalinidade apresentou resultados que variaram de 8.36 mg/L (P5 e P10) a 12.36 mg/L (P8). Os resultados descritos por Pereira e Pinto (2014) apresentam variações de 0.2 mg/L a 430 mg/L. Esses autores observaram que alguns dos poços monitorados estão próximos a fossas negras e/ou recebem contribuições dos despejos domésticos, contribuindo para os valores elevados de alcalinidade. Além disso, a alcalinidade pode ser alterada devido a lixiviação de minerais no lençol freático juntamente com outras atividades antrópicas (Rana *et al.*, 2017).

Os altos teores de alcalinidade podem estar relacionados aos elevados teores de cálcio ou a própria alcalinidade presente na água subterrânea, o que pode representar contaminação por lixiviado (Mondelli *et al.*, 2016). A alcalinidade não representa riscos sanitários, mas, sim, sabor amargo a água, provocando insatisfação aos usuários, além de influenciar no aumento do valor de pH da água (Słomczyńska e Słomczyński, 2004).

O pH, em sua maioria, ficou fora do valor estabelecido pela Portaria de Consolidação em seu anexo XX do MS, entre 6.0 e 9.5 (70% das amostras). As amostras dos poços dentro da área do lixão variaram de 4.3 (P2) a 6.8 (P4), enquanto que as amostras de fora da área do lixão variaram de 5 (P7) a 7.6 (P10). No trabalho de Tenório e Lira (2004) foi identificado que 90% das amostras dos poços estavam fora dos padrões de consumo humano, indicando oxidação da matéria

orgânica. Pereira e Pinto (2014) identificaram que 93% das amostras de água estavam com características ácidas e valores de pH de chegaram a 4.5.

De modo semelhante, na investigação realizada por Silva *et al.*, (2018), que avaliou a qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do Lixão de Salinópolis, Pará, obteve resultados das amostras de quatro poços abaixo do estabelecido pela legislação vigente, com valores de pH variando de 4.13 a 5.77.

Em outra investigação de um aterro na Ponta Grossa-PR realizada por Matias e Costa (2012), também foram apresentados valores baixos de pH em amostras do solo do aterro, variando de 5.4 a 6.3. Os autores associam esse resultado a diversos fatores, incluindo a degradação de matéria orgânica oriunda dos resíduos. E, de acordo com Monteiro (2003), dependendo do grau de degradação, o percolado pode vir a ter uma acidez adicional, contribuindo nas condições dos lençóis freáticos. Baixos valores de pH podem acarretar irritação nos olhos, na pele e membranas/mucosas, enquanto valores muito baixos ou muito elevados podem afetar o desempenho do tratamento de desinfecção da água (Coelho *et al.*, 2017).

É importante observar que o baixo valor de pH do lençol freático estudado, pode estar associado a outras fontes de contaminação, como as fossas negras próximas aos poços rasos, impossibilitando afirmar que o pH da água dos poços foi alterado por atividades naturais ou antrópicas, ou atividades de decomposição do antigo lixão. Além da própria formação natural, podendo variar em virtude do solo, oscilação de temperatura, bem como a dissolução de matéria orgânica (Lopes e Magalhães Jr., 2010).

O parâmetro ferro, em todos os dez poços, teve seu valor superior ao estabelecido pela Portaria de Consolidação do MS e pela Resolução CONAMA nº 396/2008 que é de 0.3 mg/L. Nos poços da área do lixão os valores de ferro variaram de 2.2 mg/L (P2) a 4.2 mg/L (P3), enquanto que as amostras dos poços da área fora do lixão variaram de 2.1 mg/L (P8) a 3.8 mg/L (P7). Os resultados de Tenório e Lira (2004) apontaram que 31% das amostras de poços do bairro Beira Rio estavam acima dos padrões estabelecidos pelas legislações vigente, enquanto que Pereira e Pinto (2014) chegaram ao valor de 25% das amostras dos poços acima do limite exigido.

Os valores observados neste estudo para o parâmetro ferro diferem muito dos estudos realizados em 2004 e 2014, onde se percebia uma moderada redução na quantidade de ferro nas amostras de água coletadas no bairro Beira Rio. O aumento de ferro na água subterrânea pode estar relacionado, principalmente, às peças de sucata à base de ferro e aço descartadas junto com os resíduos sólidos urbanos, concentrando esse metal nas amostras de lixiviado dos aterros (Rana *et al.*, 2018).

No entanto, a concentração desse parâmetro pode aumentar sob condições favoráveis, por exemplo, com proximidade de um aterro sanitário, acarretando toxicidade séria ao aquífero subterrâneo adjacente (Kale *et al.*, 2010). Sua presença nessas fontes pode ser explicada devido a lixiviação do ferro contido nos resíduos sólidos dos aterros (Mishra *et al.*, 2019), que, se acima do limite permitido pelas legislações vigentes, pode ser responsável em dar sabor e aparência a água, possibilitando um recurso hídrico esteticamente desagradável ao consumo (Raju, 2013).

O ferro não apresenta inconveniente sanitário, porém, podem produzir manchas em roupas e em aparelhos sanitários quando em concentrações superiores a 0.3 mg/l e, em maiores concentrações, conferir sabor a água de consumo (Libânio, 2010). A presença desse metal na água subterrânea provocada por lixiviado também ocorre em outras regiões do mundo, como na Índia (Samadder *et al.*, 2016) e no Egito (Magda *et al.*, 2014), onde os estudos concluíram a ocorrência de altas concentrações de ferro em amostras de água de poços afetados por lixiviado. A figura 4 apresenta os valores de pH e Ferro das amostras coletadas nos dez poços da área de estudo.

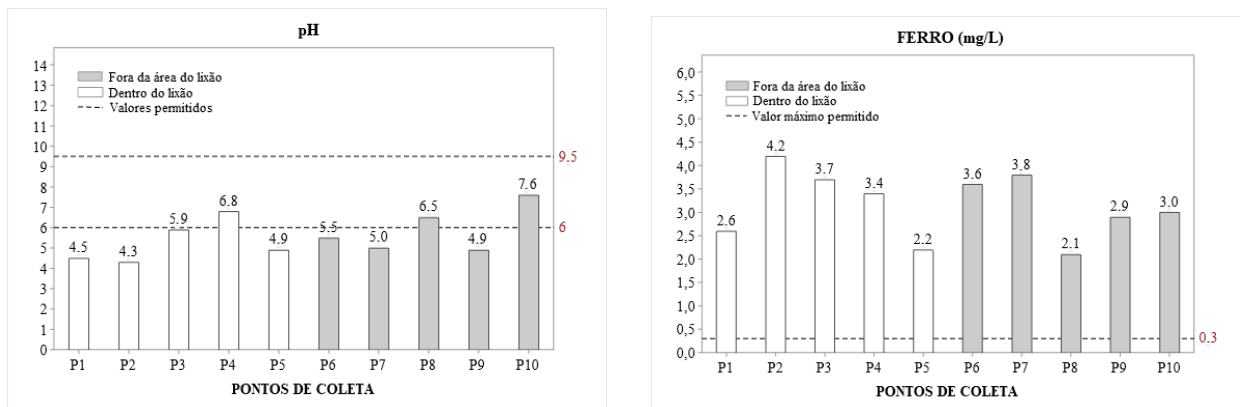


Figura 4. pH e Ferro nos dez poços do bairro Beira Rio. Fonte: Autores, 2018.

Quanto as formas do nitrogênio, todas estão de acordo com o estabelecido pelo Anexo XX da Portaria de Consolidação do MS e pela Resolução CONAMA nº 396/2008, sendo 10 mg/L para nitrato, 1 mg/L para nitrito e 1.5 mg/L para amônia. Da mesma forma, os resultados Pereira e Pinto (2014) se apresentaram em conformidade com a legislação vigente.

O nitrogênio amoniacal caracteriza decomposição da matéria orgânica que está em constante processamento em aterros ou lixões, e sua presença indica contaminação recente. Além disso, deve-se considerar que a presença de fossas escavadas próximas aos poços, sem qualquer padrão construtivo, contém matéria orgânica que podem contaminar o manancial, sobretudo, com amônia e nitrato (Silva *et al.*, 2018).

A DBO₅, em todos os poços monitorados, apresentou valores que variaram entre 0.001 mg/L (P9) a 0.16 mg/L (P7). Para *Naveen et al.*, (2016) isso está relacionado a idade do lixiviado, compreendendo um lixiviado jovem, com compostos orgânicos que não são facilmente biodegradáveis. Entretanto, a ausência de estudos sobre o lixiviado da área de estudo, impossibilita afirmar algo sobre as características de suas propriedades.

No trabalho de Tenório e Lira (2004), todos os resultados do parâmetro DBO₅ também foram baixos, caracterizando pouco consumo de oxigênio para oxidar biologicamente a matéria orgânica biodegradável da água dos poços. Ramachandra e Mahapatra (2015) chamam a atenção para a quantidade excessiva de matéria orgânica no lixiviado, o que leva a altas emissões se essas não forem tratadas adequadamente, aumentando a produção de gases do efeito estufa.

O Oxigênio Dissolvido (OD) apresentou resultados que variaram de 2.1 mg/L (P2 e P9) a 4.4 mg/L (P8). Esses baixos valores são explicados pelo consumo dos organismos aeróbios para a estabilização da matéria orgânica, que pode estar ocorrendo em função da recuperação da área do antigo lixão ou degradação de outra fonte de contaminação. Os valores de OD apresentados por Tenório e Lira (2004) tiveram uma variação um pouco superior, com mínimo de 1.56 mg/L e máximo de 7.17 mg/L, chegando a valores nulos em dois poços, indicando início na atuação de microrganismos anaeróbios com geração de odores.

O parâmetro Dureza, em todos os dez poços, ficaram abaixo do estabelecido pela Portaria de Consolidação do MS (500 mg/L), com valores variando de 21.36 mg/L (P3) e 112.25 mg/L (P10) de CaCO₃. No trabalho de Tenório e Lira (2004) os valores de Dureza tiveram uma variação um pouco menor, com valores de 8 mg/L a 55.2 mg/L. Já no trabalho de Pereira e Pinto (2014), os valores de dureza da água dos poços variaram no intervalo de 26 mg/L a 134.6 mg/L de CaCO₃. Em todas essas pesquisas a água oriunda dos poços é caracterizada como mole.

A dureza se deve principalmente por íons metálicos como o cálcio e o magnésio, acarretando gosto na água além de causar efeitos laxativos, prejudicando as atividades domésticas, reduzindo a formação de espuma quando utilizado sabão, e provocando incrustações nas tubulações de água quente (Pereira e Pinto, 2014). Esse parâmetro presente sob a forma de cálcio e magnésio em amostras de águas subterrâneas, pode estar ligado a lixiviação dos minerais e de fatores antropogênicos, os quais controlam o carreamento de substâncias para os aquíferos (*Rana et al.*, 2017).

A Condutividade Elétrica variou de 90.25 µS/cm (P1) e 305.65 µS/cm (P8). Tenório e Lira (2004) obtiveram resultados que variaram de 41.7 µS/cm a 223 µS/cm, enquanto que os resultados apresentados por Pereira e Pinto (2014) variaram de 80 µS/cm a 500 µS/cm. Embora as legislações em vigor não determinem um valor máximo para a condutividade elétrica, a Companhia

Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2009) classifica como ambientes impactados àqueles com valores superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Neste sentido, os cinco poços pertencentes a área de influência do lixão são considerados impactados, conforme observado no Gráfico 3.

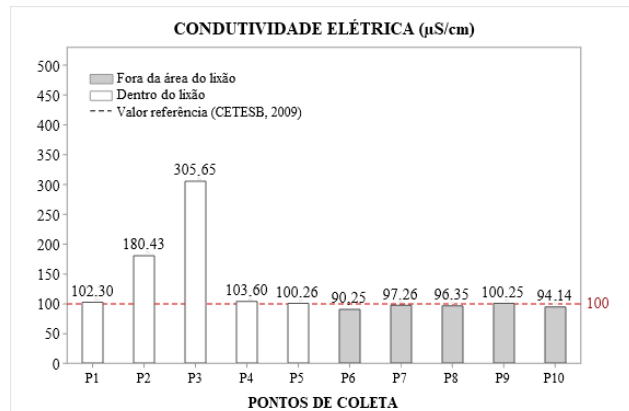


Figura 5. Condutividade Elétrica nos dez poços do bairro Beira Rio. Fonte: Autores, 2018.

Silva *et al.*, (2018) também apresentaram resultados semelhantes, com dois poços, de quatro monitorados, considerados impactados segundo a classificação da CETESB. O parâmetro condutividade não determina os íons que estão presentes nas amostras de água dos poços, no entanto, serve como indicativo de contaminação por lançamento de resíduos industriais, mineração e esgoto sanitário (Pereira e Pinto, 2014).

Parâmetros Biológicos

O anexo XX da Portaria de Consolidação nº5 de 2017 do MS e a Resolução CONAMA nº 396/2008 estabelecem que seja ausente, para cada 100 ml, os parâmetros coliformes totais e *E. coli*. O estudo indicou presença de coliformes totais nos dez poços monitorados, enquanto em oito poços (de P1 a P8) ocorreu presença de *E. coli*.

Taveira, Silva e Rodrigues (2016) afirmam que isso pode ocorrer pela associação de materiais orgânicos oriundos de banheiros, como papeis higiênicos usados e fraudas descartáveis depositados no aterro. Além do mais, as amostras de água que estão fora do estabelecido pelas legislações, podem estar relacionadas à ausência de padrões adequados de construção dos poços, sua manutenção e proteção, bem como do processo de coleta de água, que, na maioria dos casos, é realizada com recipientes sem proteção, favorecendo contato com substâncias nocivas.

O estudo de Tenório e Lira (2004) relata presença de coliformes totais e *E. coli* em 100% das amostras. Pereira e Pinto (2014) obtiveram resultados com a presença de coliformes totais em 100% das amostras e de *E. coli* e 86,96%. Tanto no presente estudo quanto nos trabalhos de 2004 e 2014, observa-se que, mesmo com a desativação do lixão, as águas dos poços continuam com a presença de coliformes totais e *E. coli*, em sua maioria. Isso pode ser explicado pela presença de fossas, sem padrões adequados de construção, próximas aos poços, influenciando na degradação da água (Silva *et al.*, 2018).

Considerações finais

Este trabalho analisou a qualidade da água subterrânea do bairro Beira Rio, onde operou um depósito de RSU, por meio da análise de parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água coletada em 10 poços rasos. A pesquisa demonstrou que os moradores do bairro Beira Rio utilizam água de poços rasos pela desconfiança do sistema público, o qual é intermitente e com água de má qualidade.

Na área onde operou o lixão, a água proveniente dos cinco poços está comprometida para consumo humano, com sete parâmetros fora dos padrões de potabilidades estabelecido pelas legislações vigentes: cor, turbidez, pH, ferro condutividades elétrica (físico-químicos), coliformes totais e *E. coli* (biológicos). Já na área externa ao lixão, a água proveniente dos cinco poços também está comprometida para consumo humano, desta vez, com seis parâmetros fora dos padrões de potabilidades estabelecido pelas legislações vigentes: cor, turbidez, pH, ferro (físico-químicos), coliformes totais e *E. coli* (biológicos).

A pesquisa abre interpretação para possíveis fontes de contaminação das águas subterrâneas e que devem ser consideradas nocivas, a exemplo de poços mal construídos e da presença de fossas próximas a essas fontes, além das reações de decomposição do antigo lixão que podem estar ocorrendo e comprometendo a qualidade da água subterrânea, principalmente por conta da geologia local possuir formação arenosa e cascalhos com maior granulometria, mas também possuir formação argilosa.

São necessários, portanto, estudos mais aprofundados, como perfil litológico associado a permeabilidade do solo e caracterização do lixiviado, verificando a origem de contaminação com maior parcela de impacto. De fato, a maioria dos parâmetros estudados no presente trabalho, podem ter interferência de atividades humanas ou naturais. No entanto, não se deve descartar a possibilidade de contaminação por percolado oriundo da área de disposição final de RSU do bairro estudado.

Os estudos realizados por Tenório e Lira (2004) e Pereira e Pinto (2014) constituem ferramentas importantíssimas na avaliação da recuperação da área do bairro Beira Rio e da água subterrânea afetada pelo lixiviado, pela diferença de dez anos de execução entre as pesquisas, além que servir de comparativo com a presente e futuros estudos.

Referências

- Ağdağ, O. N., Sponza, D. T. (2005) Anaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate in sequential two-stage up-flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB)/completely stirred tank reactor (CSTR) systems. *Process Biochemistry*, **40**(2), 895–902. Acesso em 23 abr. 2019, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S003295920400127X?via%3Dihub>
- Adamy, A. (2010). Geodiversidade do estado de Rondônia / Organização Amilcar Adamy. – Porto Velho: CPRM, 2010, 337 pp. Acesso em 01 jun. 2020, disponível em: <http://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/handle/doc/15691>
- Almeida, J. R. (2017) Proposta de índice de avaliação de aterros de resíduos desativados a partir do potencial poluidor do lixiviado. Tese de doutorado em Eng. Civil – UFRJ, Rio de Janeiro, p. 211. Acesso em 27 mai. 2020, disponível em: <http://hdl.handle.net/11422/7342>
- ANA, Agência Nacional de Águas (2007) *Panorama do enquadramento dos corpos d'água do Brasil/Panorama da qualidade das águas subterrâneas do Brasil*. Caderno de Recursos Hídricos 5. Acesso em 02 mar. 2019, disponível em: <http://biblioteca.ana.gov.br/asp/primapdf.asp?codigoMidia=116630&iIndexSrv=1&nomeArquivo=PanoramaDoEnquadramentoDosCorposDagua%2Epdf>
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2017). *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil*. Acesso em 12 jun. 2019, disponível em: http://abrelpe.org.br/pdfs/panorama/panorama_abrelpe_2017.pdf
- APHA (1998) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th Edition, American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environmental Federation, Washington DC.
- Barbosa, R. N., Silva, T. S. (2015) *Qualidade bacteriológica da água consumida por comunidades rurais de Serra Talhada- Pernambuco*. SaBios: Rev. Saúde e Biol., **10**(1), 138-144. Acesso em 11 jan. 2019, disponível em: <http://revista2.grupointegrado.br/revista/index.php/sabios2/article/view/1727/687>
- Brasil (2010) *Lei nº 12.305. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos*. Presidência da República Casa Civil Publicação Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília- DF, 12 de fevereiro. Acesso em 15 abr. 2019, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm
- Brasil (2017) *Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde*. Ministério da Saúde Portaria de Consolidação Nº 5, de 28 de setembro de 2017. Acesso em 10 jan. 2019, disponível em: http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html
- Brennan, R. B., Healy, M. G., Morrison, L., Hynes, S., Norton, D., Clifford, E. (2016) *Management of landfill leachate: the legacy of European Union Directives*. Waste Management, **55**, 355–363. Acesso em 20 mar. 2019, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X15301598?via%3Dihub>
- CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2009) *Apêndice E Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem. Qualidade das Águas Doces no Estado de São Paulo*. Acesso em 05 fev. 2019, disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-2016.pdf>

- Coelho, S. C., Duarte, A. N., Amaral, L. S., Santos, P. M. dos., Salles, M. J., Santos, J. A. A. dos., Sotero-Martins, A. (2017) Monitoramento da água de poços como estratégia de avaliação sanitária em Comunidade Rural na Cidade de São Luís, MA, Brasil. *Rev. Ambient. Água*, **12**(1). Acesso em 30 mar. 2019, disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-993X2017000100156&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2008) *Classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas*. Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008. Acesso em 15 mar. 2019, disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=562>
- CPRM, Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (s.d) *Dados, Informações e Produtos do Serviço Geológico do Brasil-Litoestratigrafia*. Acesso em 01 jun. 2020, disponível em: <http://geosgb.cprm.gov.br>
- CPRM, Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (2016) *Mapa Hidrogeológico do Brasil- Folha Belém (Sa.22)*. Acesso em 01 jun. 2020, disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/Hidrologia/Mapas-e-Publicacoes/Folha-SA-22-Belem---Atlas-Hidrogeologico-do-Brasil-ao-Milionesimo-4486.html>
- Deshmukh, K. K., Aher, S. P. (2016) Assessment of the impact of municipal solid waste on groundwater quality near the Sangamner City using GIS approach. *Water Resources Management*, **30**(7), 2425–2443. Acesso em 08 mar. 2019, disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11269-016-1299-5>
- Ferreira, D. G., Fernandes, L. S. (2019) *Análise da possibilidade de tarifação pelos serviços de abastecimento de água no município de Tucuruí-PA*. Trabalho de conclusão de curso em Engenharia Civil da Universidade Federal do Pará- UFPA, Tucuruí.
- FUNASA, Fundação Nacional da Saúde. *Manual de cloração de água em pequenas comunidades* (2014) Acesso em 15 mar. 2019, disponível em: http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/manualdecloracaodeaguaempequenascomunidades.pdf
- Gonçalves, K. O., Fernandes, L. L., Girard, L. (2015) Diagnóstico do serviço de abastecimento de água na percepção do usuário no município de Barcarena – Pará. *Revista REMOA*, **14**(1), 20-25. Acesso em 16 fev. 2019, disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/remoa/article/view/15673>
- Hetka, I. C. C., Souza, J. B.de., Vidal, C. M.de., Sousa, K. V.de. (2016) Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por coagulação, ultrafiltração e processo oxidativo avançado. *Revista AIDIS*, **8**(3), 360-371. Acesso em 03 mar. 2019, disponível em: <http://www.journals.unam.mx/index.php/aidis/article/view/53180>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2019) *Censo Demográfico 2010- IBGE cidades*. Acesso em 20 abr. 2019, disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/tucuruui/panorama>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2008) *Pedologia- Mapa Esquemático dos Solos, Estado do Pará*. Acesso em 02 jun. 2020, disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/pedologia/mapas/unidades_da_federacao/pa_pedologia.pdf
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2008) *Geologia, Estado do Pará*. Acesso em 02 jun. 2020, disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/geologia/levantamento_geologico/mapas/unidades_da_federacao/pa_geologia.pdf
- Kale, S. S., Kadam, A. K., Kumar, S., Pawar, N. J. (2010) Evaluating pollution potential of leachate from landfill site, from the Pune metropolitan city and its impact on shallow basaltic aquifers. *Environmental Monitoring and Assessment*, **162**(1–4), 327–346. Acesso em 08 abr. 2019, disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10661-009-0799-7>
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T. H. (2002) Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **32**(4), 297–336. Acesso em 27 mai. 2020, disponível em: <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>
- Libânio, M. (2010) *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. 3.ed. rev. e ampl. Campinas: Átomo. 494 pp.

- Lopes, F. W. A., Magalhães Jr. A. P. (2010) Influência das condições naturais de pH sobre o índice de qualidade das águas (IQA) na bacia do Ribeirão de Carrancas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)*, 6(2), 134-147. Acesso em 26 mai. 2020, disponível em: <https://periodicos.ufmg.br/index.php/geografias/article/view/13301>
- Magda, M. Abd El-Salam, Gaber, I. Abu-Zuid. (2014) Impact of landfill leachate on the groundwater quality: A case study in Egypt. *Journal of Advanced Research: Cairo University*, 6(4), 579-586. Acesso em 23 abr. 2019, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2090123214000265>
- Matias, D. N., Costa, W. (2012) Estudo químico de alguns pontos do solo superficial do aterro controlado do Botuquara. *Ambiência Guarapuava (PR)* 8(1), 85-99. Acesso em 26 mai. 2020, disponível em: <10.5777/ambiencia.2012.01.07>
- Matsunaga, W. K., Rodrigues, H. J. B., Rodrigues, P. G. (2018) Atributos Microbiológicos do Solo, Relacionados às Atividades da Microfauna em Solos na Floresta Amazônica. *Anuário do Instituto de Geociência – UFRJ*, 41(3) 630-638. Acesso em 29 mar. 2019, disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/aigeo/article/view/29758>
- Mishra, S., Tiwary, D., Ohri, A., Agnihotri, A. K. (2019) Impact of Municipal Solid Waste Landfill leachate on groundwater quality in Varanasi, India. *Groundwater for Sustainable Development*, 9. Acesso em 15 dez. 2018, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352801X18302984?via%3Dihub>
- Mondelli, G., Giacheti, H. L., Hamada, J. (2016) Avaliação da contaminação no entorno de um aterro de resíduos sólidos urbanos com base em resultados de poços de monitoramento. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21(1), 169-182. Acesso em 07 jan. 2019, disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v21n1/1413-4152-esa-21-01-00169.pdf>
- Monteiro, V. E. D. (2003) *Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro da Muribeca*. Tese de doutorado em eng. Civil- UFPE, Recife, 246 pp. Acesso em 27 mai. 2020, disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/5391>
- Naveen, B. P., Mahapatra, D. M., Sitharam, T. G., Sivapullaiyah, P. V., Ramachandra, T. V. (2016) Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution*, 220(part A), 1-12, Acesso em 10 nov. 2018, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749116311150?via%3Dihub>
- Oliveira, E. G.de., Leite, V. D., Silva, R. B.da., Henrique, I. N., Barros, A. J. M. (2015) Tratamento anaeróbio e aeróbio de lixiviado de Aterro Sanitário. *Revista AIDIS*, 8(3), 360-371. Acesso em 17 abr. 2019, disponível em: <http://www.journals.unam.mx/index.php/aidis/article/view/53494>
- Oliveira, G. A; Nascimento. E. L., Rosa, A. L. D., Lauthartte, L. C., Bastos, W. R., Barros, C. G. D., Cremonese, E. R., Bent, A. Q. Malm, O., Georgin, J., Corti, A. M. (2015) Avaliação da qualidade da água subterrânea: estudo de caso de Vilhena- RO. *Águas Subterrâneas*, 29(2), 213-223. Acesso em 05 dez. 2018, disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/28399>
- Penner, L. A., Dovidio, J. F., Piliavin, J. A., Schroeder, D. A. (2005) Prosocial behavior: Multilevel perspective. *Annual Review of Psychology, Reviews in advance* 56(1), 365-392. Acesso em 12 fev. 2019, disponível em: <http://www3.psych.purdue.edu/~willia55/392F-'06/Prosocial%20AR.pdf>
- Pereira, C. A., Pinto, R. R. (2014) *Diagnóstico da qualidade da água em poços rasos em área de antigo lixão no bairro Beira Rio, município de Tucuruí-PA*. Trabalho de conclusão de curso em Tecnologia em Saneamento do Instituto Federal de Educação Ciência e tecnologia do Pará- IFPA, Tucuruí.
- Raju, M. V. S. (2013). Contamination of ground water due to landfill leachate. *Indian J. Environ.* 33(5), 385–392. Acesso em 02 fev. 2019, disponível em: https://www.researchgate.net/publication/290305959_Contamination_of_Ground_Water_Due_To_Landfill_Leachate

- Rana, R., Ganguly, Rajiv, G., Gupta, A. K. (2017) Indexing method for assessment of pollution potential of leachate from non-engineered landfill sites and its effect on ground water quality. *Springer International Publishing AG, part of Springer Nature*, **190**(1). Acesso em 15 jan. 2019, disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10661-017-6417-1>
- Ramachandra, T. V., Mahapatra, D. M. (2015). Science of carbon footprint analysis. Book Chapter. In: The Handbook of Carbon Footprint Assessment. CRC Press, Taylor and Francis Group, 533 pp.
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. (2008) Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials* **150**(3), 468–493, Acesso em 26 mai. 2020, disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>
- Samadder, S. R., Prabhakar, R., Khan, D., Kishan, D., Chauhan, M. S. (2016) Analysis of the contaminants released from municipal solid waste landfill site: A case study. *Science of the Total Environment*, **580**, 593-601. Acesso em 19 mar. 2019, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969716326882?via%3Dihub>
- Samuel-Rosa, A., Dalmolin, R. S. D., Pedron, F.de.A. (2011) Caracterização do solo de cobertura de aterros encerrados com ferramentas (geo)estatísticas. *Eng. Sanit Ambient*, **16**(2), 121-126. Acesso em 16 dez. 2018, disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v16n2/v16n2a04.pdf>
- Silva, R. S. B. da., Sousa, A. M. L. de., Sodré, S.do.S. V., Vitorino, M.I. (2018) Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do Lixão de Salinópolis, PA. *Rev. Ambient. Água*, **13**(2). Acesso em 15 abr. 2019, disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1980-993X2018000200316&script=sci_abstract&tlng=pt
- Singh, H., Raju, N. J., Gossel, W., Wycisk, P. (2016) Assessment of pollution potential of leachate from the municipal solid waste disposal site and its impact on groundwater quality, Varanasi environs, India. *Arabian Journal of Geosciences*, **9**(2), 1-12. Acesso em 21 jan. 2019, disponível em: <https://www.tib.eu/en/search/id/springer%3Adoi~10.1007%252Fs12517-015-2131-x/Assessment-of-pollution-potential-of-leachate-from/>
- Słomczyńska, B., Słomczyński, T. (2004) Physico-chemical and toxicological characteristics of leachates from MSW landfills. *Polish Journal of Environmental Studies*, **13**(6), 627–637. Acesso em 28 nov. 2018, disponível em: <http://www.pjoes.com/Physico-Chemical-and-Toxicological-Characteristics-r-nof-Leachates-from-MSW-Landfills,87707,0,2.html>
- Taveira, M. M. V., Silva, A. M., Rodrigues, L. S. (2016) Impactos do aterro sanitário do município de Três Corações, Minas Gerais, na qualidade da água subterrânea. *Revista da Universidade Vale do Rio Verde, Três Corações*, **14**(1), 764-772. Acesso em 26 jul. 2019, disponível em: <http://periodicos.unincor.br/index.php/revistaunincor/article/view/3005>
- Tenório, I. F., Lira, F. C. (2004) *Avaliação da influência dos resíduos sólidos na Qualidade da água dos poços freáticos do bairro Beira Rio do Município de Tucuruí*. Trabalho de conclusão de curso em tecnologia em Controle Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará- IFPA, Tucuruí.
- Todd, D. K. (1959) *Hidrologia de Águas Subterrâneas*. Editora Edgard Blucher Ltda.
- Ya, X., Xiangshan, X., Lu, D., Changxin, N., Yuqiang, L., Qifei, H. (2018) Long-term dynamics of leachate production, leakage from hazardous waste landfill sites and the impact on groundwater quality and human health. *Waste Management*, **82**, 156–166. Acesso em 30 ago. 2019, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X18306196?via%3Dihub>



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

POTENCIAL ENERGÉTICO DO BIOGÁS GERADO A PARTIR DA BIODIGESTÃO DE RESÍDUOS DO PROCESSAMENTO INDUSTRIAL DE ERVA-MATE

Maurício Cabral Penteado ¹

Gabriel Menon de Lima ²

Felipe Rafael Zarpellon ³

Matheus Vitor Diniz Guerí ⁴

* Waldir Nagel Schirmer ²

ENERGY POTENTIAL OF BIOGAS GENERATED FROM WASTE BIODIGESTION OF THE YERBA MATE INDUSTRIAL PROCESSING

Recibido el 4 de febrero de 2020; Aceptado el 13 de enero de 2021

Abstract

Considering the high generation of residues and byproducts during the processing of yerba mate allied to the need to seek treatment technologies that enable the valorization of substrates of this nature, the objective of this study was to evaluate the potential of biogas generation from these residues and their energy use. It was possible to verify that the generation of biogas increased in proportion to the addition of inoculum to the environment; in this case, Treatment B, with a S/I ratio equal to 1:5 was the one that presented the greatest potential for biogas generation, 42.25 NmL.gsv⁻¹. However, despite the higher biogas generation among the evaluated scenarios, the low methane content of this treatment (23.1%) shows the low biodegradability of the substrates studied here. In addition to these results, in a later analysis and for the evaluated scenario, it was verified the nonviability of the biogas energy use, since the possible energy potential to be obtained represented only 1% of the energy demand of the evaluated industrial unit.

Keywords: anaerobic digestion, biomass; recovery of industrial waste; renewable energies.

¹ Programa de Pós-graduação Interdisciplinar em Energia e Sustentabilidade, Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Brasil.

² Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual do Centro Oeste (UNICENTRO), Brasil.

³ Leão Alimentos e Bebidas, Brasil.

⁴ Instituto Latino-Americano de Infraestrutura e Território, Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Brasil.

* *Autor de correspondente:* Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO). Rua Professora Maria Roza Zanon de Almeida, Bairro Engenheiro Gurtierrez, Irati, Paraná, CEP 84505-677. Brasil.

Email: wanasch@hotmail.com

Resumo

Considerando a elevada geração de resíduos e subprodutos durante o processamento da erva-mate aliado à necessidade de se buscar tecnologias de tratamento que possibilitem a valorização de substratos desta natureza, o objetivo deste estudo foi avaliar o potencial de geração de biogás a partir destes resíduos e o seu aproveitamento energético. Para tanto, foram analisadas as características físico-químicas dos substratos, organizados em duas misturas com diferentes relações S/I (substrato/inóculo), aqui chamadas de tratamentos A e B, para que posteriormente fossem submetidos a testes de BMP e análise técnica do aproveitamento térmico do biogás. Foi possível verificar que a geração de biogás aumentou de forma proporcional à adição de inóculo ao meio; neste caso, o Tratamento B, com a relação S/I igual a 1:5 foi o mais representativo em termos de volume de biogás gerado, 42.25 NmL.gsv⁻¹. Porém, apesar da maior geração de biogás dentre os cenários avaliados, o baixo teor de metano deste tratamento (23.1%) evidencia a baixa biodegradabilidade dos substratos aqui estudados. Adicionalmente a estes resultados, em uma análise posterior e para o cenário avaliado, verificou-se a inviabilidade do aproveitamento energético do biogás, pois o potencial energético possível de ser obtido representou apenas 1% da demanda energética da unidade industrial avaliada.

Palavras chave: biomassa, digestão anaeróbica, energias renováveis, valorização de resíduos industriais.

Introdução

No processamento da erva-mate, são geradas quantidades significativas de resíduos, os quais são geralmente destinados para a agricultura (para uso como adubo) (Gonçalves *et al.*, 2007) ou mesmo queimados em caldeiras, como combustível alternativo. Visando ao atendimento de metas ambientais e econômicas cada vez mais restritivas e/ou exigentes, surge a necessidade de se buscar novas tecnologias de tratamento para resíduos desta natureza, já que as metodologias mais difundidas atualmente (compostagem ou disposição em aterros sanitários) são onerosas ou, ainda, podem não atender de forma satisfatória aos padrões ambientais de disposição final.

Diferentes compostos orgânicos, como resíduos alimentares e dejetos de animais vêm sendo muito utilizados como substrato para a digestão anaeróbica. Além disso, a biomassa lignocelulósica proveniente de resíduos florestais e agrícolas (palha de trigo, palha de milho e a própria erva-mate) também tem se destacado como importante substrato para a digestão anaeróbica, dado o seu elevado potencial energético (Ge *et al.*, 2016; Liew *et al.*, 2012; Zheng *et al.*, 2014).

A digestão anaeróbia é o processo que possibilita a conversão biológica da maioria dos resíduos orgânicos na ausência de oxigênio. A biodigestão acontece principalmente em quatro fases distintas, hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, pela ação de *archae* metanogênicas que propiciam a degradação da matéria orgânica. Um dos produtos da digestão anaeróbia é o biogás, uma mistura de gases que apresenta alto poder energético (Aryal *et al.*, 2018; Gonzalez-Fernandez *et al.*, 2015; USEPA, 2013). O biogás apresenta variações em sua

composição, mas, em geral, é constituído por metano (CH₄, 60% v/v), dióxido de carbono (CO₂, 40% v/v) e outros componentes em nível de traço como o sulfeto de hidrogênio (H₂S), oxigênio (O₂), nitrogênio (N₂), monóxido de carbono (CO) e água (H₂O) (Cioabla *et al.*, 2012).

Para a avaliar a produção de biogás, o potencial bioquímico de metano (BMP) e a quantidade de substrato disponível devem ser considerados (Deublein e Steinhauser, 2008). O teste BMP é um ensaio de duração relativamente curto, que tem a finalidade de avaliar o potencial metanogênico e a respectiva degradação dos substratos. O tempo de biodigestão vai depender, por exemplo, do tipo de substrato (e seu grau de biodegradabilidade) e das condições do processo (pH, relação carbono/nitrogênio, temperatura, teor de sólidos voláteis, etc.). O pH é um dos principais fatores que influenciam a geração de biogás. Weiland (2010) relata que a faixa de pH mais favorável à geração de metano é de 6.5 a 8.5; porém, o intervalo ideal é entre 7.0 e 8.0. Outro importante parâmetro para avaliar a estabilidade da digestão anaeróbia é a relação dos macronutrientes Carbono/Nitrogênio (C/N).

Para favorecer a biodigestão de um substrato, a relação C/N deve estar na faixa entre 25 e 35:1. Quando a relação é considerada “pobre” (menor que 25:1) devem ser adicionados materiais ricos em carbono, por outro lado, para relações “ricas” (valores maiores que 35:1) deve-se optar por adicionar substratos ricos em nitrogênio (Hernández e López, 2016). A análise de sólidos voláteis, por sua vez, também pode ser utilizada para determinar a biodegradabilidade de um resíduo (Bayard *et al.*, 2015); para esta análise, valores superiores a 70% são considerados altos e, na maioria das vezes, implicam em um maior potencial de geração de biogás de determinado substrato (Diesel *et al.*, 2002). A literatura tem reportado que a quase totalidade do metano gerado a partir de resíduos facilmente digeríveis dá-se em poucos dias de biodigestão (como resíduos alimentares e fração orgânica de resíduos sólidos urbanos, por exemplo) (Browne e Murphy, 2013; Schirmer *et al.*, 2014; Santos Filho *et al.*, 2020). As principais vantagens do teste BMP são simplicidade no desenvolvimento do ensaio, baixo custo, rapidez e precisão na obtenção de resultados (Kelly *et al.*, 2006; Labatut *et al.*, 2011).

Quando o biogás apresenta alta concentração de metano, o mesmo é utilizado como fonte de energia para diferentes processos. Cabe salientar que o uso de combustíveis renováveis contribui para a mitigação de poluentes atmosféricos e gases de efeito estufa (GEE) emitidos durante a combustão de derivados do petróleo. O Brasil é um dos países signatários da 21^a Conferência das Partes (COP-21); no acordo, o país comprometeu-se em reduzir 43% das emissões de GEE até 2030, adequando sua matriz energética a fim de que ela seja constituída por 45% de fontes renováveis (Brasil, 2015). A própria Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio), lançada pelo Governo Federal em 2017, busca promover a produção de todos os tipos de biocombustíveis, para contribuir com as metas de descarbonização de modo a estabelecer uma matriz energética mais eficiente e limpa (Brasil, 2017).

A literatura tem reportado estudos sobre a utilização de resíduos da erva-mate para diferentes fins. Bortoluzzi (2019), por exemplo, avaliou as características energéticas de briquetes produzidos a partir destes resíduos. Cunha *et al.* (2019) analisaram a utilização destes materiais para produção de painéis de partículas. Sogari e Busso (2012) estudaram a digestão anaeróbia de resíduos alimentares com alto teor de resíduos de erva mate (60% v/v). O experimento foi conduzido em reatores de 7 L durante 50 dias em temperatura ambiente (25 a 30°C). A partir do 25º dia de experimentação, as amostras começaram a cessar a produção de biogás. Os autores obtiveram uma produção de metano de 2,64 NL_{CH₄}.kg_{sv}⁻¹ adicionado para a amostra com maior teor de resíduos de erva-mate e concluíram que há necessidade de alternativas técnicas que otimizem a digestibilidade do substrato e viabilizem o uso deste resíduo lignocelulósico no processo de digestão anaeróbia. Nesse sentido, Ferraz Jr. *et al.* (2020) estudaram o potencial de produção de biogás a partir deste substrato, com foco no pré-tratamento desse resíduo e sua influência na otimização da metanização da biomassa; os autores conduziram o experimento em batelada, utilizando reatores de 500 mL incubados em temperatura mesofílica (37°C). Os reatores receberam inóculo mesófilico aclimatado na razão substrato:inoculo de 0,5, totalizando uma carga orgânica de 10g_{sv}.L⁻¹. A produção de biogás cessou em 60 dias, apresentando como resultado uma produção acumulada de metano de 94 NL_{CH₄}.kg_{sv}⁻¹ adicionado. Além destes estudos (de Sogari e Busso e de Ferraz Jr. e colaboradores), importante ressaltar que não identificamos nenhum trabalho que, a exemplo do presente estudo, avaliou a co-digestão de resíduos de erva-mate *in natura* para verificar a sua viabilidade de uso em escala industrial.

Neste contexto, o presente trabalho se insere na proposta de valorização de resíduos orgânicos industriais, contribui para redução de emissões de gases de efeito estufa (GEE) e busca estudar o potencial de geração de biogás a partir da co-digestão de resíduos do processamento da erva-mate.

Metodologia

Caracterização dos substratos

Os substratos utilizados no presente estudo (pó-verde, borra, fibras da torração e efluente líquido do processamento de erva-mate) foram coletados na empresa, localizada no Estado do Paraná (Brasil). A unidade realiza o processamento da erva-mate e a posterior produção de bebidas derivadas da erva. O pó-verde é um subproduto resultante da padronização do corte das folhas; as fibras da torração são resíduos sólidos oriundos do processo de torrefação da erva-mate; já a borra é o resíduo da extração no processo produtivo (Figura 1). Esses resíduos são orgânicos e atualmente são utilizados como adubo em uma propriedade rural; já o subproduto é vendido ao mercado por um preço “simbólico” para produção de chimarrão. Dados da empresa de 2019 indicam uma geração de 363.410 kg de resíduos sólidos, o equivalente a pouco menos de 3% do total da erva-mate produzida nesse período.

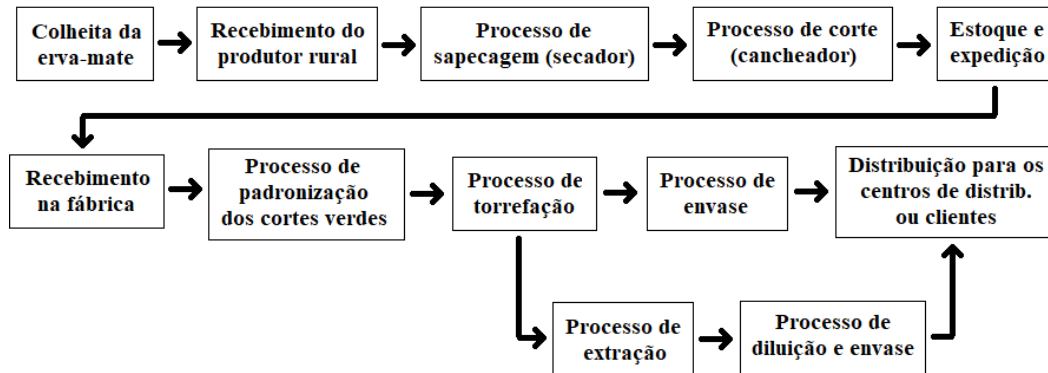


Figura 1. Fluxograma do processo de produção de erva-mate da empresa avaliada.

Fonte: Os autores.

Neste estudo, foram avaliados diferentes tratamentos dos substratos sólidos buscando identificar a melhor combinação em termos de potencial de geração de biogás. Neste contexto, os ensaios compreenderam as seguintes misturas de substratos: mistura (A) pó-verde + borra + fibras da torração + efluente líquido; mistura (B) pó-verde + borra + efluente líquido. O efluente líquido (efluente residual e sem valor comercial, destinado à estação de tratamento da indústria) foi utilizado para a padronização da umidade dos ensaios, mantida em $\approx 90\%$. Segundo Yuan *et al.* (2014), resíduos com elevados teores de umidade apresentam características mais favoráveis à biodigestão, implicando em uma maior geração de biogás.

De modo a relacionar a produção de biogás com as características dos substratos e suas misturas, foram realizadas análises de umidade, pH, sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005) em todos os tratamentos antes e após a biodigestão (ensaios em regime de batelada). A análise de sólidos voláteis visa à determinação da presença de matéria orgânica biodegradável em um resíduo; complementarmente à análise de SV, buscando ratificar a biodegradabilidade do substrato, foi analisada a razão holocelulose/lignina de acordo com a metodologia descrita em Alves (2008). Além disso, foram determinados ainda os teores de Carbono Orgânico Total (COT) por meio do método volumétrico do dicromato de potássio e Nitrogênio Total (NT) utilizando o micrométodo de liga de Raney, ambos os procedimentos são considerados pelo Ministério da Agricultura como os mais adequados para determinação de COT e NT (Brasil, 2014).

Deve-se ressaltar que os autores optaram por não realizar um pré-tratamento para facilitar a biodigestão, de modo a verificar como os resíduos se comportariam em condições mais próximas à realidade do dia-a-dia operacional da empresa geradora dos substratos avaliados.

Teste BMP e monitoramento do bioqás

O BMP é um teste de biodegradabilidade do resíduo e consiste em utilizar reatores em escala de bancada em regime de batelada com uma pequena parcela do substrato sob condições controladas de temperatura, acompanhado de um inóculo rico em microrganismos anaeróbicos. O resultado é comumente expresso pela razão entre o volume de bioqás gerado (ou metano) e a quantidade de matéria orgânica adicionada ao reator (Owen *et al.*, 1979; Steinmetz *et al.*, 2016). Como biodigestores, utilizou-se frascos de borossilicato com volume total de 250 mL, dotados de tampas confeccionadas em nylon com manômetros para monitoramento e válvulas para descarga e coleta de bioqás (Figura 2).

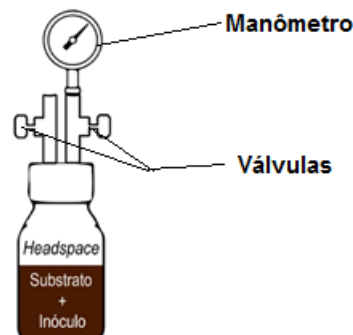


Figura 2. Esquema simplificado do reator utilizado no teste BMP.

Fonte: Os autores.

As misturas A e B foram avaliadas em diferentes proporções com o inóculo (relação substrato/inóculo em massa de sólidos voláteis): 5 g_{sv}:1 g_{sv}, 1 g_{sv}:1 g_{sv} e 1 g_{sv}:5 g_{sv}, todos em triplicata. Como inóculo, foi utilizado lodo coletado em reator UASB da estação de tratamento de efluentes domésticos da cidade de Irati-PR. O volume total de cada tratamento (misturas A e B com inóculos), foram preenchidos conforme mostra a tabela 1. Foram ainda adotados “brancos”, ou seja, frascos também em triplicata contendo apenas 100 mL de inóculo sem nenhum substrato, de modo a se obter a produção líquida de bioqás para cada mistura ao final do processo de biodigestão.

Tabela 1. Volume das misturas e inóculo para os tratamentos A e B

Tratamento	A		B	
	Mistura A (mL)	Inóculo (mL)	Mistura B (mL)	Inóculo (mL)
S/I 5:1	104	4	104	2
S/I 1:1	130	18	130	9
S/I 1:5	104	60	104	30

Antes da incubação, uma corrente de N_2 foi recirculada no headspace dos frascos durante 3 minutos de modo a manter a anaerobiose do sistema. Uma vez selados, os reatores foram incubados em um equipamento de banho-maria (QUIMIS®), sob temperatura constante de $37^\circ C$ durante todo o período de biodigestão (30 dias para cada tratamento, suas triplicatas e respectivos brancos), conforme a Figura 3. O biogás foi monitorado diariamente, com o objetivo de mensurar a geração de biogás. As variáveis controladas durante o período de incubação foram pressão manométrica e pressão atmosférica local, utilizando dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). A partir dessas informações, a pressão manométrica dos reatores foi convertida em volume de biogás gerado (acumulado no “headspace”) nas condições normais de temperatura e pressão (CNTP).



Figura 3. Reatores incubados em banho-maria.

Fonte: Os autores.

O biogás gerado em cada reator foi coletado com o auxílio de uma seringa de 60 mL e transferido para um analisador portátil de gases (*Columbus Instruments*®) para a determinação da concentração de metano em cada tratamento. Os dados obtidos nesta etapa foram necessários para a determinação do potencial energético do biogás gerado a partir de cada tratamento.

Análise do Potencial Térmico do Bio gás

O biogás proveniente do processo de biodigestão pode ser aproveitado na forma de energia térmica de duas formas: a partir do aproveitamento da perda de calor dos geradores (cogeração) ou através da sua queima direta (Bley Junior, 2015). Quando rico em metano, o biogás pode ser utilizado para substituir parcialmente os combustíveis de origem fóssil (Oliveira, 2004), como o

gás liquefeito de petróleo (GLP), gás natural (GNV), cavaco, etc., comumente utilizados na geração de energia no meio industrial. No presente estudo, o GLP é o combustível atualmente utilizado na geração de calor em caldeira durante o processamento da erva-mate; entretanto devido ao seu elevado custo e consumo, é necessário analisar alternativas para substituição deste combustível por outros de menor custo e, se possível, de origem renovável.

Para realizar uma análise técnica do aproveitamento de biogás produzido a partir da digestão anaeróbia dos resíduos gerados anualmente no processamento da erva-mate, utilizou-se as melhores condições identificadas durante os ensaios laboratoriais. A partir desses dados, foi realizada a estimativa do volume de biogás gerado anualmente a partir dos resíduos da empresa (Equação 1) (Kunz e Oliveira, 2006).

$$V_{\text{anual}} = P_{\text{BMP}} * SV * Q_{\text{anual}} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde

V_{anual} : volume anual de biogás possível de ser gerado a partir das melhores condições identificadas no teste BMP ($\text{m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$)

P_{BMP} : maior potencial de geração de biogás entre os tratamentos analisados nos testes BMP ($\text{m}^3 \cdot \text{ton}_{\text{sv}}^{-1}$)

SV : concentração de sólidos voláteis do tratamento com maior potencial de geração de biogás identificado a partir do teste BMP

Q_{anual} : produção anual dos resíduos presentes no tratamento com maior potencial de geração de biogás ($\text{ton} \cdot \text{ano}^{-1}$).

A Equação 2, adaptada de Brasil (2013), foi utilizada para quantificar o potencial de energia instalada, ou seja, a quantidade máxima de energia que pode ser obtida por meio do biogás gerado a partir da biodigestão de resíduos do processamento da erva-mate.

$$E = PCI * \rho * V_{\text{anual}} \quad \text{Equação (2)}$$

Onde

E : potencial energético instalado (MJ)

PCI : poder calorífico inferior ($\text{MJ} \cdot \text{Kg}_{\text{biogás}}^{-1}$, calculado a partir da NBR 15.213)

ρ : densidade do biogás ($\text{Kg} \cdot \text{m}^{-3}$, calculada a partir da NBR 15.213)

V_{anual} : volume anual de biogás possível de ser gerado a partir das melhores condições identificadas no teste BMP ($\text{m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$).

O valor do potencial energético instalado foi comparado à quantidade de energia que é atualmente utilizada a partir do GLP. A partir desta comparação, foi possível verificar se o volume de biogás gerado anualmente é suficiente para suprir a demanda energética da empresa e, assim, substituir o GLP.

Posteriormente, para complementar a avaliação da intercambialidade do biogás gerado a partir da digestão anaeróbia dos resíduos da erva-mate e o GLP, atualmente utilizado no processamento industrial, foram determinados os parâmetros poder calorífico superior e índice de Wobbe,

através da metodologia estabelecida pela NBR 15213 (ABNT, 2008), que normatiza a determinação destas propriedades dos combustíveis gasosos. Esta é uma análise importante uma vez que, o índice de Wobbe representa o potencial de aquecimento de um gás e indica a intercambialidade entre gases (Sandfort *et al.*, 2017), enquanto o poder calorífico superior, é o total de energia liberada como calor após a combustão completa do gás (ABNT, 2008), ou seja, quanto maior o valor do poder calorífico maior será o potencial de utilização de um gás como combustível.

Resultados e discussão

Caracterização físico-química dos resíduos(substratos)

A Tabela 2 apresenta os valores da caracterização físico-química dos substratos (individuais) utilizados neste estudo. Os baixos teores de sólidos voláteis apresentados na Tabela 2 podem ser explicados pelo fato de que, mesmo se tratando de resíduos orgânicos, os mesmos são resultado de intenso processamento industrial, ou seja, podem ter sido submetidos a etapas da industrialização que implicam na redução de matéria orgânica da biomassa remanescente. Ainda assim, apesar de serem reduzidos, os valores de sólidos voláteis sugerem que ainda há matéria orgânica disponível para biodigestão, uma vez que um resíduo só pode ser considerado estável quando apresenta teor de sólidos voláteis entre 10 a 17,4% (Decottignies *et al.*, 2005).

Tabela 2. Caracterização físico-química dos resíduos e inóculo.

Parâmetro	Pó verde	Borra	Fibras Torração	Efluente líquido
Umidade (%)	9.1	62.7	2	-
Ph	5.93 *	5.88 *	6.96 *	6.8
Sólidos Voláteis (%)	29.34	22.85	24.63	0

* Dados fornecidos pela empresa.

Caracterização físico-química das misturas pré e pós biodigestão

A tabela 3 apresenta a caracterização físico-química inicial e final dos biodigestores para os diferentes tratamentos (misturas A e B com inóculo) nas três proporções (razão S/I - substrato/inóculo) avaliadas. Vê-se que todos ensaios possuíam pH próximo à neutralidade antes do início da incubação. Durante a biodigestão, na etapa de acidogênese, são formados ácidos que reduzem o pH do tratamento (Weiland, 2010); contudo, durante as fases posteriores do processo, o excesso de ácido é consumido e o pH é reestabelecido próximo à neutralidade (Deublein e Steinhauser, 2008). Com exceção do tratamento B 1:5, esse comportamento, de fato, pode ser observado nos valores iniciais e finais de pH dos biodigestores contendo apenas inóculo. Por outro lado, considerando a natureza lignocelulósica dos resíduos utilizados nos tratamentos A e B, é provável que o tempo adotado para os ensaios (30 dias) não foi suficiente para contemplar

todas as etapas da digestão, o que impossibilitou a neutralização completa dos ácidos formados nas fases iniciais do processo. Dada a difícil degradação de resíduos lignocelulósicos, deve-se adotar um tempo maior para que a digestão ocorra de forma adequada (Pohl *et al.*, 2013) e o pH seja reestabelecido à neutralidade. Destaca-se que o objetivo do presente trabalho não foi otimizar os tempos de biodegradação em escala laboratorial, mas sim verificar a viabilidade de digerir este substrato *in natura* em escala industrial, portanto, não foram testados tempos maiores de digestão.

Tabela 3. Caracterização inicial e final dos biodigestores para todos os ensaios

Proporção	S/I 5:1					
	Pré-Ensaio			Pós-Ensaio		
	Trat. A	Trat. B	Inóculo	Trat. A	Trat. B	Inóculo
Umidade (%)	89.1	90.4	88.9	89.5	90.7	91.0
Ph	6.5	6.7	6.5	5.5	5.5	7.3
Sólidos Voláteis (%)	73	73	52	73	72	49
Proporção	S/I 1:1					
	Pré-Ensaio			Pós-Ensaio		
	Trat. A	Trat. B	Inóculo	Trat. A	Trat. B	Inóculo
Umidade (%)	89.4	90.1	89.1	90.1	91.1	92.1
Ph	6.5	6.6	6.7	5.7	5.5	7.0
Sólidos Voláteis (%)	78	79	50	76	77	49
Proporção	S/I 1:5					
	Pré-Ensaio			Pós-Ensaio		
	Trat. A	Trat. B	Inóculo	Trat. A	Trat. B	Inóculo
Umidade (%)	89.3	90.2	92.1	92.1	91.1	89.6
Ph	6.8	6.9	6.6	5.8	5.6	8.5
Sólidos Voláteis(%)	84	87	49	67.7	75.1	43.1

Em relação à razão C/N, no presente estudo, os valores obtidos nesta análise foram de 27:1 e 40:1 para as misturas A e B, respectivamente. Reffatti *et al.* (2006), ao analisarem resíduos de erva-mate (folhas e caule) reportam valores semelhantes aos encontrados no presente estudo; os autores ainda destacam que estes substratos apresentam uma relação C/N rica, situada no intervalo de 28 a 50:1. Considerando os elevados teores de carbono nos resíduos do processamento da erva-mate, pode-se afirmar que a mistura destes resíduos com lodo de esgoto é positiva para o balanceamento dos macronutrientes da digestão anaeróbia, pois o lodo de esgoto, utilizado como inóculo nos tratamentos A e B, é um substrato rico em nitrogênio com relação C/N de 6:1 (Deublein e Steinhauser, 2008).

A análise de sólidos voláteis é um importante parâmetro na avaliação da biodegradabilidade de um resíduo. Porém, é importante ressaltar que embora os ensaios de sólidos voláteis sejam utilizados, muitas vezes, para determinar a biodegradabilidade de um resíduo, esta avaliação não pode ser generalizada para todos os tipos de substratos, pois ela não considera a natureza recalcitrante de alguns compostos em condições anaeróbias (Rodríguez *et al.*, 2005). Os valores de sólidos voláteis obtidos no presente estudo apresentados na Tabela 3 são similares àqueles obtidos por Silva *et al.* (2017) que, ao analisarem amostras de erva-mate, reportam teores de sólidos voláteis próximos a 80%; neste caso, estes valores correspondem às porções de baixa biodegradabilidade do substrato formadas principalmente por lignina e celulose. Um exemplo de resíduos com baixa biodegradabilidade são os lignocelulósicos, constituídos principalmente de lignina, celulose e hemicelulose (Cheng e Liu, 2010; Zheng *et al.*, 2014), como é o caso dos resíduos aqui estudados. Deste modo, é necessário buscar outros métodos complementares aos sólidos voláteis para avaliar de forma mais precisa a biodegradabilidade deste substrato. Segundo Achour (2008), o potencial de biodegradação de um substrato pode ser determinado por meio da relação Holocelulose/Lignina (H:L). Os resultados das análises de Holocelulose (Celulose + Hemi-Celulose) e Lignina realizadas para os tratamentos A e B, bem como a respectiva relação H:L estão dispostos na tabela 4.

Tabela 4. Análise de Holocelulose e Lignina para os tratamentos A e B

Parâmetro	Tratamento A	Tratamento B
Holocelulose (%)	51.03	48.07
Lignina (%)	36.43	29.31
H:L	1.4	1.64

Caracterizando amostras de resíduo do processo produtivo de bebidas à base de erva mate, Sozim *et al.* (2011) encontraram valores semelhantes aos obtidos no presente estudo (48.42% e 41.94%, para holocelulose e lignina, respectivamente). A relação H:L apresenta valores mais altos quando o analito possui maior concentração de substâncias facilmente biodegradáveis, ou seja, quanto maior for a relação H:L mais alta será a geração de biogás (Alves, 2008). Wang *et al.* (1997) utilizaram a relação H:L para analisar o grau de estabilidade de resíduos alimentares, reportando valores de 5,86 antes dos substratos serem biodigeridos, e 0.57 após estabilizados.

Considerando que no presente estudo, a análise dos parâmetros de Holocelulose e Lignina foram realizadas antes da biodigestão dos tratamentos, pode se afirmar que os valores da relação H:L apresentados na tabela 4 ratificam a baixa biodegradabilidade dos tratamentos analisados, pois mesmo antes de serem biodigeridos, já possuem valores próximos aos considerados como estabilizados por Wang *et al.* (1997).

Geração de biogás resultados quantitativos e qualitativos

Na Figura 4 estão apresentadas as curvas de geração diária líquida de biogás (desprezando os valores de geração de biogás a partir do inóculo) para os dois tratamentos (A e B), dentro do período de 30 dias do ensaio.

A geração líquida diária máxima foi igual a $5.04 \text{ NmL.gsv}^{-1}$ e $12.32 \text{ NmL.gsv}^{-1}$, para os tratamentos A e B, respectivamente. Pela figura 4 é possível observar que em todos os ensaios, os tratamentos apresentaram maior volume de geração de biogás nos primeiros dias de digestão; após o quinto dia de incubação, a geração diária de biogás caiu consideravelmente para todos os ensaios. De fato, segundo Cremonez (2015), é nos primeiros dias da biodigestão em que ocorre a degradação de forma rápida dos compostos com maior biodegradabilidade; a reação desacelera quando começa a ser degradada a parcela do substrato que contém celulose e hemicelulose.

A Figura 5 apresenta o volume acumulado líquido de biogás (em NmL.gsv^{-1}) para cada tratamento analisado nos 30 dias de seus respectivos ensaios. Vê-se que os maiores potenciais de geração de biogás para o Tratamento A foi de $14.25 \text{ NmL.gsv}^{-1}$, e de $42.25 \text{ NmL.gsv}^{-1}$ para o Tratamento B, ambos na proporção S/I de 1/5. Segundo Angelidaki *et al.* (2009), a relação substrato/inóculo deve ser estudada caso a caso, pois, a razão ideal para cada substrato depende da biodegradabilidade do resíduo e concentração do inóculo. Deste modo, destaca-se que nem sempre uma maior concentração de inóculo resultará em um aumento na geração de biogás (Neves *et al.*, 2004).

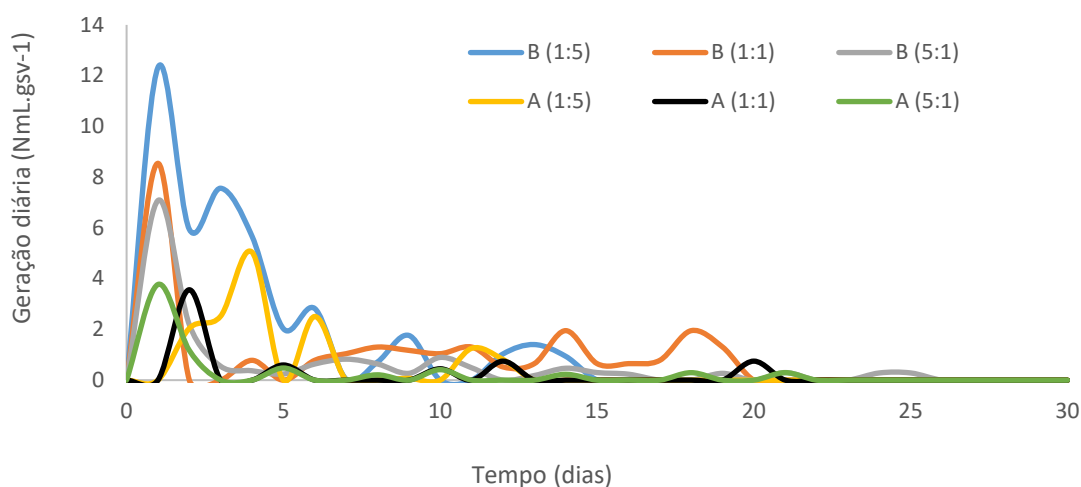


Figura 4. Geração diária líquida média para cada tratamento
Fonte: Os autores.

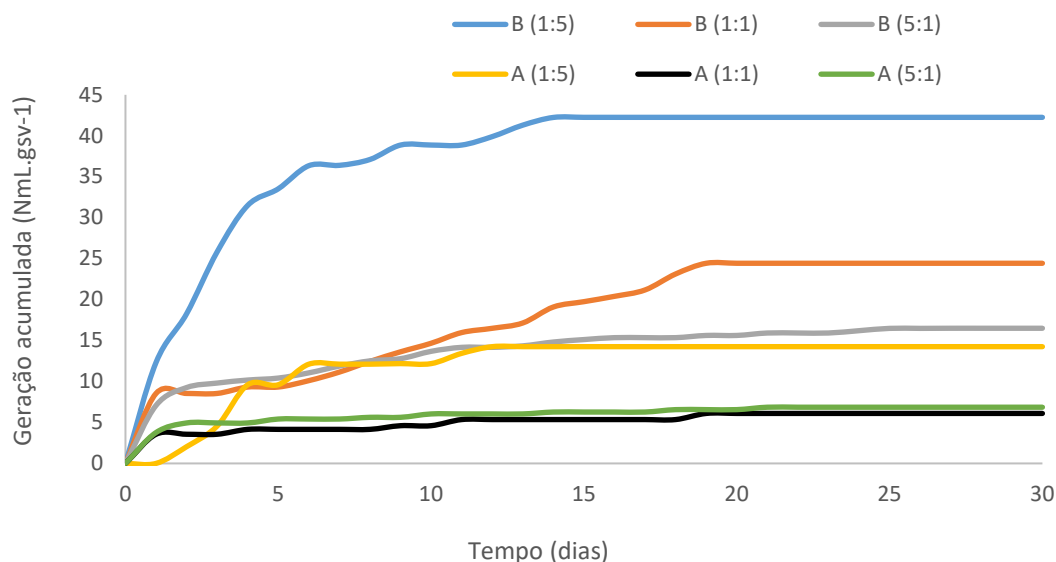


Figura 5. Geração acumulada líquida média em cada tratamento

Fonte: Os autores.

Quando comparado a outros estudos, o potencial de produção de biogás dos substratos aqui estudados (e nas condições adotadas no presente trabalho) é considerado baixo. Souza *et al.* (2010), por exemplo, avaliaram o potencial de produção de biogás a partir de biomassas lignocelulósicas provenientes da bananicultura, reportando uma geração acumulada de biogás de 244 NmL.gsv^{-1} em 35 dias de ensaio; valores substancialmente superiores aos encontrados no presente estudo. O diferencial do estudo feito por Souza *et al.* (2010) com relação a este trabalho, é o emprego de um pré-tratamento (hidrólise) buscando facilitar a geração do biogás. Tal procedimento prévio é bastante difundido na literatura, porém, não foi aqui empregado, a fim de analisar a viabilidade da produzir de biogás a partir do uso *in natura* do substrato estudado. Numa breve comparação com outros resíduos industriais, destaca-se o estudo realizado por Caillet e Adelard (2019), que teve como objetivo analisar o potencial metanogênico da vinhaça, resíduo do processamento da cana de açúcar. Os autores reportaram um potencial de geração de metano igual a $322.95 \text{ NmLCH}_4.\text{gsv}^{-1}$ após 50 dias de ensaio, novamente, valor muito superior ao obtido no presente estudo levando em consideração ainda que o teor de metano determinado por Caillet e Adelard (2019) foi de 65 %.

A Figura 6 expressa os teores de CH_4 e CO_2 obtidos de todos os ensaios. As análises foram realizadas no primeiro, décimo quinto e no último dia de incubação, uma vez que a determinação da composição do biogás das amostras dependia do acúmulo de biogás nos biodigestores.

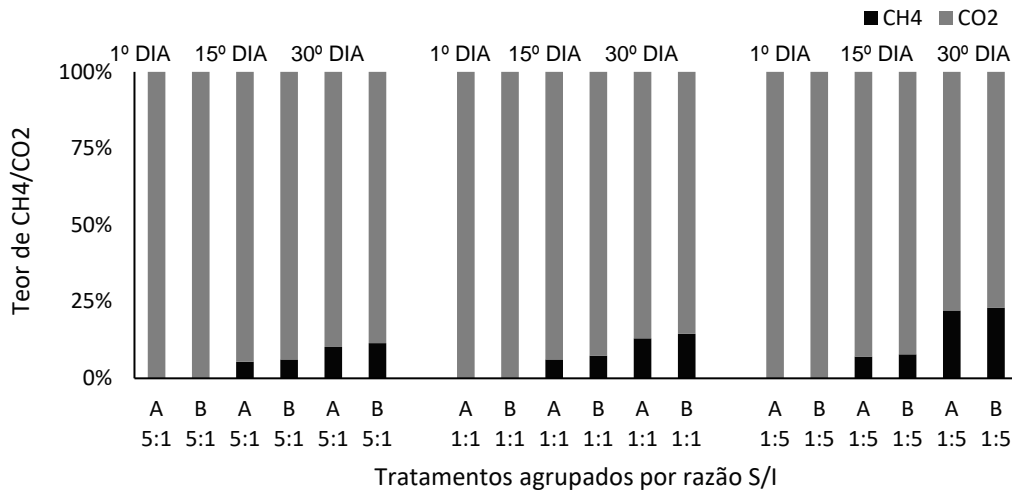


Figura 6. Teores de CH₄ e CO₂ durante os ensaios.

Fonte: Os autores.

A partir da figura 6, é possível verificar que o ensaio com maior teor de metano corresponde à relação substrato/inoculo igual a 1:5, tanto para o tratamento A (22%) como para o tratamento B (23%). Deste modo, é possível afirmar que mesmo nas melhores condições, o biogás estudado no presente estudo apresentou baixo teor de metano, pois, na maioria dos casos, sua concentração no biogás é de aproximadamente 60% (Cioabla *et al.*, 2012). Deve-se destacar que a reduzida concentração de metano no biogás está relacionada à baixa biodegradabilidade dos resíduos lignocelulósicos aqui estudados, fato que está ligado à natureza recalcitrante de compostos como a lignina (Cremones *et al.*, 2013). Além disso, observando a Figura 6, é possível perceber o aumento na concentração de metano ao longo dos ensaios. Souza *et al.* (2010) ao analisar a geração de metano a partir de resíduos lignocelulósicos, reportam que o acréscimo no teor de metano ao decorrer do tempo se deve ao período de adaptação do inóculo ao substrato utilizado.

Análise técnica de aproveitamento térmico do biogás

Para a análise técnica da viabilidade de substituição do GLP pelo biogás gerado a partir da digestão anaeróbica dos resíduos do processamento da erva-mate, foram considerados os valores de geração anual de resíduos, concentração de sólidos voláteis, potencial de produção de biogás e concentração de metano, referentes ao tratamento B com a relação S/I igual 1:5, pois este foi o ensaio que apresentou maior potencial de geração de biogás.

Deste modo, considerando que a geração anual dos resíduos que compõem o tratamento B é de aproximadamente 3,1 mil toneladas por ano (dado fornecido pela empresa), estimou-se que o volume anual de biogás passível de ser gerado a partir destes substratos é de 5.12 mil m³ por ano. Adicionalmente, utilizando o teor de metano presente no biogás aqui estudado, foram determinados por meio da NBR 15.213, os valores de densidade 1.56 Kg_{biogás}.m_{biogás}⁻³ e PCI 4.94 MJ.Kg_{biogás}⁻¹. A partir destes parâmetros, foi possível verificar que o potencial energético instalado no empreendimento é de aproximadamente 39.6 mil MJ.ano⁻¹, ou seja, este é o valor máximo de energia térmica possível de ser obtida a partir do volume anual de biogás estimado anteriormente. Quando comparado à atual demanda energética da empresa, 3.8 milhões de MJ.ano⁻¹ (dado fornecido pela empresa), vê-se que o potencial energético instalado representa apenas 1% da demanda energética total do empreendimento, valores este que evidenciam a inviabilidade do biogás substituir o GLP neste processo produtivo e para o cenário avaliado.

Complementarmente à esta análise, foram observados outros parâmetros do biogás, já que a sua utilização em queima direta é menos restritiva com relação aos seus parâmetros qualitativos quando comparada a outros usos mais nobres (como a conversão do biogás para biometano para geração de energia elétrica). No Brasil, os requisitos mínimos para classificação do biogás como biometano são definidos pela Resolução da Agência Nacional de Petróleo nº 8, de 2015, onde constam os teores máximos e mínimos para algumas variáveis como CH₄ (%), CO₂ (%), Poder Calorífico Superior (kJ/m³) e índice de Wobbe (kJ/m³) (ANP, 2015). Nesta resolução, o teor mínimo de CH₄ requerido é de 90% e o máximo de CO₂ é de 3 %, valores bastante distintos dos encontrados no presente estudo (para o metano as concentrações máximas foram de 22 e 23% nos tratamentos A e B, respectivamente, ambos na proporção S/I de 1:5). Já no caso da queima direta, o pré-requisito fundamental para utilização é que a qualidade do gás se mantenha constante e possua teor de metano superior a 50 % (Probiogás, 2016). Deste modo, é possível observar que, também em termos qualitativos, mesmo nas melhores condições do presente estudo, a utilização do biogás gerado a partir de resíduos da erva-mate fica sujeita à purificação para atender aos pré-requisitos de aproveitamento via queima direta.

A partir do teor de metano do tratamento B 1:5, também foi calculado o Índice de Wobbe, o que resultou em 7533.1 kJ/m³. Considerando que este valor é cerca de seis vezes menor do que os 46500 kJ/m³ correspondentes ao GLP, é evidente que o biogás gerado no presente estudo apresenta menor potencial energético que o atual combustível utilizado na empresa, o que, na prática, implicaria em uma baixa intercambialidade entre esses combustíveis (ANP, 2008; Sandfort *et al.*, 2017). Além disso, o Poder Calorífico Superior (PCS) calculado para o tratamento B 1:5 foi de 5482 kJ/m³, valor bem abaixo dos 35000 kJ/m³ referentes ao GLP (ANP, 2008). Deste modo, o baixo PCS indica que, para gerar quantidades equivalentes de energia em queima direta, seria consumido um volume muito maior de biogás do que de GLP (Lobato, 2011).

Considerações finais

O presente estudo teve como objetivo central avaliar o potencial de geração de biogás a partir da biodigestão anaeróbia de resíduos de uma indústria de processamento de erva-mate. A análise da razão holocelulose/lignina retratou de forma satisfatória a baixa biodegradabilidade dos substratos, fato este que pode ser evidenciado pela baixa geração de biogás para os dois tratamentos estudados; o Tratamento B possuiu o maior potencial de geração de biogás alcançando apenas 42.25 NmL.gsv⁻¹ em 30 dias de ensaio, com respectivo teor de metano de 23.1%.

As análises aqui realizadas ratificam a inviabilidade de substituir o GLP pelo biogás gerado a partir de resíduos do processamento da erva-mate. Deste modo, deve-se buscar soluções alternativas para disposição e tratamento destes resíduos, principalmente tecnologias de pré-tratamento da biomassa que favoreçam a biodigestão do substrato e que estejam dentro de um horizonte tecnicamente possível e economicamente viável. Além disso, segundo Sozim *et al.* (2011), outro método adequado para dispor estes substratos é a compostagem, pois estes resíduos apresentam alto teor de carbono e contribuem para o balanço de nutrientes no solo.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Ministério da Educação no âmbito do Programa de Educação Tutorial pela bolsa de estudos concedida.

Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira De Normas Técnicas. (2008) *NBR 15213: Gás natural e outros combustíveis gasosos - Cálculo do poder calorífico, densidade absoluta, densidade relativa e índice de Wobbe a partir da composição*. Rio de Janeiro (RJ), 45 pp.
- Achour, F. (2008) *Caractérisation de la matière organique dans les ordures ménagères. Recherche d'indicateurs de stabilité*. Tese de Doutorado. (Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain) Universidade de Lyon, 173 pp.
- Alves, I.R.F.S. (2008) *Análise Experimental do Potencial de Geração de Biogás em Resíduos Sólidos Urbanos*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 2008, 118 pp.
- Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L, Campos, J. L, Guwy, A.J., Kalyuzhnyi, S, Jenicek, P., van Lier, J. B. (2009) Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology*, **59**(5), 927–934.
- ANP, Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (2008) *Resolução ANP Nº 16, de 17 de junho de 2008*. Acesso: 26 jul. 2021, disponível em <https://atosoficiais.com.br/anp/resolucao-n-16-2008?origin=instituicao&q=16>
- ANP, Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (2015) *Resolução ANP nº 08, de 30 de janeiro de 2015*. Acesso: 26 jul. 2021, disponível em <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-8-de-30-de-janeiro-de-2015-32367532>

- APHA, American Public Health Association. (2005) *Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater*, 21st Ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC.
- Aryal, N., Kvist, T., Ammam, F., Pant, D., Ottosen, L.D.M. (2018) An overview of microbial biogas enrichment. *Bioresource Technology*, 264(Sept.),359-369.
- Bayard, R., Gonzalez-Ramirez, L., Guendouz, J., Benbelkacem, H., Buffière, P., Gourdon, R. (2015) Statistical Analysis to Correlate Bio-physical and Chemical Characteristics of Organic Wastes and Digestates to Their Anaerobic Biodegradability. *Waste and Biomass Valorization*, 6(5),759–769.
- Bley Junior, C. (2015) *Biogás: A energia invisível*. 2ª ed., CIBIOGAS: São Paulo, 231 pp.
- Bortoluzzi, C. M. (2019) Propriedades Energéticas de Briquetes de Resíduos de Erva-mate (*Ilex paraguariensis*). *Revista Gestão & Sustentabilidade*, 1(1),149-161.
- Brasil (2017) *Lei nº 13.576, de 26 de dezembro de 2017 - Dispõe sobre a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio) e dá outras providências*. Presidência da República. Acesso em 07 abr. 2019, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2015-2018/2017/lei/l13576.htm
- Brasil (2015) *Pretendida contribuição nacionalmente determinada para consecução do objetivo da convenção-quadro das nações unidas sobre mudança do clima*. 2015. Acesso: 29 mar. 2019, disponível em: http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/BRASIL-iNDC-portugues.pdf
- Brasil (2014) Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. *Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos*. Brasília, DF. 220 pp.
- Brasil (2013) *Guia Prático do Biogás: geração e utilização*, Ministério do Desenvolvimento Regional, Brasília, 2013. Acesso: 26 jul. 2021, disponível em: <https://antigo.mdr.gov.br/saneamento/proeesa/redes-de-aprendizagem/90-secretaria-nacional-de-saneamento/publicacoes-probiogas/1386-guia-pratico-do-biogas-geracao-e-utilizacao>
- Browne, J. D., Murphy, J. D. (2013) Assessment of the resource associated with biomethane from food waste, *Applied Energy*, 104(Apr.), 170-177.
- Caillet, H., Adelard, L. (2019) Start-up strategy and process performance of semi-continuous anaerobic digestion of raw sugarcane vinasse. In: *International Conference on Energy, Environment and Climate*, 20 pp.
- Cheng, X.-Y., Liu, C.-Z. (2010) Enhanced biogas production from herbal-extraction process residues by microwave-assisted alkaline pretreatment. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 85(1), 127–131.
- Cioabla, A., Ionel, I., Dumitrel, G.-A., Popescu, F. (2012) Comparative study on factors affecting anaerobic digestion of agricultural vegetal residues. *Biotechnology for Biofuels*, 5(1),1-9.
- Cremonez, P. A. (2015) *Digestão anaeróbia de polímero orgânico a base de fécula de mandioca*. Dissertação de mestrado, Programa de Engenharia de Energia na Agricultura, Universidade Estadual do Oeste do Paraná. 93 pp.
- Cremonez, P. A., Feiden, A, Zenatti, D. C., Camargo, M. P., Nadaleti, W. C., Rossi, E., Antonelli, J. (2013) Biodigestão anaeróbia no tratamento de resíduos lignocelulósicos. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, 2(4), 21-35.
- Cunha, A. B., Carvalho, C., Buss, R., Borges, D. W., Barnasky, R. R. S., Henne, R. A., Antunes, R. (2019) Potencial de utilização de resíduos do beneficiamento da erva mate (*Ilex paraguariensis*) na produção de painéis de partículas. *Scientia Forestalis*, 47(124), 724-732.
- Decottignies, V., Galtier, L., Lefebvre, X. and Villerio, T. (2005) Comparison of analytical methods to determine the stability of municipal solid waste and related wastes. In: *Proceedings Sardinia, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium* Deublein, D., Steinhäuser, A. (2008) *Biogas from waste and renewable resources*. WILEY-VCH Verlag GmbH e Co. KGaA, 443 pp.
- Diesel, R., Miranda, C. R., Perdomo, C. C. (2002) Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. *Boletim Informativo - BIPERS*, 10(14), 4-28.

- Ferraz Jr., A. D. N., Etchelet, M. I., Braga, A. F. M., Clavijo, L., Loaces, I., Noya, F., Etchebehere, C. (2020) Alkaline pretreatment of yerba mate (*Ilex paraguariensis*) waste for unlocking low-cost cellulosic biofuel. *Fuel*, **266**, 1-10.
- Ge, X., Xu, F., Li, Y., (2016) Solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass: Recent progress and perspectives. *Bioresource Technology*, **205**(Apr.), 239-249.
- Gonçalves, M., Guerreiro, M.C., Bianchi, M.L., Oliveira, L.C.A., Pereira, E.I., Dallago, R.M. (2007) Produção de carvão a partir de resíduo de erva-mate para a remoção de contaminantes orgânicos de meio aquoso. *Ciência e Agrotecnologia*, **31**(5), 1386–1391.
- Gonzalez-Fernandez, C., Sialve, B., Molinuevo-Salces, B. (2015) Anaerobic digestion of microalgal biomass: Challenges, opportunities and research needs. *Bioresource Technology*, **198**(Dec.), 896-906.
- Hernández, C. M. M., López, Y. G. (2016) Use of basic and specific pre-treatments for the biogas production. Revision and analysis. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, **25**(3), 81–92.
- Kelly, R. J., Shearer, B. D., Kim, J., Goldsmith, C.D., Hater, G.R., Novak, J.T. (2006) Relationships between analytical methods utilized as tools in the evaluation of landfill waste stability. *Waste Management*, **26**(12), 1349-1356.
- Kunz, A., Oliveira, P. A. V. (2006) Aproveitamento de dejetos de animais para geração de biogás. *Revista de Política Agrícola*, **15**(3), 28-35.
- Labatut, R. A., Angenent, L. T., Scott, N. R. (2011) Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource Technology*, **102**(3), 2255–2264.
- Liew, L. N., Shi, J., Li, Y. (2012) Methane production from solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass. *Biomass and Bioenergy*, **46**, 125–132.
- Lobato, L. C. S. (2011) *Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, 184 pp.
- Neves, L., Oliveira, R., Alves, M. M. (2004) Influence of inoculum activity on the bio-methanization of a kitchen waste under different waste/inoculum ratios. *Process Biochemistry*, **39**(12), 2019–2024.
- Oliveira, P. A. (2004) *Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos: manual de boas práticas. Embrapa Suínos e Aves*. 109 pp.
- Owen, W. F., Stuckey, D. C., Healy Jr. J. B., Young, L. Y., McCarty, P. L. (1979) Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water Research*, **13**(6), 485-492.
- Pohl, M., Heeg, K., Mumme, J. (2013) Anaerobic digestion of wheat straw – Performance of continuous solid-state digestion. *Bioresource Technology*, **146**, 408–415.
- PROBIOGÁS (2016) *Conceitos para o licenciamento ambiental de usinas de biogás*. Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH GIZ, 151 pp.
- Reffatti, P. F., Lorenzetti, E., Rodrigues, M. B. (2006) Caracterização de resíduos de erva-mate - para produção axênica de cogumelos. *Synergismus Scientifica*, **01**(01), 92-98.
- Rodriguez, C., Hiligsmann, S., Ongena, M., Charlier, R., Thonart, P. (2005) Development of an enzymatic assay for the determination of cellulose bioavailability in municipal solid waste. *Biodegradation*, **16**(5), 415-422.
- Sandfort, V., Trabold, B. M., Abdolvand, A., Bolwien, C., Russell, P. S. J., Wöllenstein, J., Palzer, S. (2017) Monitoring the Wobbe Index of Natural Gas Using Fiber-Enhanced Raman Spectroscopy. *Sensors (Basel)*, **17**(12), 2714.
- Santos Filho, D. A., Oliveira, L. R. G., Penteado, M. C., Schirmer, W. N., Motta Sobrinho, M. A., Jucá, J. F. T. (2020) Energy sustainability of supply centers from the codigestion of organic waste. *Detritus Journal*, **09**, 76-82.
- Silva, L. L., Ribeiro, L. C. N., Santacruz, G., Arcaro, S., Alves, A. K., Bergmann, C.P. (2017) Glass foams produced from glass and yerba mate (*Ilex paraguayensis*) waste. *FME Transaction*, **46**(1), 70–79.
- Schirmer, W. N., Jucá, J. F. T., Schuler, A. R. P., Holanda, S., Jesus, L. L. (2014) Methane production in anaerobic digestion of organic waste from Recife (Brazil) Landfill: evaluation in refuse of different ages. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, **31**(02), 373-384.

- Sogari, N., Busso, A. (2012) Analisis de las propiedades físico químicas del biogás obtenido de la degradacion anaeróbica de residuos orgânicos. *Revista de la Asociación Argentina de Energias Renovables y Ambiente*, **2**(5), 17-21.
- Souza, O., Federizzi, M., Coelho, B., Wagner, T. M., Wisbeck, E. (2010) Biodegradação de resíduos lignocelulósicos gerados na bananicultura e sua valorização para a produção de biogás. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **14**(4), 438-443.
- Sozim, R., Lombardi, K. C., Guiotoku, M., Maia, C. M. B. F. (2011) Caracterização e pirólise de resíduo de chá-mate tostado para obtenção de biocarvão. *Anais do IX Encontro Brasileiro de Substâncias Húmicas*. 4 pp.
- Steinmetz, R.L.R., Mezzari, M.P., da Silva, M.L.B, Kunz, A., Amaral, A.C., Tápparo, D.C., Soares, H.M. (2016) Enrichment and acclimation of an anaerobic mesophilic microorganism's inoculum for standardization of BMP assays. *Bioresource Technology*, **219**(November), 21–28.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (2013). Global Mitigation of Non-CO₂ Greenhouse gases: 2010-2030. Office of Atmospheric Programs, Washington (DC), EPA-430-R-13-011.
- Wang, Y. (1997) Methane potential of food waste and anaerobic toxicity of leachate produced during food waste decomposition. *Waste Management & Research*, **15**(2), 149–167.
- Weiland, P. (2010) Biogas production: current state and perspectives. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **85**(4), 849-860.
- Yuan, H., Zhang, Y., Li, X., Meng, Y., Liu, C., Zou, D., Liu, Y. (2014) Effects of ammoniation pretreatment at low moisture content on anaerobic digestion performance of rice straw. *BioResources*, **9**(4), 6707–6718.
- Zheng, Y., Zhao, J., Xu, F., Li, Y. (2014) Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogás production. *Progress in Energy and Combustion Science*, **42**(Jun.), 35-53.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

APLICAÇÃO E ANÁLISE DA ELETROCOAGULAÇÃO PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTE DOMÉSTICO

* Janaina Goerck ¹
Delmira Beatriz Wolff ¹
Leticia Flores Portela ¹

APPLICATION AND ANALYSIS OF ELECTROCOAGULATION FOR THE WASTEWATER TREATMENT

Recibido el 13 de febrero de 2020; Aceptado el 18 de septiembre de 2020

Abstract

To achieve a more noble quality and to avoid the degradation of water bodies, wastewater treatment is crucial. In this study, the unit process (EC) electrocoagulation was applied to treat domestic wastewater from a septic tank. The tests were conducted in a cylindrical reactor (1 L) with aluminum electrodes (108 cm²), and connected to a DC power supply. In the first step, the reactor's operational parameters were dimensioned using a 3² (3x3) two-factor experiment. The optimized condition resulted in a current of 2.0 A, electrolysis time of 12 min, cation mass of 0.13 g, voltage of 20.60 V, and the average total operating cost of 4.43 R\$.m⁻³. Secondly, the monitoring was carried out to assess the reactor's performance in relation to compliance with legislation and efficiency. The average reduction efficiencies achieved in the period were: > 99.6% for P-PO₄³⁻, 84.6% for COD, 2.32 log decay of total coliform and 2.30 log decay of E. coli, 97.4% of turbidity removal, 96.1 % of apparent color, 11.5% of electrical conductivity, increase of 14.5% in pH and 20.9% in temperature. Throughout the monitored period, the effluent from the EC reactor achieved the limit values set by Brazilian regulations for the discharge of sanitary effluents, CONAMA Resolution and CONSEMA Resolution 355/2017. Thus, EC proved to be an effective and promising process in the treatment of domestic sewage.

Keywords: coagulation, coliforms removal, phosphorous removal, sewage.

¹ Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Brasil.

* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria. Avenida Roraima n° 1000, CT-Lab, Bairro Camobi, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. CEP: 97105-900. Email: janainagoerck@gmail.com

Resumo

Para alcançar uma qualidade mais nobre e prevenir a degradação dos corpos hídricos, o tratamento de esgoto é imprescindível. Neste estudo, o processo unitário de eletrocoagulação (EC) foi aplicado para o tratamento de efluente doméstico proveniente de tanque séptico. Os testes foram conduzidos em um reator cilíndrico (1 L), com eletrodos de alumínio (108 cm²) e conectados a uma fonte de corrente contínua. Na primeira etapa, realizou-se o dimensionamento dos parâmetros operacionais do reator por meio de um experimento bifatorial 3² (3x3). A condição otimizada resultou em corrente de 2.0 A, tempo de eletrólise de 12 min, massa de cátion de 0.13 g, tensão de 20.60 V e custo médio total de operação de R\$.m⁻³ 4.43. Na segunda etapa, a realizou-se o monitoramento para avaliar o desempenho do reator em relação ao atendimento das legislações e eficiências. As eficiências médias de redução de cargas alcançadas no período foram: > 99.6% para o P-PO₄³⁻, 84.6% para DQO, 2.32 log de decaimento de coliformes totais e 2.30 log de *E. coli*, 97.4% de remoção de turbidez, 96.1% de cor aparente, 11.5% de condutividade elétrica, aumento de 14.5% no pH e 20.9% na temperatura. Durante todo o período monitorado, o efluente do reator de EC atendeu os valores limites fixados pelas normativas brasileiras de lançamento de efluentes sanitários, Resolução CONAMA 430/2011 e Resolução CONSEMA 355/2017. Assim, a EC mostrou-se como um processo efetivo e promissor no tratamento de esgoto doméstico.

Palavras chave: coagulação, esgoto, remoção de coliformes, remoção de fósforo.

Introdução

Os efluentes, se lançados diretamente no corpo receptor, geram problemas ambientais e à saúde pública, devido a presença de poluentes como matéria orgânica carbonácea, nutrientes e microrganismos (Elazzouzi *et al.*, 2017), além da contribuição para o agravamento da crise hídrica. Por exemplo, cerca de 53.2% dos municípios brasileiros possuem coleta de esgoto e, somente 46.3% é tratado corretamente (SNIS, 2018), retratando a necessidade de estudos e investimentos na área.

A eletrocoagulação (EC) tem conquistado espaço e vem sendo estudado sua aplicação no tratamento de diferentes tipos de águas residuais como: efluentes industriais e domésticos, de refinaria de petróleo e lixiviados (Aswathy *et al.*, 2016; Bazrafshan *et al.*, 2014; Hasan *et al.*, 2014; Huda *et al.*, 2017; Naje *et al.*, 2015;). É considerado um método promissor devido a capacidade de remover, simultaneamente, diferentes poluentes como nutrientes, bactérias, matéria orgânica, óleos, graxas e metais pesados, além da não geração de gastos com produtos químicos e baixa produção de lodo (Luz, 2012).

Na EC, a geração do coagulante acontece *in situ* pelo processo de dissolução do metal do ânodo e formação de íons hidroxila e gás hidrogênio no cátodo. O coagulante desestabiliza os poluentes coloidais, quebrando as emulsões e agregando poluentes em partículas. A turbulência gerada pelo oxigênio e o gás hidrogênio auxilia os coloides desestabilizados a flotar, impulsionando-os para a superfície da solução. Este processo é chamado de eletroflotação e pode ocorrer

simultaneamente com a eletrocoagulação, por isto a EC também pode ser denominada como eletrocoagulação/flotação (ECF) (Moreno *et al.*, 2009).

O objetivo deste estudo foi avaliar o desempenho da EC no tratamento de esgoto doméstico previamente tratado em tanque séptico. O reator foi dimensionado através da avaliação da melhor combinação de corrente elétrica e tempo de eletrólise obtidos por um experimento bifatorial 3^2 (3x3) e análise de resposta em 3D. Em seguida, realizou-se um monitoramento para avaliar o desempenho do reator e a eficiência de remoção de fósforo, coliformes totais, *Escherichia coli*, matéria orgânica carbonácea, turbidez, cor aparente, condutividade elétrica, variação do pH e temperatura.

Este estudo tem sua distinção associada à utilização do efluente com suas características reais, sem alteração de pH ou condutividade, além da análise do desempenho do reator de EC considerando as variações reais (sazonalidade) que ocorrem no efluente doméstico, subsidiando a posterior implantação de um reator em escala real.

Metodologia

Esgoto doméstico

O esgoto doméstico foi coletado de um tanque séptico (TS) de 4.7 m³, em uma Estação de Tratamento de Efluente (ETE) experimental implantada no sul do Brasil (latitude: -29.7175; longitude: -53.7132).

Reator eletroquímico

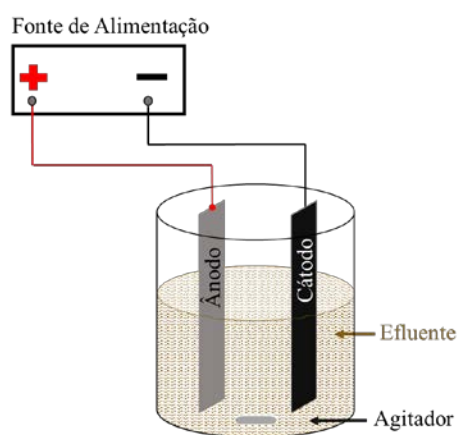


Figura 1. Desenho esquemático do reator de EC.

Os testes de EC foram realizados em batelada e escala laboratorial. O sistema foi composto por um reator cilíndrico de vidro, conectado a uma fonte de alimentação modelo EMG 18131, eletrodos distantes em 1 cm (Aoudj *et al.*, 2017; Vepsäläinen, 2012; Wei *et al.*, 2012). Durante a EC, o efluente foi constantemente agitado e ao final de cada ensaio, o sistema ficou em repouso por 5 minutos antes da retirada das amostras. O sistema e as características do reator estão apresentados na Figura 1 e na Tabela 1 respectivamente.

Tabela 1. Características do reator de eletrocoagulação.

Reator	Volume útil	1 L
Eletrodos	Material dos eletrodos	Alumínio
	Dimensões	12 cm x 9 cm
	Área submersa	108 cm ²
	Espessura	5 mm
	Distância dos eletrodos	1 cm
Agitador	Agitação	108 rpm
Fonte de tensão	Corrente Contínua	–
	Tensão	0 – 30 V
	Corrente	0 – 2.5 A

Parâmetros operacionais do reator de EC

A voltagem e o tempo de reação aplicados no tratamento (monitoramento) foram definidos a partir de testes preliminares. O delineamento estatístico utilizado foi um experimento bifatorial 3² (3x3) de natureza quantitativo x quantitativo. Os fatores analisados foram intensidade de corrente e tempo (corrente x tempo), obtendo como variáveis respostas turbidez, pH, condutividade e temperatura (Goerck, 2018).

Os testes preliminares foram realizados de acordo com a capacidade máxima que o efluente atingiu e organizados de forma igualmente espaçada. A Tabela 2 apresenta a organização dos dados.

Tabela 2. Fatores e níveis das variáveis independentes do experimento bifatorial 3².

Fatores	Níveis		
Intensidade de Corrente	0.75 A	1.50 A	2.25 A
Tempo	10 min	20 min	30 min

Com os dados obtidos, realizou-se a análise de variância (ANOVA), com o auxílio de software estatístico, em nível de significância igual a 5%. Em seguida, realizou-se a análise de regressão. Os modelos fazem a correlação entre a variável resposta (concentração de turbidez, pH, condutividade elétrica e temperatura) e os fatores significativos (corrente e tempo), juntamente com as interações entre eles. Neste estudo, foi ajustado o modelo de regressão linear múltipla via superfície de resposta, considerando coeficientes lineares, quadráticos e a interação destes, uma vez que experimentos fatoriais permitem modelos matemáticos com interação quadrática. Para ilustrar os resultados, foram geradas as superfícies respostas software STATISTICA.

Em posse da otimização das variáveis, estimou-se os seguintes parâmetros operacionais: densidade de corrente (∂), produção do coagulante (m), tensão (V), os quais foram determinados pelas Equações 1, 2, e 3, respectivamente (Lee e Gagnon, 2014; Kobya *et al.*, 2006):

$$\partial = I / A$$

Equação (1)

Onde:

 ∂ : densidade de corrente ($A.m^{-2}$);

I: corrente (A);

A: área superficial submersível do ânodo (m^2).

$$m = (I.t.M) / (Z.F)$$

Equação (2)

Onde:

m: massa do cátion gerado (g);

t: tempo de aplicação da corrente (s);

M: massa molecular do metal ($g.mol^{-1}$);Z: número de elétrons transferidos (alumínio $z = 3$);F: constante Faraday's ($96.485 C. mol^{-1}$).

$$U = (\partial.d) / k$$

Equação (3)

Onde:

U: tensão elétrica aplicada ao processo (V);

d: distância dos eletrodos (m);

k: condutividade do efluente ($S.m^{-1}$).

Monitoramento

Nesta etapa, o reator de EC foi operado nas melhores condições observadas, de maio a setembro, totalizando 13 campanhas. As amostragens simples foram realizadas nas terças-feiras às 8h30min, sempre que as condições ambientais e operacionais permitiram. O tratamento foi realizado logo após a coleta de cada amostra e replicado três vezes. A avaliação da uniformidade das eficiências de cada tratamento durante o monitoramento foi realizada por meio da avaliação do coeficiente de variação (CV).

Métodos analíticos

Os parâmetros analisados foram coliformes totais, *E. coli*, condutividade elétrica (CE), cor aparente, demanda química de oxigênio (DQO), fósforo (ortofosfato - P-PO₄³⁻), pH, temperatura e turbidez. Todas as análises, físico-químicas e bacteriológicas, das amostras dos efluentes bruto e tratado, foram realizadas de acordo com as metodologias padrões do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

Os equipamentos utilizados para medição do pH, turbidez, condutividade e temperatura foram, respectivamente, pHmetro digital Thermo Scientific Orion Star A211, turbidímetro Thermo Scientific Orion AQUAfast AQ4500, Condutímetro - AC-200 e Termômetro Químico Incoterm.

Análise de custo operacional

A análise e estimativa do custo operacional foi realizada considerando a quantidade de energia consumida e a quantidade de material utilizado na fabricação do eletrodo, dois parâmetros operacionais de grande relevância (Módenes *et al.*, 2017), apresentados nas equações 4 e 5:

$$COE = (U.I. t'.PEE) / V$$

Equação (4)

Onde:

COE: custo operacional elétrico (R\$.m⁻³);

t': tempo de aplicação da corrente (h);

V: volume de efluente tratado (L);

PEE: custo da eletricidade industrial (R\$.kWh⁻¹).

$$CM = (I.t.M.PME) / (Z.F.V')$$

Equação (5)

Onde:

CM: custo dos materiais (R\$.m³);

PME: preço do material do eletrodo (R\$.g⁻¹);

V': volume de efluente tratado (m³).

Resultados e discussão

Definição das condições operacionais

A caracterização do efluente utilizado na primeira etapa do estudo e submetido ao tratamento por EC, resultou valores médios de 174 UNT para turbidez, 7,13 para o pH, 1012 μS.cm⁻¹ para CE e 22,6 °C de temperatura. Os resultados dos testes estão apresentados na Tabela 3 (Goerck, 2018).

Nas correntes de 0.75 A e 1.50 A, o menor valor de turbidez foi encontrado em 30 minutos sendo estes de 8.51 UNT e 5.40 UNT respectivamente. Na corrente de 2.25 A, o menor valor registrado foi de 4.63 UNT em 10 minutos de tratamento. A maior redução ocorreu no tratamento 7, redução satisfatória em 1 e reduções suficientes nas outras combinações.

Tabela 3. Testes realizados e valores de concentração final para as variáveis respostas (Goerck, 2018).

nº	TRATAMENTO		Turbidez (UNT)	pH	CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)
	Corrente	Tempo				
1	0.75A	10min	41.10 \pm 0.78	7.75 \pm 0.16	961.35 \pm 6.57	23.27 \pm 0.25
2	0.75A	20min	10.70 \pm 0.17	8.21 \pm 0.07	938.87 \pm 0.12	24.67 \pm 0.58
3	0.75A	30min	8.51 \pm 0.36	8.43 \pm 0.27	907.97 \pm 9.09	27.07 \pm 0.12
4	1.50A	10min	8.24 \pm 0.05	7.98 \pm 0.18	932.29 \pm 9.84	25.70 \pm 0.82
5	1.50A	20min	7.70 \pm 0.34	8.79 \pm 0.07	888.85 \pm 7.72	27.20 \pm 0.35
6	1.50A	30min	5.40 \pm 0.24	8.99 \pm 0.09	830.26 \pm 7.95	28.50 \pm 0.50
7	2.25A	10min	4.63 \pm 0.06	8.64 \pm 0.12	888.97 \pm 17.67	27.67 \pm 0.58
8	2.25A	20min	5.14 \pm 0.18	9.12 \pm 0.06	829.57 \pm 4.73	30.57 \pm 0.49
9	2.25A	30min	10.20 \pm 0.35	9.73 \pm 0.06	671.98 \pm 3.74	33.07 \pm 0.12

Média \pm desvio padrão, n=3

Os resultados encontrados sugerem que, menor tempo é requerido para geração de efluente com melhor qualidade com o aumento da corrente. Isto pode estar relacionado com a geração do coagulante. Quanto maior a corrente, maior a taxa de geração de cátions no ânodo, maior o desgaste do eletrodo, mas também maior a remoção de poluentes (Lee e Gagnon, 2014; Wei *et al.*, 2012).

Outra observação importante sobre os resultados é que na corrente de 2.50 A, o aumento no tempo de tratamento resultou em um aumento da turbidez e conseqüentemente um efluente de menor qualidade. Visualmente, ao final dos testes as amostras apresentaram cor esbranquiçada e bolhas de maior diâmetro. Este comportamento indica a ocorrência da reestabilização do processo, em que após certo tempo, devido ao excesso de coagulante, as partículas voltam ao meio e ficam em suspensão, gerando a perda de qualidade (Sarala, 2012). Moussa *et al.* (2017) citam que existe um valor de densidade de corrente crítico para o processo, e uma vez que este for excedido, não há melhora significativa.

Romero (2009) ao testar a eletrocoagulação com eletrodos de alumínio em paralelo, com esgoto bruto oriundo da ETE de São Carlos - SP, aplicando densidades de corrente de 14.2 A.m⁻² (40 A), 21.3 A.m⁻² (60 A) e 28.4 A.m⁻² (80 A), verificou que com o aumento da densidade de corrente, a remoção de turbidez diminuiu. Ele cita que o aumento da densidade de corrente gera quantidade maior de microbolhas de oxigênio e hidrogênio que, ao serem geradas em maior quantidade cedem lugar a formação de bolhas maiores, as quais produzem turbulência no meio tornando o processo ineficiente.

Lee e Ganon (2014) após realizarem revisão de literatura sobre os fatores relevantes para projeto e operação de reatores de eletrocoagulação para tratamento de efluentes, citam que maiores tempos de retenção equivalem a maiores eficiências de remoção, pois maior a quantidade de coagulante gerado. Entretanto, destacam vários estudos demonstrando que após um tempo de retenção ideal, as taxas de remoção tendem a diminuir e estabilizar. O mesmo relato foi reportado em relação a corrente aplicada, que quando um valor de corrente ótimo é excedido, ocorre uma overdose de coagulante e eficiências decrescentes.

O pH e a temperatura apresentaram comportamento semelhante, aumentando de valor conforme o aumento do tempo, para uma mesma corrente. Esperava-se este comportamento uma vez que o processo de EC libera OH^- no meio por meio do desprendimento do hidrogênio no cátodo ($3\text{H}_2\text{O} + 3\text{e}^- \rightarrow \frac{3}{2}\text{H}_2 + 3\text{OH}^-$) (Mollah *et al.*, 2001), além de ocorrer perda de energia por dissipação térmica.

Comportamento contrário foi identificado para a condutividade elétrica, entretanto os valores foram suficientes para condução da corrente elétrica, permitindo que a EC acontecesse sem modificação deste parâmetro.

Coincidentemente, Sarala (2012) e Makwana e Ahammed (2017) encontraram comportamento semelhantes para estes parâmetros (pH, CE e temperatura).

Em relação as legislações vigentes para lançamento de efluentes, Resolução CONAMA nº 430/2011 e Resolução CONSEMA nº 355/2017, o pH não deve exceder o valor de 9.0. Esta condição não foi satisfeita nos tratamentos 8 e 9 e ficou no limite no tratamento 6, indicando que estas condições operacionais não são recomendadas pois são contrárias (ou podem vir a contrariar) o valor limite. A temperatura ficou abaixo do limite estabelecido, o qual é de 40 °C. Turbidez e CE não são contemplados com limites de lançamentos no esgoto sanitário.

Análise de variância (ANOVA)

Para verificar a diferença significativa entre os fatores testados foram realizados teste de variância. O resumo da ANOVA dos dados amostrais está apresentado na Tabela 4 (Goerck, 2018). Baseados nas repostas observadas foram desenvolvidos os modelos de segunda ordem para cada variável resposta, R^2 e R^2_{ajustado} (Tabela 5). As superfícies respostas geradas a partir do modelo ajustado são apresentadas na Figura 2.

Com relação às variáveis respostas ao nível de significância em que o teste foi realizado, todos os FV apresentaram efeito diferenciado, entre os tratamentos. Isto significa que corrente, tempo e corrente x tempo, foram significativos uma vez que o p-valor < 0.05.

Os modelos garantem boa correlação entre os valores reais e estimados além de alta eficiência geral de previsão quando R^2 e $R^2_{ajustado}$ resultam em valores semelhantes (Montgomery, 2009). Neste estudo, os valores não diferiram consideravelmente e ambos os valores foram elevados ($R^2 > 0.96$ e $R^2_{ajustado} \geq 0.95$) indicando alta qualidade de previsão, conforme Tabela 5 e Figura 2 (Goerck, 2018).

Tabela 4. Resumo ANOVA dos dados amostrais (Goerck, 2018).

FV	GL	Quadrado Médio			
		pH	CE	Turbidez	Temp.
Corrente	2	2.434 (0.000)*	44515.067 (0.000)*	524.554 (0.000)*	67.443 (0.000)*
Tempo	2	1.987 (0.000)*	35907.275 (0.000)*	302.913 (0.000)*	36.013 (0.000)*
Corrente x Tempo	4	0.071 (0.022)*	5918.709 (0.000)*	364.000 (0.000)*	1.433 (0.002)*
Erro/Resíduo	18	0.019	77.110	0.122	0.227
Total Corrigido	26	-	-	-	-
CV (%)		1.60	1.01	3.10	1.73

*Efeito significativo a 5% de probabilidade de erro. FV: fator de variação; GL: graus de liberdade; CV: coeficiente de variação.

Tabela 5. Modelos para estimativa das concentrações finais de turbidez, pH, CE e T^o, R^2 e $R^2_{ajustado}$ (Goerck, 2018).

Variável	Equação	R^2	$R^2_{ajustado}$
Turbidez (UNT) =	$286.71 - 312.22C + 83.84C^2 - 23.07T + 0.47T^2 + 26.62CT - 7.40C^2T - 0.56CT^2 + 0.16C^2T^2$	0.999	0.999
pH =	$9.77 - 5.14C + 1.99C^2 - 0.25T + 0.01T^2 + 0.60CT - 0.21C^2T - 0.01CT^2 + 0.005C^2T^2$	0.964	0.950
CE ($\mu\text{s} \cdot \text{cm}^{-1}$) =	$894.69 + 171.35C - 84.95C^2 + 12.05T - 0.39T^2 - 25.34CT + 10.62C^2T + 0.72CT^2 - 0.34C^2T^2$	0.993	0.990
T (°C) =	$20.97 + 3.04C - 0.68C^2 - 0.22T + 0.02T^2 + 0.29CT - 0.02C^2T - 0.02CT^2 + 0.004C^2T^2$	0.981	0.973

*C: corrente (A); T: tempo (min).

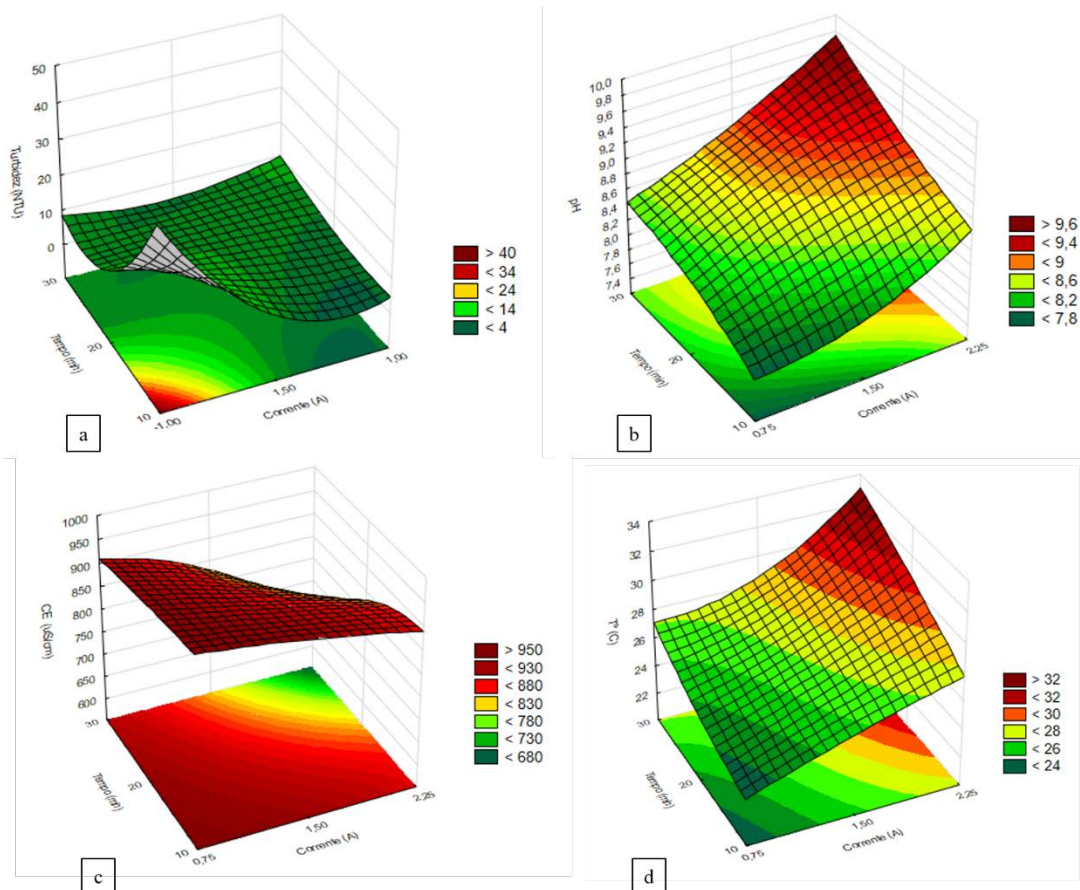


Figura 2. Superfície Resposta: (a) turbidez; (b) pH; (c) CE e (d) temperatura (Goerck, 2018).

Pelas superfícies respostas, verifica-se que o pH e temperatura foram os parâmetros que tendencialmente aumentaram com o aumento de corrente x tempo e, pelos modelos os valores para minimização da função extrapolam a região estudada. Já para a CE, o inverso ocorre, isto é, a CE tende a diminuir com o aumento de corrente x tempo.

Em relação a turbidez, o comportamento é um pouco diferente. A qualidade do efluente tende de melhorar com o aumento de corrente x tempo, formando um platô de região de melhores combinações, com um indicativo de ponto ótimo dentro do intervalo estudado, sendo este determinante para o dimensionamento do reator.

A combinação corrente x tempo que minimiza as funções dentro dos limites testados, respeitando valor máximo de pH de 9.0, temperatura de 40°C e menor concentração de turbidez, estão apresentadas na Tabela 6 (Goerck, 2018).

Tabela 6. Dimensionamento do reator de EC: corrente, tempo, densidade de corrente (δ), produção de coagulante (m), tensão (U) (Goerck, 2018).

Corrente (A)	Tempo (min)	δ (A.m ⁻²)	m(g)	U(V)
2.0	12	185.19	0.13	20.60

Desempenho do reator

Após a definição das condições operacionais do reator, iniciou-se a segunda etapa do estudo na qual, o reator foi operado nas condições fixas (Tabela 6). As análises foram extrapoladas para outros parâmetros sendo estes P-PO₄³⁻, coliformes totais, *E. coli*, DQO, turbidez, cor aparente, pH, CE e temperatura. As tabelas 7 e 8 apresentam os resultados encontrado.

Tabela 7. Concentrações e eficiências médias dos parâmetros avaliados

Parâmetro	Afluyente	Efluente	Percentual de remoção (%)	CV (%)
P-PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	8.65 ± 2.07	n.d	> 99.63 ± 0.09	0.09
Coli. Totais (NMP.100mL ⁻¹)	1.26x10 ⁷ ± 1.56 x10 ⁷	3.75x10 ⁴ ± 3.87x10 ⁴	2,31 log	0.47
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	2.97x10 ⁶ ± 2.96x10 ⁶	1.03x10 ⁴ ± 1.05x10 ⁴	2,32 log	0.46
DQO (mg.L ⁻¹)	568.86 ± 207.42	81.77 ± 33.75	84.57 ± 6.85	8.10
Turbidez (UNT)	236.79 ± 68.51	5.65 ± 0.98	97.38 ± 1.07	1.10
Cor (uC)	1948.60 ± 748.46	69.53 ± 18.87	96.13 ± 1.29	1.35
pH	7.27 ± 0.26	8.51 ± 0.25	14.54 ± 3.04	20.89
CE (μS.cm ⁻¹)	980.56 ± 109.28	868.22 ± 107.12	11.53 ± 4.00	34.73
Temperatura (°C)	19.81 ± 1.96	25.02 ± 1.92	20.88 ± 3.74	17.93

Média±desvio padrão; n.d: não detectável; CV: coeficiente de variação.

Tabela 8. Faixa de variação dos parâmetros avaliados

Parâmetro	Faixa Afluyente	Faixa Efluente	Faixa Percentual Remoção (%)
P-PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	12.26 – 5.24	n.d	> 99.43 – 99.76
Coli. Totais (NMP.100mL ⁻¹)	1.78x10 ⁶ – 5.01x10 ⁷	4.27x10 ³ – 1.34x10 ⁵	1,87 – 3,49 log
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	7.60x10 ⁵ – 9.91x10 ⁶	6.85x10 ² - 3.66x10 ⁴	1,84 – 3,54 log
DQO (mg.L ⁻¹)	312.66 – 882.66	32.08 – 126.80	71.90 – 95.29
Turbidez (UNT)	120.00 – 363.00	3.87 – 6.99	95.11 – 98.57
Cor (uC)	1012.00 – 3475.00	49.00 – 108.30	93.24 – 97.62
pH	6.89 – 7.80	7.86 – 8.82	6.99 – 17.82
CE (μS.cm ⁻¹)	818.70 – 1185.00	660.83 – 1041.67	5.56 – 19.28
Temperatura (°C)	16.00 – 23.00	22.00 – 27.00	14.81 – 27.27

n.d.: não detectável.

Fósforo

A remoção de fósforo pelo processo unitário de EC foi a de maior expressividade. Após o tratamento por EC, não foi detectada (n.d.) a presença de P-PO₄³⁻ nas amostras em nenhuma campanha de monitoramento, o que significa uma redução maior que 99.76% com concentração residual inferior à 0.03 mg.L⁻¹. Além disso, a invariabilidade nos valores de eficiência e concentração final durante o monitoramento indica a alta eficiência do processo para diferentes concentrações afluentes durante o período.

O fósforo P-PO₄³⁻ é removido dos esgotos principalmente por meio do processo de adsorção com os flocos de hidróxidos de alumínio. Estes são gerados pelo desprendimento do hidrogênio no cátodo seguido de flotação pelas bolhas de gás hidrogênio e oxigênio. E também por precipitação por meio da formação de AlPO₄ (Al_(aq)³⁺ + PO₄³⁻ → AlPO₄) (Attour *et al.*, 2014).

Elazzouzi *et al.* (2017) encontrou resultados inferiores aos obtidos neste estudo. Eles encontraram como melhor condição a combinação 200 A.m⁻² x 50 min para remoção de fosfato do esgoto sanitário oriundo de uma estação de tratamento no Marrocos,. Ao aplicar a EC em amostra com concentração inicial de 15 mg.L⁻¹ de fosfato conseguiram eficiência de remoção de 97%.

Nguyen *et al.* (2016) aplicou o processo em efluente domésticos oriundo da estação de tratamento de esgoto com concentração inicial de 3.2 mg P.L⁻¹, e encontrou as condições ótimas para aplicação de EC em 6 min e 10 V alcançando concentração de 0,2 mg P.L⁻¹.

Makwana e Ahammed (2017) reportaram resultados semelhantes na otimização do processo de EC utilizando a metodologia de superfície resposta. Os teste foram realizados em esgoto doméstico previamente tratado anaerobicamente em UASB, e eles obtiveram como as melhores condições operacionais densidade de corrente de 15 mA.cm⁻² e tempo de eletrólise de 18 min alcançando remoção de P-PO₄³⁻ superior a 99.9 % e concentração final menor que 0.1 mg.L⁻¹.

As eficiências de remoção alcançadas e as concentrações finais atingidas são inferiores aos limites estabelecidos pela Resolução CONSEMA nº 355/2017, que exige eficiência de remoção de 75% ou concentração final de 4 mg.L⁻¹, para faixa de vazões de lançamentos menor que 1000 m³.d⁻¹. Ainda, considerando a NBR 13969/1997 (ABNT, 1997) os valores estão bem abaixo do limite de 1 mg.L⁻¹ fixado para lançamento em águas superficiais.

Parâmetros Biológicos

Durante o período de monitoramento, o decaimento médio de coliformes totais e *E. coli* foi de 2.31 log (99.50%) e 2.32 log (99.52%), respectivamente. Os dados foram classificados como homogêneos e a remoção satisfatória.

A membrana e o citoplasma, constituintes da estrutura celular das bactérias, possuem cargas opostas em seus lados. O processo de EC gera uma sobrecarga aumentando a troca de cargas e causando rupturas e modificações nas membranas além de vazamento substancial de material intracelular, sendo estes os principais mecanismos de remoção e inativação das bactérias (Elazzouzi *et al.*, 2017; Diao *et al.*, 2004).

Coincidentemente, Makwana e Ahammed (2016) após estabelecer as melhores condições como $2 \text{ mA} \cdot \text{cm}^{-2}$ e 5 min, extrapolaram os testes e avaliou a remoção do grupo coliformes obtendo com contagens finais $1.7 \times 10^4 \text{ NMP} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ e $3.7 \times 10^3 \text{ NMP} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ para coliformes fecais e *E. coli*, respectivamente.

A Resolução CONSEMA nº 355/2017 define que os efluentes líquidos sanitários devem atender a valores de concentração ou eficiência mínima, conforme as faixas de vazão de lançamento, ficando as concentrações restringidas aos valores de $10^6 \text{ NMP} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ e eficiência de remoção de 90% para faixa de vazão de lançamento maior e igual a $200 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ e menor que $500 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Os valores encontrados neste estudo estão de acordo com a legislação, satisfazendo os valores mínimos de remoção além de atender às restrições de eficiência de remoção.

Matéria Orgânica Carbonácea

A matéria orgânica carbonácea, quantificada em termos de DQO, resultou eficiência média de remoção de 84.57%. Este parâmetro apresentou elevada variação nas concentrações afluentes, em torno de $570 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ($312.66 - 882.66 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) e conseqüentemente, nas eficiências de remoção, aproximadamente 23% ($71.90 - 95.29\%$). Entretanto, o CV indicou dados homogêneos, ou seja, mesmo com a grande variação temporal, o processo de EC foi eficiente e constante. Ademais, o comportamento implica que a EC remove a matéria orgânica particulada, mas não remove eficientemente a matéria orgânica dissolvida.

A eficiência de remoção média e a faixa de variação deste estudo foram superiores aos valores encontrados por outros autores ao tratar esgoto doméstico com características e configuração de reatores similares a deste estudo. Exemplificando, Elazzouzi *et al.* (2017), Maia *et al.* (2014) e Makwana e Ahammed (2016) encontraram eficiência máxima média de 70%, 69.20% e 83.68%, respectivamente.

Em relação a Resolução CONSEMA 355/2017, os valores encontrados neste estudo atendem ao valor de lançamento que a resolução exige que é de $330 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de DQO para vazão menor do que $200 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Para a NBR 13969/1997 (ABNT, 1997), a concentração média do efluente atendeu a classe c que limita o valor a $125 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Turbidez e Cor aparente

A turbidez afluente apresentou elevada variação durante o período, entre 120.00 e 363.00 UNT. Por outro lado, a turbidez efluente se manteve aproximadamente constante, variando entre 3.87 e 6.99 UNT, com eficiência média de 97.38% e CV de 1,10%. Isto demonstra que o comportamento da EC foi adequado e as eficiências constantes. Entre todos os parâmetros, este foi o que apresentou comportamento mais uniforme.

A redução da turbidez acontece por meio da interação entre os hidróxidos de alumínio ($\text{Al(OH)}_6^{3+} \rightarrow \text{Al(OH)}_3(s) + 3\text{H}^+$, agente coagulante) e as partículas (sólidos em suspensão), formando os hidróxidos metálicos que favorecem a formação de flocos, anulando as cargas negativas, agregando as partículas suspensas e adsorvendo as dissolvidas, iniciando a coagulação. O gás hidrogênio e microbolhas de oxigênio auxiliam no arraste das partículas floculadas para a parte superior do líquido acarretando na clarificação do efluente (Chen, 2004).

Silva *et al.* (2017), pela otimização do processo obteve taxa de remoção máxima de turbidez de 92% ao tratar efluente de lavagem de veículo com 3.5 A x 30 min.

Em relação a cor aparente, a eficiência média de remoção foi de 96.13 uC, mesmo a afluente tendo variado aproximadamente 2463 uC. Ambos os parâmetros, cor aparente e turbidez, estão relacionados com a presença e comportamento dos sólidos em suspensão e por isto, o comportamento da remoção da cor foi análogo ao da turbidez, resultando em altas eficiências de remoção.

Potencial Hidrogênionico (pH)

O pH médio afluente (7.27) permaneceu na faixa de neutralidade durante o monitoramento e o pH médio efluente (8.51) permaneceu na faixa básica. O aumento, causado pela liberação de OH^- , já era esperando, como citado anteriormente na seção definição das condições operacionais.

Observando os resultados durante todo o período monitorado percebe-se que os mesmos permaneceram dentro dos limites estabelecidos pelas Resoluções CONSEMA 355/2017, CONAMA 430/2011 e NBR 13969/1997, que restringem o valor máximo de pH em 9.

Condutividade Elétrica (CE)

O funcionamento do sistema de EC está intimamente relacionado a condutividade elétrica, quanto maior a concentração de íons, maior a capacidade de condução de corrente elétrica (Moussa *et al.*, 2017; Lee e Gagnon, 2014). Verificou-se que a condutividade afluente durante o monitoramento (818.70 – 1185.00 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) foi suficiente para permitir que a EC ocorresse.

Além disso, o processo de EC não afetou significativamente a CE, resultando em diminuição média de 11.5%, assim como verificado por Gomes et al. (2009) e Den e Wang (2008) em seus trabalhos.

Temperatura

A perda de energia por dissipação térmica ocorre na EC e é responsável pelo aumento da temperatura. Entretanto, ao longo de todo o monitoramento a temperatura ficou abaixo do valor limite estabelecido pelas Resoluções CONSEMA 355/2017 e CONAMA 430/2011 e pela NBR 13969/1997 que é 40 °C.

Os estudos citados neste trabalho, para comparação entre os resultados, foram delineados para otimização do processo de EC visando a remoção de um poluente específico. Ressalta-se que não foram encontrados estudos com a finalidade de avaliar o comportamento da EC considerando as oscilações reais dos valores no esgoto bruto.

Custo Operacional

Os dados da Tabela 6 foram utilizados para estimativa do custo operacional. Considerou-se PEE de R\$.kWh⁻¹ 0.44 e PME de R\$.kg⁻¹ 6,00 R\$.kg⁻¹, valores vigentes no momento do estudo. Com isso, o custo médio total de operação foi de R\$.m⁻³ 4.43.

Conclusões

Os resultados deste estudo demonstram que o tratamento de efluentes, previamente tratado em tanque séptico, pelo processo unitário de eletrocoagulação é uma alternativa promissora.

O dimensionamento do reator (2 A x 12 min) baseado nos parâmetros de turbidez, pH, CE e temperatura foi efetivo e o mesmo teve desempenho eficiente, atingindo elevada redução nos parâmetros analisados, mesmo com a oscilação dos valores de concentração nas amostras brutas.

As reduções de carga de P-PO₄³⁻ (>99.63%) e DQO (84.57%), o decaimento bacteriano de coliformes totais (2.31 log) e *E. coli* (2.32 log), a remoção de turbidez (97.38%), cor aparente (96.13%) e condutividade elétrica (11.53%), e o aumento de pH (14.54%) e temperatura (20.88%) atenderam as legislações brasileira de lançamento de efluentes e geraram um efluente com valores abaixo dos limites estabelecidos pelas Resoluções CONAMA 430/2011 e CONSEMA 355/2017.

Portanto, a EC apresentou um bom desempenho e pode ser considerada como uma opção adequada para o tratamento de esgoto.

Agradecimientos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP) pelo suporte financeiro.

Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997) *NBR 13969: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição de efluentes líquidos – Projeto, construção e operação*. Rio de Janeiro: ABNT.
- Aoudj, S., Khelifa, A., Drouiche, N. (2017) Removal of fluoride, SDS, ammonia and turbidity from semiconductor wastewater by combined electrocoagulation – electroflotation. *Chemosphere*, **180**, 379-387. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.045>.
- APHA, American Public Health Association. (2017) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23. Ed. Washington D.C.
- Aswathy, P., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T, Nidheesh, P. V. (2016) Removal of organics from bilge water by batch electrocoagulation process. *Separation and Purification Technology*, **159**, 108-115. doi: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.01.001>.
- Attour, A., Touati, M., Tlili, M., Ben Amor, M., Lopicque, F., Leclerc, J. P. (2014) Influence of operating parameters on phosphate removal from water by electrocoagulation using aluminum electrodes. *Separation and Purification Technology*, **123**, 124–129. doi: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.12.030>
- Chen, G. (2004) Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*. **38**(1), 11–41. doi: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>
- CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente (2011) *Resolução nº 430/2011: 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. Acesso em 15 janeiro de 2019, disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>
- CONSEMA, Conselho Estadual do Meio Ambiente (2017) *Resolução nº 355/2017: Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul*. Acesso em 15 janeiro de 2019, disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/resolucoes>
- Bazrafshan, E., Mahvi, A. H. Zazouli, M. A. (2014) Textile wastewater treatment by electrocoagulation process using aluminum electrodes. *Iranian journal of health sciences* **2**(1): 16-29. doi: <https://doi.org/10.18869/acadpub.jhs.2.1.16>
- Den, W., Wang, C. (2008) Removal of silica from brackish water by electrocoagulation pretreatment to prevent fouling of reverse osmosis membranes. *Separation and Purification Technology*, **59**(3), 318 – 325. doi: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.07.025>
- Diao, H. F., Li, X. Y., Gu, J. D., Shi, H. C., Xie, Z. M. (2004) Electro microscopic investigation of the bacterial action on electrochemical disinfection in comparison with chlorination and Fenton reaction. *Process Biochemistry*, **39**(1), 1421 – 1426. doi: [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00274-7](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00274-7)
- Elazzouzi, M., Haboubi, K., Elyoubi, M. S. (2017) Electrocoagulation- flocculation as a low-cost process for pollutants removal from urban wastewater. *Chemical Engineering Research and Design*, **117**, 614-626. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2016.11.011>
- Goerck, J. (2018) *Eletrocoagulação como pós-tratamento do efluente de um tanque séptico e de um wetland construído de fluxo vertical*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, 89pp.

- Gomes, J., Cocke, D., Das, K., Guttula, M., Tran, D., Beckman, J. (2009) Treatment of produced water by electrocoagulation, *PD Congress 2009: Proceedings of sessions and symposia held during TMS 2009 Annual Meeting & Exhibition*, San Francisco, California, 15 - 19 February, 459-456.
- Hasan, S. W., Elektorowicz, M., Oleszkiewicz, J. A. (2014) Start-up period investigation of pilot-scale submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR) treating raw municipal wastewater. *Chemosphere*, **97**, 71-77. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.11.009>
- Huda, N., Raman, A. A. A., Bello, M. M., Ramesh, S. (2017) Electrocoagulation treatment of raw landfill leachate using iron-based electrodes: effects of process parameters and optimization. *Journal of environmental management*, **204**, 75-81. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.028>
- Kobyas, M., Hiz, H., Senturk, E., Aydinler, C., Demirbas, E. (2006) Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Desalination*, **190**(1-3), 201–211. doi: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.10.006>
- Lee, S. Y., Gagnon, G. A. (2014) Review of the factors relevant to the design and operation of an electrocoagulation system for wastewater treatment. *Environmental Review*, **22**(4), 421–429. doi: <https://doi.org/10.1139/er-2014-0009>
- Luz, P. S. S. (2012) *Eletrocoagulação de Lixiviados de Aterros Sanitários*, Dissertação de mestrado, Mestrado em Química Industrial, Universidade da Beira Interior, Corvilhã, Portugal, 62 pp.
- Maia, L. G. C., Parente, T. C., Abdala Neto, E. F., Alexandre, J. E. C., Stefanutti, R., Nascimento, R. F. (2014) Otimização da técnica de eletrocoagulação/ floculação por meio de redução de DQO utilizando eletrodos de aço carbono avaliando redução de concentrações da matéria orgânica. *Congresso Brasileiro de Engenharia Química, COBEQ*, Florianópolis, SC.
- Makwana, A. R., Ahammed, M. M. (2016) Continuous electrocoagulation process for the post-treatment of anaerobically-treated municipal wastewater. *Process Safety and Environment Protection*, **102**, 724 – 733. doi: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.06.005>
- Makwana, A. R., Ahammed, M. M. (2017) Electrocoagulation process for the post-treatment of anaerobically treated urban wastewater. *Separation Science and Technology*, **52**(8), 1412-1422. doi: <https://doi.org/10.1080/01496395.2017.1288139>
- Módenes, A. N., Espinoza-Quinones, P. H. Y., Porto, T. M., Theodoro, P. S. (2017) Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouro de aves. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **22**(3), 1571 – 1578. doi: <https://doi.org/10.1590/s1413-4152201775999>.
- Mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga, J.R., Cocke, D.L. (2001) Electrocoagulation (EC) — Science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, **84**(1), 29–41. doi: [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00176-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00176-5)
- Montgomery, D. C. (2009) *Design and analysis of experiments*. 7th ed. New York, Estados Unidos: John Wiley & Sons, 656 pp.
- Moreno C. H. A., Cocke, D. L., Gomes, J. A., Morkovsky, P., Parga, J. R., Peterson, E., & Garcia, C. (2009) Electrochemical reactions for electrocoagulation using iron electrodes. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, **48**(4), 2275-2282. doi: <https://doi.org/10.1021/ie8013007>
- Moussa, D. T., El-Naas, M. H., Nasser, M., Al-Marri, M. J. (2017) A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, **186**, 24 – 41. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.032>.
- Naje, A. S., Chelliapan, S., Zakaria, Z., Abbas, S. A. (2015) Treatment performance of textile wastewater using electrocoagulation (EC) process under combined electrical connection of electrodes. *International Journal of Electrochemical Science*, **10**(7), 5924-41.
- Nguyen, D. D., Ngo, H. H., Guo, W., Nguyen, T. T., Chang, S. W., Jang, A., Yoon, Y. S. (2016) Can electrocoagulation process be an appropriate technology for phosphorus removal from municipal wastewater? *Science of the Total Environment*, **563**, 549–556. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.045>.
- Romero, J. A. P. (2009) *Eletroflotação aplicada ao tratamento de esgoto sanitário*, Tese (Doutorado em Química Analítica), Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 144 pp.

- Sarala, C. (2012) Domestic Wastewater Treatment by Electrocoagulation with Fe-Fe Electrodes. *International Journal of Engineering Trends and Technology*, **3**(4), 530-533.
- Silva, A. A. R. S., Camada, C. A. P., Lobo, I., Scarminio, I. S., Alves, J. C. (2017) Otimização dos parâmetros operacionais de eletrocoagulação aplicada à recuperação de efluentes de lavagem de veículos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **22**(1), 179-186. doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017111063>
- SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2018) Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos. Acesso em 15 janeiro de 2020, disponível em: www.snis.gov.br.
- Vepsäläinen, M. (2012) *Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters*, Tese (Doutor em Ciência – Tecnologia) – VTT Science, Mikkeli, Finlândia, 154 pp.
- Wei, M. C., Wang, K. S., Huang, C. L., Chiang, C. W., Chang, T. J., Lee, S. S., Chang, S.H. (2012) Improvement of textile dye removal by electrocoagulation with low-cost steel wool cathode reactor. *Chemical Engineering Journal*, 192 pp.



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

PARÂMETROS DA CONTAMINAÇÃO DO SOLO A PARTIR DA ANÁLISE DO DESCARTE DE UM EFLUENTE SANITÁRIO

* Roberta de Moura Lisbôa ¹
Natielo Santana ²
Delmira Beatriz Wolff ²
Andressa de Oliveira Silveira ²

PARAMETERS OF SOIL CONTAMINATION FROM THE ANALYSIS OF THE DISPOSAL OF A SANITARY EFFLUENT

Recibido el 21 de febrero de 2020; Aceptado el 18 de septiembre de 2020

Abstract

The disposal of untreated sanitary effluents in the soil, has numerous environmental consequences and human health. The objective of the study was to evaluate changes in the chemical properties of a soil, with a sandy texture, under the influence of sources of discharge of a sanitary effluent. For this, samples were collected at five points near and one far from the sources of effluent releases. The contents of copper, zinc, manganese, iron, phosphorus, cation exchange capacity, pH, organic matter, sand, silt and clay in the soil were determined, as well as environmental quality indexes and correlation analysis, grouping and main components. The levels of MO, Cu, Zn, Fe, Mn, P and Na showed an increase and the soil pH decreased under the influence of the effluent (sampling points P1, P4 and P5) concerning the point without the influence (sampling point P6). In places under the influence of the effluent, especially at points between the sources and close to the drainage channel, the environmental quality indexes were affected.

Keywords: sewage, pollution indexes, heavy metals, contaminants dispersion.

¹ Prefeitura Municipal de Jaraguá do Sul, Brasil.

² Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Brasil.

* *Autor correspondente:* Rua Bernardo Dornbusch, 240, apto. 202, Baependi, Jaraguá do Sul, Santa Catarina, Brasil.

Email: roberta.piardi@gmail.com

Resumo

O descarte de efluentes sanitários não tratados no solo, traz inúmeras consequências ambientais e a saúde humana. O objetivo do estudo foi avaliar as modificações nas propriedades químicas de um solo, com textura arenosa, sob influência de fontes de lançamento de um efluente sanitário. Para isso, foram coletadas amostras em cinco pontos próximos e um distante das fontes de lançamentos do efluente. Foram determinados os teores de cobre, zinco, manganês, ferro, fósforo, capacidade de troca de cátions, pH, matéria orgânica, areia, silte e argila no solo, bem como índices de qualidade ambiental e análise de correlação, agrupamento e componentes principais. Os teores de MO, Cu, Zn, Fe, Mn, P e Na apresentaram incremento e o pH do solo reduziu sob influência do efluente (pontos de amostragem P1, P4 e P5) em relação ao ponto sem a influência (ponto de amostragem P6). Nos locais sob influência do efluente, principalmente nos pontos entre as fontes e próximo ao canal de drenagem, os índices de qualidade ambiental foram afetados.

Palavras chave: esgoto, índices de poluição, metais pesados, dispersão de contaminantes.

Introdução

O ambiente é exposto à contaminação por diversos agentes tóxicos (Neves *et al.*, 2018, Santos *et al.*, 2019). Atividades antropogênicas como uso de agrotóxicos e fertilizantes, indústrias em funcionamento e desativadas, vazamentos de contaminantes, disposição inadequada de resíduos sólidos, efluentes gasosos e líquidos são as principais causas de contaminação do solo e da água (Tang *et al.*, 2019). Dentre estas, o descarte de efluentes líquidos é um grave problema ambiental pois transportam elevada carga de poluentes, tais como, alto teor de nutrientes, matéria orgânica e metais pesados, microrganismos patogênicos e fármacos (Mapanda *et al.*, 2005, Becerra-Castro *et al.*, 2015).

No Brasil, apenas 60.2% das áreas urbanas apresentam coleta de efluentes, e destes somente 73.7% possui um tratamento adequado (Brasil, 2019). A ausência de sistemas de esgotamento sanitário conduz o esgoto a um destino inadequado, em sua forma bruta ou com tratamento simplificado, o que acarreta à contaminação dos compartimentos ambientais.

Em diversos locais do mundo, o despejo de efluentes sanitários no solo tem sido uma prática corriqueira (Cardoso Filho *et al.*, 2019, Rorat *et al.*, 2019, Solanki *et al.*, 2019). As consequências desses lançamentos podem trazer implicações em dois níveis: alterar as propriedades físico-químicas e microbiológicas, e por sua vez afetar a produtividade e fertilidade do solo; introduzir e contribuir para a acumulação de contaminantes químicos, tais como os metais pesados, representando sérios riscos ambientais e à saúde humana (Miranda *et al.*, 2009, Becerra-Castro *et al.*, 2015, Lisboa, 2017). Aliado a isso, em solos com textura arenosa, baixa CTC, pH e matéria orgânica, os metais apresentam maior mobilidade/disponibilidade, o que aumenta o potencial de contaminação de águas sub e superficiais (Marion, 2011).

A amplitude da contaminação provocada pelo lançamento indevido de esgotos pode variar de acordo com o tipo de solo, características do efluente e posição espacial da fonte do efluente. Diante das alterações provocadas no solo pelos efluentes, o objetivo deste estudo foi avaliar as modificações nas propriedades de um solo sob influência de fontes de lançamento de um efluente sanitário.

Material e métodos

Localização e descrição da área de estudo

O estudo foi realizado na cidade de Santa Maria, região central do estado do Rio Grande do Sul, Brasil (29°43'00" S, 53°42'45" W). A área apresenta cerca de 1.700 m², sendo utilizada para a deposição contínua de efluente sanitário. O efluente é adicionado diariamente em uma taxa de 187 ton dia⁻¹ diretamente na superfície de um Argissolo (Araújo *et al.*, 2015).

O lançamento ocorre por meio de quatro tubulações, denominadas fontes pontuais de lançamento de efluentes: FP-31, FP-31A, FP-32 e FP-50 (Figura 1). Os efluentes liberados nestas fontes possuem origem nos prédios de uma universidade, e apresentam características similares ao de esgoto doméstico. Antes de ser lançado na área, o efluente é tratado em tanque séptico seguido de filtro anaeróbico. Os pontos de lançamento do efluente estão próximos de um riacho, denominado Lagoão do Ouro, na microbacia hidrográfica do Vacacaí-mirim (Ceconi *et al.*, 2018).



Figura 1. Pontos de lançamento do efluente no solo (FP) e do efluente do canal de drenagem (CDE) com influência sobre o riacho Lagoão do Ouro na cidade de Santa Maria, RS. A porção delimitada representa a área que está sob influência direta dos efluentes líquidos que escoam pelo solo.

O efluente das fontes pontuais escoar por zonas de fluxo preferenciais até atingir uma área de acúmulo no solo. Logo após, ocorre a saída de esgoto da zona saturada por um canal de drenagem (CDE) até encontrar o riacho Lagoão do Ouro.

Amostragem e análise química e física do solo

As amostras de solo foram coletadas segundo um critério de proximidade da fonte geradora do efluente e do canal de drenagem, desta maneira, buscou-se coletar amostras visando avaliar o local onde os efluentes são despejados, infiltram e acumulam-se no solo, e na região onde forma um fluxo de descarte para o canal de drenagem (Figura 1).

Na coleta de solo, foram amostrados seis pontos na área de estudo por meio de coletas simples de amostras deformadas, na profundidade de 0-15 cm. O primeiro ponto de coleta (P1) foi retirado ao norte da fonte FP-50 (distante 112 metros), no centro da área de estudo. Esse ponto apresentou-se saturado de esgoto, com coloração preta e desprendimento de gases. O segundo ponto (P2) foi retirado próximo à fonte FP-50 (distante 114 metros). O terceiro ponto (P3) foi retirado ao leste da fonte FP-50 (distante 214 metros). O quarto ponto (P4) foi retirado logo após o lançamento de efluentes pelas fontes pontuais FP-31 (distante 239 metros), FP31A (distante 130 metros) e FP-32 (distante 254 metros). Esse ponto é assoreado e ocorre o desprendimento de gases, com vegetação em seu entorno. O quinto ponto (P5) amostrado na área localizou-se na saída do canal de drenagem (CDE) (distante 62 metros), a jusante dos pontos de lançamento. O último ponto (P6) foi retirado próximo a área de estudo, ao sul da fonte FP-50 (distante 269 metros), porém sem a influência das fontes pontuais de efluentes (Figura 1).

Foram coletados 5 kg de solo em cada ponto, e logo após a coleta as amostras seguiram para o laboratório, onde foram secas ao ar, peneiradas em malha de 2mm, e posteriormente realizou-se a caracterização físico-química. Foram determinados pH (1:1 água: solo), matéria orgânica (MO), capacidade de troca de cátions (CTC), potássio (K), fósforo (P), cálcio (Ca), magnésio (Mg), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn) e ferro (Fe), silte, areia e argila. A MO foi determinada por oxidação úmida utilizando dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$). A CTC a pH 7.0 (CTC 7.0) foi calculada pela soma dos cátions trocáveis $Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+$ mais H+Al estimado (Tedesco *et al.*, 1995). Os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} trocáveis foram extraídos com a solução de cloreto de potássio 1 mol L^{-1} e determinados em espectrofotômetro de absorção atômica (EEA) GBC (932 AA). Os teores de P e K disponíveis foram extraídos com a solução Mehlich 1 ($HCl \text{ } 0.05 \text{ mol L}^{-1} + H_2SO_4 \text{ } 0.0125 \text{ mol L}^{-1}$), e determinados em espectrofotômetro e fotômetro de chama, respectivamente (Tedesco *et al.*, 1995).

O valor de H+Al foi estimado pelo pH de equilíbrio entre o solo, água e a solução tamponante SMP na proporção de 2:2:1, m/v/v (Índice SMP). A estimativa foi realizada com o uso da equação adotada pela CQFS RS/SC (2016). A distribuição granulométrica foi determinada pelo método da

pipeta após dispersão com hidróxido de sódio 0.1 mol L⁻¹ e agitação mecânica (Embrapa, 1997). Os teores disponíveis de Cu, Fe, Mn e Zn foram extraídos com EDTA, de acordo com Chaignon *et al.* (2009). As análises foram realizadas em um número de três repetições para cada tratamento.

Análise estatística

Os dados foram submetidos ao teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnoff ($p < 0.05$), análise estatística descritiva e multivariada (R Core Team, 2019). Foi utilizada análise bivariada por meio da determinação da correlação de Pearson com $p < 0.10$. A análise de agrupamento (AA) e componentes principais (PCA) foram utilizadas para agrupar os pontos de amostragem e características químicas e físicas semelhantes.

Índices de poluição

Foram determinados o índice de poluição (IP) por meio da Equação 1, índice de geoacumulação (IGEO) pela Equação 2, fator de enriquecimento (FE) por meio da Equação 3 e índice de poluição integrado (IPI) pela Equação 4. Devido ao seu potencial tóxico, persistente e irreversível, os teores de Cu e Zn foram utilizados para determinação do IP, IPI, IGEO e FE em cada ponto de amostragem. Utilizou-se, como concentração de referência, os valores do ponto de amostragem P6, sem influência do lançamento de efluentes, e o manganês, como metal de referência devido a sua grande disponibilidade e baixa mobilidade natural no solo (Chen *et al.*, 2015, Lisboa, 2017).

$$IP = \frac{C_i}{C_{ref}} \quad \text{Equação (1)}$$

$$IGEO = \log_2 \left(\frac{C_i}{1.5 \times C_{ref}} \right) \quad \text{Equação (2)}$$

$$FE = \frac{C_i(\text{amostra})}{C_{ref}(\text{amostra})} \times \frac{C_i(\text{local})}{C_{ref}(\text{local})} \quad \text{Equação (3)}$$

$$IPI = \overline{IP} \quad \text{Equação (4)}$$

onde

C_i : concentração do metal medida (mg kg⁻¹)

C_{ref} : valor de referência (mg kg⁻¹)

Resultados

O lançamento do efluente modificou os atributos químicos do Argissolo (Tabela 1). Foi verificado nos pontos com a influência das fontes a redução de 16% nos valores médios de pH em relação ao ponto sem a influência das fontes do efluente.

Tabela 1. Atributos do solo nos seis pontos amostrados na área com (P1, P2, P3, P4 e P5) e sem (P6) a influência das fontes de lançamento de efluente no solo.

Parâmetros	P1	P2	P3	P4	P5	P6
pH H ₂ O	4.10	4.63	4.46	5.14	4.40	5.27
MO (%)	6.67	2.09	2.04	1.95	6.05	3.37
Cu (mg kg ⁻¹)	6.17	2.01	2.22	7.96	4.77	2.26
Zn (mg kg ⁻¹)	33.03	5.03	4.13	37.62	32.61	5.28
Fe (mg kg ⁻¹)	360.70	466.52	498.82	326.23	340.77	208.17
Mn (mg kg ⁻¹)	39.93	43.50	36.95	6.10	33.43	19.23
P (mg kg ⁻¹)	47.21	18.54	21.41	30.01	95.19	7.45
K (mg kg ⁻¹)	46.20	26.40	28.60	83.60	4.40	167.2
Na (mg/L)	1320.0	110.0	0	220	3410	440
Argila (%)	28.30	22.80	21.7	4.6	30	19.50
Silte (%)	49.50	35.10	31.50	12.80	60.60	25.90
Areia (%)	22.20	42.20	46.80	82.60	9.40	54.60

Em valores médios, os teores de matéria orgânica, cobre, zinco, ferro, manganês, fósforo e sódio apresentaram incremento no solo sob influência do efluente em relação ao ponto sem a influência. Nos pontos P1 e P5 foi verificado os maiores incrementos nestes atributos em relação ao ponto 6 (sem influência), com aumento médio de 89, 142, 521, 68, 90 e 855% na MO, Cu, Zn, Fe, Mn e P respectivamente. Em P2 e P3 foi verificado os maiores teores de ferro com média de 174 mg Fe kg⁻¹ acima da média dos demais. O solo com textura mais arenosa foi observado no P4. Neste mesmo local foi verificado o maior teor de cobre disponível, com aumento de 3 vezes em relação ao P6.

A presença do efluente no solo modificou grande parte dos atributos avaliados. A redução do pH do solo devido à adição do efluente contribuiu para o aumento nos teores de Mn, com correlação forte e negativa com $p=0.05$ (Liu *et al.*, 2003) e redução dos valores de K (correlação forte e positiva com $p=0.06$) (Tabela 2). Da mesma forma, o aumento da carga orgânica provocou o aumento no teor de MO refletindo em incremento no teor de Na (correlação forte e positiva com $p=0.05$) e fósforo (correlação forte e positiva com $p=0.10$), que apresentaram correlação entre si ($p=0.003$). O maior teor de Cu foi fortemente correlacionado ($p=0.004$) ao aumento nos teores de Zn o que é justificado pela deposição do efluente no solo. Os solos com textura mais arenosa apresentaram menor teor de MO o que contribuiu para o maior teor disponível de Mn e Na.

A análise de componentes principais (PCA), considerando as características químicas e físicas dos pontos de amostragem, explicou 81.41% da variação dos dados (Figura 2). A maior parte da

variação no conjunto de dados original (54.32%) foi explicada pelo primeiro componente principal (PC1). O PC1 foi associado principalmente ao silte, argila, MO, P, Na, K, pH e areia. O ponto P1 foi relacionado ao silte, MO, P e Na. Já o P6 apresentou relação com K, pH e areia. Já a segunda componente foi associada ao Zn, Fe, Mn e Cu. P1 e P5 foram alocados no mesmo quadrante dos atributos Cu, Zn, MO, P e Na. Por outro lado, P4 foi associado aos atributos K, pH e areia. Os pontos P2 e P3 não apresentam relação com os atributos avaliados.

Tabela 2. Matriz de correlações de Pearson entre os atributos do solo.

	pH	MO	Cu	Zn	Fe	Mn	P	K	Na	Argila	Silte
MO	-0.61										
Cu	-0.03	0.30									
Zn	-0.20	0.53	0.95*								
Fe	-0.57	-0.30	-0.27	-0.28							
Mn	-0.81*	0.32	-0.51	-0.34	0.64						
P	-0.54	0.72*	0.40	0.66	-0.03	0.19					
K	0.79*	-0.23	-0.06	-0.22	-0.77*	-0.64	-0.60				
Na	-0.43	0.80*	0.25	0.54	-0.24	0.18	0.95*	-0.40			
Argila	-0.75*	0.70	-0.40	-0.13	0.19	0.83*	0.50	-0.46	0.60		
Silte	-0.79*	0.83*	-0.08	0.22	0.13	0.69	0.79*	-0.60	0.83*	0.92*	
Areia	0.79*	-0.80*	0.19	-0.10	-0.15	-0.75*	-0.70	0.56	-0.76*	-0.97*	-0.99*

*Significativo com $p < 0.10$.

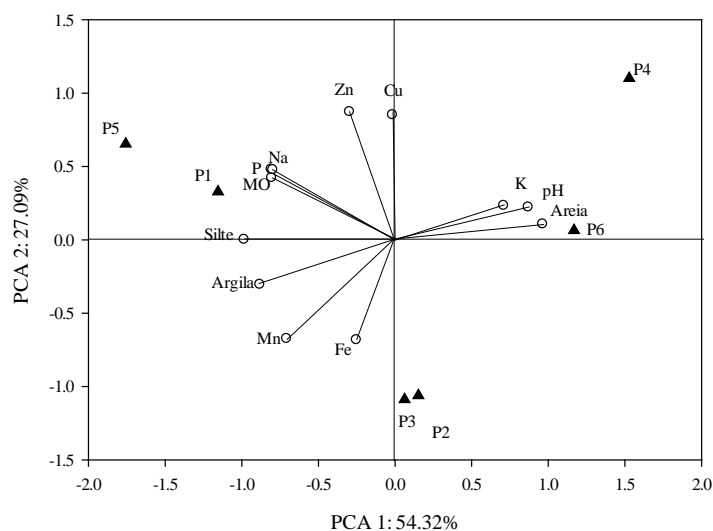


Figura 2. Análise de componentes principais para os atributos avaliados no Argissolo com (P1, P2, P3, P4 e P5) e sem (P6) a influência das fontes dos efluentes

A análise de agrupamento possibilitou identificar a similaridade entre os pontos amostrados por meio da distância entre os grupos (Figura 3). Conforme análise do dendograma, as similaridades formaram dois grupos. O grupo I foi formado pelos pontos P6, que é o solo sem influência do efluente, e pelos pontos P2 e P3, nos quais ocorreu uma menor contribuição dos efluentes, e conseqüentemente, menor aporte de matéria orgânica, nutrientes e metais. Já o grupo II foi formado pelos pontos P4, P1 e P5, onde ocorre o lançamento do efluente, acúmulo no solo e deságue no canal de drenagem, respectivamente. Nestes pontos ocorreram os maiores valores de Cu, Zn e P.

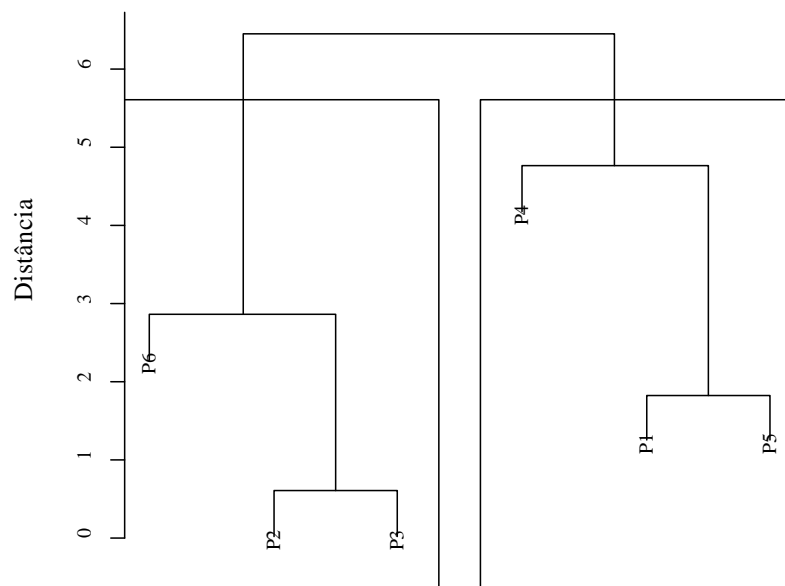


Figura 3. Dendograma obtido pelo agrupamento dos pontos amostrados com (P1, P2, P3, P4 e P5) e sem (P6) a influência das fontes dos efluentes

Foram consideradas sete classes para os valores de IGEO: não poluído (classe 0, $IGEO \leq 0$), não poluído a moderadamente poluído (classe 1, $0 < IGEO \leq 1$), moderadamente poluído (classe 2, $1 < IGEO \leq 2$), moderadamente poluído a poluído (classe 3, $2 < IGEO \leq 3$), muito poluído (classe 4, $3 < IGEO \leq 4$), muito poluído a altamente poluído (classe 5, $4 < IGEO \leq 5$) e altamente poluído (classe 6, $IGEO > 5$) (Muller, 1969). A situação mais crítica foi apresentada pelo Zn nos pontos P1, P4 e P5, classificados como moderadamente poluído a poluído (classe 3), conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3. Índice de Geoacumulação (IGEO), Fator de Enriquecimento (FE), Índice de Poluição (IP) e Índice de Poluição Integrado (IPI) para Cu e Zn na área de estudo

Ponto	Cu			Zn			IPI
	IGEO	FE	IP	IGEO	FE	IP	
P1	0.86	1.31	2.73	2.06	3.01	6.26	4.49
P2	-0.76	0.39	0.89	-0.66	0.42	0.95	0.92
P3	-0.61	0.51	0.98	-0.94	0.41	0.78	0.88
P4	1.23	11.09	3.52	2.25	22.47	7.12	5.32
P5	0.49	1.21	2.11	2.04	3.55	6.18	4.14
Média	-	2.9	2.04	-	5.97	4.26	3.15

As classes do FE, segundo Lu et al (2014), são: enriquecimento mínimo ($FE < 2$), enriquecimento moderado ($2 \leq FE < 5$), enriquecimento significativo ($5 \leq FE < 20$), enriquecimento alto ($20 \leq FE < 40$) e enriquecimento extremamente alto ($FE \geq 40$). O P4 apresentou os valores mais críticos de enriquecimento: significativo para o Cu (11.09) e alto para Zn (22.47).

Conforme Cai *et al.* (2013), o IP pode ser classificado como baixo ($IP < 1$), médio ($1 < IP < 3$) e alto ($IP > 3$). Já o IPI é a média dos IP para os metais analisados, e seus valores são classificados como baixo ($IPI < 1$), médio ($1 < IPI < 2$) ou alto ($IPI > 2$). O IP para os pontos P1 e P5 foram considerados de poluição média, enquanto o P4 apresentou valor superior a 3, sugerindo uma alta poluição. Para o Zn, o IP foi superior ao do Cu, indicando uma alta poluição por esse metal. Os valores do Índice de Poluição Integrada foram considerados de alta poluição ($IPI > 2$) para os pontos P1, P4 e P5.

Discussão

A adição do efluente no solo arenoso resultou no aumento dos teores de matéria orgânica, nutrientes e metais pesados, mas reduziu o pH do solo. A presença da elevada carga orgânica provoca a intensa atividade microbiana e como resultado ocorre a alta produção de ácidos orgânicos que contribui para a redução do pH do solo (Singh *et al.*, 2011). O teor de Cu ficou abaixo dos valores estabelecidos pela legislação gaúcha considerando solos da depressão periférica (Portaria n° 85) (Rio Grande do Sul, 2014). No entanto, o Zn apresentou valor máximo de 37.62 mg kg^{-1} , no ponto P4, acima da normativa que estabelece 29 mg kg^{-1} , porém abaixo do valor de prevenção de 300 mg kg^{-1} da resolução n° 420 (Brasil, 2009). É importante destacar que os metais foram avaliados por suas formas biodisponíveis (extrator EDTA), sendo possível maiores concentrações para frações totais (método USEPA).

Além disso, os teores do solo natural são próximos a 5 mg kg^{-1} o que remete no incremento do teor deste metal no solo influenciado pela adição do efluente (Mallman *et al.*, 2017). O solo com textura mais arenosa como observado em P4 aumenta a disponibilidade do cobre devido à baixa capacidade de retenção o que resulta em maior dano ao ambiente devido ao potencial contaminador das águas subsuperficiais e da disponibilidade aos organismos (Giroto *et al.*, 2014).

As altas correlações entre Zn e Cu (0.95) no solo demonstram que estes metais provêm de fontes de poluição semelhantes, de acordo com estudo executado por Hu *et al.* (2013) em uma área urbanizada na China. Além disso, houve correlação positiva entre Mn e Fe (0.50), presentes em P2 e P3, sendo ambos os metais provenientes de fonte natural em decorrência de seus níveis abundantes e, portanto, não afetados por atividades humanas.

A MO e a CTC foram superiores aos valores encontrados por Mapanda *et al.* (2005), confirmando que o esgoto lançado na área é rico em matéria orgânica e apresenta grande potencial poluidor. Os pontos localizados mais distantes das fontes (P2 e P3) já apresentam sinal de contribuição orgânica devido a redução do pH e aumento nos teores de nutrientes e matéria orgânica.

A adição do efluente aumentou a carga de fósforo e sódio, o que contribui para a poluição do local. O fósforo quando em excesso pode provocar eutrofização, sendo importante controlar a concentração deste elemento em esgotos e despejos industriais para evitar o crescimento desenfreado de algas nos corpos hídricos (Gerhardt *et al.*, 2018). O desenvolvimento de plantas de cobertura de solo é afetado pela adição de grandes concentrações de sódio via efluente pois a absorção de outros nutrientes é alterada, além de dificultar a penetração das raízes no solo (Souza *et al.*, 2016). Castro *et al.* (2016) concluíram que o uso constante de efluentes provenientes de um sistema de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização na irrigação aumenta os valores de sódio no solo e provoca redução do crescimento de plantas devido ao desequilíbrio nutricional.

Nos locais P1, P4 e P5 foram observadas as maiores cargas de contaminação no solo devido ao posicionamento espacial destes pontos, no sentido da maior cota em relação ao canal de drenagem e proximidade das fontes. Já nos pontos P2 e P3 o efeito foi reduzido devido ao maior distanciamento das fontes dos efluentes ou devido ao posicionamento horizontal do ponto (fora da zona de fluxo). Com a AA foi possível identificar a similaridade entre os pontos P1, P4, e P5 e concluir que a área não retém mais os contaminantes, visto P1 e P5 ser seção intermediária e saída de efluente, respectivamente. O lançamento contínuo por um longo período, satura o solo inviabilizando a retenção, e conseqüentemente ocorrendo a liberação e movimentação dos contaminantes.

Os resultados encontrados na PCA e a AA estão de acordo com o que foi observado nos índices de poluição, visto que ocorre o aporte de metais por ação antropogênica, e conseqüentemente a acumulação principalmente do Zn na entrada da área por meio do descarte de esgoto. Cai *et al.* (2013) encontraram valores de IP para Cu de 2.2 e 4.2 para Zn em solos provenientes de rodovias. Apesar dos valores de IP serem semelhantes aos do presente estudo ($P1_{Cu}$:2.73; $P4_{Cu}$:3.52; $P5_{Cu}$: 2.11), o IP do Zn foi aproximadamente 70% superior aos dos autores ($P1_{Zn}$: 6.26; $P4_{Zn}$: 7.12; $P5_{Zn}$: 6.18). De acordo com Zhang e Liu (2002), os valores de FE entre 0.05 e 1.5 indicam que o metal é proveniente da rocha mãe ou processos naturais, enquanto os valores de FE superiores a 1.5 sugerem que as fontes são mais propensas a serem antropogênicas. Em termos médios, o FE do Cu (2.90) foi 25% superior ao valor encontrado por Liu *et al.* (2005) (FE = 2.3), enquanto o FE do Zn (5.97) foi superior em quase 200% ao valor estimado pelo mesmo autor (FE = 2.0), em uma área irrigada por esgoto na China.

O solo influenciado pelo lançamento dos efluentes apresentou-se alterado quimicamente. A contaminação devido ao lançamento do efluente é maior naqueles pontos localizados próximos das fontes ou do canal de drenagem. Mesmo os pontos localizados em cotas mais altas em relação às fontes dos efluentes ou em locais mais distantes, como em P2 e P3, apresentam incremento de matéria orgânica, redução do pH ou aumento dos teores de alguns metais pesados, o que demonstra que em longo prazo pode ocorrer a poluição destes locais.

Conclusão

O descarte do efluente no solo, mesmo que parcialmente tratado, reduz o pH e aumenta os teores de matéria orgânica, fósforo, sódio e de alguns metais pesados. Os locais P1, P4 e P5, localizados próximos das fontes de lançamento de efluentes ou do canal de drenagem apresentam maiores teores de matéria orgânica, cobre, zinco, fósforo e sódio em comparação aos locais mais distantes das fontes ou do ponto sem a influência dos efluentes. Os pontos mais distantes das fontes, como P2 e P3, não apresentam teores elevados de metais pesados, porém os atributos matéria orgânica e pH demonstram que a contaminação já ocorre nestes locais, porém em menor amplitude.

Referências bibliográficas

- Araújo, R. K., Wolff, D. B., Cruz, J. C., Baggio, C., Friedrich, M. (2015). Soil and groundwater contaminations by sanitary effluent in permanent preservation area with macrophytes and grasses. *Science & Engineering Journal*, **24**(1), 115-123.
- Becerra-Castro, C., Lopes, A. R., Moreira, I. V., Silva, E. F., Manaia, C. M., Nunes, O. C. (2015). Wastewater reuse in irrigation: A microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. *Environment International*, **75**, 117-135.

- Brasil, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA (2009) *Resolução n° 420 - Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas*. Publicação Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília – DF, de 30 de dezembro de 2009.
- Brasil, Ministério do Desenvolvimento Regional (2019) Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017, SNS/MDR, Brasília, 226 pp.
- Cai, Q. Y., Mo, C. H., Li, H. Q., Lu, H., Zeng, Q. Y., Li, Y. W., Wu, X. L. (2013). Heavy metal contamination of urban soils and dusts in Guangzhou, South China. *Environmental Monitoring and Assessment*, **185**, 1095–1106.
- Cardoso Filho, M. S., Santos, R. S. S., Moreira, Í. T. A., De Oliveira, A. G. (2019). Monitoramento da qualidade das águas subterrâneas da cidade de Candeias (BA): um enfoque para as condições sanitárias. *Conjuntura & Planejamento*, **194**, 109-121.
- Castro, A. A. S., Damásio, A. O. C., Menezes, F. S., Souza, J. A., Santana, F. S., Mendonça, D., F, G. G. (2016). Análise do impacto do uso de efluentes nas características do solo da cultura do Feijão-Caupi BRS Novaera (*Vigna unguiculata* L. walp). *Agroforestalis News*, **1**(1), 41-47.
- Ceconi, D. E., Poletto, I., Salvador, S. M., Piccilli, D. G. A. (2018). Composição florística e potencial de regeneração da mata ciliar remanescente de um tributário do Vacacaí-Mirim, Santa Maria – RS. *Ciência Florestal*, Santa Maria, **28**(4), 1546-1558, out-dez.
- Chaignon, V., Quesnoit, M., Hinsinger, P. (2009). Copper availability and bioavailability are controlled by rhizosphere pH in rape grown in an acidic Cu-contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research*, **157**(12), 3363-3369.
- Chen, H., Teng, Y., Lu, S., Wang, Y., Wang, J. (2015). Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. *Science of the Total Environment*, **512–513**, 143–153.
- CQFS-RS/SC, Comissão de Química e Fertilidade do Solo – RS/SC (2016) Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Porto Alegre, 376pp.
- Embrapa, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (1997) Manual de métodos de análise de solo, 2a ed., EMBRAPA, Rio de Janeiro, 212 pp.
- Rio Grande do Sul, Fundação Estadual de Proteção Ambiental do Rio Grande do Sul, FEPAM (2014) *Portaria n° 85 - Dispõe sobre o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) dos solos para 09 (nove) elementos químicos naturalmente presentes nas diferentes províncias geomorfológicas/geológicas do Estado do Rio Grande do Sul*. Publicação Diário Oficial do Estado, Porto Alegre – RS, de 5 de setembro de 2014.
- Gerhardt, R. Reisdorfer, G., Cardoso, M. G. (2018). Remoção de nitrogênio e fósforo de efluente industrial através da precipitação de estruvita. *Tecnológica*, **22**(1), 35-40, jan./jun.
- Giroto, E., Ceretta, C. A., Brunetto, G., Miotto, A., Tiecher, T. L., De Conti, L., Lourenzi, C. R., Lorensini, F., Gubiani, P. I., Silva, L. S., Nicoloso, F. T. (2014). Copper availability assessment of Cu contaminated vineyard soils using black oat cultivation and chemical extractants. *Environmental monitoring and assessment*, **186**(12), 9051-9063.
- Hu, Y., Liu, X., Bai, J., Shih, K., Zeng, E. Y., Cheng, H. (2013). Assessing heavy metal pollution in the surface soils of a region that had undergone three decades of intense industrialization and urbanization. *Environmental Science and Pollution Research*, **20**, 6150–6159.
- Lisbôa, R. M. (2017) *Avaliação toxicológica de solo contaminado com efluente sanitário*, Tese de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil (Recursos Hídricos), Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, 93 pp.
- Liu, C., Lin, K., Kuo, Y. (2003). Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *Science of The Total Environment*, **313**(1-3), 77-89, set.

- Liu, W., Zhao, J., Ouyang, Z., Soderlund, L., Liu, G. (2005). Impacts of sewage irrigation on heavy metal distribution and contamination in Beijing, China. *Environment International*, **31**(6), 805-812.
- Lu, X.W., Zhang, X.L., Li, L.Y., Chen, H. (2014). Assessment of metals pollution and health risk in dust from nursery schools in Xi'an, China. *Environmental Research*, **128**, 27–34.
- Mallmann, F. J. K., Miotto, A., Santana, N. A., Jacques, R. J. S. (2017) Importância, riscos e fontes de contaminação por metais pesados nos solos do Sul do Brasil, In Tiecher, T. (Eds.), *Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água*, URI, Frederico Westphalen, 18-34.
- Mapanda, F., Mangwayanaa, E. N., Nyamangaraa, J., Gillera, K. E. (2005). The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **107**, 151–165.
- Miranda, A. R., França, R. G., Bruzamarcello, F., Medeiros, P. F. R. (2009). Caracterização do lodo gerado em estação de tratamento de esgoto ETE Chapecó/SC: resultados preliminares. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, **2**(2), 12-18.
- Marion, F. A. (2011). Águas subterrâneas, atividades potencialmente contaminantes e o aporte do geoprocessamento na definição de conflitos. *Geoambiente On-line*, **17**, jul-dez,
- Muller, G. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal*, **2**, 108–118.
- Neves, A. C., Silva, N. D. O. C., Mol, M. P. G. (2018). Modelo para verificação da amostragem de efluentes líquidos em Minas Gerais, Brasil. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, **11**(2), 121-137.
- R Core Team. (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Acesso em: 29 dez. 2019, Austria, Disponível em: <https://www.r-project.org>
- Rorat, A., Courtois, P., Vandenbulcke, F., Lemiere, S. (2019). Sanitary and environmental aspects of sewage sludge management. In Prasad M. N. V., Favas P. J. C., Vithanage M., Mohan S. V. (Eds.), *Industrial and Municipal Sludge*, Butterworth-Heinemann, Oxônia, 155-180.
- Santos, N. B., De Moura, C., Rocha-Lima, A. B. C., Araujo Lobo, D. J., Saldiva, P. H. N., Bizeto, L. (2019). Utilização de *Tradescantia pallida purpurea* como bioindicadora de agentes tóxicos na água. *Unisantia BioScience*, **8**(3), 326-336.
- Singh, R. P., Singh, P., Ibrahim, M. H., Hashim, R (2011). Land Application of Sewage Sludge: Physicochemical and Microbial Response. In Whitacre, D. M. (Eds.) *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Springer, New York, v. 214, 41-60.
- Solanki, P., Dotaniya, M. L., Khanna, N., Udayakumar, S., Dotaniya, C. K., Meena, Narayan M., S. S., Srivastava, R. K. (2019), Phycoremediation of industrial effluents contaminated soils. In Singh, J. S. (Eds.), *New and Future Developments in Microbial Biotechnology and Bioengineering*, Elsevier, Kidlington, 245-258.
- Souza, P. S.A., Rigo, M. M., Cerqueira, A. A., Marques, M. R. C., Perez, D.V., Couto, R. S. P. (2016). Efeito da aplicação de lixiviado de resíduos sólidos urbanos na acumulação de micronutrientes pelo girassol e de sódio no solo. *Revista Científica Fundação Osorio*, **1**(1), 85-95.
- Tang, J., Zhang, J., Ren, L., Zhou, Y., Gao, J., Luo, L., Yang, Y., Peng, Q., Huang, H., Chen, A. (2019). Diagnosis of soil contamination using microbiological indices: A review on heavy metal pollution. *Journal of environmental management*, **242**, 121-130.
- Tedesco, M.J., Gianello, C., Bissani, C., Bohnen, H., Volkweiss, S.J. (1995) *Análise de solo, plantas e outros materiais*, 2a ed., UFRGS, Porto Alegre, 174 pp.
- Zhang, J., Liu, C.L. (2002). Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China-weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **54**, 1051–1070.



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

ENTRAVES NA IMPLEMENTAÇÃO DA GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL

* Raisa Rodrigues Neves ¹
Antônio Carlos Novaes Moreira ²
Deyved Leonam Guimarães do Nascimento ¹
Risete Maria Queiroz Leão Braga ¹
Lindemberg Lima Fernandes ¹

BARRIERS IN THE IMPLEMENTATION OF URBAN SOLID WASTE MANAGEMENT IN BRAZIL

Recibido el 25 de febrero de 2020; Aceptado el 18 de septiembre de 2020

Abstract

The problem of solid waste has been constantly discussed in several countries, in order to propose and adopt alternatives to solve these issues. The generation of solid waste is considered one of the major factors related to the environmental crisis, due to the waste of matter and energy, as well as as for environmental impacts caused by improper disposal of materials that could be recycled or reused. Among the various types of waste, there is the high production of solid urban waste (MSW) linked to the consumption patterns of society, especially in places with high population density, characterized by materials that are difficult to degrade in nature and can contribute to damage to the environment and the population, when improperly handled, such as: proliferation of diseases, bad odors, emission of pollutant gases into the atmosphere, among others. Given this scenario, there was the need to create public policies related to waste solid services capable of providing guidelines in order to adjust consumption patterns with the aspects of sustainable development. However, there are several factors related to the difficulties in implementing the guidelines proposed by the current legislation, among them, the limitations in the technical and financial aspects are still considered major challenges in ensuring the efficiency of the National Solid Waste Policy.

Keywords: waste management. integrated management plans. implementation of public policies.

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pará (UFPA), Campus Belém, Brasil.

² Universidade Federal do Pará (UFPA), Campus Tucuruí, Brasil.

* Autor Correspondente: Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (LAESA), Universidad Federal de Pará. Calle Augusto Corrêa, 01, Guamá, Campus Belém. Belém, Pará, Brasil. CEP 66075-110. E-mail: raisanevesufpa@gmail.com

Resumo

A problemática dos resíduos sólidos vem sendo discutida constantemente em vários países, no intuito de propor e adotar alternativas para solucionar essas questões. A geração de resíduos sólidos é considerada um dos grandes fatores relacionados à crise ambiental, devido ao desperdício de matéria e energia, bem como pelos impactos ambientais provocados pela disposição final inadequada de materiais que poderiam ser reciclados ou reutilizados. Dentre os diversos tipos de resíduos, destaca-se a elevada produção de resíduos sólidos urbanos (RSU) ligados aos padrões de consumo da sociedade, principalmente em locais com alta densidade populacional, sendo caracterizados por materiais de difícil degradação na natureza e que podem contribuir para danos ao meio ambiente e à população, quando manuseados de forma inadequada, como: proliferação de doenças, maus odores, emissão de gases poluentes para atmosfera, entre outros. Diante desse cenário, viu-se a necessidade de criar políticas públicas relacionadas aos serviços de resíduos sólidos capazes de fornecer diretrizes, a fim de adequar os padrões de consumo com as vertentes do desenvolvimento sustentável. No entanto, existem diversos fatores relacionados às dificuldades em implementar as diretrizes propostas pela legislação vigente, dentre eles, as limitações nos aspectos técnicos e financeiros ainda são consideradas grandes desafios na garantia da eficiência da Política Nacional de Resíduos Sólidos.

Palavras chave: gestão de resíduos. planos de gestão integrada. implementação de políticas públicas.

Introdução

A sustentabilidade ambiental é um dos principais alvos da atual gestão urbana, a qual está associada com a qualidade de infraestrutura das cidades incluído nisso, o acesso da população a serviços de saneamento básico como umas das garantias de vida salubre (Silva, 2015). Segundo a lei nacional nº 11.445, publicada no ano de 2007, a prestação dos serviços de saneamento básico inclui as atividades de abastecimento de água, esgotamento sanitário, drenagem e manejo de águas pluviais, limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos, sendo esse de responsabilidade dos governos municipais (Brasil, 2007).

De acordo Hoornweg e Bhada-Tata (2012), os resíduos sólidos estão intrinsecamente ligados à urbanização e ao desenvolvimento econômico, e a medida que os países se urbanizam, sua riqueza econômica e posteriormente os padrões de vida e renda dos habitantes aumentam, o que resulta no maior consumo de bens e serviços, ocorrendo dessa forma, a elevação da quantidade de resíduos sólidos gerados globalmente.

Os problemas referidos à crescente geração de resíduos sólidos ocupam importante espaço nas discussões sobre políticas sociais e econômicas no mundo, sendo que nos países desenvolvidos, onde esta questão apareceu recentemente, os estudos sobre as possíveis soluções estão mais avançados que nos países em desenvolvimento, entre os quais encontra-se o Brasil (Barros, 2012).

De acordo com Brasil (2010), os resíduos sólidos podem ser classificados quanto a sua origem em 11 tipos: domiciliares, de limpeza urbana, urbanos, de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, de serviços públicos de saneamento básico, industriais, de serviço de saúde, de serviços de transporte, de construção civil, de mineração e agrossilvopastoris.

Os resíduos sólidos urbanos, objeto de estudo dessa pesquisa, são motivos de grandes desafios para os governos locais, pois o gerenciamento inadequado provoca problemas ambientais, de saúde pública e econômica, com a poluição e a contaminação do meio ambiente, afetando dessa forma, as águas superficiais e subterrâneas, o solo e o ar (Vecchi *et al.*, 2016; Yadav *et al.*, 2017; Habibi *et al.*, 2017).

Com a finalidade de contornar estes problemas, verificou-se a necessidade da elaboração de instrumentos de políticas públicas de regulação da gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos, bem como de programas para a conscientização da sociedade a novos padrões de consumo e formas de pensar, caracterizada por Worrell e Vesilind (2011), como “Revolução da Redução de Resíduos”, em que são priorizadas práticas de não geração e de redução desses materiais. Na lei nacional nº 12.305, do ano 2010, que institui a política nacional de resíduos sólidos (PNRS), além destas ações, são previstas diretrizes para a prática de reciclagem, a fim de reduzir os custos no gerenciamento dos resíduos (Brasil, 2010).

Mesquita Junior (2007), ao abordar o assunto sobre a gestão integrada de resíduos sólidos urbanos, comenta que a gestão pode ser entendida como a maneira de “conceber, implantar e administrar sistemas de manejo de resíduos sólidos urbanos, considerando uma ampla participação e intercooperação de todos os representantes da sociedade, assim exemplificados em: governo central; governo local; setor formal; setor privado; organizações não governamentais; setor informal; catadores; comunidade; e todos os geradores e responsáveis pelos resíduos sólidos urbanos.

Neste contexto, para ampliar este conceito para além do aspecto operacional do sistema de resíduos sólidos urbanos, a PNRS aborda a gestão integrada de resíduos sólidos urbanos como o conjunto de ações em busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, e sob a premissa do desenvolvimento sustentável (Brasil, 2010).

Barros (2012), ao analisar a gestão integrada dos resíduos urbanos, considerada a sua realização uma difícil tarefa devido a sua complexidade, a qual envolve profissionais de diversas áreas e necessita de arranjo legal-institucional compatível. Santiago e Dias (2012); Andreoli *et al.*, (2014); Dos Reis e Matos (2016), garantem que essa dificuldade está atrelada a composição e quantidade dos resíduos sólidos urbanos gerados; a necessidade de novas alternativas para o tratamento e a

disposição final ambientalmente adequada desses materiais; e a periodicidade da elaboração, do monitoramento e da avaliação de estratégias para garantir a sustentabilidade ambiental e para melhorar a qualidade de vida da população.

Alguns autores vêm realizando pesquisas em busca de modelos de gestão integrada dos resíduos, no intuito de propor melhores soluções ou alternativas para minimização dos impactos sociais, econômicos, ambientais e sanitários que envolvam a questão dos resíduos sólidos urbanos, desde a geração até a disposição final dos rejeitos, tendo em vista o seu caráter de inesgotabilidade (Agostinho *et al.*, 2013; Pereira e Curi, 2013; Kneipp *et al.*, 2014; Agovino *et al.*, 2016; Aguilar *et al.*, 2018).

Com o objetivo de orientar os governos na gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos, e como condição para o acesso à recursos da União, ou por ela controlados, destinados a empreendimentos e serviços relacionados aos resíduos sólidos, ou para serem beneficiados por incentivos ou financiamentos de entidades federais de crédito ou fomento para tal finalidade, no artigo 18 da PNRS é informado que os municípios deverão elaborar planos municipais de gestão integrada de resíduo sólidos urbanos, como instrumento de política pública de gestão; e no artigo 19 é determinado o conteúdo mínimo a constar nesses planos (Brasil, 2010). Diante do exposto, essa pesquisa, de caráter qualitativo, tem como objetivo abordar os desafios dos governos na gestão dos resíduos sólidos urbanos, a partir da elaboração de planos que atendam aos aspectos estabelecidos na PNRS.

Materiais e métodos

A área de abrangência dessa pesquisa foi representada pelas capitais dos estados brasileiros que possuem simultaneamente os planos estaduais e municipais de resíduos sólidos, devido as maiores concentrações populacionais, a disponibilidade de informações e recursos para a gestão dos resíduos sólidos urbanos.

No estudo, foram realizadas consultas em plataformas online de órgãos nacionais (MMA e Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS) e sites dos governos municipais (prefeituras), com o objetivo de verificar os estados e municípios que possuem os planos de gestão integrada de resíduos sólidos. A quantificação dos planos estaduais por região, restringiu-se aos documentos disponíveis para download, ou seja, os planos em elaboração não foram inseridos nessa contagem.

As variáveis utilizadas nessa pesquisa, representam a situação dos planos municipais quanto a questão dos resíduos sólidos urbanos no Brasil e foram definidas a partir de 2 critérios, que são: o conteúdo mínimo a constar nos planos, previstos na PNRS; e os aspectos relevantes

(dificuldades de implementação) para a gestão ambientalmente adequada dos resíduos sólidos urbanos, segundo as pesquisas científicas de Santiago e Dias (2012), Fachine e Moraes (2014) e Pereira *et al.*, (2018). Estas variáveis foram analisadas por meio de check-list, sendo apresentadas a seguir:

- Capacidade de autofinanciamento das atividades da gestão de resíduos;
- Capacitação dos funcionários atuantes na gestão dos resíduos;
- Realização de coleta seletiva;
- Existência de Cooperativas ou associações de catadores de materiais recicláveis;
- Existência de aterros sanitários;
- Atividades de educação ambiental.

Resultados e discussões

A realidade dos resíduos sólidos urbanos no Brasil tem-se agravado ao longo do tempo, com os governos enfrentando desafios na elaboração e implementação de políticas públicas eficientes de gestão nesse setor, e da sociedade em estabelecer novos padrões de consumo atrelados ao desenvolvimento sustentável (Cezar *et al.*, 2015; Vecchi *et al.*, 2016; Yadav *et al.*, 2017; Habibi *et al.*, 2017).

Com isso, os resultados obtidos nessa pesquisa representam esta situação. Segundo os dados disponibilizados pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2016), do total de 5570 municípios brasileiros, 3057 declarou possuir planos de gestão integrada de resíduos sólidos, o que corresponde a 54.84% dos planos no país. No entanto, o processo de alimentação desses dados nas plataformas online para o público é realizado pelos governos municipais, sem a validação dessas informações, as quais podem ser realizadas partir da análise dos planos de gestão de resíduos sólidos quanto ao atendimento a PNRS.

Ao quantificar o percentual de planos estaduais por região, verificou-se que: no Centro Oeste, 25% dos estados possuem os planos; no Sudeste 50%; no Norte, 57.14%; no Nordeste, 77.78%; e na região Sul, todos os estados apresentam os planos de gestão de resíduos sólidos, conforme pode ser verificado na Figura 1. Ao verificar a quantidade de planos municipais por região, identificou-se que: o Nordeste apresenta o menor percentual de planos declarados, 36.34%, correspondente a 652 municípios; o Norte possui 54.12%, equivalente a 243 municípios; o Sudeste detém 56.59%, representando 944 municípios; o Centro Oeste apresenta 58.46%, totalizando 273 municípios; e o Sul destaca-se por abranger o maior percentual de planos, aproximadamente 79%, com 945 municípios (Figura 2). Diferente dos resultados obtidos por estado, os percentuais referentes aos municípios, estão relacionados à capacidade técnica e de infraestrutura dos governos para implementar as ações locais.

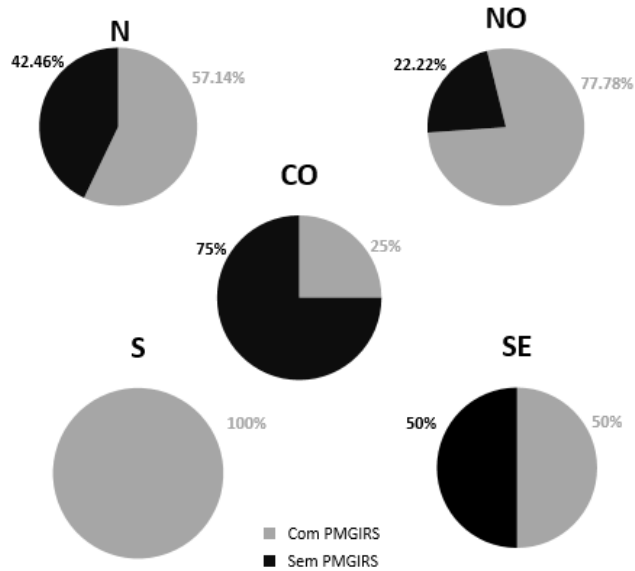


Figura 1. Estados brasileiros com planos de gestão integrada de resíduos sólidos.

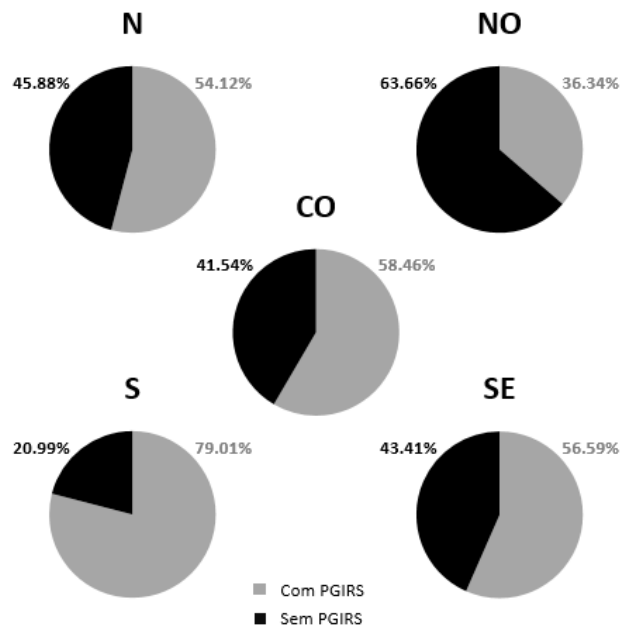


Figura 2. Municípios brasileiros com planos de gestão integrada de resíduos sólidos disponíveis.

Nesse contexto, Mannarino *et al.*, (2015) afirmam que a realidade das regiões e dos municípios brasileiros apresenta-se de forma heterogênea, devido à capacidade de investimento no setor da gestão dos resíduos sólidos pelos governos. O Ministério da Transparência e Controladoria Geral da União (2017), ao abordar o assunto, esclarece que o apoio do governo federal aos estados, ao Distrito Federal e aos municípios para elaboração dos planos de gestão de resíduos sólidos, concentra-se apenas nas transferências voluntárias de recursos, na oferta de programas para capacitação dos gestores e na criação de normas para orientar os técnicos nesse processo.

No entanto, as exigências definidas pela legislação vigente é a mesma para todos, dentre elas, a elaboração dos planos de gestão, a erradicação dos lixões, a implantação de tecnologias para a disposição ambientalmente adequada de resíduos sólidos e da coleta seletiva para recuperação e reutilização de materiais recicláveis.

A partir disso, na Tabela 1, é representado o panorama nacional dos planos estaduais e municipais por região, sendo informado a disponibilidade de acesso a esses documentos e apresentados os estados que estão com os planos em fase de elaboração, sendo esses: Bahia, Espírito Santo, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Rondônia. A seleção das capitais dos estados brasileiros para representar o cenário nacional através das variáveis pré-selecionadas, apresentou-se como uma limitação dessa pesquisa. No entanto, com a finalidade de aproximação da realidade, foi levantado o quantitativo geral dos estados e municípios com planos de gestão.

Ao quantificar as capitais (sedes dos estados) com planos de gestão de resíduos sólidos, constatou-se que: 2 apresentam esse instrumento na região Norte; 4 na região Nordeste; 1 no Centro Oeste; 3 no Sudeste; e 3 no Sul do país, conforme pode ser observado na Tabela 2. Ao analisar a relação entre as capitais e os estados que possuem planos simultaneamente, observa-se que apenas Belo Horizonte, capital de Minas Gerais, é uma exceção.

Ao analisar as variáveis, verificou-se que a realização da coleta seletiva está implementada em todas as capitais selecionadas, estando relacionada a obrigatoriedade prevista no artigo 18 da PNRS. De acordo com o Compromisso Empresarial para Reciclagem (CEMPRE, 2019), existem diversas formas de realizar a coleta seletiva (porta-a-porta, postos de entrega voluntária, postos de troca ou por catadores), sendo que cada município deve adotar a melhor forma de operar o sistema, podendo realizar combinações dentro das suas condições; no Brasil, segundo o Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento, o modelo de coleta predominante é a coleta porta-a-porta (Brasil, 2019).

Besen *et al.*, (2014) destacam a importância desta atividade para o controle do volume de resíduos sólidos encaminhado aos aterros sanitários, com a finalidade de aumentar a sua vida útil. Apesar disso, a mudança na gestão municipal é considerada um problema na continuidade

da coleta seletiva, devido as prioridades de cada governo (Yousif e Scott, 2007; Ribeiro *et al.*, 2009).

A existência de cooperativas ou associações de catadores e as atividades de educação ambiental são variáveis atendidas em 91.67% dos planos das capitais. Essas variáveis são previstas pela PNRS, como aspectos de inclusão social, ao garantir melhorias nas condições de trabalho dos catadores e estimular o aproveitamento dos materiais recicláveis.

Tabela1. Situação dos planos de gestão de resíduos sólidos nos estados e capitais brasileiros.

Estado/ Capitais	Planos estaduais de gestão de resíduos sólidos	Situação	Planos municipais de gestão de resíduos sólidos	Situação
Norte				
Acre/ Rio Branco	x	Disponível	x	Disponível
Amazonas/ Manaus	x	Disponível	x	Disponível
Amapá/ Macapá		Não disponível		Não disponível
Roraima/ Boa Vista		Não disponível		Não disponível
Rondônia/ Porto Velho		Em elaboração		Não disponível
Pará/ Belém	x	Disponível		Não disponível
Tocantins/ Palmas	x	Disponível		Não disponível
Nordeste				
Alagoas/ Maceió	x	Disponível	x	Disponível
Bahia/ Salvador		Em elaboração		Não disponível
Ceará/ Fortaleza	x	Disponível	x	Disponível
Maranhão/ São Luís	x	Disponível		Não disponível
Paraíba/ João Pessoa		Não disponível		Não disponível
Pernambuco/ Recife	x	Disponível	x	Disponível
Piauí/ Teresina	x	Disponível		Não disponível
Rio Grande do Norte/ Natal	x	Disponível		Não disponível
Sergipe/ Aracaju	x	Disponível		Não disponível
Centro Oeste				
Distrito Federal		Não disponível		Não disponível
Goiás/ Goiânia	x	Disponível	x	Disponível
Mato Grosso/ Cuiabá		Em elaboração		Não disponível
Mato Grosso do Sul/ Campo Grande		Em elaboração		Não disponível
Sudeste				
Espírito Santo/ Vitória		Em elaboração		Não disponível
Minas Gerais/ Belo Horizonte		Em elaboração	x	Disponível
Rio de Janeiro/ Rio de Janeiro	x	Disponível	x	Disponível
São Paulo/ São Paulo	x	Disponível	x	Disponível
Sul				
Paraná/ Curitiba	x	Disponível	x	Disponível
Rio Grande do Sul/ Porto Alegre	x	Disponível	x	Disponível
Santa Catarina/ Florianópolis	x	Disponível	x	Disponível

Tabela 2. Aspectos considerados relevantes na gestão de resíduos sólidos: situação atual das capitais brasileiras.

Capitais Estaduais	Capacitação dos funcionários	Autofinanciamento das atividades da gestão	Realização de coleta seletiva	Existência de Cooperativas ou associações de catadores de materiais recicláveis	Existência de aterros sanitários	Atividades de educação ambiental
Norte						
Rio Branco Manaus	x	Rio Branco Manaus	x	Rio Branco Manaus	x	Rio Branco Manaus
Nordeste						
Maceió Fortaleza Recife	x x	Maceió Fortaleza Recife	x x	Maceió Fortaleza Recife	x x	Maceió Fortaleza Recife
Centro Oeste						
Goiânia	x	Goiânia	x	Goiânia	x	Goiânia
Sudeste						
Belo Horizonte São Paulo Rio de Janeiro	x x	Belo Horizonte São Paulo Rio de Janeiro	x x	Belo Horizonte São Paulo Rio de Janeiro	x x	Belo Horizonte São Paulo Rio de Janeiro
Sul						
Porto Alegre Florianópolis Curitiba	 x x	Porto Alegre Florianópolis Curitiba	 x x	Porto Alegre Florianópolis Curitiba	 x x	Porto Alegre Florianópolis Curitiba

*Somente as capitais dos estados brasileiros com Planos de Gestão de Resíduos Sólidos foram representadas na tabela. Os espaços em branco são representados por informações inexistentes ou não encontradas nos Planos.

Na PNRS de 2010 foi estabelecido a erradicação dos lixões e a implantação de aterros sanitários como solução adequada para a disposição do resíduos sólidos. Ao analisar a implementação dessa variável nos planos, observou-se que a maioria governos, 66.67% das capitais atende ao estabelecido. De acordo com Dos Reis *et al.*, (2018), a dificuldade em adotar a disposição final ambientalmente adequada (aterros sanitários), principalmente, por falta de recursos financeiros disponíveis, o que exige grandes esforços municipais.

A capacitação de funcionários é a base para a realização de uma gestão adequada, ou seja, os profissionais envolvidos devem ter habilidades para planejar e implementar as ações de forma contínua. Para isso, o governo federal, através do MMA, fornece cursos de capacitação na modalidade de ensino a distância, no entanto, esses cursos não são aproveitados, o que afeta negativamente o processo de gestão (Ministério da Transparência e Controladoria Geral da União, 2017).

A variável capacidade de autofinanciamento apresentou menor percentual de atendimento nos planos, correspondente a 33.33%, ou seja, apenas 4 capitais das 12 analisadas declararam possuir condições de manter os serviços relacionados aos resíduos sólidos urbanos. No estudo realizado por Andrade e Ferreira (2011), os baixos investimentos na gestão dos resíduos sólidos urbanos são realidades enfrentadas pela maioria dos municípios brasileiros, devido a inexistência de cobrança pelos serviços do manejo dos resíduos sólidos urbanos, não sendo considerados como prioridades da administração local. Logo, para contornar esse problema, torna-se necessário realocar recursos orçamentários de outras atividades, o que indica a dificuldade ou falta de capacidade de manter a realização dessas atividades pelos órgãos municipais.

Conclusões

A atual legislação brasileira sobre os resíduos sólidos aborda aspectos de gestão cada vez mais difíceis de serem executados pelos governos locais, seja por falta de capacitação dos gestores ou pela escassez dos recursos financeiros, havendo necessidade de remanejar parte do orçamento municipal para a execução dos serviços de coleta dos resíduos sólidos e limpeza urbana.

A quantidade de planos estaduais apresenta-se em uma situação confortável, em que a maioria estados possuem os planos. No entanto, na esfera municipal, muitos esforços ainda devem ser realizados para que os governos elaborem e tenham condições de executar as exigências previstas na PNRS, as quais não consideram as limitações de aspectos essenciais para o alcance dessas exigências, como recursos humanos, financeiros e materiais.

Logo, esse artigo pode ser utilizado para conhecer a situação dos resíduos sólidos urbanos no Brasil, comparar o cenário apresentado com estados e municípios de outros países; além de servir como base na elaboração de políticas públicas para realizar a gestão adequada dos resíduos sólidos, considerando as capacidades físicas dos municípios nesse processo.

Referências

- Agostinho, F., Almeida, C. M. V. B., Bonilla, S. H., Sacomano, J. B., Giannetti, B. F. (2013) Urban solid waste plant treatment in Brazil: Is there a net energy yield on the recovered materials? *Resources, Conservation and Recycling*, **73**(2013), 143–155.
- Agovino, M., Ferrara, M., Garofalo, A. (2016) An exploratory analysis on waste management in Italy: A focus on waste disposed in landfill. *Land Use Policy*, **57**(2016), 669–681.
- Aguilar, J. A. A., Aguilar, H.A.N., Hernandez, R. F.G., Valencia, M. N. R. (2018) Emplacement of solid waste management infrastructure for the Frailesca Region, Chiapas, México, using GIS tools. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, **21**(3), 391–399.
- Andrade, R. F., Ferreira, J. A. (2011) A gestão de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil frente às questões da globalização. *Revista Eletrônica do Prodepa*. **6**(1), 7–22.

- Andreoli, C. V., Andreoli, F. N., Trindade, T. V., Hoppen, C. (2014) Resíduos Sólidos: origem, classificação e soluções para destinação final adequada. *Coleção Agrinho*, 531–552. Acesso em 20 de março de 2020, disponível em: <https://www.agrinho.com.br/materialdoprofessor/residuos-solidos-origem-classificacao-e-solucoes-para-destinacao-final-adequada>
- Barros, R. T. V. (2012) Elementos de Gestão de Resíduos Sólidos. Belo Horizonte: Tessitura, 424 pp.
- Brasil (2007) *Lei Federal nº 11.445/07 que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico*, Diário Oficial da União. Acesso em 20 de março de 2018, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm
- Brasil (2010) *Lei Federal nº 12.305/10. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos*. Acesso em 20 de março de 2018, Diário Oficial da União, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm
- Brasil (2019) *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2017*, Ministério do Desenvolvimento Regional: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Acesso em 23 de março de 2020, disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-res%C3%ADduos-solidos/diagnostico-rs-2017>
- Besen, G.R., Ribeiro, H., Gunther, W.M.R., Jacobi, P.R. (2014) Coleta seletiva na região metropolitana de São Paulo: impactos da política nacional de resíduos sólidos. *Ambiente & Sociedade*, **12**(3), 259–278.
- Cempre. Compromisso Empresarial para Reciclagem. *Cempre Review*. Acesso em 20 de agosto de 2019, disponível em: <https://cempre.org.br/upload/CEMPRE-Review2019.pdf>
- Cezar, L. C., Barbosa, T. R. C. G., Reis, M. C. T. (2015) Panorama acadêmico sobre resíduos sólidos: análise da produção científica a partir do marco legal do setor. *Revista Metropolitana de Sustentabilidade*, **5**(2), 14–33.
- Dos Reis, P. T. B., Mattos, U. A. D. O., Da Silva, E. R. (2016) Gestão de resíduos sólidos urbanos em municípios do Brasil: Uma revisão dos métodos de avaliação. *Revista Internacional de Ciências*, **6**(2), 137–146.
- Dos Reis, P. T. B., Mattos, U. A. D. O., Da Silva, E. R. (2018) Gestão municipal de resíduos sólidos urbanos à luz da Política Nacional de Resíduos: estudo de caso no município de Japeri, RJ, Brasil. *Sistemas & Gestão*, **13**(2018), 321-333.
- Fechine, R., Moraes, L. R. S. (2014) Indicadores De Sustentabilidade Como Instrumentos Para Avaliação De Programas De Coleta Seletiva De Resíduos Sólidos Urbanos E Sua Aplicação Na Cidade De Salvador-Ba. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, **2**(1), 87-104.
- Habibi, F., Asadi, E., Sadjadi, S. J., Barzinpour, F. (2017) A multi-objective robust optimization model for site-selection and capacity allocation of municipal solid waste facilities: A case study in Tehran. *Journal of Cleaner Production*, **166**(2017), 816-834.
- Hoorweg, D., Bhada-Tata, P. (2012) *What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management*. The World Bank, Washington, D.C, 116 pp.
- Kneipp, J. M., Perlin, A. P., Da Rosa, L. A. B., Gomes, C. F. (2014) Gerenciamento de resíduos sólidos: uma análise das publicações no período de 2000 a 2012. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, **5**(1), 250–264.
- Mannarino, C. F., Ferreira, J. A., Gandolla, M. (2015) Contribuições para a evolução do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil com base na experiência Européia. *Eng Sanit Ambient*, **21**(2), 379–385.
- Mesquita Junior, J. M. *Gestão Integrada de Resíduos Sólidos*. Rio de Janeiro: IBAM, 2007. Acesso em 10 de ago. de 2019, disponível em: http://www.ibam.org.br/media/arquivos/estudos/01-girs_md1_1.pdf
- MTCGU, Ministério da Transparência e Controladoria Geral da União (2018) *Relatório de Gestão – exercício 2017*. Acesso em 26 de ago. de 2019, disponível em: https://repositorio.cgu.gov.br/bitstream/1/38851/5/Relatorio_de_gestao_2017.pdf
- MMA, Ministério do Meio Ambiente (2016) *Planos Estaduais de Resíduos Sólidos*. Ministério do Meio Ambiente. Acesso em 16 de ago. de 2019, disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/item/10611-planos-estaduais.html>

- Pereira, S. S., Curi, R. C. (2013) Modelos de gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos: a importância dos catadores de materiais recicláveis no processo de gestão ambiental. In: Lira, W. S., Cândido, G. A. (Eds.), *Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa [online]*, EDUEPB, Campina Grande, 149–172.
- Pereira, S. S., Curi, R. C., Curi, W. F. (2018) Uso de indicadores na gestão dos resíduos sólidos urbanos : uma proposta metodológica de construção e análise para municípios e regiões. *Eng Sanit Ambient*, **23**(3), 471–483.
- Ribeiro, H., Jacobi, P. R., Besen, G. R., Gunther, W. M. R., Demajorovic, J., Viveiros, M. (2009) *Coleta seletiva com inclusão social: cooperativismo e sustentabilidade*, Annablume, São Paulo, 111 pp.
- Santiago, L. S., Dias, S.M.F. (2012) Matriz de indicadores de sustentabilidade para a gestão de resíduos sólidos urbanos. *Eng Sanit Ambient*, **17**(2), 203–212.
- Da Silva, J. S. (2015) Gestão de resíduos sólidos e sua importância para a sustentabilidade urbana no Brasil: uma análise regionalizada baseada em dados do SNIS. *Boletim regional, urbano e ambiental*, **12**(2015) 61–70.
- Vecchi, T. P. B., Surco, D. F., Constantino, A. A., Steiner, M. T. A., Jorge, L. M. M., Ravagnani, M. A. S. S., Paraíso, P. R. (2016) A sequential approach for the optimization of truck routes for solid waste collection. *Process Safety and Environmental Protection*, **10**(2), 238-250.
- Worrell, W., Vesilind, P. (2001) *Solid waste engineering*. 2ª ed. Stamford: Cengage Learning. 432 pp.
- Yadav, V., Bhurjee, A. K., Karmakar, S., Dikshit, A. K. (2017) A facility location model for municipal solid waste management system under uncertain environment. *Science of the Total Environment*, **60**(3), 760-771.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

BALANÇO DE MASSA DE DQO PARA REATORES UASB MODIFICADO TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO EM ESCALA PLENA

* Ana Caroline de Paula Patulski ¹
Orlando Antonio Duarte Hernández ¹
Miguel Mansur Aisse ¹
Gustavo Rafael Collere Possetti ²

COD MASS BALANCE FOR MODIFIED UASB REACTORS TREATING SANITARY SEWAGE ON A FULL SCALE

Recibido el 27 de febrero de 2020; Aceptado el 31 de enero de 2021

Abstract

Anaerobic technology is widely used for treatment of sanitary sewage, specifically the Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactors. To control the performance of these reactors, the mass balance can be used, clarifying the routes of the organic material, assisting in the evaluation of the system efficiency, identifying the process output compounds and providing support in the approval of new methodologies. Therefore, the general objective of this study was to evaluate the COD mass balance, for modified UASB reactors, treating sanitary sewage on a full scale. For equating the mass balance, a characterization of the influent, effluent, sludge and biogas was carried out between July 2018 and November 2018. The results showed a percentage of 32.66 %, 24.24 %, 10.29 %, 4.56 % and 1.65 % for COD transformed into biomass and eliminated with the effluent, COD not transformed and eliminated soluble to the effluent, COD transformed into methane and present in the biogas, COD employed to reduce sulfate and COD transformed into biomass and maintained in the system, respectively.

Keywords: biogas, wastewater treatment plant (WWTP), real time measurement, dissolved methane.

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA), Universidade Federal do Paraná (UFPR), Brasil.

² Programa de Mestrado Profissional em Governança e Sustentabilidade, Instituto Superior de Administração e Economia do Mercosul (ISAE-FGV) e Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), Brasil.

*Autor correspondente: Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA), Universidade Federal do Paraná (UFPR), Campus Centro Politécnico, Setor de Tecnologia, Bloco V, Jardim das Américas, Curitiba/PR, Brasil, CEP: 81.531-990. E-mail: aanacarolinepaulaa@hotmail.com

Resumo

A tecnologia anaeróbia é grandemente empregada para o tratamento do esgoto sanitário, especificamente os reatores de fluxo ascendente e manta de lodo (Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB). Para controlar a performance desses reatores, o balanço de massa pode ser utilizado, esclarecendo as rotas do material orgânico, auxiliando na avaliação da eficiência do sistema, identificando os compostos de saída do processo e fornecendo suporte na homologação de novas metodologias. Diante disso, o objetivo geral deste estudo foi avaliar o balanço de massa de DQO, para reatores UASB modificado, tratando esgoto sanitário em escala plena. Para equacionamento do balanço de massa, realizou-se entre os meses de julho de 2018 e novembro de 2018 uma caracterização do esgoto afluente, efluente, lodo e biogás. Os resultados apresentaram percentual de 32.66 %, 24.24 %, 10.29 %, 4.56 % e 1.65 % para DQO transformada em biomassa e eliminada junto ao efluente, DQO não transformada e eliminada solúvel ao efluente, DQO transformada em metano e presente no biogás, DQO empregue para redução do sulfato e DQO transformada em biomassa e mantida no sistema, respectivamente.

Palavras chave: biogás, estação de tratamento de esgoto (ETE), mensuração em tempo real, metano dissolvido.

Introdução

No Brasil e em países da América Latina e Caribe, por conta das favoráveis condições climáticas e da baixa cobertura sanitária, os reatores anaeróbios, notadamente os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), vêm sendo muito utilizados para tratamento do esgoto doméstico. O que os torna vantajosos, quando comparado com lodos ativados, é a pouca formação de lodo, pequena área para instalação, produção de energia, por conta da formação de biogás, dentre outros (Chernicharo, 2011 e Noyola *et al.*, 2012, Ross *et al.*, 2016, Schneiders *et al.*, 2018).

Comumente, nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) que empregam sistemas anaeróbios, o parâmetro global utilizado como indicador de matéria orgânica é a Demanda Química de Oxigênio (DQO). No uso dessa tecnologia, 50 a 80 % do material orgânico total que alimenta o sistema é transformado em biogás, 5 a 15 % em biomassa (lodo) e de 10 a 30 % equivale ao material não transformado que sai do sistema junto ao esgoto efluente (Chernicharo, 2011). Assim, cada uma das parcelas mencionadas, podem ser determinadas por intermédio do balanço de massa.

O balanço de massa pode ser empregue na gestão das ETEs, podendo esclarecer as rotas do material orgânico dentro dos reatores, auxiliar na verificação da eficiência do processo, identificar os compostos de saída do sistema e fornecer suporte na homologação de novas metodologias (SEGHEZZO, 2004). Conforme apresentado na Equação 1, no cálculo do balanço de massa é imprescindível avaliar todas as rotas de transformação do material orgânico no sistema, desde aquelas transformadas em metano, reduzidas a sulfetos, convertidas em lodo, até aquelas perdas solubilizadas no efluente ou não convertidas (Lobato *et al.*, 2012).

$$DQO_{afl} = DQO_{efl_{sol}} + DQO_{lodo_{ret}} + DQO_{lodo_{efl}} + DQO_{CH_4_{biogás}} + DQO_{CH_4_{perdas}} + DQO_{sulf_{red}} \quad \text{Equação (1)}$$

Em que:

DQO_{afl} : massa diária de material orgânico no afluente;

$DQO_{efl_{sol}}$: massa diária de material orgânico solubilizado no efluente;

$DQO_{lodo_{ret}}$: massa diária de material orgânico transformado em biomassa e retido no sistema;

$DQO_{lodo_{efl}}$: massa diária de material orgânico transformado em biomassa e eliminado junto ao efluente;

$DQO_{CH_4_{biogás}}$: massa diária de material orgânico transformado em metano presente no biogás;

$DQO_{CH_4_{perdas}}$: massa diária de material orgânico transformado em metano e eliminado dissolvido no efluente ou com o gás residual;

$DQO_{sulf_{red}}$: massa diária de material orgânico usado por Bactérias Redutoras de Sulfato (BRS) na redução de sulfato.

Pesquisas conduzidas em escala piloto e de demonstração, realizadas por Souza (2010), apontaram percentuais de 14 a 24 % para o material orgânico solubilizado no efluente, 10 a 20 % para o transformado em biomassa e eliminado junto ao efluente, 8 a 10 % para o transformado em biomassa e mantido no sistema, 24 a 30 % para o transformado em metano presente no biogás, 16 a 18 % para o transformado em metano e eliminado dissolvido no efluente e 4 a 5 % para o utilizado na redução do sulfato.

Lobato *et al.* (2012) propuseram um modelo para realização do balanço de massa de DQO. O modelo matemático elaborado considerou três cenários (pior, típico e melhor) que acarretam em índices de recuperação de metano diferentes. O pior cenário contemplou elevadas concentrações de sulfato, baixa eficácia na remoção de matéria orgânica, e elevados índices de perdas de metano, conseqüentemente, a quantidade de metano disponível para uso, gerado pela conversão da DQO, foi menor. Já para o melhor cenário, que contemplou condições de entrada opostas, a quantia de metano disponível para utilização foi maior. Ainda assim, com o uso do modelo, do total de DQO afluente, entre 30 e 40 % foi eliminada solúvel ao efluente (40 % para a pior situação e 30 % para a melhor), 13 a 15 % foi convertida em lodo, 3 a 7 % foi utilizada para redução de sulfato, 11 a 17 % foi transformada em metano e eliminada dissolvida ao efluente e 19 a 39 % foi transformada em metano presente no biogás (Lobato *et al.*, 2012).

Destaca-se ainda que os elementos gasosos se solubilizam em meio líquido, seja em maior ou menor quantidade, fato este que prejudica a captura e o transporte para o local correto, visto que, os gases saem dissolvidos no efluente e/ou por meio de outra rota de desprendimento (Souza, 2010). A exemplo disso, Souza (2010) apresentou concentrações de metano dissolvido entre 17 e 21 mg.L⁻¹, o que corresponde a mais de 30 % de todo o metano gerado no processo, Gervasoni e Cantão (2011) obtiveram concentrações de 10 mg.L⁻¹, Nelting *et al.* (2017) de 8.5 mg.L⁻¹ e Agrawal, Harada e Okui (1997) e Keller e Hartley (2003) apresentaram perda de metano de 50 % e 14 %, respectivamente.

Diante do exposto, é notório que o balanço de massa de DQO pode ser aplicado como ferramenta de suporte no gerenciamento da performance dos reatores anaeróbios em ETEs. Além disso, como existem poucas pesquisas concernentes ao tema, sobretudo em escala plena, faz-se necessário o desenvolvimento de novos estudos. Destaca-se ainda que, por conta da existência de reatores anaeróbios do tipo UASB com diferentes concepções, espera-se um balanço de massa de DQO com resultados diversos, em consequência de cada tipologia.

Deste modo, o trabalho proposto teve por objetivo realizar uma avaliação do balanço de massa de DQO, para reatores UASB modificado, tratando esgoto sanitário, em escala plena, buscando detalhar os percentuais de transformação do material orgânico dentro do sistema, com base nas particularidades dos reatores.

Materiais e métodos

Área de estudo

A ETE objeto de estudo está localizada na cidade de Curitiba no estado do Paraná. É uma estação de médio porte que atende cerca de 252.764 habitantes e possui vazão de projeto de $0.44 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ($440 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$), mas no momento atual trata em média $0.32 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ($320 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$).

É composta por tratamento preliminar com dois gradeamentos manuais de 10 e 5 cm, respectivamente, um gradeamento mecanizado de 6 mm, um desarenador do tipo Dorr-Oliver e uma calha *Parshall*.

Possui também seis reatores anaeróbios UASB modificado, para tratamento do efluente. Cada reator possui capacidade nominal de $0.07 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ($70 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$), área útil total de 94.5 m^2 , capacidade volumétrica de aproximadamente 2000 m^3 e tempo de detenção hidráulica (TDH) de aproximadamente 8 horas. Os reatores UASB modificado apresentam como particularidade um maior espaçamento entre o separador trifásico e a área de decantação, o que propicia a saída dos flocos flotados mais finos de lodo (ROSS, 2015). A Figura 1 ilustra importantes características dos reatores UASB tradicional e modificado.

A estação conta ainda com uma lagoa aerada mecanizada, com aproximadamente 14 aeradores e uma lagoa de decantação, ambas utilizadas para pós-tratamento do esgoto doméstico. O lodo é encaminhado ao desaguamento mecanizado, na sequência passa pela estabilização alcalina prolongada e por fim é destinado para uso agrícola. O biogás é destruído em queimadores enclausurados, com eficácia acima de 99 %.

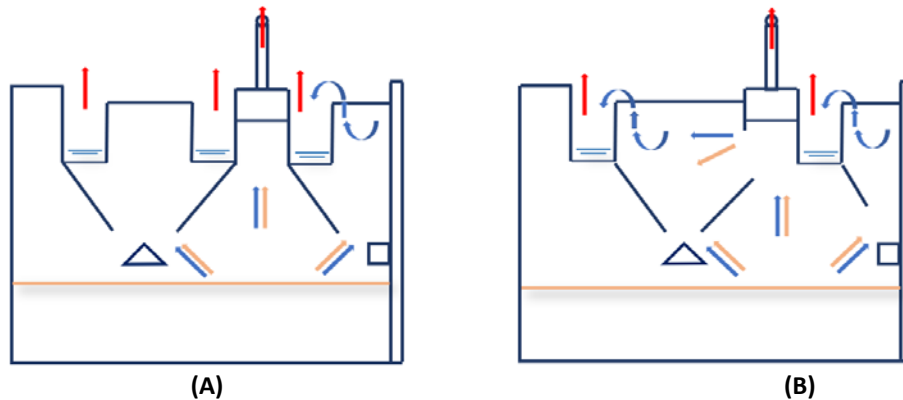


Figura 1. Representação das diferenças entre os reatores tipo UASB: (A) Corte em perfil de um sistema de reator UASB tradicional; (B) Corte em perfil de um sistema de reator UASB modificado.

Nota: setas azuis - sentido do efluente; setas laranja - sentido dos sólidos; e, setas vermelhas - sentido do gás.

Fonte: adaptado de Paula (2019).

A fim de determinar o balanço de massa em termos de DQO, para os reatores UASB modificado, realizou-se uma caracterização do esgoto de entrada e saída da ETE, bem como do lodo e do biogás formados durante o tratamento, mensurando-se os parâmetros necessários para o cálculo. Com os resultados obtidos utilizou-se o equacionamento estabelecido por Souza (2010) para determinar as parcelas de transformações do material orgânico dentro do sistema.

Coleta e caracterização do esgoto

Todas as análises necessárias para o equacionamento do balanço de massa (DQO afluente, metano dissolvido, DQO efluente, DQO efluente filtrada, sulfato afluente, sulfato efluente, sólidos totais voláteis (STV) no lodo) foram realizadas em laboratório, em conformidade com as orientações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). A análise de metano dissolvido foi realizada por cromatografia a gás.

Para coleta do esgoto afluente e efluente utilizou-se dois amostradores automáticos, os quais foram instalados para coletarem amostras de 1.0 L a cada uma hora, durante três dias seguidos em uma semana, sendo que esse processo foi repetido entre os meses de julho de 2018 e novembro de 2018. As amostras foram removidas dos amostradores após um dia de coleta, retirando-se por vez, 24 amostras. Quanto à vazão de esgoto, a mesma foi obtida por meio de um medidor ultrassônico de vazão, marca Nivetec, modelo SPA 390, série Easy Treck, com resolução de $\pm 0.2\%$ e saída com sinais analógicos padrão 4 – 20 mA, associado à calha *Parshall* da própria ETE.

A amostragem da fase sólida (manto de lodo) foi realizada 3 vezes ao dia, também durante uma semana, ao longo dos cinco meses de monitoramento. Foram utilizados os seis reatores para avaliação, sendo que primeiramente foi feita a coleta pontual em cada reator, e na sequência o lodo coletado foi misturado, objetivando uma amostra composta de todos os reatores da ETE.

Como os parâmetros DQO afluente, DQO efluente, DQO efluente filtrada e vazão de esgoto foram medidos 24 vezes ao dia, totalizaram 1.440 dados amostrados, já os outros parâmetros (sulfato afluente, sulfato efluente, metano dissolvido e STV no lodo), devido as suas peculiaridades, como realização imediata e necessidade de preservante, foram amostrados 3 vezes ao dia, totalizando 180 dados amostrados. Dessa forma, tem-se 1.575 dados amostrados para fase líquida e 45 para fase sólida.

Coleta e caracterização do biogás

Para caracterização do biogás utilizou-se um medidor de vazão por dispersão térmica e um medidor de qualidade, ambos foram alocados na tubulação de saída do biogás para os queimadores. A Figura 2 apresenta a posição desses instrumentos na ETE.

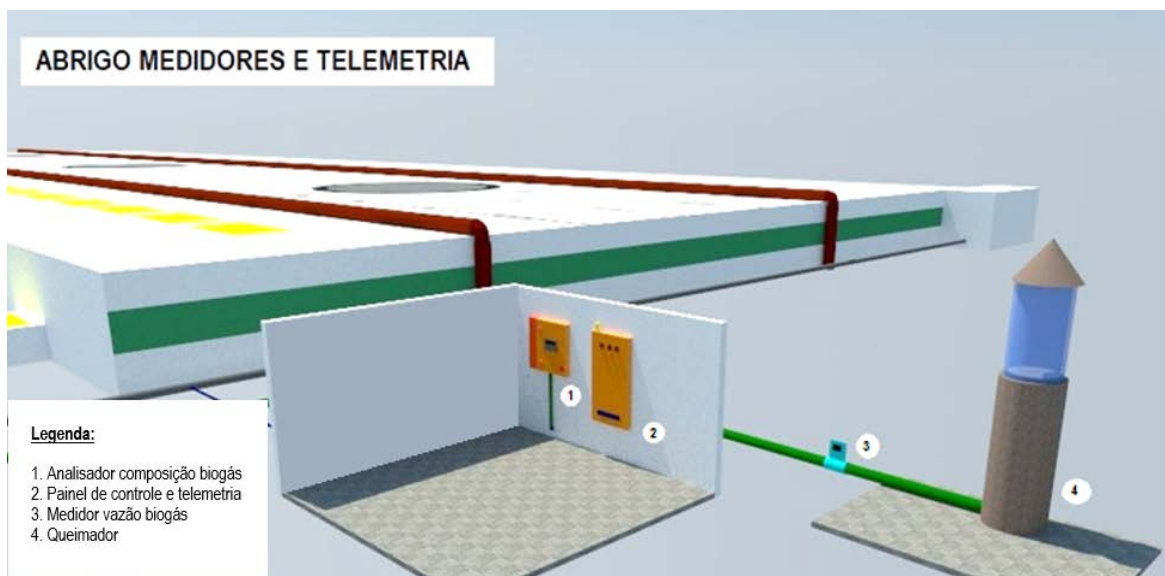


Figura 2. Representação esquemática do posicionamento dos equipamentos de medição da fase gasosa.

Fonte: Paula (2019).

Para determinação da vazão de biogás utilizou-se um medidor por dispersão térmica, da marca *Magnetrol*, modelo *Thermathel® TA2 Enhanced*, com resolução de $\pm 1\%$ e faixa de medição entre 0.05 e 200 $\text{N.m}^3.\text{s}^{-1}$. Esse medidor conta com uma sonda e sensores de temperatura, é resistente a corrosão e não possui partes móveis, o que simplifica sua instalação e manutenção. Para normalização das vazões de biogás em conformidade com as condições de Curitiba/PR foram instalados na linha de saída do gás, medidores de temperatura e pressão.

O medidor de vazão foi conectado a um *datalogger*, configurado para memorizar e arquivar os dados a cada 30 segundos. Como o dispositivo de armazenamento de dados possui entrada USB, a coleta dos resultados foi efetuada por meio da inserção de um instrumento compatível com a entrada.

Para determinação das concentrações dos principais compostos do biogás utilizou-se um medidor fixo de gases, denominado *BioControl*, da marca Sewerin, modelo *Multitec 545*, o qual mede metano e dióxido de carbono por meio do método infravermelho e sulfeto de hidrogênio e oxigênio pelo método eletroquímico.

Esse medidor além de arquivar todos os dados na memória interna, forneceu os resultados instantaneamente na tela. Além disso, também foi conectado a um sistema de telemetria via *General Packet Radio Service* (GPRS), portanto, a cada 5 minutos os dados foram transmitidos e armazenados em uma plataforma *online* (www.konvex-scada.com).

Diante disso, como as aferições foram efetuadas ao longo de três dias seguidos em uma semana e o método foi reproduzido durante os cinco meses de avaliação, tem-se 43.200 dados de vazão de biogás e 4.320 dados de cada componente do biogás, totalizando 60.480 resultados amostrados.

Maiores informações e detalhamentos sobre os materiais e metodologias utilizados para desenvolvimento da pesquisa, estão disponíveis em Paula (2019).

Equacionamento do balanço de massa

As parcelas do balanço de massa foram calculadas por meio do equacionamento apresentado por Souza (2010), sendo que foram utilizadas as médias diárias de cada parâmetro e alguns critérios foram ajustados em conformidade com as condições da ETE de estudo (Paula, 2019). Foram calculadas todas as parcelas exemplificadas na Figura 3.

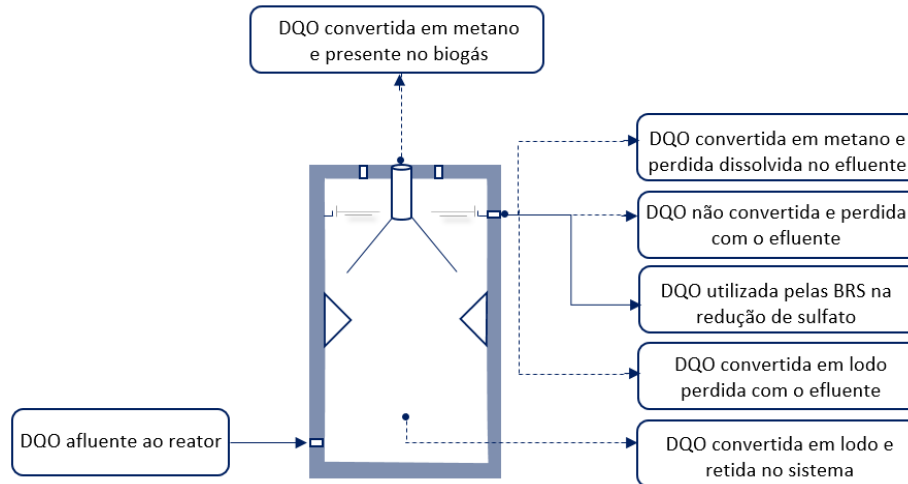


Figura 3. Diagrama esquemático das parcelas de transformações do material orgânico calculadas no balanço de massa de reatores UASB modificado. *Fonte: Paula (2019).*

A massa diária de DQO afluyente ao reator foi calculada a partir da Equação 2.

$$DQO_{afluyente\ total} = Q_L \times DQO_{afluyente} \times 0,0864 \quad \text{Equação (2)}$$

Em que:

$DQO_{afluyente\ total}$: massa diária de DQO afluyente ao reator (kgDQO.d^{-1});

Q_L : vazão de esgoto (L.s^{-1});

$DQO_{afluyente}$: concentração do material orgânico afluyente ao reator (mg.L^{-1});

0.0864: fator para conversão de unidades.

Para cálculo da massa diária de DQO transformada em metano e presente no biogás, empregou-se a Equação 3. Para estabelecer a densidade do metano, foi utilizada a Equação de Clapeyron, obtendo resultado de 0.569 g.L^{-1} , considerando que o estudo foi realizado em Curitiba/PR ($T_{amb} = 25 \text{ }^\circ\text{C}$ e $P_{atm} = 0,87 \text{ atm}$). Assim, por meio da densidade e da relação de transformação de DQO em metano de 4:1, obteve-se o coeficiente estequiométrico de $2.276 \text{ g DQO.LCH}_4^{-1}$.

$$DQO_{CH_4\ biogás} = Q_{biogás} \times CH_{4\ biogás} \times 2,276 \times 86,4 \quad \text{Equação (3)}$$

Em que:

$DQO_{CH_4\ biogás}$: massa diária de DQO transformada em metano e presente no biogás (kgDQO.d^{-1});

$Q_{biogás}$: vazão de biogás (N.L.s^{-1});

$CH_{4\ biogás}$: concentração de metano presente no biogás (%);

$2.276 \text{ gDQO.LCH}_4^{-1}$ a $25 \text{ }^\circ\text{C}$ e 0.87 atm : coeficiente estequiométrico;

86.4: fator para conversão de unidades.

A massa diária de DQO transformada em metano e dissolvida no efluente foi determinada por meio da Equação 4, considerando que 16 gramas de CH₄ produzido correspondem à remoção de 64 gramas de O₂ (DQO) (relação estequiométrica de 4.0 g DQO.1.0 gCH₄⁻¹).

$$DQO_{CH_4 \text{ dissolvido}} = (Q_L \times CH_{4 \text{ dissolvido}} \times 4) \times 0,0864 \quad \text{Equação (4)}$$

Em que:

DQO_{CH₄ dissolvido}: massa diária de DQO transformada em metano e dissolvida no efluente (kgDQO.d⁻¹);

Q_L: vazão de esgoto (L.s⁻¹);

CH₄_{dissolvido}: concentração de metano dissolvido no efluente (mg.L⁻¹);

4.0 g DQO. 1.0 g CH₄⁻¹: coeficiente estequiométrico;

0.0864: fator para conversão de unidades.

A massa diária de DQO não transformada e eliminada solúvel com o efluente foi calculada por meio da Equação 5.

$$DQO_{\text{efluente solúvel}} = Q_L \times DQO_{\text{efluente filtrada}} \times 0,0864 \quad \text{Equação (5)}$$

Em que:

DQO_{efluente solúvel}: massa diária de DQO não transformada e eliminada solúvel junto ao efluente (kgDQO.d⁻¹);

Q_L: vazão de esgoto (L.s⁻¹);

DQO_{efluente filtrada}: concentração de matéria orgânica efluente filtrada (mg.L⁻¹);

0.0864: fator para conversão de unidades.

A massa diária de DQO utilizada pelas BRS na redução de sulfato foi determinada conforme Equação 6, considerando que 96 gramas de SO₄⁻² reduzidas correspondem ao consumo de 64 gramas de O₂ (DQO) (relação estequiométrica de 1.0 g DQO.1.5 g SO₄²).

$$DQO_{\text{sulfato redução}} = \{Q_L \times [(SO_{4_1} - SO_{4_2}) \times (\frac{1}{1,5})] \times 0,0864 \quad \text{Equação (6)}$$

Em que:

DQO_{sulfato redução}: massa de DQO utilizada pelas BRS na redução de sulfato (kgDQO.d⁻¹);

Q_L: vazão de esgoto (L.s⁻¹);

SO₄₁: concentração de sulfato afluente ao reator (mg.L⁻¹);

SO₄₂: concentração de sulfato efluente ao reator (mg.L⁻¹);

1.0 g DQO. 1.5 g SO₄²: coeficiente estequiométrico;

0.0864: fator para conversão de unidades.

A Equação 7 foi empregue para cálculo da massa diária de DQO transformada em biomassa e retida no sistema.

$$DQO_{\text{lodo retido}} = \left[\frac{(\text{massa}_{STV_{t_2}} - \text{massa}_{STV_{t_1}})}{t_2 - t_1} \right] \times 4,60 \quad \text{Equação (7)}$$

Em que:

$DQO_{\text{lodo retido}}$: massa diária de DQO transformada em biomassa e retida no reator ($\text{kgDQO}\cdot\text{d}^{-1}$);

Massa STV_{t_1} : massa de sólidos totais voláteis no lodo no tempo 1 (kg STV);

Massa STV_{t_2} : massa de sólidos totais voláteis no tempo 2 (kg STV);

t_1 : tempo 1 (d);

t_2 : tempo 2 (d);

$4.60 \text{ gDQO}\cdot\text{gSTV}^{-1}$ (coeficiente calculado com base nos dados de DQO e STV da própria ETE).

A massa diária de DQO transformada em biomassa e eliminada junto ao efluente foi determinada por meio da Equação 8.

$$DQO_{\text{lodo efluente}} = Q_L \times (DQO_{\text{efluente total}} - DQO_{\text{efluente filtrada}}) \times 0,0864 \quad \text{Equação (8)}$$

Em que:

$DQO_{\text{lodo efluente}}$: massa diária de DQO transformada em biomassa e eliminada com o efluente ($\text{kgDQO}\cdot\text{d}^{-1}$);

Q_L : vazão de esgoto ($\text{L}\cdot\text{s}^{-1}$);

$DQO_{\text{efluente total}}$: concentração matéria orgânica efluente ao reator ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);

$DQO_{\text{efluente filtrada}}$: concentração de matéria orgânica efluente filtrada ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);

0.0864: fator para conversão de unidades.

Tratamento e avaliação dos resultados

Para apresentação dos resultados do balanço de massa ao longo dos meses foram desenvolvidos gráficos no *software* Origin® Pro 8. Utilizaram-se gráficos *boxplot* para exibir as cargas diárias de DQO, apresentando todos os *outliers*, medianas, máximos, mínimos e quartis, também foram utilizados gráficos de barras, apresentando os percentuais das parcelas de conversão do material orgânico. Ademais, visando verificar a relação entre as variáveis utilizadas, por meio do *software* estatístico Minitab® 18, foram realizadas análises estatísticas de correlação por meio dos métodos de Spearman e Kendall Tau – b, sendo que ambos demonstraram resultados análogos. Destaca-se que essas metodologias não-paramétricas foram utilizadas pois os dados não seguiram uma distribuição normal, o que foi confirmado pela análise de Normalidade de Anderson Darling. Além disso, para todos os testes utilizou-se o nível de confiança de 95 % ($\alpha = 0.05$) e o desvio padrão como incerteza de aferição.

Resultados e discussões

Após o monitoramento dos reatores UASB modificado, determinou-se a estatística descritiva dos parâmetros utilizados para realização do balanço de massa, as quais se encontram apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Estatística descritiva dos parâmetros utilizados no balanço de massa de reatores UASB modificado.

Parâmetros	N	Média	Mediana	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
Vazão de esgoto ($L.s^{-1}$)	360	341	361	117	604	84
DQO afluente ($mg.L^{-1}$)	360	651	646	292	1921	49
DQO efluente ($mg.L^{-1}$)	360	370	373	130	784	122
DQO efluente filtrada ($mg.L^{-1}$)	360	161	160	57	404	36
Sulfato afluente ($mg.L^{-1}$)	45	51.01	50.90	25.31	96.70	11.26
Sulfato efluente ($mg.L^{-1}$)	45	19.41	14.84	10.27	54.62	9.74
Metano dissolvido ($mg.L^{-1}$)	45	13.40	13.77	3.85	19.95	5.32
STV lodo ($\% m.m^{-1}$)	45	3.76	3.49	2.13	14.95	1.54
Vazão de biogás ($N.L.s^{-1}$)	43.200	12.05	10.59	6.17	29.33	2.07
Metano no biogás ($\%$)	4.320	81	82	0.04	90	70

A Figura 4, através de gráficos *boxplot*, apresenta os valores referentes a carga de DQO afluente e aquelas convertidas ou não no sistema. Destaca-se que nesses gráficos os limites referem-se aos valores de máximo e mínimo, a altura do retângulo é definida pelo primeiro e terceiro quartil, e a linha que secciona o retângulo refere-se ao segundo quartil (mediana).

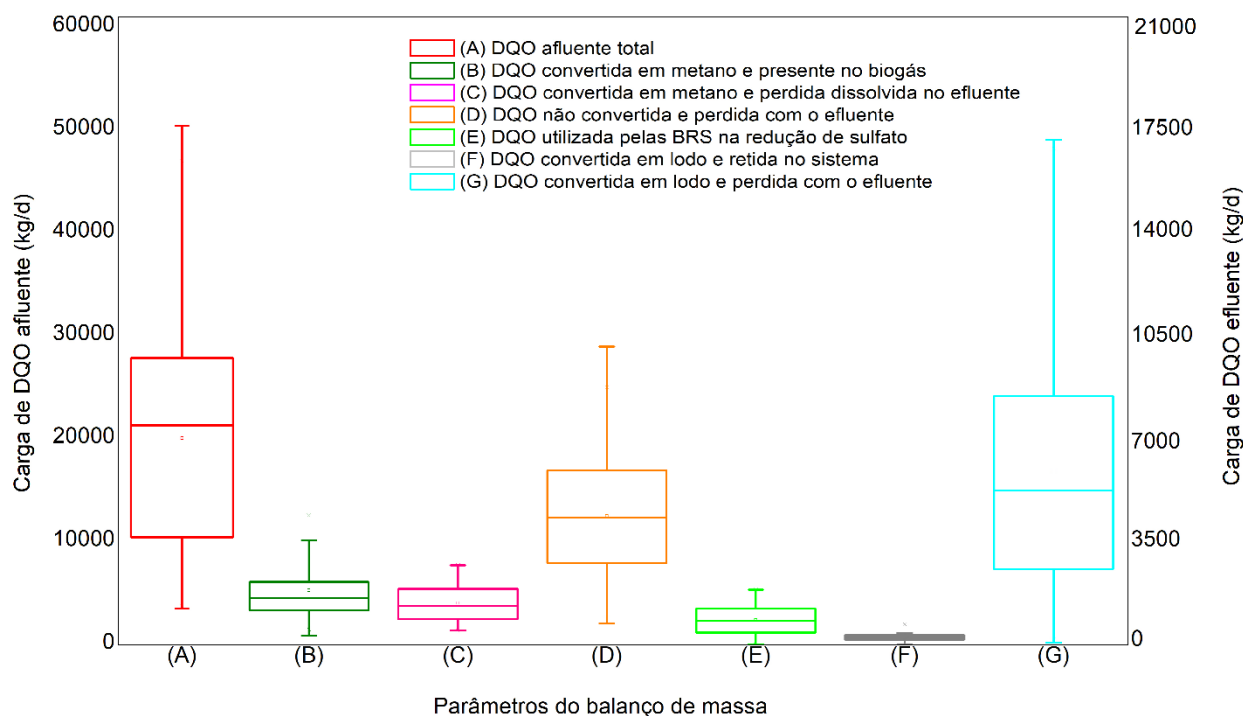


Figura 4. Balanço de massa em reatores UASB modificado.

Fonte: adaptado de Paula (2019).

O valor médio obtido para massa diária de DQO afluyente foi de $19.102 \pm 10.848 \text{ kg.d}^{-1}$. A massa diária de DQO convertida em metano, tanto presente no biogás quanto eliminada junto ao efluente, foi de $1.965 \pm 1033 \text{ kg.d}^{-1}$ e $1.499 \pm 635 \text{ kg.d}^{-1}$, respectivamente. A massa diária de DQO não convertida e eliminada junto ao efluente foi de $4.629 \pm 2.172 \text{ kg.d}^{-1}$. A massa diária de DQO utilizada pelas BRS na redução de sulfato foi de $892 \pm 541 \text{ kg.d}^{-1}$. Por fim, a massa diária de DQO convertida em lodo, tanto perdida com o efluente quanto retida no sistema foi em média de $6.239 \pm 4213 \text{ kg.d}^{-1}$ e $315 \pm 190 \text{ kg.d}^{-1}$, de modo respectivo.

A Figura 5 apresenta os resultados percentuais das parcelas do balanço de massa em termos de DQO.

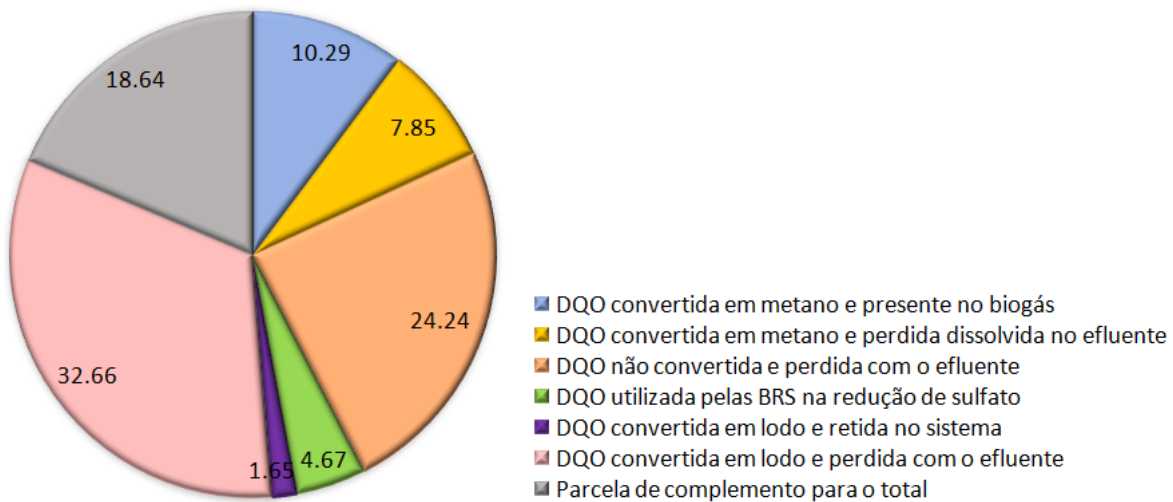


Figura 5. Percentuais para cada parcela de transformações do material orgânico em reatores UASB modificado.
Fonte: adaptado de Paula (2019).

Nota-se que de toda DQO que entra no reator, 32.66 % foi transformada em lodo e eliminada junto ao esgoto efluente, sendo que este valor encontra-se superior ao apresentado na literatura. Carrasco (1992), por exemplo, obteve para parcela de DQO transformada em lodo (perdido e retido) valor de aproximadamente 10 %, Bressan (2016) obteve de 3 a 15 % e Souza (2010) obteve para DQO transformada em lodo (perdido) valores entre 14 e 24 %. Quanto a parcela de DQO não convertida e eliminada dissolvida ao efluente, o resultado foi de 24.24 %, valor similar ao apresentado por Souza (2010) (14 a 24 %) e inferior ao citado por Bressan (2016) (3 a 15 %). Ambas essas parcelas foram as mais representativas do presente balanço de massa de DQO.

Das parcelas menos representativas do balanço tem-se a de DQO convertida em biomassa e retida no sistema, com valor de 1.65 %. Os resultados dessa parcela foram expressivamente inferiores aos de literatura, a exemplo disso, de 8 a 10 % do balanço de massa desenvolvido por Souza (2010) refere-se a essa parcela e para Carrasco (1992) a parcela de DQO convertida em lodo (perdido e retido) foi em torno de 10 %. Diante disso, salienta-se que, por tratar-se de uma ETE em escala plena, para o adequado funcionamento da estação ocorreram descartes periódicos de lodo, interferindo diretamente na quantificação da biomassa retida no sistema.

Além disso, as distinções observadas entre os resultados obtidos e os apresentados na literatura devem-se possivelmente às diferenças na concepção dos reatores anaeróbios do tipo UASB tradicional e do tipo UASB modificado, visto que, na seção de decantação do reator UASB tradicional, os sólidos fluem verticalmente, sendo desassociados do esgoto pela velocidade de fluxo do efluente inferior a velocidade de queda dos sólidos, diferente do observado para o reator UASB modificado, onde os sólidos percorrem horizontalmente a seção de decantação, possibilitando maior carregamento desse material junto ao esgoto efluente.

O valor obtido para parcela de DQO utilizada pelas BRS na redução de sulfato (4.67 %) pode ser explicado pelas concentrações de sulfato no esgoto afluente, as quais apresentaram valor médio de $51.01 \pm 25.31 \text{ mg.L}^{-1}$, estando este dentro do esperado e semelhante ao estabelecido na literatura por Souza (2010) e Lobato *et al.* (2012), que mencionam concentrações de sulfato no esgoto afluente de 42 mg.L^{-1} e entre 40 e 80 mg.L^{-1} , de modo respectivo.

O valor obtido para parcela de DQO transformada em metano e eliminada dissolvida com o efluente (7.85 %) foi menor que aqueles identificados por Singh *et al.* (1996), Seghezze (2004) e Souza e Chernicharo (2011), os quais obtiveram valores de 28 a 39 %, 18 % e 36 a 40 %, respectivamente. Isto posto, cabe salientar que assim como para a parcela de DQO transformada em lodo e retida no sistema, o resultado dessa parcela de DQO transformada em metano e eliminada dissolvida com o efluente é diretamente influenciado pela performance dos reatores UASB, uma vez que, nos reatores UASB modificado o efluente no captador de gás flui horizontalmente para os vertedores, de modo que, o gás dissolvido desorve-se do esgoto enquanto flui no sentido do transbordamento, diminuindo o aporte de gás dissolvido no esgoto.

Além disso, é notório que a parcela de DQO convertida em metano e perdida dissolvida no efluente variou bastante, indicando perda de potencial energético mesmo não sendo a de maior relevância no balanço. Para o metano dissolvido no efluente foi obtido valor médio de $13.40 \pm 3.85 \text{ mg.L}^{-1}$, superior ao encontrado por Gervasoni e Cantão (2011) e Nelting *et al.* (2017), que alcançaram valores de 10 e 8.5 mg.L^{-1} , respectivamente.

Para Brandt *et al.* (2018) a minimização e o controle do metano dissolvido podem ser realizados com o uso de coberturas, exaustão dos canais de efluente e/ou tecnologias avançadas de recuperação, como sistema a vácuo, por exemplo. Além dessa, muitas outras soluções tecnológicas de recuperação de metano dissolvido vêm sendo desenvolvidas em laboratório e em escala piloto, por exemplo, as apresentadas por Wasala *et al.* (2011), Cookney *et al.* (2016) e Brandt *et al.* (2016).

A perda de potencial energético no sistema representou 43 %, uma vez que do total de DQO convertida em metano (18.14 %), apenas 10.29 % corresponderam aquela presente no biogás e apta para uso. Para Souza (2010), a elevação na concentração de metano no biogás, sem decréscimo na concentração de metano dissolvido e de DQO efluente solúvel, está diretamente relacionada com o aumento no tempo de detenção hidráulica do reator. Essa asserção diverge do ocorrido no presente trabalho, visto que, o TDH dos reatores UASB modificado variou entre (11.68 ± 6.27) h, valor esse superior ao de projeto (8 h) e mesmo assim, foi obtido um pequeno valor para parcela de metano presente no biogás e um alto valor para parcela de DQO efluente solúvel.

Nota-se que o somatório das parcelas de transformações do material orgânico totalizou 81.36 %, ou seja, 18.64% da DQO de entrada foi transformada em partes não mensuradas, como, por exemplo, DQO transformada em metano e eliminada para atmosfera ou com o gás residual. Bressan (2016) menciona um percentual entre 7 e 7.5 % de DQO transformada em metano e perda de formas não mensuradas. Dentro desse contexto, destaca-se ainda que em dias específicos de monitoramento foram evidenciados vazamentos nas linhas de biogás, o que possivelmente contribuiu com o resultado dessas parcelas.

De acordo com a modelagem matemática proposta por Lobato *et al.* (2012), os resultados obtidos melhor se classificam como pior situação, relativo a elevadas concentrações de sulfato e perdas de metano, bem como baixa eficiência de remoção de DQO.

Lobato *et al.* (2012) obtiveram como maior parcela de seu balanço de massa a de DQO não convertida e eliminada solúvel ao esgoto efluente. Esse fato é similar ao identificado na presente avaliação, a qual classificou a respectiva parcela como a segunda com maior representatividade. A parcela de DQO convertido em metano e presente no biogás, encontrada por Lobato *et al.* (2012), foi cerca de 2 vezes superior a identificada no estudo em questão, e a parcela de DQO convertida em biomassa foi 21.31 % inferior, considerando DQO transformada em biomassa tanto a que fica retida no sistema, quanto a que é eliminada junto ao esgoto efluente. Essas diferenças possivelmente são por conta do funcionamento dos reatores UASB, visto que o presente estudo foi realizado em reatores UASB modificado e as simulações feitas por Lobato *et al.* (2012) foram para reatores UASB tradicional.

Conclusões

Como principal contribuição o artigo buscou descrever detalhadamente os processos de transformações do material orgânico em reatores UASB modificado, considerando as especificidades do sistema, com base em experimentos de grande escala, totalizando-se 1.575 dados amostrados para fase líquida, 60.480 para fase gasosa e 45 para fase sólida.

As parcelas mais representativas do balanço de massa foram de DQO transformada em biomassa e eliminada com o efluente (32.66 %) e DQO não transformada e eliminada solúvel ao esgoto (24.24 %).

A DQO transformada em biomassa e retida no sistema representou 1.65 %, valor este abaixo do de literatura e eventualmente influenciado pelos descartes periódicos de lodo e pela performance dos reatores. A DQO empregue para redução do sulfato foi de 4.67 %, valor este em conformidade com os já identificados por outros pesquisadores e diretamente relacionado com a concentração de sulfato, que foi em média de 51 mg.L⁻¹. Ambas foram as menos representativas do balanço de massa.

Obteve-se perda de potencial energético de aproximadamente 43 %, visto que, do total de DQO afluente, somente 10.29 foi recuperada como metano do biogás. O somatório das parcelas de transformação da matéria orgânica no sistema totalizou 81.36 %, assim, 18.64 % da DQO de entrada foi transformada em partes não medidas, como, por exemplo, DQO transformada em metano e eliminada para atmosfera ou com o gás residual. Ainda assim, ressalta-se que foram evidenciados vazamentos nas linhas de biogás, em dias específicos de avaliação, o que pode ter contribuído com essas parcelas.

Quando contrapostos os resultados almejados com os de literatura, foi demonstrado que a performance dos reatores UASB modificado influem de modo direto nas etapas de transformação do material orgânico e conseqüentemente no balanço de massa em termos de DQO.

Por fim, como aplicação, o estudo em questão serve como suporte para análise de novos processos, demonstrando a influência das diferentes concepções dos reatores anaeróbios do tipo UASB no funcionamento das ETEs e nos caminhos de degradação do material orgânico dentro sistema. Além disso, a dimensão das análises físico-químicas realizadas serve como suporte e embasamento para outras pesquisas e avaliações.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) e ao Projeto Brasil – Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético de Biogás no Brasil (PROBIOGÁS), pelo

financiamento da pesquisa. A Universidade Federal do Paraná (UFPR), a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações de Tratamento de Esgoto Sustentáveis (INCT ETEs Sustentáveis) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelo apoio demonstrado. A Organização dos Estados Americanos (OEA), a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES/UFPR) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão das bolsas.

Referências bibliográficas

- Agrawal, L. K., Harada, H., Okui, H. (1997) Treatment of Dilute Wastewater in a UASB Reactor at a Moderate Temperature: Performance Aspects. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, **83**(2), 179-184.
- ANA, Agência Nacional de Águas. (2017) *Atlas esgotos – Despoluição de bacias hidrográficas*. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília. Acesso em 15 de janeiro de 2020, disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br>
- APHA, American Public Health Association, AWWA, American Water Works Association, WEF, Water Environment Federation. (2012) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21^ª Ed. New York.
- Brandt, E. M. F., Duarte, F. V., Vieira, J. P. R., Melo, V. M., Souza, C. L., Araújo, J. C., Chernicharo, C. A. L. (2016) The use of novel packing material for improving methane oxidation in biofilters. *Journal of Environmental Management*.
- Brandt, E. M. F., Santos, J. M. B., Souza, C. L., Possetti, G. R. C., Bressani Ribeiro, T. B., Carvalho Júnior, A. N., Chernicharo, C. A. L. (2018) Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 4: Controle de corrosão e emissões gasosas. *Revista DAE – edição especial*, **66**(214), 56-72.
- Bressan, T. C. S. (2016) Diagnóstico e avaliação dos reatores UASB da ETE Paranoá-DF. Monografia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, 83 pp.
- Carrasco, K. I. A. (1992) Balanço de massa e energia: aplicação ao tratamento de esgoto sanitário com reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) à temperatura de 20 °C. Dissertação de mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 212 pp.
- Chernicharo, C. A. L. (2011) *Reatores anaeróbios*. 2^a ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. 380 pp. (Coleção Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.5)
- Cookney, J., Mcleod, A., Mathioudakis, V., Ncube, P., Soares, A., Jefferson, B., Mcadam, E. J. (2016) Dissolved methane recovery from anaerobic effluents using hollow fibre membrane contactors. *Journal of Membrane Science*, **502**, 141–150.
- Gervasoni, R., Cantão, M. P. (2011) Produção de metano a partir da digestão anaeróbia: relação entre teoria e prática. *Espaço energia*, **15**, 13-20.
- Keller, J., Hartley, K. (2003) Greenhouse gas production in wastewater treatment: process selection is the major factor. *Water Science and Technology*, **47**(12), 43-48.
- Lobato, L. C. S., Chernicharo, C. A. L., Souza, C. L. (2012) Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater. *Water Science & Technology*, **66**(12), 2745-2753.
- Nelting, K., Trautmann, N., Caicedo, C., Weichgrebe, D., Rosenwinkel, K. H., Costa, F. J. O. G., Possetti, G. R. C. (2017) Constraints on the dissolved methane in the effluent of full scale municipal UASB reactors. *14th IWA Leading Edge Conference on Water and Wastewater Technologies*. Florianópolis, Santa Catarina.

- Noyola, A., Morgan-Sagastume, J. M., Lopez-Hernandez, J. E. (2006) Treatment of biogas produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: odor control and energy/resource recovery. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, **5**(1), 93-114.
- Noyola, A., Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J. M., Güereca, L. P., Hernández-Padilla, F. (2012) Typology of municipal wastewater treatment technologies in Latin America. *Clean - Soil, Air Water*, **40**(9), 926-932.
- Paula, A. C. (2019) *Avaliação integrada do desempenho de reatores anaeróbios do tipo UASB tratando esgoto doméstico em escala real*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Paraná, 221 pp.
- Ross, B. Z. L. (2015) *Escuma de reatores anaeróbios tratando esgotos domésticos em escala real: produção, caracterização e proposição de parâmetros para seu gerenciamento*. Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Paraná, 163 pp.
- Ross, B. Z. L., Costa, F. J. O. G., Marques, C. J., Froehner, S., Aisse, M. M. (2016) Avaliação do efeito da velocidade ascensional do esgoto bruto e a frequência de retirada de lodo na geração de espuma em reatores UASB operando em escala plena. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **9**(3), 349-362.
- Schneiders, D., Silva, J. D., Lapa, K. R., Pinheiro, A. (2018) Tratamento de lodo da indústria têxtil e produção de biogás em reator UASB. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **11**(2), 182-201.
- Seghezzo, L. (2004) *Anaerobic Treatment of domestic wastewater in subtropical regions*. Wageningen University, Wageningen, the Netherlands, 133 pp.
- Singh, K. S., Viraraghavan, T. (1998) Start-up and Operation of UASB Reactors at 20° C for Municipal Wastewater Treatment. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, **85**(6), 609-614.
- Souza, C. L. (2010) *Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB*. Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, 147 pp.
- Souza, C. L., Chernicharo, C.A.L. (2011) Quantification of dissolved methane in UASB reactors treating domestic wastewater under different operating conditions. *Water Science and Technology*, **64**, 2259–2264.
- Van Haandel, A., Lettinga, G. (1994) *Tratamento anaeróbico de esgoto. Um manual para regiões de clima quente*. Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande, Brasil.
- Wasala, M. K. R. T. W. B., Satoh, H., Sasakawa, M., Nakahara, Y., Takahashi, M., Okabe, S. (2011) Removal of residual dissolved methane gas in an upflow anaerobic sludge blanket reactor treating low-strength wastewater at low temperature with degassing membrane. *Water Research*, **45**(11), 3533-3540.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

APLICAÇÃO DE TÉCNICAS ESTATÍSTICAS PARA IDENTIFICAÇÃO DE TENDÊNCIA PLUVIOMÉTRICA NO SUDESTE PARAENSE

* Raisa Rodrigues Neves¹
Rosa Maria da Luz Mendes¹
Luiza Carla Girard Mendes Teixeira¹

APPLICATION OF STATISTICAL TECHNIQUES FOR THE IDENTIFICATION OF PLUVIOMETRIC TREND IN SOUTHEAST PARAENSE

Recibido el 28 de febrero de 2020; Aceptado el 18 de septiembre de 2020

Abstract

The study of time series allowed analyzing possible externalities produced by the changes in the use of the soil or global climatic changes on the pluviometric regimes, emphasizing the detection of trends in series of hydrological observations, especially with respect to the precipitation. The objective of this study was to evaluate the occurrence of trends and/or variations in time series relative to annual rainfall indices and monthly indices, using the non-parametric Mann-Kendall and Sen estimators, considering the seasonality of the period Rainy and less rainy seasons recorded in Southeast Pará, using the historical series between 1986 and 2015 in 19 rainy seasons. The results showed that 73.69% of the rainfall stations did not present trends, while 26.31% of the stations showed a trend, 21.05% with negative tendencies and 5.26% with a positive trend. The analysis of the series in the rainy and less rainy season presented a reduction in the rainfall regime over the years. The month of March, considered the most rainy, presented a decrease in relation to the average value of the rainfall indices of 15.21% and the month of September, considered the least rainy, presented a reduction of 39.55%, however they were not Significant trends were detected in the monthly series, at the significance level of 5%, showing the low efficiency of this test in rainy seasons in the Amazon. The reduction of rainfall records can be directly related to the changes in the use and occupation of the soil and to the different intensities of atmospheric systems and climatic phenomena in the region.

Keywords: historical series, Mann-Kendall, precipitation.

¹ Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (LAESA), Universidade Federal do Pará (UFPA), Campus Belém, Brasil.

* *Autor Correspondiente:* Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (LAESA), Universidad Federal de Pará. Calle Augusto Corrêa, 01, Guamá, Campus Belém. Belém, Pará, Brasil. CEP 66075-110. Email: raisanevesufpa@gmail.com

Resumo

O estudo de séries temporais permitiu analisar possíveis externalidades produzidas pelas mudanças no uso do solo ou alterações climáticas globais sobre os regimes pluviométricos, enfatizando-se a detecção de tendências em séries de observações hidrológicas, especialmente com relação à precipitação. O objetivo deste estudo foi, com o auxílio dos testes não paramétricos de Mann-Kendall e estimador de *Sen*, identificar a ocorrência de tendências e/ou variações em séries temporais relativas aos índices anuais de precipitação pluviométrica e aos índices mensais, considerando a sazonalidade do período chuvoso e menos chuvoso registrados no Sudeste Paraense, utilizando a série histórica compreendida entre 1986 a 2015 em 19 estações pluviométricas. Os resultados demonstraram que 73.69% das estações pluviométricas não apresentaram tendências significativas, enquanto 26.31% das estações apresentaram tendência, sendo 21.05% com tendências negativas e 5.26% com tendência positiva. A análise das séries no período chuvoso e menos chuvoso apresentou uma redução no regime pluviométrico ao longo dos anos. O mês de março, considerado o mais chuvoso, apresentou uma diminuição em relação ao valor médio dos índices pluviométricos de 15.21% e o mês de setembro, considerado o menos chuvoso, apresentou uma redução de 39.55%, no entanto não foram detectadas tendências nas séries mensais, ao nível de significância de 5%, apresentando a baixa eficiência deste teste em estações pluviométricas na Amazônia. A redução dos registros pluviométricos pode estar diretamente ligada às alterações no uso e ocupação do solo e às diferentes intensidades de atuação de sistemas atmosféricos e fenômenos climáticos na região.

Palavras chave: séries históricas, Mann-Kendall, precipitação.

Introdução

O desmatamento na Amazônia Legal é um assunto de preocupação global no sentido de perda da biodiversidade e impactos nas mudanças climáticas (Lapola *et al.*, 2014), por isso, diversos pesquisadores no mundo inteiro buscam quantificar o percentual de desmatamento na Amazônia e suas consequências nas vertentes sócio- econômicas e ambientais (Ferreira *et al.*, 2005; De Araújo *et al.*, 2009; Lemos e Silva, 2011; Okumura *et al.*, 2014; Martini *et al.*, 2015).

A redução das áreas florestais ocorre normalmente, devido incêndios, exploração de madeiras para fins comerciais, modificação do solo para implantação de atividades pecuárias e de agricultura ou pela ação de fenômenos naturais (Arraes *et al.*, 2012). O monitoramento das áreas desmatadas na Amazônia Legal é feita pelo projeto PRODES (Programa de Cálculo do Desflorestamento da Amazônia) através de imagens de satélite desde 1988.

Segundo o PRODES, o percentual desmatado na região Amazônica é de 16% da área total, sendo a maior parte concentrada nos limites Sul e Leste da Amazônia, conhecido como “arco do desmatamento”, devido intensas atividades de agricultura, pecuária, mineradoras e madeiras, as quais têm sobrecarregado o uso do solo e gerado consequências uma série de consequências danosas (Santos *et al.*, 2013; INPE, 2015). Alguns estudos (Coe *et al.*, 2009; Müller *et al.*, 2016; Solar *et al.*, 2016; Damien *et al.*, 2017) apontam que as alterações no uso e ocupação do solo podem provocar alterações climáticas, impactos à biodiversidade e modificações no regime

pluviométrico da Amazônia. Cohen *et al.*, (2007) e Amorim *et al.*, (2019) identificaram reduções nos índices pluviométricos a partir de simulações feitas através da substituição da floresta Amazônica por áreas desmatadas. Logo, essa pesquisa tem como justificativa comparar os resultados obtidos no Sudeste paraense com as informações encontradas em estudos já consolidados.

Em relação às modificações pluviométricas, o estudo do comportamento da precipitação em séries temporais se constitui em uma fundamental ferramenta para a gestão dos recursos hídricos (Alexandre *et al.*, 2010), por isso, alguns pesquisadores vêm explorando essa temática no intuito de criar mecanismos para realizar previsões e planejamentos, prevenindo possíveis danos causados pelo excessivo aumento ou redução do volume de chuva (Ishihara *et al.*, 2014; Loureiro *et al.*, 2015).

A análise de tendência em séries temporais permite aferir mudanças na distribuição dos dados com o tempo, em consequência de diversos fatores antrópicos ou não que devem ser levantados e analisados (Salviano *et al.*, 2016). Diversos trabalhos têm sido desenvolvidos com o uso dessa técnica (Martinez *et al.*, 2012; Nalley *et al.*, 2012; Pinheiro *et al.*, 2013; Loureiro *et al.*, 2015).

Nesse contexto, este estudo tem como objetivo analisar a tendência de precipitação no Sudeste Paraense, área situada na região conhecida como “arco do desmatamento”, a fim de verificar possíveis mudanças no regime hidrológico devido às atividades instaladas no local para movimentação da economia.

Materiais e métodos

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2016), a Mesorregião do Sudeste paraense abrange 39 municípios, com área total de aproximadamente 297380 km² (Figura 1). Essa parcela do território paraense está inserida no “Arco do desmatamento”, representada por intensas atividades agrícolas e alterações significativas no uso e ocupação do solo. O clima da região é tropical, com temperatura média de 26°C e precipitação média mensal na faixa de 154 mm, sendo os meses de fevereiro a abril os mais chuvosos e os menos chuvosos os meses de agosto a outubro (MME, 2009).

Os dados utilizados neste trabalho foram obtidos pelo Sistema de Informações Hidrológicas (Hidroweb) da Agência Nacional de Águas – ANA, em que foram consideradas apenas estações com dados dentro da série temporal de 30 anos (1986-2015), sendo selecionadas 19 estações pluviométricas (Tabela 1) para aplicação das técnicas estatísticas.

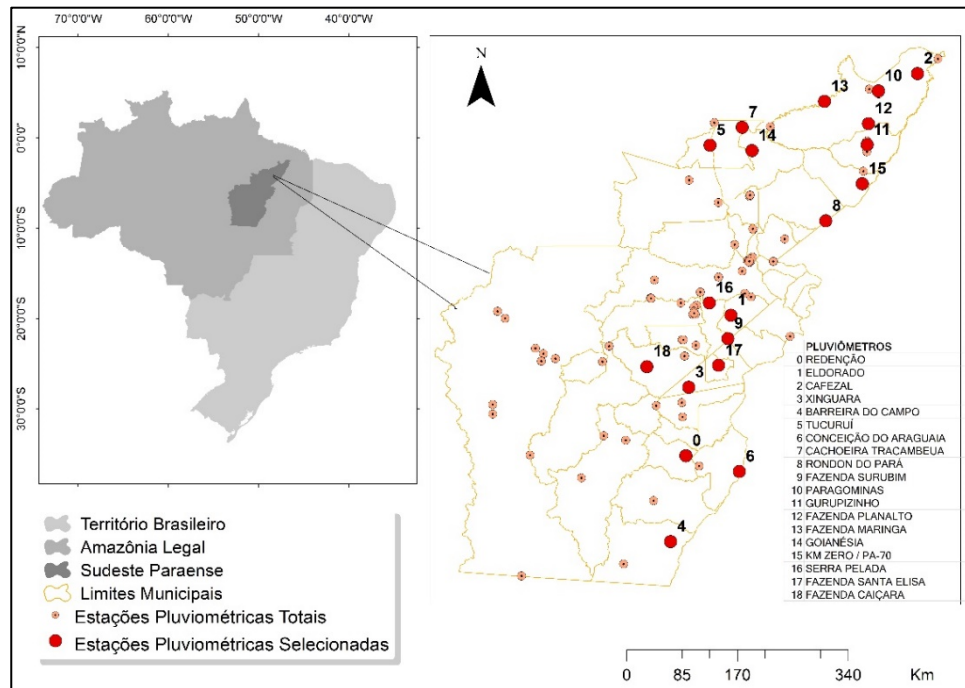


Figura 1. Localização da Mesorregião Sudeste Paraense e estações pluviométricas selecionadas.

Fonte: Autores (2018).

Tabela 1. Dados das Estações Pluviométricas Selecionadas.

Município	Nome	Código	Latitude (°)	Longitude (°)
Paragominas	Cafezal	247005	-2.77	-46.8
Paragominas	Paragominas	347000	-3.01	-47.34
Paragominas	Gurupizinho	347001	-3.75	-47.50
Paragominas	Fazenda Planalto	347002	-3.46	-47.48
São Domingos do Capim	Fazenda Maringa	348001	-3.15	-48.09
Tucuruí	Tucuruí	349000	-3.76	-49.67
Moju	Cachoeira Tracambeua	349001	-3.51	-49.22
Tucuruí	Goianésia	349002	-3.83	-49.09
Dom Eliseu	Km zero / Pa-70	447001	-4.29	-47.57
São Domingos do Capim	Rondon do Pará	448000	-4.80	-48.07
Marabá	Serra Pelada	549004	-5.93	-49.68
Marabá	Fazenda Surubim	649000	-6.43	-49.42
Sapucaia	Fazenda Santa Elisa	649001	-6.79	-49.55
Marabá	Eldorado	649002	-6.11	-49.38
Marabá	Fazenda Caiçara	650001	-6.82	-50.54
Xinguara	Xinguara	749002	-7.10	-49.96
Conceição do Araguaia	Conceição do Araguaia	849000	-8.26	-49.26
Redenção	Redenção	850000	-8.04	-50.00
Santana do Araguaia	Barreira do Campo	950001	-9.23	-50.21

Fonte: ANA (2015).

Após a organização do banco de dados com as precipitações anuais foram identificadas falhas de medição, as quais foram preenchidas pelo Método da Ponderação Regional, considerando os 3 postos vizinhos do posto a ser preenchido (Tucci, 2012). Posteriormente, os valores preenchidos foram consistidos pelo método da Dupla Massa, criado pelo Geological Survey (USA).

Para a análise de tendências nas séries temporais foi utilizado o teste não paramétrico de Mann Kendall, proposto por Mann e Kendall e recomendado pela Organização Mundial de Meteorologia (WMO), sendo representada pela estatística (S) a qual é apresentada no trabalho de Xu *et al.*, (2010), (Equação 1):

$$S = \sum_{t'=1}^{n-1} \sum_{t=t'+1}^n Z_k \quad \text{Equação (1)}$$

Em que a série classificada Z_k é originada a partir do conjunto de dados das séries temporais y_t , $t=1, \dots, n$, comparando cada valor $y_{t'}$, $t'=1, \dots, n-1$ com os valores subsequentes y_t , $t=t'+1, t'+2, \dots, n$ e aplicando o critério apresentado pela Equação 2:

$$Z_k = \begin{cases} 1; & \text{if } y_t > y_{t'} \\ 0; & \text{if } y_t = y_{t'} \\ 1; & \text{if } y_t < y_{t'} \end{cases} \quad \text{Equação (2)}$$

A Equação 3: foi usada para o cálculo da variância da série histórica com valor da média ($\mu = 0$) e variância ($\sigma^2 = 1$).

$$\text{var}(S) = \frac{n(n-1)(2n+5) - \sum_{i=1}^p t_i(t_i-1)(2t_i+5)}{18} \quad \text{Equação (3)}$$

Em que p representa o número de grupos com valores repetidos, o sinal \sum indica a somatória de todos os grupos e t_i é o número de valores de dados de P^{th} grupos. Após isso, a padronização da estatística Z foi calculada de acordo com a Equação 4:

$$Z = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{\text{Var}(S)}}; & \text{if } S > 0 \\ 0; & \text{if } S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{\text{Var}(S)}}; & \text{if } S < 0 \end{cases} \quad \text{Equação (4)}$$

A indicação de tendência está diretamente ligada ao nível de significância pré-estabelecido (α), o qual tem objetivo de eliminar a subjetividade do teste. Valores de Z positivos indicam tendência de crescimento, valores negativos indicam tendência de decrescimento, enquanto o valor 0 representa ausência de tendência na série temporal (Gilbert, 1987).

A estimativa de magnitude das tendências foi feita através do cálculo do estimador de Sen, que consiste em um método estatístico não paramétrico através do cálculo da mediana para medir a força da tendência de uma série temporal. Segundo Ferrari *et al.*, (2012), a estimativa da inclinação indica a possibilidade de tendência e é calculada pelos pares de valores da série $X_1, X_2, X_3, \dots, X_n$ a partir da Equação 5:

$$Se = \frac{x_j - x_i}{j - i} \quad \text{Equação (5)}$$

Em que X_j e X_i são os dados presentes na série nos tempos j e i , respectivamente; Se corresponde ao valor estimado da inclinação.

Em seguida, foram analisadas as tendências pluviométricas para os meses com maiores e menores registros de chuva, respectivamente. Para isso, foram elaborados gráficos de tendência em planilha eletrônica, sendo possível identificar variações ou ausência de tendência mensal na série histórica, bem como quantificar esses valores percentuais.

Resultados e discussão

As estações com tendência negativa estão localizadas nos municípios de Breu Branco, Paragominas, Rondon do Pará e Sapucaia, enquanto a estação com tendência positiva localiza-se no município de Eldorado dos Carajás.

Silva e Neto (2013) identificaram aumento nas taxas de desmatamento no município de Eldorado dos Carajás ao longo de 26 anos (1984 a 2010), no entanto, foi percebido um aumento significativo nos índices pluviométricos de $0.121 \text{ km}^3/\text{ano}$. Pôde-se verificar que o desmatamento não influenciou pontualmente na redução do volume de chuva precipitado, podendo fatores externos ter contribuído para a formação das chuvas, a exemplo, tem-se a atuação de sistemas atmosféricos, como apresentado no estudo de Albuquerque *et al.*, (2010).

A redução significativa da precipitação nas demais estações pluviométricas está diretamente relacionada com as características físicas do solo, em que a alteração na cobertura vegetal é capaz de modificar a dinâmica hidrológica da bacia (Costa *et al.*, 2003). Santos *et al.*, (2010) afirmam que a taxa de evapotranspiração está diretamente relacionada com as áreas cobertas por

florestas, provocando aumento na energia para realização desta etapa do ciclo hidrológico. Gonçalves *et al.*, (2016) realizaram uma pesquisa com 9 municípios do Sudeste paraense e comprovaram que, de modo geral, o desmatamento tem influenciado no regime de chuvas destas áreas nos últimos 5 anos, fator justificável pelo aumento no número de focos de calor.

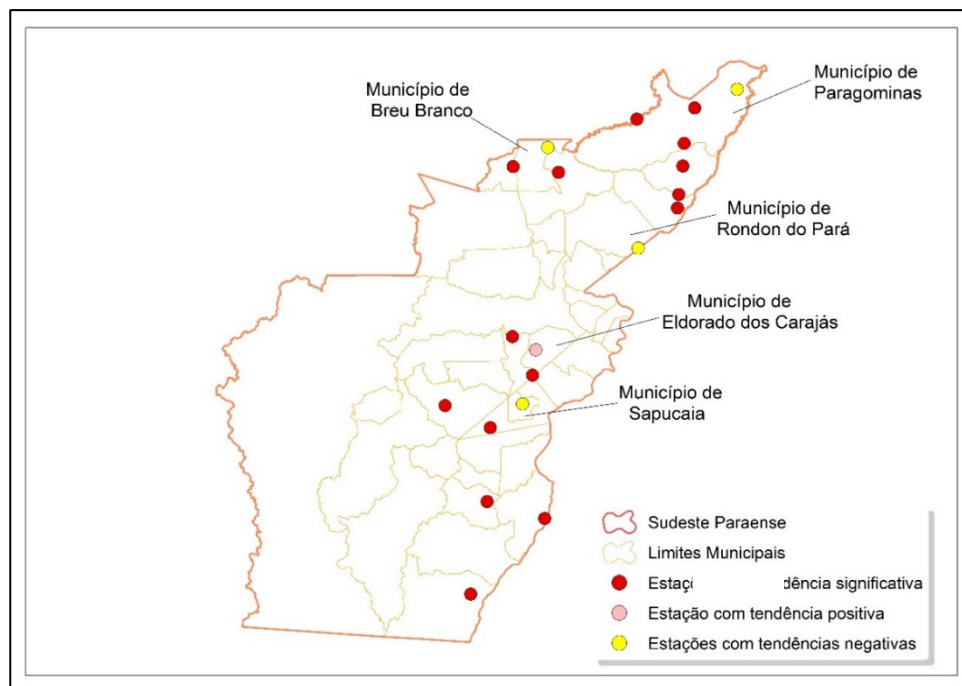


Figura 2. Espacialização das estações pluviométricas com tendências, considerando nível de significância de 5%.

Os gráficos plotados após a aplicação do teste de Mann- Kendall nas séries temporais, demonstrou que 5 estações apresentaram tendência estatisticamente significativa, considerando $\alpha = 0.05$, em apenas 26.31% das estações pluviométricas (Figura 3), sendo 21.05% com tendências negativas (estações: 247005, 349001, 448000, 649001) e 5.26% com tendência positiva (estação 649002).

Resultados semelhantes foram encontrados em estudos realizados em bacias hidrográficas da Amazônia. Na pesquisa realizada por Loureiro *et al.*, (2015) foi verificada a tendência pluviométrica em 17 estações na bacia hidrográfica do Tocantins Araguaia, comprovando ausência de tendência, considerando $\alpha = 1\%$, 5% e 10% ; Rosin *et al.*, (2015) analisaram séries pluviométricas diárias, mensais e anuais na sub-bacia do Rio das Mortes, com $\alpha = 5\%$, detectando tendência em apenas 11% das séries usadas na pesquisa.

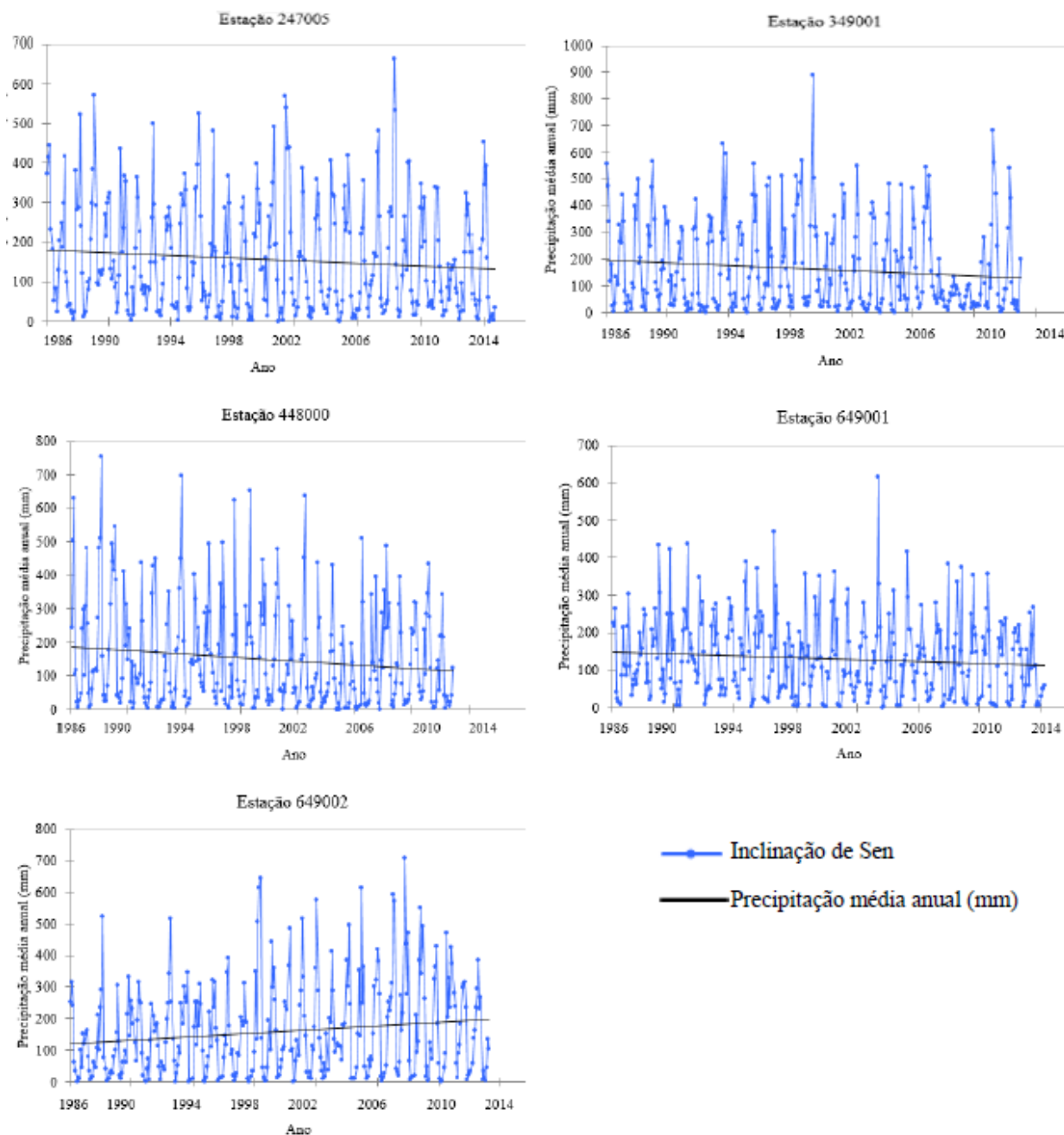


Figura 3. Análise estatística aplicada para determinação de tendências em série anuais de precipitação, com nível de significância de 5% para 5 estações pluviométricas.
Fonte: Autores (2018).

Com a aplicação do método de Sen foi possível determinar aumentos e reduções dos índices pluviométricos (Tabela 2), mesmo que estes não estejam fora do nível de confiança de 95% adotado na pesquisa. Os valores de inclinação da reta determinada pelo método de Sen apresentaram-se relativamente próximos para as 19 estações, variando de -0.108 a 0.121 km³/ano, o que comprova pouca variação no volume de precipitação registrado ao longo dos 30 anos selecionados no estudo; já os dados de Z foram calculados considerando teste bilateral para indicar a aceitação ou não da hipótese nula.

Tabela 2. Estatística Z de Mann Kendall e inclinação da reta gerada pelo método de Sen para as séries anuais de precipitação. Valores estatisticamente significativos, com $\alpha = 5\%$ encontram-se em negrito.

Código	Estatística Z	Inclinação de Sen (km ³ /ano)
247005	-1.43	-0.106
347000	0.25	-0.023
347001	0.97	-0.025
347002	1.30	0.023
348001	0.93	-0.026
349000	1.00	0.010
349001	-0.82	-0.108
349002	1.06	-0.059
447001	2.02	-0.052
448000	-1.91	-0.099
549004	1.02	-0.040
649000	0.95	-0.019
649001	-0.51	-0.095
649002	0.26	0.121
650001	0.37	-0.057
749002	1.26	0.100
849000	1.42	0.033
850000	1.37	-0.083
950001	1.18	0.058

Fonte: Autores (2018).

Um total de 73.69% das estações pluviométricas não apresentou tendência, no entanto, com a aplicação do método de Sen foi possível detectar uma queda no volume precipitado em 68.42% das estações. Algumas pesquisas consideram apenas a influência das atividades de sistemas atmosféricos, como apresentado por Albuquerque *et al.*, (2010), os quais realizaram um estudo sobre precipitações em 6 mesorregiões do Pará e detectaram as menores oscilações pluviométricas no Sudeste Paraense, em função da ação da Zona de Convergência Intertropical e Zona de Convergência do Atlântico Sul. No entanto, outras pesquisas tratam como prioridade a

questão do desmatamento como causa para alterações no ciclo hidrológico e no equilíbrio dos ecossistemas, dentre elas, encontram-se as de Lemos e Silva (2011), os quais afirmaram que o Estado do Pará apresenta 32.73% do seu território desmatado, contribuindo com aproximadamente 70% de retirada do Bioma Amazônico, juntamente com o Estado de Mato Grosso; Riveiro *et al.*, (2009) identificaram o Sudeste paraense como uma das áreas com maiores taxas de desmatamento na Amazônia Legal, devido ao processo de ocupação que ocorre desde a década de 1970.

A Figura 4 representa o comportamento da precipitação no Sudeste paraense, destacando os meses de maiores e menores oscilações pluviométricas.

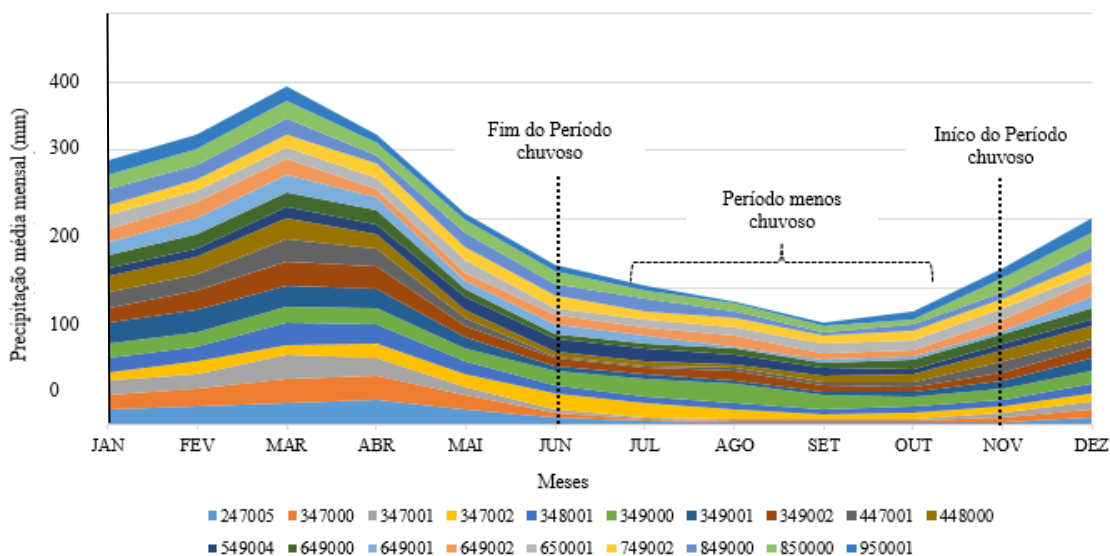


Figura 4. Variações pluviométricas do período chuvoso e menos chuvoso para o Sudeste Paraense.

O comportamento das precipitações ao longo do ano é sustentado pelas pesquisas de Martha Júnior *et al.*, (2011); Souza e Castellón (2012), os quais identificaram que a Amazônia possui dois períodos do ano bem definidos: o período chuvoso, que inicia em novembro a dezembro e prolonga-se até os meses de maio a junho, e o menos chuvoso representado pelos baixos índices pluviométricos, compreendendo geralmente o período de julho a outubro, considerados meses de transição.

Após o tratamento dos dados, verificou-se que o mês com maiores registros pluviométrico do período chuvoso é março, enquanto o mês com menores registros pluviométricos do período menos chuvoso é setembro. Dessa forma, a análise de tendência foi feita para os dois meses, considerando nível de significância de 5% (Figuras 5 e 6), apresentando a linha de tendência do mês mais chuvoso e do menos chuvoso no formato de gráficos.

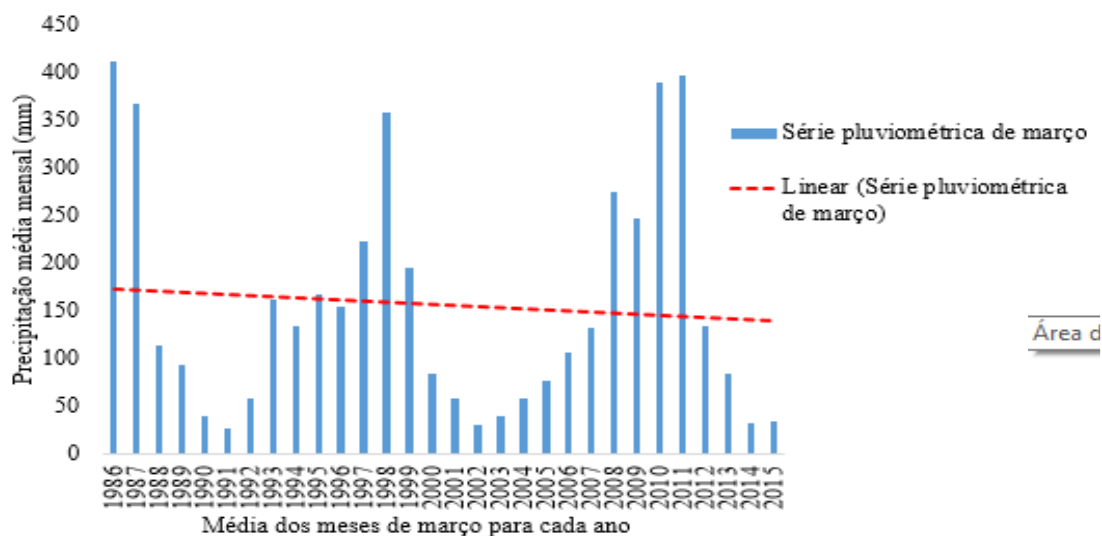


Figura 5. Comportamento pluviométrico do mês de março ao longo dos 30 anos da série temporal.

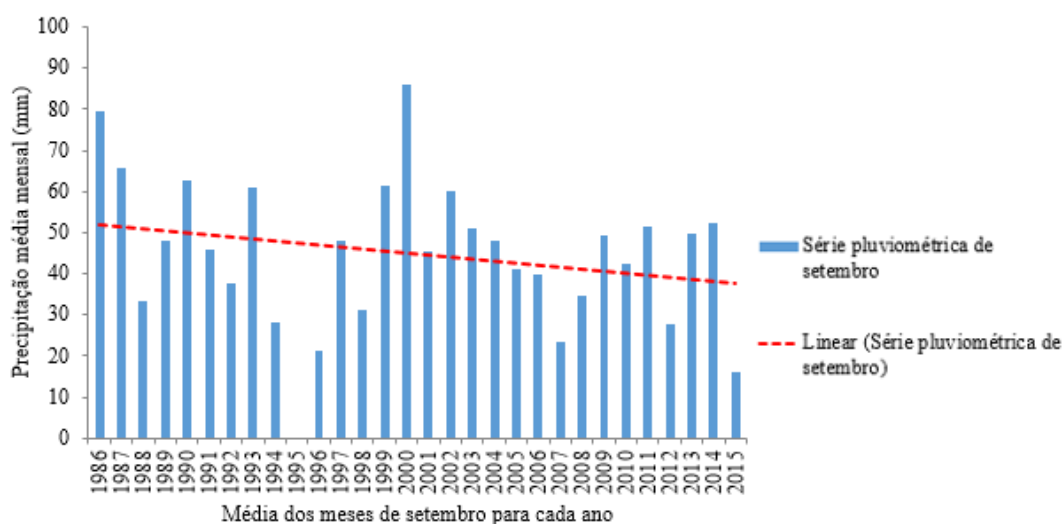


Figura 6. Comportamento pluviométrico do mês de setembro ao longo dos 30 anos da série temporal.

Após a elaboração dos gráficos, verificou-se que as precipitações tendem a reduzir tanto no período chuvoso, quanto no menos chuvoso. Considerando apenas o mês de março, houve uma diminuição em relação ao valor médio dos índices pluviométricos de 15.21%; já no mês de setembro, essa redução foi de 39.55%. A pesquisa realizada por Ishihara *et al.*, (2014) confirmou a redução dos índices pluviométricos na região que compreende o Sudeste paraense, tendo como pressuposto a influência das taxas de desmatamento na dinâmica do ciclo hidrológico, bem como a interferência de fatores meteorológicos. Apesar de terem sido identificadas reduções na precipitação, devido à linha de tendência, a aplicação do teste de mann-kendall em condições pré-definidas também não detectou tendências nas séries mensais, comprovando a baixa eficiência deste teste em estações pluviométricas localizadas na Amazônia, como também observado nos estudos de Loureiro *et al.*, (2015), Rosin *et al.*, (2015) e Neves *et al.*, (2018).

Conclusões

A análise de tendência nas séries temporais do sudeste Paraense demonstrou que houve pouca variação no volume precipitado ao longo dos 30 anos selecionados no estudo. Considerando as precipitações médias anuais, a representatividade do teste estatístico de mann-kendall mostrou-se baixa, abrangendo apenas 5 estações pluviométricas com tendência significativa, para nível de confiança de 95%. Apesar disso, o estimador de *Sen* detectou reduções nas oscilações pluviométricas, o que pode estar relacionado com o aumento das áreas desmatadas para implantação de atividades, como: agropecuária e agricultura na região, bem como pela influência de sistemas atmosféricos responsáveis pela formação das chuvas.

O estudo da sazonalidade na região mostrou que as precipitações reduziram tanto no período chuvoso, quanto no período menos chuvoso. Apesar de terem sido identificadas reduções na precipitação, a aplicação do teste de mann-kendall em condições pré-definidas também não detectou tendências nas séries mensais, comprovando a baixa eficiência deste teste de forma isolada em estações pluviométricas localizadas na Amazônia.

Referências

- Albuquerque, M. F., Souza, E. B., Oliveira, M. C. F., Júnior, J. A. S. (2010) Precipitação nas mesorregiões do Estado do Pará: climatologia, variabilidade e tendências nas últimas décadas (1978-2008) *Revista Brasileira de Meteorologia*, **6**, 151-168.
- Alexandre, G. R., Baptista, M. B., Naghettini, M. (2010) Estudo para Identificação de Tendências do Regime Pluvial na Região Metropolitana de Belo Horizonte a Partir de Métodos Estatísticos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **15**(2), 115-126.
- Amorim, T. X., Senna, M. C. A., Cataldi, M. (2019) Impactos do desmatamento progressivo da Amazônia na precipitação do Brasil. *Revista Brasileira de Climatologia*, **24**, 151-174.
- Arraes, R. A., Mariano, F. Z., Simonassi, A. G. (2012) Causas do Desmatamento no Brasil e seu Ordenamento no Contexto Mundial. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, **(50)**1, 119-140.

- Araújo, M. S. M., Silva, C., Campos, C. P. (2009) Land use change sector contribution to the carbon historical emissions and the sustainability- Case study of the Brazilian Legal Amazon. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **13**, 696-702.
- Coe, M. T., Costa, M. H., Soares-Filho, B. S. (2009) The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River – Land surface processes and atmospheric feedbacks. *Journal of Hydrology*, **369**, 165-174.
- Cohen, J. C. P., Beltrão, J. C., Gandu, A. W., Da Silva, R. R. (2007) Influência do desmatamento sobre o ciclo hidrológico da Amazônia. *Ciência e Cultura*, **59**(3), 36-39.
- Costa, M. H, Botta, A, Cardille, J. A. (2003) Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. *Journal of Hydrology*, **283**, 206-217.
- Damien, A., Isabelle, T., Christovam, B., Nicolas, J., Vincent, D. (2017) Land use sustainability on the South-Eastern Amazon agricultural frontier: Recent progress and the challenges ahead. *Applied Geography*, **80**, 86-97.
- Ferrari, A. L., Vecchia, F. A. S., Colabone, R. O. (2012) Tendência e Variabilidade Anuais da Temperatura e da Pluviosidade em Pirassununga-SP. *Revista Brasileira de Climatologia*, **10**, 30- 46.
- Ferreira, L. V., Venticinque, E., Almeida, S. (2005) O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. *Estudos avançados*, **19**(53), 157-166.
- Gilbert, R, O. (1987) *Statistical methods for environmental pollution monitoring*. New York: Van Nostrand Reinhold, 320 pp.
- Gonçalves, E. D., Neves, R. R., Sousa, L. P. A., Araújo, E. C. (2016) Interferência do Regime Pluviométrico na Incidência de Focos de Calor no Sudeste Paraense considerando o fenômeno El Niño Oscilação- Sul. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental*, **10**(1), 35-42.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2016) *Malhas digitais. Município 2010*. Acesso: mar. de 2016, disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/malhas_digitais/municipio_2010/pa
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2015) *Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite*. Acesso: jan. de 2016, disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php>
- Ishihara, J.H., Fernandes, L.L., Loureiro, G.E. (2014) Quantitative and Spatial Assessment of Precipitation in the Brazilian Amazon (Legal Amazon) - (1978 to 2007) *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **19**(1), 29-39.
- Lapola, D. M., Martinelli, L. A., Peres, C. A., Ometto, J., Ferreira, M. E., Nobre, C. A., Aguiar, A. P. D., Bustamante, M. M. C., Cardoso, M. F., Costa, M. H., *et al.* (2014) Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *National Climate Change*, **4**, 27-35.
- Lemos, A. L. F., Silva, J. A. (2011) Desmatamento na Amazônia Legal: Evolução, Causas, Monitoramento e Possibilidades de Mitigação Através do Fundo Amazônia. *Floresta e Ambiente*, **18**(1), 98-108.
- Loureiro, G. E. Fernandes, L. L., Ishihara, J. H. (2015) Spatial and temporal variability of rainfall in the Tocantins-Araguaia hydrographic region. *Acta Scientiarum*, **37**(1), 89-98.
- Martha Júnior, G. B., Contini, E., Navarro, Z. (2011) *Caracterização da Amazônia Legal e macrotendências do ambiente externo*. Brasília- DF: Embrapa Estudos e Capacitação.
- Martinez, C. J., Maleski, J. J., Miller, M. F. (2012) Trends in precipitation and temperature in Florida, USA. *Journal of Hydrology*, **452-453**, 259-281.
- Martini, D. Z., Moreira, M.A., Aragão, L. E. O. e C., Formaggio, A. R., Dalla-Nora, E. L. (2015) Potential land availability for agricultural expansion in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.07.005>
- Ministério de Minas e Energia (2009) *Nota Técnica DEA 01/09: Análise Socioambiental de Alternativas para o Atendimento ao Sudeste do Pará, Nordeste de Mato Grosso e Centro Oeste de Tocantins (Relatório 1)* Acesso: mar. de 2016, disponível em: <http://www.epe.gov.br/MeioAmbiente/Documents/Estudos%20socioambientais%20de%20expans%C3%A3o%20da%20transmiss%C3%A3o/Sudeste%20do%20Par%C3%A1,%20Nordeste%20de%20Mato%20Grosso%20e%20Centro-Oeste%20do%20Tocantins%20-%20Relat%C3%B3rio-R1.pdf>

- Müller, H., Griffith, P., Hostert, P. (2016) Long-term deforestation dynamics in the Brazilian Amazon—Uncovering historic frontier development along the Cuiabá-Santarém highway, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, **44**, 61-69.
- Nalley, D., Khalil, A. B. (2012) Using discrete wavelet transforms to analyze trends in streamflow and precipitation in Quebec and Ontario (1954–2008) *Journal of Hydrology*, **475**, 204-228.
- Neves, R. R., Gonçalves, E. D., Correa, J. P., Pessoa, F. C. L., Fernandes, L. L. (2019) Caracterização pluviométrica da bacia hidrográfica do Rio Negro em território brasileiro. *Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales: investigación, desarrollo y práctica*, **12**(2), 280-293.
- Okumura, M. H., Passos, A., Nader, B., Tomi, G. (2015) Improving the monitoring, control and analysis of the carbono accumulation capacity in Legal Reserves of the Amazon forest. *Journal of Cleaner Production*, **104**, 109-120.
- Pinheiro, A., Graciano, R. L. G., Severo, D. L. (2013) Tendência das Séries Temporais de Precipitação da Região Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, **28**(3), 281-290.
- Riveiro, S., Almeida, O., Ávila, S., Oliveira, W. (2009) Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. *Revista Nova Economia*, **19**(1), 41-66.
- Rosin, C., Amorim, R. S. S., Morais, T. S. T. (2015) Análise de tendências hidrológicas na bacia do rio das Mortes. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **20**(4), 991-998.
- Salviano, M. F., Groppo, J. D., Pellegrino, G. Q. (2015) Análise de Tendências em Dados de Precipitação e Temperatura no Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, **31**(1), 64-73.
- Santos, E. H. M., Griebeler, N. P., Oliveira, L. F. C. (2010) Relação entre uso do solo e comportamento hidrológico na Bacia Hidrográfica do Ribeirão João Leite. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **14**(8), 826-834.
- Santos, D., Pereira, D., Veríssimo, A. (2013) O Estado da Amazônia: Uso da Terra. Belém, PA. IMAZON, 70p. Acesso: mar. de 2017, disponível em: http://amazon.org.br/PDFamazon/Portugues/livros/OEA_USOTERRA.pdf
- Silva, M. R., Neto, J. F. C. (2013) Análise multitemporal da cobertura florestal do município de Eldorado dos Carajás, PA. *XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Foz do Iguaçu, Brasil.
- Solar, R. R. C., Barlow, J., Andersen, A. N., Schoereder, J. H., Berenguer, E., Ferreira, J. N., Gardner, T. A. (2016) Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. *Biological Conservation*, **197**, 98-107.
- Souza, L. A. G., Castellón, E. G. Desvendando as fronteiras do conhecimento na região amazônica do Alto Rio Negro, 2012. Acesso: jan. de 2016, disponível em: http://www.inpa.gov.br/arquivos/livro_fronteras/02-Livro_Fronteras.pdf
- Tucci, C. E. M. (org) (2012) *Hidrologia: Ciência e Aplicação*, 4ª Edição, Editora da UFRGS e EDUSP ABRH, Porto Alegre, Brasil, 944 pp.
- Xu, K., Milliman, J.D., Xu, H. (2010) Temporal trend of precipitation and runoff in major Chinese Rivers since 1951. *Global and Planetary Change*, **73**, 219-232.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

ESTUDO DO LODO DE ETA CONTENDO ALUMÍNIO PARA A ADSORÇÃO DE FÓSFORO DE ESGOTOS SANITÁRIOS PREVIAMENTE TRATADOS EM WETLANDS CONSTRUÍDOS

* Magali Teresinha Ritter¹
Maria Eliza Nagel Hassemer¹

STUDY OF THE ALUM-SLUDGE ON PHOSPHORUS REMOVAL FROM WASTEWATER PREVIOUSLY TREATED IN THE CONSTRUCTED WETLANDS

Recibido el 20 de marzo de 2020; Aceptado el 18 de septiembre de 2020

Abstract

The present study aimed to evaluate the application of two different particle size of alum-sludge (<0,1 mm and 0.1-0.6mm), as an adsorbent material in the phosphorus removal from wastewaters previously treated in the constructed wetlands. For this, kinetic and isothermal tests were carried out in batch and fixed bed columns. The kinetic tests, performed with an adsorbent dosage of 20 gL⁻¹, and an adsorbate concentration of 12.5 mgPO₄³⁻L⁻¹, resulted in a superior removal for the sludge of smaller particle size, reaching 90% efficiency, and equilibrium concentration of 1.2 mgPO₄³⁻L⁻¹. The isothermal tests, conducted with different masses of adsorbent (0.5; 0.75; 1.0; 1.5; 2.0 and 3.0 g) achieve the maximum adsorption capacities of 1.36 and 1.33 mgPO₄³⁻L⁻¹ for fine sludge and coarse sludge, respectively. The fixed bed columns showed high adsorption capacities, for the different flows 5.0 and 2.0 mLmin⁻¹, reaching between 0.76-3.65 mgPO₄³⁻g⁻¹ for the coarse sludge and 8.73-12.49 mgPO₄³⁻g⁻¹ for the finer sludge. This results show that smaller particle size resulted in a better adsorption process, leading to a faster removal of the dissolved phosphorus, and also to a lower equilibrium concentration. Thus, the use of alum-sludge not only provides a low-cost technological solution for the wastewater treatment, but also an option for the effective management of this waste in the treatment water plants.

Keywords: adsorption, alum-sludge, constructed wetlands, phosphorus removal, wastewater treatment.

¹ Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil.

* *Autor Correspondente:* Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Endereço: Campus Universitário UFSC/CTC, Laboratório de Reuso de Águas. Bairro Trindade – CEP: 88040-900. Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. Email: magali.ritter@posgrad.ufsc.br

Resumo

O presente estudo teve como objetivo avaliar a aplicação de duas diferentes granulometrias de lodo provenientes de Estação de Tratamento de Água (ETA) rico em alumínio (lodo fino com partículas de diâmetro inferior a 0.1mm e lodo grosso com partículas de diâmetro entre 0.1 e 0.6mm), como material adsorvente na remoção de fosfatos de efluentes previamente tratados em wetlands construídos. Para isso, foram realizados ensaios cinéticos e isotérmicos em batelada e colunas de leito fixo. Os ensaios cinéticos, realizados com dosagem de adsorvente de 20 g.L⁻¹, e concentração de adsorvato de 12.5 mgPO₄³⁻L⁻¹, resultaram em uma remoção superior para o lodo de menor granulometria, atingindo 90% de eficiência e uma concentração de equilíbrio de 1.2 mgPO₄³⁻L⁻¹. Os ensaios isotérmicos, conduzidos com diferentes massas de adsorvente (0.5; 0.75; 1.0; 1.5; 2.0 e 3.0 g) alcançaram as capacidades máximas de adsorção de 1.36 e 1.33 mgPO₄³⁻g⁻¹ para o lodo fino e lodo grosso, respectivamente. As colunas de leito fixo apresentaram elevadas capacidades de adsorção, para os diferentes fluxos 5.0 e 2.0 mL.min⁻¹, alcançando entre 0.76-3.65 mgPO₄³⁻g⁻¹ para o lodo grosso e 8.73-12.49 mgPO₄³⁻g⁻¹, para o lodo mais fino. Os resultados desse estudo evidenciam que as partículas de menor granulometria resultaram em um melhor processo de adsorção, levando a uma remoção mais rápida do fósforo dissolvido, e também a uma menor concentração de equilíbrio. Desse modo, o uso do lodo não apenas provê uma solução tecnológica de baixo custo para o tratamento de efluentes, mas também uma opção de gestão efetiva desse resíduo nas estações de tratamento de água.

Palavras chave: adsorção, lodo de alumínio, wetlands construídos, remoção de fósforo, tratamento de efluentes.

Introdução

O fósforo é um nutriente essencial para o crescimento de organismos nos ecossistemas e é um dos mais importantes recursos em diversas indústrias, como na manufatura de fertilizantes, detergentes e polidores (Choi *et al.*, 2016). O uso extensivo desses produtos, no entanto, resulta em um grande aporte de fosfatos nos efluentes domésticos e industriais e, conseqüentemente, nos corpos hídricos, ocasionando a eutrofização.

A eutrofização tem sido identificada como uma das principais causas da baixa qualidade das águas superficiais. Trata-se de um fenômeno que resulta no crescimento exponencial de algas indesejáveis e na depleção do oxigênio dissolvido nas camadas inferiores de água, restringindo os seus usos para a pesca, recreação, uso industrial e abastecimento (Sharpley *et al.*, 1999).

Os sistemas convencionais de tratamento, normalmente, não apresentam a eficiência necessária para a remoção de fósforo dos efluentes a níveis aceitáveis pela legislação ambiental, cada vez mais restritiva em diversos países. Sendo assim, uma maneira adequada de promover a remoção desse nutriente é através de uma etapa adicional de tratamento, um polimento final.

Dentre as tecnologias de tratamento, a adsorção é um dos métodos mais eficientes na remoção de diversos contaminantes da água e dos efluentes, podendo atuar no polimento dos efluentes tratados nos wetlands construídos. Os benefícios da adsorção são a elevada eficiência, a

simplicidade operacional, a disponibilidade de diferentes adsorventes e o baixo custo (Park e Jung, 2011).

Dentre os materiais adsorventes alternativos, o lodo proveniente de Estação de Tratamento de Água (ETA) contendo alumínio têm se mostrado como um adsorvente de baixo custo, e promissor para a remoção de fósforo de efluentes. Trata-se de um subproduto amplamente gerado nas plantas de tratamento de água que utilizam sais de alumínio como agentes de coagulação, sendo facilmente disponível em cidades e regiões metropolitanas que utilizam águas superficiais como fontes de água potável (Babatunde e Zhao, 2010).

Com base nisso, o presente estudo buscou aliar as vantagens de utilização de um material promissor e que é considerado um resíduo, transformando-o em um material útil para ser empregado na melhoria da remoção de fósforo de esgotos sanitários previamente tratados em wetlands construídos, utilizando a técnica da adsorção em ensaios cinéticos e isotérmicos em batelada, e também em colunas de fluxo contínuo para duas diferentes granulometrias de lodo.

Ainda que existam diversos trabalhos voltados para a remoção de fósforo de efluentes utilizando o lodo de ETA como material adsorvente, poucas pesquisas foram desenvolvidas empregando o efluente real proveniente de um *wetland* construído, como é o caso desse estudo. Cabe ressaltar que, embora os wetlands construídos tenham sido reportados como uma tecnologia ambiental e economicamente viável no tratamento de efluentes, a sua *performance* de remoção de fósforo é limitada e insuficiente para atender as exigências legais e ambientais com relação ao lançamento, sendo necessária a combinação com outras técnicas, como a adsorção.

Metodologia

Efluente utilizado nos experimentos

Para os ensaios cinéticos e de isotermas em batelada, foi utilizada uma solução padrão de fosfato. A solução padrão foi produzida com base no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005), dissolvendo-se 0.439 g de fosfato de potássio monobásico - KH_2PO_4 anidro em água destilada e avolumando-se até 1000 mL em balão volumétrico, para obtenção de uma concentração de 100 mgPO_4^{3-} para cada L. Assim, através de diluições sucessivas, foram produzidas as soluções de trabalho nas concentrações desejadas.

Para os ensaios em colunas de fluxo contínuo foi utilizado o esgoto sanitário previamente tratado na estação piloto de tratamento de esgotos de wetlands construídos, projetada e implantada pelo Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – GESAD, construída em escala real na Universidade Federal de Santa Catarina. O efluente foi coletado do *wetland* construído na modalidade vertical descendente.

Material adsorvente

O lodo utilizado nos experimentos foi fornecido pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento – CASAN, proveniente de duas diferentes plantas de tratamento, uma que utiliza como agente coagulante o sulfato de alumínio, e outra que utiliza o policloreto de alumínio (PAC), sendo preparado conforme metodologia proposta por Mohammed e Rashid (2012).

Inicialmente o lodo foi seco em estufa a aproximadamente 100 °C durante 24 horas, e então resfriado até a temperatura ambiente com a utilização de dessecadores. Na sequência, com o auxílio de um almofariz e de um pistilo de ágata, o lodo foi moído e peneirado em peneiras de aço em duas faixas granulométricas, uma com partículas entre 0.1 e 0.6 mm de diâmetro, chamadas de lodo grosso, e outra com partículas de diâmetro inferior a 0.1 mm, o lodo fino, sendo armazenado em recipientes de vidro herméticos até a sua utilização.

A Figura 1 mostra o lodo em seu estado bruto, conforme coletado nas ETAs e após a sua desidratação sendo macerado com o pistilo e almofariz de ágata.



Figura 1. Lodo úmido à esquerda e lodo seco em proceso de trituração à direita.

Estudos cinéticos de adsorção

Utilizando como base os estudos de Maqbool, Khan e Asghar (2015), para os experimentos cinéticos, foram colocados 100 mL da solução de fosfato em contato com 2.0 g de adsorvente (20 g.L⁻¹), em erlenmeyers individuais de vidro (com capacidade máxima de 125 mL), não estéreis e tampados com papel alumínio.

Os ensaios cinéticos preliminares foram realizados com dois diferentes tipos de lodo e com os pH 4 e pH 7.5, sendo o ajuste realizado com auxílio dos reagentes NaOH e H₂SO₄ a 0.1M. Após a execução dos ensaios preliminares, observados o material e o pH que se mostraram mais

eficientes, foram utilizadas também duas diferentes faixas granulométricas, a fim de avaliar a influência do tamanho das partículas no processo da adsorção.

Foram definidos intervalos temporais para o monitoramento do processo, cujos ensaios foram realizados em duplicata. Os ensaios foram efetuados em banho termostático (Dubnoff 232) com agitação (200 rpm) e temperatura (27^o C ±1) controladas. Para a filtração das amostras foram empregadas membranas de acetato de celulose com porosidade de 0.45 µm. Visando o monitoramento de possíveis alterações, durante todo o experimento utilizou-se um branco (amostra líquida sem o lodo de ETA).

A concentração inicial de adsorvato utilizada foi de 12.5 mg.L⁻¹ tanto para os ensaios cinéticos quanto para os isotérmicos, sendo a mesma escolhida em virtude de ser uma concentração ligeiramente superior à concentração média de fosfato efluente ao *wetland* construído vertical descendente.

A determinação de fósforo em todos os ensaios foi realizada através do método colorimétrico do Ácido Vanamolibdofosfórico, mediante utilização do Espectrofotômetro da marca HACH modelo DR3900 (λ = 490 nm).

Para a identificação do mecanismo cinético que rege o processo de adsorção para o adsorvente (lodo de ETA) e adsorvato (fósforo) utilizados nesse estudo, examinaram-se os modelos de pseudo-primeira ordem, pseudo-segunda ordem e difusão intrapartícula, que permitiram analisar a correlação com os dados experimentais. A Equação 1 representa o modelo de pseudo-primeira ordem.

$$\frac{dq_t}{dt} = K_1 \cdot (q_e - q_t) \quad \text{Equação (1)}$$

Na qual

K₁: constante da taxa de adsorção de PPO (min⁻¹);

q_e e q_t: são as quantidades adsorvidas por grama de adsorvente no equilíbrio e no tempo t, respectivamente (mg.g⁻¹).

O modelo de pseudo-segunda ordem pode ser expresso de acordo com a Equação 2.

$$\frac{dq_t}{dt} = K_2 \cdot (q_e - q_t)^2 \quad \text{Equação (2)}$$

Onde

K₂: constante da taxa de adsorção de PSO (g.mg⁻¹.min⁻¹).

Através da plotagem dos gráficos na forma das equações em suas formas linearizadas, é possível determinar as variáveis K_1 e K_2 com base na inclinação e interceptação das retas geradas. A equação linearizada do modelo de difusão intrapartícula proposto por Weber e Morris é apresentada pela Equação 3.

$$q_t = K_d \cdot t^{0.5} + C \quad \text{Equação (3)}$$

Em que

q_t : quantidade de adsorvato adsorvida na fase sólida (mg.g^{-1});

K_d : coeficiente de difusão intrapartícula ($\text{mg.g}^{-1}.\text{min}^{-0.5}$);

C : constante relacionada com a resistência à difusão (mg.g^{-1}).

Estudos isotérmicos de adsorção

A capacidade de adsorção do material adsorvente, nesse caso, do lodo de ETA, foi determinada através das isotermas. Para isso, foram realizados ensaios com duração de 24 horas, determinada com base nos ensaios cinéticos. Foi utilizada uma agitação de 200 rpm e diferentes massas de adsorvente (0.5; 0.75; 1.0; 1.5; 2.0 e 3.0 g), mantendo-se constantes a temperatura ($27^\circ\text{C} \pm 1$) e a concentração inicial de adsorvato, $12.5 \text{ mg PO}_4^{3-}.\text{L}^{-1}$.

Para esse estudo, optou-se por variar as massas de adsorvente e manter constante a concentração do adsorvato, de modo a observar se diferentes dosagens de adsorvente levam a remoções adicionais do adsorvato.

Os resultados foram ajustados aos modelos de equilíbrio de adsorção descritas pelas isotermas de Langmuir e Freundlich, amplamente utilizadas para analisar dados relacionados ao tratamento de efluentes. A equação de Langmuir é representada pela Equação 4.

$$q_e = \frac{q_{\max} K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad \text{Equação (4)}$$

Onde:

q_e : quantidade de soluto adsorvido por grama de adsorvente no equilíbrio (mg.g^{-1});

q_{\max} : capacidade máxima de adsorção (mg.g^{-1});

K_L : constante de interação adsorvato/adsorvente (L.mg^{-1});

C_e : concentração do adsorvato no equilíbrio (mg.L^{-1}).

Já a Equação de Freundlich é apresentada pela Equação 5.

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad \text{Equação (5)}$$

Em que

q_e : quantidade de soluto adsorvido (mg.g^{-1});

C_e : concentração de equilíbrio em solução (mg.L^{-1});

$1/n$: constante relacionada à heterogeneidade da superfície;

K_F : constante de capacidade de adsorção de Freundlich ($\text{mg}^{-1-(1/n)}.\text{g}^{-1}.\text{L}^{1/n}$).

Ensaio em colunas de leito fixo

Nas colunas de adsorção pode-se obter o comportamento da adsorção sobre o adsorvente ao longo do tempo, considerando-se os efeitos de dispersão e transferência de massa, até a sua total saturação. O desempenho de um leito fixo é avaliado através da análise das curvas de concentração *versus* tempo. Essas curvas, chamadas de “*breakthrough curves*” ou de curvas de ruptura, têm sido consideradas a base mais comum para a avaliação do comportamento de adsorventes (Charumathi e Das, 2012).

As curvas de ruptura são traçadas em termos da variação da concentração relativa C/C_0 , isto é, da variação da razão entre a concentração de saída do adsorvato C (mg.L^{-1}) e a concentração de entrada do adsorvato C_0 (mg.L^{-1}) em função do tempo ou do volume de efluente tratado. A Figura 2 apresenta um exemplo de uma curva de ruptura.

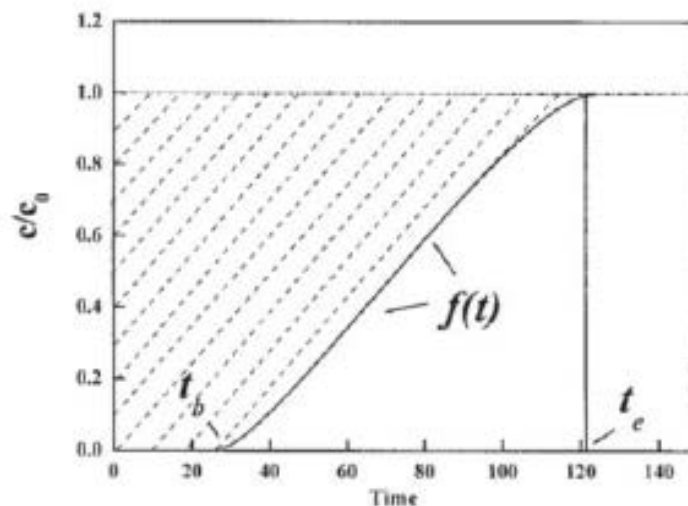


Figura 2. Modelo de curva de ruptura em ensaios de coluna de adsorção. Fonte: Zhou *et al.*, 2004.

Os pontos de ruptura e saturação são dependentes da geometria da coluna, dos dados de equilíbrio do sistema considerado e das condições operacionais, tais como: vazão, altura do leito e concentração do adsorvato no efluente (Nascimento *et al.*, 2014). Assim, com base nos dados experimentais, pode ser calculada a quantidade máxima adsorvida de fósforo pelo lodo de ETA (Equação 6).

$$q = \frac{(t_e - \int_{t_b}^{t_e} f(t) dt) \cdot Q \cdot C_0}{m}$$

Equação (6)

Onde

Q: fluxo ($\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$);

C_0 : concentração de fósforo no afluente ($\text{mg}\cdot\text{mL}^{-1}$);

m: massa de lodo (g);

$(t_e - \int_{t_b}^{t_e} f(t)dt)$: área tracejada da Figura 2;

t_b : tempo de avanço (min);

t_e : tempo de saturação (min).

Sendo assim, os ensaios em colunas de adsorção em escala laboratorial foram realizados utilizando-se buretas de vidro de 80 cm de altura e 1.20 cm de diâmetro interno. A alimentação do sistema em fluxo constante descendente foi controlada com a utilização de uma bomba peristáltica conectada e selada à parte superior da bureta, e com mangueira ascendente no mesmo nível da saída da coluna, como pode ser observado na Figura 3.



Figura 3. Sistema de bancada de fluxo contínuo em coluna preenchida com lodo de ETA.

Os experimentos para a remoção de fósforo do efluente real proveniente da saída do *wetland* construído vertical descendente foram conduzidos empacotando-se diferentes quantidades de material adsorvente nas colunas de adsorção. As massas, calculadas com base na capacidade máxima de adsorção de cada material (ensaios isotérmicos), foram de 15.43 e 9.40 g para o lodo fino e para o lodo grosso, respectivamente.

Além disso, de modo a avaliar a influência do fluxo, foram ajustadas e testadas duas diferentes vazões de efluente, 2.0 e 5.0 mL.min⁻¹. Como não havia conhecimento da relação entre a vazão e o número de rotações por minuto (rpm) da bomba peristáltica, a determinação da vazão foi feita com o auxílio de uma proveta e um cronômetro, medindo o tempo necessário para encher a proveta até determinada marcação de volume.

As propriedades físicas da coluna de adsorção contendo o adsorvente são mostradas na Tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros físicos das colunas de leito fixo para as duas diferentes granulometrias do adsorvente.

Propriedades	Lodo fino	Lodo grosso
Diâmetro da coluna (d _L) (cm)		1.20
Comprimento da coluna (cm)		80.00
Área total da coluna (cm ²)		301.59
Volume da coluna vazia (cm ³)		90.48
Massa de adsorvente na coluna (g)	15.43	9.40
Altura de adsorvente na coluna (cm)	15.90	12.66
Densidade aparente (g.cm ⁻³)	0.86	0.65
Volume de partículas (cm ³)	17.98	14.32

Para obtenção das curvas de ruptura (C/C_0 versus tempo), alíquotas foram coletadas em pequenos tubos de ensaio em intervalos de tempo de 10 minutos até saturação da coluna, ou seja, a duração dos experimentos foi determinada pela saturação do lodo, quando as concentrações finais (saída da coluna) foram iguais às concentrações iniciais (entrada na coluna). A concentração de fósforo no efluente foi determinada por Espectrometria VIS (DR3900).

Resultados

O resultado dos ensaios cinéticos preliminares, realizados com dois diferentes tipos de lodo (PAC e sulfato de alumínio) e em pH 4 e 7.5 é apresentado na Figura 4.

É possível observar que ambos os adsorventes avaliados sob os dois diferentes pH apresentaram uma elevada eficiência de remoção para o fósforo. Além disso, diferentemente do que reportam alguns autores, como Yang *et al.* (2006) e Babatunde e Zhao (2010), que obtiveram capacidades de remoção superiores em pH mais ácidos, nesse estudo não foram observadas diferenças significativas entre os dois pH avaliados.

Esse fato, possivelmente, está relacionado com a presença de polímeros que são utilizados juntamente com o agente coagulante na planta de tratamento de água da qual o lodo foi coletado. O estudo realizado por Chao (2006) demonstrou que para a maioria dos ensaios realizados sem a presença de polímeros, o pH mais baixo mostrou-se mais eficiente para a remoção de fósforo, enquanto que com o polímero, o pH ótimo ficou em torno de 7.

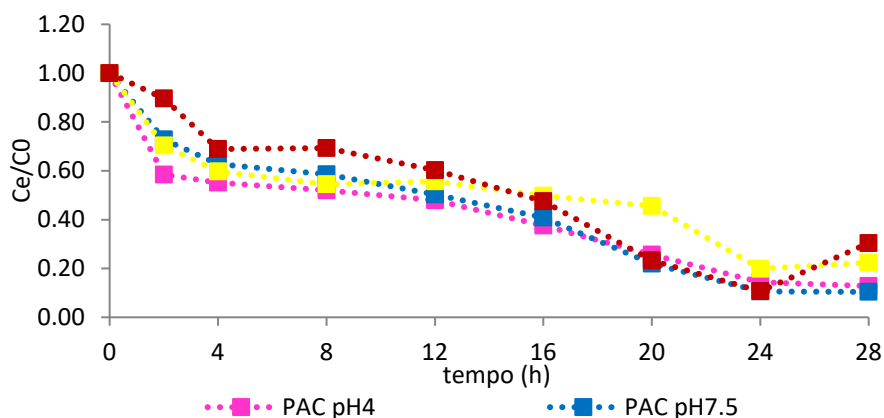


Figura 4. Cinética de adsorção de fosfato em lodos contendo diferentes coagulantes (PAC e sulfato de alumínio) e em pH 4 e 7.5.

Com relação aos dois tipos de lodo avaliados, o lodo à base de PAC foi o que apresentou a melhor capacidade de remoção do fósforo ao final das 28 horas de ensaio. Apesar do lodo contendo sulfato alumínio também apresentar uma eficiência de remoção elevada nas primeiras 24 horas, após esse período possivelmente iniciou-se uma etapa de dessorção, liberando fósforo para a solução e tendo a sua capacidade de adsorção reduzida.

Com base nesses resultados, os ensaios subsequentes foram realizados utilizando-se apenas o lodo contendo PAC e em pH neutro, facilitando as etapas seguintes do estudo, sem a necessidade de acidificar o efluente para se alcançar as remoções desejadas. Além disso, pensando-se em uma escala real, esse procedimento, além de oneroso, acarretaria a necessidade de neutralizar o efluente antes do seu lançamento no meio ambiente. Em geral, valores de pH em uma faixa de 5 a 9 são considerados aceitáveis para efluentes antes do seu lançamento em cursos d'água (CONAMA, 2011).

Desse modo, sabendo-se que o lodo à base de PAC se mostrou mais efetivo na remoção do fósforo, buscou-se avaliar duas diferentes granulometrias desse material, uma com partículas na faixa de 0.1 a 0.6 mm de diâmetro (lodo grosso), e outra, com partículas de diâmetro inferior a

0.1 mm (lodo fino). Na Figura 5 é apresentado o resultado dos ensaios cinético das duas diferentes granulometrias de lodo à base de PAC.

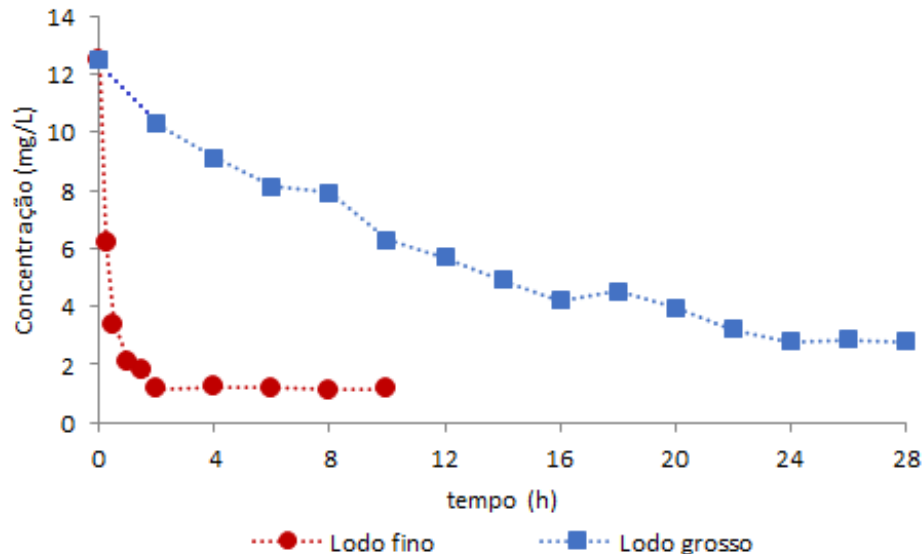


Figura 5. Cinética de adsorção de fosfato em lodo à base de PAC, nas duas diferentes granulometrias.

É possível observar que a velocidade de adsorção do lodo fino é maior, uma vez que após a segunda hora do experimento a concentração do adsorvato praticamente não apresenta mais variação, estabilizando em aproximadamente 1.2 mg.L^{-1} , e atingindo uma remoção em torno de 90%. O lodo grosso, por sua vez, entrou em equilíbrio após 24 horas de ensaio, alcançando uma remoção de 76% e uma concentração final de 2.8 mg.L^{-1} .

Yang *et al.* (2006) também testaram diferentes tamanhos de partículas (entre 0.063mm e 2.36mm) e obtiveram melhores remoções em granulometrias menores, corroborando com os resultados.

Para a verificação do mecanismo cinético que rege o processo de adsorção do fósforo pelo lodo de ETA, os dados cinéticos foram checados pela construção de gráficos lineares de $\log(q_e - qt)$ versus t , (t/qt) versus t e qt versus $t^{0.5}$ para os modelos de pseudoprimeira ordem, pseudo-segunda ordem e difusão intrapartícula, respectivamente, representada na Figura 6.

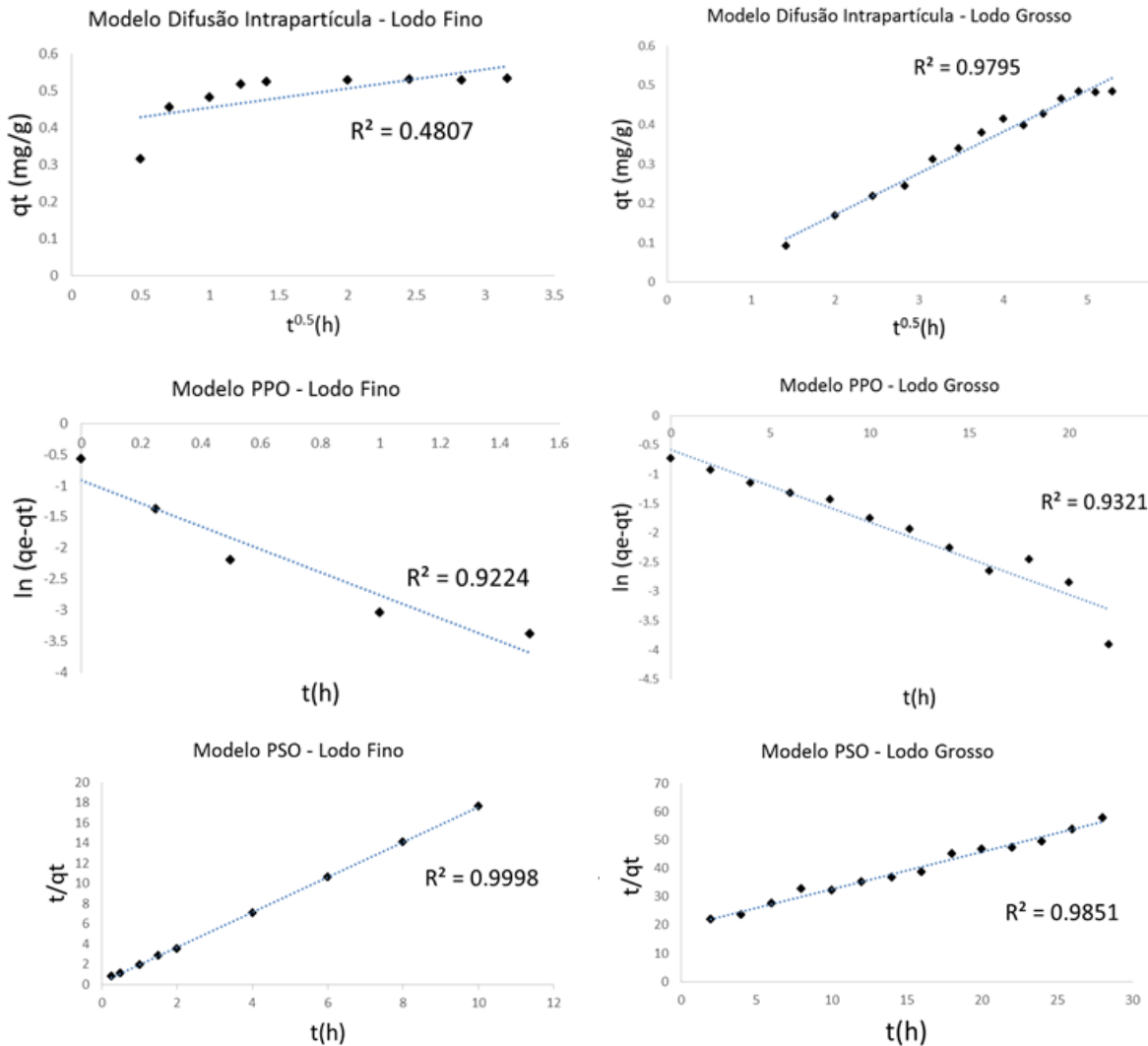


Figura 6. Gráficos dos parâmetros de difusão intrapartícula, pseudo-primeira ordem (PPO) e pseudo-segunda ordem (PSO) para o lodo fino à esquerda, e para o lodo grosso à direita.

Através da análise da Figura 6 e levando em consideração o coeficiente de correlação R^2 é possível observar que o melhor ajuste aos dados experimentais é representado pelo modelo de pseudo-segunda ordem tanto para o lodo fino (R^2 0.9998) quanto para o lodo grosso (R^2 0.9851). Na Tabela 2 são apresentados os parâmetros calculados a partir dos modelos cinéticos linearizados.

Tabela 2. Parâmetros cinéticos característicos e coeficientes de correlação.

Modelos Cinéticos	Equação	Parâmetros Lodo Fino		
PPO	$\frac{dq_t}{dt} = 1.86(0.40 - q_t)$	K_1	q_e	R^2
		1.86	0.40	0.92
PSO	$\frac{dq_t}{dt} = 14.22(0.58 - q_t)^2$	K_2	q_e	R^2
		14.22	0.58	0.99
Difusão Intrapartícula	$q_t = 0.05t^{0.5} + 0.40$	K_d	C	R^2
		0.05	0.40	0.48
Parâmetros Lodo Grosso				
PPO	$\frac{dq_t}{dt} = 0.12(0.55 - q_t)$	K_1	q_e	R^2
		0.12	0.55	0.93
PSO	$\frac{dq_t}{dt} = 0.09(0.76 - q_t)^2$	K_2	q_e	R^2
		0.09	0.76	0.99
Difusão Intrapartícula	$q_t = 0.10t^{0.5} - 0.04$	K_d	C	R^2
		0.10	-0.04	0.98

Como é possível observar na Figura 7, para o lodo fino, o modelo linear que melhor se ajusta aos dados experimentais é o de pseudo-segunda ordem. De acordo com Ho e Mckay (1999), os processos de adsorção que seguem esse modelo apresentam como característica a quimiossorção como etapa limitante.

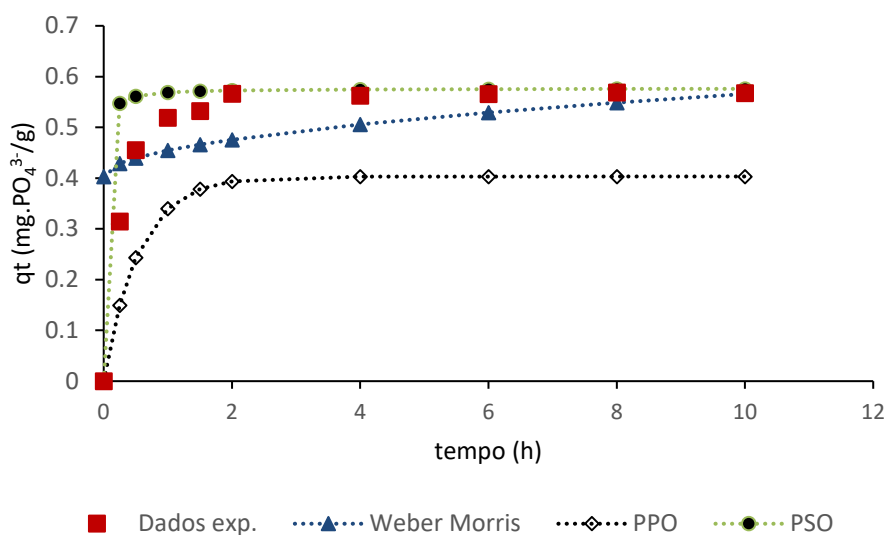


Figura 7. Comparação entre os modelos cinéticos e os dados experimentais obtidos para o lodo fino.

O elevado coeficiente de correlação (R^2 0.9998), também leva a inferir que o mecanismo limitante do processo global da adsorção de fosfato em lodo fino é a adsorção química, envolvendo forças de valência pelo compartilhamento ou troca de elétrons entre o adsorvente e o adsorvato. Krishna, Aryal e Jansen (2016), em seu experimento de adsorção avaliando lodo à base de alumínio de três diferentes plantas de tratamento, também verificaram que o modelo cinético de pseudo-segunda ordem foi o que melhor se ajustou aos dados experimentais obtidos.

Com relação ao lodo grosso, como pode ser observado na Figura 8, tanto o modelo linear de PPO quanto o modelo de difusão intrapartícula não responderam bem aos resultados experimentais, apresentando valores teóricos divergentes com relação aos valores experimentais, apesar da correlação linear R^2 de 0.9321 e 0.9795, respectivamente.

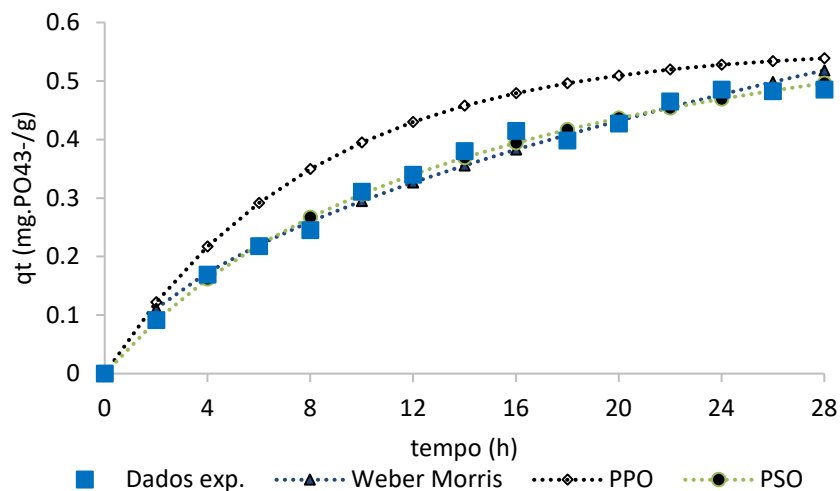


Figura 8. Comparação entre os modelos cinéticos e os dados experimentais obtidos para o lodo grosso.

Assim como para o lodo mais fino, foi observado que o modelo de pseudo-segunda ordem apresentou um melhor ajuste aos dados experimentais obtidos, desse modo, pode-se dizer que o mecanismo controlador do processo cinético de adsorção para ambas as granulometrias de lodo é a quimissorção.

Para identificar a capacidade de adsorção do lodo de ETA à base de PAC, em ambas as granulometrias, foram conduzidos ensaios utilizando-se diferentes massas do material adsorvente. O tempo de equilíbrio, definido pelos ensaios cinéticos, foi de 24 horas. O resultado é ilustrado na Figura 9. Observa-se que ambas as granulometrias de lodo apresentam a habilidade

para ser um adsorvente na remoção de fósforo, pois conforme há um aumento na concentração de adsorvente há também um aumento na quantidade de fósforo removida da solução.

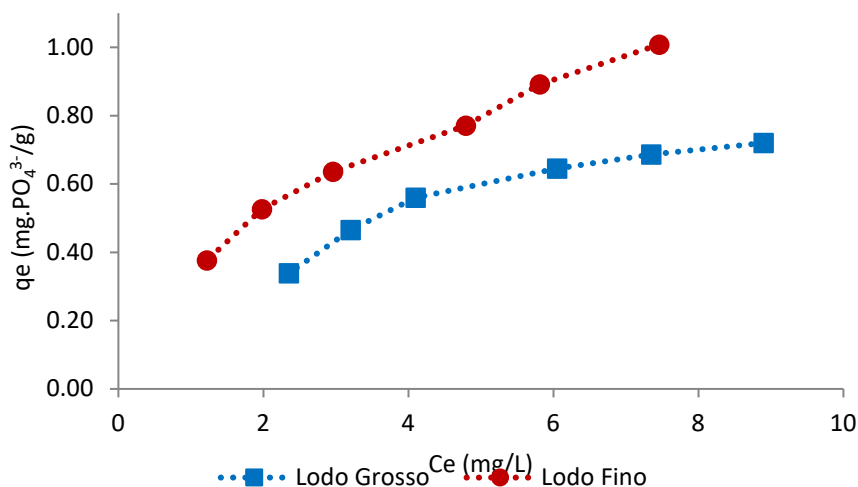


Figura 9. Isotermas de adsorção obtidas com base nos dados experimentais para ambas as granulometrias.

A verificação dos parâmetros isotérmicos foi realizada pela construção dos gráficos $1/C_e$ versus $1/q_e$ para Langmuir e $\log C_e$ versus $\log q_e$ para Freundlich, como mostra a Figura 10. A Tabela 3 apresenta os parâmetros calculados através da linearização das equações de Langmuir e Freundlich.

O lodo fino apresentou um coeficiente de correlação R^2 de 0.9920 para a isoterma de Freundlich e de 0.9942 para a de Langmuir, enquanto para o lodo grosso, o coeficiente R^2 foi de 0.9305 e 0.9627 para Freundlich e Langmuir, respectivamente. Com base nesses resultados, pode-se inferir que o modelo de isoterma de Langmuir é mais apropriado em relação ao de Freundlich para descrever o comportamento da adsorção do fósforo para ambas as granulometrias de lodo avaliadas.

Os estudos conduzidos por Maqbool, Khan e Asghar (2015), Yang *et al.* (2006) e Babatunde e Zhao (2010) corroboram os resultados encontrados, uma vez que também observaram um melhor ajuste dos dados experimentais obtidos com o modelo de isoterma de Langmuir.

A capacidade máxima de adsorção (q_{max}), determinada com base no modelo de Langmuir, foi de $1.36 \text{ mg.PO}_4^{3-} \cdot \text{g}^{-1}$ para o lodo fino e de $1.33 \text{ mg.PO}_4^{3-} \cdot \text{g}^{-1}$ para o lodo grosso.

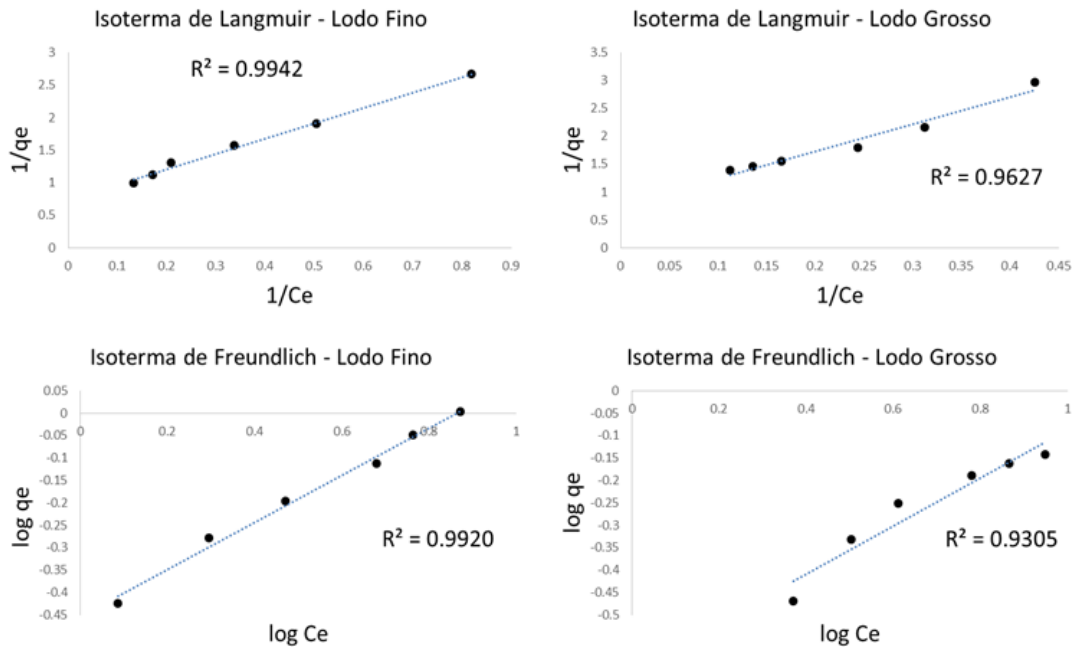


Figura 10. Gráficos dos parâmetros de Langmuir e Freundlich para o lodo fino à esquerda, e para o lodo grosso à direita.

Tabela 3. Parâmetros para as Isothermas de Langmuir e Freundlich.

Modelos Isothermas	Equação	Parâmetros Lodo Fino		
Langmuir	$q_e = \frac{0.425C_e}{1 + 0.313C_e}$	q_{max}	K_L	R^2
		1.36	0.31	0.99
Freundlich	$q_e = 0.351C_e^{0.525}$	K_F	n	R^2
		0.35	1.90	0.99
Parâmetros Lodo Grosso				
Langmuir	$q_e = \frac{0.2057C_e}{1 + 0.1544C_e}$	q_{max}	K_L	R^2
		1.33	0.15	0.96
Freundlich	$q_e = 0.237C_e^{0.540}$	K_F	n	R^2
		0.24	1.85	0.93

As capacidades máximas de adsorção obtidas apresentam concordância com os resultados encontrados por Huang e Criswell (2000) que reportaram uma adsorção de fosfato entre 0.30-0.33 mg.g^{-1} e por Yang *et al.* (2006) que alcançaram entre 0.70-3.50 mg.g^{-1} de remoção. Mortula, Gibbons e Gagnon (2007), Gibbons, Mortula e Gagnon (2009), Gibbons e Gagnon (2010) e Maqbool, Khan e Asghar (2015) também obtiveram resultados semelhantes, de 0.67 mg.g^{-1} , 1.03-1.11 mg.g^{-1} , 0.89-1.59 mg.g^{-1} e 1.58 mg.g^{-1} , respectivamente.

Entretanto, outros autores como Kim *et al.* (2003), por exemplo, obtiveram uma capacidade muito superior de adsorção de 25 mg.P.g^{-1} de lodo. Esse fato pode estar relacionado, além das condições experimentais, obviamente, às características intrínsecas do lodo que são bastante variáveis dependendo das propriedades da água bruta da qual resultou esse material.

Nas Figuras 11 e 12 são apresentadas as comparações entre as isotermas de Freundlich e Langmuir e as isotermas com os dados obtidos experimentalmente para o lodo fino e para o lodo grosso, respectivamente. O comportamento dinâmico e a eficiência de uma coluna de leito fixo são descritos em termos da concentração efluente/afluente *versus* tempo ou volume de líquido tratado, ou seja, a partir das curvas de ruptura.

Os ensaios de remoção do fósforo em regime de fluxo contínuo através das colunas de adsorção contendo os adsorventes empacotados foram efetuados separadamente para cada granulometria de material adsorvente.

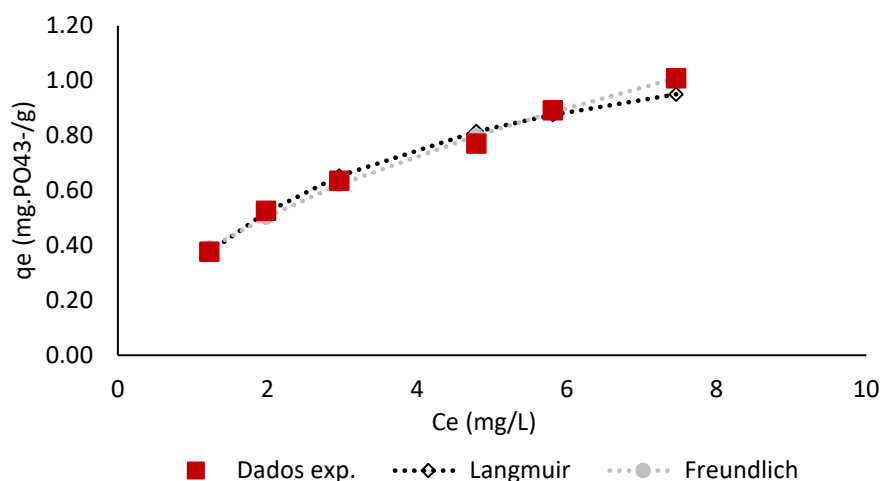


Figura 10. Comparação das isotermas de adsorção lineares com a isoterma experimental para o lodo fino.

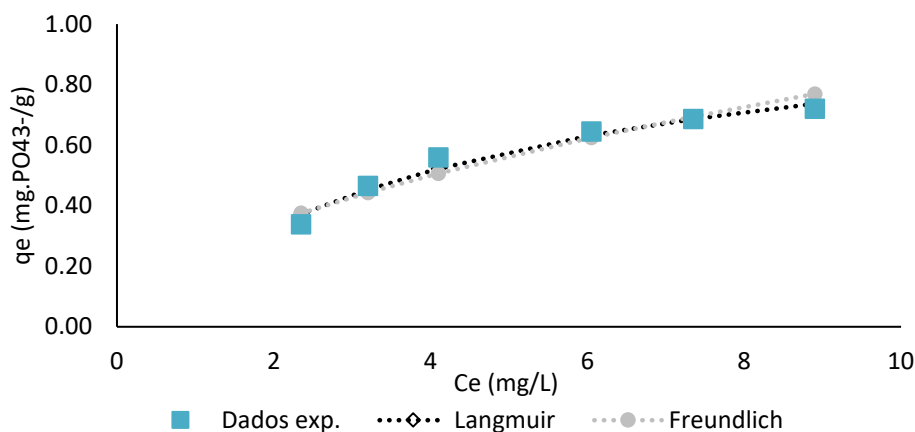


Figura 11. Comparação das isotermas de adsorção lineares com a isoterma experimental para o lodo grosso.

Os experimentos foram conduzidos, conforme descrito na metodologia, com dois diferentes fluxos para cada tipo de lodo, com uma alimentação constante de esgoto sanitário a uma concentração de 12.5 mg.L^{-1} , e com as taxas de aplicação hidráulica variando entre 1.77 e $4.42 \text{ mL.min}^{-1}.\text{cm}^{-2}$, o que resultou em diferentes Tempos de Detenção Hidráulica – TDH, como pode ser observado na Tabela 4.

Tabela 4. Tempos de Detenção Hidráulica – TDH observados nos sistemas de coluna, nas diferentes vazões para o lodo fino e para o lodo grosso.

Parâmetro	Lodo fino	Lodo fino	Lodo grosso	Lodo grosso
Vazão (mL.min^{-1})	2.0	5.0	2.0	5.0
Carga hidráulica ($\text{mL.min}^{-1}.\text{cm}^{-2}$)	1.77	4.42	1.77	4.42
TDH (min)	36.23	14.49	38.06	15.22

Os resultados expressos indicam que o Tempo de Detenção Hidráulica – TDH aumenta de 14.49 até 38.06 minutos, resultando assim em um decréscimo no tempo requerido para alcançar a saturação da coluna. Nascimento *et al.* (2014) defendem que quanto maior é a taxa de aplicação hidráulica, menor é a adsorção, o que se deve ao menor tempo de contato entre o adsorvente e o adsorvato. Através dos dados coletados experimentalmente, pode-se construir as curvas de ruptura para o lodo fino com vazões de 2.0 e 5.0 mL.min^{-1} (Figura 13) e para o lodo grosso, nas mesmas vazões (Figura 14).

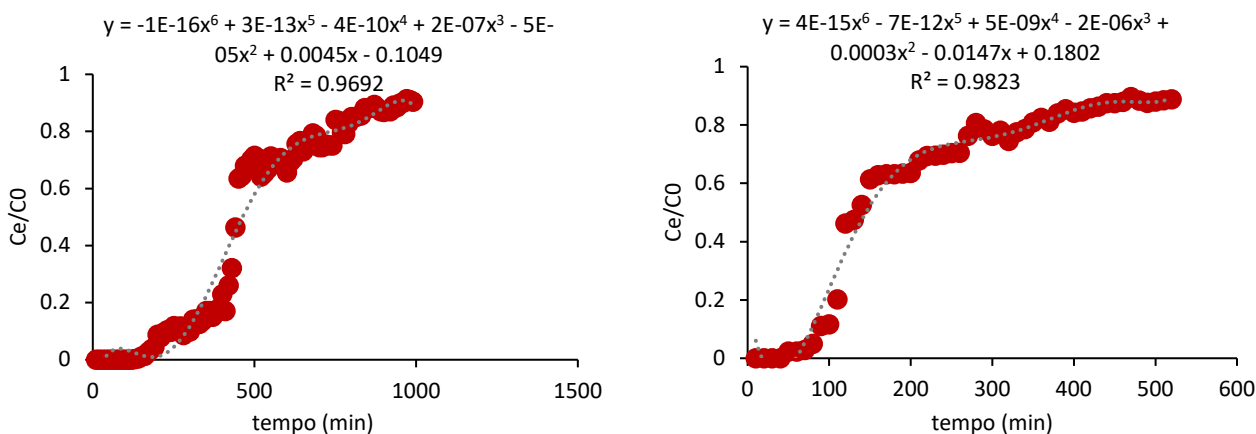


Figura 12. Curvas de ruptura do adsorvente caracterizado pelas partículas menores, o lodo fino, na vazão de 2.0 mL.min⁻¹ à esquerda, e de 5.0 mL.min⁻¹ à direita.

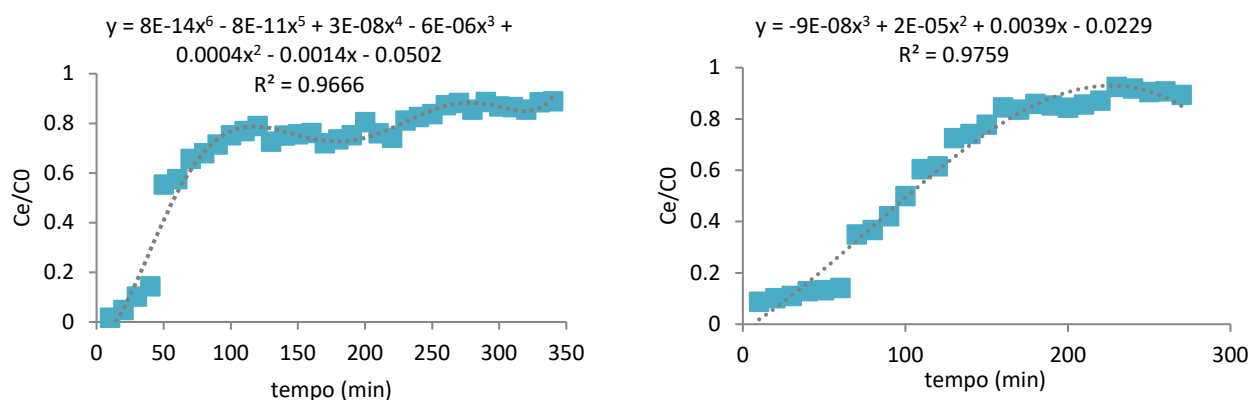


Figura 13. Curvas de ruptura do adsorvente caracterizado pelas partículas maiores, o lodo grosso, na vazão de 2.0 mL.min⁻¹ à esquerda, e de 5,0 mL.min⁻¹ à direita.

Conforme já mencionado, o tempo de contato de cada ensaio foi determinado pela saturação das colunas, quando a concentração de saída se aproximou de 90% da concentração de entrada da coluna. Para uma melhor visualização dos resultados, estão reunidos na Tabela 5 os dados experimentais e parâmetros calculados para os quatro experimentos de adsorção em colunas.

Tabela 5. Parâmetros calculados para os experimentos de adsorção em colunas de leito fixo.

Parâmetro	Lodo fino	Lodo fino	Lodo grosso	Lodo grosso
Vazão (mL.min ⁻¹)	2.0	5.0	2.0	5.0
f(t) (min)	$f(t) = -1E-16t^6 + 3E-13t^5 - 4E-10t^4 + 2E-07t^3 - 5E-05t^2 + 0.0045t - 0.1049$	$f(t) = 4E-15t^6 - 7E-12t^5 + 5E-09t^4 - 2E-06t^3 + 0.0003t^2 - 0.0147t + 0.1802$	$f(t) = 8E-14t^6 - 8E-11t^5 + 3E-08t^4 - 6E-06t^3 + 0.0004t^2 - 0.0014t - 0.0502$	$f(t) = -9E-08t^3 + 2E-05t^2 + 0.0039t - 0.0229$
t _e (min)	950	440	290	230
t _b (min)	190	80	20	0
q (mg.g ⁻¹)	12.49	8.73	3.65	0.76

É possível observar na Tabela 5 que a quantidade máxima adsorvida (q) pelo lodo grosso, calculada pela Equação 6 através da integral da função f(t), foi de 0.76 e 3.65 mg.g⁻¹, para as vazões de 5.0 e 2.0 mL.min⁻¹, respectivamente.

Nas condições avaliadas, o lodo de maior granulometria apresentou uma completa remoção de fósforo nos primeiros 20 minutos na vazão de 2.0 mL.min⁻¹. Com a vazão aumentada para 5.0 mL.min⁻¹, esse material não atingiu uma remoção total inicial, diminuindo gradativamente até a saturação da coluna com o tempo de 230 minutos para a vazão de 5.0 mL.min⁻¹ e 290 minutos para a vazão 2.0 mL.min⁻¹.

O lodo fino, por sua vez, apresentou maiores quantidades adsorvidas, tanto para a vazão de 5.0 mL.min⁻¹ (8.73 mg.g⁻¹), quanto para a vazão de 2.0 mL.min⁻¹ (12.49 mg.g⁻¹). O ponto de ruptura para esse material, ou seja, o tempo no qual a concentração do adsorvato efluente à coluna corresponde a aproximadamente 5%, foi de 80 e 190 minutos para as vazões de 5.0 e 2.0 mL.min⁻¹, respectivamente. E os tempos de exaustão, aqueles definidos como concentrações em torno de 90% de C₀, foram de 440 e 950 min para essas mesmas vazões de 5.0 e 2.0 mL.min⁻¹, respectivamente.

Esses resultados evidenciam a aplicabilidade do lodo de ETA como adsorvente para o fósforo, em especial o lodo mais fino e em TDH mais elevados. O maior tempo de contato entre o adsorvente e o adsorvato, bem como a maior área superficial das partículas leva a uma maior remoção do poluente em questão.

Além disso, estudos conduzidos por Kim *et al.* (2003) e Razali, Zhao e Bruen (2007), evidenciam a eficiência dessa técnica também em reatores de maior escala, uma vez que alcançaram resultados muito satisfatórios utilizando colunas com diâmetro três e cinco vezes maior, respectivamente. E

ainda, o lodo de ETA tem sido utilizado com sucesso por diversos pesquisadores como material filtrante nos sistemas de wetlands construídos em substituição aos materiais comumente empregados para aumentar a eficiência de remoção de fósforo (Zhao *et al.*, 2011; Yang *et al.*, 2011).

Conclusões

Os resultados desse estudo evidenciam que as partículas de menor granulometria resultam em um melhor processo de adsorção, levando a uma remoção mais rápida do fósforo dissolvido, e também a uma menor concentração de equilíbrio.

Os ensaios cinéticos atingiram 90% de eficiência e uma concentração de equilíbrio de $1.2 \text{ mgPO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$. Através dos ensaios isotérmicos foram alcançadas as capacidades máximas de adsorção de 1.36 e $1.33 \text{ mgPO}_4^{3-} \text{ g}^{-1}$ para o lodo fino e lodo grosso, respectivamente. As colunas de leito fixo também apresentaram elevadas capacidades de adsorção, para os diferentes fluxos 5.0 e $2.0 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ a que foram submetidas, alcançando entre 0.76 - $3.65 \text{ mgPO}_4^{3-} \text{ g}^{-1}$ para o lodo grosso e 8.73 - $12.49 \text{ mgPO}_4^{3-} \text{ g}^{-1}$, para o lodo mais fino.

Desse modo, o uso do lodo não apenas provê uma solução tecnológica de baixo custo para o tratamento de efluentes, mas também uma opção de gestão efetiva desse resíduo nas estações de tratamento de água.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina – FAPESC.

Referências bibliográficas

- APHA, American Public Health Association (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21th ed. Washington.
- Babatunde, A. O., Zhao, Y. Q. (2010) Equilibrium and kinetic analysis of phosphorus adsorption from aqueous solution using waste alum sludge, *Journal of Hazardous Materials*, **184**(1-3), 746-752. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.08.102>
- CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente (2011) Resolução N.º 430 de 13 de maio de 2011. *Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 9 pp.
- Chao, I. R. S. (2006) *Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água*, Dissertação (Mestrado em Engenharia), Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Universidade de São Paulo, São Paulo, 160 pp.

- Charumathi, D., Das, N. (2012) Packed bed column studies for the removal of synthetic dyes from textile wastewater using immobilised dead *C. tropicalis*, *Desalination*, **285**, 22-30. doi: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.09.023>
- Choi, J., Chung, J., Lee, W., Kim, J. O. (2016) Phosphorous adsorption on synthesized magnetite in wastewater, *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, **34**, 198-203. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2015.11.008>
- Gibbons, M. K., Gagnon, G.A. (2010) Adsorption of arsenic from a Nova Scotia groundwater onto water treatment residual solids, *Water Research*, **44**(19), 5740–5749. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.06.050>
- Gibbons, M. K., Mortula, M.M., Gagnon, G. A. (2009) Phosphorus adsorption on water treatment residual solids, *Journal of Water Supply: Research and Technology–AQUA*, **58**(1), 1–10. doi: <https://doi.org/10.2166/aqua.2009.017>
- Ho, Y. S., McKay, G. (1999) A kinetic study of dye sorption by biosorbent waste product pith, *Resources, Conservation and Recycling*, **25**, 171-193. doi: [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(98\)00053-6](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(98)00053-6)
- Huang, S. H., Chiswell, B. (2000) Phosphate removal from wastewater using spent alum sludge, *Water Science Technology*, **42**(3-4), 295–300. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0394>
- Kim, J. G., Kim, J. H., Moon, H., Chon, C.; Ahn, J. S. (2003) Removal capacity of water plant alum sludge for phosphorus in aqueous solution, *Chemical Speciation & Bioavailability*, **14**, 67–73. doi: <https://doi.org/10.3184/095422902782775344>
- Krishna, K. C. B., Aryal, A., Jansen, T. (2016) Comparative study of ground water treatment plants sludges to remove phosphorous from wastewater, *Journal of Environmental Management*, **180**, 17-23. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.006>
- Maqbool, N., Khan, Z., Asghar, A. (2015) Reuse of alum sludge for phosphorus removal from municipal wastewater, *Desalination and Water Treatment*, **57**(28), 13246-13254. doi: <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1055806>
- Mohammed, W. T., Rashid, S. A. (2012) Phosphorus removal from wastewater using oven-dried alum sludge, *International Journal of Chemical Engineering*, **2012**, 1-11. doi: <https://doi.org/10.1155/2012/125296>
- Mortula, M., Gibbons, M., Gagnon, G. A. (2007) Phosphorus adsorption by naturally-occurring materials and industrial by-products, *Journal of Environmental Engineering and Science*, **6**(2), 157-164. doi: <https://doi.org/10.1139/S06-042>
- Nascimento, R. F., Lima, A. C. A., Vidal, C. B., Melo, D. Q., Raulino, G. S. C. (2014) *Adsorção: Aspectos Teóricos e Aplicações Ambientais*, Imprensa Universitária, Fortaleza, 258 pp.
- Park, J. H., Jung, D. I. (2011) Removal of total phosphorus (TP) from municipal wastewater using loess, *Desalination*, **269**(1-3), 104-110. doi: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.10.048>
- Razali, M., Zhao, Y., Bruen, M. (2007) Effectiveness of a drinking-water treatment sludge in removing different phosphorus species from aqueous solution, *Separation and Purification Technology*, **55**(3), 300-306. doi: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.12.004>
- Sharpley, A. N., Daniel, T., Sims, T., Lemunyon, J., Stevens, R., Parry R. (1999) *Agricultural phosphorus and eutrophication*. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, ARS-149, Washington, 42 pp.
- Yang, Y., Tomlinson, D., Kennedy, S., Zhao, Y. Q. (2006) Dewatered alum sludge: a potential adsorbent for phosphorus removal, *Water Science and Technology*, **54**(5), 207-213. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2006.564>
- Yang, Y., Zhao, Y. Q., Wang, S. P., Guo, X. C., Ren, Y. X., Wang, L., Wang, X. C. A. (2011) Promising approach of reject water treatment using a tidal flow constructed wetland system employing alum sludge as main substrate, *Water Science Technology*, **63**(10), 2367–2373. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2011.575>
- Zhao, Y. Q., Babatunde, A. O., Hu, Y. S., Kumar, J. L. G., Zhao, X. H. (2011) Pilot field-scale demonstration of a novel alum sludge-based constructed wetland system for enhanced wastewater treatment, *Process Biochemistry*, **46**(1), 278-283. doi: <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2010.08.023>



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

AVALIAÇÃO DO CONFORTO AMBIENTAL E DOS BIOAEROSSÓIS FÚNGICOS EM HOSPITAIS PÚBLICOS NA CIDADE DE FORTALEZA, CEARÁ, BRASIL

Josiany Costa de Souza ¹
Lara do Nascimento Lopes ¹
Rita Sannara Bandeira do Nascimento ¹
Jéssica Rocha de Lima ¹
Lydia Dayanne Maia Pantoja ²
* Rinaldo dos Santos Araujo ¹

EVALUATION OF ENVIRONMENTAL COMFORT AND FUNGAL BIOAEROSOLS IN PUBLIC HOSPITALS IN FORTALEZA, CEARA, BRAZIL

Recibido el 22 de marzo de 2020; Aceptado el 12 de mayo de 2021

Abstract

Indoor air quality and environmental comfort in hospitals are critical factors for the well-being and prevention of diseases for patients, health professionals and visitors. In this context, the present study aimed to assess environmental comfort and atmospheric fungal contamination in hospitals with different degrees of care complexity in a Brazilian big city. The study was carried out in two hospital units of secondary (medium complexity) and tertiary (great hospital) levels, in the city of Fortaleza, Ceará, Brazil. Experimentally, the parameters of temperature, relative air humidity, CO₂ concentration and fungal contamination were evaluated in environments such as the medication room, care room, medical emergency room and intensive care unit. From Brazilian legislation, the results obtained showed that CO₂ showed a high degree of non-compliance (100%) in all hospital environments, except for the emergency room in the tertiary hospital (16%). For fungal contamination, the amount of bioaerosols showed concentrations between 50-250 CFU/m³, well below the recommended limit of 750 CFU/m³. A qualitative identification of the fungi indicated the predominance of *Aspergillus* and *Penicillium* genera, which are pathogenic or toxigenic in nature. In general, the results obtained reinforce the need for periodic monitoring of environmental parameters and the nature of microbial bioaerosols in indoor air of the public hospitals to reduce the health risks of patients and other persons.

Keywords: anemophilous fungi, environmental comfort, indoor air quality, public hospitals.

¹ Departamento de Química e Meio Ambiente, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Brasil.

² Centro de Ciências da Saúde, Universidade Estadual do Ceará, Brasil.

**Autor correspondente:* Rinaldo dos Santos Araújo. Departamento de Química e Meio Ambiente. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Avenida 13 de Maio, 2081, Benfica, Fortaleza, Ceará. 60040-531. Brasil. rinaldo@ifce.edu.br

Resumo

A qualidade do ar interior e o conforto ambiental em hospitais são fatores críticos para o bem-estar e prevenção de doenças a pacientes, profissionais de saúde e visitantes. Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o conforto ambiental e a contaminação fúngica atmosférica em ambientes hospitalares com diferentes graus de complexidade de atendimento em uma grande cidade brasileira. O estudo foi realizado em duas unidades hospitalares de níveis secundário (média complexidade) e terciário (hospital de grande porte), na cidade de Fortaleza, Ceará, Brasil. Experimentalmente foram avaliados os parâmetros de temperatura, umidade relativa do ar, CO₂ e contaminação fúngica em ambientes como sala de medicação, sala de atendimento, consultório de emergências médicas e unidade de terapia intensiva. Quando considerada a legislação brasileira, os resultados obtidos mostraram que o CO₂ apresentou elevado grau de desconformidade (100%) em todos os ambientes hospitalares, a exceção do consultório de emergências no hospital terciário (16%). Para a contaminação fúngica, o quantitativo de bioaerossóis apresentou concentrações entre 50 e 250 UFC/m³, bem inferior ao limite recomendado de 750 UFC/m³. A identificação qualitativa dos fungos indicou a predominância dos gêneros *Aspergillus* e *Penicillium*, os quais são de natureza patogênica e/ou toxigênica. Em geral, os resultados obtidos reforçam a necessidade de um monitoramento periódico dos parâmetros ambientais e da natureza dos bioaerossóis microbianos no ar interior em hospitais públicos como forma de reduzir os riscos à saúde de pacientes, laborais e transeuntes em geral.

Palavras chave: fungos anemófilos, conforto ambiental, qualidade do ar interior, ambiente hospitalar.

Introdução

A Organização Mundial da Saúde (OMS) relata que em média a cada ano morrem 7 milhões de pessoas decorrente de doenças associadas a poluição atmosférica. Além disso, foi apontado que 570,000 crianças menores de 5 anos vão a óbito por doenças associadas a quadros de infecções respiratórias que são intensificados pela má qualidade do ar (WHO, 2018).

As problemáticas associadas a destruição do meio ambiente se tornaram globalizadas, sendo evidenciadas em todo o planeta. Dentre estas, a poluição atmosférica merece destaque por afetar países com alto e baixo grau de desenvolvimento social ou econômico. Ademais, a poluição do ar, intensifica o agravamento de diversos casos de doenças cardiovasculares, asma, infecções respiratórias, além de contribuir para o desenvolvimento de diabetes e síndromes metabólicas (Alderete *et al.*, 2017; Souza, 2019; Sun *et al.*, 2019; Feitosa *et al.*, 2020).

Notadamente, discussões acerca da qualidade do ar interior (QAI) começaram a ser levantadas dentro dos cenários de saúde pública, devido à maior incidência de pessoas com manifestações alérgicas, bem como de doenças em ambientes hospitalares com climatização artificial.

Em nível internacional, nos Estados Unidos, a American Society of Heating Refrigerating and Air Conditioning Engineers (ASHRAE), é responsável por desenvolver padrões e normas vinculadas à ventilação. Tal legislação apresenta parâmetros para conforto ambiental como temperatura, umidade relativa do ar e CO₂, sendo essa legislação um pouco mais restrita que a brasileira.

No Brasil, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) estabelece os padrões de referência da qualidade do ar interior em ambientes climatizados artificialmente de uso público e coletivo descritos pela resolução RE/ANVISA nº 09 de 16 de janeiro de 2003 (Brasil, 2003), a qual determina valores máximos recomendáveis (VMR) para os parâmetros ambientais de temperatura, umidade relativa do ar, velocidade do ar, taxa de renovação do ar, CO₂, aerodispersóides totais e contaminação microbiológica (fungos), conforme a Tabela 1.

Tabela 1. Padrões referenciais da qualidade do ar interior adotados no Brasil (ANVISA) e nos Estados Unidos (ASHRAE)

Parâmetro	ANVISA (VMR)	ASHRAE
Temperatura	Verão (23 °C a 26 °C) e Inverno (20 °C a 22 °C)	23–28 °C
Umidade relativa do ar	Verão (40% a 65%) e Inverno (35% a 65%)	30–65%
CO ₂	≤ 1000 ppm	Até 700 ppm
Fungos	≤ 750 UFC/m ³ (para relação Interior/Exterior ≤ 1,5), Inaceitável a presença de fungos patogênicos e toxigênicos	-
Velocidade do ar	< 0.25 m/s	-
Aerodispersóides totais	≤ 80 µg/m ³	-

A QAI pode ser associada a quadros sintomáticos de irritações sofridas pelos ocupantes dos ambientes, sintomas esses que são associados à chamada Síndrome dos Edifícios Doentes - SED (Keyvani *et al.*, 2017; Lu *et al.*, 2018). As manifestações da SED relacionam-se a quadros de: desconfortos laborais, irritações nas mucosas, problemas no sistema nervoso central, enrijecimento do tronco e alergias, afecções na pele, provocadas pelos microrganismos presentes no ar ambiente (Amin *et al.*, 2015; Lim *et al.*, 2016; Shan *et al.*, 2016).

Adicionalmente, algumas outras condições apresentam forte associação com a SED como: a arquitetura do prédio, a movimentação e atividades dos ocupantes dos locais, a presença de material de construção, a inadequada ventilação, a pouca manutenção predial, o envelhecimento dos equipamentos, a falta de limpeza adequada dos ambientes e as condições de funcionamento dos equipamentos de refrigeração (Oliveira *et al.*, 2019).

Todos estes fatores levam a um aumento da concentração de dispersantes no ar como endotoxinas, poluentes químicos e a presença de contaminação microbiológica, como exemplo, os fungos anemófilos (Naimi, 2013; Costa *et al.*, 2019; Shao *et al.*, 2020). Estes também têm relação com quadros de doenças como asma, sinusite, rinite, otite, micotoxicoses, entre outras (Iwasaki *et al.*, 2019).

Alguns trabalhos descrevem como principais fungos relacionados a essas doenças os do gênero *Aspergillus* (Sabino *et al.*, 2014; Santos *et al.*, 2020). Ademais, a literatura retrata também que os fungos mais relevantes relacionados à qualidade do ar e associados à saúde são: o *A. fumigatus*, o *A. flavus*, o *A. terreus*, o *A. niger* e o *A. versicolor* (Hupffer *et al.*, 2017; Asif *et al.*, 2018; Vivek-Ananth *et al.*, 2018).

Nestes termos, este trabalho teve como objetivo avaliar o conforto ambiental e a contaminação fúngica atmosférica em ambientes hospitalares com diferentes graus de complexidade de atendimento na cidade de Fortaleza, Ceará.

Material e método

Área de estudo

A cidade de Fortaleza é a 5ª maior capital brasileira, composta por 2,699,342 habitantes, estando localizada sob as coordenadas geográficas de 3° 43' 6" S e 38° 32' 36" W (IBGE, 2019). A cidade possui área total de 314,930 km² sendo banhada em suas extremidades por 15 praias (34 km de litoral), as quais atraem a presença constante de turistas e outros visitantes (Ceará, 2020).

Do ponto de vista do desenvolvimento urbano, apenas 44.9% das residências apresentam saneamento básico e o índice de desenvolvimento humano (IDH) é de 0.754, em uma escala de 0 a 1. Os níveis de violência são elevados e a distribuição de renda é caracterizada como desigual. Estes fatores influenciam diretamente no número de pessoas que dão entradas nos hospitais públicos de Fortaleza, sobrecarregando os atendimentos nas unidades hospitalares de pequeno, médio e grande porte.

A pesquisa foi realizada em dois ambientes hospitalares públicos de atendimento de saúde. Os locais foram selecionados de acordo com a complexidade em níveis secundário e terciário. O mapa situacional com a localização dos hospitais está apresentado na Figura 1.

O ambiente hospitalar de nível secundário (HSec) foi representado por uma Unidade de Pronto Atendimento (UPA) que por função deve prestar assistência médica de baixa e média complexidade, realizando, quando cabível, encaminhamento ao hospital de maior porte ou terciário. A UPA está localizada sob as coordenadas 3°44'41.2" S e 38°27'14.7" W no bairro Praia do Futuro (IDH = 0.29) e atende até dez bairros no seu entorno, incluindo os bairros Vicente Pizón e Aldeota, que estão entre as comunidades mais populosas da cidade. O hospital terciário (HTerc) é caracterizado por ser uma unidade hospitalar de grande porte com atendimento prioritário a quadros de alta complexidade clínica (traumas, cirurgias, queimaduras etc.). O hospital terciário apresenta as coordenadas geográficas de 3°44'02.4" S e 38°31'53.3" W e está localizado no bairro Centro (IDH = 0.55) da cidade de Fortaleza.

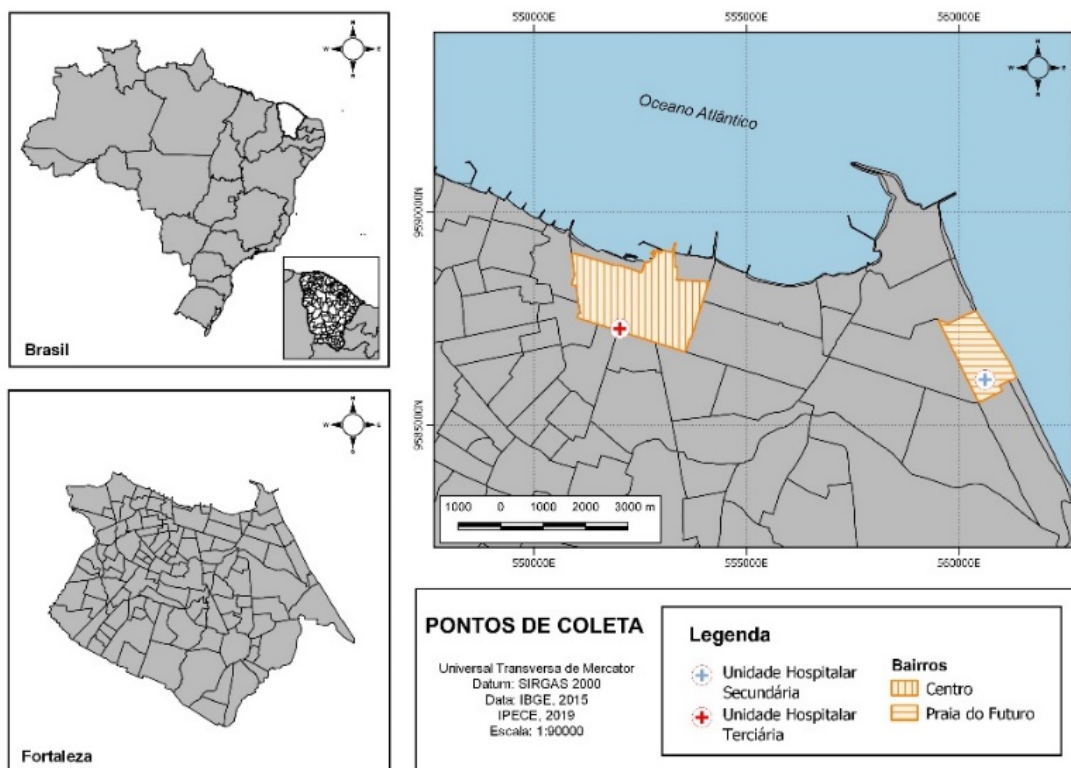


Figura 1. Mapa dos bairros da cidade de Fortaleza apresentando os ambientes hospitalares em estudo.

Fonte: Elaboração própria.

Amostragem

As amostragens foram realizadas de 27 de agosto a 29 de novembro de 2018, no período predominantemente seco (baixa ocorrência de chuvas) na cidade de Fortaleza, de acordo com dados da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME). Os dados meteorológicos no período apresentaram precipitações entre 6 e 19.4 mm, ventos com velocidades entre 12 e 14 km/h e temperatura média de 27.2°C.

As amostragens no ambiente hospitalar secundário foram realizadas em uma sala de medicação e em uma sala de atendimento, enquanto no hospital terciário foram investigadas uma Unidade de Terapia Intensiva (UTI) e um consultório para atendimento de emergências médicas. As áreas exteriores de cada ambiente hospitalar foram monitoradas para fins de comparação. As rotinas de amostragem/coletas foram realizadas em todos os dias da semana em datas não sequenciadas, compreendendo duas semanas de visitação em cada ambiente. No geral, foram realizadas 72 medições de cada parâmetro, distribuídas nos 3 meses de monitoramento.

Determinação dos parâmetros de conforto ambiental

Para monitoramento dos parâmetros de conforto ambiental foi utilizado um analisador portátil de CO₂ AZ-77535 da marca AKSO que registra simultaneamente a temperatura (°C), umidade relativa do ar (UR%) e concentração de CO₂ (ppm) no ar ambiente. As faixas de medição são de: 0 a 5000 ppm para CO₂, de -10 a 60° C para temperatura e de 0.0 a 99.9% para umidade relativa do ar. O equipamento utilizado neste trabalho fez medições durante um período de 30 minutos em cada amostragem, ficando disposto a 1.5 m de altura do chão, conforme recomendado por Stranger *et al.* (2007).

Determinação dos parâmetros microbiológicos

Para a coleta dos bioaerossóis fúngicos foi utilizado um impactador de um estágio modelo N6 tipo Andersen. Para realização da coleta, uma placa de Petri contendo meio de cultura ágar Sabouraud dextrose foi utilizado como suporte para o crescimento dos fungos. O impactador foi ligado por 10 min sob vazão de 28.3 L/min de ar. Ao final de cada coleta, as placas foram vedadas com filme plástico, acondicionadas em caixa térmica e encaminhadas ao laboratório, onde foram deixadas sob incubação por até 7 dias, à temperatura de 27°C para avaliação diária do crescimento fúngico (Brasil, 2003; NIOSH, 1998). Particularmente, as contagens das unidades formadoras de colônias (UFC) nas placas foram registradas após 72 h do crescimento fúngico por inspeção visual com auxílio de uma lupa.

Os valores das unidades formadoras de colônias fúngicas por metro cúbico (UFC/m³) foram calculados de acordo com a Equação 1.

$$UFC/m^3 = \frac{N_{UFC}}{Q \times t}$$

Equação 1

Onde: N_{UFC}: Número de colônias fúngicas observadas, Q é a vazão de aspiração do ar e t é o tempo de amostragem.

A identificação fúngica foi realizada por intermédio de unidades formadoras de colônias viáveis por setor analisado. Após a contagem global realizou-se uma triagem por inspeção visual (Figura 2). As colônias escolhidas foram repicadas para tubos contendo ágar Sabouraud dextrose KASVI para o isolamento fúngico. Em seguida, foram caracterizadas macroscopicamente através do tamanho, bordas, textura, relevo e pigmentação (Sidrim e Rocha, 2004).

Para a análise microscópica foram confeccionadas lâminas preparadas pela técnica de desagregação, onde utilizou-se o corante lactofenol azul-algodão e um pequeno fragmento da colônia, que foi observado através do microscópio óptico com objetiva de 40x. Quando não foi possível chegar a um diagnóstico preciso, a identificação foi feita a partir da técnica de microcultivo, conforme preconizado por Koneman *et al.* (2001) e reproduzido por Pantoja (2016). Para identificação final dos gêneros/espécies seguiu-se a metodologia de Hoog *et al.* (2000) apoiando-se em outras chaves de identificação (Kidd *et al.*, 2016).

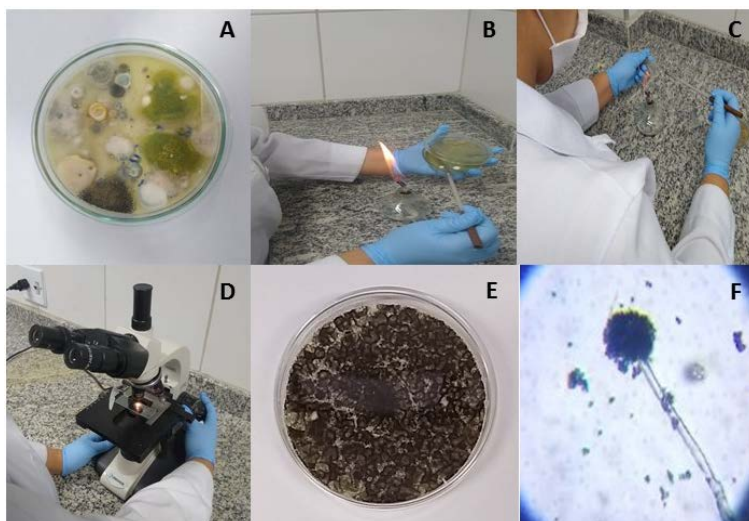


Figura 2. Sequência de imagens do processo de identificação das amostras fúngicas coletadas nas unidades hospitalares em estudo. A: Placa de Petri com presença de colônias fúngicas, B: Isolamento fúngico, C: Confecção das lâminas através de desagregação, D: Leitura da lâmina usando o microscópio, E: Placa de Petri contendo o fungo *Aspergillus niger* e F: Visualização de estrutura do fungo *Aspergillus niger* usando microscópio óptico. Fonte: *Elaboração própria.*

A Figura 3 apresenta os aparatos experimentais usados no monitoramento do conforto ambiental e contaminação microbiológica nos hospitais secundário e terciário sob investigação.



Figura 3. Aparatos instrumentais usados no monitoramento do conforto ambiental e da contaminação com fungos anemófilos nos diferentes setores das unidades hospitalares em estudo. 1: Analisador portátil de CO₂, 2: Estufa microbiológica, 3: Amostrador de bioaerossóis (impactador) e 4: Microscópio óptico. Fonte: *Elaboração própria.*

Análise estatística dos dados

Para análises dos dados foram consideradas as estatísticas básicas de média e desvio padrão e estimativas do coeficiente de correlação de Pearson (R^2). Os cálculos foram feitos a partir da planilha eletrônica Excel® e do software *Origin Pro8*.

Resultados

Avaliação do conforto ambiental

Os resultados encontrados para os parâmetros de conforto ambiental nos ambientes monitorados das duas unidades hospitalares estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Estatísticas básicas dos parâmetros de conforto ambiental nos ambientes hospitalares em estudo na rede pública de atendimento da cidade de Fortaleza, Ceará.

Parâmetro	Hospital secundário (HSec)		Hospital terciário (HTerc)		
	Sala de atendimento	Sala de medicação	Consultório de emergências	UTI	
T (°C)	Média	25.1	23.6	24.1	23.6
	DP	0.8	1.1	0.5	1.1
	< mínimo ^a	4%	33%	16%	25%
	> máximo ^a	8%	4%	12%	-
UR (%)	Média	51.8	43.9	65.1	53.1
	DP	5.1	4.4	3.4	2.6
	< mínimo ^a	8%	16%	-	-
	> máximo ^a	-	-	46%	4%
CO ₂ (ppm)	Média	1600	2466	616	1584
	DP	429	586	87	165
	> Limite ^a	100%	100%	16%	100%

T: temperatura, UR: umidade relativa do ar. DP: Desvio padrão. ^areferencial ANVISA. - Não observado.

A temperatura na unidade hospitalar secundária (HSec) apresentou nas salas de atendimento e medicação, respectivamente, médias de 25.1°C e 23.6°C, conforme apresentado na Tabela 2, entretanto cerca de 4% das medições na sala de atendimento estiveram abaixo do valor mínimo recomendado pela legislação brasileira e 8% acima do referencial máximo, indicando um quantitativo de aproximadamente 12% de desconformidades térmicas. Na sala de medicação o total de desconformidade foi de 33%, relacionadas a sensações de frio, correspondente a valores abaixo do mínimo permitido (23°C). Estes resultados confirmam a necessidade de avaliações periódicas no sistema de ar-condicionado destes ambientes hospitalares.

Na unidade hospitalar terciária (HTerc) os ambientes apresentaram médias de temperatura de 24.1°C no consultório de emergências médicas e de 23.6 °C na UTI. No consultório, a porcentagem de desconformidade em relação ao valor mínimo foi de 16% e em relação ao máximo de 12%. Na UTI as porcentagens de desconformidade foram de 25% somente para medidas em desacordo em relação a sensação de frio, conforme preconiza a legislação da ANVISA.

Vieira *et al.* (2019) em seu estudo encontraram médias diárias nesses ambientes de 18°C e 23°C para distintas UTI em um hospital público de João Pessoa, Paraíba, os quais são inferiores aos observados neste trabalho. UTIs são notadamente classificados pela ANVISA como um ambiente crítico, caracterizado por ser um local fechado onde existe maior risco de infecções por ocorrerem procedimentos invasivos. Neste contexto, Melo *et al.* (2019) realizaram monitoramento em uma UTI neonatal e relataram intervalo de temperatura entre 23°C e 24°C, o qual é próximo ao encontrado na área crítica da unidade hospitalar terciária em estudo.

Na amostragem da umidade relativa do ar, a sala de atendimento do HSec apresentou média de 51.8% enquanto na sala de medicação o nível foi de 43.9%. As desconformidades encontradas foram baixas, correspondentes a 8% e 16% em relação ao valor mínimo deste parâmetro nos mesmos ambientes. No HTerc as médias de umidade relativa do ar foram de 65.1% e 53.1%, respectivamente no consultório de emergências e UTI e as desconformidades observadas foram de 46% e 4%, ambas em relação ao padrão máximo de umidade (65%). Notadamente o valor relativamente elevado de umidade do ar no consultório de emergências denota uma condição propícia ao desenvolvimento de microrganismos, principalmente fungos.

Em relação a umidade relativa do ar, Demirel *et al.* (2017) em uma unidade hospitalar para recém-nascidos na Turquia averiguaram o conforto ambiental e a poluição causada por fungos. Os autores relataram umidades relativas do ar com níveis entre 36% e 60%, os quais se assemelham aos observados na sala de medicação e na UTI dos hospitais investigados. Vieira *et al.* (2019) também analisaram a umidade relativa do ar nos turnos da manhã, tarde e noite em um ambiente hospitalar, encontrando valores médios deste parâmetro de 57.4%, 53.06% e 64.46%, os quais corroboram com as médias encontradas em alguns dos ambientes analisados neste estudo.

As desconformidades em valores da umidade relativa do ar podem facilitar o favorecimento dos processos de desintegração química e contaminação biológica, reduzindo a qualidade do ar e promovendo o aumento do surgimento de doenças respiratórias e alérgicas (Brickus *et al.*, 2013; Khodakarami e Nasrollahi, 2012).

No tocante as concentrações de CO₂, as médias da sala de atendimento e medicação no HSec foram respectivamente 1600 ppm e 2466 ppm com 100% de desconformidades para ambos os locais quando considerado o limite determinado pela ANVISA (Tabela 2). Na unidade HTerc as

médias encontradas no consultório de emergências médicas e UTI foram respectivamente de 616 ppm e 1584 ppm. Como verificado no HSec, uma desconformidade de 100% também foi observada na UTI do HTerc, enquanto o consultório de emergências médicas foi o ambiente mais regular para os níveis de CO₂, com apenas 16% de irregularidades. Notadamente, na sala de atendimento do HSec há uma porta frequentemente aberta com livre acesso a transeuntes locais. Já na sala de medicação, o ambiente permanece fechado, porém o fluxo de pessoas é bastante intenso.

Machado *et al.* (2016) em estudos de avaliação da qualidade do ar em um centro cirúrgico de um hospital terciário no Sul do Brasil observaram que todos os ambientes analisados estavam dentro dos valores estabelecidos pela legislação brasileira para a concentração de CO₂, perfil contraditório ao observado neste trabalho.

Schirmer *et al.* (2010) investigaram a presença de CO₂ em três UTIs de uma unidade hospitalar terciária e observaram concentrações elevadas (> 1141 ppm), acima dos valores estabelecidos pela ANVISA. Os resultados deste estudo corroboram com os valores encontrados na atual pesquisa quanto às concentrações de CO₂ na sala de medicação e na UTI das unidades hospitalares secundária e terciária. Os autores relacionaram os níveis altos de CO₂, a fatores como a quantidade de pessoas, entrada de ar, quantidade portas e janelas. Além disso, o CO₂ também é um indicador de falta de ventilação dos ambientes (Sterling, 1993; Brasil, 2003).

Adicionalmente, um estudo de correlação entre os parâmetros de conforto ambiental e o meio exterior foi conduzido. Os perfis de correlação e os valores do coeficiente Pearson (R^2) estão apresentados na Figuras 4 e 5. As diversas classificações das correlações em: muito alta (0.9 a 1.0); alta (0.7 a 0.9), moderada (0.5 a 0.7); baixa (0.3 a 0.5) e insignificante (< 0.3) foram estabelecidas a partir de Akoglu (2018) e usadas para fins de comparação.

Os valores de correlação entre os parâmetros de conforto ambiental nas duas unidades hospitalares em estudo estão apresentados na Figura 4. Na unidade hospitalar secundária a correlação interior e exterior foi “muito alta” ($0.9 < R^2 < 1.0$) para o parâmetro de umidade relativa do ar nas salas de medicação e atendimento do HSec e “alta” para temperatura e CO₂ nestes mesmos ambientes. Na unidade hospitalar terciária (HTerc) as correlações também se mostraram do tipo “muito altas” ou “altas”, com valores de R^2 moderadamente superiores aos observados no HSec. Estes valores elevados de correlação podem ser atribuídos a presença das atividades contínuas em cada ambiente com entrada e saída de pessoas. Leung (2015) relacionou as fontes de poluição interna e condições de ventilação as variações da qualidade do ar interior. Morawska *et al.* (2017) retrataram em seus estudos a contribuição do meio exterior na quantidade e natureza dos bioaerossóis do meio interior.

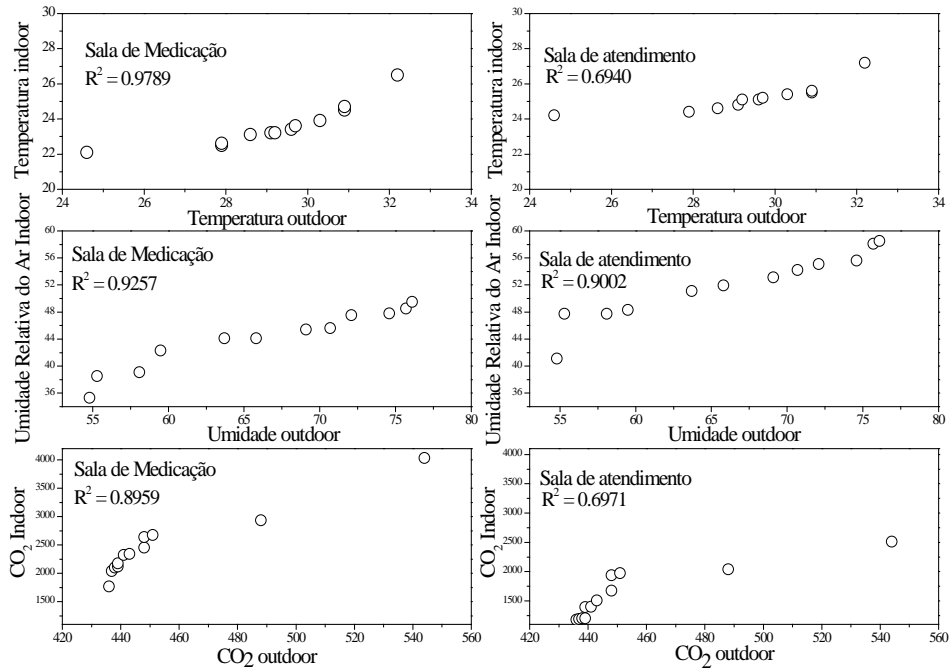


Figura 4. Perfil de correlação entre os parâmetros de conforto ambiental e o meio exterior em uma unidade hospitalar secundária na cidade de Fortaleza, Ceará.

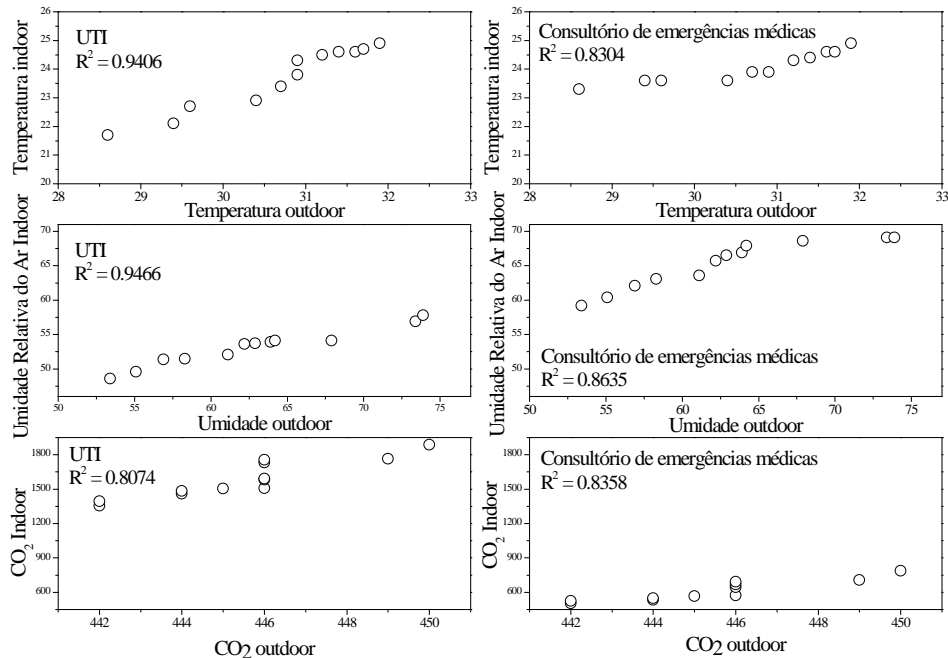


Figura 5. Perfil de correlação entre os parâmetros de conforto ambiental e o meio exterior em uma unidade hospitalar terciária na cidade de Fortaleza, Ceará.

Avaliação da contaminação fúngica

A contaminação microbiana influencia diretamente na qualidade do ar interior, sendo responsável em muitos casos pela ocorrência e intensificação de diversos quadros infecciosos em hospitais. A Tabela 3 apresenta o quantitativo fúngico nos diferentes ambientes hospitalares em estudo na cidade de Fortaleza, Ceará.

Tabela 3. Distribuição do quantitativo fúngico nos ambientes hospitalares em estudo na cidade de Fortaleza, Ceará.

Parâmetro (UFC/m ³)	Hospital secundário (HSec)		Hospital terciário (HTerc)	
	Sala de atendimento	Sala de medicação	Consultório de emergências	UTI
Média	107	91	124	51
DP	41	52	60	45
Menor valor	70	53	42	17
Maior valor	201	240	233	180
> Limite ^a	-	-	-	-

DP: Desvio padrão. ^areferencial ANVISA. - Não observado.

Os resultados das concentrações fúngicas estimadas nos diferentes ambientes ocupacionais dos hospitais secundário e terciário em estudo se mostraram todos em conformidade com o regulamentado pela legislação brasileira da ANVISA (< 750 UFC/m³), ratificando e evidenciando a boa qualidade do ar.

A Figura 6 apresenta a caracterização qualitativa dos gêneros fúngicos nos ambientes hospitalares investigados. Nas unidades hospitalares secundária e terciária, os gêneros mais frequentes foram o *Penicillium* e os *Aspergillus flavus* e *A. niger*, os quais pertencem ao filo Ascomycota, da família Trichocomaceae e *Rhizopus* e *Mucor*, pertencentes ao filo Zygomycota, da família Mucoraceae. Notadamente, estes fungos provocam impactos negativos as atividades humanas, secretando metabólicos que provocam danos à saúde das pessoas (Houbranken e Samson, 2011).

Os gêneros *Aspergillus* e *Penicillium* são comumente relatados por sua associação a má qualidade do ar em ambientes hospitalares, como também a quadros clínicos, provocando infecções nosocomiais (Osman *et al.*, 2018). Estes fungos mostraram frequências de 50% a 91.6% nos hospitais investigados.

O *Aspergillus* por sua vez tem relação com diversas doenças alérgicas, e dentre as espécies mais conhecidas destacam-se o *A. fumigatus*, *A. flavus*, *A. terreus*, *A. niger* e *A. oryzae* (Hawksworth *et al.*, 2011; Hassan *et al.*, 2016), tendo sido o *A. flavus* e o *A. niger* as os mais frequentes nos ambientes hospitalares monitorados neste estudo. Este perfil de ocorrência microbiana conduz a uma preocupação sob a qualidade do ar nos ambientes hospitalares e a necessidade de

implementação de rotinas de monitoramento e descontaminação nos espaços de saúde pública, haja visto que a natureza patogênica desses microrganismos não é permitida pela legislação brasileira em ambientes públicos e coletivos climatizados.

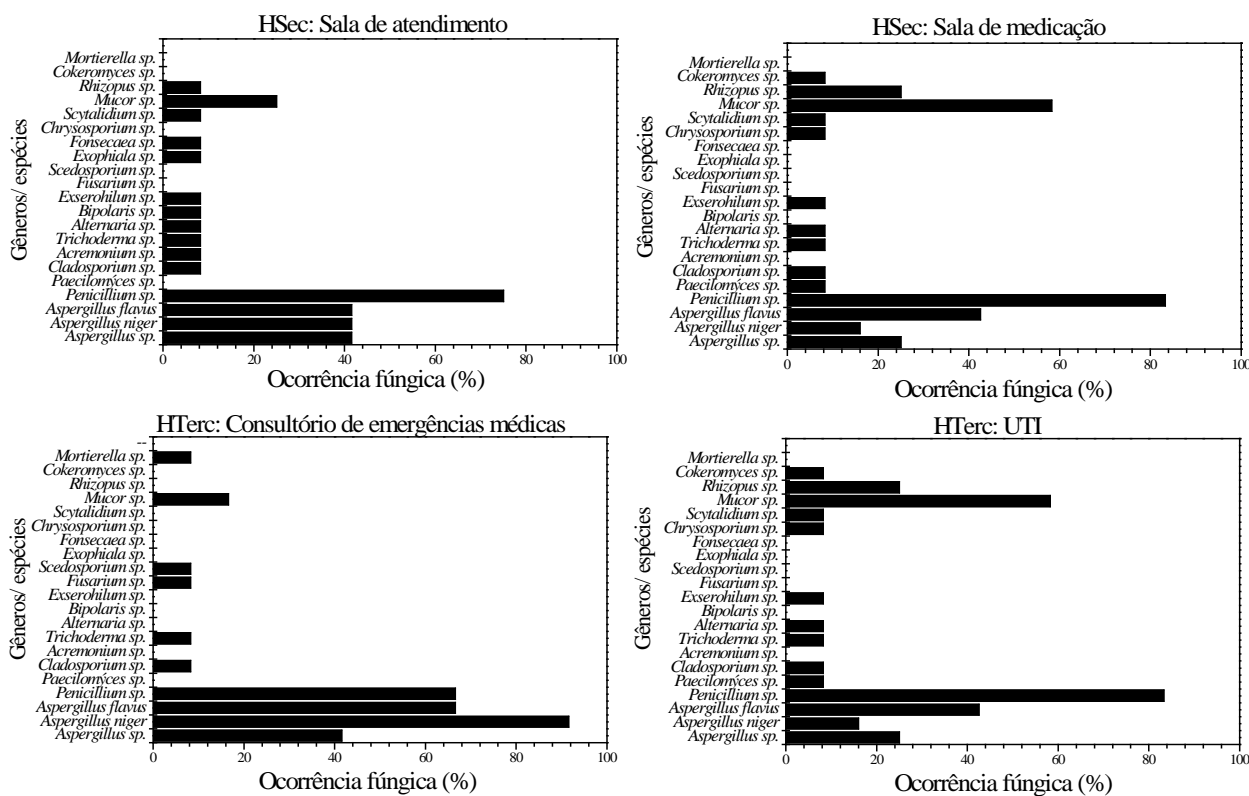


Figura 6. Perfil de gêneros/espécies de fungos nos ambientes hospitalares em estudo na cidade de Fortaleza, Ceará.

Outros gêneros fúngicos como *Mucor* e *Rhizopus* são considerados saprófitos e algumas de suas espécies provocam doenças ao ser humano. Nestes gêneros a estrutura é caracterizada por apresentar hifas irregulares asseptadas ou septadas com potencial de se reproduzir sexuadamente, favorecendo a formação de zigósporos, facilitando a sua dispersão em qualquer ambiente (Skiada *et al.*, 2018).

Em estudo realizado por Gonçalves *et al.* (2018) foi investigado uma UTI de uma unidade hospitalar no Rio Grande do Sul e identificou-se nos turnos da manhã e da tarde sete gêneros diferentes de fungos, sendo os mais frequentes o *Aspergillus*, o *Penicillium* e *Cladosporium*, com ocorrências de aproximadamente 7%. Apesar dos níveis baixos, os resultados qualitativos foram similares aos observados neste trabalho.

Conclusões

Em geral, os parâmetros de conforto ambiental (temperatura, umidade e CO₂) apresentaram desconformidades nas duas unidades hospitalares públicas monitoradas. Resultados do perfil de inter-relação entre os ambientes interior e exterior mostraram correlações de “alta” a “muito altas” em ambas as unidades hospitalares investigadas, mostrando que o ambiente *indoor* sofre influência do ambiente *outdoor*.

Para a contaminação fúngica verificou-se que os microrganismos mais incidentes em todos os ambientes hospitalares avaliados foram os gêneros *Aspergillus* e *Penicillium*, os quais merecem cuidado, pois podem atuar como patógenos primários, agravando a saúde humana nestes sítios.

Referências bibliográficas

- Akoglu, H. (2018) User's guide to correlation coefficients, *Turkish journal of emergency medicine*, **18**(2), 91-93.
- Alderete, T. L., Habre, R., Toledo-Corral, C. M., Berhane, K., Chen, Z., Lurmann, F. W., Weigensberg, M. J., Goran, M. I., Gilliland, F. D. (2017) Longitudinal associations between ambient air pollution with insulin sensitivity, β -cell function, and adiposity in Los Angeles Latino children, *Diabetes*, **66**(7), 1789-1796.
- Amin, N. D. M., Akasah, Z. A., Razzaly, W. (2015) Architectural Evaluation of Thermal Comfort: Sick Building Syndrome Symptoms in Engineering Education Laboratories, *Procedia – Social and Behavioral Sciences*, **204**, 19–28.
- ASHRAE, American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers (2013a) *Standard 62.1-2013 – Ventilation for Acceptable Indoor Air Quality*. Acesso em 10 de março de 2020, disponível em: <http://www.myiaire.com/product-docs/ultraDRY/ASHRAE62.1.pdf>
- ASHRAE, American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers (2013b) *Standard 55-2013 – Thermal Environmental Conditions For Human Occupancy (Ansi Approved) And User's Manual Set*. Acesso em 10 de março de 2020, disponível em: https://www.ashrae.org/file%20library/technical%20resources/standards%20and%20guidelines/standards%20addenda/55_2013_b_20141209.pdf
- Asif, A., Zeeshan, M., Hashmi, I., Zahid, U., Bhatti, M. F. (2018) Microbial quality assessment of indoor air in a large hospital building during winter and spring seasons, *Building and Environment*, **135**, 68-73, doi: 10.1016/j.buildenv.2018.03.010.
- Brasil (2003) *Resolução n° 9 de 16 de janeiro de 2003*, determina a publicação de Orientação Técnica elaborada por Grupo Técnico Assessor, sobre Padrões Referenciais de Qualidade do Ar Interior, em ambientes climatizados artificialmente de uso público e coletivo, Ministério da Saúde, Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Acesso em: 10 de março de 2020, disponível em: https://bvsm.sau.gov.br/bvs/sau/legis/anvisa/2003/rdc0009_16_01_2003.html.
- Brickus, L. S. R., Waissmann, W., Moura, M. A (2013) Qualidade do Ar dos Ambientes de Interiores. In Mendes, R. (Eds.), *Patologia do Trabalho*, 3a ed., Atheneu, São Paulo, 783-808.
- Ceará (2020) *A cidade*, Prefeitura de Fortaleza. Acesso em 10 de março de 2020, disponível em: <https://www.fortaleza.ce.gov.br/a-cidade>
- Costa, R. F. W., Rodrigues, M. A., Rosa, T. C., Silva, L. L., Garcia, Melo, J. S., Souza, M. P. (2019) Qualidade do ar em ambientes comerciais fechados: prevenindo patologias associadas à permanência diária em espaços com climatização artificiais, *Revista Científica Doctum: Multidisciplinar*, **2**(1), 1-9.

- Demirel, R., Sen, B., Kadaifciler, D., Yoltas, A., Oketen, S., Ozkale, E., Berikten, D., Samson, D., Haliki, U.A., Yilmaz, N., Abaci, G. O., Aydogdu, H., Asan, A., Kivanc, M., Ozdil, S., Sakartepe, E. (2017) Indoor airborne fungal pollution in newborn units in Turkey, *Environmental Monitoring and Assessment*, **187**(7), 362- 373.
- Feitosa, A. S., Pinheiro, L. M., Kotinscri, D. A. A. S., Pereira, J. G., Meira, M. D. D. (2020) Influência da qualidade do ar na saúde do adolescente, *Lecturas: Educación Física y Deportes*, **24**(260), 42-66, doi: <https://doi.org/10.2337/db16-1416>
- Gonçalves, C. L., Mota, F. V., Ferreira, G. F., Mendes, Pereira, E. C., Freitas, C. H., Vieira, J. N., Villarreal, J. P., Nascente, P. S. (2018) Airborne fungi in an intensive care unit, *Brazilian Journal of Biology*, **78**(2) 265-270, <https://doi.org/10.1590/1519-6984.06016>
- Hassan, A. S., Al-Hatmi, A. M., Shobana, C. S., Diepeningen, A. D. V., Kredics, L., Vágvolgyi, C., Homa, M., Meis, J. F., Hoog, G. S., Narendran, V., Manikandan, P., (2016) Antifungal susceptibility and phylogeny of opportunistic members of the genus *Fusarium* causing human keratomycosis in South India, *Medical Mycology*, **54**(3), 287-94, doi: <https://doi.org/10.1093/mmy/myv105>
- Hawksworth, D. L., Crous, P. W., Redhead, S. A., Reynolds, D. R., Samson, R. A., Seifert, K. A., Taylor, J. W., Wingfield, M. J., Abaci, O., Aime, C., Asan, A., Bai, F. Y., Beer, Z. W., Begerow, D., Berikten, D., Boekhout, T., Buchanan, P. K., Burgess, T., Buzina, W., Cai, L., Cannon, P. F., Crane, J. L., Damm, U., Daniel, H. M., Van Diepeningen, A. D., Druzhinina, I., Dyer, P. S., Eberhardt, U., Fell, J. W., Frisvad, J. C., Geiser, D. M., Geml, J., Glienke, C., Gräfenhan, T., Groenewald, J. Z., Groenewald, M., Gruyter, J., Guého-Kellermann, E., Guo, L. D., Hibbett, D. S., Hong, S. B., Hoog, G. S., Houbraken, J., Huhndorf, S. M., Hyde, K. D., Ismail, A., Johnston, P. R., Kadaifciler, D. G., Kirk, P. M., Kõljalg, U., Kurtzman, C. P., Lagneau, P. E., Lévesque, C. A., Liu, X., Lombard, L., Meyer, W., Miller, A., Minter, D. W., Najafzadeh, M. J., Norvell, L., Ozerskaya, S. M., Oziç, R., Pennycook, S. R., Peterson, S. W., Pettersson, O. V., Quaedvlieg, W., Robert, V. A., Ruibal, C., Schnürer, J., Schroers, H. J., Shivas, R., Slippers, B., Spierenburg, H., Takashima, M., Taşkın, E., Thines, M., Thrane, U., Uztan, A. H., Van Raak, M., Varga, J., Vasco, A., Verkley, G., Videira, S. I., Vries, R. P., Weir, B. S., Yilmaz, N., Yurkov, A., Zhang, N. (2011) The Amsterdam declaration on fungal nomenclature, *Mycotaxon*, **116**(1), 491-500, doi: <https://doi.org/10.5598/imafungus.2011.02.01.14>
- Hoog, G. S., Guarro, J., Gené, J., Filgueiras, J. (2000) *Atlas of Clinical Fungi*, 2a ed., Universitat Rovira i Virgili, Tarragona-Reus, 1126 pp.
- Houbraken, J., Samson, R. A. (2011) Phylogeny of *Penicillium* and the segregation of trichocomaceae into three families, *Studies in Mycology*, **70**(1), 1-51, doi: <https://doi.org/10.3114/sim.2011.70.01>
- Hupffer, H. M., Weyermuller, A. R., Alves, D. (2017) O material particulado e o direito à qualidade do ar das gerações presentes e futuras, *Revista da Faculdade de Direito da UFG*, **40**(1), 188-207, doi:10.5216/rfd.v40i1.31966.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2019) Cidades@_ Acesso em 07 março de 2019, disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br>
- Iwasaki, M., Kanda, J., Hishizawa, M., Kitano, T., Kondo, T., Yamashita, K., Takaori-Kondo, A. (2019) Effect of laminar air flow and building construction on aspergillosis in acute leukemia patients: a retrospective cohort study, *Journal of Health*, **19**(38), 1-8.
- Keyvani, S., Mohammadyan, M., Mohamadi, S., Etemadinezhad, S. (2017) Sick Building Syndrome and Its Associating Factors at a Hospital in Kashan, Iran, *Iranian Journal of Health Sciences*, **5**(2), 19-24, doi:10.29252/jhs.5.2.19.
- Khodakarami, J., Nasrollahi, N. (2012) Thermal comfort in hospital-A literature review, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **16**(6), 4071-4077.
- Kidd, S., Halliday, C., Alexiou, H., Ellis, D. (2016) *Descriptions of medical fungi*, 3a ed., Newstyle Printing, Australia, 278 pp.
- Koneman, E. W., Allen, S. D., Janda, W. M., Schreckenberger, P. C., Winn Junior, W. C. (2001) *Diagnóstico Microbiológico: Texto e Atlas Colorido*, 5a ed., MEDSI, Rio de Janeiro, 1465 pp.
- Leung, L. (2015) Validity, reliability, and generalizability in qualitative research, *Journal of Family Medicine and Primary Care*, **4**(3), 324-327, doi: <https://doi.org/10.4103/2249-4863.161306>

- Lim, F. L., Hashim, Z., Said, S. M., Than, L. T. L., Hashim, J. H., Norbäck, D. (2016) "Sick Building Syndrome (SBS) among Office Workers in a Malaysian University—Associations with Atopy, Fractional Exhaled Nitric Oxide (FeNO) and the Office Environment", *Science of The Total Environment*, **536**, 353-361, doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.137>
- Lu, C. Y., Tsai, M. C., Muo, C. H., Kuo, Y. H., Sung, F. C., Wu, C. C. (2018) Personal, psychosocial and environmental factors related to sick building syndrome in official employees of Taiwan, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **15**(1), 7-17, doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph15010007>
- Machado, E. C. M., Limberger, V. C., Schneider, R. C. S., Corbellini, V. (2016) Avaliação da qualidade do ar de um centro cirúrgico de um hospital do sul do Brasil, *Revista de Salud Pública*, **18**(3), 447-458.
- Melo, A., Souza, H., Aquino, A. (2019) Monitoramento de variáveis ambientais em UTI neonatal, *XI Simpósio Brasileiro de Computação Ubíqua e Pervasiva*, Belém, Pará, Brasil.
- Morawska, L., Ayoko, G. A., Bae, G. N., Buonanno, G., Chao, C. Y. H., Clifford, S., Fu, S. C., Hanninen, O., He, C., Isaxon, C., Mazaheri, M., Sathammer, T., Waring, W. S., Wierzbicka, A. (2017) Airborne particles in indoor environment of homes, schools, offices and aged care facilities: The main routes of exposure, *Environment International*, **108**, 75-83, doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.07.025>
- Naimi, M. (2013) Effective of sick building syndrome on irritation of the eyes and asthma, *International journal of Advanced Biological and Biomedical Research*, **1**(12), 1529-1534.
- NIOSH, National Institute for Occupational Safety and Health (1998) NIOSH Manual of Analytical Methods (NMAM): Bioaerosol sampling (Indoor Air) 0800, 4a ed., NIOSH, United States of America.
- Oliveira, E. R., Mazzurama, M. M., Oliveira, T. D. (2019) Edificações saudáveis e a síndrome do edifício doente, *II Painel de Pesquisa em Arquitetura*, Ijuí, Rio Grande do Sul, Brasil.
- Osman, M. E., Ibrahim, H. Y., Yousef, F. A., Elnasr, A. A. A., Saeed, Y., Hameed, A. A. A. (2017) A study on microbiological contamination on air quality in hospitals in Egypt, *Journal Indexing & Metrics*, **27**(7), 953-968, doi: <https://doi.org/10.1177/1420326X17698193>
- Pantoja, L. D. M. (2016) *Estimativa dos níveis de bioaerossóis e compostos orgânicos voláteis fúngicos em ambientes ocupacionais no município de Fortaleza-Ceará*, Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Ceará, 170 pp.
- Sabino, R., Veríssimo, C., Viegas, C., Brandão, J., Parada, H., Martins, C., Furtado, C., Clemons, K. V., Stevens, D. A. (2014) Aspergillus em ambiente hospitalar: um risco para o desenvolvimento de infecções nosocomiais?. *Instituto Nacional de Saúde*, **3**, 10-13.
- Santos, R. A. C., Steenwyk, J. L., Menendez, O. R., Mead, M. E., Silva, L. P., Bastos, R. W., Izquierdo, A. A., Goldman, G. H., Rokas, A. (2020) Genomic and phenotypic heterogeneity of clinical isolates of the human pathogens *Aspergillus fumigatus*, *Aspergillus lentulus*, and *Aspergillus fumigatiaffinis*, *Frontier in Genetics*, **11**, 459, doi: <https://doi.org/10.3389/fgene.2020.00459>
- Schirmer, W. N., Gauer, M. A., Szymanski, M. S. E. (2010) Qualidade do ar interno em ambientes hospitalares climatizados – verificação de parâmetros físicos e da concentração de dióxido de carbono, *Tecno-Lógica*, **14**(2), 61-68.
- Shan, X., Zhou, J., Chang, V. W.-C., Yang, E.-H. (2016) Comparing Mixing and Displacement Ventilation in Tutorial Rooms: Students' Thermal Comfort, Sick Building Syndromes, and Short-Term Performance, *Building and Environment*, **102**, 128-137.
- Shao, X., Liang, S., Li, X., Liang, C., Yan, S. (2020) Quantitative effects of supply air and contaminant sources on steady contaminant distribution in ventilated space with air recirculation, *Building and Environment*, **171**, 1-54, doi: <https://doi.org/10.1101/2020.02.28.970384>
- Sidrim, J. J. C., Rocha, M.F.G. (2004) *Micologia médica à luz de autores contemporâneos*, Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 396 pp.
- Skiada, A., Lass-Floerl, C., Klimko, N., Ibrahim, A., Roilides, E., Petrikos, G. (2018) Challenges in the diagnosis and treatment of mucormycosis, *Medical mycology*, **56**, 93-101.



- Souza, F. T. (2019) Morbidity Forecast in Cities: A Study of Urban Air Pollution and Respiratory Diseases in the Metropolitan Region of Curitiba, Brazil, *Journal of Urban Health*, **96**, 591-604.
- Sterling, E. (1993) Indoor air quality for hospitals, *CHES/SCHI*, **13**(4), 9-15.
- Stranger, M., Potgieter-Vermaak, S.S., Van Grieken, R. (2007) Comparative overview of indoor air quality in Antwerp, Belgium, *Environment International*, **33**(6), 789-797.
- Sun, S., Tian, L., Cao, W., Lai, P.C., Wong, P. P. Y., Lee, R. S.Y., Mason, T. G., Kramer, A., Wong, C. M. (2019) Urban climate modified short-term association of air pollution with pneumonia mortality in Hong Kong, *Science of The Total Environment*, **645**(1), 618-624, doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.311>
- Vieira, E. M. A., Silva, L. B., Nascimento, J. A., Silva, J. M. N., Leite, W. K. S. (2019) Prioridade perceptiva e critérios de satisfação de atributos ambientais em unidades de terapia intensiva, *Ambiente Construído*, **19**(1), 181-194.
- Vivek-Ananth, R. P., Mohanraj, K., Vandanasree, M., Jhungran, A., Craig, J. P., Samal, A. (2018) Comparative systems analysis of the secretome of the opportunistic pathogen *Aspergillus fumigatus* and other *Aspergillus* species, *Scientific Reports*, **8**(66), 2-16, doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-25016-4>
- WHO, World Health Organization (2018) Ambient Air Pollution – a major threat to health and climate. Acesso em 08 de fevereiro de 2020, disponível em: <https://www.who.int/air-pollution/news-and-events/how-air-pollution-is-destroying-our-health>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

OXIDAÇÃO FENTON DO AZO CORANTE PONCEAU BS USANDO NANOPARTÍCULAS DE ÓXIDO DE FERRO COMO CATALISADOR

FENTON OXIDATION OF AZO DYE PONCEAU BS USING MAGNETICS IRON OXIDES NANOPARTICLES AS CATALYSTS

Sérgio Matos Fernandes ¹
Emanoel Jesse Rodrigues Sousa ¹
Jéssica Rocha de Lima ¹
Camila Brasil da Paz ¹
Bruno César Barroso Salgado ²
Danilo Caldas de Queiroz ¹
* Rinaldo dos Santos Araújo ¹

Recibido el 6 de abril de 2020; Aceptado el 13 de enero de 2021

Abstract

The textile industry is a sector of great importance in the world economic scenario; however, it is responsible for the generation of a large amount of liquid effluents rich in dyes, surfactants and other species harmful to the environment and human health. Among the technological alternatives in the treatment of textile wastewater, the heterogeneous Fenton reaction stands out as a process of good efficiency and relatively low cost-benefit. Thereby, this study aimed to evaluate the degradation efficiency of azo dye Ponceau BS in aqueous medium via heterogeneous catalysis on nanoparticles of iron oxides. The experiments were carried out at room temperature (25 °C) under a fixed concentration of 100 mg L⁻¹ of H₂O₂ according to an optimization methodology via factorial planning using the catalyst dosage, the initial pH and the dye concentration as variables. The results for 80 mg L⁻¹ of the dye showed a maximum degradation of 57.1% at pH = 3.5 and 46.1% at pH = 6.5 using a dosage of 3.2 g L⁻¹ of the catalyst oxide. The statistical analysis confirmed a positive and significant effect of the amount of catalyst and a negative effect of pH and dye concentration on the conversion efficiency of the molecule. These values show the promising character of the application of magnetic iron nanoparticles in the decontamination of colored wastewater.

Keywords: azo dye, Fenton oxidation, iron oxides, optimization, degradation.

¹ Departamento de Química e Meio Ambiente, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Campus Fortaleza, Brasil.

² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – Campus Maracanaú.

*Autor correspondente: Departamento de Química e Meio Ambiente. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Avenida 13 de Maio, 2081, Benfica, Fortaleza, Ceará. 60040-531. Brasil. rinaldo@ifce.edu.br

Resumo

A indústria têxtil é um setor de grande importância no cenário econômico mundial, entretanto é responsável pela geração de uma grande quantidade de efluentes líquidos ricos em substâncias corantes, surfactantes e outras espécies danosas ao meio ambiente e a saúde humana. Dentre as alternativas tecnológicas no tratamento das águas residuárias têxteis a reação Fenton heterogênea se destaca como um processo de boa eficiência e relativo baixo custo-benefício. Neste contexto, este estudo teve como objetivo avaliar a eficiência de degradação do azo corante Ponceau BS em meio aquoso via catálise heterogênea sobre nanopartículas de óxidos de ferro. Os experimentos foram conduzidos a temperatura ambiente (25 °C) sob uma concentração fixa de 100 mg L⁻¹ de H₂O₂ segundo uma metodologia de otimização via planejamento fatorial usando como variáveis: a dosagem de catalisador, o pH inicial e a concentração de corante. Os resultados para 80 mg L⁻¹ do corante mostraram uma degradação máxima de 57.1% a pH = 3.5 e de 46.1 % a pH = 6.5 usando a dosagem de 3.2 g L⁻¹ do catalisador óxido. A análise estatística confirmou um efeito positivo e significativo da quantidade de catalisador e um efeito negativo do pH e da concentração de corante na eficiência de conversão da molécula. Estes valores mostram o caráter promissor da aplicação das nanopartículas magnéticas de ferro na descontaminação de águas residuárias coloridas.

Palavras chave: azo corante, óxido de ferro, oxidação Fenton, otimização, degradação.

Introdução

A sustentabilidade de recursos naturais destaca-se dentro dos debates sobre as futuras gerações, principalmente quanto a disponibilidade de água potável. Fontes hídricas são os principais destinos do despejo de subprodutos industriais, compostos por sais, hidrocarbonetos, metais pesados, detergentes, surfactantes, corantes e subprodutos de degradação dessas substâncias (Almeida *et al.*, 2019).

A indústria têxtil é uma grande consumidora de água potável, usando diariamente cerca de 36000 L para os processos úmidos de aproximadamente 9.0 ton de tecido. Os principais componentes presentes nas águas residuárias desses processos apresentam elevada concentração de corantes e sais. O uso de corantes é uma prática comum no setor industrial, como forma de modificar as características de diferentes substratos, como celulose, plástico e tecidos. As cores associadas aos corantes têxteis não geram apenas problemas estéticos aos corpos de água, como também impossibilitam a penetração da luz através da água, reduzindo a taxa fotossintética e os níveis de oxigênio dissolvido gerando prejuízos a toda biota aquática (Berkessa *et al.*, 2020; Tarkwa *et al.*, 2018; Lellis *et al.*, 2019).

Os corantes sintéticos são divididos em diferentes classes de acordo com seu grupo cromóforo. Os azos corantes representam cerca de 70% dos corantes utilizados na indústria têxtil em todo o mundo e são caracterizados pela presença de uma ou mais ligações –N=N–.

A presença de azo corantes em águas residuárias representam um grande desafio a saúde humana e do meio ambiente devido a seu caráter recalcitrante, que o torna resistente a tratamentos aeróbicos. A resistência é atribuída à presença dos grupos sulfonados da molécula e a ligação azo, que o tornam um composto xenobiótico. Como a maioria dos corantes, devem apresentar resistência a degradação fotolítica, necessária ao prolongamento de vida dos produtos na qual são utilizados (Liu *et al.*, 2018; Pieczynska *et al.*, 2018).

Processos Oxidativos Avançados (POA) são uma alternativa ao tratamento de efluentes coloridos devido a geração de espécies químicas reativas de oxigênio, como os radicais hidroxilas (HO^\bullet) e superóxido (O_2^\bullet). A grande vantagem dos POA ocorre pela ausência de seletividade dos radicais HO^\bullet diante de grupos químicos e tem sido utilizado efetivamente na remoção ou degradação de contaminantes tóxicos (Farshchi *et al.*, 2019).

A formação de radicais HO^\bullet em meio aquoso devido a presença de H_2O_2 e íons Fe^{2+} é conhecida como Reação Fenton, a qual se constitui em um processo com grande capacidade de degradação de compostos xenobióticos. No entanto, para aplicações práticas há resistência quanto ao uso da reação homogênea devido sua ineficiência em pH fora do intervalo de 2 a 4, o que pode ser explicado em termos da precipitação de ferro e a formação de lodo ferruginoso (Wang *et al.*, 2017; Zhao *et al.*, 2018).

A reação Fenton heterogênea realizada com compostos sólidos de Fe é uma alternativa na expansão do intervalo de pH. Catalisadores sólidos de Fe demonstraram ser eficientes na ativação de H_2O_2 para degradação de compostos orgânicos. Embora a reação ocorra mais lentamente quando em pH neutro, o consumo de H_2O_2 se mostra inferior na reação heterogênea quando comparada a reação homogênea (Yu *et al.*, 2019).

Alguns dos óxidos de Fe têm sido estudados na busca pela substituição dos íons de Fe^{2+} como catalisadores da reação Fenton. A magnetita, hematita e goetita têm sido utilizadas como substituintes dos sais de ferro solúveis, objetivando o aumento da eficiência de degradação de contaminantes em pH mais próximos a neutralidade, reuso do catalisador e diminuição de lodos com alta carga de óxidos de Fe^{3+} (Farshchi *et al.*, 2018; Nadeem *et al.*, 2020).

A magnetita apresenta uma estrutura composta por espinélio inverso, cujos íons de Fe^{2+} e Fe^{3+} estão alocados em interstícios octaédricos e tetraédricos. A presença dos íons de Fe^{2+} nas seções octaédricas faz da magnetita um material ferromagnético e, portanto, sensível à influência de campo magnético (Xu *et al.*, 2018).

Neste contexto, o presente estudo investiga a aplicabilidade de nanopartículas de óxidos de ferro como catalisadores do tipo Fenton na descoloração do azo corante Ponceau BS (molécula

poluente modelo). Adicionalmente, a eficiência da oxidação heterogênea foi avaliada segundo uma matriz de experimentos (planejamento fatorial) visando a determinação de um modelo matemático para o processo que considere os efeitos de dosagem do catalisador, pH inicial e concentração de corante.

Metodologia

Reagentes

O azo corante Acid Red 66 conhecido comercialmente como Ponceau BS (Figura 1) foi fornecido pela Sigma-Aldrich e utilizado sem qualquer processo de purificação adicional. $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ (99%), $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (99%) e NH_4OH 28% foram fornecidos pela Vetec[®]. H_2O_2 30% (m/m) estabilizado foi fornecido pela Exodo Científica. A água ultrapura ($18.2 \text{ M}\Omega \text{ cm}^{-1}$) utilizada foi obtida de uma unidade de osmose reversa Purelab[®].

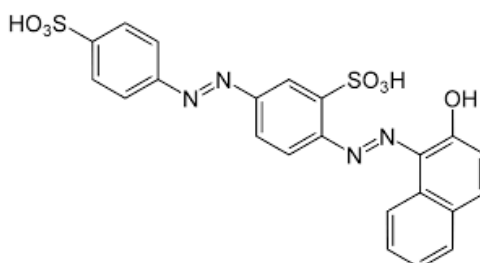


Figura 1. Estrutura molecular do azo corante Ponceau BS.

Síntese

A síntese das nanopartículas magnéticas foi realizada de acordo com a metodologia hidrotérmica de Paz *et al.* (2020). Em uma preparação típica cerca de 10.2 g de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ e 3.6 g de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (razão molar de 1:4) foram pesadas e dissolvidas em 120 mL de água ultrapura e o pH ajustado a 12 pela adição de NH_4OH . A mistura reacional foi então transferida para um reator autoclave permanecendo a $150 \text{ }^\circ\text{C}$ por 24 h. Ao final do tratamento térmico o reator foi resfriado até a temperatura ambiente. O sólido obtido foi lavado com água ultrapura até o licor de lavagem apresentar pH neutro. Finalizada esta etapa, o material foi separado com auxílio de um ímã e deixado secar por 24 h em estufa. O material assim obtido foi designado de FeOx.

Caracterização

O material foi caracterizado segundo técnicas de difração de raios-X (XRD), microscopia eletrônica de Varredura com espectroscopia de energia dispersiva de raios-X (SEM/EDS), Análise superficial por adsorção de N_2 a 77 K e magnetização. Os difratogramas foram obtidos em equipamento

Rigaku Mini Flex II usando radiação $\text{CuK}\alpha$ ($\lambda = 1.54 \text{ \AA}$) e uma faixa de varredura de 2θ na faixa de 20 a 70°. Os padrões foram indexados usando os arquivos do banco de dados do Joint Committee of Powder Diffraction Standard (JCPDS).

A morfologia do material foi determinada em microscópio eletrônico de varredura FEI Quanta 200 FEG (SEM) e a composição química superficial em um acessório de EDS acoplado ao microscópio eletrônico.

A determinação das propriedades texturais do sólido sintetizado (área superficial, diâmetro e volume de poros) foi feita a partir da isoterma de adsorção/dessorção de N_2 a 77 K obtida em aparelho ASAP 2420 da Micromeritics. As amostras foram inicialmente limpas por aquecimento a 150 °C durante 8 h sob atmosfera de N_2 . A área superficial específica foi calculada por meio da equação de Brunauer, Emmett e Teller (BET) e para a distribuição do tamanho dos poros utilizou-se o modelo de Barrett, Joyner e Halenda (BJH).

As características de magnetização do material foram determinadas em um magnetômetro de amostra vibrante (VSM). A análise foi realizada em equipamento Mini 5T Cryogenic Ltd e a curva de magnetização foi obtida a temperatura ambiente.

A distribuição de tamanho de partículas e o potencial zeta do catalisador foram determinados em equipamento Zetasizer Nano ZS da Malvern. Para a análise foi produzida uma dispersão contendo cerca de 30 mg da amostra em 30 mL de água a pH = 6.5.

Estudos de Oxidação

A otimização do processo heterogêneo foi realizada por meio de um planejamento matricial e estatístico. O modelo gerado relaciona as variáveis escolhidas e a resposta de interesse a partir de um planejamento composto com duas partes: uma fatorial e 3 pontos centrais. As variáveis escolhidas para o estudo foram: dosagem do catalisador (x_1), pH inicial (x_2) e concentração de corante (x_3), conforme a Tabela 1. A degradação (%) do azo corante Ponceau BS foi definida como resposta experimental de interesse (Y).

A degradação do corante foi calculada a partir das absorbâncias das alíquotas da solução do corante determinadas em espectrofotômetro UV-Vis Genesys 60S da Thermo Scientific. Os óxidos de ferro foram separados da solução com auxílio de um ímã e as alíquotas foram analisadas imediatamente sem qualquer processo de filtração, conforme também relatado por Saleh e Taufik (2019). Uma curva de calibração do azo corante a 510 nm foi preparada para as estimativas da concentração de Ponceau BS.

$$Y\% = \left(\frac{c_0 - c_f}{c_0} \right) \times 100$$

Equação (1)

Onde:

Y: degradação % do corante

c_0 : concentração inicial de corante

c_f : concentração final de corante

Tabela 1. Domínio de variáveis para o estudo de oxidação avançada Fenton Heterogênea do corante Ponceau BS sobre catalisador FeOx.

Variável	Unidade	Variável Codificada	Nível		
			-1	0	+1
Dosagem do catalisador	g L ⁻¹	x_1	1.6	2.4	3.2
pH inicial	-	x_2	3.5	5.0	6.5
Concentração de corante	mg L ⁻¹	x_3	80	120	160

Os experimentos foram realizados em 11 ensaios, os quais foram executados em duplicata. Os ensaios foram realizados com volume fixo de 25 mL de solução de azo corante em erlenmeyers de 125 mL, sob rotação de 150 rpm em shaker orbital MA 410 da Marconi® e a temperatura ambiente (25 °C). O pH das soluções foi ajustado aos valores desejados utilizando soluções de HCl 0.1 M e NaOH 0.1 M quando cabível. O volume de H₂O₂ 30% foi adicionado de modo que as soluções apresentassem uma concentração fixa do oxidante de 100 mg L⁻¹. O tempo de reação variou entre os ensaios e a degradação foi acompanhada até o momento em que a cinética de degradação não mostrava mais alteração significativa da absorbância da solução do corante. O pH final das soluções após as reações foi medido em potenciômetro Orion Dual Star da Thermo Scientific.

A análise de peróxido residual foi realizada pelo método do vanadato de amônio adaptado de Oliveira *et al.* (2001). Nesta metodologia 1 mL da amostra foi tratada com solução ácida de NH₄VO₃ 0.01 M. A determinação colorimétrica a 446nm foi executada em espectrofotômetro UV-Vis Genesys 60S da Thermo Scientific usando uma curva de calibração de H₂O₂.

O teor de ferro em solução foi avaliado por espectroscopia de absorção atômica. Na análise 1 mL do sobrenadante das soluções foi misturado a 4 mL de uma solução de HF 40%:água régia (1:3 HNO₃:HCl) para garantir a completa solubilização/digestão das espécies de ferro presentes no meio aquoso. A determinação do ferro foi realizada em espectrofotômetro de absorção atômica Thermo Scientific iCE 3300 usando uma curva de calibração do metal. As condições analíticas empregadas foram: fluxo de injeção da amostra de 0.9 L min⁻¹, comprimento de onda de 248.3 nm, corrente da lâmpada de 6.0 mA e chama tipo Ar/acetileno.

A análise estatística dos dados e a otimização das variáveis foi realizada com o auxílio do pacote estatístico computacional STATISTICA StatSoft Inc., version 12.

Resultados e discussão

Síntese e caracterização

A Figura 2 a seguir apresenta os resultados de caracterização segundo as técnicas de análise textural (BET), raios-X, microscopia eletrônica e magnetização da amostra do catalisador preparado. Os dados apresentados foram extraídos a partir de um trabalho anterior dos autores (Paz *et al.*, 2020).

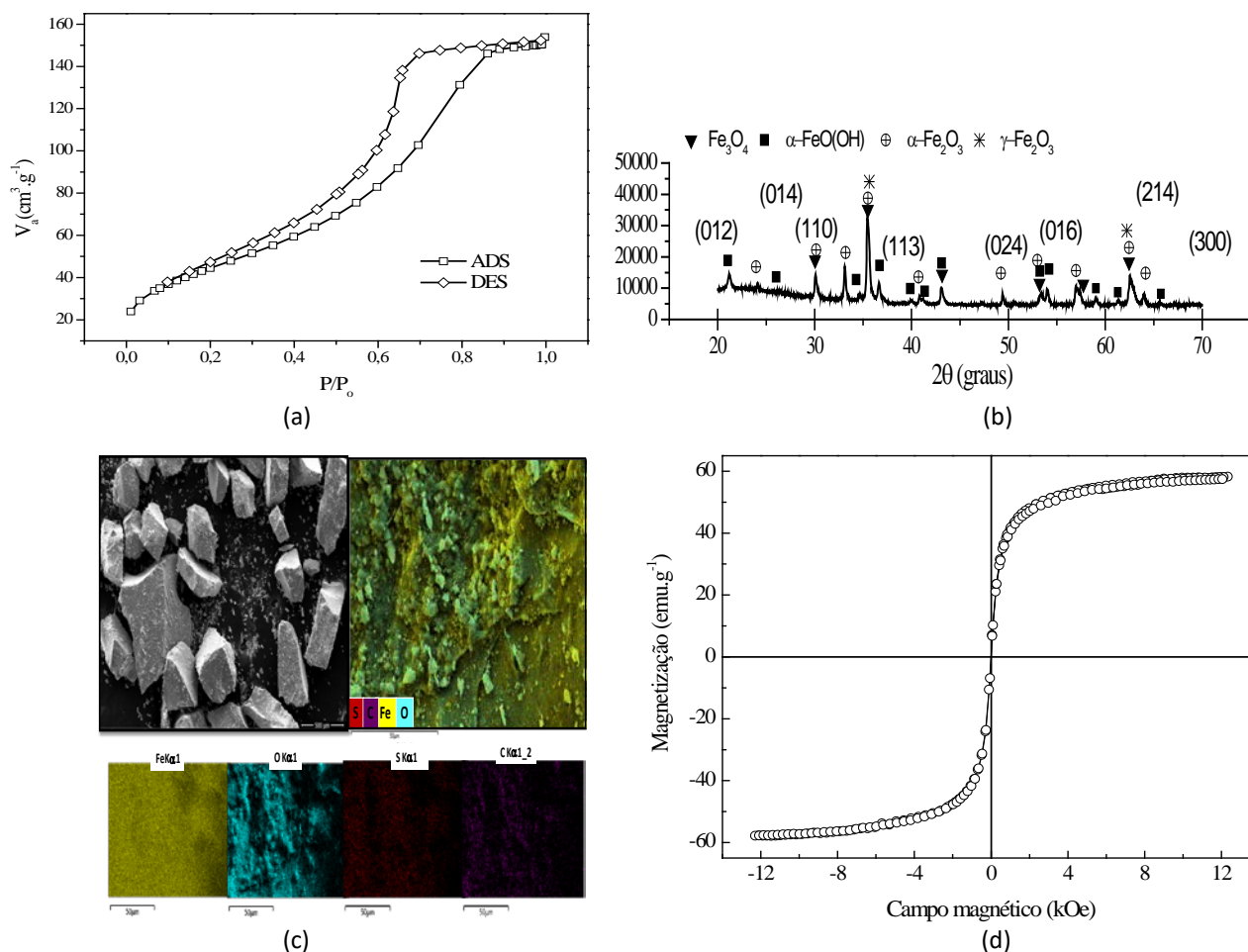


Figura 2. Isoterma de adsorção (a), difratograma de raios-X (b), micrografia eletrônica (c) e curva de saturação magnética (d) do catalisador FeOx. Fonte: Paz *et al.* (2020).

A isoterma de adsorção de N_2 a 77 K para o catalisador sintetizado foi do tipo IV com histerese H_4 em uma faixa de pressão relativa de 0.4 a 1.0 (Fig. 2a), o que confirma a estrutura mesoporosa do material (Zhang *et al.*, 2013; Aslam *et al.*, 2017; Reddy *et al.*, 2018). A área superficial e o volume de poro da amostra de FeOx foram de $163 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ e $0,23 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$, respectivamente. O diâmetro de poros do material FeOx apresenta-se distribuído em uma faixa estreita apresentando pico em 27 Å.

Para a análise por XRD (Figura 2b), os picos cristalográficos foram indexados a um padrão da fase cúbica de espinélio inverso do Fe_3O_4 (magnetita) correspondente ao arquivo JCPDS 85-1436 disponível na literatura, conforme descrito por Ramos *et al.* (2011). A amostra do catalisador apresenta ainda picos estreitos indicando crescimento uniforme das partículas e redução da deformação da rede estrutural. O material FeOx exhibe picos que indicam baixa cristalinidade em 2θ de 21.5° ; 33.5° ; 36.9° ; 41.4° ; 53.5° e 59.3° correspondente aos planos (110), (130), (111), (210), (131) e (211) da fase α -FeO(OH) de estrutura hexagonal (goetita, JCPDS 03-0249), como relatado por Lian *et al.* (2004) e Rout *et al.* (2014). Os picos em 2θ de 23.9° ; 30.3° ; 34.8° ; 38.7° ; 41.3° ; 47.5° ; 58.7° e 63.6° , por sua vez, indexam os planos (012), (104), (110), (113), (024), (116), (214) e (300) e referem-se a hematita (α - Fe_2O_3), de acordo com o arquivo JCPDS 33-0664. A presença da hematita é atribuída ao excesso de íons Fe^{3+} no processo de síntese, como observado por Castro *et al.* (2012). O perfil por XRD da amostra preparada indica que o excesso estequiométrico durante a síntese originou uma mistura de óxidos de hematita, maghemita, magnetita e goetita, com a magnetita sendo o óxido de Fe predominante com cerca de 70% de composição em relação a mistura.

A análise elementar por EDS da composição superficial do material sintetizado (Figura 2c) mostrou teores de ferro e oxigênio de 73.1% e 23.9%, respectivamente, os quais são próximos da composição teórica dos óxidos de Fe_3O_4 (72.5% Fe) e Fe_2O_3 (70% Fe). Outras impurezas também foram observadas em menor quantidade (3%) e possivelmente são oriundas de contaminações durante a preparação. A micrografia (SEM) do material FeOx mostra partículas de grandes tamanhos com superfície irregulares e suaves. A imagem ampliada de uma partícula individual revela ainda numerosos agregados de partículas pequenas.

O caráter magnético do FeOx está mostrado na Figura 2d. A amostra possui magnetização de 58 emu g^{-1} , o qual é inferior ao valor de 92 emu g^{-1} relatado por Elsaidi *et al.* (2017) para a magnetita pura (Fe_3O_4), o que pode ser justificado pela presença de maghemita, hematita e goetita como fases minoritárias na composição, as quais apresentam menor magnetismo (Aslam *et al.*, 2017).

A distribuição de tamanho de partículas do material está apresentada na Figura 3.

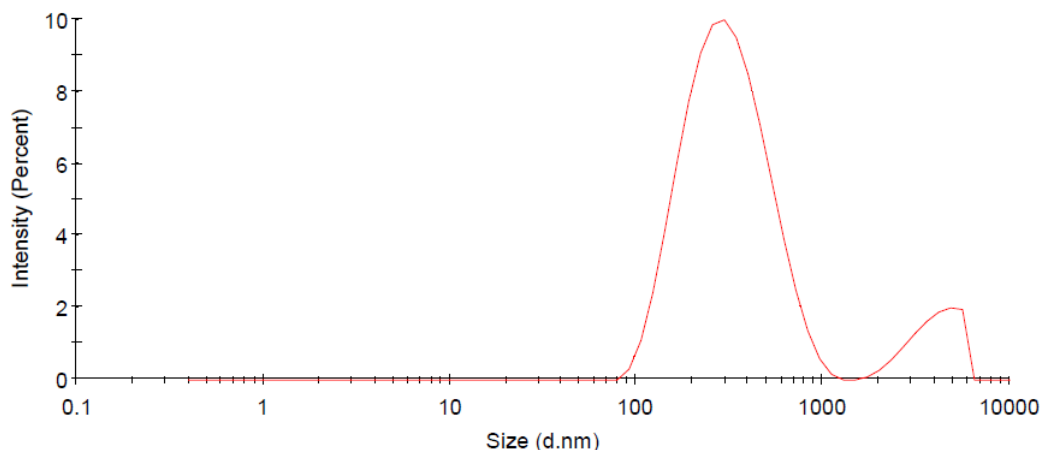


Figura 3. Distribuição de tamanho de partículas para o catalisador FeOx.

O perfil de distribuição de tamanho confirma a obtenção de nanopartículas do material sintetizado. A distribuição de poros foi do tipo bimodal com pico principal em 298.7 nm. Este valor é próximo ao encontrado por Favela-Camacho *et al.* (2019). O potencial zeta estimado foi de – 5.56 mV.

Estudos catalíticos da degradação

A matriz de ensaios com os resultados experimentais está apresentada na Tabela 2 a seguir.

Tabela 2. Matriz experimental com variáveis e respostas experimentais na reação Fenton heterogênea do corante Ponceau BS sobre catalisador FeOx.

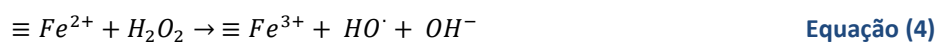
Ensaio	Variáveis			Y (Conversão %)		pH final	t _{reação} (min)
	x ₁	x ₂	x ₃	Observado	Predito		
1	1.6	3.5	80	34.1	37.1	3.71	100
2	3.2	3.5	80	57.1	59.7	3.67	100
3	1.6	6.5	80	23.4	22.6	6.58	300
4	3.2	6.5	80	46.1	45.2	6.51	300
5	1,6	3.5	160	18.6	31.7	3.59	150
6	3.2	3.5	160	37.6	35.9	3.63	150
7	1.6	6.5	160	12.5	17.2	6.61	300
8	3.2	3.5	160	24.3	21.4	6.57	300
9	2.4	5.0	120	33.1	33.8	5.85	180
10	2.4	5.0	120	34.9	33.8	5.78	180
11	2.4	5.0	120	35.8	33.8	5.71	180

$H_2O_2 = 100 \text{ mg L}^{-1}$, x₁: dosagem do catalisador (g L^{-1}), x₂: pH inicial, x₃: concentração de corante (mg L^{-1}).

Os resultados de oxidação Fenton do corante Ponceau BS usando 100 mg L^{-1} de H_2O_2 e catalisador FeOx estão apresentados na Tabela 2. A maior degradação foi obtida em meio ácido forte (pH = 3.5) e com a maior dosagem de catalisador (3.2 g L^{-1} de FeOx) correspondente a 57.1%. Em contrapartida, quando o pH foi ajustado para 6.5 a eficiência de degradação do corante reduziu em até 11%, mostrando a importância do pH no mecanismo reacional da oxidação Fenton. Adicionalmente, observa-se ainda uma maior dependência da conversão com a concentração de corante, visto que quando se dobra a concentração do mesmo a degradação se reduz de 15% e 25% nas dosagens de 1.6 e 3.2 g L^{-1} do catalisador. O incremento na degradação do corante com o aumento da dosagem de FeOx, demonstra que a reação é favorecida pela presença dos sítios ativos na superfície do catalisador que atuam na produção dos radicais HO^\bullet responsáveis pela oxidação da molécula (Hassani *et al.*, 2018a).

A queda da performance de degradação e consequente aumento do tempo reacional observado para ensaios em meio levemente ácido (pH = 5.0) ou próximo a neutralidade (pH = 6.5) indicam que a eficiência de degradação é negativamente influenciada pela baixa estabilidade do oxidante nestas condições, pois o H_2O_2 se decompõe em H_2O e O_2 , e ainda pela baixa concentração de H^+ no meio, a qual não é suficiente para protonar o ânion superóxido ($\text{O}_2^{\bullet-}$) (Lai *et al.*, 2019). Estes efeitos reduzem a geração de radicais HO^\bullet e consequentemente a eficiência de degradação. Nos pH 5.0 e 6.5 os residuais de H_2O_2 encontrados variaram entre $20,5 \text{ mg L}^{-1}$ e $35,5 \text{ mg L}^{-1}$, que embora baixos não são condizentes com uma efetiva degradação do corante. Em meio ácido (pH = 3.5) as concentrações residuais de H_2O_2 foram altas e apresentaram-se entre $45,1 \text{ mg L}^{-1}$ e $60,5 \text{ mg L}^{-1}$, indicando que não houve uma efetiva interação entre os radicais HO^\bullet e os centros ativos de ferro no catalisador. Em geral, os residuais de ferro situaram-se entre 3.83 mg L^{-1} e 6.52 mg L^{-1} , o que indica que houve uma leve lixiviação do metal para o meio aquoso, a qual influenciou os resultados de remoção do Acid Red 66. As baixas concentrações de Fe lixiviado ratificam a maior contribuição do processo heterogêneo na conversão catalítica, como também observado por Rache *et al.* (2014) e Saleh e Taufik (2019).

O mecanismo reacional de oxidação Fenton heterogêneo proposto por Kwan e Voelker (2003) está apresentado nas Equações 2 a 4 e descreve que a reação se inicia pela adsorção de H_2O_2 na superfície do sólido, passa pela redução do Fe^{3+} a Fe^{2+} e finaliza com a geração dos radicais HO^\bullet , que são as espécies responsáveis pela oxidação não-seletiva do poluente.



O tempo de reação necessário para as conversões obtidas demonstram relação direta com o pH inicial da solução. Reações realizadas em pH ácido (3.5 e 5.0) exibem tempos reacionais no intervalo de 100 a 180 min, enquanto a pH = 6.5 a reação ocorre em períodos de cerca de 300 minutos.

A análise da variância (ANOVA) é uma importante ferramenta estatística para testar a significância e adequação do modelo ao sistema estudado. Para o planejamento empregado os resultados obtidos estão dispostos na Tabela 3. A significância adotada foi de 95% ($p < 0,05$).

Tabela 3. Análise de variância e coeficientes de regressão para a degradação Fenton heterogênea do corante Ponceau BS sobre catalisador FeOx.

Fatores	Graus de liberdade	Soma dos Quadrados	F-teste	p-teste	Valores de regressão	
					Coeficiente	Erro
Intercepto	-	-	-	-	32.501	0.815
(1) FeOx	1	731.53	99.884	0.0021	9.5625	0.956
(2) pH	1	211.15	28.831	0.0126	-5.1375	0.956
(3) Corante	1	572.91	78.226	0.0030	-8.4625	0.956
1 por 2	1	7.031	0.9600	0.3994	-0.9375	0.956
1 por 3	1	27.751	3.7892	0.1467	-1.8625	0.956
2 por 3	1	0.661	0.0902	0.7834	0.2875	0.956
1 por 2 por 3	1	5.951	0.8126	0.4337	-0.8625	0.956
Erro	3	21.971	-	-	-	-

$R^2 = 0.9845$, R^2 ajustado = 0.9536, Coeficiente de variação (CV) = 2.75%.

Baseado nos resultados da Tabela 2, uma relação empírica entre a resposta de interesse (Y, degradação %) e as variáveis independentes (x_1 : dosagem de catalisador; x_2 : pH e x_3 : concentração do corante) foi desenvolvida. O modelo linear otimizado obtido por regressão dos dados experimentais está apresentado na Equação 5.

$$Y (\%) = 32.501 + 9.5625 x_1 - 5.1375 x_2 - 8.4625 x_3$$

Equação (5)

A análise de variância mostra que as variáveis de: dosagem do catalisador, pH e concentração do corante são determinantes ($p < 0,05$) na degradação do corante Ponceau BS segundo o processo Fenton heterogêneo. A dosagem de FeOx (x_1) apresenta coeficiente positivo o que indica que esta variável favorece a degradação do poluente nas condições estudadas. Por outro lado, o pH inicial (x_2) e a concentração de azo corante (x_3) influenciam negativamente a eficiência de conversão na faixa de valores empregadas.

A Figura 4 apresenta o diagrama de Pareto e a curva de correlação entre os valores preditos e observados na degradação avançada do azo corante Ponceau BS.

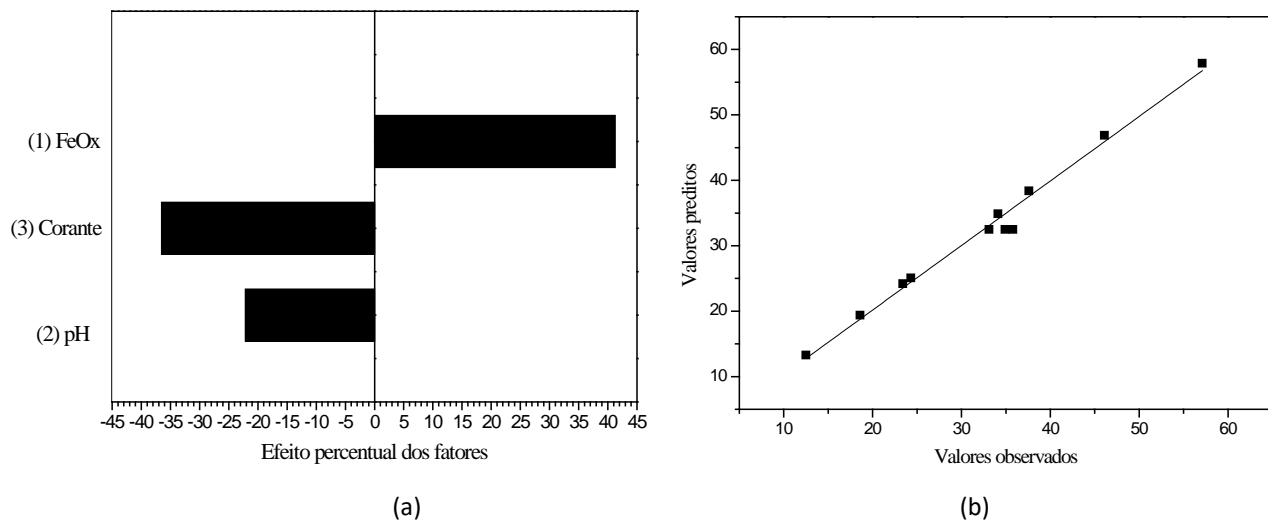


Figura 4. Gráfico de Pareto e curva predito *versus* observado na degradação Fenton heterogênea do corante Ponceau BS sobre catalisador FeOx.

De acordo com os dados do gráfico de Pareto (Figura 4a) pode-se observar que a dosagem de FeOx apresenta efeito positivo na degradação do azo corante, indicando que o aumento da dosagem do catalisador contribui positivamente em cerca de 41.3% na conversão Fenton da molécula corante. Em contrapartida, efeitos negativos de aproximadamente 22% e 36.5% sobre a degradação são obtidos quando há aumento nos valores absolutos do pH inicial e da concentração de Ponceau BS, respectivamente.

Adicionalmente, uma correlação alta foi encontrada entre os valores preditos e os observados (Figura 4b), de forma que o modelo proposto é capaz de explicar 98% da degradação encontrada experimentalmente. O valor elevado do coeficiente R^2 ajustado (> 0.95) e o baixo CV (2.75%), confirmam a pouca variabilidade das respostas experimentais em função das variáveis de entradas e suas interações (Chen *et al.*, 2014). Segundo Manan *et al.* (2019), os valores aceitáveis de R^2 em modelos de regressão linear devem ser superiores a 0.80.

A Figura 5 mostra as superfícies de resposta para o efeito das diferentes concentrações de concentrações de entrada do azo corante Ponceau BS no sistema Fenton em estudo.

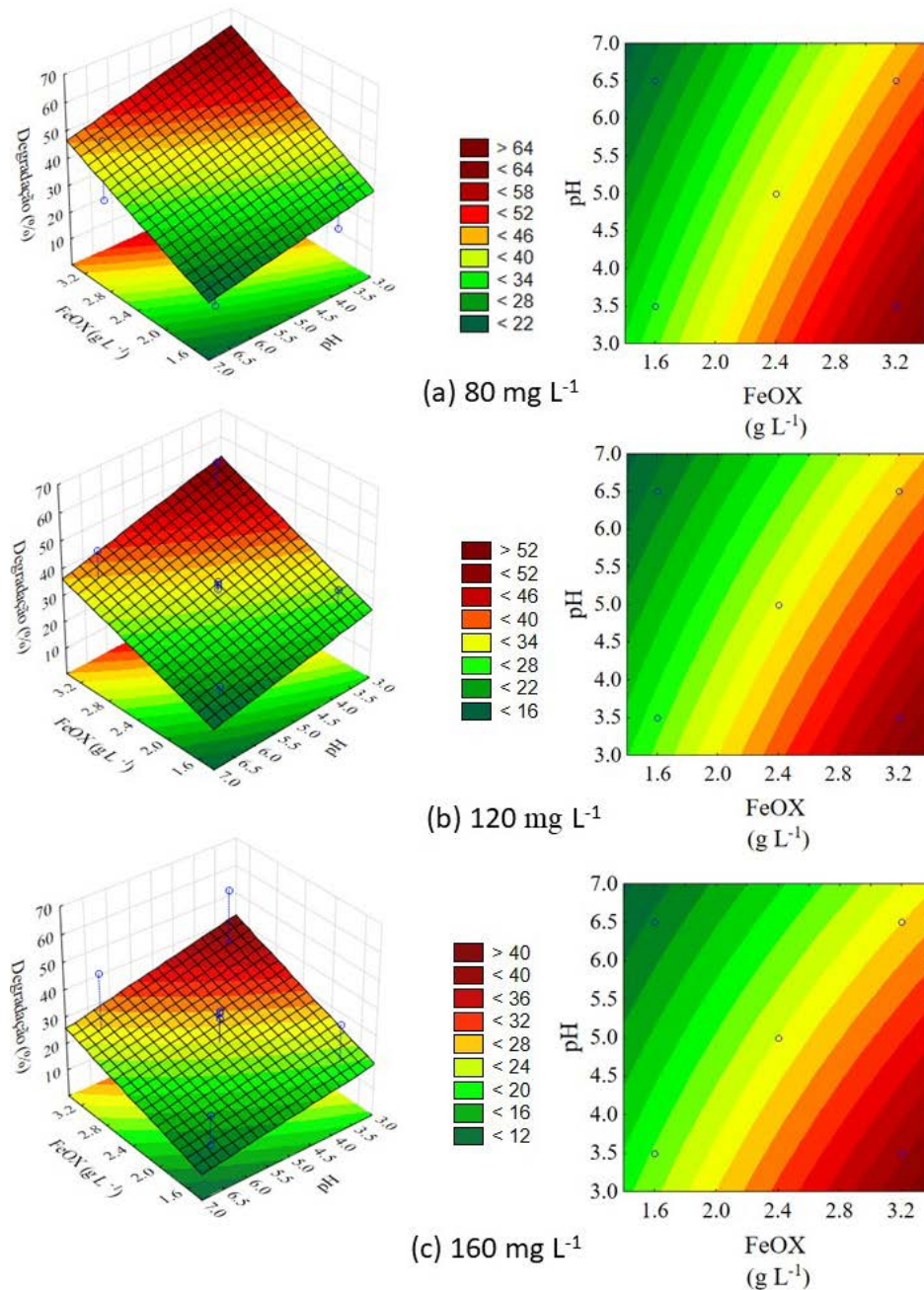


Figura 5. Superfícies de resposta para degradação de corante Ponceau BS segundo o processo Fenton heterogêneo usando material FeOx como catalisador.

Conforme a análise da Figura 5a, na menor concentração inicial de corante (80 mg L^{-1}) observa-se em meio ácido ($\text{pH} = 3.0$) que uma degradação máxima de 63.3% só será alcançada a partir de uma dosagem do catalisador FeOx de 3.4 g L^{-1} , enquanto a $\text{pH} = 5.0$ a degradação aumenta somente de 30% para 40% quando a dosagem de FeOx varia de 1.4 g L^{-1} para 2.0 g L^{-1} . No intervalo de pH entre 6.5 e 7.0 o sistema revela baixa eficiência oxidativa apresentando degradação máxima de 46% mesmo a uma dosagem de 3.4 g L^{-1} de catalisador.

De acordo com Shi *et al.* (2018) isso ocorre porque à medida que o pH aumenta, o potencial de oxidação do radical HO^{\bullet} diminui. Quando próximo a neutralidade os radicais HO^{\bullet} rapidamente se convertem a $^{\bullet}\text{O}^-$, que é menos reativo, com um nítido efeito de redução da conversão. O ponto máximo de inclinação da Figura 5a apresenta degradação de 60% de Ponceau BS quando há um deslocamento do pH de 5.0 para 3.0 e da dosagem de FeOx de 2.4 g L^{-1} a 3.2 g L^{-1} . Segundo Hassani *et al.* (2018b) a efetiva conversão do corante é dependente de um meio acidificado, estando o intervalo de pH ótimo para os melhores resultados de degradação usualmente compreendido entre 2.5 – 3.5.

Os resultados experimentais demonstraram que o maior percentual de degradação (57.1%) foi obtido em $\text{pH} = 3.5$ o que confirma a dependência do mecanismo ácido para a conversão do Ponceau BS. Drum *et al.* (2018) afirmam que o aumento da dosagem de catalisador propicia maior atividade catalítica em soluções acidificadas ($\text{pH} \sim 3.0$), pois a maior disponibilidade de sítios de Fe na superfície do catalisador acelera a formação de HO^{\bullet} , aumentando a degradação.

A variação da concentração inicial de corante de 80 mg L^{-1} para 120 mg L^{-1} (Figura 5b) mostra uma degradação máxima de 51,8% a altas dosagens do catalisador, confirmando o efeito negativo da quantidade de substrato na eficiência reacional nas condições estudadas. No valor mais elevado de concentração do corante (160 mg L^{-1}) testado, o efeito é ainda mais drástico com uma degradação máxima de 44.1% (Figura 5c).

A elevada concentração de Ponceau BS reduz a formação de HO^{\bullet} pelos sítios de Fe^{2+} devido ao acúmulo de moléculas sobre a superfície do catalisador, conforme relatado por Unal *et al.* (2019). Ainda de acordo com Vu *et al.* (2019) a formação de produtos de degradação tende a competir com as moléculas do corante pelos sítios de adsorção, bloqueando sua interação com as espécies de $\equiv\text{Fe}^{2+}$ e $\equiv\text{Fe}^{3+}$ do catalisador, diminuindo a descoloração ou degradação.

O espectro UV-Vis durante o tratamento do corante Ponceau BS com H_2O_2 e as nanopartículas do catalisador FeOx está apresentado na Figura 6.

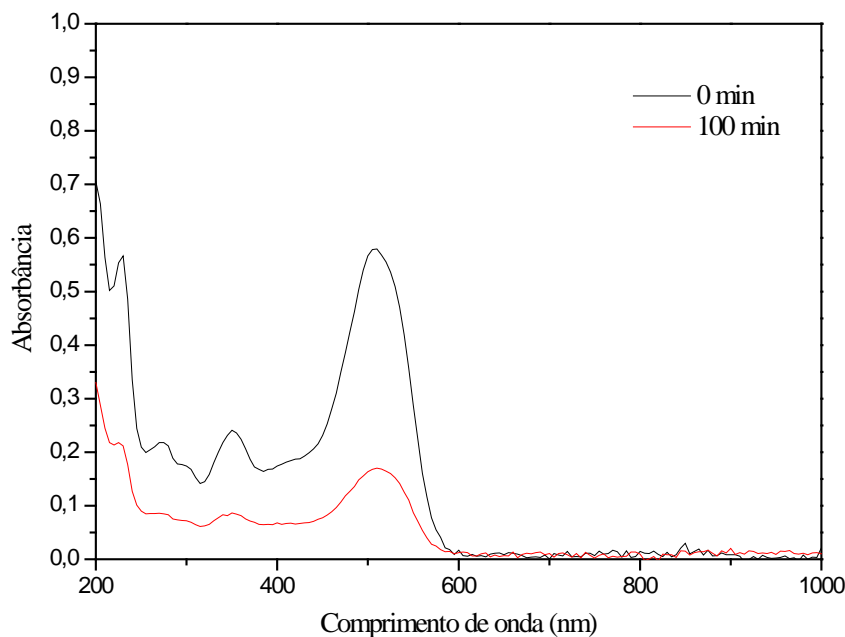


Figura 6. Espectro no UV-Vis após 100 min de tratamento Fenton do corante Ponceau BS. T = 25 °C, Corante: 80 mg L⁻¹, catalisador FeOx: 3.2 g L⁻¹, H₂O₂: 100 mg L⁻¹ e pH = 3.5.

A Figura 6 mostra a mudança no espectro de absorção do corante Ponceau BS antes e após o tratamento oxidativo. Os principais picos de absorção observados pelo espectro encontram-se em 510, 340 e 275 nm. O maior pico de absorção (510 nm) corresponde a transição $n \rightarrow \pi^*$ do cromóforo azo e a absorbância a 200 – 400 nm se refere a transição $n \rightarrow \pi^*$ dos anéis de benzeno. Em geral, observa-se uma diminuição significativa das bandas de absorção demonstrando uma considerável descoloração da solução. Ao fim da reação, as intensidades dos picos observados na região do UV (200 a 340 nm) se apresentam maiores que a da banda cromófora a 510 nm, indicando que os radicais HO[•] atacam preferencialmente o grupo azo, favorecendo a descoloração (Ru *et al.*, 2009; Lucas *et al.*, 2013).

Conclusões

As nanopartículas de ferro foram sintetizadas com sucesso via processo hidrotérmico. O sólido obtido foi utilizado como catalisador heterogêneo na degradação do corante Ponceau BS via processo oxidativo avançado Fenton heterogêneo produzindo eficiências moderadas de degradação em meios que variaram de ácido a praticamente neutro sem qualquer formação de lodo ferruginoso. Uma degradação máxima de 57.1% foi observada na maior dosagem de catalisador (3.2 g L⁻¹) a pH = 3.5 enquanto em meio praticamente neutro (pH = 6.5) a degradação foi de 46.1% na mesma dosagem.

A versatilidade de atuação do catalisador óxido em uma ampla faixa de pH e sua baixa capacidade de lixiviação merecem destaque em futuras aplicações no tratamento de efluentes contendo moléculas corantes. Em termo de otimização das variáveis de: dosagem do catalisador, pH e concentração do corante, o modelo matemático obtido apresentou acuracidade de 98% e baixo coeficiente de variação (2.75%) para a representação da degradação heterogênea do azo corante Ponceau BS.

Em geral, a eficiência do processo Fenton heterogêneo como o investigado nesta pesquisa pode ser melhorada com a formação de compósitos de oxido de ferro e carbono ou outras espécies químicas que favoreçam a estabilidade e o incremento das propriedades adsortivas e catalíticas do sólido.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Laboratório de Caracterização Estrutural de Materiais da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) e a Central Analítica da Universidade Federal do Ceará (UFC) pelo apoio na caracterização físico-química do catalisador sintetizado.

Referências

- Almeida, E. J. R., Mazzeo, D. E. C., Sommaggio, L. R. D., Morales, M.A.M., Andrade, A.R., Corso, C.R. (2019) Azo dyes degradation and mutagenicity evaluation with a combination of microbiological and oxidative discoloration treatments, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **183**(1), 109484-109494.
- Aslam, S., Zeng, J., Subhan, F., Li, M., Lyu, F., Li, Y. Yan, Z. (2017) In situ one-step synthesis of Fe₃O₄@MIL-100(Fe) core-shells for adsorption of methylene blue from water, *Journal of Colloid and Interface Science*, **505**(1), 186-195.
- Berkessa, Y. W., Yan, B., Li, T., Jegatheesan, V., Zhang, Y. (2020) Treatment of anthraquinone dye textile wastewater using anaerobic dynamic membrane bioreactor: Performance and microbial dynamics, *Chemosphere*, **238**(1), 124539-124550.
- Castro, A. J., Marques, S. P., Soares, J. M., Filho, J. M., Saraiva, G. D., Oliveira, A. C. (2012) Nanosized aluminum derived oxides catalysts prepared with different methods for styrene production, *Chemical Engineering Journal*, **209**(1), 345-355.
- Chen, K., Wang, G.H., Li, W.B., Wan, D., Hu, Q., Lu, L.L. (2014) Application of response surface methodology for optimization of Orange II removal by heterogeneous Fenton-like process using Fe₃O₄ nanoparticles, *Chinese Chemical Letters*, **25**(11), 1455-1460.
- Drum, F. C., Oliveira, J. S., Foletto, E. L., Dotto, G. L., Flores, E. M. M., Enders, M. S. P., Muller, E. I., Janh, S. L. (2018) Response surface methodology approach for the optimization of tartrazine removal by heterogeneous photo-Fenton process using mesostructured Fe₂O₃-supported ZSM-prepared by chitin-templating, *Chemical Engineering Communications*, **205**(4), 445-455.
- Elsaidi, S. K., Sinnwell, M. A., Banerjee, D., Deveraj, A., Kukkadapu, R. K., Droubay, T. C., Nie, Z., Kovarik, L., Vijayakumar, M., Manandhar, S., Nandarisi, M., McGrail, B. P., Thallapally, P. K. (2017) Reduced magnetism in core-shell magnetite@MOF composites, *Nano Letters*, **17**(11), 6968-6973.

- Farshchi, M. E.; Aghsasinia, H.; Khataee, A (2018) Modelling of heterogeneous Fenton process for dye degradation in a fluidized-bed reactor: Kinetics and mass transfer, *Journal of Cleaner Production*, **182**(1), 644-653.
- Farshchi, M. E.; Aghsasinia, H.; Khataee, A. (2019) Heterogeneous Fenton reaction for elimination of Acid Yellow 36 in both fluidized and stirred-tank reactors: Computational fluid dynamics versus experiments, *Water Research*, **151**(1), 203-214.
- Favela-Camacho, S. R., Samaniego-Benítez, Godínez-García, A. Avilés-Arellano, L.M., Pérez-Robles, J.F. (2019) How to decrease the agglomeration of magnetite nanoparticles and increase their stability using surface properties, *Colloids and Surface A: Physicochemical and Engineering Aspects*, **574**(5), 29-35.
- Hassani, A., Karaca, C., Karaca, S., Khataee, A., Açisli O., Yilmaz, B. (2018a) Enhanced removal of basic violet 10 by heterogeneous sono-Fenton process using magnetite nanoparticles, *Ultrasonics Sonochemistry*, **42**(1), 390-402.
- Hassani, A., Karaca, M., Karaca, S., Khataee, A., Açisli, O., Yilmaz, B. (2018b) Preparation of magnetite nanoparticles by high-energy planetary ball mill and its application for ciprofloxacin degradation through heterogeneous Fenton process, *Journal of Environmental Management*, **211**(1), 53-62.
- Kwan, W. P., Voelker, B. M. (2003) Rates of hydroxyl radical generation and organic compound oxidation in mineral-catalyzed Fenton-like systems, *Environmental Science & Technology*, **37**(6), 1150-1158.
- Lai, C., Huang, F., Zeng, G., Huang, D., Qin, L., Cheng, M., Zhang, C., Li, B., Yi, H., Liu, S., Li, L., Chen, L. (2019) Fabrication of novel magnetic MnFe₂O₄/bio-char composite and heterogeneous photo-Fenton degradation of tetracycline in near neutral pH, *Chemosphere*, **224**(1), 910-921.
- Lellis, B., Fávaro-Polonio, Z., Pamphile, J.A., Polonio, J. C. (2019) Effects of textile dyes on health and the environment and bioremediation potential of living organisms, *Biotechnology Research and Innovation*, **3**(2), 275-290.
- Lian, S., Wang, E., Kang, Z., Bai, Y., Gao, L., Jang, M., Hu, C., Xu, L. (2004) Synthesis of magnetite nanorods and porous hematite nanorods, *Solid State Communications*, **129**(8), 485-490.
- Liu, Z., Zhang, L., Dong, F., Dang, J., Wang, K., Wu, D., Zhang, J., Fang, J. (2018) Preparation of ultra-small goethite nanorods and their application as heterogeneous Fenton reaction, *ACS Applied Nano Materials*, **1**(8), 4170-4178.
- Lucas, M. S., Algarra, M., Jiménez-Jiménez, J., Rodríguez-Castellón, E., Peres, J.A. (2013) Catalytic activity of porous phosphate heterostructures-Fe towards Reactive Black 5 Degradation, *International Journal of Photoenergy*, **2013**(1), 1-6.
- Manan, T. S. B. A., Khan, T., Sivapalan, S., Jusoh, H., Sapari, N., Sarwono, A., Ramli, R. M., Harimuti, S., Beddu, S., Sadon, S. N., Kamal, N. L. M., Malakahmad, A. (2019) Application of response surface methodology for the optimization of polycyclic aromatic hydrocarbons degradation from potable using photo-Fenton oxidation process, *Science of Total Environment*, **665**(1), 196-212.
- Nadeem, N., Zhid, M., Tabasum, A., Mansha, A., Jilani, A., Bhatti, A., Bhatti, N. (2020) Degradation of reactive dye using heterogeneous photo-Fenton catalysts: ZnFe₂O₄ and GO-ZnFe₂O₄ composite, *Materials Research Express*, **7**(1), 0155519-0155530.
- Oliveira, M. C., Nogueira, R.F.P., Neto, G. (2001) Sistema de injeção em fluxo espectrofotométrico para monitorar peróxido de hidrogênio em processo de fotodegradação por reação Foto-Fenton, *Química Nova*, **24**(2), 188-190.
- Paz, C. B., Araújo, R. S., Oton, L. F., Oliveira, A. C., Soares, J. M., Medeiros, S. N., Rodríguez-Castellón, E., Rodríguez-Aguado, E. (2020) Acid Red 66 dye removal from aqueous solution by Fe/C-based composites: Adsorption, Kinetics and thermodynamic studies, *Materials*, **13**(1), 1107-1131.
- Pieczynska, A., Ossowski, T., Bogdanowicz, R., Siedlecka, E. (2018) Electrochemical degradation of textile dyes in a flow reactor: effect of operating conditions and dyes chemical structure, *International Journal of Environmental Science and Technology*, **16**(1), 929-942.

- Rache, L. M., García, A. R., Zea, H. R., Silva, A. M. T., Madeira, L. M., Ramírez, J. H. (2014) Azo-dye Orange II degradation by the heterogeneous Fenton-like process using a zeolite Y-Fe catalyst-Kinetics with a model based on the Fermi's equation, *Applied Catalysis B: Environmental*, **146**(1), 192-200.
- Ramos, M., Castillo, K., Ferrer, D.A., Farias, R.J., Flores, S., Chianelli, R. R. (2011) Microwave-assisted synthesis Core-Fe₃O₄ Shell-Au cubic nanoparticles, *ISRN Nanotechnology*, **2011**(1), 1-3.
- Reddy, Y. S., Magdalane, C. M., Kaviyarasu, K., Mola, G. T., Kennedy, J., Maaza, M. (2018) Equilibrium and kinetic studies of the adsorption of Acid Blue 9 and Safranin O from aqueous solutions by MgO decorated FLG coated Fuller's Earth, *Journal of Physics and Chemistry of Solids*, **123**(1), 43-51.
- Rout, K., Mohapatra, M., Layek, S., Dash, A., Verma, H. C., Anand, S. (2014) The influence of precursors on phase evolution of nano iron oxides/oxyhydroxides: optical and magnetic properties, *New Journal of Chemistry*, **38**(8), 3492-3506.
- Ru, J., Huayue, Z., Xiaodong, L., Ling, X. (2009) Visible light photocatalytic decolourization of C.I Acid Red 66 by chitosan capped CdS composite nanoparticles, *Chemical Engineering Journal*, **152**(1), 537-542.
- Saleh, R., Taufik, A. (2019) Degradation of Methylene blue and congo-red dyes using Fenton- photo-Fenton, sono-Fenton, and sonophoto-Fenton methods in the presence of iron (II, III) oxide/zinc oxide/graphene (Fe₃O₄/ZnO/graphene) composites, *Separation and Purification Technology*, **210**(1), 563-573.
- Shi, X., Tian, A., You, J., Yang, H., Wang, Y., Xue, X. (2018) Degradation of organic dyes by a new heterogeneous Fenton reagent-Fe₂GeS₄ nanoparticle, *Journal of Hazardous Materials*, **353**(1), 182-189.
- Tarkwa, J. B., Oturan, N., Acayanka, E., Laminsi, S., Oturan, M. A. (2018) Photo-Fenton oxidation of Orange G azo dye: Process optimization and mineralization mechanism, *Environmental Chemistry Letters*, **17**(1), 473-479.
- Unal, B.O., Bilici, Z., Ugur, N., Isik, Z., Harputulu, E., Dizge, N., Ocakoglu, K. (2019) Adsorption and Fenton oxidation of azo dyes by magnetite nanoparticles deposited on a glass substrate, *Journal of Water Process Engineering*, **32**(1), 100897-100908.
- Vu, A.T., Xuan, T. N., Lee, C. H. (2019) Preparation of mesoporous Fe₂O₃.SiO₂ composite from rice husk as an efficient heterogeneous Fenton-like catalyst for degradation of organic dyes, *Journal of Water Process Engineering*, **28**(1), 169-180.
- Wang, Y., Lin, X., Shao, Z., Shan, D., Li, G., Irini, A. (2017) Comparison of Fenton, UV-Fenton and nano-Fe₃O₄ catalyzed UV-Fenton in degradation of phloroglucinol under neutral and alkaline conditions: Role of complexation of Fe³⁺ with hydroxy group in phloroglucinol, *Chemical Engineering Journal*, **313**(1), 938-945.
- Xu, H.Y., Li, B., Shi, T.N., Wang, Y., Komarneni, S. (2018) Nanoparticles of magnetite anchored onto few-layer graphene: A highly efficient Fenton-like nanocomposite catalyst, *Journal of Colloid and Interface Science*, **532**(1), 161-170.
- Yu, Y., Huang, F., He, Y., Liu, X., Song, C., Xu, Y., Zhang, Y. (2019) Heterogeneous Fenton-like degradation of ofloxacin over sludge derived carbon as catalysts: Mechanism and performance, *Science of The Total Environment*, **654**(1), 942-947.
- Zhang, C., Mo, Z., Zhang, P., Feng, C., Guo, R. (2013) Facile synthesis of porous carbon@Fe₃O₄ composites and their applications in wastewater treatment, *Materials Letters*, **106**(1), 107-110.
- Zhao, L., Lin, Z.R., Ma, X.H., Dong, Y.H. (2018) Catalytic activity of different iron oxides: Insights from pollutant degradation and hydroxyl radical formation in heterogeneous Fenton-like systems, *Chemical Engineering Journal*, **352**(1), 343-351.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

MICROPLÁSTICOS EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO – UMA REVISÃO

* Tainá da Conceição Pereira¹
Daniele Barcelos Araújo¹
Daniele Maia Bila¹

MICROPLASTICS IN WASTEWATER TREATMENT – A REVIEW

Recibido el 7 de abril de 2020; Aceptado el 4 de febrero de 2021

Abstract

Although plastic pollution is an old problem, the concern about the presence of microplastics (MP) in environment is recent. MPs are plastics smaller than 5 mm and can be primary and secondary. These materials can be dispersed in large areas and have been found in seawater, beach sand and sediments. Due to presence in personal care products, the use of synthetic fabrics and the inappropriate disposal of plastics, this material has been found in Wastewater Treatment Plants (WWTPs). This may be one of the main sources of MP in the environment. WWTPs have the capacity to remove 70% to 99.9% of MP. Larger efficiencies were found in WWTPs with tertiary treatment. However, due to the large volume of WWTPs the amount of MP particles daily released into the aquatic environment can be a few thousand up to billions of particles per day. Thus, WWTPs are an important source of microplastics in aquatic environments. This pollutant can cause damage to the biota, can occur trophic transfer and transport other contaminants from one region to another through sorption.

Keywords: environment pollution, microplastics, wastewater treatment plant.

¹ Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente (DEAMB), Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rua São Francisco Xavier, 524, Pavilhão Reitor João Lyra Filho, 5° andar, bloco F, sala 5029F, Campus Maracanã, Rio de Janeiro – RJ. CEP: 20943-000. Brasil. Email: tainapereiraeq@gmail.com

Resumo

Apesar da poluição por plásticos ser um problema antigo, a preocupação com a presença de microplásticos (MP) no ambiente é recente. Os MP são plásticos menores que 5 mm e podem ser primários ou secundários dependendo de sua fonte. Esses materiais podem se dispersar por grandes áreas, sendo encontrados em água do mar, areia de praia e sedimentos. Devido à sua presença em produtos de cuidado pessoal, ao uso de tecidos sintéticos e ao descarte inadequado dos plásticos, esse material tem sido encontrado em Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs). Esta pode ser uma das principais fontes de MP no ambiente. As ETEs têm a capacidade de remover de 70% a 99.9% de MP. As maiores eficiências de remoção foram encontradas nas ETEs com tratamento terciário. No entanto, devido ao grande volume de efluentes descartados pelas ETEs, a quantidade de partículas de MP lançadas nos corpos receptores diariamente pode ir de alguns milhares até bilhões de partículas por dia. Assim, as ETEs são uma fonte importante de MP em ambientes aquáticos e estes podem causar danos à biota, pode ocorrer transferência trófica e ainda transportar outros contaminantes de uma região para outra, através da sorção.

Palavras chave: microplásticos, poluição ambiental, estação de tratamento de esgoto.

Introdução

O consumo de plástico vem crescendo constantemente nas últimas décadas, devido ao seu baixo custo, baixo peso e durabilidade, entre outros fatores. A produção mundial de plástico atingiu 359 milhões toneladas em 2018, sendo que aproximadamente 40% dessa produção destinada às embalagens (Plastic Europe, 2019), o que gera um problema relativo ao gerenciamento dos resíduos sólidos. Cerca de 30% dos resíduos plásticos coletados na Europa são destinados em aterros sanitários, além disso, a maioria dos resíduos encontrados no mar (60 - 80%) são materiais plásticos (Derraik, 2002; Vegter *et al.*, 2014). Segundo o levantamento lançado em 2019 pela WWF (2019), o Brasil é um dos maiores geradores de resíduos plásticos do mundo, totalizando 11.4 milhões de toneladas por ano, sendo somente 1.28% reciclado.

A poluição por plásticos tem sido estudada há algumas décadas. A presença de resíduos plásticos maiores que 5 mm, denominados macroplásticos, em ambientes marinhos e costeiros é relatada na literatura científica desde a década de 1970 (Moore, 2008). Ostle *et al.* (2019) constataram que a quantidade de plásticos nos oceanos aumentou significativamente de 1957 a 2016, acompanhando o aumento crescente da produção de plásticos. Entre os efeitos negativos à biota estão o enredamento e a ingestão, que podem ser fatais (Kuhn *et al.*, 2015).

A sexta edição do Global Environmental Outlook (Panorama Ambiental Global, livre tradução), lançada pela ONU em março de 2019, trouxe em seu sétimo capítulo "Oceanos e Costas" a problemática do lixo marinho como um dos principais problemas a serem enfrentados atualmente. Estima-se que cerca de 8 milhões de toneladas de plásticos tem como destino os oceanos anualmente e a fonte desses resíduos estão correlacionadas com o gerenciamento inadequado dos resíduos sólidos, ou a falta de gerenciamento e com a eficiência da coleta e tratamento de esgoto (Schmidt *et al.*, 2017).

Na última década, pequenas partículas plásticas conhecidas como microplásticos ganharam mais atenção dos pesquisadores (Andrady, 2011). Microplásticos são partículas de plásticos menores que 5 mm (Arthur *et al.*, 2009) que estão presentes nos oceanos, rios, águas superficiais, praias, sedimentos, esgoto e em regiões remotas (Ivar Do Sul, 2014). Devido a propriedades como baixa densidade e alto tempo de decomposição, o MP tem o potencial para se dispersar em ambiente aquático (Carvalho e Batista Neto, 2016). A ingestão de microplásticos tem sido relatada em vários organismos marinhos, tais como crustáceos (Beachler *et al.*, 2020), peixes (Ory *et al.*, 2017), mamíferos (Zantis *et al.*, 2020) e aves marinhas (O'Hanlon *et al.*, 2017).

Browne *et al.* (2011) observaram que as regiões próximas às aglomerações urbanas apresentam maiores concentrações de microplásticos, sugerindo que pode haver influência dos sistemas de tratamento de esgoto na quantidade de microplásticos presentes em águas superficiais. Diversos trabalhos avaliaram a presença de microplásticos em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) (Murphy *et al.*, 2016; Carr *et al.*, 2016; Leslie *et al.*, 2017, Magnusson e Koren, 2014). Os MP encontrados em ETEs podem ser primários e secundários, principalmente provenientes de produtos de cuidado pessoal e da lavagem de roupas.

No entanto, devido ao seu pequeno tamanho nem todo material é removido pelos processos das ETEs e apesar de alguns estudos encontrarem eficiências de remoção de microplásticos superiores a 70% (Leslie *et al.*, 2017, Carr *et al.*, 2016), a quantidade de microplásticos lançados nos corpos hídricos pelos efluentes tratados pode ser uma das principais fontes de microplásticos em águas superficiais devido ao grande volume de efluente lançados pelas ETEs (Leslie *et al.*, 2017, Carr *et al.*, 2016).

As concentrações de microplásticos encontradas nos efluentes de ETEs apresentaram grande variação entre os estudos relatados na literatura. As concentrações de microplásticos em efluentes de ETE após o tratamento secundário ficou na faixa de 0.0009 MP/L a 0.25 MP/L (Carr *et al.*, 2016, Murphy *et al.*, 2016) e após o tratamento terciário ficou na faixa de 0.000002 a 1 MP/L (Browne *et al.*, 2011, Carr *et al.*, 2016). Murphy *et al.* (2016) encontraram 0.25 MP/L em uma ETE da Holanda operando com sistema de lodo ativado seguido de clarificação. A ETE avaliada no estudo de Murphy *et al.*, (2016) atende uma população de 650000 habitantes, lançando 260954 m³/dia de efluente, o que equivale a 6.5x10⁷ MP/dia.

Revisão

Presença de Microplásticos no Esgoto

Microplásticos podem ser divididos em primários e secundários (Arthur *et al.*, 2009). Microplásticos primários são plásticos que foram projetados para possuírem tamanho microscópico, e podem ser encontrados em muitos produtos cosméticos e de cuidado pessoal, são usados em pasta de dentes, shampoo, sabonetes, espuma de banho, espuma de barbear e esfoliantes (Figura 1). Segundo Boucher & Friot (2017), 15 a 31% de todo plástico encontrado nos oceanos são microplásticos primário, o que equivale a cerca de 1.5 milhões de toneladas

por ano. Cerca de 93% das micropartículas usadas em cosméticos e produtos de cuidado pessoal são polietileno (PE), mas também podem ser fabricadas com outros materiais como por exemplo polipropileno (PP), politeraftalato de etileno (PET), polimetilmetacrilato (PMMA) e nylon (Gouin *et al.*, 2015). As partículas usadas nesses produtos têm tamanho entre 4 μm e 1 mm, com média de 250 μm (Gesamp, 2010). A Figura 2 apresenta partículas extraídas de pastas de dentes e esfoliantes que são vendidos comercialmente no Brasil.



Figura 1. Fontes de microplástico primário em produtos de cuidado pessoal.

Fonte: Autor, 2020.

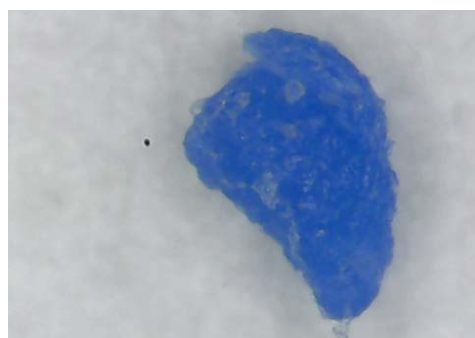


Figura 2. Partícula de microplástico extraída de esfoliantes faciais. Fonte: Autor, 2020.

Os microplásticos provenientes de produtos de cuidado pessoal após o uso têm como destino o esgoto doméstico, e em seguida as ETEs. Vale salientar que no Brasil cerca de 45% da população não tem acesso a tratamento de esgoto (Ana, 2019), desta forma esse material tem como destino final os rios e oceanos. Estudos estimaram a quantidade de microplásticos proveniente de produtos de cuidado pessoal em diferentes países. Esses trabalhos foram

baseados em pesquisas com a população local ou em dados de consumo desses produtos na região. As micropartículas encontradas em todos os estudos avaliados foram de PE.

A Tabela 1 apresenta as estimativas de lançamento de microplásticos dos estudos avaliados. Pode-se observar que o consumo de produtos de cuidado pessoal que contém microplásticos pode variar bastante conforme a região avaliada. Nos EUA e Reino Unido os dados de mercado referentes a esses produtos são mais facilmente encontrados, quando comparado a Eslovênia. Em países em que esses dados não estão disponíveis, pesquisas sobre os hábitos da população local podem ser usadas para estimar o consumo. O lançamento de microplásticos nos corpos receptores são diretamente proporcionais a população da região e a eficiência de remoção de microplásticos pelas ETEs. A relação entre massa de microplásticos lançados no efluente e o número de partículas é diretamente relacionada ao tamanho das partículas nos produtos. Devido à baixa densidade do polietileno cada grama de microplástico equivale a milhares de partículas lançadas no meio ambiente.

Tabela 1: Estimativa de lançamento de microplásticos com base no consumo de produtos de cuidado pessoal compiladas de estudos da literatura.

País	População* (milhões)	Produto	Consumo (mg pessoa ⁻¹ dia ⁻¹)	Lançamento (ton ano ⁻¹)	Referência
EUA	308	Sabonete líquido	2.4 ^a	263	Gouin <i>et al.</i> , 2011
Reino Unido	64.1	Esfoliante Facial	40 – 215 ^a	16 – 86	Napper <i>et al.</i> , 2015
Eslovênia	0.29	Esfoliante Facial	15.2 ^b	0.36	Kalcikova <i>et al.</i> , 2017
União Europeia	508	Sabonete líquido	2.4 ^a	450	Prata, 2018

*População da região na época do estudo; a – dados de consumo de sabonete líquido; b – pesquisa com a população local.

Os microplásticos secundários são formados a partir da degradação de produtos plásticos (Thompson *et al.*, 2004) ainda durante o uso, por exemplo, tintas, pneus e têxteis, ou pelo intemperismo (Gesamp, 2015). Outra fonte de microplásticos secundários são as fibras de roupas geradas durante a lavagem (Browne *et al.*, 2011, Thompson *et al.*, 2004). As fibras representam cerca de 35% dos microplásticos encontrados nos oceanos e são provenientes da lavagem de roupas (Boucher e Friot, 2017). As fibras encontradas no mar podem ser naturais (lã, linho e algodão) ou sintéticas (poliéster, poliamida e poliacrílica) (Mathalon e Hill, 2014). O lançamento de microplásticos proveniente de tecidos sintéticos é causado pelos processos químicos e mecânicos durante o processo de lavagem em uma máquina de lavar (De Falco *et al.*, 2017). A Figura 3 apresenta fibras provenientes da lavagem de roupas.

Diversos trabalhos avaliaram a liberação de microplásticos provenientes da lavagem de roupas em diferentes condições de uso. O lançamento dessas partículas foi reportado em número de fibras descartados durante a lavagem (Browne *et al.*, 2011; Napper & Thompson, 2016; De Falco *et al.*, 2017) ou em percentual mássico da massa de roupa lavada (Hartiline *et al.*, 2016; Pirc *et al.*, 2016). A Tabela 2 apresenta a estimativa de lançamento de fibras em número de partículas durante a lavagem de roupas compiladas de estudos da literatura.

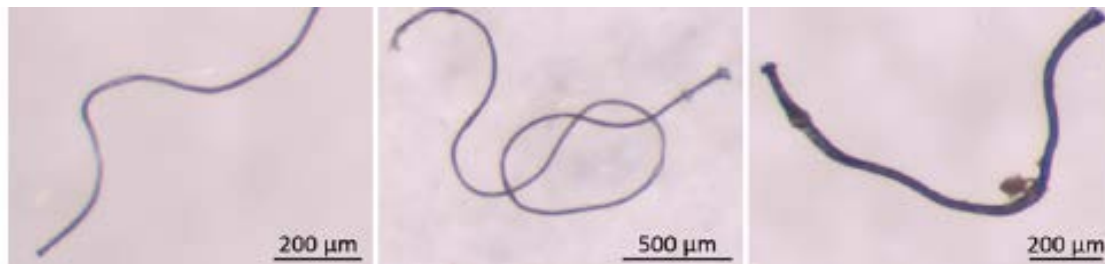


Figura 3. Fibras de poliéster. Fonte: Lares et al., 2018.

Tabela 2. Estimativa de lançamento de microplásticos em número de fibras por lavagem relatada em estudos da literatura.

Tamanho mínimo de MP	Tamanho da máquina de lavar	Tipo de fibra	Lançamento (nº. de fibras/lavagem)	Referência
-	-	-	>1900	Browne et al., 2011
25 µm	6 kg	Acrílico	138000 – 728800	Napper & Thompson, 2016
5 µm	5 kg	Poliéster	6000000 – 17700000	De Falco et al., 2017
1.2 µm	5 kg	Poliéster	87300 – 131200	Almroth et al., 2018

Dentre os tecidos sintéticos avaliados o poliéster foi o que apresentou maior lançamento de fibras durante a lavagem (Almroth *et al.*, 2018; Napper e Thompson, 2016). O tecido poliéster é o nome comercial do polímero polietileno tereftalato (PET) e é uma das fibras sintéticas mais utilizadas em tecidos juntamente com o nylon (poliamida) (Napper e Thompson, 2016).

Hartline *et al.* (2016) avaliou a quantidade de fibras descartadas em máquinas de lavar com abertura superior e frontal. Foi constatado que durante o processo de lavagem as máquinas com abertura superior lançam cerca de 7 vezes mais fibras que as máquinas com abertura frontal, devido à diferença no modo de agitação que ocorre entre os dois tipos de máquinas.

Estudos reportam que a quantidade de fibras lançadas durante uma lavagem possui alta dependência das propriedades dos tecidos, das condições de lavagens, tais como tempo e velocidade da lavagem e temperatura, e do uso e tipo de detergente e amaciante utilizado (Almroth et al, 2018; Napper e Thompson, 2016; De Falco *et al.*, 2017).

Os estudos citados corroboram a hipótese de que a lavagem de roupas sintéticas é uma importante fonte de microplásticos em águas superficiais, uma vez que o efluente da máquina de lavar tem como destino o esgoto sanitário. Além disso, trabalhos realizados em águas superficiais, sedimentos e esgoto identificaram a presença de fibras entre os microplásticos encontrados nessas matrizes (Browne *et al.*, 2011; Carvalho e Batista Neto, 2016; Murphy *et al.*, 2016).

Browne *et al.* (2011) observaram que a densidade populacional e a concentração de microplásticos apresentam uma correlação positiva, com isso pode-se inferir que o sistema de esgoto é uma fonte importante de microplásticos.

Microplásticos em Estações de Tratamento de Esgoto

Altas concentrações de microplásticos são descartadas diariamente no esgoto e conseqüentemente lançadas nas ETE. Embora algumas ETEs consigam remover grande parte dos microplásticos, elas não foram projetadas com esse objetivo específico (Browne *et al.*, 2011; Carr *et al.*, 2016; Murphy *et al.*, 2016).

Carr *et al.* (2016) avaliaram 8 ETEs na Califórnia (USA), sendo 7 com tratamento terciário e 1 com tratamento secundário. O menor tamanho de partícula retido foi de 45 µm e a maior parte dos microplásticos coletados são de partículas de polietileno azul similares as encontradas na formulação de pastas de dente. Nas ETEs com tratamento terciário foram utilizados adição de químicos e filtração após o processo de lodo ativado e não foram encontrados microplásticos no efluente, contudo na ETE somente com o processo de lodo ativado, apesar da eficiência de remoção ser de 99.9% houve um lançamento diário para o corpo receptor de cerca de 93000 micropartículas, o que em 1 ano representa quase 34 milhões de micropartículas.

Murphy *et al.* (2016) observaram uma remoção de 98.41% de microplásticos no processo de lodo ativado. No entanto, Murphy *et al.* (2016) salientaram que apesar da alta eficiência de remoção apresentada pela ETE, uma grande quantidade de microplásticos foi lançada diariamente no corpo receptor devido aos altos volume de efluente tratados. Leslie *et al.* (2017) avaliaram 7 ETEs em Amsterdam (Holanda), onde uma eficiência média de retenção de microplásticos de 72% ($\pm 61\%$) foi alcançada, concluindo que o efluente de ETE é uma das principais rotas de entrada de microplásticos em ambientes aquáticos. Carr *et al.*, (2016) relataram que os microplásticos encontrados no esgoto estavam revestidos por biofilme, que são colônias de microrganismos que ficam aderidas a superfície dos microplásticos (Rummel *et al.*, 2017). Esse biofilme é formado quando o material plástico está em ambiente aquático e pode afetar as propriedades físicas dos plásticos, como a flutuabilidade, e ser um meio de transporte para bactérias e vírus que estão presentes no esgoto (Carr *et al.*, 2016, Rummel *et al.*, 2017).

Todos os estudos encontrados sobre microplásticos em ETEs foram realizados na Europa ou na América do Norte. Existe uma lacuna de conhecimento sobre esse tema em países em desenvolvimento, visto que as tecnologias e tratamentos de esgoto utilizados nesses países podem ser potencialmente diferentes dos utilizados em países desenvolvidos. A Tabela 3 apresenta uma compilação dos resultados encontrados por diversos autores sobre a presença, remoção e descargas diárias de microplásticos em ETEs. A partir desses dados é possível verificar que grande quantidade de microplástico entra no sistema de esgoto diariamente. As ETEs apresentam boa eficiência de remoção de microplásticos, na faixa de 72 a 99.9% (Leslie *et al.*, 2017; Carr *et al.*, 2016; Magnusson e Koren, 2014) e as maiores remoções ocorreram em ETEs que possuem tratamento terciário. No entanto, a vazão de efluente lançada no corpo receptor é normalmente alta nos grandes centros urbanos (milhares de metros cúbicos por dia) e quantidade de partículas de microplásticos lançadas diariamente no corpo receptor vai de alguns milhares até bilhões de partículas por dia (Dris *et al.*, 2015; Michielssen *et al.*, 2016).

Tabela 3. Tipo de tratamento, presença, remoção e descarga diárias de microplásticos em ETEs.

País	Tipo de tratamento	Processo de Tratamento	MP no afluente (partículas L ⁻¹)	MP no efluente final (partículas L ⁻¹)	MP no lodo biológico	Remoção (%)	Lançamento diário de MP (partículas.dia ⁻¹)	Referência
Finlândia	Terciário	Lodo ativado seguido de filtro biológico	430 partículas e 180 fibras	8,6 (±2,5) partículas e 4.9 (±1.4) fibras	7.2 (±4.9) partículas kg ⁻¹ e 1.7 (±1.0) fibras kg ⁻¹	98% partículas e 97% para fibras	-	Talvitie <i>et al.</i> , 2015
França	Primário e secundário	Filtro biológico	260-320	14 – 50	-	83 - 95%	3.36 a 12 x 10 ⁹ -	Dris <i>et al.</i> , 2015
Escócia	Secundário	Lodo ativado	15.70 (±5.23)	0.25 (±0.04)	-	98.4%	6.5 x 10 ⁷	Murphy <i>et al.</i> , 2016
USA (3 ETEs)	Secundário e terciário	Lodo biológico e biorreator de membrana	133 (±35.6)	0.5 – 5.9	-	93.8 – 99.4 %	1.25 x 10 ⁹ – 15 x 10 ⁹	Michielssen <i>et al.</i> , 2016
USA (8 ETEs)	Secundário (1) e terciário (7)	Lodo ativado, seguido de filtração	1	~0.0009 - secundário 0 – terciário	10 ³ partículas kg ⁻¹	99.9%	0.93 x 10 ⁶	Carr <i>et al.</i> , 2016
USA (17 ETEs)	Primário, secundário e terciário (dependendo da ETE)	Lodo ativado e filtro biológico em uma ETE	-	0.05 (±0.024)	-	-	5 x 10 ⁴ a 15 x 10 ⁶	Mason <i>et al.</i> , 2016
Suécia	Mecânica, química e biológica	Não informado	15.1 (±0.89)	0.008 (±0.008)	16.7 (± 1.96) x 10 ³ partículas kg _(seco) ⁻¹	99.9%	-	Magnusson & Koren, 2014
Austrália (2 ETEs)	Terciário	Não informado	-	1	-	-	-	Browne <i>et al.</i> , 2011
Alemanha (12 ETEs)	Primário, secundário e terciário (dependendo da ETE)	Filtração e lagoa de maturação	-	> 500 µm: 0 – 0.05 <500 µm: 0.01 – 9 de partículas /L	10 ³ – 2.4 x 10 ⁴ partícula kg _(seco) ⁻¹	-	9 x 10 ⁷ – 4 x 10 ⁹ (anual)	Mintenig <i>et al.</i> , 2017

País	Tipo de tratamiento	Proceso de Tratamiento	MP no afluente (partículas L ⁻¹)	MP no efluente final (partículas L ⁻¹)	MP no lodo biológico	Remoção (%)	Lançamento diário de MP (partículas.dia ⁻¹)	Referência
Holanda (7 ETEs)	NR	Não informado	68 – 910	51 – 81	510 – 760 partículas kg _(úmido) ⁻¹	72%	-	Leslie <i>et al.</i> , 2017
Austrália (3 ETEs)	Primário, secundário e terciário	Lodo ativado, ultrafiltração e osmose reversa	-	0.21 – 1,5	-	-	1x 10 ⁷ a 4.6 x 10 ⁹	Ziajahromi <i>et al.</i> , 2017
Finlândia	Primário e secundário	Lodo ativado e Reator biológico de membrana (MBR)	57.6 (±12.4)	1 e 0.4	170.9 x 10 ³ partícula kg _(seco) ⁻¹	98.3%	1x 10 ⁷	Lares <i>et al.</i> , 2018
Finlândia	Terciário	Lodo ativado e filtro biológico	Amostra pontual: 380 – 636.7 Amostra composta 24h: 630 – 900	Amostra pontual: 0.7 – 3.5 Amostra composta 24h: 1.4 – 2.8	186.7 (±26) x 10 ³ partícula.kg _(seco) ⁻¹	>99%	1.7 X 10 ⁶ e 1.4 X 10 ⁸	Talvitie <i>et al.</i> , 2017 ^a
Dinamarca (10 ETEs)	Biológico	Lodo ativado	7216	54	-	99.3%	3000 kg.ano ⁻¹	Simon <i>et al.</i> , 2018
Canadá	Secundário	Filtro biológico percalador	31.1 ± 6.7	0.5 ±0.2 o	Lodo primário: 14.9 x 10 ³ ± 6.3 Lodo secundário: 4.4 x 10 ³ ±2.9	97.1 a 99.1%	1.1 a 2.7 x 10 ⁸	Gies <i>et al.</i> , 2018
USA (3 ETEs)	Secundário	Lodo Ativado	86 - 243	2.2 – 27.8	-	74.8 – 98.1%	0,5 a 1 x 10 ⁹	Conley <i>et al.</i> , 2019
China	Terciário	Lodo ativado, ultrafiltração	12.03 (±1,19)	0.59 (±0.22)	-	95.16%	0.59 (±0.22) x 10 ⁹	Yang <i>et al.</i> , 2019
Austrália	Secundário	Lodo Ativado	11.8 (±1,1)	2.76 (±0.11)	7.91 (±0.44)	76.61%	1.07 a 1.16 x 10 ⁸	Raju <i>et al.</i> , 2020
Espanha (2 ETEs)	Secundário	Reator biológico de membrana (MBR) e filtração	4.4 (±1.01)	0.92 (± 0.21) MBR 1.08 (± 0.28) filtração	-	79.01% MBR 75.49% filtração	-	Bayo <i>et al.</i> , 2020

Impactos dos Microplásticos no Meio Ambiente

A presença de microplásticos em ambientes aquáticos vêm sendo relatada por diversos autores nas mais diferentes localizações geográficas, tendo sido o primeiro relato em ambiente marinho na década de 70 (Carpender *et al.*, 1972). Nos últimos anos, além do ambiente marinho, foram relatados também microplásticos em água doce e na atmosfera (Horton *et al.*, 2017, Rowley *et al.*, 2020, Gasperi *et al.*, 2018).

A interação dos microplásticos com a biota marinha ocorre quando essas partículas são confundidas com alimentos e consumidas (Boerger *et al.*, 2010; Browne *et al.*, 2013). Quando consumidas essas partículas podem levar a óbito pela obstrução intestinal ou pela falta de nutrientes (Boerger *et al.*, 2010). A ingestão de microplásticos foi observada em peixes planctívoros, ou seja, que se alimentam de plânctons, em 80% dos indivíduos analisados do *Decapterus muroadsi* (Ory *et al.*, 2017) e em 14% peixe voador *Cheilopogon rapanouienesis* (Ghagnon *et al.*, 2018).

Boerger *et al.* (2010) avaliou a presença de microplásticos no conteúdo estomacal de peixes no Pacífico Norte (Califórnia, USA). Observou que cerca de 35% dos peixes estudados haviam ingerido plástico. Uma análise qualitativa constatou que os fragmentos representavam 94% do material plástico ingerido. As cores mais encontradas foram branco, transparente e azul. Estas cores são parecidas com as dos plânctons que são as fontes de alimentação primárias desses peixes, o que pode justificar a ingestão desses materiais (Boerger *et al.*, 2010; Ory *et al.*, 2017; Chagnon *et al.*, 2018).

A ingestão de microplásticos por aves marinhas também tem sido avaliada. O'Hanlon *et al.* (2017) reportaram que das 34 espécies de aves marinhas examinadas no oceano Atlântico Nordeste, área que compreende a costa da Dinamarca, Finlândia, Noruega, Suécia, Irlanda e Reino Unido, 74% haviam ingerido microplásticos.

Outro impacto que os microplásticos podem causar é a contaminação por poluentes adsorvidos devido à afinidade com o plástico (Bakir *et al.*, 2016; Browne *et al.*, 2013). Esses poluentes podem ser orgânicos persistentes, desreguladores endócrinos, metais, ou ainda aditivos químicos do próprio plástico que podem ser liberados (Teuten *et al.*, 2009). A capacidade de sorção dos microplásticos de diversos tipos de polímeros tem sido avaliada recentemente. Estudos avaliaram a sorção de micropoluentes como bisfenol A, nonilfenol, fenantreno, nitrobenzeno, ftalatos, 17- β -estradiol entre outros em microplásticos de PVC, PE e PP (Wu *et al.*, 2019; Liu *et al.*, 2019, Wang *et al.*, 2019, Browne *et al.*, 2013). A capacidade de sorção variou dependendo do polímero e do contaminante, outros fatores que afetaram a sorção dos poluentes em microplásticos foram o pH e a salinidade do meio (Liu *et al.*, 2019, Guo *et al.*, 2019). A adsorção de poluentes por microplásticos pode servir como transporte de poluentes de uma região para outra e aumentar a

toxicidade dos microplásticos para os organismos (Wu *et al.*, 2019; Liu *et al.*, 2019, Wang *et al.*, 2019, Browne *et al.*, 2013).

Browne *et al.* (2013) avaliaram o impacto de microplásticos em organismo de solo, como a minhoca. Nesse estudo, a espécie *Arenicola Marina* foi exposta a areia com 5% de microplástico previamente contaminado com nonilfenol, fenantreno e triclosan, o objetivo foi avaliar se a presença de outros contaminantes juntamente com o microplásticos aumentam a toxicidade. Os resultados encontrados foram que em presença de nonilfenol, 60% dos organismos reduziram a capacidade de remover bactérias patogênicas e na presença de triclosan, 55% dos organismos diminuíram a capacidade de manipular os sedimentos e causou mortalidade, enquanto que o PVC sem contaminantes deixou mais de 30% dos organismos com estresse oxidativo.

Estudos apontam a presença de microplásticos em produtos consumidos por seres humanos tais como sal, cerveja e água mineral (Kosuth *et al.*, 2018). A contaminação do sal vendido comercialmente por microplásticos foi avaliada por Kosuth *et al.* (2018) nos EUA e por Yang *et al.* (2015) na China. Os valores encontrados nos EUA foram na faixa de 46.7 a 806 partículas/kg sendo 99.3% de fibras, na China a faixa de contaminação foi de 7 a 681 partículas/kg sendo a maioria fibras e fragmentos. Na cerveja a contaminação por microplásticos foi avaliada em 12 marcas de cerveja por Kosuth *et al.* (2018) e os valores encontrados foram na faixa de 0 a 14,3 microplásticos/L com valor médio de 4.05 microplásticos/L. No estudo de Kosuth *et al.* (2018) a água mineral de 14 países foi avaliada em um total de 159 amostras, das quais 81% estavam contaminadas por microplásticos. A faixa de contaminação de microplásticos na água mineral foi de 0 a 61 partículas/L com um valor médio de 5.45 partículas/L, sendo que 98.3% das partículas encontradas foram caracterizadas como fibras.

Os estudos apontam que humanos estão expostos diariamente a contaminação por microplásticos, contudo seus efeitos em seres humanos ainda são incertos (Gesamp, 2015; Yang *et al.*, 2015, Ragusa *et al.*, 2021).

Perspectivas Futuras

Muitos países têm proibido o uso de microplásticos em produtos de cuidado pessoal, tais como Reino Unido, Canadá, EUA e Nova Zelândia (Carr *et al.*, 2016). A substituição desse material plástico por outros de origem orgânica, como sementes, são uma tendência mundial.

Muitos estudos avaliaram a presença de microplásticos em diferentes matrizes, no entanto cada estudo utiliza uma metodologia diferente o que pode impactar fortemente os resultados encontrados. Assim, faz-se necessária uma padronização na metodologia a ser utilizada para quantificação e identificação de microplásticos em diferentes matrizes.

Além disso, faltam estudos na América Latina sobre a eficiência das Estações de Tratamento de Água e Esgoto na remoção dos microplásticos, bem como a contaminação por esse material em produtos de consumo humano. Faz-se necessário avaliar se as tecnologias usadas nesses países têm a mesma eficiência das encontradas nos outros países.

Os efeitos toxicológicos estão sendo estudados para identificar os impactos causados nas diferentes espécies da biota marinha, bem como sua possível transferência trófica.

Estudos são necessários para identificar os mecanismos de sorção e desorção dos microplásticos tanto na forma de fragmentos como na forma de fibras com diferentes poluentes químicos emergentes.

Conclusão

A presença de microplásticos é uma realidade atual em diversas matrizes ambientais, como oceanos, águas superficiais, ar atmosférico, sedimentos e esgoto. Os microplásticos descartados diariamente no esgoto doméstico é proveniente do uso de produtos de cuidado pessoal que contenham microplásticos, a lavagem de roupas sintéticas e ao descarte inadequado de produtos plásticos.

As ETEs apesar de não terem sido concebidas para a remoção de microplásticos apresentam boa remoção desse material, na faixa de 72 a 99.9%. As ETEs com tratamento terciário apresentam as maiores eficiências de remoção. Entretanto, as ETEs normalmente tratam milhares de litros de esgoto diariamente e conseqüentemente descartam uma grande quantidade de microplásticos no meio ambiente. A quantidade de partículas lançadas diariamente no corpo receptor chega a bilhões de partículas de microplásticos. Assim, as ETEs de tratamento são uma das principais fontes de microplásticos no meio ambiente.

Referencias bibliográficas

- Agência Nacional de Águas (ANA). (2019) *Atlas Esgotos*. Acessado em: 02 set. 2019. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br>
- Almroth, B. M. C., Astrom, L., Roslund, S., Petersson, H., Johansson, M., Persson, N.-K. (2018) Quantifying shedding of synthetic fiber from textiles; a source of microplastics released into the environment. *Environmental Science Pollution Research*, **25**, 1191-1199. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0528-7>
- Andrady, A. L. (2011) Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, **62**, 1596-1605. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Arthur, C, Baker, J., Banford, H. (2009) Proceeding of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris, NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R30, *NOAA Marine Debris Program, National Oceanic and Atmospheric Administration*, U.S. Department of Commerce: Silver Spring, USA, 49 pp.

- Bakir, A., O'Connor, I. A., Rowland, S. J., Hendriks, A. J., Thompson, R. C. (2016) Relative importance of microplastics as a pathway for the transfer of hydrophobic organic chemical to marine life. *Environmental Pollution*, **219**, 56-65. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.046>
- Baechler, B. R., Stienbarger, C. D., Horn, D. A., Joseph, J., Taylor, A. R., Granek, E. F., Brander, S. M. (2020) Microplastic occurrence and effects in commercially harvested North American finfish and shellfish: Current knowledge and future directions. *Limnology and Oceanography Letters*, **5**, 113-136. doi: <https://doi.org/10.1002/lol2.10122>
- Bayo, J., López-Castellanos, J., Olmos, S. (2020) Membrane biorreactor and rapid sand filtration for the removal of microplastics in an urban wastewater treatment plant. *Marine Pollution Bulletin*, **156**, 111211. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111211>
- Boerger, C. M., Lattin, G. L., Moore S. L., Moore, C. J. (2010) Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, **60**, 2275-2278. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.08.007>
- Boucher, J., Friot, D. (2017) Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources. Suíça: IUCN, 43 pp.
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E. L., Tonkin, A., Galloway, T. (2011) Accumulations of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science Technology*, **45**, 9175-9179. doi: <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Browne, M. A., Niven, S. J., Galloway, T. S., Rowland, S. J., Thompson, R. C. (2013) Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. *Current Biology*, **13**, 2388-2392. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2013.10.012>
- Carpenter, E. J., Anderson, S. J., Harvey, G. R., Miklas, H. P., Peck, B. B. (1972) Polystyrene spherules in coastal waters. *Science: American association for the advancement of science*, **178**(4062), 749-750.
- Carr, S. A., Liu, J., Tesoro, A. G. (2016) Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, **91**, 174-182. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.002>
- Carvalho, D. G., Batista Neto, J. A. (2016) Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Ocean & Coastal Management*, **128**, 10-17. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.009>
- Conley, K., Clum, A., Deepe, J., Lane, H., Beckingham. (2019) Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: Removal efficiencies and loading per capita over a year. *Water Research*, **3**, 100030. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2019.100030>
- Chagnon, C., Thiel, M., Antunes, J., Ferreira, J. L., Sobral, P., Ory, N. C. (2018) Plastic ingestion and trophic transfer between Easter Island flying fish (*Cheilopogon rapanouiensis*) and yellow tuna (*Thunnus albacares*) from Rapa Nui (Easter Island). *Environmental Pollution*, **243**, 127-133. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.042>
- De Falco, F., Gullo, M. P., Gentile, G., Di Pace, E., Cocca, M., Gelabert, L., Brouta-Agnesa, M., Rovira A., Escudero, R., Villalba, R., Mossotti, R., Montarsolo, A., Gavignani, S., Tonin, C., Avella, M. (2018) Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. *Environmental Pollution*, **236**, 916-925. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.057>
- Denuncio, P., Bastida, R., Dassis, M., Giardino, G., Gerpe, M., Rodriguez, D. (2011) Plastic ingestion in Franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei* (Gervais ans d'Orbigny, 1844), from Argentina. *Marine Pollution Bulletin*, **62**, 1836-1841. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.003>
- Derraik, J. G. B. (2002) The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, **44**, 842-852. doi: [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., Tassin, B. (2015) Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, **12**, 592-599. <http://dx.doi.org/10.1071/EN14167>
- Gasperi, J., Wright, S. L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F., Tassin, B. (2018) Microplastics in air: Are we breathing it in? *Environmental Science & Health*, **1**, 1-5. doi: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002>

- GESAMP (2010) Proceedings of the GESAMP International Workshop on plastic particles as a vector in transporting persistent, bio-accumulating and toxic substances in the oceans. Bowmer, T. and Kershaw, P.J., (Eds.), GESAMP Rep. Stud. No. 82, 68 pp.
- GESAMP (2015) Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment, (Kershaw, P. J. Ed.) IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 90, 96 pp.
- Gies, E. A., Lenoble, J. L., Noel, M., Etemadifar, A., Bishay, F., Hall, E. R., Ross, P. S. (2018) Retention of microplastics in a major secondary wastewater treatment plant in Vancouver, Canada. *Marine Pollution Bulletin*, **133**, 553-561. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.006>
- Gouin, T., Roche, N., Lohmann, R., Hodges, G. (2011) A thermodynamic approach for assessing the environmental exposure of chemicals absorbed to microplastic. *Environmental Science Technology*, **45**, 1466-1472. doi: <https://doi.org/10.1021/es1032025>
- Gouin, T., Avalos, J., Brunning, I., Brzuska, K., Graaf, De, J., Kaumanns, J., Konong, T., Meyberg, M., Rettinger, K., Schlatter, H., Thomas, J., Welie, Van, R., Wolf, T. (2015) Use of micro-plastic beads in cosmetic products in Europe and their estimated emissions to the North Sea environment. *SOFW Journal*, **3**, 40-46.
- Guo, X., Chen, C., Wang, J. (2019) Sorption of sulfamethoxazole onto six types of microplastics. *Chemosphere*, **228**, 300-308. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.155>
- Hartiline, N. L., Bruce, N. K., Karba, S. N., Ruff, E. O., Sonar, S. U., Holden, P. A. (2016) Microfiber masses recovered from conventional machine washing of new or aged garments. *Environmental Science & Technology*, **50**, 11532-11539. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03045>
- Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., Svendsen, C. (2017) Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the Total Environment*, **586**, 127-141. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>
- Ivar Do Sul, J. A. (2014) *Contaminação ambiental por microplásticos em Fernando de Noronha, Abrolhos e Trindade*. Tese de Doutorado em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 75 pp.
- Kalcikova, G., Alic, B., Skalar, T., Bundschuh, M., Gotvajn, Z. (2017) Wastewater treatment plant effluents as source of cosmetic polyethylene microbeads to freshwater. *Chemosphere*, **188**, 25-31. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.131>
- Kosuth, M., Mason, S. A., Wattenberg, E. V. (2018) Anthropogenic contamination of tap water, beer, sea salt. *Plos One*, **13**(4). doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194970>
- Kühn S., Bravo Rebolledo E.L., van Franeker J.A. (2015) Deleterious Effects of Litter on Marine Life. In: Bergmann M., Gutow L., Klages M. (eds) *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, Cham. doi: https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_4
- Lares, M., Ncibi, M. C., Sillanpaa, M., Sillanpaa, M. (2018) Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Research*, **133**, 236-246. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.049>
- Leslie, H. A., Brandsma, S. H., Van Venzel, M. J. M., Vethaak, A. D. (2017) Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environmental international*, **101**, 133-142. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.018>
- Liu, X., Xu, J., Zhao, Y., Shi, H., Huang, C.-H. (2019) Hydrophobic sorption behaviors of 17 β -estradiol on environmental microplastics. *Chemosphere*, **226**, 726-735. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.162>
- Mathalon, A., Hill, P. (2014) Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin*, **81**, 69-79. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.018>
- Mason, S. A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., Rogers, D. (2016) Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental Pollution*, **218**, 1045-1054. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.056>

- Magnusson, K., Norén, F. (2014) Screening of microplastics particles in and down-stream a wastewater treatment plant, Report CS5, *Swedish Environmental Research Institute*, 22 pp.
- Michelssen, M. R., Michelssen, E. R., Ni, J., Duhaime, M. B. (2016) Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit process employed. *Environmental Science: Water Research & Technology*, **2**, 1064-1073. doi: <https://doi.org/10.1039/C6EW00207B>
- Mintening, S. M., Int-Veen, I., Loder, M. G. J., Pimpke, S., Gerdt, G. (2017) Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro Fourier-transform infrared imaging. *Water Research*, **108**, 365-372. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015>
- Moore, C. J. (2008) Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, **108**, 131-139. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., Quinn, B. (2016) Wastewater treatment works (WwTW) as source of microplastics in the environment. *Environmental Science & Technology*, **50**, 5800-5808. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>
- Napper, I. E., Bakir, A., Rowland, S. Thompson, R. (2015) Characterization, quantity and sortive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Marine Pollution Bulletin*, **99**, 178-185. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029>
- Napper, I. E., Thompson, R. C. (2016) Release of synthetic microplastic plastic fibers from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin*, **112**, 39-45. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.025>
- O'halon, N. J., James, N. A., Masden, E. A., Bond, A. L. (2017) Seabirds and marine plastic debris in the northeastern Atlantic: A Synthesis and recommendations for monitoring and research. *Environmental Pollution*, **231**, 1291-1301. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.101>
- Organização Das Nações Unidas (ONU). (2019) Global Environmental Outlook. Acessado em 20 out. 2019. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/global-environment-outlook-6>
- Ory, N. C., Sobral, P., Ferreira, J. L., Thiel, M. (2017) Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastic resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. *Science of the Total Environment*, **586**, 430-437. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.175>
- Ostle, C., Thompson, R. C., Broughton, D., Gregory, L., Wootton, M., Johns, D. G. (2019) The rise in ocean plastics evidenced from a 60-year time series. *Nature Communications*, **10**, 8-13. doi: <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09506-1>
- Pirc, U., Vidmar, M., Mozer, A., Krzan, A. (2016) Emissions of microplastic fiber from microfleece during domestic washing. *Environmental Science and Pollution Research*, **23**, 22206-22211. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7703-0>
- Plastics Europe. (2019) Plastics – the Facts 2019: An analysis of European plastics production, demand and waste data.
- Prata, J. C. (2018) Microplastic in wastewater: State of the knowledge on sources, fate and solutions. *Marine Pollution Bulletin*, **129**, 262-265. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.02.046>
- Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Rongioletti, M. C. A., Baiocco, F., Draghi, S., D'Amore, E., Rinaldo, D., Giorgini, E. (2021) Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International*, **146**, 106274. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>
- Raju, S., Carbery, M., Kuttykattil, A., Senthirajah, K., Lundmark, A., Rogers, Z., SCB, S., Evans, G., Palanisami, T. (2020) Improved methodology to determine the fate and transport of microplastics in a secondary wastewater treatment plant. *Water Research*, **173**, 115549. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115549>

- Rowley, K., Cucknell, A.-C., Smith, B. D., Clark, P. F., Morrit, D. (2020) London's river of plastic: High levels of microplastics in the Thames water column. *Science of The Total Environment*, **740**, 140018. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140018>
- Rummel, C. D., Jahnke, A., Gorokhova, E., Kuhnel, D., Schmitt-Jansen, M. (2017) Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastics in the environment. *Environmental Science & Technology Letters*, **4**, 258-267. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.7b00164>
- Schmidt, C., Krauth, T., Wagner, S. (2017) Export of plastic debris by Rivers into the Sea. *Environmental Science & Technology*, **52**, 12246-12253. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>
- Simon, M., Van Alst, N., Vollertsen, J. (2018) Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging. *Water Research*, **142**, 1-9. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.019>
- Talvitie, J., Heinonen, M., Paakkonen, J.-P., Vahtera, E., Mikola, A., Setälä, O., Vahala, R. (2015) Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water Science & Technology*, **72**(9), 1495-1504. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2015.360>
- Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M., Koistinen, A. (2017) How well is microlitter purified from wastewater? – A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Research*, **109**, 164-172. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.046>
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Bjorn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada H. (2009) Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical transactions of Royal Society B*, **364**, 2027-2045. doi: <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G. (2004) Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, **304**(5672), pp.838. doi: <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- Vegter, A. C., Barletta, M., Beck, C., Borrero, J., Burton, H., Campbell, M. L., Eriksen, M., Eriksson, C., Estrades, A., Gilardi, K.V. K., Hardesty, B. D., Assuncao, J., Do Sul, I., Lavers, J. L., Lazar, B., Lebreton, L., Nichols, W. J., Ribic, C. A., Ryan, P. G., Schuyler, Q. A., Smith, S. D. A., Takada, H., Townsend, K., Wabnitz, C. C. C., Wilcox, C., Young, L. C., Hamann, M. (2014) Global research priorities to mitigate plastic pollution impacts on marine wildlife. *Endangered Species Research*, **25**, 225-247. doi: <https://doi.org/10.3354/esr00623>
- Wang, J., Liu, X., Liu, G., Zhang, Z., Wu, H., Cui, B., Bai, J., Zhang, W. (2019) Size effect of polystyrene microplastics on sorption of phenanthrene and nitrobenzene. *Ecotoxicological and Environmental Safety*, **173**, 331-338. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.037>
- Wu, P., Cai, Z., Jin, H., Tang, Y. (2019) Adsorption mechanism of five bisphenol analogues on PVC microplastics. *Science of the Total Environment*, **650**, 671-678. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6121-7>
- World Wide Fund For Nature (WWF) (2019) *Brasil é o 4º país do mundo que mais gera lixo plástico*. Acessado em: 20 out. 2019. Disponível em: <https://www.wwf.org.br/?70222/Brasil-e-o-4-pais-do-mundo-que-mais-gera-lixo-plastico>.
- Yang, D., Shi, H., Li, L., Li, J., Jabeen, K., Kolandhasamy, P. (2015) Microplastic pollution in table salts from China. *Environmental Science & Technology*, **49**, 13622-13627. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03163>
- Yang, L., Li, K., Cui, S., Kang, Y., An, L., Lei, K. (2019) Removal of microplastics in municipal sewage from China's largest water reclamation plant. *Water Research*, **155**, 175-181. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.046>
- Zantis, L. J., Carroll, E. L., Nelms, S. E., Bosker, T. (2021) Marine mammals and microplastics: A systematic review and call standardisation. *Environmental pollution*. **269**, 1-12. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116142>
- Ziajahromi, S., Neale, P. A., Rintoul, L., Leusch, F. D. L. Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample (2017) wastewater-based microplastics. *Water Research*, **112**, 93-99. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.042>



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

TENDÊNCIAS TECNOLÓGICAS NO TRATAMENTO DE GÁS TOLUENO

* Suéllen Tonatto Ferrazzo¹
Lucimara Bragagnolo²
Eduardo Pavan Korf³

TECHNOLOGICAL TRENDS IN TOLUENE GAS TREATMENT

Recibido el 8 de abril de 2020; Aceptado el 13 de enero de 2021

Abstract

Volatile organic carbons are the main air pollutant produced in industrial processes and commonly detected in urban areas. Among them, toluene is a significant pollutant with highly toxic and mutagenic potential, which must be strictly controlled. The methodological procedure involved the selection and analysis of studies published in the last 5 years, as well as the most cited articles prior to that period. From this assessment, it was found that the main methods of toluene gas treatment include biodegradation, absorption, adsorption and catalytic and photocatalytic oxidation, as well as association of these techniques. This paper discusses recent researches for toluene gas treatment, indicating trends and applicability. It was verified that the main advances are related to the use of low cost materials and high availability or high performance materials, as well in hybrid systems, especially the adsorption associated with catalytic and photocatalytic oxidation. This review provides an overview of materials, techniques and systems that correspond to technological advances in toluene gas treatment and identifies trends and gaps in the knowledge of this process.

Keywords: biofiltration, catalytic oxidation, adsorption, absorption, volatile organic carbons, air pollution, gas treatment systems.

¹ Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Campus Centro, Avenida Osvaldo Aranha, 99, Porto Alegre, RS, Brasil.

² Universidade de Passo Fundo. Campus 1, km 171, BR 285, CEP: 99001-970 Passo Fundo, Rio Grande do Sul, Brasil.

³ Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental - PPGCTA, Universidade Federal da Fronteira Sul. Campus Erechim, Brasil.

*Autor Correspondente: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Campus Centro, Avenida Osvaldo Aranha, 99, Porto Alegre, RS, Brasil. Email: suellenferrazzo@hotmail.com

Resumo

Produzidos em processos industriais e comumente detectados em áreas urbanas, os carbonos orgânicos voláteis são os principais poluentes atmosféricos. Entre eles, o tolueno é um poluente significativo, com potencial altamente tóxico e mutagênico, que deve ter sua emissão rigorosamente controlada. O procedimento metodológico envolveu a seleção e análise de estudos publicados nos últimos 5 anos, bem como os artigos mais citados anteriores a esse período. A partir dessa avaliação, constatou-se que os principais métodos de tratamento de gás tolueno incluem a biodegradação, absorção, adsorção e oxidação catalítica e fotocatalítica, bem como pela associação destas técnicas. Este trabalho discute os recentes desenvolvimentos em pesquisas para tratamento do gás tolueno, assinalando tendências e aplicabilidade. Verificou-se que os principais avanços se relacionam ao uso de materiais de baixo custo e alta disponibilidade ou materiais de alto desempenho, bem como em sistemas híbridos de tratamento de tolueno, com destaque para a adsorção associada a oxidação catalítica e fotocatalítica. Esta revisão fornece um panorama de materiais, técnicas e sistemas que correspondem a avanços tecnológicos no tratamento de gás tolueno e identifica tendências e lacunas do conhecimento deste processo.

Palavras chave: biofiltração, oxidação catalítica, adsorção, absorção, carbonos orgânicos voláteis, poluição do ar, sistemas de tratamento de gases.

Introdução

Os carbonos orgânicos voláteis (COVs) são os principais poluentes atmosféricos encontrados em áreas urbanas e industriais e são precursores de O₃, contribuindo para a poluição fotoquímica (Li *et al.*, 2011; Ling e Guo, 2014; Park *et al.*, 2017). Entre os COVs, o tolueno é um dos poluentes atmosféricos hidrofóbicos mais comuns de serem gerados no setor industrial, representando em torno de 10.3% (Mo *et al.*, 2015; Rajamanickam e Baskaran, 2017; Wei *et al.*, 2014; Zhang *et al.*, 2017; Zheng *et al.*, 2013). A exposição ao tolueno pode provocar danos ao sistema nervoso central, apresentar elevada toxicidade e potencial mutagênico (Gallastegui *et al.*, 2011; Han e Naeher, 2006; Hariz *et al.*, 2017; Moro *et al.*, 2012; Oliva *et al.*, 2019; Park *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2018; Zhu *et al.*, 2016). Para o tratamento do poluente, os métodos mais utilizados são: biofiltração, absorção, adsorção, oxidação catalítica e fotocatalítica (Yamaguchi *et al.*, 2018).

O tolueno tem sido utilizado como substrato em biofiltros, os quais são eficientes para o tratamento com altas taxas de fluxo e em concentração inferior a 1000 ppm. A biofiltração é uma tecnologia que apresenta custos atrativos em relação aos demais métodos de tratamento (Esquivel-Gonzalez *et al.*, 2017; Oliva *et al.*, 2019; Zhu *et al.*, 2016), entretanto, é um processo mais lento (Son *et al.*, 2018) e quando os biofiltros são operados em condições com alta variabilidade, podem gerar poluição secundária (Esquivel-Gonzalez *et al.*, 2017). As torres de absorção são utilizadas para tratar gases com altas concentrações de COVs e sua eficiência e operação estão associadas a queda de pressão e ao consumo de energia. Para gases hidrofílicos, utiliza-se água como absorvente e para os gases hidrofóbicos como o tolueno, utiliza-se óleo. Neste caso, o tratamento de tolueno requer o uso de um solvente de alta viscosidade, tornando o absorvedor mais susceptível a entupimentos e o gasto energético pode inviabilizar o tratamento por esta técnica (Hariz *et al.*, 2017). O tratamento por adsorção possibilita maiores remoções, em baixas concentrações de tolueno, mas depende da

regeneração do adsorvente (Blach *et al.*, 2008; Tatin *et al.*, 2015) e pode apresentar baixa estabilidade térmica (Liu *et al.*, 2018b). Já a combustão apresenta custos de implantação e operação atrativos, porém, requer temperaturas acima de 1100 °C (Khan e Ghoshal, 2000). Uma tecnologia promissora para o tratamento de tolueno é a oxidação catalítica ou fotocatalítica que demonstra poderosa atividade de catalisação, convertendo contaminantes em CO₂ e H₂O e, pelas condições operacionais mais brandas, possibilita evitar a formação de NO_x e economizar energia (Tasbihi *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2018). Neste tratamento, a eficiência de remoção do gás depende do tempo de contato e da concentração de tolueno na superfície do catalisador (Tasbihi *et al.*, 2017). A oxidação fotocatalítica apresenta bom desempenho para oxidação de COVs em baixas concentrações e com baixo custo, mas enfrenta limitações pela formação de O₃ na superfície dos fotocatalisadores (Xia *et al.*, 2018).

Para minimizar as limitações dos métodos de tratamento supracitados, tem-se realizado: a utilização de diferentes materiais para suporte em biofiltros e consórcio de microrganismos (Morales *et al.*, 2017; Oliva *et al.*, 2019; Rajamanickam e Baskaran, 2017; Zhu *et al.*, 2016); melhoramento da combustão catalítica pela aplicação de nanopartículas de metais catalisadores, aplicação de plasma ou adição de ácido à solução aquosa dos catalisadores metálicos (Li *et al.*, 2011; Qin *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2017b); uso de líquido iônico para elevar a solubilidade do tolueno e melhorar a oxidação fotocatalítica, ou pela aplicação de UV a vácuo para reduzir a formação de O₃ (Peng *et al.*, 2017; Rokicinska *et al.*, 2017; Xia *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2017).

Considerando que há diversos materiais e metodologias que visam suprir deficiências no tratamento do poluente atmosférico supracitado, identifica-se a necessidade de levantar informações acerca de limitações e tendências destes processos. Para avançar no preenchimento desta lacuna do conhecimento, esta revisão fornece um panorama de materiais, técnicas e sistemas que correspondem a avanços tecnológicos no tratamento de gás tolueno, abordando suas características, limitações e aplicabilidade. Estas informações são de relevante importância para pesquisadores e profissionais que trabalham com a otimização do tratamento do poluente, sob o ponto de vista técnico e ambiental, bem como para despertar perspectivas de pesquisas futuras.

Metodologia de pesquisa

A consulta à literatura foi realizada pela pesquisa por documentos nos bancos de dados *Elsevier*, *Scopus*, *Web of Science* e *Springer*. Foram selecionados principalmente estudos publicados nos últimos 5 anos, e artigos considerados mais importantes (mais citados). Foram descartados estudos que abordavam o tratamento de tolueno associado a outros BTX (benzeno-tolueno-xileno), pois inviabiliza a comparação com sistemas que tratam somente tolueno.

Nos artigos, buscou-se identificar: características dos métodos de tratamento de tolueno por biofiltração, absorção, adsorção e oxidação catalítica ou fotocatalítica; tecnologias

desenvolvidas que visam minimizar ou superar limitações destes métodos; características destas tecnologias e sua influência no tratamento de gás tolueno, incluindo eficiência de degradação do poluente e o seu comportamento perante variações nas condições operacionais.

Resultados

Esta seção apresenta os avanços em tecnologias para o tratamento do gás tolueno, considerando as técnicas de: biofiltração; absorção; adsorção, oxidação catalítica e fotocatalítica, e pela associação destes processos. Para tanto, são apresentados estudos com os mais recentes materiais e sistemas desenvolvidos para otimização do tratamento do referido poluente, traçando comparativos com parâmetros operacionais, bem como assinalando as principais tendências tecnológicas e a aplicabilidade.

Biofiltração

A biofiltração essencialmente ocorre em um sistema trifásico (gás-líquido-sólido) em que, pela absorção do poluente gasoso na superfície de um biofilme através de uma fina camada líquida, o contaminante difunde-se para dentro deste meio, onde é degradado por microrganismos que utilizam as moléculas orgânicas como fonte de energia (Rene *et al.*, 2018). Dentre as tecnologias de tratamento biológico de poluentes atmosféricos, a biofiltração é considerada uma técnica adequada para o controle de COVs, em baixas concentrações, uma vez que é capaz de atingir remoções acima de 90% (Gallastegui *et al.*, 2011), e apresenta simplicidade operacional e baixo custo em relação aos métodos físico-químicos (Luengas *et al.*, 2015; Morales *et al.*, 2017). Entretanto, é um processo lento e que requer uma cultura mista de microrganismos para decompor compostos orgânicos específicos (Son *et al.*, 2018). Além disso, o elevado teor de água contido nos biofiltros, para manutenção de uma atividade microbiana eficiente, e a baixa área superficial dos biofilmes, são fatores que podem reduzir a taxa de transferência de COVs (Morales *et al.*, 2017). Também, biofiltros quando operados em condições instáveis de temperatura, carga orgânica, índice de umidade e tempo de residência, podem gerar bioaerossóis (Esquivel-Gonzalez *et al.*, 2017).

Os biofiltros foram desenvolvidos inicialmente para o tratamento de gases odoríferos em processos produtivos de alimentos, processamento agrícola e tratamento de efluentes. Posteriormente, essas técnicas passaram a ser aplicadas como um método econômico para o tratamento de diversos COVs. O meio filtrante geralmente é constituído por materiais comuns e acessíveis, como solo, produtos de compostagem, cascas de madeira cascas de palmeira e espuma de poliuretano, podendo ou não necessitar de complementação nutrientes e outros microrganismos. Exemplos de insumos são apresentados no Quadro 1. Os materiais de composição do biofiltro precisam ter elevada área superficial e porosidade, densa população microbiana e pH adequado (Natarajan *et al.*, 2017; Singh *et al.*, 2010; Zhu *et al.*, 2016).

Singh, Rai e Upadhyay (2010) realizaram o tratamento de tolueno, utilizando um biofiltro com suporte de espuma de poliuretano. Este biofiltro apresentou capacidade de remoção entre

10.85 a 90.48 $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$, eficiência de remoção entre 68.2 a 99.9 % e a queda de pressão variou de 45.8 a 76.3 Pa. Outros tipos de suportes inertes podem ser aplicados, como no trabalho de Zhu *et al.* (2016), em que foi desenvolvido um biofiltro com material de suporte constituído por uma mistura de cimento, perlite, CaCO_3 , fibras vegetais e silicato de sódio, como adesivo para o tratamento de gás tolueno. A capacidade máxima de eliminação do poluente foi de 36.0 $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$, operando a uma taxa de carga de entrada de 45.9 $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ e a uma baixa queda de pressão, inferior a 84.9 $\text{Pa}\cdot\text{m}^{-1}$.

Além da utilização de diferentes materiais como suporte de biofiltros, tem-se avaliado a biodegradação de contaminantes por microrganismos provenientes de outras fontes, além de solo e material lignocelulósico. Rajamanickam e Baskaran (2017) estudaram a biodegradação de gás tolueno, em concentrações de 0.29 a 3.8 $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, realizada por meio de um biofiltro contendo um consórcio de microrganismos, provenientes do dejetos de gado leiteiro, fixados em um suporte de cerâmica. Neste estudo, obteve-se uma eficiência máxima de remoção de 97 % com uma carga de entrada de 60.55 $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ e tempo de residência de 1.45 min.

Com vistas à eficiência energética, o estudo desenvolvido por Wu *et al.* (2018) com biofiltros com capacidade condutora demonstrou a capacidade de geração de energia a partir dos processos de degradação dos microrganismos, convertendo parte da energia química dos poluentes em energia elétrica. Além disso, a utilização dessa metodologia resultou em uma maior eficiência de remoção quando comparada com a de um biofiltro sem a indução de eletricidade.

Todavia, o desempenho de um biofiltro pode ser afetado pelo excesso de biomassa oriundo da atividade microbiana. Neste contexto, diferentes mecanismos estão sendo desenvolvidos para minimizar este problema (Han *et al.*, 2018; Yamaguchi *et al.*, 2018). Han *et al.* (2018) avaliaram distintas tecnologias para reduzir o acúmulo de biomassa em biofiltros para tratamento de gás tolueno. Foram testados aspersão de ar, mistura mecânica (haste de vidro) e lavagem com água em diferentes temperaturas. A lavagem da embalagem com água a temperatura entre 20 a 50 °C apresentou o melhor desempenho com eficiência de remoção de 40% de biomassa, considerando uma densidade superior a 3 kg de massa seca/ m^3 de leito. Contudo, é necessário atentar para a aplicação do fluido em temperaturas mais elevadas pode provocar a redução da atividade microbiana.

No trabalho de Yamaguchi *et al.* (2018) foi utilizado pela primeira vez um reator de esponja suspensa para tratamento de tolueno gasoso. Este tipo de suporte possibilita a manutenção de elevada concentração de microrganismos com baixa produção de lodo, o que contribui para evitar a obstrução do biofilme por biomassa microbiana. Sob condições otimizadas de velocidade espacial (gás) e razão gás/líquido, obteve-se uma taxa de remoção de tolueno acima de 80%. Neste sistema foi identificada a presença de bactérias que degradam tolueno, tais como *Pseudoxanthomonas spadix* e *Pseudomonas sp.*

Oliva *et al.* (2019) realizaram uma avaliação comparativa entre um filtro biotrickling e um fotobiorreator tubular (com microalgas e bactérias) para remoção de tolueno gasoso. Ambos sistemas atingiram taxas de remoção do poluente de 96%. Entretanto, o filtro biotrickling demonstrou maior sensibilidade à acumulação de metabólitos secundários. Neste aspecto, a suplementação de O₂ e o consumo de CO₂ por microalgas (reduz acidificação do meio) são fatores que contribuem para a estabilidade do processo no fotobiorreator. Outros trabalhos que utilizaram biofiltros para o tratamento de gases contendo tolueno são sumarizados no Quadro 1, sequencializados por inóculo e suporte semelhantes.

Quadro 1. Comparação do desempenho de biofiltros para remoção de gás tolueno.

Inóculo	Suporte	CE (gm ⁻³)/ TE ² (gm ⁻³ h ⁻¹)	TRLV (s)	ER (%)	CE _{máx} (gm ⁻³ h ⁻¹)	Referência
Cultura mista de bactérias de uma Unidade de aeração de ETE	Espuma de poliuretano	0.04-2.81	1.13-1.88	68.2-99.9	10.85-90.48	Singh <i>et al.</i> (2010)
Lodo ativado fresco de ETE	Coluna de vidro orgânico e suporte suspenso de revestido com esponjas	2.5-289.0 ²	0.7-2.9	90.2	113.6	Chen <i>et al.</i> (2015)
Lodo ativado de ETE	Esponja de poliuretano suspensa	10-70 ²	-	> 80	13	Yamaguchi <i>et al.</i> (2018)
Lodo ativado de ETE	Material de empacotamento condutor ¹	0.136-2.412	41.0-61.5	> 80	112.3	Wu <i>et al.</i> (2018)
Lodo ativado de ETE	Coluna de PVC embalada com anéis de plástico (Biotrickling)	4.5	120	96	23	Oliva <i>et al.</i> (2019)
Lodo ativado aeróbico de ETE	Esterco de suíno compostado e serragem, fabricado por compressão mecânica sem adição química.	6.0-221.0 ²	89-229	61.0-87.5	138 ³	Gallastegui <i>et al.</i> (2013)
Consórcio de microrganismos obtidos de ETE	Resíduos de jardim e contas de cerâmica	0.14-1.48	-	36.9-81.1	2.88-76.47	Rene <i>et al.</i> (2015)
Lodo ativado de ETE	Cascas de palmeiras, produzidas a partir da árvore <i>Phoenix dactylifera</i>	25.0-408.0 ²	70.8-282.6	78 ²	63.2 ³	Natarajan <i>et al.</i> (2017b)
Consórcio de microrganismos obtidos de ETE	Resíduos de jardim e contas de cerâmica	0.1-1.5	48.6-147	61.2-88.7	29.2	Rene <i>et al.</i> (2018)
Lodo ativado fresco de ETE	Composto de cimento, perlita, CaCO ₃ , fibra vegetal, etc. Silicato de sódio como adesivo.	5.0-61.1 ²	49.4-74.2	40-89	45.9	Zhu <i>et al.</i> (2016)
Lodo ativado de ETE	Tubos para o crescimento de algas e bactérias (Fotobiorreator tubular)	4.95	120	96	23	Oliva <i>et al.</i> (2019)
Composto de estrume bovino	Contas de cerâmica	0.052-3.810	72 -120	97 ²	93 ³	Rajamanickam e Baskaran (2017)

CE: concentração de entrada; TE: taxa de entrada; TRLV: tempo de residência para o leito vazio; ER: eficiência de remoção; CE_{máx}: capacidade de eliminação máxima. ¹Composto por Grafite, Diatomita, Argila, Fe₂O₃, MnO₂, TiO₂, areia, cimento Portland e água. ²Valor máximo

De modo geral, a biofiltração demonstra ser eficiente para tratar baixas concentrações de tolueno e com pouca oscilação das variáveis operacionais. Além disso, as diferentes constituições dos biofiltros correspondem a alternativas atrativas pela sua alta disponibilidade e baixo custo, e por dispor de nutrientes e carga microbiana com maior especificidade.

A partir do levantamento da literatura, também se verificou que grande parte dos estudos utilizam inóculos provenientes de lodos ativados oriundos de estações de tratamento de esgoto (ETE) ou de compostos orgânicos, como dejetos de animais. Bactérias dos gêneros *Acidovorax*, *Hydrogenophaga*, *Brevundimonas*, *Devosia*, *Rhizobium*, e *Pseudomonas*, oriundas de inóculos de lodos de ETEs foram detectadas em biofilmes de biofiltros de tratamento de gás tolueno (Wu *et al.*, 2018). Parâmetros operacionais também apresentam diferenças entre as pesquisas, sendo eles dependentes da estrutura e configuração final do biofiltro. Por conta disso, embora tais resultados possam servir como valores de referência, deve-se realizar uma investigação detalhada para cada tipo de sistema desenvolvido.

Absorção

A absorção é um dos métodos de tratamento de gases em que a remoção do poluente do fluxo gasoso ocorre pela transferência das moléculas de gás solúvel para um líquido (solvente). Dependendo do tipo de molécula, o solvente utilizado pode ser água ou hidrocarbonetos de baixa volatilidade. O equipamento para implementação desta técnica consiste em uma torre de absorção, capaz de tratar uma concentração de COV entre 500 a 5000 ppm (Hariz *et al.*, 2017). Nas indústrias, o tratamento de COVs pelo processo de absorção pode compensar os custos quando há a recuperação de produto de valor agregado. Entretanto, nas torres de absorção há a necessidade de manutenção rigorosa e um pré tratamento destes poluentes (Son *et al.*, 2018). Para tratar gases hidrofóbicos como o tolueno, utilizam-se óleos como solventes de elevada viscosidade, o que aumenta a susceptibilidade à entupimentos da torre de absorção e, conseqüentemente, um maior consumo de energia (Hariz *et al.*, 2017).

Quanto às substâncias utilizadas para esse processo, os bons compostos absorvedores de COVs devem apresentar elevada solubilidade do soluto, boa seletividade, alta estabilidade, baixa volatilidade e facilidade de regeneração (Wang *et al.*, 2001). Conforme a regra da semelhança, substâncias oleosas, como óleo diesel, de lavagem ou outros óleos minerais, são mais aplicáveis no tratamento de COVs. Porém, a maioria desses óleos possuem características de inflamabilidade e volatilidade. Dessa forma, a utilização dessas substâncias para o tratamento de gases por absorção representam certos riscos (Qi *et al.*, 2016).

Assim, uma das alternativas estudada para o melhoramento do processo de absorção, no tratamento de gás tolueno, é o uso de óleos vegetais como solventes orgânicos que apresentam boa capacidade de absorção, estabilidade química e térmica, além de baixo custo e menor impacto ambiental (Hariz *et al.*, 2017). No estudo desenvolvido por Hariz *et al.* (2017) foram realizados experimentos e modelagem do tratamento de gás tolueno por absorção, utilizando dois tipos de óleo: óleo de girassol comercial (30.2% ácido oleico) e óleo de alto teor de ácido oleico (86.3%). O processo de absorção de tolueno por uma emulsão de

óleo/água a 5% em volume (v/v), permitiram eficiências de remoção de 20 a 50%. Verificou-se que a eficiência do processo reduz com o aumento da taxa de fluxo e da temperatura do gás. O uso destes óleos foi considerado uma boa opção para o tratamento do poluente, além de serem resistentes à altas temperaturas, o que possibilita a regeneração térmica. Neste estudo, a regeneração ocorreu pela separação gravitacional do óleo e posterior permanência em um reator, sob agitação mecânica, por 2 h, a 120 °C com fluxo de nitrogênio a seco. Os autores recomendam mais estudos para avaliar a melhor proporção óleo-água para melhorar a transferência de moléculas e para confirmar a capacidade de regeneração do óleo em um número maior de etapas de regeneração.

No tratamento de tolueno por absorção, além de óleos vegetais, tem-se avaliado a aplicação de óleos de silicone (Guillerm *et al.*, 2016, 2017; Tatin *et al.*, 2015). Guillerm *et al.* (2016) avaliaram os efeitos da viscosidade do solvente na hidrodinâmica e na transferência de massa do tratamento de gás tolueno por absorção de óleos de silicone (polidimetilsiloxano). Foram testados três tipos de embalagem de leito (anéis de Raschig, IMPT e Flexipac), em uma torre de fluxo contracorrente, e óleos de silicone de diferentes viscosidades (5 e 50 mPa.s). Os resultados hidrodinâmicos revelaram que o óleo de viscosidade de 50 mPa.s pode ser utilizado com os materiais de embalagem IMPT e Flexipac, mas que a segunda opção de preenchimento de leito possibilitou uma queda de pressão de 288 Pa.m⁻¹, correspondente à um valor aceitável para operação em escala industrial. Já o uso dos anéis de Raschig implicaram em quedas de pressão superiores. Na avaliação da transferência de massa, verificou-se que, usando o óleo absorvente de 50 mPa.s e a embalagem Flexipac, obtém-se uma eficiência de 100% de remoção de tolueno, e com a IMPT, obtém-se 88%.

A degradação de tolueno também pode ser realizada associando a absorção com o tratamento biológico, através do uso de biorreatores de partição em duas fases. Este reator abrange duas fases líquidas imiscíveis: um líquido não aquoso capaz de solubilizar o poluente e uma fase aquosa contendo nutrientes e microrganismos. Antes de entrar no biorreator, os COVs são removidos do fluxo gasoso em uma coluna de absorção (Guillerm *et al.*, 2017; Nguyen *et al.*, 2017). Neste sistema, o solvente pode ser regenerado e o seu uso prévio a etapa da degradação microbiana, evita a toxicidade aos microrganismos. Entretanto, não há uma definição de design destes biorreatores para uso em escala industrial, pois os resultados de escala laboratorial, não se reproduziram na indústria de forma satisfatória (Guillerm *et al.*, 2017).

Visando contribuir para minimizar esta limitação, Guillerm *et al.* (2017) avaliaram o tratamento do referido poluente por absorção em uma mistura de água-óleo de silicone, em um biorreator de partição em duas fases agitado de 10 L, em escala laboratorial avaliado sob fluxo semi contínuo e contínuo. A fase líquida foi composta por água e óleo de silicone (viscosidade de 50 mPa.s), na proporção volumétrica de 75 %/25%. Referente ao tratamento biológico, utilizou-se lodo ativado de uma estação de tratamento de águas residuárias, a uma concentração de 0.5 g de peso seco.L⁻¹ de mistura. Os melhores resultados foram obtidos, sob operação do sistema com fluxo contínuo, onde as taxas de biodegradação do tolueno

alcançaram $104 \text{ g.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$, com 100% de eficiência de remoção. Os autores recomendam mais estudos para avaliar a possível formação de metabólitos inibitórios, oriunda do metabolismo dos microrganismos, e o desempenho destes biorreatores sob condições operacionais encontradas nas indústrias.

Nestes biorreatores, a fase não aquosa também pode ser constituída por líquidos iônicos hidrofóbicos (LI). Os LI são considerados seguros pela baixa pressão de vapor e baixa inflamabilidade (Castillo *et al.*, 2016), podem ser reciclados (Nguyen *et al.*, 2017) e podem ter suas propriedades facilmente ajustadas (Castillo *et al.*, 2016), porém apresentam custos mais elevados em comparação aos óleos (Nguyen *et al.*, 2017). Nguyen *et al.* (2017) estudaram a degradação de tolueno em um biorreator de partição em duas fases de 12 L, sob aeração de 0.2 L.min^{-1} , utilizando 0.4 L de LI bis (trifluorometilsulfonil) imida de 1-octilisoquinolínio e 0.5 g.L^{-1} de lodo ativado de uma estação de tratamento de efluentes. Este sistema permitiu remover totalmente o tolueno, em concentrações de 0.55 a 1.13 g.L^{-1} . Em taxas superiores de concentração do poluente, a biodegradação pode ser reduzida pela limitação de oxigênio aos microrganismos. Contudo, fazem-se necessários estudos para determinar a melhor proporção de LI e água e a relação entre as taxas de aeração e degradação microbiana.

O Quadro 2 apresenta uma síntese comparativa dos estudos supracitados, considerando tipo de absorvedor/sistema, parâmetros operacionais e contribuições. Cabe destacar que, na escolha do óleo para o processo de absorção deve-se atentar para importância de estudar as suas propriedades físico-químicas (densidade, viscosidade, tensão superficial, dentre outras), para assim, prever seu comportamento sob condições experimentais (Hariz *et al.*, 2017).

Quadro 2. Comparação do desempenho de sistemas de tratamento por absorção.

Absorvedor	Parâmetros operacionais	CE (gm^{-3})	ER (%)	CE _{máx} ($\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$)	Observações	Referência
Óleo de girassol comercial e óleo de alto teor de ácido oleico	- Coluna de polímero PMMA - Fluxo contracorrente - Emulsão de óleo/água a 5% em volume (v/v) - Sem uso de surfactante para estabilizar emulsão - Óleo girassol (30.2% ácido oleico) e óleo de alto teor de ácido oleico (86.3%)	14-23 ²	20-50	-	- Absorvedor com resistência térmica - Regeneração por separação gravitacional do óleo e agitação mecânica. por 2 h. a 120 °C com fluxo de nitrogênio a seco - Necessita de mais estudos para avaliar a melhor proporção óleo-água para melhorar a transferência de moléculas	Hariz <i>et al.</i> (2017)

Absorvedor	Parâmetros operacionais	CE (gm ⁻³)	ER (%)	CE _{máx} (gm ⁻³ h ⁻¹)	Observações	Referência
Óleo de silicone	<ul style="list-style-type: none"> - Três tipos de embalagem de leito: anéis de Raschig, IMPT e Flexipac - Torre de fluxo contracorrente - Óleo de silicone de diferentes viscosidades: 5 e 50 mPa.s 	0.067-0.227	88-100		<ul style="list-style-type: none"> - Óleo de viscosidade de 50 mPa.s pode ser utilizado com os materiais IMPT e Flexipac - Com Flexipac ocorreu uma queda de pressão de 288 Pa.m⁻¹ (aceitável para uso industrial) - Com anéis de Raschig há quedas de pressão superiores - Óleo de 50 mPa.s e embalagem Flexipac: eficiência de 100% de remoção de tolueno. e com a IMPT. 88% 	Guillerm <i>et al.</i> (2016)
Água-óleo de silicone em biorreator de partição em duas fases	<ul style="list-style-type: none"> - Biorreator de 10 L com agitação - Fluxo semi contínuo e contínuo - Água e óleo de silicone (50 mPa.s). na proporção volumétrica de 75 %/25% - Lodo ativado de ETE: 0.5 g.L⁻¹ 	Sequencia I: 10 mL/d Contínuo: 0.2-1.2 mL/h	100	104	<ul style="list-style-type: none"> - Necessidade de mais estudos para avaliar: possível formação de metabólitos inibitórios e desempenho de biorreatores sob condições operacionais industriais 	Guillerm <i>et al.</i> (2017)
LI bis (trifluoro-metilsulfonil) imida de 1-octilisoquinolínio em biorreator de partição em duas fases	<ul style="list-style-type: none"> - Biorreator de 12 L com aeração de 0.2 L.min⁻¹ - 0.4 L de LI - Lodo ativado de ETE: 0.5 g.L⁻¹ 	1.60	100	-	<ul style="list-style-type: none"> - Em taxas superiores a biodegradação é reduzida pela limitação de oxigênio aos microrganismos - Necessidade de mais estudos para determinar a melhor proporção de LI/água e a relação taxa de aeração/degradação microbiana 	Nguyen <i>et al.</i> (2017)

CE: concentração de entrada; TE: taxa de entrada; ER: eficiência de remoção; CE_{máx}: capacidade de eliminação máxima.

Já a associação do processo de absorção de tolueno a biorreatores para degradação microbiológica, permite obter taxas de 100% de degradação, entretanto apresenta restrições relacionadas a concentrações de tolueno e relação taxa de aeração/degradação microbiana. Além disso, requer mais estudos para determinar possível formação de subprodutos inibitórios, melhor proporção LI/água e desempenho de biorreatores sob condições operacionais utilizadas em escala industrial. A absorção permite o tratamento de gás tolueno em uma ampla faixa de concentração, com o uso de óleos de baixo custo ou LI com boa capacidade de regeneração. Entretanto, ainda há a necessidade de tratamento deste poluente na fase líquida, que pode ser realizado por um processo de oxidação ou em biorreator, porém,

este último ainda requer estudos sobre a relação entre parâmetros operacionais e melhor design.

Adsorção

A adsorção é uma das tecnologias mais utilizadas para remoção de COVs, em que os carvões ativados têm demonstrado alta eficiência em função da sua estrutura microporosa, elevada área superficial e boa estabilidade química. No tratamento de poluentes atmosféricos de origem orgânica, os leitos de adsorção convencionais, compostos por carvões ativados granulares, apresentam algumas desvantagens, como alta queda de pressão no leito, formação de caminhos preferenciais e arraste de partículas. Estas limitações podem ser minimizadas com o uso de carvões ativados monolíticos, com forma semelhante a um favo de mel, que são produzidos a partir da extrusão de átomo de carvão em pó associado a aglutinantes e enchimentos. Entretanto, estes adsorventes apresentam baixa resistência mecânica e os aglutinantes/enchimentos como silicato, alumina e titânio podem reduzir a condutividade térmica e, conseqüentemente, favorecer o acúmulo de calor no meio adsorvente e aumentar o risco de ignição dos COVs (Hu *et al.*, 2017; Son *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2015).

Em função da alta disponibilidade e da capacidade de renovação, para preparação do adsorvente de carvão ativado geralmente utilizam-se fontes de biomassa como madeira, bagaço de cana de açúcar, casca de coco, casca de arroz, resíduos de café e chás, dentre outros resíduos agrícolas e florestais (Hu *et al.*, 2017; Karimnezhad *et al.*, 2014; Li *et al.*, 2016; Mohammed *et al.*, 2015). Os talos de algodão são outros resíduos agrícolas que foram carbonizados para aplicação como material adsorvente na remoção de contaminantes presentes no ar.

Na pesquisa desenvolvida por Hu *et al.* (2017), carvão ativado monolítico tubular foi preparado por meio de talos de algodão com ativação química por H_3PO_3 ou $ZnCl_2$. O adsorvente com ativação por ácido fosforoso apresentou uma área superficial específica de $1256 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$, enquanto que, a do carvão ativado por $ZnCl_2$ era de $795 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$. Com operação do sistema de adsorção a uma taxa de fluxo de $150 \text{ ml} \cdot \text{min}^{-1}$ e uma concentração de tolueno de 1000 ppm, em condições de ambiente seco, o carvão ativado/ H_3PO_3 apresentou uma capacidade de adsorção (CA) de $328 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ devido à elevada área superficial, porém, em condições úmidas (80% da umidade relativa a $25 \text{ }^\circ\text{C}$) houve uma redução expressiva da sua CA, chegando a $94 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ devido ao material ser hidrofílico. Por ser altamente hidrofóbico, o carvão ativado/ $ZnCl_2$ não apresentou alterações significativas da CA, em relação a diferentes umidades relativas do ar, onde em condições secas apresentou CA de $258 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ e $221 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ em condições úmidas.

Com a finalidade de aumentar a CA e conseqüente remoção de COVs, há o relato do primeiro tratamento de tolueno por adsorção por meio de um adsorvente à base de grafeno, com poros microscópicos. Este adsorvente foi desenvolvido a partir da irradiação do grafeno pristino por micro-ondas e tratamento térmico ($800 \text{ }^\circ\text{C}$) sob ativação KOH, permitindo o aumento da área

superficial específica do grafeno. Neste estudo, o adsorvente de grafeno pristino apresentou uma CA de $3.510 \text{ m}^3 \cdot \text{g}^{-1}$ e possibilitou a remoção de 98% de tolueno devido as interações π - π entre a superfície do grafeno e as moléculas de tolueno (Kim *et al.*, 2018). Também, no tratamento de tolueno por adsorção tem-se estudado o uso de materiais adsorventes de sílica mesoporosos (MCM-41, SBA-15 e KIT-6) devido às propriedades como elevada área superficial, tamanho de poros e estabilidade térmica.

Além disso, há estudos que concentram-se na melhoria da capacidade de adsorção e da propriedade hidrofóbica destes materiais (Liu *et al.*, 2018b). Visando aumentar as propriedades de adsorção do KIT-6, Liu *et al.* (2018b) sintetizaram este material adsorvente com fenil, através do método de co-condensação, e estudaram o seu desempenho para a remoção de tolueno. Os resultados demonstraram que, em condições úmidas, o KIT-6 modificado com fenil demonstrou uma maior seletividade de adsorção e maior hidrofobia, do que o KIT-6 puro, sendo estas melhorias, decorrentes do efeito sinérgico de adsorção entre a área superficial do adsorvente e o fenil. De acordo com os autores, a excelente propriedade hidrofóbica observada deve-se as interações π - π entre os anéis aromáticos do fenil e as moléculas de tolueno. Além disso, a formação de feniltrietoxissilano minimizou a competitividade de adsorção entre as moléculas de água e tolueno.

O Quadro 3 apresenta uma síntese dos estudos supracitados acerca de adsorventes para remoção de tolueno, em que permite observar diferenças entre tipos de adsorventes e respectivos parâmetros operacionais dos sistemas e desempenhos. Nos diferentes estudos, os sistemas de adsorção de tolueno são operados em temperatura em torno de $25 \text{ }^\circ\text{C}$, porém, seus desempenhos são avaliados em diferentes condições de concentração de tolueno, taxa de fluxo e umidade (seca e úmida). Neste aspecto, é importante avaliar que a escolha do adsorvente mais adequado pode não se justificar somente por elevadas ASE (área superficial específica) e CA, mas deve considerar fundamentalmente o custo da produção do material e seu desempenho perante oscilações nos parâmetros operacionais do sistema.

Quadro 3. Comparação do desempenho de adsorventes para remoção de gás tolueno

Adsorvente	Material	ASE ($\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$)	Fluxo ($\text{ml} \cdot \text{min}^{-1}$)	CE (ppm)	CA ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	ER (%)	Referência
Carvão ativado monolítico tubular	Talos de algodão com ativação química por H_3PO_3 ou ZnCl_2	1256 (ativação H_3PO_3) 795 (Ativação ZnCl_2)	150	1000	Carvão/ H_3PO_3 : 328 (condição úmida: 94) Carvão/ ZnCl_2 : 258 (condição seca e úmida)	86	Hu <i>et al.</i> (2017)
Grafeno com poros microscópicos	Grafeno pristino irradiado por micro-ondas e tratamento térmico ($800 \text{ }^\circ\text{C}$) sob ativação KOH	491	500	30	3.510 (umidade 0%)	98	Kim <i>et al.</i> , (2018)
KIT-6	Material de sílica mesoporoso com fenil	761.4	100	1000	2.01 $\text{mmol} \cdot \text{g}^{-1}$ (condição úmida)	78	Liu <i>et al.</i> (2018b)

O tratamento de tolueno pela adsorção pode ser realizado por materiais de elevada porosidade que diferem-se por custos, capacidade de adsorção, estabilidade térmica e desempenho em ambiente com elevada umidade. Neste método, é necessário a regeneração do adsorvente, até ultrapassar a capacidade de adsorção de saturação, e de um tratamento secundário para degradação do poluente que é removido do adsorvente pela dessorção.

Oxidação catalítica ou fotocatalítica

A oxidação catalítica ou fotocatalítica é considerada um dos métodos mais promissores para o tratamento de COVs devido ao alto poder oxidativo, convertendo poluentes em H₂O e CO₂. Além disso, por ser realizado em temperaturas inferiores à oxidação térmica ($T < 500\text{ }^{\circ}\text{C}$), reduzindo o consumo de energia e evitando a formação de NO_x (Li *et al.*, 2011; Rokicinska *et al.*, 2017; Sihaib *et al.*, 2017). Em função da baixa concentração de poluente e grandes volumes de ar para serem tratados, o catalisador deve ser muito ativo e seletivo (gerando apenas produtos inofensivos), bem como ser termicamente estável, entretanto, pode apresentar alto custo (Rokicinska *et al.*, 2017; Sihaib *et al.*, 2017).

Na oxidação de COVs são utilizados catalisadores de metais nobres como o Pt e Pd em suportes com óxidos de Al, Zn, Si e metais de transição (Fe, Ti, V, Cr, Cu, Mn, Ce, etc) que apresentam resistência a halogêneos, elevada seletividade e atividade catalítica. Estes metais podem ser associados com zeólito, sem ou com a aplicação de UV (fotocatálise) (Li *et al.*, 2011; Peng *et al.*, 2017; Popova *et al.*, 2009; Shinde; Bhosale; Rajpure, 2012; Sihaib *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2017b; Zhang; Yyan; Xiao, 2017). O tratamento de tolueno por combustão catalítica ocorre pela combinação de diferentes catalisadores e abrangendo processos de absorção ou adsorção, maximizando a degradação do poluente. Descrição e exemplos de associações desses métodos são apresentados na sequência deste trabalho.

Oxidação catalítica/fotocatalítica e absorção

No tratamento de gás tolueno pela associação dos processos de absorção e oxidação catalítica ou fotocatalítica, observa-se o desenvolvimento de pesquisas direcionadas ao aumento da eficiência de degradação de tolueno, bem como à obtenção de catalisadores de alto desempenho e à minimização da geração de poluição secundária. Com vistas à obtenção de catalisadores altamente ativos e estáveis na combustão catalítica e, em menores temperaturas, tem-se estudado a adição de ácido à solução aquosa contendo os metais catalisadores. Wang *et al.* (2017b) conduziram a oxidação catalítica de tolueno, utilizando os metais nobres catalisadores, Pd e Pt, e introduzindo ácido oleico à solução com sais metálicos para aumentar a dispersão de Pd e Pt no SiO₂. Na proporção de catalisadores 0.25% de Pd e 0.25% de Pt/SiO₂ e concentração de tolueno na corrente gasosa de 1000 ppm, a temperatura para eficiência de destruição de 98% deste poluente foi de apenas 160 °C. Já Li *et al.* (2011) conduziram o tratamento de tolueno gasoso por oxidação fotocatalítica com um catalisador de nanopartículas ZnAl₂O₄ com aplicação de UV, mineralizando o tolueno (750 ppm) a CO₂ e H₂O, com uma eficiência de remoção de 90.25%. O catalisador utilizado neste estudo tem baixo custo, não é tóxico e não apresentou desativação durante o tratamento prolongado de 5 h.

O melhoramento do processo de oxidação fotocatalítica de tolueno foi estudado com o aumento da absorção de tolueno por meio do uso de LI como solução absorvente. Os LI, constituídos de um cátion orgânico e um ânion orgânico ou inorgânico, possuem elevada estabilidade térmica e química, além de alta solvabilidade para compostos orgânicos e inorgânicos (Wang *et al.*, 2017d; Zhang *et al.*, 2017) Os LI auxiliam na obtenção de altas taxas de absorção de tolueno, por exemplo, absorção de tolueno de 98.3%, para uma taxa de fluxo de 50 ml.L⁻¹, a 20 °C, e com concentração de tolueno a 300 ppm, sendo possível a reutilização deste líquido por 5 vezes, contribuindo para redução de custos com reagentes (Wang *et al.*, 2017d).

Na pesquisa realizada por Zhang *et al.* (2017), para o tratamento de tolueno por absorção e oxidação fotocatalítica, utilizou-se o LI cloreto de 1-dodecil-3-metilimidazólio. Nas condições operacionais de concentração de tolueno de 13.1 mg.L⁻¹, lâmpada de UV de 18 W, concentração de catalisador fotográfico de 400 mg.L⁻¹, tempo reacional de 80 min foi possível obter uma remoção de tolueno 91.3%. Além disso, verificou-se uma boa capacidade de reuso do LI, podendo ser reutilizado por 4 vezes sem ocorrer alterações da sua estrutura molecular.

A aplicação de irradiação por UV ou plasma no tratamento de COVs pode provocar a formação de subprodutos. Para aumentar a dissolução de poluentes em água e sua eficiência de remoção e minimizar a geração de subprodutos, Son *et al.* (2018) desenvolveram um sistema híbrido de feixe de elétrons e reator de bolhas ultrafinas para tratar gás tolueno. Ao operar o sistema apenas com o uso do feixe de elétrons (10 kJ.kg⁻¹), em uma concentração de tolueno de (30 ppm), houve uma eficiência de remoção de 80.1%.

Quando utilizado o sistema híbrido, obteve-se um acréscimo de 17% na remoção de tolueno. A aplicação de feixe de elétrons gerou 65.2% de O₃ que foi removido no reator de bolhas ultrafinas. No reator, o tolueno e subprodutos residuais foram dissolvidos e coletados, em água, sob a forma de bolhas ultrafinas (diâmetro <1 µm). A eficiência de dissolução e coleta é aumentada com as bolhas ultrafinas, porque são geradas mais bolhas, aumentando a superfície de contato entre gás e líquido e a velocidade de aumento da bolha é reduzida, assim permanecendo mais estável por um longo período de tempo.

O Quadro 4 apresenta um resumo dos estudos que avaliaram o desempenho de sistemas de tratamento de oxidação catalítica e fotocatalítica com absorção.

De forma geral, o tratamento de tolueno por absorção e oxidação catalítica ou fotocatalítica, utilizando como solventes, LI, possibilita elevadas taxas de degradação em baixa temperatura operacional. Já o sistema híbrido de feixe de elétrons e reator de bolhas ultrafinas, além de elevada eficiência, reduz a formação de O₃ e, os catalisadores de alto desempenho possibilitam tratar maiores concentrações de tolueno em temperaturas, relativamente baixas.

Quadro 4. Desempenho de sistemas de tratamento de oxidação catalítica e fotocatalítica com absorção

Sistema	Parâmetros operacionais	CE	ER (%)	Contribuições	Referência
Catalisador de nanopartículas ZnAl ₂ O ₄ e UV	Intensidade da luz UV: 87 mW.cm ⁻²	750 ppm	90.25	- Mineralização tolueno: CO ₂ +H ₂ O - Catalisador de baixo custo, não-tóxico e sem desativação durante o tratamento prolongado (5 h)	Li <i>et al.</i> (2011)
Metais nobres catalisadores (Pd e Pt) no SiO ₂	0.25% de Pd e 0.25% de Pt/SiO ₂	1000 ppm	98	- Aumento da dispersão de Pd e Pt no SiO ₂ pela introdução de ácido oleico à solução com sais metálicos	Wang <i>et al.</i> (2017b)
LI cloreto de 1-dodecil-3-metilimidazólio e UV	- Lâmpada UV de 18 W - [catalisador fotográfico] de 400 mg.L ⁻¹ - Tempo reacional de 80 min	13.1 mg.L ⁻¹	91.3	- Boa capacidade de reuso do LI: reutilizado por 4 vezes sem alterações da sua estrutura molecular	Zhang <i>et al.</i> (2017)
Sistema híbrido de feixe de elétrons e reator de bolhas ultrafinas	Feixe de elétrons (FE) de 10 kJ.kg ⁻¹	30 ppm	80.1 (FE) 97.1 (sistema híbrido)	- Dissolução e coleta de subprodutos residuais do processo	Son <i>et al.</i> (2018)

Oxidação catalítica/fotocatalítica e adsorção

Dentre as tecnologias emergentes para oxidação catalítica de gases poluentes, pode-se destacar o plasma não-térmico (Dang *et al.*, 2016; Qin *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2017a, 2017c, Xu *et al.*, 2016, 2017; Yi *et al.*, 2018), que consiste em um processo de simplicidade operacional, conduzido à temperatura ambiente e que permite elevada eficiência de remoção de contaminantes gasosos. No entanto, quando ocorrem oscilações na concentração de COVs, no fluxo gasoso, este tratamento demanda um elevado consumo energético (Yi *et al.*, 2018). A aplicação de plasma não-térmico na oxidação catalítica de COVs pode apresentar limitações como baixas eficiência e seletividade de CO₂ e a formação de subprodutos indesejados, sendo assim, o plasma tem sido combinado com catalisadores heterogêneos (Wang *et al.*, 2017a). Para aumentar a eficiência catalítica do sistema de tratamento do tolueno por adsorção-plasma não-térmico, há relatos do uso do plasma em associação com materiais que apresentam tanto bom desempenho catalítico, quanto boa capacidade de adsorção de COVs, dentre eles pode-se destacar: materiais de sílica mesoporosos como SBA-15 carregado com metais (Ag, Mn e AgMn) (Xu *et al.*, 2016), MCM-41 com impregnação de Co (Xu *et al.*, 2017), além de zeólito 13X-Al₂O₃ (Yi *et al.*, 2018) e suporte poroso tridimensional carregado com platina (Pt@M-Cr₂O₃) (Chen *et al.*, 2018).

Considerando a ocorrência de variabilidade na concentração dos poluentes atmosféricos emitidos pelas indústrias, Yi *et al.* (2018) propuseram o tratamento de tolueno gasoso pela combinação do processo de adsorção em zeólito 13X-Al₂O₃, com catalisação por plasma não-térmico, avaliando diferentes modos de descarga: fechada e ventilada. A concentração de entrada de tolueno foi de 150 ppm em um fluxo de 400 ml.min⁻¹. Na descarga fechada, a

entrada e saída do reator foram seladas, sem introdução de gás (ar ou oxigênio) e com aplicação de energia de 20 W por 1 h. Já na descarga ventilada, após a adsorção, aplicou-se, individualmente, oxigênio e ar (80% N₂ e 20% O₂), sob a mesma condição de energia e período de aplicação da descarga fechada. Verificou-se um aumento de equilíbrio de carbono (concentração de entrada e saída de tolueno iguais) e do rendimento de COx de zeólito 13X em 17.6% e 19.4%, respectivamente para a descarga ventilada, em relação à fechada. Para o adsorvente por peneira 5A e Al₂O₃, o equilíbrio de carbono e o rendimento de COx foram superiores com a descarga fechada.

Os resultados de Yi *et al.* (2018) demonstraram o tratamento por descarga fechada é mais adequado para fluxos com baixa concentração do poluente, considerando um tempo de residência mais prolongado. Para remoção de tolueno em alta concentração, é mais adequado o uso do sistema com descarga ventilada, pois há a formação de espécies de oxigênio mais reativas, aumentando assim, o poder oxidante. Considerando os dois gases para ventilação testados, ar e oxigênio, observou-se que o aumento do gás de ventilação reduzia a eficiência de remoção de tolueno. A degradação do tolueno sobre Co/zeólito 13X e com a descarga de oxigênio possibilitou uma maior eficiência, próxima a 100%, e evitou a formação de NOx.

Qin *et al.* (2016) avaliaram o fluxo de gás e a circulação no tratamento de tolueno por oxidação catalítica adsorvido no catalisador Ag-Mn/γ-Al₂O₃ com aplicação de plasma. A maior taxa de adsorção, 78%, foi obtida no sistema com aplicação de plasma por 90 min, concentração de tolueno de 400 ppm e com circulação de O₂. A oxidação catalítica de plasma não-térmico é considerada um método alternativo para tratamento de COVs diluídos, em um curto período de tempo, com alta seletividade e, reduzindo a formação de produtos indesejáveis.

Considerando que os zeólitos associados a metais melhoram o poder catalítico de degradação de COVs (Zhang *et al.*, 2018), diversos estudos buscam avaliar diferentes tipos de zeólito combinados com metais nobres ou de transição (Peng *et al.*, 2017; Rokicinska *et al.*, 2017; Yi *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2018). Chen *et al.* (2018) avaliaram a combustão catalítica do tolueno sob o suporte poroso tridimensional carregado com platina (Pt@M-Cr₂O₃). Para o tratamento do poluente, em uma concentração de 1000 ppm, verificou-se boas eficiências de degradação de tolueno a baixa temperatura, sendo que as temperaturas de eficiência de destruição de tolueno de 10%, 50% e 90% (T_{10%}, T_{50%} e T_{90%}) foram de 120 °C, 140 °C e 144 °C, respectivamente. Zhang *et al.* (2018) avaliaram o desempenho de oxidação de tolueno sob o adsorvente zeólito mordenita poroso hierárquico carregado com platina (Pt), produzido pela primeira vez através de um tratamento com ácido (HNO₃) e base (NaOH). Os autores ressaltam que, trata-se de um tratamento de baixo custo, capaz de melhorar a capacidade de adsorção do zeólito mordenita convencional. O material adsorvente fabricado demonstrou um bom potencial para oxidação catalítica do tolueno devido à presença de uma grande quantidade de mesoporos, melhorando a capacidade de armazenamento das moléculas de tolueno, bem como a dispersão da Pt e a interação com espécies reativas de oxigênio. Neste estudo, verificou-se que a T_{90%} foi de 190 °C, utilizando o adsorvente proposto,

enquanto que, para o adsorvente de zeólito mordenita/Pt e Pt/ γ - Al_2O_3 , a T_{90} são, respectivamente 205 °C e 210 °C.

Já para otimizar a combustão catalítica de partículas muito pequenas, tem-se utilizado como material suporte, o zeólito beta (BEA). Este adsorvente é produzido em escala industrial e apresenta grande área superficial, estrutura tridimensional e alta capacidade de adsorção, o que o torna um material interessante para ser aplicado como suporte de óxidos metálicos, pois permite que pequenas moléculas entrem em seus poros e possam ser mais facilmente oxidadas (Peng *et al.*, 2017; Rokicinska *et al.*, 2017). O zeólito BEA foi utilizado com Co para catalisar a combustão de tolueno, onde a proporção de 0.05 mmol de Co (Co_3O_4) para 1 g de zeólito Si/BEA possibilitou a remoção de 85.6% de tolueno a 320 °C (Rokicinska *et al.*, 2017). Na oxidação de tolueno com uso de catalisador de óxido de Mg em suporte de zeólito Al/BEA, obteve-se 90% de eficiência de destruição do poluente a temperatura de 285 °C, o que é inferior a temperatura de 90% de destruição de tolueno, 330 °C, quando utilizado catalisador de óxido de Mg em suporte de alumina (Peng *et al.*, 2017).

Liu *et al.* (2018a) desenvolveram um catalisador de óxido do tipo Perovskite ABO_3 (SmMnO_3) com estruturas mesoporosas, pela primeira vez, a partir da síntese por calcinação e aplicação de ácido cítrico. Os resultados revelaram que o ácido provocou a formação de um grande número de mesoporos com distribuição uniforme e que o catalisador apresentou uma alta atividade catalítica para degradação de tolueno (1000 ppm), bem como boa estabilidade, sendo que a $T_{99.9\%}$ de 240 °C manteve-se por um período de reação de 36 h.

No tratamento de gás tolueno, outro meio que vem sendo estudado para aumentar o desempenho dos catalisadores em temperaturas mais baixas, consiste no desenvolvimento de catalisadores de nanopartículas de metais nobres, como a Pt (Peng *et al.*, 2018), óxidos tipo Perovskita (Liu *et al.*, 2018a; Suárez-Vázquez *et al.*, 2018) e de óxidos de metais de transição em suportes de estruturas porosas, sob diferentes técnicas de preparação (Li *et al.*, 2018; Luo *et al.*, 2018). No estudo realizado por Peng *et al.* (2018), verificou-se que o catalisador de com nanopartículas de Pt, em suporte de CeO_2 , é capaz de manter seu desempenho catalítico para a oxidação de tolueno, $T_{50\%}$ e $T_{90\%}$ de 132 °C e 143 °C, respectivamente, com oscilação de concentração de entrada do poluente (1000, 2000 e 4000 ppm) e presença de 5% de vapor de água, a 155 °C por um período de 120 h.

Os catalisadores de metais de transição apresentam um menor custo em relação aos metais nobres e um suporte de material poroso contribui para aumentar a eficiência de contato entre reagente e catalisador (Li *et al.*, 2018). Por exemplo, Li *et al.* (2018) prepararam um material mesoporoso de Co_3O_4 por precipitação de hidroxicarbonato, com posterior tratamento por HNO_3 em soluções diluídas (0.00; 0.0001; 0.01; 0.05; 0.10 e 1.00 M), e avaliaram sua atividade catalítica na oxidação de tolueno. Os catalisadores tratados com as menores concentrações de ácido demonstraram maior atividade catalítica, sendo a $T_{90\%}$ de 225 °C referente a concentração de 0.01 M, além de apresentar boa manutenção da catálise em condições secas, e elevada capacidade de regeneração sob condições úmidas.

Os resultados também demonstraram o melhoramento das propriedades dos catalisadores com o tratamento por HNO_3 , nas concentrações de 0.01, 0.05 e 0.10 M, onde estes catalisadores apresentaram maiores áreas superficiais e com maior quantidade de Co^{2+} e espécies reativas de oxigênio.

Outra alternativa para a degradação de tolueno consiste na oxidação fotocatalítica assistida por irradiação UV a vácuo. Este processo tem demonstrado um alto poder de oxidação do poluente, entretanto, gera uma poluição secundária devido a formação de subprodutos indesejáveis como O_3 (Xia *et al.*, 2018). Para superar esta desvantagem, Xia *et al.* (2018) desenvolveram um fotocatalisador multifuncional de $\text{Mn/gC}_3\text{N}_4/\text{ZSM-4}$, por meio de um método hidrotérmico, combinado com irradiação UV a vácuo para eliminar o O_3 gerado e, aumentar a degradação do tolueno pela ozonização catalítica. Segundo os autores, a irradiação UV a vácuo aumenta a eficiência de degradação de COVs devido a formação de linhas de ressonância de mercúrio em 254 nm e 185 nm, que por sua vez intensificam a irradiação de luz. Além disso, a escolha do fotocatalisador nitreto de carbono grafítico (gC_3N_4), justifica-se pela facilidade de ser sintetizado, por apresentar baixo custo, simplicidade de ampliação para escala comercial e demonstrar elevada atividade catalítica sob irradiação de luz visível. Os autores avaliaram a degradação do tolueno, sob as seguintes condições: 1 g de catalisadores; 25 ppm de tolueno, a uma taxa de fluxo de $1 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ com umidade relativa de 50%. Os resultados obtidos por Xia *et al.* (2018) revelaram que o uso de radiação UV a vácuo provocou a degradação de 64% do tolueno, com a geração de 51 ppm de O_3 residual. Enquanto que, a aplicação do fotocatalisador multifuncional de $\text{Mn/gC}_3\text{N}_4/\text{ZSM-4}$ com UV a vácuo possibilitou a oxidação de tolueno em 96% e o O_3 residual foi de apenas 4 ppm. Conforme os resultados da Ressonância de Spin Eletrônico, a aplicação de UV a vácuo desencadeou a formação de espécies reativas de oxigênio, posteriormente aumentada pela adição de $\text{Mn/gC}_3\text{N}_4/\text{ZSM-4}$.

Mais recentemente, Wei *et al.* (2019) inseriram uma membrana fotocatalítica (catalisador N-TiO_2) em um reator de biofilme, desenvolvendo, assim, um reator híbrido de fotocatalise e biodegradação. Neste sistema, a fotocatalise converteu o tolueno em compostos intermediários passíveis de serem degradados por microrganismos, resultando em incrementos de 11 a 20% na eficiência de remoção do COV, a qual atingiu uma eficiência de 99%. Os autores consideram que este novo reator é uma alternativa econômica e robusta para o tratamento do poluente.

O Quadro 5 sintetiza os estudos mais recentes envolvendo a utilização de oxidação catalítica e fotocatalítica associadas com materiais adsorventes, apresentando os principais parâmetros operacionais e suas principais contribuições. Identificou-se que o tratamento por adsorção associada a oxidação catalítica ou fotocatalítica, dispõem de diversas combinações de materiais e sistemas, que possibilitam maior eficiência de degradação e redução do consumo energético e de poluentes secundários.

Quadro 5. Desempenho de sistemas de tratamento de oxidação catalítica e fotocatalítica com adsorção

Sistema	Parâmetros operacionais	CE (ppm)	ER (%)	Contribuições	Referência
Plasma não térmico com zeólita 13X, peneira molecular 5A e Al ₂ O ₃ como catalisadores	- Velocidade espacial: 12000 h ⁻¹ - Descarga fechada e descarga ventilada	150	100	- Descarga fechada mais adequado para baixar concentrações - Altas concentrações: com descarga ventilada → maior poder oxidante - Zeólito 13X com descarga de O ₂ → ER e evitou a formação de NOx.	Yi <i>et al.</i> (2018)
Reator à pressão atmosférica acoplado a catalisadores Ag-Mn/γ-Al ₂ O ₃	- Contator cilíndrico de quartzo de leito fixo (diâmetro interno: 21.5 mm e 90 mm de comprimento) - 29g de catalisador - Plasma não térmico: alta voltagem (0–23 kV) a 50 Hz	400	78	- Menos gás de descarga → melhor rendimento e seletividade de CO ₂ , mineralização, balanço de carbono e rendimento de energia - Maior taxa de adsorção → ER (plasma por 90 min, CE com circulação de O ₂)	Qin <i>et al.</i> (2016)
Combustão catalítica com suporte poroso tridimensional com platina (Pt@M-Cr ₂ O ₃)	- 0.1g e 0.2g do catalisador (40-60 mesh) - Reator de leito fixo: (diâmetro = 6.0 mm, comprimento = 415 mm)	1000	10-90	Degradação de tolueno a baixa temperatura: - Temperaturas de ER de 10/50/90% (T _{10%} , T _{50%} e T _{90%}): 120 °C, 140 °C e 144 °C	Chen <i>et al.</i> (2018)
Adsorvente zeólito mordenita poroso hierárquico carregado com platina (Pt) como catalisador	- Reator de leito fixo contínuo - 0.03g de catalisador - Velocidade espacial horária: 60.000 ml g ⁻¹ h ⁻¹	1000	87	- Tratamento de baixo custo - Bom potencial para oxidação catalítica do tolueno em função de mesoporos → melhora da capacidade de armazenamento das moléculas de tolueno, e dispersão da Pt e a interação com espécies reativas de oxigênio	Zhang <i>et al.</i> (2018)
Combustão catalítica com zeólita BEA contendo cobalto	- Microreator de fluxo de quartzo - Catalisador: 0,05 mmol de Co (Co ₃ O ₄) por 1 g de zeólita (triturada até 160–315 μm) - Diferentes temperaturas (200 a 500°C)	1000	85.6	- Suporte de zeólito BEA → adequado de superfície e poros para alta dispersão da fase ativa e acessibilidade das moléculas reagentes. - Melhor desempenho catalítico: pelo menos 0,05 mmol de Co na forma de Co ₃ O ₄ por 1 g de zeólita de ER a 320 °C)	Rokicinska <i>et al.</i> (2017)
Catalisador: óxidos de manganês suportados por zeólito beta ricos em Al	- Pressão atmosférica em micro-reator de leito fixo de fluxo contínuo, constituído por um tubo de quartzo (6 mm de diâmetro) - 100 mg catalisador (0,45-0.90 mm)	1000	100	- Catalisadores suportados por zeólito têm atividades mais elevadas do que os óxidos de Mn suportados por Al. - Espécies de O ₂ adsorvido desempenham papéis mais importantes do que outros para a atividade catalítica.	Peng <i>et al.</i> , 2017
Catalisador de óxido do tipo Perovskite ABO ₃ (SmMnO ₃) com estruturas mesoporosas	- Micro-reator de quartzo de leito fixo com fluxo contínuo (diâmetro = 6 mm). - 150 mg de catalisador	1000	99.9	- ER a 240°C durante a reação de 36 h	Liu <i>et al.</i> (2018a)

Sistema	Parâmetros operacionais	CE (ppm)	ER (%)	Contribuições	Referência
Oxidação catalítica com Pt/CeO ₂	- Micro-reator de fluxo contínuo feitos de quartzo com 8 nm de diâmetro interno e 50 cm de comprimento - 200 mg (40–60 mesh) de catalisador diluído em 800 mg de silício (40–60 mesh)	1000	90	- Estrutura e propriedades químicas dos catalisadores de Pt/CeO ₂ são muito dependentes do tamanho das partículas de Pt	Peng <i>et al.</i> (2018)
Oxidação catalítica com Co ₃ O ₄ mesoporosos	- Pressão atmosférica em reator tubular de leito fixo de fluxo contínuo (D 8 mm) - 0.4 g (60-80 mesh) de catalisador, diluído com uma quantidade igual de areia de quartzo (0,4 g, 60-80 mesh)	1000	90	- Catalisadores tratados com as menores concentrações de ácido demonstraram maior atividade catalítica - Melhoria das propriedades dos catalisadores com tratamento por HNO ₃ → maiores ASE e com maior quantidade de Co ²⁺ e espécies reativas de O	Li <i>et al.</i> (2018)
Oxidação catalítica de tolueno sobre Mn g-C ₃ N ₄ /ZSM-4 sob irradiação com vácuo por UV	- 1g de catalisadores - Umidade relativa de 50%	25	96	- O ₃ residual de 4 ppm (Mn/gC ₃ N ₄ /ZSM-4 com UV a vácuo)	Xia <i>et al.</i> (2018)
Reator híbrido de fotocatalise (membrana de N-TiO ₂) e biodegradação	- Tempo de residência do gás: 4.3s - Taxa de pulverização: 60 mL.min ⁻¹ - Temperatura ambiente	160-500 mg.m ⁻³	99	Capacidade de eliminação de 550 g.m ⁻³ .h ⁻¹ - Inserção de membrana fotocatalítica no biorreator melhora a remoção de 11-20%	Wei <i>et al.</i> (2019)

Vantagens e desvantagens dos métodos de tratamento de tolueno

No Quadro 6 é apresentado um comparativo em termos de vantagens e desvantagens dos materiais e sistemas utilizados nos diferentes métodos de tratamento de gás tolueno. Um método de baixo custo e simplicidade operacional como a biofiltração é interessante de ser empregado quando o fluxo gasoso apresenta baixa concentração de tolueno e tem-se um bom controle das variáveis do sistema, visto que, oscilações nos parâmetros operacionais afetam o metabolismo dos microrganismos e, conseqüentemente a taxa de degradação do poluente e a formação de poluição secundária. O tratamento biológico do tolueno também tem sido estudado associando a absorção por óleos orgânicos, de silicone ou LI com posterior degradação microbiana em biorreatores, com eficiência de até 100%. No entanto, tais aplicações requerem estudos para determinação de melhor relação água/adsorvente, taxa de aeração e formação de metabólitos inibidores.

A absorção e a adsorção são técnicas de tratamento aplicáveis em sistemas que apresentam grandes oscilações na concentração de tolueno, e que dispõem de líquidos absorventes e adsorventes, respectivamente, com diferentes custos, possibilidades de reaproveitamento e desempenho. Entretanto, requerem um tratamento secundário para a degradação do tolueno. Neste aspecto, a associação destes métodos com a oxidação catalítica ou fotocatalítica ampliam as possibilidades de eliminação deste poluente com até 100% de eficiência.

Pesquisas para tratamento de tolueno empregando oxidação catalítica ou fotocatalítica oferecem uma gama de combinações de metais de transição ou nobres, radiação UV ou plasma não-térmico, que são aplicados posterior remoção do poluente por absorção ou adsorção. Também, há o sistema híbrido de feixe de elétrons com reator de bolhas ultrafinas que permite degradar tolueno, reduzir e coletar os subprodutos residuais. Sistemas que utilizam os materiais supracitados apresentam eficiência superior, menores limitações relacionadas a oscilações em variáveis operacionais e formação de produtos residuais, em relação aos métodos que associam o tratamento biológico. No entanto, demandam de maior investimento inicial e consumo energético. Ainda, necessitam de estudos para avaliar o desempenho destes sistemas em condições operacionais semelhantes as industriais.

Todavia, todas estas metodologias de tratamento requerem diferentes custos de investimento e operação, e apresentam distintos desempenho e limitações. Ainda, o levantamento de trabalhos com diferentes sistemas de tratamento de tolueno permitiu identificar uma série de lacunas do conhecimento para otimização do referido processo, conforme a síntese apresentada no Quadro 6.

Quadro 6. Vantagens e desvantagens das tecnologias dos métodos de tratamento de gás tolueno

Métodos	Vantagens	Desvantagens
Biofiltração	<ul style="list-style-type: none"> - Apresenta simplicidade operacional e baixo custo em relação aos métodos físico-químicos - Biofiltros com materiais de baixo custo e alta disponibilidade, rico em nutrientes e carga microbiana, e o uso de consórcios de microrganismos - Eficiente para tratar baixas concentrações de tolueno e com pouca oscilação das variáveis operacionais - Biofiltração associada à fotocatalise é uma alternativa interessante para aumentar a capacidade de eliminação do poluente e reduzir a formação de metabólitos secundários 	<ul style="list-style-type: none"> - Processo lento e que requer uma cultura mista de microrganismos para decompor compostos orgânicos específicos - O elevado teor de água contido nos biofiltros, para manutenção de uma atividade microbiana eficiente, e a baixa área superficial dos biofilmes, são fatores que podem reduzir a taxa de transferência do COV - Biofiltros quando operados em condições instáveis de temperatura, carga orgânica, índice de umidade e tempo de residência, podem gerar bioaerossóis
Absorção	<ul style="list-style-type: none"> - Utilização de solventes orgânicos que apresentam boa capacidade de absorção, estabilidade química e térmica, além de baixo custo e menor impacto ambiental - Possibilidade de associação a biorreatores para degradação microbiológica do tolueno - Eficiente para remover tolueno em fluxos gasosos que apresentam concentração com alta variabilidade - Absorção por LI ou óleo de silicone associada a biorreatores permitem a total degradação de tolueno 	<ul style="list-style-type: none"> - Utilização de solventes de elevada viscosidade aumentam a susceptibilidade à entupimentos da torre de absorção - Maior consumo de energia - Necessidade de manutenção rigorosa do equipamento - Necessidade de estudos de melhor relação água/absorvente, taxa de aeração em biorreatores e formação de metabólitos inibidores - Necessidade de tratamento secundário para degradação do tolueno - Necessidade de estudos aplicando condições operacionais da indústria

Métodos	Materiais e sistemas	
	Vantagens	Desvantagens
Adsorção	<ul style="list-style-type: none"> - Adsorventes de grafeno ou sílica mesoporosos apresentam melhor desempenho quando o fluxo gasoso apresenta elevadas temperaturas e variações de umidade - Possibilidade de reutilização do material - Alta disponibilidade de alguns compostos adsorventes 	<ul style="list-style-type: none"> - Adsorventes apresentam baixa resistência mecânica; - Os aglutinantes/enchimentos como silicato, alumina e titânio podem reduzir a condutividade térmica (aumento de calor no meio adsorvente e do risco de ignição do COV - Carvões ativados granulares podem apresentar alta queda de pressão no leito, formação de caminhos preferenciais e arraste de partículas - Necessidade de tratamento secundário para degradação do tolueno - Necessidade de estudos aplicando condições operacionais da indústria
Oxidação catalítica/fotocatalítica + adsorção	<ul style="list-style-type: none"> - Utilização de LI associado a UV degradam tolueno em elevadas taxas - Sistema híbrido de feixe de elétrons e reator de bolhas ultrafinas permite a dissolução e coleta de subprodutos residuais da degradação de tolueno 	<ul style="list-style-type: none"> - A aplicação de irradiação por UV ou plasma no tratamento do COV pode provocar a formação de subprodutos - Pode apresentar alto custo de investimento - Necessidade de estudos aplicando condições operacionais da indústria
Oxidação catalítica/fotocatalítica + adsorção	<ul style="list-style-type: none"> - Processo de simplicidade operacional - Realizado à temperatura ambiente - Elevada eficiência de remoção de contaminantes gasosos - Os catalisadores de metais de transição apresentam um menor custo em relação aos de metais nobres - Suporte de material poroso contribui para aumentar a eficiência de contato entre reagente e catalisador 	<ul style="list-style-type: none"> - Consumo de energia elevado quando ocorrem oscilações na [COV] no fluxo gasoso - A aplicação de plasma não-térmico na oxidação catalítica do COV pode apresentar baixas eficiência e seletividade de CO₂ e a formação de subprodutos indesejados - Pode apresentar alto custo de investimento - Necessidade de estudos aplicando condições operacionais da indústria

Sob ponto de vista técnico e ambiental, o método de adsorção demonstra ser a alternativa mais atrativa, pois utilizando adsorventes de custo relativamente baixo (comparado aos sistemas híbridos), e boa capacidade de regeneração, é possível obter boa eficiência de conversão (>78%) para elevadas concentrações de tolueno (1000 ppm). Ainda, ao associar a adsorção com catalisadores metálicos, obtém-se a eficiente combustão catalítica do tolueno (90-99.9%), em temperaturas mais brandas (144-240 °C). Não obstante, a biofiltração é a técnica mais adequada quando se deseja um sistema de baixo custo (e.g. inóculo e suporte oriundos de resíduos) para operar sob baixas concentrações de tolueno (0.04-4.95 gm⁻³) e pouca oscilação operacional (exemplo da temperatura).

Conclusões

Esta revisão apresentou as pesquisas e tecnologias desenvolvidas para aprimorar o tratamento de gás tolueno pelos métodos de biofiltração, absorção, adsorção e oxidação catalítica ou fotocatalítica. Foram obtidas as seguintes conclusões:

- A biofiltração é adequada para tratar baixas concentrações de tolueno e com pouca susceptibilidade a variações dos parâmetros operacionais;
- Biodegradação associada à fotocatalise possibilita aumentar a capacidade de eliminação do poluente;
- A absorção é recomendada para fluxos gasosos que apresentam concentração com alta variabilidade de tolueno, podendo ser seguida por posterior degradação do poluente por oxidação catalítica ou fotocatalítica;
- A degradação de tolueno por biorreatores de partição é uma alternativa mais econômica, porém, ainda não demonstra desempenho adequado em escala industrial;
- As partículas do poluente também podem ser eficientemente removidas de variáveis fluxos gasosos, pelo método de adsorção. Contudo, as partículas desorvidas no adsorvente requerem um tratamento secundário para serem degradadas;
- A oxidação catalítica ou fotocatalítica possibilita obter altas taxas de degradação de tolueno e redução de subprodutos à níveis inofensivos. Sua aplicação justifica-se para o tratamento de concentrações de poluente com alta variabilidade e necessidade de reduzir a formação de subprodutos tóxicos;
- Do ponto de vista ambiental, técnico e econômico, a adsorção demonstra ser a alternativa mais atrativa, pelo uso de adsorventes de custo relativamente baixo (comparado a sistemas híbridos) e elevada capacidade de adsorção e regeneração. Ao ser associada a catalisadores metálicos, possibilita a eficiente combustão catalítica do tolueno, em temperaturas mais brandas;
- Para sistemas de baixo custo, operação sob baixas concentrações de tolueno e pouca oscilação operacional, recomenda-se a técnica de biofiltração;
- As alternativas de tratamento necessitam de estudos de viabilidade técnica e econômica, considerando fatores como: taxa de fluxo de gás e possíveis variações; composição e temperatura do gás; concentração de tolueno; custos com investimento inicial, manutenção e operação, e consumo energético. Estes apresentam variabilidade conforme as atividades da indústria, necessitando serem especificadamente avaliados para determinação do método mais adequado, bem como deve-se considerar as necessidades da indústria perante às exigências de órgãos ambientais.

Referências bibliográficas

- Blach, P., Fourmentin, S., Landy, D., Cazier, F. (2008) Cyclodextrins: A new efficient absorbent to treat waste gas streams. *Chemical Geology*, **70**(3), 374–380. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.07.018>
- Castillo, A. S. R., Guihéneuf, S., Rémy, L. G., Biard, P., Paquin, L., Amrane, A., Couvert, A. (2016) Synthesis and toxicity evaluation of hydrophobic ionic liquids for volatile organic compounds biodegradation in a two-phase partitioning bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, **307**, 221–230. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.12.043>
- Chen, X., Qian, W., Kong, L., Xiong, Y., Tian, S. (2015) Performance of a suspended biofilter as a new bioreactor for removal of toluene. *Biochemical Engineering Journal*, **98**, 56–62. doi: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.02.025>
- Chen, X., Chen, X., Cai, S., Chen, J., Xu, W., Jia, H., Chen, J. (2018) Catalytic combustion of toluene over mesoporous Cr_2O_3 -supported platinum catalysts prepared by in situ pyrolysis of MOFs. *Chemical Engineering Journal*, **334**, 768–779. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.10.091>

- Dang, X., Qin, C., Huang, J., Teng, J., Huang, X. (2016) Adsorbed benzene/toluene oxidation using plasma driven catalysis with gas circulation : elimination of the byproducts. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, **37**, 366–371. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2016.03.051>
- Esquivel-Gonzalez, S., Aizpuru, A., Patrón-Soberano, A., Arriaga, S. (2017) Characterization of bioaerosol emissions from two bio filters during treatment of toluene vapours using epifluorescence microscopy. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **123**, 78–86. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.06.007>
- Gallastegui, G., Ramirez, A. Á., Elías, A., Jones, J. P., Heitz, M. (2011) Performance and macrokinetic analysis of biofiltration of toluene and p-xylene mixtures in a conventional biofilter packed with inert material. *Bioresource Technology*, **102**(17), 7657–7665. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.05.054>
- Gallastegui, G., Barona, A., Rojo, N., Gurtubay, L., Elías, A. (2013) Comparative response of two organic biofilters treating ethylbenzene and toluene after prolonged exposure. *Process Safety and Environmental Protection*, **91**, 112–122. doi: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2011.11.00>
- Guillerm, M., Couvert, A., Amrane, A., Norrant, E., Lesage, N., Dumont, É. (2016) Absorption of toluene in silicone oil : effect of the solvent viscosity on hydrodynamics. *Chemical Engineering Research and Design*, **109**, 32–40. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2015.12.028>
- Guillerm, M., Couvert, A., Amrane, A., Norrant, E., Breton, A., Dumont, É. (2017) Toluene degradation by a water/silicone oil mixture for the design of two phase partitioning bioreactors. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, **25**(10), 1512–1518. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2017.01.010>
- Han, X., Naeher, L. P. (2006) Review article a review of traffic-related air pollution exposure assessment studies in the developing world. *Environment International*, **32**(1), 106–120. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.05.020>
- Han, M., Wang, C., Liu, H. (2018) Comparison of physical technologies for biomass control in biofilters treating gaseous toluene. *Journal of the Air & Waste Management Association*, **68**(10), 1118–1125. doi: <https://doi.org/10.1080/10962247.2018.1469556>
- Hariz, R., Rio, J. I., Mercier, C., Valentin, R., Dietrich, N., Mouloungui, Z., Hébrard, G. (2017) Absorption of toluene by vegetable oil – water emulsion in scrubbing tower: Experiments and modeling. *Chemical Engineering Science*, **157**, 264–271. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ces.2016.06.008>
- Hu, L.; Peng, Y.; Wu, F., Peng, S., Li, J., Liu, Z. (2017) Tubular activated carbons made from cotton stalk for dynamic adsorption of airborne toluene. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, **80**, 399–405. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2017.07.029>
- Karimnezhad, L., Haghghi, M., Fatehifar, E. (2014) Adsorption of benzene and toluene from waste gas using activated carbon activated by ZnCl₂. *Frontiers Environmental Science & Engineering*, **8**(6), 835–844. doi: <https://doi.org/10.1007/s11783-014-0695-4>
- Khan, F. I., Ghoshal, A. K. (2000) Removal of volatile organic compounds from polluted air. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, **13**, 527–545.
- Kim, J. M., Kim, J. H., Lee, C. Y., Jerng, D. W., Ahn, H. S. (2018) Toluene and acetaldehyde removal from air on to graphene-based adsorbents with microsized pores. *Journal of Hazardous Materials*, **344**, 458–465. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.038>
- Li, G., Zhang, C., Wang, Z., Huang, H., Peng, H., Li, X. (2018) Fabrication of mesoporous Co₃O₄ oxides by acid treatment and their catalytic performances for toluene oxidation. *Applied Catalysis A: General*, **550**, 67–76. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apcata.2017.11.003>
- Li, X., Zhu, Z., Zhao, Q., Wang, L. (2011) Photocatalytic degradation of gaseous toluene over ZnAl₂O₄ prepared by different methods: a comparative study. *Journal of Hazardous Materials*, **186**(2-3), 2089–2096. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.12.111>
- Li, M., Wu, S. C., Peng, Y., Shih, Y. (2016) Adsorption of volatile organic vapors by activated carbon derived from rice husk under various humidity conditions and its statistical evaluation by linear solvation energy relationships. *Separation and Purification Technology*, **170**, 102–108. doi: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.06.029>
- Ling, Z. H., Guo, H. (2014) Contribution of VOC sources to photochemical ozone formation and its control policy implication in Hong Kong. *Environmental Science and Policy*, **38**, 180–191. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.12.004>

- Liu, L., Jia, J., Sun, T., Zhang, H. (2018a) A facile method for scalable preparation of mesoporous structured SmMnO_3 perovskites sheets for efficient catalytic oxidation of toluene. *Materials Letters*, **212**, 107–110. doi: <https://doi.org/10.1016/j.matlet.2017.10.048>
- Liu, S., Chen, J., Peng, Y., Hu, F., Li, K., Song, H., Li, X., Zhang, Y., Li, J. (2018b) Studies on toluene adsorption performance and hydrophobic property in phenyl functionalized KIT-6. *Chemical Engineering Journal*, **334**, 191–197. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.08.091>
- Luengas, A., Barona, A., Hort, C., Gallastegui, G., Platel, V., Elias, A. (2015) A review of indoor air treatment technologies. *Reviews in Environmental Science and Bio/technology*, **14**, 499–522. doi: <https://doi.org/10.1007/s11157-015-9363-9>
- Luo, Y., Zheng, Y., Zuo, J., Feng, X., Wang, X., Zhang, T., Zhang, K., Jiang, L. (2018) Insights into the high performance of Mn-Co oxides derived from metal-organic frameworks for total toluene oxidation. *Journal of Hazardous Materials*, **349**, 119–127. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.01.053>
- Mo, Z., Shao, M., Lu, S., Qu, H., Zhou, M., Sun, J., Gou, B. (2015) Process-specific emission characteristics of volatile organic compounds (VOCs) from petrochemical facilities in the Yangtze River Delta, China. *Science of the Total Environment*, **533**, 422–431. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.089>
- Mohammed, J., Shawal, N., Abbas, M., Zaini, A., Dadum, U., Nasir, F. (2015) Adsorption of benzene and toluene onto KOH activated coconut shell based carbon treated with NH_3 . *International Biodeterioration & Biodegradation*, **102**, 245–255. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.02.012>
- Morales, P., Cáceres, M., Scott, F., Díaz-Robles, L., Aroca, G., Vergara-Fernández, A. (2017) Biodegradation of benzo[a]pyrene, toluene, and formaldehyde from the gas phase by a consortium of *Rhodococcus erythropolis* and *Fusarium solani*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **101**, 6765–6777. doi: <https://doi.org/10.1007/s00253-017-8400-8>
- Moro, A. M., Brucker, N., Charão, M., Bulcão, R., Freitas, F., Baierle, M., Nascimento, S., Valentini, J., Cassini, C., Salvador, M., Linden, R., Thiesen, F., Buffon, A., Moresco, R., Garcia, S. C. (2012) Evaluation of genotoxicity and oxidative damage in painters exposed to low levels of toluene. *Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, **746**(1), 42–48. doi: <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2012.02.00>
- Natarajan, R., Al-Sinani, J., Viswanathan, S., Manivasagan, R. (2017) Biodegradation of ethyl benzene and xylene contaminated air in an up flow mixed culture biofilter. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **119**, 309–315. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.041>
- Nguyen, T., Castillo, A. S. R., Guihéneuf, S., Biard, P., Paquin, L., Amrane, A., Couvert, A. (2017) Toluene degradation in a two-phase partitioning bioreactor involving a hydrophobic ionic liquid as a non-aqueous phase liquid. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **117**, 31–38. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.11.011>
- Oliva, G., Ángeles, R., Rodríguez, E., Turiel, S., Naddeo, V., Zarra, T., Belgiorio, V., Muñoz, R.; Lebrero, R. (2019) Comparative evaluation of a biotrickling filter and a tubular photobioreactor for the continuous abatement of toluene. *Journal of Hazardous Materials*, **380**, 120860. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120860>
- Park, E. J., Hyun, H. O., Young, Y. D. (2017) Influence of humidity on the removal of volatile organic compounds using solid surfaces. *Catalysis Today*, 295, 3–13. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2017.02.036>
- Peng, Y., Zhang, L., Chen, L., Yuan, D., Wang, G., Meng, X. (2017) Catalytic performance for toluene abatement over Al-rich beta zeolite supported manganese oxides. *Catalysis Today*, **297**, 182–187. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2017.04.058>
- Peng, R., Li, S., Sun, X., Ren, Q., Chen, L., Fu, M., Wu, J., Ye, D. (2018) Size effect of Pt nanoparticles on the catalytic oxidation of toluene over Pt/CeO₂ catalysts. *Applied Catalysis B, Environmental*, **220**, 462–470. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.07.048>
- Popova, M., Szegedi, Á., Cherkezova-Zheleva, Z., Mitov, I., Kostova, N., Tsoncheva, T. (2009) Toluene oxidation on titanium- and iron-modified MCM-41 materials. *Journal of Hazardous Materials*, **168**(1), 226–232. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.018>
- Qi, M., Wu, X., Zhang, F., Zhang, J., Wang, Y., Zhang, Z., Chen, Q. (2016) Paraffin oil emulsions for the absorption of toluene gas. *Chemical Engineering and Technology*, **39**(8), 1–8. doi: <https://doi.org/10.1002/ceat.201500243>

- Qin, C., Dang, X., Huang, J., Teng, J., Huang, X. (2016) Plasma-catalytic oxidation of adsorbed toluene on Ag-Mn/ γ - Al_2O_3 : comparison of gas flow-through and gas circulation treatment. *Chemical Engineering Journal*, **299**, 85–92. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.04.093>
- Rajamanickam, R., Baskaran, D. (2017) Biodegradation of gaseous toluene with mixed microbial consortium in a biofilter: steady state and transient operation. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, **40**, 1801–1812. doi: <https://doi.org/10.1007/s00449-017-1834-7>
- Rene, E. R., Kar, S., Krishnan, J., Pakshirajan, K., López, M. E., Murthy, D. V. S., Swaminathan, T. (2015) Start-up, performance and optimization of a compost biofilter treating gas-phase mixture of benzene and toluene. *Bioresource Technology*, **190**, 529–535. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.049>
- Rene, E. R., Sergienko, N., Goswami, T., López, M. E., Kumar, G., Saratale, G. D., Venkatachalam, P., Pakshirajan, K. (2018) Effects of concentration and gas flow rate on the removal of gas-phase toluene and xylene mixture in a compost biofilter. *Bioresource Technology Journal*, **248**, 28–35. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.029>
- Rokicinska, A., Drozdek, M., Dudek, B., Gil, B., Michorczyk, P., Brouri, D., Dzwigaj, S., Ku, (2017) Cobalt-containing BEA zeolite for catalytic combustion of toluene. *Applied Catalysis B: Environmental*, **212**, 59–67. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.04.067>
- Shinde, S. S., Bhosale, C. H., Rajpure, K. Y. (2012) Photocatalytic degradation of toluene using sprayed N-doped ZnO thin films in aqueous suspension. *Journal of Photochemistry & Photobiology, B: Biology*, **113**, 70–77. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2012.05.008>
- Sihaib, Z., Puleo, F., Garcia-Vargas, J. M., Retailleau, L., Descorme, C., Liotta, L. F. (2017) Manganese oxide-based catalysts for toluene oxidation. *Applied Catalysis B, Environmental*, **209**, 689–700. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.03.042>
- Singh, R. S., Rai, B. N., Upadhyay, S. N. (2010) Removal of toluene vapour from air stream using a biofilter packed with polyurethane foam. *Process Safety and Environmental Protection*, **88**(1), 366–371. doi: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2010.06.001>
- Son, H. K., Sivakumar, S., Rood, M. J., Kim, B. J. (2016) Electrothermal adsorption and desorption of volatile organic compounds on activated carbon fiber cloth. *Journal of Hazardous Materials*, **301**, 27–34. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.08.040>
- Son, Y., Kim, T., Yong, C., Park, J., Ahn, J., Dinh, T. (2018) Treatment of toluene and its by-products using an electron beam/ultra-fine bubble hybrid system. *Radiation Physics and Chemistry*, **144**, 367–372. doi: <https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2017.09.024>
- Suárez-Vázquez, S. I., Gil, S., García-Vargas, J. M., Cruz-López, A., Giroir-Fendler, A. (2018) Catalytic oxidation of toluene by $\text{SrTi}_{1-x}\text{B}_x\text{O}_3$ (B=Cu and Mn) with dendritic morphology synthesized by one pot hydrothermal route. *Applied Catalysis B, Environmental*, **223**, 201–208. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.04.042>
- Tasbihi, M., Ioana, C., Suligoj, A., Fanetti, M., Stangar, U. L. (2017) Photocatalytic degradation of gaseous toluene by using TiO_2 nanoparticles immobilized on fibreglass cloth. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, **336**, 89–97. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2016.12.025>
- Tatin, R., Moura, L., Dietrich, N., Baig, S., Hébrard, G. (2015) Physical absorption of volatile organic compounds by spraying emulsion in a spray tower: Experiments and modelling. *Chemical engineering research and design*, **104**, 409–415. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2015.08.030>
- Wang, B., Chi, C., Xu, M., Wang, C., Meng, D. (2017a) Plasma-catalytic removal of toluene over CeO_2 - MnO_x catalysts in an atmosphere dielectric barrier discharge. *Chemical Engineering Journal*, **322**, 679–692. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.153>
- Wang, G., Dou, B., Zhang, Z., Wang, J., Liu, H., Hao, Z. (2015) Adsorption of benzene, cyclohexane and hexane on ordered mesoporous carbon. *Journal of Environmental Sciences*, **30**, 65–73. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.10.015>
- Wang, H., Yang, W., Tian, P., Zhou, J., Tang, R., Wu, S. (2017b) A Highly active and anti-coking Pd-Pt/ SiO_2 catalyst for catalytic combustion of toluene at low temperature. *Applied Catalysis A: General*, **529**, 60–67. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apcata.2016.10.016>

- Wang, T., Chen, S., Wang, H., Liu, Z., Wu, Z. (2017c) In-plasma catalytic degradation of toluene over different mno_2 polymorphs and study of reaction mechanism. *Chinese Journal of Catalysis*, **38**(5), 793–804. doi: [https://doi.org/10.1016/S1872-2067\(17\)62808-0](https://doi.org/10.1016/S1872-2067(17)62808-0)
- Wang, W., Ma, X., Grimes, S., Cai, H., Zhang, M. (2017d) Study on the absorbability, regeneration characteristics and thermal stability of ionic liquids for VOCs removal. *Chemical Engineering Journal*, **328**, 353–359. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.06.178>
- Wang, X., Daniels, R., Baker, R. W. (2001) Recovery of VOCs from high-volume, low-voc-concentration air streams. *Aiche journal*, **47**(5), 1094–1100.
- Wei, W., Cheng, S., Li, G., Wang, G., Wang, H. (2014) Characteristics of volatile organic compounds (VOCs) emitted from a petroleum refinery in Beijing, China. *Atmospheric Environment*, **89**, 358–366. doi: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.01.038>
- Wei, Z. S., He, Y. M., Huang, Z. S., Xiao, X. L., Li, B. L., Ming, S., Cheng, X. L. (2019) Photocatalytic membrane combined with biodegradation for toluene oxidation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **184**, 109618. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109618>
- Wu, H., Guo, C., Yin, Z., Quan, Y., Yin, C. (2018) Performance and bacterial diversity of biotrickling filters filled with conductive packing material for the treatment of toluene. *Bioresource Technology*, **257**, 201–209. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.02.108>
- Xia, D., Xu, W., Hu, L., He, C., Leung, D. Y. C., Wang, W. (2018) Synergistically catalytic oxidation of toluene over Mn modified $g-C_3N_4/ZSM-4$ under vacuum UV irradiation. *Journal of Hazardous Materials*, **349**, 91–100. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.01.048>
- Xu, X., Wang, P., Xu, W., Wu, J., Chen, L., Fu, M., Ye, D. (2016) Plasma-catalysis of metal loaded SBA-15 for toluene removal : comparison of continuously introduced and adsorption-discharge plasma system. *Chemical Engineering Journal*, **283**, 276–284. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.07.050>
- Xu, X., Wu, J., Xu, W., He, M., Fu, M., Chen, L. (2017) High-efficiency non-thermal plasma-catalysis of cobalt incorporated mesoporous MCM-41 for toluene removal. *Catalysis Today*, **281**, 527–533. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2016.03.036>
- Yi, H., Yang, X., Tang, X., Zhao, S., Huang, Y., Cui, X., Feng, T., Ma, Y. (2018) Removal of toluene from industrial gas by adsorption–plasma catalytic process: comparison of closed discharge and ventilated discharge. *Plasma Chemistry and Plasma Processing*, **38**, 331–345. doi: <https://doi.org/10.1007/s11090-017-9863-1>
- Yamaguchi, T., Nakamura, S., Hatamoto, M., Tamura, E., Tanikawa, D., Kawakami, S., Nakamura, A., Kato, K., Nagano, A., Yamaguchi, T. (2018) A novel approach for toluene gas treatment using a downflow hanging sponge reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **102**, 5625–2634. doi: <https://doi.org/10.1007/s00253-018-8933-5>
- Zhang, J., Rao, C., Peng, H., Peng, C., Zhang, L., Xu, X., Liu, W., Wang, Z., Zhang, N., Wang, X. (2018) Enhanced toluene combustion performance over Pt loaded hierarchical porous MOR zeolite. *Chemical Engineering Journal*, **334**, 10–18. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.10.017>
- Zhang, L., Yan, B., Xiao, X. (2017) Toluene gas treatment by combination of ionic liquid absorption and photocatalytic oxidation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **5**(1), 539–546. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.12.028>
- Zhang, Y., Zhang, H., Yan, Y. (2018) Metal-organic chemical vapor deposition of $Cu(acac)_2$ for the synthesis of $Cu/ZSM-5$ catalysts for the oxidation of toluene. *Microporous and Mesoporous Materials*, **261**, 244–251. doi: <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2017.11.006>
- Zhang, Z., Wang, H., Chen, D., Li, Q., Thai, P., Gong, D., Li, Y., Zhang, C., Gu, Y., Zhou, L., Morawska, L., Wang, B. (2017) Emission characteristics of volatile organic compounds and their secondary organic aerosol formation potentials from a petroleum refinery in Pearl River Delta, China. *Science of the Total Environment*, **584–585**, 1162–1174. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.179>
- Zheng, J., Yu, Y., Mo, Z., Zhang, Z., Wang, X., Yin, S., Peng, K. (2013) Industrial sector-based volatile organic compound (VOC) source profiles measured in manufacturing facilities in the Pearl River Delta, China. *Science of the Total Environment*, **456–457**, 127–136. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.055>
- Zhu, Y., Lii, S., Luo, Y., Ma, H., Wang, Y. (2016) A biofilter for treating toluene vapors: performance evaluation and microbial counts behavior. *Peerj*, **4**, 1-17. doi: <https://doi.org/10.7717/peerj.2045>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

WATER LOSS MANAGEMENT, INTERVENING FACTORS IN BAHIA ACCORDING TO TYPE OF SERVICE PROVIDERS

Josy Mara Simões Cardoso ¹
* Patrícia Campos Borja ²
Renavan Andrade Sobrinho ³

Recibido el 12 de abril de 2020; Aceptado el 13 de enero de 2021

Abstract

In Brazil, water losses in public supply systems are still a challenge, with the national average (~ 34%) being much higher than countries like Japan or Germany, which have reduced their rates close to 10%. Despite the importance of the topic, studies that investigated the causes of losses in different types of service providers are still incipient. Thus, this article aims to discuss the factors that have influenced water losses in service providers in Bahia. The study presents a scenario of water losses and develops an investigation in four municipalities, two are served by municipal authorities and two by the state concessionaire Embasa. The investigation involved the analysis of selected indicators and the application of questionnaires with technicians and managers. In 2018, the average distribution loss index reached 27%, below the national average. In this study, it was found that the water supply systems operated by Embasa performed better, especially regarding water losses, macro-measurement, hydrometering and micro-measurement. The municipalities presented difficulties with a performance between unsatisfactory and very unsatisfactory, with emphasis on micro-measurement gauging (average score 1.0), water loss policies (1.0), partnerships (0.8), team incentives (1.1), planning (1.2) and new technologies (0.9). It was found that the investments made by Embasa, its planning and the incentives of financing agents certainly contributed to its performance. Conversely, public policies and the basic sanitation financing model have made it difficult for municipalities to access resources, contributing to their weaknesses.

Keywords: types of service provision, water supply, water losses.

¹ Unidade Regional de Itabuna da Empresa Baiana de Águas e Saneamento, Brasil.

² Departamento de Engenharia Ambiental, Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento, da Universidade Federal da Bahia, Brasil.

³ Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal da Bahia e Empresa Baiana de Águas e Saneamento.

* *Corresponding author:* Departamento de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica, Rua Aristides Novis, 2, Federação, Salvador-Bahia-Brasil. Postal Code. 40210-630. Email: borja@ufba.br; patborja@gmail.com

Introduction

The control and reduction of water losses are important for the performance of service providers. High losses imply the increase in water demand levels, the need for new sources to feed supply systems and the consequent increase in tariffs due to the escalation in expenses of service providers with electricity, chemicals and personnel. The increase in tariffs causes social impact since the price of water may imply consumption restrictions and repercussions on the population's health.

The control of losses also allows the efficient use of water in hydrographic basins, and, consequently, the preservation of the ecological functions of ecosystems. On the other hand, the situation of water scarcity in Brazil, which has already been aggravated in some regions in face of climate change, has revealed how urgent it is to adopt political, environmental, technical-operational, normative and social strategies for loss management.

In Brazil, supply systems have an average of 34% water loss, while in the Northeast region this average is around 39.6% (Brasil, 2019). Countries such as Japan and Germany, which have high-performance water distribution networks, managed to reduce losses to approximately 10% (Brasil, 2019), revealing Brazil's great challenge.

In Brazil, since 1995, especially within the scope of the then Sanitation Sector Modernization Program (PMSS, Programa de Modernização do Setor Saneamento), there was a certain incentive for service providers to adopt water loss management programs, within the scope of institutional development actions. However, such incentive did not become a continued action inserted in a broader public policy. On the contrary, it favoured specific, discontinuous programs and projects focused on a few service providers, with a concept that strictly incorporated the technical dimension of loss reduction and control, without considering the technical-operational, institutional, normative, social and political complexity of water loss management strategies (Andrade Sobrinho, 2012). Little did such initiative dialogue with local realities, not only in terms of the technical characteristics of water supply networks, but also in the administrative, technical-operational and financial conditions of the service providers.

In the National Basic Sanitation Law, of 2007, it is up to the regulatory agency, among other objectives, to establish standards and norms; defining tariffs that guarantee economic-financial balance, reasonable tariffs and the efficiency and effectiveness of the provision services; and established goals. These mechanisms prove to be important for advancing loss management programs, which has been carried out by some regulatory agencies, such as the State Agency for the Regulation of Delegated Public Services of Rio Grande do Sul (AGERGS), which defined a goal for the Distribution Loss Index of 37.47% for the year 2020.

Among the factors that have been little studied and may influence the levels of water loss are the types of service providers and the corresponding peculiarities regarding the complexity level of the water supply systems, territorial scope of the provision of services, size and

characteristics of the population, technical-administrative and operational conditions, among others.

In Brazil, state services of water provision have different types of providers, each with its own peculiarities. These differences may be economic-financial, technical-operational, administrative and managerial capacity, regarding coverage and quality of services.

In face of the relevance and scarce literature about the factors that have influenced the level of losses, especially according to the type of service providers, the present study aims to answer the following question: Which are the factors that have influenced water losses, considering the different types of service providers? Thus, this article aimed to identify the factors that can influence water losses in each service provider, with the state of Bahia as its investigation area. Thus, initially, the scenario of water losses in the municipalities of Bahia was constructed from the available secondary database and a field study was carried out in four municipalities in order to developed the study.

Water losses

Water losses are a problem in supply systems in Brazil and worldwide, even in allegedly developed countries. According to the survey made available by the Smart Water Networks Forum (SWAN, 2011), Non-Revenue Water (NRW) in large cities can vary between 3%, as in Melbourne, Australia, and 62% in the case of Sofia, Bulgaria. Indexes below 10% are only found in countries with highly developed economies. Among these countries, Japan has shown successful strategies. According to Yamazaki (cited in Ariyoshi, 2014), the country has adopted specific actions for each range of water losses (Frame 1).

Frame 1. Actions to control leaks in Japan, by ranges of water losses

Approximate Leakage Rate	Purpose of Leak Reduction	Work Means
More than 35%	To decrease surface leakage and apparent losses.	Human wave tactics, door to door check, distribution pressure control, public education.
35-25%	To decrease underground leakage and water theft.	Zoning, exact piping maps, training and good equipment.
30-25% (overlapping 2 nd)	To stop recurrence of leakage.	Big increase in leakage control work and starting replacement of aged pipes.
25-15%	To carry out through leakage control work.	Revision of working method and acceleration of pipe replacement.
15-5%	To wrap up the proactive leakage control work.	Completion of pipe replacement and collection, and analysis of leakage data.
Less than 5%	To keep the minimum rate.	Leakage management using continuous monitoring data.

(Yamasaki, S., 2011 apud Ariyoshi, 2014).

Ziegler *et al.* (2011) considered that water losses are an obstacle for sustainability because it causes a series of effects:

- Economic: costs of exploration, treatment and transportation of water that was lost without generating any revenue for the service provider and costs of repairs. In relation to the population, impacts on tariffs in view of the water distributed and which did not generate revenue.
- Social: due to supply losses, such as low pressure, service interruptions and unequal supply. As well as health risks, since sewage and other pollutants can enter the pipelines when the pressure drops or the supply is interrupted.
- Ecological: compensating for water losses by further increasing water extraction places additional stress on water resources and requires the use of additional energy. Gumier (2005) considers that the additional volumes removed from water sources can compromise sustainable management, making it difficult for self-cleaning, sediment transport, etc.

Thus, loss management represents economic gains with the extension of investments and an increase in average billed consumption, social gains due to the quality of services and fair prices, as well as environmental benefits with the preservation of natural wealth.

Actual losses or physical losses of water resulting from leaks bring problems to the population's supply, since it influences the availability of water and on the costs of producing treated water (consumption of energy, chemicals, and personnel, among others). Its reduction allows the use of existing facilities to increase supply, without expanding the production system (Brasil, 2014).

Leakage, visible or not, occurs in several parts of the system, such as: drainage basins, water collection points, water purification facilities, reservoirs, networks and, building extensions and other operational units. For Gomes (2011), the frequency of these leaks depends on the conservation state and age of the infrastructure, on its planning and execution, on service pressure, on the kind of surrounding soil, on the existence of traffic and soil movement, and on the presence of an integrated loss monitoring system.

According to Covas and Ramos (2007) and to Thornton *et al.* (2008), real losses are related to the way systems are designed, constructed, operated and maintained during its lifespan. They are also related to poor installation, unskilled labour, the use of bad materials, incorrect handling of materials before installation, incorrect backfill, works on other adjacent infrastructures, corrosion, the density and length of branches, environmental conditions, such as cold weather, the existence of active loss control and the practice of infrastructure rehabilitation.

Losses are influenced by environmental conditions related to soil movement, changes in temperature (which wear out pipes due to the movements of contraction and expansion), humidity levels, which can generate an increase in internal stresses in pipes and fittings, causing the joints to rupture or disengage (Gomes, 2011; Ziegler *et al.*, 2011).

Leakage control is essential for the reduction of losses. It is a complex movement that demands coordinated actions in different areas from the services provider, including direct detection and reparation of existing leaks, programmes for the rehabilitation of pipes and pressure control in the network (Morais & Almeida, 2007).

Water losses in Brazil and services providers

In Brazil, the average water loss in the supply network, in 2018, was 34%, a high number compared to the average in developed countries (Brasil, 2019). Between 2006 and 2018, water losses decreased only 3% (Brasil, 2019), indicating that despite the investments in water supply systems in the last decades, especially between 2003 and 2016, the efforts to control water loss were not enough to change the scenario.

Regarding the type of service provider, data reveal that in 2018 autarchies and municipal public companies had the highest average of the water loss index in the distribution (35.3% - indicator that relates the volume of total losses, real and apparent, with the length of the water distribution network) and the gross index of linear losses ((24.2% - indicator that relates the total volume lost, real losses and apparent losses, to the total volume produced or made available in the system), followed by private companies and soon after by the State Water and Sewer Companies (mixed-capital company, public company and regional authority) (Table 1).

Table 1. Average distribution loss index and linear loss gross index by type of service provider

Type of provider	Number of municipalities	Proportion of municipalities	Average distribution loss index*	Average linear loss gross index**
Municipal direct public administration	429	8.7	28.8	17.8
Municipal autarchy/ municipal service	380	7.7	35.3	24.2
State Sewer and Water Companies	3,925	79.9	34.2	19.0
Micro-regional authority	6	0.1	32.9	12.0
Private company	172	3.5	34.7	15.9
Social organization ***	1	1	8.1	1.2
Total	4,913	100.0	33.8	19.2

(*) Data between 4% and 85% were considered in order to provide greater reliability to the analysis.

(**) It met the criterion of the distribution loss index.

(***) Data from this service provider were not accounted in face of its representability.

Adapted and translated from SNIS – 2018 (Brasil, 2019).

In the National Basic Sanitation Plan (Plansab, *Plano Nacional de Saneamento Básico*), the Water Distribution Loss Index (IPD, *Índice de Perdas na Distribuição de Água*) is one of the indicators to monitor and evaluate the implementation of the Plan, which predicted goals to be achieved by 2033 (Table 2).

Table 2. Short, medium and long term goals for the Index of water losses in distribution to Brazil and macro-regions, according to Plansab (2013)

Indicator	Year	Brazil	N	NE	SE	S	MW
	2010	39	51	51	34	35	34
A6. % of losses in water distribution index	<u>2018</u>	<u>36</u>	<u>45</u>	<u>44</u>	<u>33</u>	<u>33</u>	<u>32</u>
	2023	34	41	41	32	32	31
	2033	31	33	33	29	29	29

Translated from Brasil (2013).

In 2018, the average rate of losses in distribution in the country was 34% (Brasil, 2019), below that established by Plansab (36%). In that year, in the Southeast region, the water distribution systems presented 29.0% of losses; in the Midwest region, 29.2%; in the South, 30.3%; and in the Northeast, 39.6%. In most of these regions, the targets were achieved. The North almost met the target of 46%, since in 2018 the losses were 46.0% (Brasil, 2019).

Nonetheless, the goals established by Plansab were extremely conservative with the reduction of only 8 percentage points in 20 years, 18 points for the North and Northeast regions. It would be expected that the Plan would not consider an IPD over 30% acceptable by 2033. Within the programmes provided by Plansab, the control of water losses is part of the Structural Sanitation Program, which has actions aimed at supporting the provision of services. These actions include: the control of water losses and rationalization measures and energy efficiency, support for physical and commercial registrations, and technical training for managers and providers (Brasil, 2013). According to the Plan, the existence of an effective reduction loss programme would be a criterion for selecting and prioritizing financing.

Types of public water service provision

Among the factors that have been little studied and can influence the levels of water loss in the distribution networks are the types of service providers and the corresponding peculiarities regarding the level of complexity of the water supply systems, territorial scope, size and characteristics of the population, physical-natural characteristics, technical-administrative and operational conditions, etc.

In Brazil, the provision of services is the responsibility of the municipal public power, as established by the Federal Constitution, art. 30 (Brasil, 1988). The municipality can provide services directly or delegate to another entity. Direct provision can be centralized, through an office without legal personality that integrates the municipal administration, or decentralized, also called indirect. In this case, the municipalities, through specific law, may create an autarchy, a municipal public company or a mixed economy company to provide the services, thereby guaranteeing administrative and financial autonomy to the provider (Alexandrino & Paulo, 2011).

The delegation of service provision can be made to mixed-capital companies, public companies or private companies, always by bidding. There is also the provision for associated management, within the scope of the inter-federative cooperation, which can be carried out

by a public consortium or cooperation agreement (Law N. 11,107 / 2005). Another type of provider is a community organization whose activities are carried out by organized entities or local residents (Law N. 11,445 / 2007).

Regarding the scientific production about the management of losses according to the different types of service providers, the literature has taken a still restricted approach on the subject, although the loss index has been used as an indicator of efficiency in the provision of services. In this sense, it is necessary to carry out studies that seek to deepen this discussion in order to investigate the different strategies used and the levels of performance.

A study carried out by Heller, Coutinho and Mingoti (2006), investigated the performance of 600 municipalities in Minas Gerais, according to the different types of services providers. Results suggest that municipal autarchies show a higher percentage of households with water distribution network, lower tariffs and employed fewer workers in middle activities, and these, if not higher in some respects, were equivalent to the State Company (Copasa, *Companhia de Saneamento de Minas Gerais*). According to the authors, the proximity between users and municipal administration, the integration with other public policies and the decentred administrative structure offset the privilege in the distribution of resources that Copasa had at the time of Planasa. The municipalities served by Copasa/MG were characterized by having a greater contingent of workers in middle activities, a greater number of hydrometered household connections, less water loss and more expensive tariffs.

Heller, Sperling, *et al.* (2009) made a comparative analysis of the technological performance of public water supply and sewage services in four municipalities in Minas Gerais. They identified that although all providers were inserted in a range of losses considered high, only the municipalities operated by Copasa had a plan specific for the control of losses through inspection of clandestine networks, maintenance of water meters and replacement of old networks.

Nunes Junior *et al.* (2010) aimed to understand the decision-making process between the concession of public water supply and sewage services to Copasa/MG and the maintenance of the Autonomous Water and Sewage Service (SAAE, *Serviço Autônomo de Água e Esgoto*) in the municipality of Sete Lagoas (MG). The authors found that even with the political interference that reflected losses in revenue, privileges and impaired the image of the autarchy with the population, the final decision was to continue the SAAE. The decision was motivated by the lack of positioning of the municipal representatives, which in a way reflected the polarization of public opinion between the desire to improve services and fears of rising tariffs and unemployment.

When comparing the performance of the different types of Brazilian public water provision services, Heller *et al.* (2012) verified that direct administration showed the lowest hydrometering numbers, contrarily to private companies and regional companies, which stood out for having the highest hydrometering numbers. Regional companies also stood out

for the low default rate. According to the authors, these results are justified by the fact that private companies and regional companies provide services under commercial efficiency criteria, in search of profitability, which requires the expansion of hydrometering.

Methodology

This research project consisted of a descriptive investigation aiming to delineate the characteristics of the studied phenomenon, water losses and type of service provider. To this end, a secondary database search and a field study in four municipalities previously selected in the state of Bahia were carried out. Thus, a survey was carried out in a secondary database of water losses in the municipalities of Bahia and a field study was carried out in four previously selected municipalities, in order to promote studies on the planning and control of losses.

The research of secondary data aimed to define the Bahian scenario of water losses from economic-financial, administrative and operational indicators selected in the Sanitation Information System (SNIS, Sistema de Informação sobre Saneamento). The indicators were analysed according to the types of public water supply service provider in Bahia: direct administration, autarchy, public company and mixed economy company – Empresa Baiana de Águas e Saneamento S/A (Embasa).

The field study aimed to understand the dynamics of water loss management and the intervening factors, by service provider, and for that purpose, data were collected through a questionnaire, elaborated from the literature review and the results of the studies of Andrade Sobrinho (2012) on water and energy loss management in water supply systems. The questionnaires contained 35 questions (indicators) divided into 4 analytic categories: technical, operational, planning, administrative and financial, and social. For each question, participants could choose according to the indicator's performance between great, good, average and poor, weights 4, 3, 2, and 1 were assigned to each classification, respectively. Thus, it was possible to construct Pareto Diagrams, with the weighted average between the frequencies of each classification with the corresponding weights per assessed indicator. Finally, a performance level was established for each indicator, namely: very unsatisfactory, ranging between 0 and 1.4, unsatisfactory, between 1.5 to 2.4, satisfactory between 2.5 and 3.4 and very satisfactory between 3.5 and 4.0.

In order to select the municipalities to be studied, the socioeconomic profile and similar characteristics of water services were considered, aiming to have a similar reality (Table 3). Based on these criteria, four municipalities were chosen, two of them were supplied by municipal autarchies (Autarchy A and Autarchy B), and two by the state company (Embasa A and Embasa B). In total, 48 people took part in the research project answering questionnaires, 24 managers and 24 technicians from the service providers' water loss management area. The research project was approved by the Research Ethics Committee of the Nursing School of the Federal University of Bahia (CAAE 95518418.1.0000.5531 and *Parecer* N. 2.937.377).

Table 3. Criteria used in the selection of municipalities

Characteristics	Criteria
Total population	More than 100.000 inhabitants
Urbanization rate	More than 80%
Gini Index	Between 0.5 e 0.6
GDP <i>per capita</i>	Between R\$9,000.00 and 14,000.00
Water losses in distribution (low)	15 to 20%
Water losses in distribution (high)	More than 40%
Population supplied by water network (%)	Similar between municipalities
Hydrometering index (%)	More than 80%
Micro-measuring index related to consumption (%)	More than 80%
Location	Outside the Metropolitan Region of Salvador

Cardoso, Borja, Andrade Sobrinho (2018) based on data from IBGE (Brasil, 2010).

Results and discussion

Water loss management scenario in municipalities in the State of Bahia

In 2018, Bahia's population was estimated to be 14.812.617, of which 85% had access to the water supply network (Brasil, 2019). Embasa is the largest provider of public water supply services in the State, serving 367 municipalities in 2018, corresponding to 91% of the state's population. In 2018, the average loss index in the distribution was 26.9%, with a variation between 4.0 and 75.2%, being lower than the national average (Brasil, 2019). Although several factors may explain this variation, the analysis of the data allowed to observe that the systems with average of connections of 4,914 presented smaller losses, while the systems with average of 15,895 higher losses. However, only 4 municipalities, out of 389, had losses less than 4% and 7%.

Considering the types of service providers, in 2018, municipalities presented the highest index of losses in distribution, the gross index of linear losses and the Index of losses per connection (L/day.con), respectively 38.4%, 29, 2m³/day.km and 366.5 (L/day.con). It was observed that the best performance among providers was that of Embasa.

Analysing the indicators by type of provider, it could be seen that Embasa had the best performance in terms of coverage with hydrometering, macro and micro-measurement gauging, with services with direct administration having the worst. In face of the low macro-measurement and micro-measurement gauging of the providers of direct administration, municipalities and the public company, water loss data was probably estimated, influencing its reliability, and the results should be analysed cautiously.

It is important to highlight that Embasa's water tariff, in 2018, was 7 times higher than that of direct administrations, 2.3 times that of municipalities and 4.3 times that of the public company. It is also observed that Embasa made between 2004 and 2018 the largest investment *per capita* in water supply regarding the population served (2.2 US\$/served inhab.) and was the biggest beneficiary with resources from the state government (93% of the total

of US\$ 37,64 million), reaching 72 municipalities in its area of operation (21%). Both municipalities and the municipal public company did not receive funds from the state government and among the municipalities with services provided by the direct administration, only two were contemplated.

Embasa was also the provider that most accessed costly resources (99% of the US\$ 283,36 million), covering 97 municipalities. The Autonomous Water and Sewage Services and the Municipalities of also accessed these resources, reaching around 12% and 29%, respectively, of the municipalities where they provide the services. As for non-onerous resources, the State Concessionaire accessed about 97% of the US\$ 720,36 million of the federal budget allocated to Bahia, reaching around 89% of the municipalities under its responsibility (Table 4).

Table 4. Performance indicators by type of service provider. Bahia, 2018

Indicator	Direct administration	Autarchy	Public company*	Mixed economy concessionaire/ Embasa
Number of municipalities	11	26	1	367
Number of total active water connections	47,495	344,716	7,287	3,068,420
Extension of the water network (km)	755.7	4,128.4	71.0	39,818.9
Total water service index (%) **	78.6	79.8	100.0	68.3
Urban water service index (%) ***	69.2	96.2	100.0	96.2
Macro-measurement index (%)	17.9	28.7	0.0	85.6
Hydrometering index (%)	6.57	82.6	60.2	98.0
Index of micro-measurement related to	0.0	69.5	56.5	92.5
Revenue loss rate (%)	91.3	30.7	-5.08	21.9
Distribution loss index (%) ****	36.4	38.4	4.8	26.1
Gross index of linear losses (m ³ /day.km)	13.4	29.2	2.5	9.6
Loss rate per connection (L/day.con)	251.2	366.5	23.0	114.4
Number of municipalities that reported losses	7 (63%)	19 (73%)	1 (100%)	354 (96%)
Average water tariff US\$/m ³	0.21	0.21	0.21	0.21
Productivity index: (Active savings/total staff-equivalent)	276.5	307.1	231.7	521.7
Total investment in water supply between 2004 to 2018 (in US\$1,000.00)	4,570.79	30,737.97	49.29	741,656.71
Average investments <i>per capita</i> in water between 2004 and 2018 (US\$/ served inhab.)	2.37	2.63	0.37	7.81
Average state investments <i>per capita</i> in water between 2004 and 2018 (US\$/inhab.)	22.4	0.41	0.000	2.20
Number of municipalities benefiting from state resources between 2004 to 2018	2	1	0	74

(*) Not considered in the analyses due to representativeness; (**) It refers to the relationship between the total population served by the public water network by the total population of the municipality; (***) It refers to the relationship between the urban population served by the public water network by the urban population of the municipality; (****) Considering acceptable water losses ranging from 4% to 85%, according to data provided by Snis - 2018, depending on the level of data reliability. (Brasil, 2019).

The investments made by Embasa, associated with its ability to access onerous and non-onerous resources from the state government, allowed the improvement of its performance, including in terms of water losses. On the other hand, it was observed that both municipalities and direct administration services, in addition to not being provided with resources from the state government, also have difficulties in accessing costly and inexpensive resources, certainly in the face of technical, managerial difficulties, and mainly to comply with the federal government rules for access to resources. The data reveal that the financing model has privileged the State Concessionaire and also that the government of Bahia does not have a policy for investments in water supply outside the area of delegation of this Concessionaire, producing an inequality in the distribution of state resources and focusing services with greater capacity to access resources from other entities. The need to review the financing model in the state of Bahia is evident.

Water loss management in the four municipalities studied

Analysing the service providers' indicators based on the field study carried out in four municipalities, it was found that the water supply systems operated by Embasa had a better overall performance, especially regarding water losses, macro-measurement coverage, hydrometering and micro-measurement (Table 5).

Table 5. Performance indicators by type of service provider in the studies municipalities in Bahia, 2018.

Indicators	Autarchy A	Autarchy B	Embasa A	Embasa B
Total population (inhab.)	215,183	<u>150,832</u>	153,831	164,844
Urbanization rate (%)	<u>81.0</u>	87.0	90.0	84.0
Population supplied by water services (%)	96.7	<u>87.4</u>	100.0	99.8
Distribution loss index (%)	<u>12.0</u>	60.0	29.7	36.3
Gross index of linear losses (m ³ /day.km)	15.9	46.2	<u>11.1</u>	15.7
Loss rate per connection (L/day.con)	<u>125.5</u>	572.8	144.9	197.2
Macro-measurement index (%)	<u>0.0</u>	<u>0.0</u>	100.0	100.0
Hydrometering index (%)	<u>84.3</u>	89.0	100.0	99.8
Index of micro-measurement related to consumption (%)	<u>41.4</u>	96.5	99.0	97.1
Number of active water connections	63,337.0	50,577.0	51,184.0	<u>47,747.0</u>
Extension of the water network (km)	507.0	621.5	665.9	596.6
Produced water volume (m ³)	21,511.0	17,400.0	<u>9,213.4</u>	10,275.6
Consumed water volume (m ³)	21,133.0	6,957.0	6,335.9	<u>5,989.4</u>
Average water tariff US\$/m ³	<u>0.6</u>	1.0	1.5	1.5
Total investment in water supply between 2004 to 2018 (in US\$1,000,000.00)	5.1	3.9	<u>6.7</u>	3.1
Average investments <i>per capita</i> in water between 2004 and 2018 (US\$/served inhab.)	1.8	1.8	<u>2.9</u>	1.3
Average state investments <i>per capita</i> in water between 2004 and 2018 (US\$/inhab.)	0.0	0.0	0.0	0.0

Cardoso, Borja, Andrade Sobrinho (2018) based on Brasil, 2019.

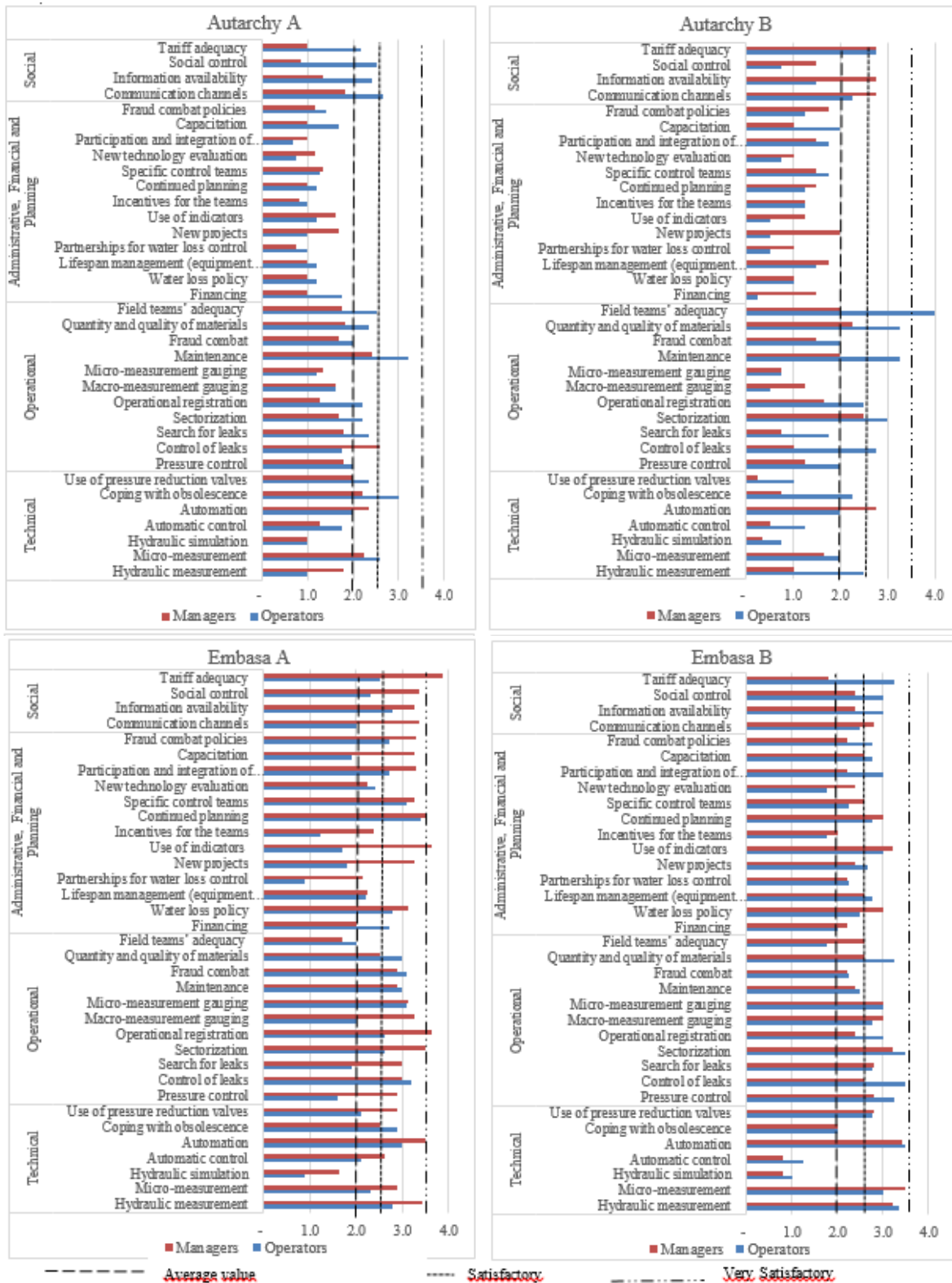
Embasa A showed the best performance, with lower linear losses, good level of losses in distribution, excellent coverage of macro-measurement, micro-measurement with hydrometer higher level of total and per capita investments (US\$ 2.9/inhab. attended), among 2004 to 2018. Certainly, this performance is related to the planning efforts to control losses and the level of investments made.

In terms of loss management planning, it can be noticed that Autarchy A did not have a specific plan for this action. Autarchy B presented action proposals to reduce water losses by forming a team to detect leaks, a campaign for the rational use of water and monitoring the evolution of losses. Prevention measures were not identified and those foreseen were generic, with no definition of goals. Contrastingly, Embasa A's 2018 Action Plan was very specific in the description of activities, presenting preventive and corrective actions, with active loss control, pressure monitoring, technical registration of networks, active search for leaks, withdrawal of irregular connections, and the implementation of macro flow meters. Embasa B's Action Plan was also specific in the description of activities, with sectors and action targets, corrective measures, training of professionals and the prevention of losses through the replacement of water meters and active pressure control.

It can be seen that in the municipalities where Embasa provides the services, there was a planning effort to avoid water losses. The perception of technicians and managers of water supply providers about loss management was obtained from the information provided in the applied questionnaires (Figure 1).

The results indicated for the provider Embasa A that in the results of both groups, no indicator was evaluated as very satisfactory. In the case of technicians, there was no indicator with this level of classification, since managers considered automation, registration, sectorization, the use of indicators, continued planning and the adequacy of rates as very satisfactory. In addition, for technicians, the hydraulic simulation indicators, partnerships for water loss control and incentives for the teams were considered very unsatisfactory, but for managers, no indicator deserved this classification.

In the assessment of the analysis categories, both groups, with 54% converging opinions between them, considered 69% of the indicators satisfactory. Of the seven indicators in the technical category, two (57%) were assessed as satisfactory by both groups. In the category of operational aspects, there was a convergence of opinions in six out of the eleven indicators, with the most of them (73%) being assessed as satisfactory and none as unsatisfactory. In the planning, administrative and financial category, there was a convergence of opinions in eight (62%) of the thirteen indicators. In total, five indicators (38%) were assessed by both groups as satisfactory, namely: water loss policy, specific control teams, new technology evaluation, participation and integration of teams and fraud combat policies. Only one indicator was considered unsatisfactory (partnerships for water loss control). In the social category, considering both groups, all four indicators were evaluated as satisfactory, with convergence of opinions in only information availability (25%).



Cardoso, Borja, Andrade Sobrinho (2018).

Figure 1. Evaluation of loss management indicators at service providers. Bahia-Brazil, 2018.

Cardoso, Borja, Andrade Sobrinho (2018).

The results suggest a tendency for managers to better assess the provider's performance in managing water losses, which can influence planning processes aimed at improving actions. However, the data indicate that for both technicians and managers, the service provider has carried out actions for the management of losses in a satisfactory manner, especially regarding actions related to operational and planning, administrative and financial aspects. In the case of the provider Embasa B, in a joint analysis of the data of the groups it was possible to notice that no indicator reached the level of very satisfactory. However, according to technicians, the automation, control of leaks and sectorization indicators were very satisfactory; for managers, on the other hand, only micro-measurement gauging would be in this degree of satisfaction. In addition, in the joint assessment, the automatic control and hydraulic simulation indicators were classified as very unsatisfactory for both groups. Considering the two groups, 63% of the indicators were judged satisfactory, with 59% converging evaluation between them.

As for the analysis categories, the results indicated a convergence of assessment between technicians and managers in the technical category. Four (57%) out of the seven indicators in this category were assessed as satisfactory and none as very satisfactory. In the category of operational aspects, in seven (64%) out of the eleven indicators there was a convergence of opinions for a satisfactory classification. Both groups rated maintenance, fraud combat and field teams' adequacy as unsatisfactory. In the planning, administrative and financial category, technicians and managers converged their opinions on nine (69%) indicators of the 13 analysed. In total, seven indicators (54%) were assessed by both groups as satisfactory, and six (46%) as unsatisfactory, namely: financing, partnerships for water loss control, incentives for teams, new technology evaluation and fraud combat policies. As for the social category, among the four indicators only in one (communication channels) there was a convergence of opinions, considered satisfactory.

These results indicate a certain harmony between the perception of operators and managers, although there was disagreement, especially regarding the adequacy of tariffs, pressure control, field teams' adequacy and the participation and integration of teams. The data reveal that loss management at Embasa B, according to technicians and managers, had a performance that varied between satisfactory and unsatisfactory, with predominance of the former. The best assessed were the operational and social categories. In Autarchy A, in a joint analysis of the two groups, no indicator reached the level of very satisfactory and only three (8.6%) were satisfactory, although there was no convergence for the indicators facing obsolescence, maintenance and communication channels. An evaluation between unsatisfactory and very unsatisfactory prevailed, being, respectively, 54% and 37%. Considering the data from the two groups, 19 (54%) of the indicators were assessed as unsatisfactory, with convergence in eight (42%).

Regarding the analysis categories, only one (14%) of the seven indicators in the technical category was rated as satisfactory (coping with obsolescence) and 71% (5) as unsatisfactory. In the category of operational aspects, there was a convergence of opinions in seven (64%) of the eleven indicators, six of which (55%) were unsatisfactory. In the planning, administrative

and financial category, technicians and managers converged their opinions on nine (69%) indicators of the 13 analysed, all of which were assessed as unsatisfactory. The worst assessed in this category, by both groups, were the indicators: incentives for the teams, participation and integration of teams, water loss policy, new technology evaluation, lifespan management (equipment and piping), continued planning, specific control teams. Considering the assessment of both groups regarding the social category, only communication channels (1=25%) out of the four indicators was considered satisfactory. The other indicators showed a high divergence indicating different understandings regarding social control, tariff value and information availability, a condition that certainly influences the management of water losses.

The results show the difficulties that the Autarchy A provider has faced in managing losses according to the assessment of technicians and managers, especially when it comes to the planning, administrative and financial and social categories. Analyzing the data of the two groups in Autarchy B, no indicator reached the level of very satisfactory and only one (field teams' adequacy) was considered in this classification by the technicians. Still for both groups, the indicators were assessed between unsatisfactory and very unsatisfactory, being, respectively, 34% (12) and 46% (16). Only seven (20%) of the indicators were assessed as satisfactory.

As for the categories of analysis, it was observed that of the seven indicators of the technical category, 57% (4) were assessed as unsatisfactory and none as satisfactory. In the category of operational aspects, five (46%) out of the 11 indicators were considered satisfactory, with only one converging in the evaluation (sectorization). In the planning, administrative and financial category, technicians and managers converged their opinions in 10 (77%) indicators of the 13 analysed, with six (46%) converging on the unsatisfactory classification. Regarding the social category, two (communication channels and tariff adequacy) of the four indicators, were assessed as satisfactory by both groups.

Results showed, despite some divergences between the groups that, according to technicians and managers, the management of water losses in Autarchy B has had a performance between unsatisfactory and very unsatisfactory, with considerable convergence between the groups, especially regarding the planning, financial and administrative aspects. With the results of the study and the contribution of the literature, some factors have been identified as influencing the management of water losses by different types of service providers (Table 3).

Conclusion

In Bahia, in 2018, the State Concessionaire was the largest provider of public water supply services, serving 91% of the population, followed by municipal autarchies (26), services directly administrated by city halls (11), with only one municipal public company that provides services in Sobradinho. On average, the loss rate in distribution, that year, reached 27%, below the national average.

In this study, it was observed that, in 2018, the municipalities whose public water systems were operated by Embasa had better performance in the management of water losses. Municipal autarchies had the highest rate of losses and low levels of coverage with hydrometering, and macro and micro-measurement gauging. Nonetheless, the services with direct administration registered the worst performance of the evaluated indicators. On the other hand, it was observed that Embasa's total water service index was lower and the water tariff was significantly higher.

Findings suggest that between 2004 and 2018, Embasa made the highest level of investments (96% of the total). Both municipal autarchies and direct administration services had difficulties in accessing the resources from the Union, the state government and financing agents, while Embasa obtained 99% of the onerous resources and 98% of the non-onerous resources. Results indicate that the financing model has been favourable to Embasa and that the state government lacks a public policy that includes all municipalities. The strong inequality of access to resources, combined with the difficulties of local governments in Brazil, may explain the low performance of autarchies and direct administrations.

In the field study, it was found that the water supply systems operated by Embasa had a better overall performance of the analysed indicators. At Embasa A, according to technicians and managers, water loss management occurred satisfactorily and at Embasa B between satisfactory and unsatisfactory, with a predominance of the former. Both providers highlighted as unsatisfactory the following indicators: automatic control, coping with obsolescence, field teams' adequacy, financing, partnerships for water loss control, incentives for teams, new technology evaluation and hydraulic simulation.

Results indicated the difficulties faced by Autarchy A provider and the performance assessed between unsatisfactory and very unsatisfactory in Autarchy B, with emphasis on the indicators: micro-measurement gauging, water loss policies, partnerships, incentives for teams, continued planning, and new technology evaluation. The existence of action plans to manage water loss in Embasa was a determining factor in the progress made. On the other hand, the investments made and the incentives from financing agents certainly also helped the verified performance. In the case of the Autarchies, several weaknesses were identified in water loss management, weaknesses that are related to the lack of a public policy directed towards the strengthening of such providers, mainly ensuring access to Union resources. Since the National Sanitation Plan in the 1970s, these providers went through the drastic reduction of investments in the 1990s and the expansion of investments between 2003 and 2016. Recently, they have been placed outside the financing model, a scenario that must be reviewed.

Finally, this study made it possible to identify a series of factors, which may contribute or hinder the management of water losses by type of service (Table 6). The study highlighted the need for more complex, multidimensional approaches, with actions based mainly on a strategic planning resulting from a collective effort from technicians and managers, with the

development of partnerships with service providers, regulatory bodies and representatives of civil society, to establish a continued policy for the management of water losses.

Table 6. Factors that influence water loss management by service providers

Categories		Autarchy and municipal company
Advantages	Technical-administrative	The provision of services is easier when compared to companies operating in several municipalities. Possibility to design systems more appropriate to the local reality, facilitating loss management. The possibility of better wages can attract professionals that are more qualified. There may be a greater commitment by employees due to their links with the municipality.
	Political	Managers can be direct supporters of actions to manage water losses. The proximity between users and the service provider can favour the active participation of the population in the actions of planning, raising awareness and controlling water losses.
Advantages	Economic-financial	Administrative and financial autonomy allows greater flexibility to execute activities, including for collection and investments, with a high potential to be more appropriate to local conditions and realities. Possibility of tariffs would be more appropriate, favouring payment and avoiding illegal connections. Costs of work and services can be more compatible with the needs and possibilities of the provider, allowing having resources for the management of losses.
	Social	Possibility of lower rates, influencing payments and avoiding illegal connections. The communication channel with the provider is facilitated in participatory processes.
Disadvantages	Economic-financial	Loss management requires investments that may be incompatible with the provider's revenues. It may be difficult to access resources in the face of funding criteria. It does not benefit from the economy of scale that allows lower costs, interfering in the control of losses. More difficulties to obtain resources from the state government.
	Political	The municipal government may present obstacles to actions to manage water losses, such as strict control of illegal water connections in the face of issues of political sponsorship, for example. Administrative discontinuity can affect the continuity of actions.
	Technical-administrative	Many municipalities, especially small ones, may have a reduced capacity of professionals with technical, administrative and financial qualifications. Difficulties for technological innovation.
Categories		State Company
Advantages	Technical-administrative	Enough technically qualified personnel, when compared to municipal services. Greater balance in management due to having a more stable technical staff. It can have an information system to monitor and guide loss management. Openness to innovation. Possibility of preparing technical notes for standardization and monitoring of procedures
	Political	Easy dialogue with various agents in search of partnerships, political support and financing. Greater political power for the manager, enabling specific programs to manage losses. The practice of strategic planning and the use of the ISO system can favor actions for water losses. They are subject to a regulatory agent who can establish actions for the management of losses.
	Economic-financial	Greater investment capacity, benefiting from financing models. Greater ability to access resources, whose agents have required loss management The economy of scale can make it possible to reduce costs, allowing resources for the management of losses. Make it easier to obtain resources from the state government.
Disadvantages	Technical-administrative	It operates more complex systems, many in medium to large cities, with dense and disordered urbanization, introducing difficulties in the management of SAAs and water losses. It simultaneously meets the demand of the municipalities under its responsibility, resulting in inequalities in service in the face of several factors, such as the distances from the municipal and/or regional units and the central administration. Municipalities with less profitable systems may have precarious assistance, with little investment, less qualified technical staff, less access to technologies and may have greater water losses. Outsourcing practice in all activities, making the execution of actions precarious. Staff has a tendency to resist changes, making new agendas or procedures more difficult. It is aimed at the design of conventional systems with high cost of implementation, operation, with greater complexity, making it difficult to manage losses.
	Political	Administrative discontinuity can affect the continuity of the actions planned and being executed, due to the change of managers and administrative structure. Strongly influenced by political agreements, influencing the quality of the governing and managerial body. Possibility of influencing the regulatory entity that integrates the same administration as the provider.
	Social	Self-sustainability influences tariffs and may be incompatible for some users. The hierarchical management model hinders participatory processes, influencing loss programs.
	Economic-financial	The business model geared towards self-sustainability, moving it away from the social function and implying a hierarchy of activities where loss management can be neglected. Unified tariff system, with higher tariffs, with the possibility of lack of payments and illegal connections. The focus on economic and financial viability influences the adoption of actions in deficient municipalities.

Cardoso, Borja, Andrade Sobrinho (2018), based on field study results and literature, highlighting Heller, Coutinho & Mingoti (2006); Moraes et al. (2008); Andrade Sobrinho (2012) and Abes (2017).

Referencias bibliográficas

- Alexandrino, M., Paulo, V. (2011) *Direito administrativo descomplicado*, 19. ed. rev. e atual, Método, São Paulo, 382 pp.
- Andrade Sobrinho, R. (2012) *Gestão das perdas de água e energia em sistemas de abastecimento de água da Embasa: um estudo dos fatores intervenientes na RMS*, Master's thesis, Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, 288 pp. Retrieved from: <http://repositorio.ufba.br/ri/handle/ri/14153>
- Ariyoshi, H. (2014) Strategy for water leakage control in Japan: In view of the water resources, *IWA Workshop on Water & Energy and Water Loss*. Tokyo, Japan.
- Brasil (1988) *Constituição da República Federativa do Brasil*, Congresso Nacional, 05 de outubro de 1988.
- Brasil (2013) *Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB*, Ministério das Cidades/Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 172 pp.
- Brasil (2019) *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto – 2018*, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), 180 pp.
- Covas, D., Ramos, H. (2007) Minimização de perdas de água em sistemas de abastecimento. In: Gomes, H. P.; Garcia, R P.; Rey, P. L. I. (org.), *Abastecimento de água: o estudo da arte e técnicas avançadas*, UFPB Publishing, João Pessoa, 47-66.
- Gomes, R. J. (2011) *Modelação matemática como ferramenta de gestão e exploração de sistemas de distribuição de água*, Doctoral dissertation, Universidade de Coimbra, 274 pp. Retrieved from: <http://hdl.handle.net/10316/17988>
- Gumier, C. C. (2005) *Aplicação de modelo matemático de simulação-otimização na gestão de perda de água em sistemas de abastecimento*, Master's thesis, Mestrado em Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo of Campinas, Brasil, 160 pp. Retrieved from: <http://repositorio.unicamp.br/jspui/handle/REPOSIP/258175>
- Heller, L., Coutinho, M.L., Mingoti, S.A. (2006) Diferentes modelos de gestão de serviços de saneamento produzem os mesmos resultados? Um estudo comparativo em Minas Gerais com base em indicadores, *Eng Sanit Ambient*, **11**(4), 325-336.
- Heller, P. G. B., Nascimento, N. O., Heller, L., Mingoti S. A. (2012) Desempenho dos diferentes modelos institucionais de prestação dos serviços públicos de abastecimento de água: uma avaliação comparativa no conjunto dos municípios brasileiros. *Eng. Sanit. Ambient.*, **17**(3), 333-342.
- Heller, P. G. B., Von Sperling, M., Heller, L. (2009). Desempenho tecnológico dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário em quatro municípios de Minas Gerais: uma análise comparativa. *Eng. Sanit. Ambient*, **14**(1), 109-118. Accessed on: 09 in September in 2018. Retrieved from: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522009000100012&lng=en&nrm=iso
- Moraes, L. R. S., Borja, P. C., Silva, M. M.; Santos, M. R. A. dos; Andrade, C. C. L. C. de; Sampaio, A. D. (2008) *Gestão dos Serviços de Saneamento Ambiental dos Municípios do Consórcio Intermunicipal da Costa dos Coqueiros: Limites e Possibilidades – Relatório Final*. DEAUFB/CICC/Fundação Onda Azul, Salvador, 230 pp.
- Morais, D. C., Almeida, A. T. (2007). Group decision-making for leakage management strategy of water network. *Resources, Conservation and Recycling*, **52**(2), 441-459. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2007.06.008>
- Nunes Jr., T. T., Heller, L., Silva, P. L., Rezende, S., Radicchi, A. L. A. (2010) Prestação dos serviços de água e esgotos em Sete Lagoas-MG: “o SAAE é nosso” ou “que venha a Copasa”? *Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais*, [S.l.], **12**(1), 119-139. Accessed on: 26 in October in 2018, retrieved from: <http://rbeur.anpur.org.br/rbeur/article/view/235>
- Thornton, J., Sturm, R., Kunkel, G. (2008) *Water loss control manual*, 2 ed, McGraw-Hill, New York, pp. 700.
- SWAN, Smart Water Networks Forum. (2011) *Stated Non-Revenue Water Rates in Urban Networks – 2011*, Walton-On-Thames.
- Ziegler, D., Sorg, F., Fallis, P., Hübschen, K., Happich, L., Baader, J., Trujillo, R., Mutz, D. ; Oertlé, E., Klingel, P., Knobloch, A. (2011) *Guidelines for Water Loss Reduction – A Focus on Pressure Management*. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, Eschborn, 232 pp.