



Organizadores:
Camila Pinheiro Nobre
Anna Christina Sanazario de Oliveira

Estudos ambientais e agronômicos

Resultados
para o
Brasil

2020



2
Volume

**CAMILA PINHEIRO NOBRE
ANNA CHRISTINA SANAZARIO DE OLIVEIRA
(Organizadores)**

**ESTUDOS AMBIENTAIS E
AGRONÔMICOS
RESULTADOS PARA O BRASIL**

VOLUME 2

**EDITORA PASCAL
2020**

2020 - Copyright© da Editora Pascal

Editor Chefe: Dr. Patrício Moreira de Araújo Filho

Edição e Diagramação: M.Sc. Eduardo Mendonça Pinheiro

Edição de Arte: Marcos Clyver dos Santos Oliveira

Revisão: Os autores

Conselho Editorial

Dr. William de Jesus Ericeira Mochel Filho

Dr^a. Sinara de Fátima Freire dos Santos

Dr^a. Aurea Maria Barbosa de Sousa

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

E82agro

Coletânea Estudos Ambientais e Agronômicos: resultados para o Brasil / Camila Pinheiro Nobre e Anna Christina Sanazario de Oliveira (Org.). — São Luís: Editora Pascal LTDA, 2020.

201 f.; il. – (Estudos Ambientais e Agronômicos; v. 2)

Formato: PDF

Modo de acesso: World Wide Web

ISBN: 978-65-86707-07-6

D.O.I.: 10.29327/515543

1. Estudos Ambientais. 2. Estudos Agronômicos. 3. Miscelânea. I. Título.

CDU: 082.2

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores.

2020

www.editorapascal.com.br

contato@editorapascal.com.br

APRESENTAÇÃO

Convido ao leitor perfazer o caminho dos 13 trabalhos científicos presentes neste segundo volume intitulado “Estudos Ambientais e Agronômicos”. Trabalhos esses de diferentes grupos de pesquisas de diversas regiões do Brasil, onde os autores mostram os seus resultados e conclusões percorrendo em diferentes subáreas das Ciências Ambientais e das Ciências Agrárias.

Durante a leitura pode-se constatar que entre os temas estão a utilização de resíduos sólidos para diferentes setores industriais; produção de biodiesel e biogás; estudo de impactos e efeitos de agrotóxicos; estudos de aproveitamento e qualidade da água; estudos de microrganismos marinhos; estudo da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares e processo de produção de vacina. Contribuindo com diferentes subáreas das duas grandes áreas contempladas.

Destaca-se a importância destas pesquisas, principalmente, no que tange a sustentabilidade, no sentido de mitigar problemas ambientais e agronômicos. Trabalhos, com este cunho, sempre serão bem-vindos, já que a sustentabilidade não apenas favorece o meio ambiente, como também contribui para o aumento da produtividade das empresas e diminuindo gastos.

No mais, desejamos a você uma boa leitura!

Camila Pinheiro Nobre

Anna Christina Sanazário de Oliveira

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1..... 9

AGROTÓXICOS NO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO: UMA ANÁLISE DAS QUESTÕES LEGAIS E DOS EFEITOS NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DO RIO JUCU CAUSADOS PELO HERBICIDA GLIFOSATO

Priscilla Spadeto Altoé

Edumar Ramos Cabral Coelho

CAPÍTULO 2..... 19

APROVEITAMENTO DE ÁGUA DA CHUVA PARA FINS NÃO POTÁVEIS PARA UMA RESIDÊNCIA EM SÃO LUÍS/MA

Matheus Macedo Barroso

CAPÍTULO 3..... 42

AVALIAÇÃO DA RELAÇÃO ENTRE O USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E A QUALIDADE DA ÁGUA DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA EXPERIMENTAL ATRAVÉS DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA) E DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET)

Vania Elisabete Schneider

Naubert Zanoni

Sofia Helena Zanella Carra

Gisele Cemin

Geise Macedo dos Santos

Taison Anderson Bortolin

CAPÍTULO 4..... 55

MATERIAIS ALTERNATIVOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DE MINERAÇÃO: UM ESTUDO COM EXÚVIAS DE CIGARRAS

Normando Perazzo Barbosa Souto

José Mauro Mendes da Fonseca Júnior

Maria del Pilar Hidalgo Falla

CAPÍTULO 5 66

ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA DA ADIÇÃO DO LODO ETA À MASSA CERÂMICA VERMELHA

Jocilene Melo de Araújo

Gabriela Araujo Melo

Ana Célia Almeida Ferraz

Denilson Moreira dos Santos

David Guilhon

Maria Raimunda Chagas Silva

CAPÍTULO 6..... 85

TRATAMENTO QUÍMICO PARA OS REJEITOS DE OLÉOS E GORDURAS: UMA FORMA DE AGREGAR VALOR E FINALIDADE PARA ESSE RESÍDUO

Tassio Lessa do Nascimento

Luciana Medeiros Bertini

Jonatas Martins Negreiro

Maria Aleksandra de Sousa Rios

CAPÍTULO 7 94

QUANTIFICAÇÃO DE BACTÉRIAS MARINHAS NA PRAIA DO FUTURO LOCALIZADA EM FORTALEZA, CEARÁ

Edirsana Maria Ribeiro de Carvalho

Ryan Matheus de Oliveira Castro

José Fernando de Farias Segundo

CAPÍTULO 8..... 102

ANÁLISE DA VIABILIDADE DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DO MUNICÍPIO DE BRUMADINHO - MG

Jessica Gatti Silva

CAPÍTULO 9..... 112

OTIMIZAÇÃO DE INSUMOS NO TRATAMENTO QUIMICAMENTE ASSISTIDO NA ETE DR. HÉLIO SEIXO DE BRITTO, GOIÁS - BRASIL

Fernanda Pimenta de Freitas

Solimar Francisco de Carvalho Gonçalves

Daniella Cordeiro de Lima Bitencourt de França

Kellya de Moraes e Silva

Theyssa Fernanda Barbosa Borges

CAPÍTULO 10..... 125

TECNOLOGIA SOCIAL: COMPOSTAGEM DE BAIXO CUSTO COMO TRATAMENTO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS GERADOS EM UM CONDOMÍNIO RESIDENCIAL

Liciane Oliveira da Rosa
Tatiana Porto de Souza
Lucas Lourenço Castiglioni Guidoni
Rafael Nunes Teixeira
Luciara Bilhalva Corrêa
Érico Kunde Corrêa

CAPÍTULO 11..... 135

FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EM DIFERENTES VEGETAÇÕES NO MUNICÍPIO DE SÃO LUÍS, MARANHÃO

Maria Darlys Bastos Lima
Layla Gabrielle Silva Oliveira
Luana Corrêa Silva
Camila Pinheiro Nobre

CAPÍTULO 12..... 151

PROCESSO DE PRODUÇÃO DA VACINA DE HEPATITE B: REDUÇÃO DO TEMPO TOTAL DE PREPARO DO INÓCULO EM DOIS TERÇOS

Mirian Nakamura Gouvea
Juliana Roquetti dos Santos
Alexandre Bimbo
Linda Maria Messias Tavares
Viviane Maimoni Gonçalves

CAPÍTULO 13 167

TOXICIDADE DA ÁGUA LIVRE DE TANQUES DE ARMAZENAMENTO SIMULADO COM A MISTURA DIESEL/BIODIESEL (B10) TRATADA COM ADITIVO MULTIFUNCIONAL-BIOCIDA

Adriane Ramos Zimmer
Tânia Mara Pizzolato
Fátima Menezes Bento

AUTORES..... 187

ORGANIZADORES..... 200

CAPÍTULO 1

AGROTÓXICOS NO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO: UMA ANÁLISE DAS QUESTÕES LEGAIS E DOS EFEITOS NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DO RIO JUCU CAUSADOS PELO HERBICIDA GLIFOSATO

PESTICIDES IN THE STATE OF ESPÍRITO SANTO: AN ANALYSIS OF
LEGAL ISSUES AND EFFECTS ON THE SURFACE WATERS OF THE RIO
JUCU CAUSED BY THE GLYPHOSATE HERBICIDE

Priscilla Spadeto Altoé
Edumar Ramos Cabral Coelho

Resumo

A água é uma das vias pelas quais os agrotóxicos são transportados dos locais que foram aplicados para outras partes do meio ambiente, podendo gerar inúmeros impactos negativos. Em decorrência desse fator, a condição do uso de agrotóxicos é regulamentada por Leis, Decretos e Portarias. Com o intuito de fazer um estudo interdisciplinar sob a perspectiva sustentável, utilizou-se como norteador o método DPSIR -Driven, Pressure, State, Impact, Response. A partir do panorama obtido por meio de aspectos legais e dados secundários, foi realizado o diagnóstico do emprego de herbicidas no Estado do Espírito Santo e os possíveis agravos para a água de abastecimento público. Verificou-se a possibilidade do uso dos Softwares ARAquá e Agroscre como recurso eletrônico para a aplicação de modelos preditivos, estimou-se a vulnerabilidade a impactos do cenário em estudo e em seguida, a presença do Glifosato, herbicida mais consumido mundialmente, foi monitorado em águas superficiais do Braço Sul do Rio Jucu. Dentre os resultados, foram constatados que apenas 35,02% dos comerciantes prestaram contas da venda de agrotóxicos ao órgão que compete à fiscalização. Os princípios ativos que mais estavam presentes nas formulações comercializadas no Estado foram o Glifosato, Paraquat, 2,4D, e o Picloram. O Programa VIGIAGUA, monitorou apenas 15 dos 27 agrotóxicos listados na Portaria nº 2914/2011 do Ministério da Saúde, em 15 dos 78 Municípios que compõem o Estado. Das 11 amostragens para a análise de Glifosato, três acusaram a sua presença.

Palavras chave: Agrotóxicos; Glifosato; Modelos preditivos.

Abstract

Water is one of the ways in which pesticides are transported from places that have been applied to other parts of the environment, which can generate numerous negative impacts. As a result of this factor, the condition for the use of pesticides is regulated by Laws, Decrees and Decrees. In order to carry out an interdisciplinary study from a sustainable perspective, the DPSIR -Driven, Pressure, State, Impact, Response method was used as a guide. Based on the panorama obtained through legal aspects and secondary data, the diagnosis of the use of herbicides in the State of Espírito Santo was made, as well as the possible problems for public water supply. The possibility of using the ARAquá and Agroscre softwares was verified as an electronic resource for the application of predictive models, the vulnerability to impacts of the scenario under study was estimated and then the presence of Glyphosate, the most consumed herbicide worldwide, was monitored in surface waters of the South Arm of the Jucu River. Among the results, it was found that only 35.02% of traders reported the sale of pesticides to the body responsible for inspection. The active ingredients that were most present in formulations marketed in the State were Glyphosate, Paraquat, 2,4D, and Picloram. The VIGIAGUA Program monitored only 15 of the 27 pesticides listed in Ordinance N°. 2914/2011 of the Ministry of Health, in 15 of the 78 Municipalities that make up the State. Of the 11 samples for the analysis of Glyphosate, three reported its presence.

Key-words: Pesticides; Glyphosate; Predictive models.



1. INTRODUÇÃO

A Revolução Verde consiste na difusão de tecnologias que permitiram um aumento considerável na produção agrícola, sobretudo em países menos desenvolvidos, que ocorreu principalmente entre 1960 e 1970, surgido com a promessa de acabar com a fome mundial. (OCTAVIANO, 2010).

Ainda que houvesse a premissa da redução da fome mundial, esta perdura até a atualidade. Uma em cada nove pessoas ainda não tem o suficiente para suprir as suas necessidades nutricionais. A Organização das Nações Unidas para a Agricultura e a Alimentação estima que entre os anos de 2012 e 2014 cerca de 805 milhões de pessoas eram consideradas desnutridas (GAELLE GOURMELON, 2014).

No Brasil, na época em que foi introduzida a Revolução Verde, foram criadas políticas públicas que estimulavam a produção extensiva e a compra de agrotóxicos com o propósito de melhorar a eficiência agrícola. A implantação da Revolução Verde no Brasil ocorreu em plena ditadura militar, portanto, em um ambiente pouco democrático e nada propício para se levantar publicamente questões ambientais e de saúde (PORTO; SOARES, 2012).

Dentre os incentivos fiscais brasileiros para o uso de agrotóxicos destacam-se a redução da base de cálculo do Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) dos produtos agrotóxicos em 60%, os declarados no Convênio do Conselho Nacional de Política Fazendária - CONFAZ 100/97, ratificado pelo ato da Comissão Técnica Permanente (COTEPE) nº 28/19, de 5 de abril de 2019 que vigorará até abril de 2020. E a redução à zero das alíquotas da contribuição para o Programa de Integração Social e do Programa de Formação do Patrimônio do Servidor Público (PIS/PASEP) e da Contribuição para o Financiamento da Seguridade Social (COFINS) incidentes na importação e na comercialização de agrotóxicos, impostos estes que contribuem justamente para uma das áreas mais afetadas pelo uso dos agrotóxicos: a saúde.

As medidas supracitadas colaboram para que o Brasil lidere o triste ranking dos agrotóxicos. Segundo dados do Instituto Nacional de Câncer (INCA) o Brasil é o maior mercado de agrotóxicos do mundo, ultrapassando um milhão de toneladas por ano, o que equivale a um consumo médio de 5,2 kg de veneno agrícola por habitante (BRASIL, 2015).

Os agrotóxicos não exercem efeitos apenas na área da aplicação. Eles podem ser transportados para outros locais por meio do escoamento das águas da chuva e da irrigação, ou através da drenagem e percolação no solo, resultando na acumulação dos agrotóxicos ou de seus produtos de degradação em diversas partes do meio ambiente (LISKA; SLOBODNIK, 1996).

Não há dúvidas que seu uso indiscriminado favoreça o surgimento das mais diversas consequências negativas, por isso, apesar de haver incentivos fiscais que facilitam a sua aquisição, o seu emprego é regulamentado por leis, que estabelecem as condições de aplicação e os limites de seus resíduos permitidos nos alimentos e na água.

O monitoramento de agrotóxicos pode demandar níveis elevados de custo e tempo. Por isso, mediante a necessidade de priorizar o monitoramento em áreas onde realmente se é necessário, os modelos preditivos, compostos por funções matemáticas capazes de converter um conjunto de dados de variáveis de entrada em uma variável de resposta e simular um cenário presente ou futuro, podem ser uma alternativa para um rastreio prévio antes de delimitar a área a ser monitorada. Os modelos de simulação devem ser simples e requererem parâmetros de entrada acessíveis (BERENZEM et al., 2005; RIBEIRO, VIEIRA, 2010).

Os modelos preditivos podem minimizar os custos e o tempo do monitoramento, mas não excluem a importância deste, visto que o acompanhamento de parâmetros de qualidade da água constitui ferramenta básica para avaliar desequilíbrios ambientais causadas pela ação antrópica (MOLOZZI; PINHEIRO; SILVA, 2006).

O Estudo teve por objetivo realizar o diagnóstico da utilização de agrotóxicos no Estado do Espírito Santo ressaltando as consequências para a água de abastecimento público do contexto encontrado.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Com o intuito de realizar um estudo interdisciplinar utilizou-se como um norteador das etapas do presente trabalho método DPSIR -Driven, Pressure, State, Impact, Response desenvolvido pela Agência Européia do Meio Ambiente (EEA). De acordo com este método, existe uma rede causal que começa com a condução de "forças" dos setores econômicos e das atividades humanas e que através de "pressões" modificam o "estado" físico, químico e biológico do meio, provocando "impactos" nos ecossistemas e na saúde humana que geram a necessidade de "respostas" como, por exemplo, políticas, priorização e definição de metas como forma de mitigar os impactos (KRISTENSEN, 2004).

A área de Estudo foi o Estado do Espírito Santo com ênfase na Bacia Hidrográfica do Rio Jucu e no Município de Marechal Floriano. Adotou-se a Região, tendo em vista sua grande relevância na captação de água para o consumo humano, bem como o fato de estar rodeada de propriedades de produção agrícola. Este fato aumenta a probabilidade de eventual contaminação das águas superficiais por agrotóxicos.

Devido à carência de informações na temática dos agrotóxicos em nível de



Estado e Município, foi realizado levantamento de dados secundários no Instituto de Defesa Agropecuária e Florestal do Espírito Santo (IDAF) e no Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para consumo humano (SISAGUA) do Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (VIGIAGUA) subordinado ao Ministério da Saúde. Obteve-se no IDAF dados de comercialização de herbicidas provenientes de fichas que os comerciantes entregam ao órgão em cumprimento do Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002. Do Sisagua adquiriram-se informações do monitoramento de agrotóxicos. As informações pertinentes ao trabalho contidas nas fichas foram digitadas no Excel, visto que o órgão não possui sistema informatizado para esses dados.

O município de Marechal Floriano foi limitado no Estudo para o monitoramento do Glifosato, herbicida mais consumido mundialmente, e para verificar a viabilidade de aplicação dos Softwares Agroscre e ARAQUÁ que são capazes de auxiliar, respectivamente, na obtenção do potencial de transporte de um determinado princípio ativo de agrotóxicos associado a água ou ao sedimento e na Avaliação de Risco Ambiental em cenários de uso agrícola. A escolha do Município foi em decorrência dele possuir economia predominantemente agrária e por conter um ponto de Monitoramento realizado pelo Comitê de Bacias Hidrográficas, possibilitando assim, a comparação futura dos resultados obtidos pelo presente estudo e os resultados do Comitê.

Foram realizadas 11 coletas de água superficial, entre os meses de abril a julho. As amostras foram armazenadas em frascos limpos, acondicionadas sob refrigeração, e preservadas até pH 2 com ácido fosfórico. A análise do Glifosato foi realizado por HPLC.

3. RESULTADOS

3.1 Resultados da comercialização de herbicidas no Espírito Santo

O Estado do Espírito Santo possui 197 estabelecimentos autorizados a fazer o comércio de agrotóxicos que estão distribuídos em 58 dos 78 Municípios do Estado. Desses 197 estabelecimentos, apenas 45 (que corresponde a aproximadamente 23%) entregaram a ficha ao IDAF no primeiro semestre, e 93 (aproximadamente 47%) no segundo semestre de 2016, perfazendo um total de 138 fichas (35,02%) no ano de 2016. Este número é muito reduzido, visto que o total de fichas no ano de 2016 deveria ter sido de 394 (01 por semestre de cada estabelecimento). Este fato tem dificultado o acompanhamento dos volumes de agrotóxicos comercializados no Estado e os possíveis desdobramentos dessa informação, visto que, este dado tem diversas finalidades, seja dentro dos órgãos ambientais, da administração pública ou da sociedade, pois pode subsidiar pesquisas acadêmicas, de mercado, e toma-

da de decisões. Agravando ainda mais a situação há o fato que o IDAF não possui sistema informatizado para cadastro das informações contidas nas fichas que os comerciantes entregam ao órgão, obstaculizando o seu pronto acesso.

Embora o número de fichas entregues seja de apenas 35,02%, os seus resultados foram expressivos. Após o planilhamento no EXCEL das informações contidas nas fichas que foram entregues ao IDAF, constatou-se que no estado do Espírito Santo foram vendidos um total de 1904856 L (um milhão e novecentos e quatro mil e oitocentos e cinquenta e seis litros) somente de herbicidas em 2016.

Levando em consideração a quantidade de litros, o Município que mais vende herbicidas no Estado é São Gabriel da Palha (14%), seguido por Santa Teresa (12%) e Vila Valério (9%), sendo que os princípios ativos que estavam mais presentes nos produtos comercializados foram o Glifosato, Paraquat, 2,4-D, e o Picloram.

Além de alguns produtos comerciais virem com mais de um princípio ativo, o próprio agricultor realiza manualmente a combinação de três a cinco agrotóxicos por vez. De Castro (2009) menciona que esta prática é relativamente comum e enfatizam a carência de estudos levanto em consideração a mistura realizada.

O Paraquat, 2,4-D, e o Picloram possuem classificação toxicológica como I-Extremamente tóxico. A validade dos registros de agrotóxicos e afins é por tempo indeterminado, podendo ser cancelados apenas nos casos de reavaliação toxicológica. No entanto, o Brasil não possui previsão legal para renovação ou revalidação, que somente serão feitas quando organizações internacionais responsáveis pela saúde, alimentação ou meio ambiente das quais o Brasil seja membro alertarem para riscos ou desaconselharem o uso de determinados agrotóxicos. A falta de periodicidade da reavaliação do registro facilita a permanência no mercado brasileiro de produtos obsoletos, mais perigosos, que poderiam ter sido substituídos por substâncias que oferecessem menos ou nenhum dano ao ambiente e à saúde dos seres vivos. Na União Europeia, de acordo com o regulamento 1107/2009, a validade máxima dos registros é de 10 anos.

Dos herbicidas vendidos no Estado, 72% possuem Glifosato na formulação. Por sua vez, os municípios que lideram a sua venda em termos de kg de princípio ativo são: São Gabriel da Palha (1º), Santa Teresa (2º), Linhares (3º), Venda Nova do Imigrante (4º), Colatina (5º). Marechal Floriano encontra-se em 8º posição no ranking de venda.

Analisando-se as informações relativas à comercialização de herbicidas, na Bacia Hidrográfica do Rio Jucu constatou-se que os princípios ativos que compunham os herbicidas mais vendidos na Bacia e no Município de Marechal Floriano foram o Glifosato, 2,4-D, Picloram e Paraquat. Estes princípios ativos deveriam ter prioridade de monitoramento na Bacia, visto que são comercializados na Região.



3.2. Resultados dos dados do Sisagua

Em relação ao monitoramento semestral de agrotóxicos pelo Programa VIGI-ÁGUA, foi obtida a informação que este se iniciou no ano de 2014, mas ainda não contempla todos os municípios do Estado. O monitoramento é realizado apenas em Domingos Martins, Santa Maria de Jetibá, Afonso Claudio, Santa Teresa, Venda Nova do Imigrante, Aracruz, Linhares, Presidente Kennedy, Marataízes, Itapemirim, Iconha, Anchieta, São Mateus, Pinheiros e Jaguaré. Ou seja, somente 15 dos 78 Municípios do Espírito Santo são monitorados.

A Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde recomenda o monitoramento de 27 agrotóxicos, porém, no ano de 2014, apenas 15 foram analisados. Deve-se destacar que o Glifosato, o herbicida mais comercializado no Estado foi um dos que não foram monitorados. A situação tornou-se mais complicada, nos anos de 2015 e 2016, nos quais nenhuma análise de agrotóxico foi feita. Evidencia-se, assim, a fragilidade do Programa no Estado, bem como a necessidade de sua revisão com a intenção de se garantir melhorias em sua eficiência.

3.3 Resultados dos modelos preditivos e das análises de glifosato

Durante a da viabilidade e da tentativa de aplicação dos modelos preditivos percebeu-se uma carência de informações atualizadas e regionalizadas em Nível de Município necessárias para a fomentação dos Softwares. Demonstrando que o Brasil carece de informações oficiais de aspectos edáficos, de uso e ocupação do solo, e da concreta aplicação dos agrotóxicos.

Das 11 coletas realizadas no monitoramento, três acusaram a presença de Glifosato nas concentrações de $49,9 \mu\text{g. L}^{-1}$, $26,2 \mu\text{g.L}^{-1}$, $66,4 \mu\text{g L}^{-1}$. Apesar de apenas 3 amostras apresentarem Glifosato os indicadores de contaminação não podem ser desconsiderados, até mesmo porque não se pode garantir que, no período de coleta das 09 amostras onde não foi detectada a substância, os agricultores locais encontravam-se fazendo uso dela em suas lavouras. Destaca-se que não se trata de produto que é utilizado, durante todos os dias do ano, mas sim apenas em períodos específicos.

Sendo assim, a presença de Glifosato em 03 amostras apresenta-se como suficiente para apontar, ao menos, a existência de problemas ligados ao seu manejo e aplicação, naquela região.

Apesar das concentrações detectadas serem legalmente permitidas no Brasil pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde que estabelece um limite de $500 \mu\text{g. L}^{-1}$ do Somatório do Glifosato e seu principal metabolito, o Ácido Aminometil-



fosfônico, este valor está muito superior a outras legislações como a Europeia, por exemplo, que estabelece o limite de $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, de qualquer agrotóxico na água.

Deve-se destacar que o Rio Jucu é utilizado para a captação de água, para consumo humano. Por conseguinte, toda e qualquer contaminação que venha a sofrer pode ter impacto em elevado número de pessoas.

Sendo assim, a presença de Glifosato em 03 amostras apresenta-se como suficiente para apontar, ao menos, a existência de problemas ligados ao seu manejo e aplicação, naquela região. O glifosato causa alterações no desenvolvimento da crista cefálica e neural e encurtamento do eixo ântero-posterior em anfíbios (PAGANELI, 2010). Inibe a transcrição de RNA (ácido ribonucleico) em animais, mesmo quando expostos a baixa concentração do herbicida (MARC, 2005). Pode afetar interações de dois organismos importantes do solo: as minhocas e as Micorrizas (ZALLER, 2014).

4. CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

Apenas 35,02% da quantidade de fichas de controle da venda de agrotóxicos foram encaminhadas pelos comerciantes ao IDAF em 2016, evidenciando-se que de fato não se está ocorrendo efetiva fiscalização da comercialização dos agrotóxicos. O Glifosato estava presente em 72% das formulações de herbicidas comercializadas no Estado. Obteve-se também que o Município que mais vende herbicidas é São Gabriel da Palha e os princípios ativos mais presentes nas formulações comercializados no Espírito Santo, na Bacia Hidrográfica do Rio Jucu e no Município de Marechal Floriano foram o Glifosato, 2,4-D, Picloram e Paraquat.

O Programa Vigiágua no Estado precisa de melhorias, para ser mais efetivo, pois apenas 15 dos 27 agrotóxicos exigidos na Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde são monitorados na água, em somente 15 dos 78 Municípios que compõem o Estado.

Com relação aos modelos preditivos, estes se apresentam como importante ferramenta de pesquisa, especialmente quando já disponíveis em Softwares, pois otimizam o tempo e diminui a chance de erros de cálculos realizados manualmente. Entretanto, cabe ressaltar que foi percebida a precariedade de informações oficiais necessárias para a aplicação dos Softwares ARAQUÁ E AGROSCRE utilizados na Pesquisa.

No tocante aos resultados das análises feitas nas amostras de águas coletadas para a presente trabalho, constatou-se a presença de Glifosato em algumas delas, nas concentrações que variaram de $26,2$ a $66 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. E agravando a situação o



governo vem renunciando receitas fiscais justamente em uma das áreas que mais sofrem com o uso dos agrotóxicos: a saúde.

Referências

BERENZEN, N.; LENTZEN-GODDING, A.; PROBST, M.; SCHULZ, H.; SCHULZ, R., & LIESS, M. A comparison of predicted and measured levels of runoff-related pesticide concentrations in small lowland streams on a landscape level. **Chemosphere**, v. 58, n. 5, p. 683-691, 2005.

BRASIL. Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002. Regulamenta a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4074.htm>. Acesso em 09 jun. 2016.

BRASIL. Instituto Nacional de Câncer. Ministério da Saúde (Org.). **Posicionamento do Instituto Nacional De Câncer José Alencar Gomes Da Silva Acerca Dos Agrotóxicos**. 10. ed. [s. L]: Ministério da Saúde, 2015. 5 p.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, 2011.

DE CASTRO, V. L. S. S. Uso de misturas de agrotóxicos na agricultura e suas implicações toxicológicas na saúde. **Embrapa Meio Ambiente-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2009.

GAELE GOURMELON (Washington). Worldwatch Institute. **Chronic Hunger Falling, But One in Nine People Still Affected**. 2014. Disponível em: <<http://vitalsigns.worldwatch.org/vs-trend/chronic-hunger-falling-one-nine-people-still-affected>>. Acesso em: 10 ago. 2017.

KRISTENSEN, Peter. The DPSIR framework. **National Environmental Research Institute, Denmark**, v. 10, 2004.

LIŠKA, I.; SLOBODNIK, J. Comparison of gas and liquid chromatography for analysing polar pesticides in water samples. **Journal of Chromatography A**, v. 733, n. 1-2, p. 235-258, 1996.

Marc, J.; Le Breton, M.; Cormier, P.; Morales, J.; Bellé, R.; Mulner-Lorillon, O. A glyphosate-based pesticide impinges on transcription. **Toxicology and applied pharmacology**, v. 203, n. 1, p. 1-8, 2005.

MOLOZZI, Joseline; PINHEIRO, Adilson; DA SILVA, Marcos Rivail. Qualidade da água em diferentes estádios de desenvolvimento do arroz irrigado. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 41, n. 9, p. 1393-1398, 2006.

OCTAVIANO, Carolina. Muito além da tecnologia: os impactos da Revolução Verde. **Com Ciência**, n. 120, p. 0-0, 2010.

Paganelli, A.; Gnazzo, V.; Acosta, H.; López, S. L.; & Carrasco, A. E. Glyphosate-based herbicides produce teratogenic effects on vertebrates by impairing retinoic acid signaling. **Chemical research in toxicology**, v. 23, n. 10, p. 1586-1595, 2010.

PORTO, Marcelo Firpo; SOARES, Wagner Lopes. The authors reply. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 37, n. 125, p. 47-50, 2012.

RIBEIRO, Deise Helena Baggio; VIEIRA, Eliane. Avaliação do potencial de impacto dos agrotóxicos no meio ambiente. **São Paulo: Centro de P&D de Proteção Ambiental, Instituto Biológico**, 2010.

SOARES, Wagner Lopes. **Uso dos agrotóxicos e seus impactos à saúde e ao ambiente: uma avaliação integrada entre a economia, a saúde pública, a ecologia e a agricultura**. 2010. Tese de Doutorado.



ZALLER, J. G., HEIGL, F., RUESS, L., GRABMAIER, A. Glyphosate herbicide affects belowground interactions between earthworms and symbiotic mycorrhizal fungi in a model ecosystem. **Scientific reports**, v. 4, 2014.



CAPÍTULO 2

APROVEITAMENTO DE ÁGUA DA CHUVA PARA FINS NÃO POTÁVEIS PARA UMA RESIDÊNCIA EM SÃO LUÍS/MA

USE OF RAIN WATER FOR POTABLE PURPOSES FOR A RESIDENCE IN
SÃO LUÍS / MA

Matheus Macedo Barroso

Reumo

Tendo em vista que a água é um recurso limitado e imprescindível à vida, questões sobre conservação, preservação e sustentabilidade dos recursos hídricos vêm sendo cada vez mais destacadas na atualidade. As técnicas de aproveitamento de água pluvial são soluções sustentáveis que contribuem para o uso racional da água, proporcionando a conservação dos recursos hídricos para as gerações vindouras. Partindo dessa ideologia esse artigo tem por finalidade de propor o desenvolvimento de um estudo de caso para a captação e aproveitamento de água da chuva para fins não potáveis em uma residência de 540m² de área construída, localizada no município de São Luís, onde foi analisado que a residência possui um grande potencial de captação hídrica e gastos significativos com o consumo de água potável, devido a esses fatores será proposto um sistema de captação de água de chuva, visando utilizar esse recurso para atividades de manutenção da área de lazer, lavagem de carros e irrigação do jardim, sendo benéfico devido a preservação e aproveitamento de um recurso finito, propondo que será obtido uma maior viabilidade econômica nos gastos junto a concessionária responsável pelo local.

Palavras-chave: Sustentabilidade, Água Pluvial, Sistema de captação

Abstract

Source for life, questions about conservation, preservation and sustainability of water resources are being increasingly highlighted today. The techniques for using rainwater are sustainable solutions that contribute to the rational use of water, providing the conservation of water resources for future generations. Based on this ideology, this article aims to propose the development of a case study for the capture and use of rainwater for non-potable purposes in a residence of 540m² of built area, located in the municipality of São Luís, where it was analyzed that the residence has a great potential for water abstraction and significant expenses with the consumption of drinking water, due to these factors a rainwater abstraction system will be proposed, aiming to use this resource for maintenance activities in the leisure area, car washing and irrigation of the garden, being beneficial due to the preservation and use of a finite resource, proposing that greater economic viability will be obtained in the expenses with the concessionaire responsible for the place.

Key-words: Sustainability, Rainwater, Catchment System.



1. INTRODUÇÃO

Apesar da sua grande preciosidade, a água é um recurso escasso. A água potável encontrada na natureza é um dos recursos mais essenciais para o crescimento e multiplicação dos organismos vivos que habitam o planeta terra. A disseminação de informações referentes ao risco de escassez de água tem aumentado a conscientização da população com relação à utilização desse recurso (MAY, 2004). Tendo em vista que nos dias atuais esse recurso natural encontra-se cada vez mais limitado.

É diagnosticado que uma parcela notável da população ainda se encontra sem acesso à água em quantidade e qualidade compatível com as suas necessidades básicas, especialmente a população de baixa renda. Devido ao crescimento populacional junto com o processo de industrialização e, conseqüentemente, o aumento da demanda por água nos grandes centros urbanos têm causado a insuficiência e degradação dos mananciais superficiais e subterrâneos. A crise no fornecimento d'água mostra a obrigação de se buscar alternativas a atual situação de uso deste recurso, que contribuam para o uso eficiente da água. Com essas informações, este trabalho tem por objetivo avaliar a utilização de água pluvial, para uso não potáveis em uma residência (TUCCI, 2008).

A água pluvial, com tratamentos simples, é uma alternativa concreta para uso em limpeza da área de serviço, irrigação de jardins e para lavagem de carros, pisos e roupas. Onde o objetivo desse estudo é analisar a viabilidade técnica, econômica e financeira captação de água da chuva para, posteriormente, reaproveitá-la na residência estudada. Visando obter informações sobre as metodologias de captação de água de chuva, onde será descrito a residência ao ser analisada, para definir o uso que será destinado a água captada e posteriormente realizar o dimensionamento das calhas e do reservatório a ser utilizado.

É diagnosticado que uma parcela notável da população ainda se encontra sem acesso à água em quantidade e qualidade compatível com as suas necessidades básicas, especialmente a população de baixa renda. Devido ao crescimento populacional junto com o processo de industrialização e, conseqüentemente, o aumento da demanda por água nos grandes centros urbanos têm causado a insuficiência e degradação dos mananciais superficiais e subterrâneos. A crise no fornecimento d'água mostra a obrigação de se buscar alternativas a atual situação de uso deste recurso, que contribuam para o uso eficiente da água. Com essas informações, este trabalho tem por objetivo avaliar a utilização de água pluvial, para uso não potáveis em uma residência.

A água pluvial, com tratamentos simples, é uma alternativa concreta para uso em limpeza da área de serviço, irrigação de jardins e para lavagem de carros, pisos e roupas. Onde o objetivo desse estudo é analisar a viabilidade técnica, econômica



e financeira captação de água da chuva para, posteriormente, reaproveitá-la na residência estudada. Visando obter informações sobre as metodologias de captação de água de chuva, onde será descrito a residência ao ser analisada, para definir o uso que será destinado a água captada e posteriormente realizar o dimensionamento das calhas e do reservatório a ser utilizado. O aproveitamento e reuso é dada como uma das soluções para o problema de escassez de água, por ser uma das formas mais simples e baratas para a conservação da água potável. O presente trabalho visa abranger informações sobre as vantagens e funcionamento de um sistema de captação de água da chuva, visando otimizar o melhor aproveitamento possível de acordo com os parâmetros e normas vigentes (RIGHETTO, 2009).

2. CICLO HIDROLÓGICO

A água, existente em praticamente todo o planeta, na atmosfera, na superfície dos continentes, nos mares, oceanos e subsolo, encontra-se, nos seus diferentes estados físicos, em permanente circulação, desenvolvendo um processo denominado "ciclo hidrológico" (ZONTA et al., 2012).

O ciclo hidrológico é o processo cíclico e contínuo de transporte das águas da Terra, interligando atmosfera, continentes e oceanos. Trata-se de um processo complexo, que tem como fonte de energia o sol, contendo muitos subciclos. Como praticamente todo o abastecimento de água doce é resultante da precipitação proveniente da evaporação das águas marítimas, o ciclo hidrológico pode ser entendido basicamente como o processo de transferência da água dos mares para os continentes e seu retorno aos mares (TUCCI, 2001).

O vapor d'água, que tem origem na evaporação das águas dos mares, é transportado para os continentes pelo movimento das massas de ar. Se o vapor for resfriado até o seu ponto de orvalho, ele condensa na forma de pequenas gotas visíveis, vindo a compor as nuvens, as quais, em condições meteorológicas adequadas, avolumam-se e, sob a ação da gravidade, precipitam-se. À medida que as chuvas caem, parte delas é interceptada pela vegetação e evaporada. Parte da precipitação que atinge a superfície do solo é devolvida para a atmosfera por evaporação, a partir das superfícies líquidas, do solo e da vegetação, e da transpiração dos seres vivos. O restante retorna aos mares por vias superficiais, subsuperficiais e subterâneas.

O ciclo hidrológico atua como um agente modelador da crosta terrestre devido à erosão e ao transporte e deposição de sedimentos por via hidráulica, condicionando a cobertura vegetal e, de modo mais genérico, toda a vida na terra.



2.1. Disponibilidade de recursos hídricos

As águas no planeta estão divididas da seguinte forma: 97% das águas são salgadas e 3% delas são doces (WEIERBACHER, 2008). Dos 3% de água doce, 80% está congelada nas calotas polares do Oceano Ártico, na Antártida e nas regiões montanhosas, ou em lençóis subterrâneos muito profundos, sobrando apenas 20% do volume da água para o consumo humano (BERTOLO, 2006).

A queda de disponibilidade de água deve-se pelo aumento da população mundial e pelo crescimento do consumo “per capita” registrados nas últimas décadas (BERTOLO, 2006). Este problema agrava-se, pois, para Pereira Júnior (2004, p.4), “a América do Norte dispõe de 30 vezes mais recursos hídricos por habitantes do que o norte da África, e o Canadá de 25 vezes mais do que o México”. O referido autor observa ainda que países com maior disponibilidade de água não são os de maior extensão territorial, mas sim países com pequena dimensão e pouco povoados.

Com a grande variação aleatória das precipitações atmosféricas ao longo do tempo, essa distribuição não uniforme vai se agravando, pois as precipitações tornam-se escassas em determinados períodos de tempo e muito abundantes em outros. As duas situações ocasionam problemas seríssimos, como as inundações e as secas (PEREIRA JÚNIOR, 2004).

2.2 Recursos hídricos no Brasil

O Brasil é um país privilegiado por dispor de uma grande parcela de água doce do mundo, incluindo a reserva subterrânea, o Aquífero Guarani, com 1,2 milhões de quilômetros quadrados. No entanto, essa água não é distribuída uniformemente por todo o território brasileiro, o que torna certos lugares muito escassos de água para consumo (SILVA, 2012).

Observa-se que as regiões mais populosas são justamente as que possuem menor disponibilidade de água e onde há muita água ocorre baixo índice populacional. Como exemplo cita-se a região sudeste do Brasil, que concentra o maior percentual de população, em relação às outras regiões, porém, possui uma disponibilidade hídrica de apenas 6% do total nacional. Já a região norte, que dispõe da maior disponibilidade de água, tem uma população de apenas 8 % (GHISI, 2006, apud WEIERBACHER, 2008).

Contudo, destaca-se que a crise da água não é consequência apenas de fatores climáticos e geográficos, mas, principalmente do uso irracional dos recursos hídricos. Entre as causas do problema figuram: o fato de a água não ser tratada como um bem estratégico no País, a falta de integração entre a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e as demais políticas públicas, os graves problemas



na área de saneamento básico e a forma como a água doce é compreendida, visto que muitos a consideram um recurso infinito. Para a preservação dos corpos hídricos e para garantir a acessibilidade a eles, o Brasil terá de promover uma gestão competente, que procure a equalização da água. Para a definição dos marcos regulatórios principais e da capacidade de suporte de cada bacia, é fundamental o conhecimento das necessidades dos diversos usuários e da capacidade de oferta e de renovação das fontes naturais (LIMA e BARROSO, 2019).

3. A PROBLEMÁTICA DA ESCASSEZ DA ÁGUA NO BRASIL E EM SÃO LUÍS

Atualmente vários países enfrentam o problema da escassez da água, em decorrência do desenvolvimento desordenado das cidades, da poluição e dos recursos hídricos, do crescimento populacional e industrial, que geram um aumento na demanda pela água, ocasionando o esgotamento desse recurso (TUCCI, 2001).

Um aspecto importante acerca dos recursos hídricos é a desigualdade com que o mesmo se distribui nas regiões do mundo e até mesmo no Brasil. Segundo dados do Ministério do Meio Ambiente, o Brasil detém cerca de 13,7% de toda água superficial da Terra, sendo que desse total, 70% está localizado na região amazônica e apenas 30% está distribuído pelo resto do país (BRASIL, 2002).

Em consequência do crescimento populacional desordenado, a cidade de São Luís está sofrendo com essa problemática. Os sistemas de abastecimento da capital maranhense captam águas superficiais e subterrâneas, sendo eles: Sistema Italuís que capta água do Rio Itapecuru; Sistema Sacavém que além de aproveitar as águas dos Rios do Prata e do Riacho Mãe Isabel, também fornece água através de poços tubulados e o Sistema Paciência que abastece somente por poços tubulares, sendo ao todo 16 poços, 8 reservatórios pertencente ao Paciência I e 8 reservatório incluído no Paciência II (CAEMA, 2017).

O Sistema do Sacavém padece com a poluição ao longo de sua extensão, principalmente em virtude do povoamento que ocorreu ao longo do tempo próximo Bacia do Bacanga que está localizada na área central de São Luís (MENDES, 2008). Dessa forma, a qualidade da água que abastece a casa dos ludovicenses é de baixa qualidade, podendo provocar doenças como cólera, ascaridíase, hepatite A, entre outras. Apesar de São Luís ter sua alimentação hídrica por vários sistemas de abastecimento, existem alguns problemas relacionados com a qualidade da água. O Rio Itapecuru que abastece a cidade por meio do Sistema Italuís, possui pouca vegetação em suas margens, acarretando o assoreamento do rio e fragilizando o funcionamento do sistema, além de sofrer também com o lançamento de esgoto doméstico (CAEMA, 2017). Por meio do mapa 1 ilustra-se os sistemas de abastecimento da cidade, com destaque para o Sistema Italuís que atua na maioria dos bairros da capital, destacando-se como o de maior importância no fornecimento de



água para a cidade.



Mapa 1 – Sistema de abastecimento de água em São Luís – MA
Fonte: Caema (2017)

4. A IMPORTÂNCIA DO REUSO DA ÁGUA

Conforme Galizone (2004), nas regiões áridas e semiáridas brasileiras, a água se tornou um fator limitante para o desenvolvimento urbano, industrial e agrícola. Planejadores e entidades gestoras de recursos hídricos procuram continuamente novas fontes de recursos para complementar a pequena disponibilidade hídrica ainda disponível.

De acordo com Loreno (2005), diversos países do oriente médio onde a precipitação média oscila entre 100 e 200 mm por ano, dependem de alguns poucos rios perenes e pequenos reservatórios de água subterrânea geralmente localizados em regiões montanhosas de difícil acesso. A água potável é proporcionada por meio de sistema de dessalinização da água do mar e, devido à impossibilidade de manter uma agricultura irrigada, mais de 50% da demanda de alimentos é satisfeita pela importação de produtos alimentícios básicos.

Para Galizone (2004), a distribuição desigual da água pelas diferentes regiões do planeta, falta de saneamento básico em países subdesenvolvidos, falta de programas sociais em áreas empobrecidas, o uso irracional do recurso, pavimentações

nos grandes centros urbanos são fatores que se agregam contribuindo ainda mais para que a situação se torne calamitosa em vários países. O reuso é a alternativa para a sobrevivência da humanidade, uma vez que a prática poderá atender finalidades potáveis ou não, o que fará parte de uma estratégia para uma administração racional do uso da água.

De acordo com Brito (2010), o Brasil concentra volume expressivo de água doce do mundo disponível em rios e abriga o maior rio em extensão e volume do Planeta, o Amazonas. Além disso, o território brasileiro recebe chuvas abundantes durante o ano em maior parte de suas regiões e as condições climáticas e geológicas propiciam a formação de uma extensa e densa rede de rios, com exceção do semiárido, onde os rios são pobres e temporários. Essa água, no entanto, é distribuída de forma irregular, apesar da abundância em termos gerais. A Amazônia, onde estão as mais baixas concentrações populacionais, possui a maior parte da água superficial. Enquanto isso, no Sudeste, essa relação se inverte: a maior concentração populacional do País tem disponível menos disponibilidade deste recurso.

Mesmo na (área de incidência do semiárido nos estados do Nordeste), não existe uma região homogênea. Há diversos pontos onde a água é permanente, indicando que existem opções para solucionar problemas socioambientais atribuídos à seca. Dentro deste quadro de alguma aparentando ser confortável para o Brasil, a importância do reuso da água deve ser estimulado com veemência, buscando minimizar principalmente a carência das regiões semiáridas e sudeste.

4.1 Benefícios do reaproveitamento da água

Conforme Galizone (2004), o reaproveitamento da água de chuvas ou de outras fontes a serem descartadas, como nas indústrias, agricultura ou outras atividades fins, é uma prática difundida em países como Austrália e Alemanha onde novos sistemas vêm sendo desenvolvidos, permitindo a captação de água de boa qualidade de maneira simples e bastante eficiente em termos financeiros. Segundo Aquastock (2005) a reutilização de água traz várias, tais como: minimiza a utilização de água potável onde esta não é necessária, Reduz o consumo da rede pública de água tratada; Investimentos baixos com retorno rápido; Auxílio na contenção de enchentes; Encoraja a conservação de água, a autossuficiência e uma postura ativa perante os problemas ambientais; Reduz os lançamentos industriais em cursos d'água, possibilitando melhorar a qualidade de águas interiores das regiões mais industrializadas; Reduzir à captação de águas superficiais e subterrâneas, possibilitando uma situação ecológica mais equilibrada; Aumento da disponibilidade de água para usos mais exigentes.

Galizone (2004) faz uma abordagem no cenário econômico elencando os principais benefícios, sendo estes: conformidade ambiental em relação aos padrões e normas ambientais estabelecidos, possibilitando maior inserção dos produtos



brasileiros nos mercados internacionais; Mudança nos padrões de produção e consumo; Redução dos custos de produção; Aumento da competitividade no setor industrial, agropecuário e outros; Habilitação para receber incentivo e coeficientes redutores dos fatores da cobrança pelo uso da água.

4.2 Aspectos qualitativos da água da chuva

Com a necessidade e o crescente interesse no aproveitamento da água da chuva como fonte alternativa de suprimento cresce também os questionamentos acerca da sua qualidade, principalmente, nos centros urbanos, onde a poluição atmosférica em muitos casos é visível e percebida pela população. São muitos os fatores que influenciam na qualidade da água da chuva, dentre eles pode-se citar a localização geográfica (proximidade do oceano), a presença de vegetação, as condições meteorológicas (regime dos ventos), a estação do ano e a presença de carga poluidora.

Em regiões próximas aos oceanos existe uma maior probabilidade de encontrar sódio, potássio, magnésio e cloro na água da chuva, já em regiões com grandes áreas não pavimentadas, ou seja, com grandes áreas de terra, provavelmente, estarão presentes na água da chuva partículas de origem terrestre como a sílica, o alumínio e o ferro.

Regiões de intensa atividade agrícolas podem apresentar o inconveniente da água de chuva carrear os aerossóis de agrotóxicos e pesticidas lançados nas plantações (CUNLIFFE, 1998). Em contrapartida, regiões densamente urbanizadas e industrializadas apresentam em sua atmosfera compostos poluentes, como os óxidos de enxofre e nitrogênio, monóxido de carbono, hidrocarbonetos, material particulado (MP), entre outros, oriundos de lançamentos de chaminés e de automóveis.

Algumas atividades naturais também podem gerar poluentes como o MP, óxidos de nitrogênio e enxofre, hidrocarbonetos e monóxido de carbono, são elas a decomposição biológica, as praias e dunas, as queimadas, o spray marinho e a erosão eólica do solo e de superfícies.

A chuva cumpre papel de destaque no que diz respeito à dispersão dos poluentes, posto que ao lavar a atmosfera, sedimenta o MP e auxilia na dissolução dos gases. Ela funciona também como agente agregador, capturando os particulados, que agem como núcleos de condensação ou são englobados pelas gotas de nuvens, que ao se colidirem aumentarão, formando gotas sempre maiores, que acabarão por precipitar-se. Nesse momento tem início o processo de remoção dos poluentes por carreamento, um eficiente agente de limpeza da atmosfera também denominado deposição úmida (DANNI-OLIVEIRA e BAKONYI, 2003).

Ao promover a limpeza da atmosfera, a chuva traz consigo os contaminantes



presentes na mesma, que dependendo da sua natureza e concentração podem afetar as características naturais da água da chuva, podendo ocasionar inclusive o fenômeno da chuva ácida, que causa efeitos indesejáveis, tais como danos aos rios e lagos, danos às florestas e vegetação e danos a materiais e estruturas (TRESMONDI, TOMAZ & KRUSCHE, 2003).

4.3 Potabilidade da Água

Verificar a potabilidade da água significa analisá-la para saber se o seu consumo é seguro, ou seja, se a ingestão da água pode ou não trazer riscos à saúde do consumidor. Toda água destinada ao consumo humano deve obedecer aos padrões de qualidade estabelecidos na Portaria n. 2.914, do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011). Existem certos parâmetros relacionados à qualidade da água que devem ser analisados para que a mesma possa ser tratada de acordo com o uso que será dado. Os principais parâmetros a serem analisados de acordo com a Conama e com as normas NBR 15527 e NBR 13969, que regem a qualidade da água para os fins não potáveis, são: Turbidez; P.H. (Potencial Hidrogeniônico); D.Q.O. (Demanda Química de Oxigênio); D.B.O. (Demanda Biológica de Oxigênio), Coliformes e Sólidos.

Desenvolver normas e estabelecer critérios de uso e conservação da água da chuva nas edificações é extremamente necessário nos dias atuais, tendo em vista as grandes vantagens trazidas por esse sistema, como a conservação da água, através da redução do consumo de água potável nas edificações e o controle de enchentes, amparando os sistemas de drenagem. A NBR 15527/2007 (ABNT, 2007), descreve acerca do aproveitamento da água de chuva, se aplica a usos não potáveis em que essas águas captadas em uma cobertura urbana podem ser aproveitadas após tratamento adequado como, por exemplo, descargas em bacias sanitárias, irrigação de gramados e plantas ornamentais, lavagem de veículos, limpeza de calçadas e ruas, limpeza de pátios.

5. COMPONENTES BÁSICOS DE UM SISTEMA PARA CAPTAÇÃO DE ÁGUA DA CHUVA

A captação de água da chuva é composta por cinco fases: captação, filtração, armazenagem e distribuição. O sistema de coleta e distribuição da água é apresentado na figura 1, onde é possível observar o sistema através de todos os seus processos. A água que escoar no telhado é coletada pelas calhas e através de condutores é transportada até um filtro e deste filtro percorre até uma cisterna. Da cisterna ela vai para um reservatório superior, neste caso da Figura 4, através de uma bomba. Depois que a água está no reservatório superior ela é direcionada para os seus pontos consumidores.





Figura 1 - Esquema de sistema aproveitamento de água de chuva
 Fonte: Bella Calha (2007)

5.1 Captação

Segundo Weierbacher (2008, p. 38) “a captação da água da chuva é feita através de telhados, lajes de cobertura e varandas”. O tamanho da superfície de captação está diretamente relacionado ao potencial de água de chuva possível de ser aproveitado, e o material que forma esta superfície influenciará na qualidade da água captada e nas perdas por evaporação e absorção (COHIM; GARCIA; KIPERSTOK, 2008).

Segundo Bertolo (2006, p.39), “a qualidade da água recolhida no telhado depende dos materiais utilizados na sua construção, dos materiais que nele se depositam e da sua manutenção”. O referido autor recomenda que a superfície de recolhimento seja lavada, pelo menos duas vezes ao ano, para manter o local adequado para recolhimento da água e que seja podada as árvores que estiverem pendentes sobre o local, para reduzir a quantidade de folhas e impossibilitar o acesso de gatos, roedores ou pássaros. O volume de água que pode ser aproveitado não é o mesmo do volume precipitado, tendo em vista as perdas que ocorrem por absorção e evaporação na superfície de recolhimento, que variam de acordo com o tipo de material do telhado. Desta forma, utiliza-se o coeficiente de escoamento superficial (C) para considerar esta parcela de perdas, que é o quociente entre a água que escoou pela superfície de captação e o total precipitado.

5.1.1 Dispositivos de condução da água (horizontal e vertical)

No momento em que a água da chuva cai na superfície de recolhimento, ela é direcionada para as calhas que, por dispositivos de condução, levam-na para as cisternas (WEIERBACHER, 2008). Junto com a água são carregados sedimentos, folhas, detritos indesejáveis que podem prejudicar o funcionamento do sistema de

captação, como, por exemplo, obstruindo os condutores e ocasionando o crescimento de culturas bacterianas no interior da tubulação (MACHADO, 2013).

Para que não ocorram obstruções e deficiência no sistema, aconselha-se a instalação de grelhas, para impedir que os detritos maiores cheguem na tubulação. Mesmo com a execução da instalação da grelha é necessário inspecionar periodicamente os condutores horizontais e verticais (MACHADO, 2013). Cabe salientar que a NBR 10844 (ABNT, 1989) especifica o dimensionamento dos condutores horizontais e verticais, maximizando a quantidade de água captada e minimizando perdas de volumes consideráveis.

5.1.2 Dispositivo de primeira lavagem

Em algumas épocas do ano ocorrem períodos extensos sem precipitações, de forma que proporcionam um acúmulo de sujeira nos telhados. Quando chove, junto com a água escoam toda a sujeira contida na superfície. Por este motivo, se indica descartar as águas iniciais, para que essas impurezas menores não fiquem contidas no sistema de captação (FLESCHE, 2011).

5.2 Armazenamento

O reservatório de armazenamento é o investimento mais significativo no sistema de recolhimento de água da chuva. A sua localização, capacidade e a seleção do material deverá ser um momento muito delicado para reflexões, pois é por meio destes itens que o sistema terá uma melhor ou pior eficiência. De forma a maximizar a eficiência, os reservatórios devem estar localizados tão perto quanto possível de ambos os pontos, seja do de fornecimento, seja do de consumo. O material do reservatório deve ser durável, estanque em relação ao exterior, liso no interior e selado com juntas de material não tóxico e não deve permitir a penetração da luz solar, para não ocorrer crescimento de algas no seu interior. (BERTOLO, 2006).



6. METODOLOGIA

6.1 Área de estudo

A residência em estudo está situada na Avenida Samambaia, quadra 02, Nº 23, no bairro do Calhau, locada na cidade de São Luís - MA. Vale ressaltar que o clima do município se caracteriza como tropical semiúmido, com temperatura média anual de 27,0°C. A precipitação média da cidade é de 152 mm/h. Apresenta altitude média de 4 m acima do nível do mar e seu o relevo é composto de rochas sedimentares. A residência abriga quatro pessoas e possui duas 2 salas, copa, cozinha, área de serviço quatro suítes, três banheiros sociais, piscina e área de lazer. Seu lote possui área total de 800m² e tem área de cobertura em projeção de 540,00 m². A figura 2 apresenta a localização da residência em estudo. O consumo médio de água nos últimos 3 meses (agosto, setembro e outubro) é de 42 m³/mês.



Figura 2 – Foto da fachada da residência
Fonte: Autor (2019)

6.2 Desenvolvimento do projeto

O projeto consiste no dimensionamento completo de um sistema de aproveitamento da água de chuva fundamentado, a partir de normas e formulações específicas da engenharia hidráulica e sanitária. Como premissa para este projeto, foi adotado o uso não potável da água de chuva. Este tipo de utilidade requer um menor acompanhamento de sua qualidade, nesse sentido, é notável a simplificação de um sistema de reaproveitamento para este fim.

A norma brasileira que aborda sobre o aproveitamento de águas pluviais em área urbana para propósitos não potáveis é encontrada na NBR 15.527 (ABNT, 2007). Dispõe sobre os requisitos para os SAAP, assim como informa alguns métodos para dimensionamento dos reservatórios. O Sistema para captação da água de chuva é formado pela área de coleta, as calhas, os condutores verticais, pré-tratamento e reservatório, visto que o fim de utilidade da água coletada é para lavagem

de veículos, não sendo necessário um processo tão complexo para melhoria da água, o sistema de filtragem que estará disposta no pré-tratamento abordado por um filtro de partículas mais densas e partículas menores, será excelente para pleno funcionamento e não prejudicar os equipamentos, quanto os humanos envolvidos diretamente e indiretamente pelas etapas do processo. A chuva despenca em superfícies como telhados, terraços, parede que escoam para algum direcionamento de captação ou outros, com diferentes coeficientes de absorção de água e escoamento. Através de dados locais pluviométricos e dos materiais que constituem a área de captação, é dimensionado as calhas e condutores utilizados de acordo com a norma NBR 10.844 (ABNT,1989). Os elementos citados tem a função de transportar a água para o SAAP, para o pré-tratamento ou processo de filtragem.

O processo de pré-tratamento consiste na primeira etapa pós escoamento da água pela área de coleta em que fica localizado próximo do local de direcionamento para escoamento da calha para os demais processos, tem por função separar materiais grosseiros, geralmente utilizado a priori para retirada de materiais como galhos, folhas e outros, antes deles. Como a utilização será para uma demanda de limpeza de pisos, churrasqueira, irrigação do jardim e descargas sanitárias, não necessita de outras etapas como por exemplo clorificação, atendendo parâmetros de coliformes, turbidez e coloração de acordo com normas pré-estabelecidas de água de chuva (TOMAZ, 2003). A utilização do filtro é para preservar o reservatório da entrada de detritos, além de controlar que animais entrem nele. Mesmo com a norma determinar critérios mínimos de qualidade da água, não aborda sobre algum filtro específico, sendo assim o autor do projeto pode apontar qual filtro deva ser utilizado através dos dados encontrados, justificado pela melhor eficiência do resultado almejado. Os reservatórios têm a função de armazenar a água filtrada, de forma a protegê-la da "incidência de luz solar e do calor, bem como de animais que possam adentrar o reservatório através da tubulação de extravasamento" (ABNT, 2007). A NBR 15527:2007 dispõe ainda sobre a frequência de realização de manutenção dos componentes do sistema.



6.3 Cálculo da área de contribuição do telhado e vazão

A partir das recomendações da norma NBR 10.844:1989 – Instalação Predial de Águas Pluviais, as vazões de projeto foram determinadas através da equação:

$$Q = C \times I \times A / 60 \quad \text{Eq. 01}$$

Onde:

- Q = Vazão máxima (l/min);
- i = Índice de precipitação pluviométrica (mm/h);
- A = Área de contribuição (m²).
- C = Coeficiente de escoamento (adimensional);

Ainda conforme a NBR 10.844:1989:

[...] a determinação da intensidade pluviométrica “i”, para fins de projeto, deve ser feita a partir da fixação de valores adequados para a duração de precipitação e o período de retorno. [...] A duração da precipitação deve ser fixada em t = 5 min” (ABNT, 1989).

Portanto, foi considerado o índice pluviométrico de São Luís de 230 mm/h para um período de retorno de 12 anos, com intuito de abranger mais episódios de chuva e duração de precipitação de 5 minutos.

Conforme ressaltado por Nobrega (2011), as áreas de contribuição consideradas para o dimensionamento da calha e dos condutores são aquelas que interceptam a água da chuva, a saber: a área de cobertura com os incrementos devido à inclinação e as áreas de parede, tendo em vista que a ação do vento ocasiona um ângulo de inclinação na chuva. Portanto, para o cálculo das áreas de contribuição foram utilizadas as fórmulas apresentadas na norma NBR 10.844:1989. Conforme pode ser visto na tabela 1, o coeficiente de escoamento para telhas cerâmicas deve ser de 0,80 a 0,90.

MATERIAL	COEFICIENTE DE <i>RUNOFF</i>
Telhas cerâmicas	0,80 a 0,90
Telhas esmaltadas	0,90 a 0,95
Telhas corrugadas de metal	0,80 a 0,90
Cimento amianto	0,80 a 0,90
Plástico, PVC	0,90 a 0,95

Tabela 1 – Coeficiente de runoff **médios**
Fonte: Tomaz (2007)



Segundo Dornelles (2012, p. 24):

Dada à variabilidade do coeficiente, o projetista deve ponderar a determinação do coeficiente de escoamento em função dos fatores de risco. Assim para o caso de o sistema de aproveitamento de água de chuva garantir o abastecimento, deve-se optar por um valor mais baixo. Para atuar como um dispositivo de redução de alagamentos urbanos, opta-se por um valor mais alto. Podendo ainda ser adotado um valor intermediário, que tenha compromisso em atender parcialmente ambos os quesitos.

Portanto, optou-se por utilizar um valor médio entre 0,8 e 0,9, ou seja, $C=0,85$, desta maneira o cálculo estará a favor da segurança.

A água da chuva captada pela área de contribuição terá uma utilidade para fins não potáveis, onde seu reuso será designado para atividade de lavagem de pisos, automóveis, irrigação do jardim de inverno, limpeza da churrasqueira e descargas sanitárias. Aplicando-se as fórmulas contida na norma NBR 10.844:1989, foram calculadas as áreas de contribuição das superfícies inclinada e plana vertical do telhado. Em seguida, aplicando-se a equação 1, foi calculada a vazão de projeto. As áreas consideradas para cálculo da vazão do telhado estão mostradas na figura 3, e os valores obtidos no cálculo estão apresentados no quadro 1

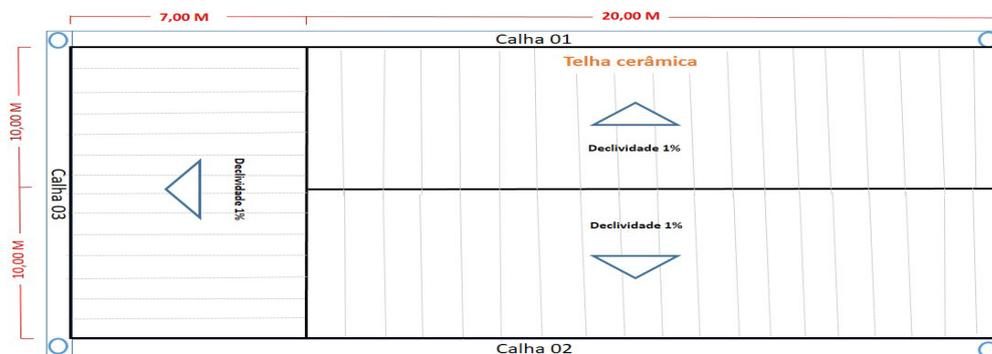


Figura 3 - Área de contribuição do telhado
Fonte: Autor (2019)

Descrição	Área de Contribuição	Vazão de projetos (L/min)	Vazão de projetos (m ³ /s)
CA-LHAS	C1	225	484,50
	C2	225	484,50
	C3	148,75	320,31
TOTAL	598,75		0,0053385

Quadro 1 - Vazão de contribuição
Fonte: Autor (2019)

No referido estudo foram adotados o $C = 0,85$ acordo com o Coeficiente de Runoff e $I = 152$ mm/h de acordo com INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) na cidade de São Luís/MA, levando em consideração um tempo de duração da precipitação de 5 minutos e tempo de retorno (T) de 25 anos.

6.4 Dimensionamento das calhas

Para o dimensionamento das calhas foi verificado na tabela 2 da NBR 10.844:1989, reproduzida abaixo.

	DECLIVIDADE		
	0,50%	1%	2%
100	130	183	256
125	236	333	466
150	384	541	757
200	829	1.167	1.634

Tabela 2 – Capacidades de calhas semicirculares com coeficientes de rugosidade $n=0,011$ (vazão em L/min)

Fonte: Adaptado de NBR 10.844 (1989).

Esta tabela determina o diâmetro das calhas semicirculares com coeficiente de rugosidade de $n = 0,011$ a partir da equação de Manning:

A declividade diz respeito à inclinação em que serão dispostas as calhas. Neste caso, a inclinação deve ser uniforme e com valor mínimo de 0,5% que corresponde a 0,005 m/m.

Para o dimensionamento da calha foram consideradas as seguintes premissas:

- Coeficiente de rugosidade da calha plástico (n) = 0,011;
- Calha semicircular;
- Declividade mínima da calha (i) = 0,001 m/m.

A partir dos valores de vazão de projeto calculados para cada calha e da declividade adotada, foram identificados na tabela 2 os diâmetros interno necessários para as calhas, conforme apresentado no quadro 2 que trata das vazões de calhas.

Ca-lha	Vazão de pro-jetos (L/min)	Declivida-de (%)	Diâmetro interno da calha (mm)
C1	484,50	1%	150 mm
C2	484,50		150 mm
C3	320,31		125 mm

Quadro 2 – Vazão das calhas
Fonte: Autor (2019).

6.5 Dimensionamento condutor vertical

O condutor vertical, que faz a ligação da calha com o condutor horizontal, foi definido através do ábaco para calhas com saída em aresta viva da NBR 10.844:1989. Para este cálculo, partiu-se da vazão de projeto obtida e traçou-se uma reta vertical até interceptar a curva que condiz com o comprimento da tubulação, a partir deste ponto traçou-se uma reta horizontal até interceptar o eixo das ordenadas, o qual apresenta o diâmetro do condutor a necessário.

Para o dimensionamento dos condutores verticais foi considerada a maior vazão de projeto: 484,50 L/min. De acordo com o ábaco proposto pela NBR 10.844:1989 para calhas com saída em aresta viva da, este valor de vazão conduz a um condutor inferior com diâmetro menor do que o diâmetro mínimo estabelecido pela norma que é de 70mm. Portanto, adotou-se o condutor com diâmetro comercial de 75 mm para todos os condutores verticais da cobertura.

6.6 Dimensionamento do condutor horizontal

Os condutores horizontais têm por objetivo encaminhar as vazões acumuladas ao reservatório. Sendo assim, para seu dimensionamento, considerou a capacidade dos condutores de secção circular estipulados pela NBR 10.844:1989. Os condutores horizontais devem possuir declividade mínima de 0,5 %. A lâmina de escoamento deve ser igual a 2/3 o diâmetro interno do tubo. Além disso, o dimensionamento dos condutores horizontais é feito conforme o coeficiente de rugosidade e a inclinação da cobertura. Partindo dessas informações e considerando a vazão de projeto de 484,50 L/min e para o coeficiente de rugosidade (n) igual a 0.011, obtém-se uma tubulação de PVC horizontal com diâmetro de 125 mm e inclinação de 1 %.

6.7 Dimensionamento do pré-tratamento

A remoção de materiais grosseiros será feita através de grades que serão instaladas na saída das calhas para o condutor vertical. Esse sistema foi escolhido



devido sua simplicidade e por possuir um custo menor se comparado com outros disponíveis no mercado.

6.7.1 Dimensionamento do reservatório de descarte da primeira água

Para o dimensionamento do reservatório de descarte da primeira água de chuva será seguida a recomendação da Associação Brasileira de Captação e Manejo de Água de Chuva – ABCMAC. (ABCMAC apud RODRIGUES, 2007). A ABCMAC especifica que o descarte seja de 1 a 2 litros por m² de telhado, ou seja, 1 a 2 mm da primeira precipitação. Neste caso, será adotado o descarte de 2 litros de água por m² da cobertura em projeção, o que resulta em um volume de 810 litros (1,5 x 540,00 m²). Portanto, para o descarte deste volume será utilizado um reservatório com capacidade de até 1000 litros.

6.7.2 Clorador

De acordo com a NBR 15.527/07 sugere-se a desinfecção através de alguns processos como por exemplo: cloração, raios ultravioletas ou aplicação de ozônio. Mediante podendo haver contato com o ser humano, foi escolhido a utilização de um sistema clorador para ofertar qualidade da água seguindo os padrões solicitados da norma.

6.7.3 Reservatório

O reservatório foi dimensionado utilizando os dados de precipitação média anual, obtida através do banco de dados do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). Os valores utilizados são referentes às médias históricas. A estimativa do volume do reservatório para a acumulação da água de chuva coletada foi baseada no levantamento das áreas da cobertura em projeção da residência em estudo, e no índice pluviométrico da região em estudo.

6.8 Dimensionamento do conjunto motor-bomba

Segundo a NBR 5626:1998, a vazão de projeto para o abastecimento do reservatório é determinada através da razão entre a capacidade do reservatório (2.000 litros) e o tempo de enchimento do mesmo. No caso da residência a bomba funcionara 5 horas por dia, onde será utilizada nos períodos de pico. Portanto, para o



dimensionamento do conjunto motor-bomba foi utilizada uma vazão de projeto de 0,173L/s. Para economia e viabilidade do projeto será usada uma bomba que já se encontra na residência sem nenhuma serventia, assim será sugerido a bomba periférica BP 500 que tem rendimento satisfatório devido a suprir a vazão necessitada em uma altura manométrica superestimada que seria de 12 metros, obtendo uma vazão de 0,266L/s.

6.9 Manutenção do sistema

Uma etapa importante para o correto funcionamento do sistema é a manutenção. A NBR 15.527:2007 traz recomendações para os prazos de manutenção para cada componente do sistema. Portanto, a frequência recomendada de manutenção para as calhas é de duas vezes por ano. Entretanto, se a cobertura estiver localizada próximo às árvores é preciso ficar atento ao acúmulo de folhas, visto que poderá atrapalhar o escoamento da água de chuva nas calhas. Vale ressaltar que é importante observar a recomendação dos fabricantes quanto à frequência de limpeza dos componentes do sistema, conforme exemplificado na tabela 3.

COMPONENTE	FREQUÊNCIA DE MANUTENÇÃO
Dispositivo de descarte de detritos	Inspeção normal
	Limpeza trimestral
Dispositivo de escoamento inicial	Limpeza mensal
Calhas, condutores verticais e horizontais	Semestral
Dispositivo de desinfecção	Mensal
Bombas	Mensal
Reservatórios	Limpeza e desinfecção anual

Tabela 3 – Componente x Frequência de Manutenção
Fonte: Abnt (2007).

6.10 Discriminação dos custos

Neste projeto foi realizado um estudo da viabilidade econômica da implantação do sistema de captação de água pluvial. Para este estudo, foi consultada a tabela de composições do Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI), que serviu de referência para o cálculo do custo final. Este custo foi comparado ao consumo da residência sem a implantação do sistema em questão. No que se refere aos custos dos materiais que serão utilizados, foram adotados os valores do serviço composto, ou seja, o custo do material e da mão de obra agregados.

Após o dimensionamento do sistema predial, foram extraídos os custos relacionados à implantação do sistema de captação e armazenamento de água de chu-



va. Com os valores em questão foi elaborada a tabela 4, que contempla os custos totais de fornecimento e instalação dos materiais.

SISTEMA	SUB-TOTAL (R\$)
Condutores de água da chuva	R\$ 4898,41
Dispositivo de remoção de Detritos Auto Limpante (DRDAL)	R\$ 141,34
Dimensionamento do dispositivo para o Descarte de Água de Escoamento Inicial (DDAEI)	R\$ 4462,74
Reservatório de Água da Chuva (RAC)	R\$ 6522,55
VALOR TOTAL	R\$ 16025,04

Tabela 4 – Custos envolvendo o SAAP instalado
Fonte: Autor (2019)

Considerando a utilização da água na residência em média de 42,00m³ de água relacionado aos índices de utilização de água não potável em residências (40%), conclui-se que há a utilização de 16,8 m³ ao mês para fins não potáveis. A partir deste consumo e considerando-se o preço de mil litros de água praticado pela concessionária regional (CAEMA), R\$ 5,10/m³ em outubro de 2019, conclui-se que o custo pela água não potável seria de R\$ 48,22 ao mês. Tal análise inviabilizou economicamente a implantação do projeto, visto que seriam gastos mais de 27 anos para o sistema ser pago.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com a base nos resultados apresentados pode se dizer que o projeto de aproveitamento de água da chuva para fins não potáveis, demonstrou ser tecnicamente aplicável, tendo em vista que é eficaz no uso da água de chuva. Frente à escassez de recursos hídricos, tal projeto é de suma importância, devido a gama de aplicações possíveis para a água de chuva, podendo ser utilizada na rega de jardins, lavagem de carros, limpeza de garagens e áreas descobertas, lavagem de sanitários, entre outras. Reafirma-se a obrigatoriedade do uso da água da chuva com filtragem primária apenas para fins não potáveis. Dessa forma, a aplicação de técnicas de reaproveitamento de água da chuva no âmbito doméstico configura uma alternativa eficaz na redução de consumo de água potável e, portanto, opção aliada no combate à crise hídrica. Porém, na prática, os custos inviabilizaram a implantação do projeto na residência considerada, visto que seriam gastos mais de 27 anos para o sistema ser pago. Esse trabalho se apresenta como parte integrante da vasta área de conhecimento ainda pouco explorada, permitindo assim a melhoria contínua dos métodos e resultados aqui apresentados.

Referências

- AQUASTOCK. **Tecnologia para reciclagem de água de chuva**. Disponível em: <<http://www.aquastock.com.br>>. Acesso em 10 dez. 2019.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 5626: Instalação predial de água fria**. Rio de Janeiro, 1998.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.844: Instalação Predial de Águas Pluviais**. Rio de Janeiro, 1989.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12.214: Projeto de sistema de bombeamento de água para abastecimento público**. Rio de Janeiro, 1992.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15.527: Água de chuva - Aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis**. Rio de Janeiro, 2007.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.969: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro, 1997.
- BERTOLO, E de J. P. **Aproveitamento da Água da Chuva em Edificações**. 204f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, FEUP, Portugal, 2006.
- BRASIL. **Código Civil**. 2002. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/2002/L10406compilada.htm>. Acesso em: 15 dez. 2019.
- _____. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Ministério da Saúde. Disponível em: <http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/portaria_2914_12_12_2011.pdf>. Acesso em: 15 dez. 2019.
- BRITO, A.; OLIVEIRA, J.; PEIXOTO, J. **Tratamento de Água para Consumo Humano e Uso Industrial**. Porto: Engenho e Média, Ltda, 2010.
- CAEMA. **COMPANHIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO MARANHÃO** – CAEMA. Disponível em: <<https://www.caema.gov.br>>. Acesso em 20 dez. 2019.
- COHIM, E.; GARCIA, A.; KIPERSTOK, A. **Captação e aproveitamento de água de chuva: dimensionamento de reservatórios**. In: Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, v. 9. Salvador, BA, 2008.
- DANNI-OLIVEIRA, I. M.; BAKONYI, S. M. **Condicionantes atmosféricos e a variabilidade das concentrações de MP total em Curitiba/PR**. In: Congresso Interamericano de Qualidade do Ar. Canoas, RS, 2003.
- DORNELLES, F. **Aproveitamento de água de chuva no meio urbano e seu efeito na drenagem pluvial**. 219f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Porto Alegre, RS, 2012.
- GALIZONI, F. M.; RIBEIRO, E. M. **As culturas das águas: um estudo sobre regulações comunitárias de recursos hídricos em três ambientes de Minas Gerais**. In: Anais do XIII Encontro da Associação Brasileira de Estudos Populacionais, Ouro Preto, MG, 2002.
- KRUSCHE, A. V.; TRESMONDI, A. C. C. de L.; TOMAZ, E. **Avaliação de ph e composição iônica das águas de chuva em Paulínia-SP**. Espírito santo do pinhal, São Paulo. v. 2, n. 1, p. 70-84.
- LIMA, P. J. C.; BARROSO, M. M. **Diagnóstico ambiental em uma margem da área de proteção ambiental do Itapiracó localizada em São Luís-MA**. Monografia (Graduação em Ciência e Tecnologia). 55f. Universidade Federal do Maranhão, São Luís, MA, 2019.
- MACHADO, R. P. **Análise da Viabilidade Ambiental e Econômica da Implantação de Dispositivos de Aproveitamento de Águas Pluviais**. 2013. 62f. Monografia, Universidade Federal do ABC, São Paulo, 2013.
- MAY, S. **Estudo da viabilidade do aproveitamento de água de chuva para consumo não potável em**



edificações. 2004. 95f. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

MENDES, D. C. T. **Abastecimento de Água para Consumo Humano na Área Urbana de São Luís: onde está a qualidade?**. Dissertação (Mestrado em Saúde e Ambiente). 167f. Universidade federal do Maranhão, São Luís, 2008.

NOBREGA, R. L. B. Avaliação da qualidade da água e da eficácia de barreiras sanitárias em sistemas de aproveitamento de águas da chuva. **Revista Brasileira de Recurso Hídricos.** V. 16, n. 3, p. 81-93.

OLIVEIRA, S.M. **Aproveitamento da água da chuva e reuso de água em residências unifamiliares: estudo de caso em Palhoça-SC. 2005.** 75f. Monografia (Graduação em Engenharia Civil). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

RIGHETTO, A. M. **Manejo de Águas Pluviais Urbanas.** Rio de Janeiro: ABES, 2009.

RODRIGUES, L. D. B. MIERZWA, J. C.; HESPANHOL, I.; SILVA, M. C. C. da. **Águas pluviais: método de cálculo do reservatório e conceitos para um aproveitamento adequado.** Rega: revista de gestão de água da América Latina, São Paulo, Evangraf, v. 4, n.6, p. 29-37, 2007.

SCHULZ S.A. **Catálogo de motobombas e lavadoras.** Joinville. Disponível em: <http://www.schulz.com.br/uploads/filebank/96cbbdb012a002e6b5d342c7585710d976_4e724f.pdf> Acesso em: 20 dez. 2019.

SINAPI. Serviço nacional de pesquisa de custos e índices da construção civil. **Caixa Econômica Federal: Relatório de Insumos e Composições – outubro 2019, São Luís.** Disponível em: <http://www.caixa.gov.br/site/paginas/downloads.aspx#categoria_648> Acesso em: 10 dez. 2019.

TOMAZ, P. **Aproveitamento de água de chuva de telhados em áreas urbanas para fins não potáveis.** Diretrizes básicas para um projeto. In: 6º SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CAPTAÇÃO E MANEJO DE ÁGUA DE CHUVA. 09 Jul. 2007, Belo Horizonte. Disponível em: <http://abcmac.org.br/files/simpósio/6simp_plinio_agua.pdf> Acesso em: 15 Mar. 2015.

TUCCI, C. E. M. **Gestão de água no Brasil.** 156p. Brasília: UNESCO, 2001.

TUCCI, C. E. M. **Águas urbanas.** Estudos Avançados. V. 22, nº. 63, p. 97-112, 2008.

WEIERBACHER, L. **Estudo de captação e aproveitamento de água da chuva na indústria moveleira bento moveis de alvorada - RS.** 68 f. Monografia (Graduação em Engenharia Civil), Universidade Luterana do Brasil, Canoas, 2008.

ZONTA, J. H.; MARTINEZ, M. A.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. da.; SANTOS, M. R. dos. **Efeito da aplicação sucessiva de precipitações pluviais com diferentes perfis na taxa de infiltração de água no solo.** Revista Brasileira de Ciências do Solo, Viçosa. V. 36, n. 2, p. 377-388, 2012.



AVALIAÇÃO DA RELAÇÃO ENTRE O USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E A QUALIDADE DA ÁGUA DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA EXPERIMENTAL ATRAVÉS DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA) E DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET)

RELATIONSHIP BETWEEN THE ASSESSMENT USE AND OCCUPATION
OF SOIL AND WATER QUALITY IN AN EXPERIMENTAL WATERSHED
THROUGH WATER QUALITY INDEX AND TROPHIC STATE INDEX

Vania Elisabete Schneider

Naubert Zanoni

Sofia Helena Zanella Carra

Gisele Cemin

Geise Macedo dos Santos

Taison Anderson Bortolin

Resumo

Este trabalho teve por objetivo avaliar a relação entre o uso e ocupação do solo com a qualidade da água através da aplicação do Índice de Qualidade da Água (IQA) e do Índice de Estado Trófico (IET) em uma bacia hidrográfica experimental com intensa atividade agropecuária. Para tanto, foram elaborados mapas de uso e ocupação do solo com o auxílio de imagens de satélite nos quais foram definidas 6 classes de uso. Em paralelo, foram realizadas 14 campanhas de monitoramento da qualidade da água no período de agosto de 2012 a fevereiro de 2015 em 7 pontos de amostragem. A partir da análise dos resultados, foi possível observar que em 88% das amostragens o IQA variou entre regular e ruim, bem próximos do limite inferior, em virtude da presença de coliformes termotolerantes, turbidez, fósforo total, nitrogênio total e sólidos totais. Para o IET, observou-se a presença significativa de fósforo e clorofila-*a* ocasionando, em 91% das amostras, grau de trofia variando entre ultraoligotrófico e oligotrófico. Os valores que IQA e IET podem estar associados a atividade suinícola instalada na região, que corrobora na expressiva geração de dejetos e consequentes impactos ambientais associados ao manejo inadequado destes, além do efluente sanitário gerado pelos municípios que compõem a bacia experimental, cujo lançamento nos recursos hídricos é realizado sem um tratamento eficaz.

Palavras chave: IQA, IET, Uso e Ocupação do Solo, Qualidade da Água, Recursos Hídricos.

Abstract

This study aimed to verify the influence of land use and occupation on the quality of water resources in an experimental watershed in order to assess the impact of pig farming. Two indexes were applied and analyzed: Water Quality Index (WQI) and Trophic State Index (TSI). Land use and occupation were analyzed using maps in which were defined 6 different classes. A number of 14 monitoring campaigns of water quality in the period between August 2012 and February 2015 at 7 sampling points. With the analysis of the results it was observed that in 88% of the samples ranged from WQI fair and poor, very close to the lower limit, by virtue of the presence of coliform, turbidity, total phosphorus, total nitrogen and total solids. For the TSI, there was a significant presence of phosphorus and chlorophyll-*a* leading in 91% of the samples, the trophic level ranging from ultraoligotrophic to oligotrophic. The values that WQI and TSI may be associated with pig farming located in the region due to the significant generation of sewage. Sanitary effluent generated by the municipalities without an effective treatment can be associated to low water quality.

Key-words: WQI, TSI, Land use and occupation, Water Quality, Water Resources.



1. INTRODUÇÃO

O enquadramento de corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes, está previsto na Resolução Conama nº 357/05 (Brasil, 2005) e é um dos instrumentos utilizados para assegurar às águas a qualidade compatível com os usos mais exigentes aos quais serão destinados. Estes usos podem ser influenciados de acordo com o uso e ocupação do solo encontrados na bacia hidrográfica.

Entende-se por uso e ocupação, a caracterização de um conjunto de atividades coletivas em um agrupamento numa determinada área. Pode-se dizer que é o reflexo do avanço social no espaço civilizado, cuja análise sobre o tema é extremamente importante justificando-se pela necessidade de identificação dos sistemas de alteração ambiental resultantes das ações antrópicas. Estas geram alterações significativas na paisagem devido à substituição de áreas com cobertura florestal natural por outros tipos de cobertura. Muitos fatores estão intrínsecos a este processo, influenciando os recursos naturais, além de afetar a biodiversidade (Coelho et al., 2014).

Segundo Schneider et al. (2011), em áreas utilizadas para agricultura, são necessárias modificações superficiais que possibilitem a introdução de outras culturas. A mudança de cobertura altera a rugosidade afetando, por consequência, o escoamento durante as chuvas. Com o aumento da rugosidade através de plantas ou terraços, ocorre a redução na quantidade de cargas constituintes da superfície que podem, de algum modo, serem arrastadas para o meio aquático.

Neste contexto, pode-se citar a aplicação de dejetos suínos como fertilizantes orgânicos na agricultura, sendo esta uma prática comum principalmente em propriedades onde a atividade pecuária é associada à atividade agrícola. O dejetos suíno possui alta concentração de elementos importantes para o crescimento vegetal, como fósforo, nitrogênio, potássio e também matéria orgânica (Merten; Minella, 2002). Durante eventos de precipitação, a lixiviação dos dejetos animais aplicados como biofertilizantes tende a se intensificar, podendo provocar o aumento da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e da carga de nutrientes resultando em impactos no solo, nos recursos hídricos e no bem estar da população (Konzen, 2005).

Com o intuito de verificar se o modo como o solo vem sendo utilizado causa impactos aos recursos hídricos, torna-se necessário estabelecer formas de avaliação da degradação das águas superficiais que sejam de fácil interpretação ou ainda, constituir um sistema de monitoramento com vistas a utilização de metodologias simples que resultem em informações claras e objetivas, empregando critérios que considerem as características de cada recurso hídrico de modo a permitir o acompanhamento por meio de informações sintetizadas do possível desgaste do recurso hídrico seja de forma pontual, ao longo da bacia ou ainda ao longo do tempo (Toledo; Nicoletta, 2002).



Com vistas a facilitar o entendimento dos resultados e das análises qualitativas referentes à qualidade da água, inclusive para a população em geral, a Agência Nacional de Águas – ANA – vem estimulando a utilização de índices que empregam técnicas estatísticas multiparâmetros buscando padronizar as coletas e as análises de água. Desta forma, a aplicação do Índice de Qualidade da Água (IQA) e o Índice de Estado Trófico (IET) tornam-se ferramentas de grande valia na obtenção de resultados didáticos para mensurar a qualidade da água.

A atividade suinícola é reconhecida pelo elevado potencial poluidor frente à ampla geração de efluentes líquidos, ricos em nutrientes, DBO, patógenos, sedimentos e metais pesados, além de gerar grande quantidade de gases (Higarashi et al., 2006).

De acordo com Lazaretti et al. (2013), em termos comparativos, o potencial poluidor gerado pelo dejetos de apenas um animal é equivalente ao potencial poluidor gerado por quatro humanos. Segundo Leite et al. (2014), com o crescimento da suinocultura, ocorre o aumento na geração e lançamento de dejetos em pequenas áreas, causando degradação ambiental e consequentes perdas de qualidade de vida. Desta forma, quando os dejetos são eliminados sem o manejo correto, podem causar um impacto ambiental de grandes proporções.

O Rio Grande do Sul é o terceiro maior produtor de suínos, superado pelos estados de Santa Catarina e Paraná e responde pela exportação de 29.47% da carne suína produzida no Brasil (ABPA, 2018). O Estado tem sua produção sustentada em propriedades familiares que atuam na produção pecuária através da integração vertical firmada com grandes companhias de beneficiamento de proteína animal.

Neste contexto, este trabalho apresenta uma avaliação sobre a relação entre o uso e ocupação do solo com a qualidade da água através da aplicação do Índice de Qualidade da Água (IQA) e o Índice de Estado Trófico (IET) em uma bacia hidrográfica experimental com intensa atividade agropecuária.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Nesta seção são apresentadas: área de estudo, informações sobre as campanhas de monitoramento da qualidade da água e uso e ocupação do solo, bem como as metodologias para o cálculo do IQA e do IET.

2.1 Área de Estudo

A bacia experimental, área de estudo deste trabalho, é composta parcialmente pela área de quatro municípios: Serafina Correa, Montauri, União da Serra e



Guaporé, localizados no sítio hidrológico do Rio Guaporé, na região do médio Taquari-Antas, no nordeste do estado do Rio Grande do Sul. A mesma foi definida com base nas características de uso e cobertura do solo, pedologia, hidrografia, hipsometria, clinografia, pontos de localização e capacidade instalada de animais, plotados em uma única base.

A Figura 1 apresenta a bacia experimental em relação aos municípios, a localização dos suinocultores e os pontos de monitoramento da qualidade dos recursos hídricos.

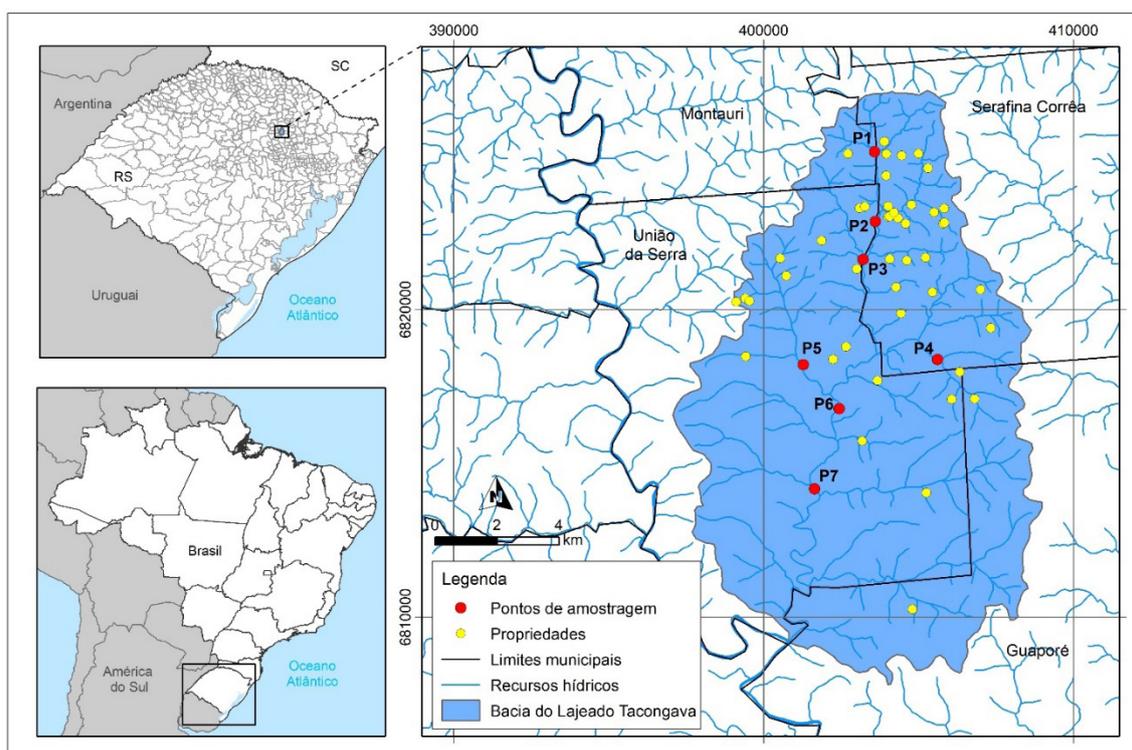


Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo
Fonte: ISAM (2020)

2.2 Campanhas de monitoramento

Para o monitoramento da qualidade dos recursos hídricos, foram definidos sete pontos de amostragem e realizadas 14 campanhas de monitoramento com frequência bimestral, entre os meses de agosto de 2012 e fevereiro de 2015. Em cada campanha, foram determinados parâmetros físico-químicos e biológicos: oxigênio dissolvido, pH, condutividade, sólidos dissolvidos totais, turbidez, potencial de óxido-redução, temperatura da água, temperatura do ar, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio amoniacal, nitrogênio kjeldahl, nitrato, fósforo total, potássio, sólidos totais, sólidos suspensos totais, coliformes termotolerantes, *Escherichia coli*, clorofila-a, zinco e cobre.

Os parâmetros oxigênio dissolvido, pH, condutividade, turbidez, potencial de óxido-redução, sólidos dissolvidos totais, temperatura da água e temperatura do ar

foram determinados em campo utilizando uma sonda multiparâmetros HORIBA® modelo U-50 SERIES. A quantificação de nitrato seguiu a Norma ABNT NBR 12620 (ABNT, 1992). Os demais parâmetros foram determinados de acordo com os procedimentos apresentados no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Apha, 2012).

2.3 Uso e Ocupação do Solo

O mapa de uso e ocupação do solo da bacia experimental foi elaborado para o período de estudo, a partir de imagens do satélite Landsat5 referente ao ano de 2011 e Landsat8 para o ano de 2015, através da interpretação visual da forma, da textura, da tonalidade/cor e do comportamento espectral das unidades que compõe a paisagem. Com isso, foram elencadas as classes de uso e cobertura do solo: mata nativa, agricultura, lâmina d'água e silvicultura. Utilizou-se o algoritmo de classificação supervisionada pixel a pixel Máxima Verossimilhança Gaussiana.

A delimitação do perímetro da bacia foi realizada utilizando dados referentes ao relevo (curvas de nível) e a malha hídrica, informações disponíveis na base cartográfica digital do Rio Grande do Sul, na escala 1:50.000. Para a manipulação destas informações e também para o processamento de dados, foi utilizado o software Idrisi e para o layout o ArcMap 10.

2.4 IQA e IET

A partir dos resultados das campanhas de monitoramento qualitativo dos recursos hídricos, foram aplicados o Índice de Qualidade da Água (IQA) (Cetesb, 2015) e, o Índice de Estado Trófico (IET), aplicado conforme proposto por Lamparelli, (2004).

Conforme metodologia adotada pela Cetesb (2015), o cálculo do IQA é composto por 9 variáveis consideradas relevantes para a avaliação da qualidade das águas baseado na opinião de especialistas.. A Tabela 1 traz os parâmetros de qualidade e os respectivos pesos. A Tabela 2 apresenta a classificação da qualidade das águas segundo o IQA.

Parâmetro de qualidade	Peso (w)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
pH	0,12
DBO5,20	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo total	0,08

Tabela 1 – Parâmetros de qualidade da água
Fonte: ANA (2009)

Tabela 2 - Classificação da qualidade da água segundo o IQA

Faixas de IQA utilizadas no RS	Avaliação da qualidade da água
91-100	Ótima
71-90	Boa
51-70	Razoável
26-50	Ruim
0-25	Péssima

Tabela 2 – Classificação da qualidade da água segundo o IQA
Fonte: Adaptado de ANA (2009)

Para o cálculo do Índice de Estado Trófico (IET) foi utilizada a metodologia proposta por Lamparelli (2004), que emprega a concentração de fósforo total e clorofila-a para determinar o grau de trofia em clima subtropical, cujo resultado é composto pela média entre o IET para o fósforo – IET (Pt) e o IET para a clorofila-a – IET(Cl-a). O valor do IET relaciona-se às faixas de classificação apresentadas na Tabela 3.

Valor do IET	Categoria de Estado trófico
$IET \leq 47$	Ultraoligotrófico
$47 < IET \leq 52$	Oligotrófico
$52 < IET \leq 59$	Mesotrófico
$59 < IET \leq 63$	Eutrófico
$63 < IET \leq 67$	Supereutrófico
$IET > 67$	Hipereutrófico

Tabela 3 – Faixas de classificação do IET
Fonte: Adaptado de Lamparelli (2004)

Devido à possibilidade de diferentes classificações para a análise dos dois parâmetros, deve ser calculado o IET Médio, que é determinado pela média aritmética entre os resultados do



IET (Pt) e IET (Cl-a).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Uso e Ocupação do Solo

A Figura 2 mostra o mapa de uso e ocupação do solo e a Tabela 4 apresenta os dados referentes à ocupação da área da bacia hidrográfica com as diferentes classes de uso.

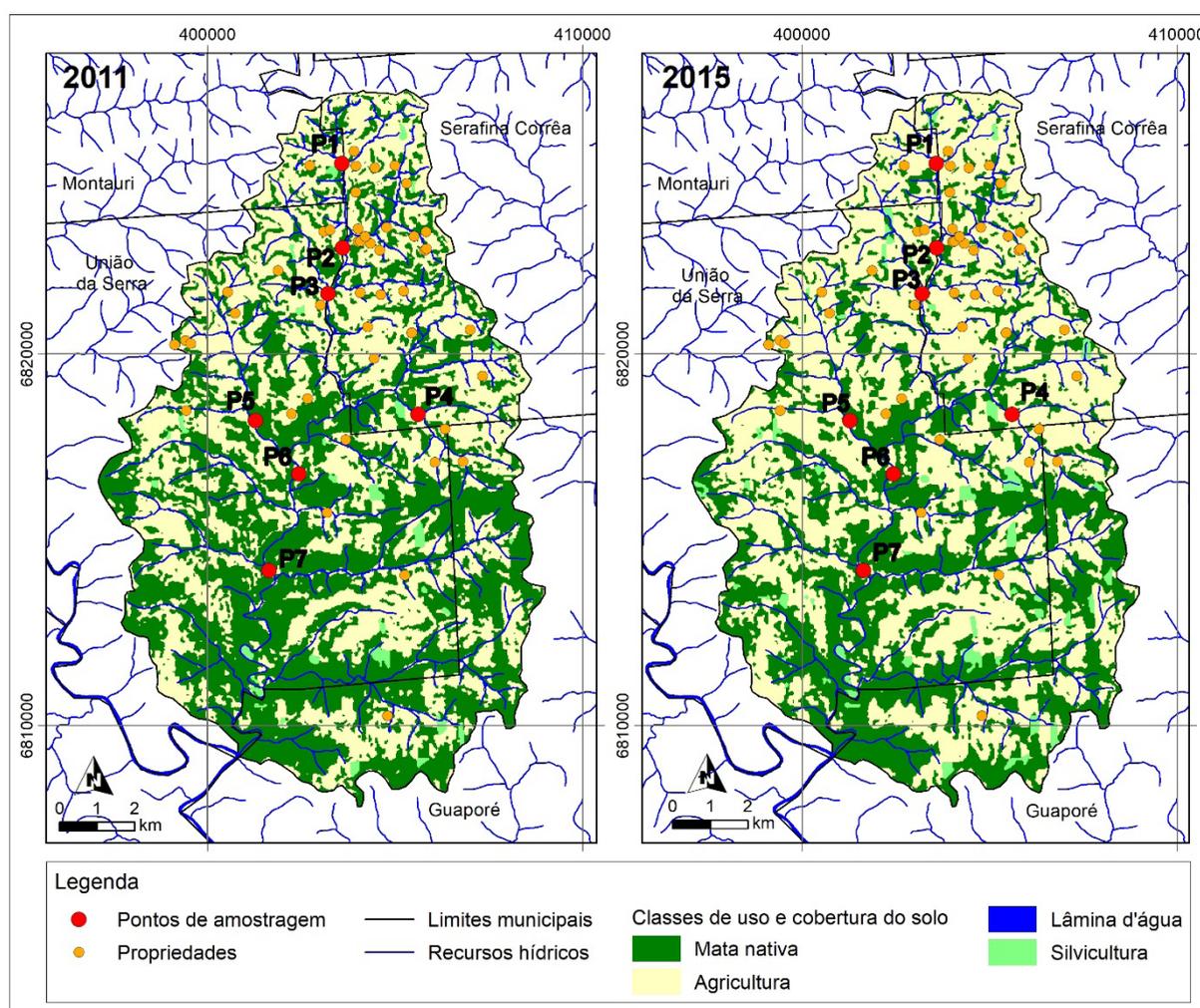


Figura 2 – Mapa de uso e cobertura do solo da área de estudo
Fonte: ISAM (2020)

De acordo com a Figura 2 pode-se afirmar que houve a redução da cobertura natural de mata nativa na bacia de estudo no período estudado. Essa foi substituída por áreas de cultivo. Especialmente, a perda de vegetação nativa ocorreu principalmente na porção norte da bacia com a eliminação de fragmentos de vegetação. Ainda assim, uma grande parte da área em estudo, 44,63% em 2011 e 38,81% em 2015, especialmente onde estão situados os pontos 5, 6 e 7, é coberta por mata nativa, denominada Floresta Ombrófila Mista – Mata de Araucária (FOM) e próxima dos recursos hídricos, onde é caracterizada por diferentes estágios de

sucessão ecológica. As áreas de silvicultura representam 1,18% em 2011 crescendo para 2,16% em 2015 da área da bacia, estando inseridas especialmente nas áreas de fragmentos de mata nativa.

Classes de uso e cobertura do solo	2011		2015	
	km ²	%	km ²	%
Mata nativa	66,85	44,63	58,14	38,81
Agricultura	74,77	49,92	82,02	54,76
Lâmina d'água	6,39	4,27	6,39	4,27
Silvicultura	1,76	1,18	3,24	2,16
Total	149,78	100,00	149,78	100,00

Tabela 4 – Ocupação da bacia hidrográfica para as classes de uso
Fonte: ISAM (2020)

Em 2011, as atividades agrícolas ocupavam 49,92% da área e em 2015 54,76%, sendo mais expressivas na região norte, onde estão localizados os pontos de monitoramento da qualidade da água 1, 2, 3 e 4. A classe lâmina d'água ocupa apenas 4,27% da região.

3.2 Campanhas de Monitoramento

A Tabela 5 apresenta os resultados médios de cada parâmetro para cada ponto de amostragem ao longo das 14 campanhas de monitoramento, utilizados nos cálculos do IQA e do IET. Observam-se variações em todos os parâmetros, evidenciando que não há apenas uma variável responsável pelos resultados obtidos para ambos os índices.

Parâmetro	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	Ponto 7
Clorofila a (mg/m ³)	3,07	4,46	4,21	3,35	1,75	0,98	2,88
Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	1,99 E+04	3,98 E+04	3,82 E+04	8,78 E+03	1,1 E+05	4,08 E+04	8,06 E+03
Demanda bioquímica de oxigênio (mg O ₂ /L)	1,24	1,78	1,92	1,88	2,91	1,55	2,96
Fósforo total (mg P/L)	0,04	0,09	0,11	0,06	0,09	0,09	0,07
Nitrogênio total kjeldahl (mg N/L)	0,47	0,94	0,44	0,29	0,69	0,42	0,41
Oxigênio dissolvido (mg O ₂ /L)	10,96	11,04	11,69	11,19	11,06	12,01	12,21
pH a 25°C	6,81	6,91	7,08	6,92	6,37	6,90	6,94
Sólidos totais (mg/L)	93,71	129,57	119,14	107,00	131,29	106,50	97,50
Temperatura Água (°C)	19,47	18,38	18,22	18,38	17,35	16,96	17,08
Turbidez (NTU)	5,59	19,76	22,54	10,11	20,16	16,05	10,56

Tabela 4 – Resultados médios de cada parâmetro em cada ponto
Fonte: ISAM (2015)

3.3 Índice de Qualidade da Água

A Figura 3 apresenta o resultado do IQA para a bacia hidrográfica experimental. Pelos dados apresentados a 4ª campanha apresenta os piores índices devido ao aumento da presença de *Escherichia coli*, turbidez e variações na concentração de fósforo total, nitrogênio Kjeldahl e sólidos totais, onde apenas os pontos 1 e 4 resultaram em qualidade regular, embora bem próximos do limite inferior. Rocha (2014), em estudo semelhante de monitoramento do rio Tietê, observa Boa qualidade da água da cabeceira do rio até as cidades de Mogi das Cruzes e Suzano, locais onde o corpo hídrico recebe elevadas cargas de poluentes fazendo com que a qualidade da água passe a ser Ruim. Nascimento (2016), monitorando o rio Subaé ao longo de toda extensão, observou o comprometimento da qualidade da água em virtude do lançamento de esgoto sanitário e industrial sem tratamento, resultando em IQA Regular e Ruim. Tersariol (2015), avaliando o IQA para o córrego do Bugre em Alumínio, SP, obteve resultado de IQA Bom em apenas um dos pontos analisados e IQA Ruim nos demais pontos. O autor atribui os resultados à sazonalidade e ao uso e ocupação do solo.

Nas demais campanhas, apenas os pontos 5, 3 e 2 das respectivas 9ª, 12ª e 14ª campanhas, resultaram em IQA classificado como Ruim. Nota-se que em uma mesma campanha de monitoramento, ocorre variação positiva no IQA entre os pontos, ou seja, o índice de um ponto à jusante apresenta melhor qualidade se comparado ao ponto à montante. Esse fenômeno pode ser consequência da auto-depuração dos recursos hídricos, potencializado pelas características geográficas da região e pela vazão. Ao comparar os pontos de monitoramento, o ponto 5 apresenta os piores resultados, em virtude da variação da concentração de coliformes termotolerantes e da turbidez ao longo das campanhas realizadas.

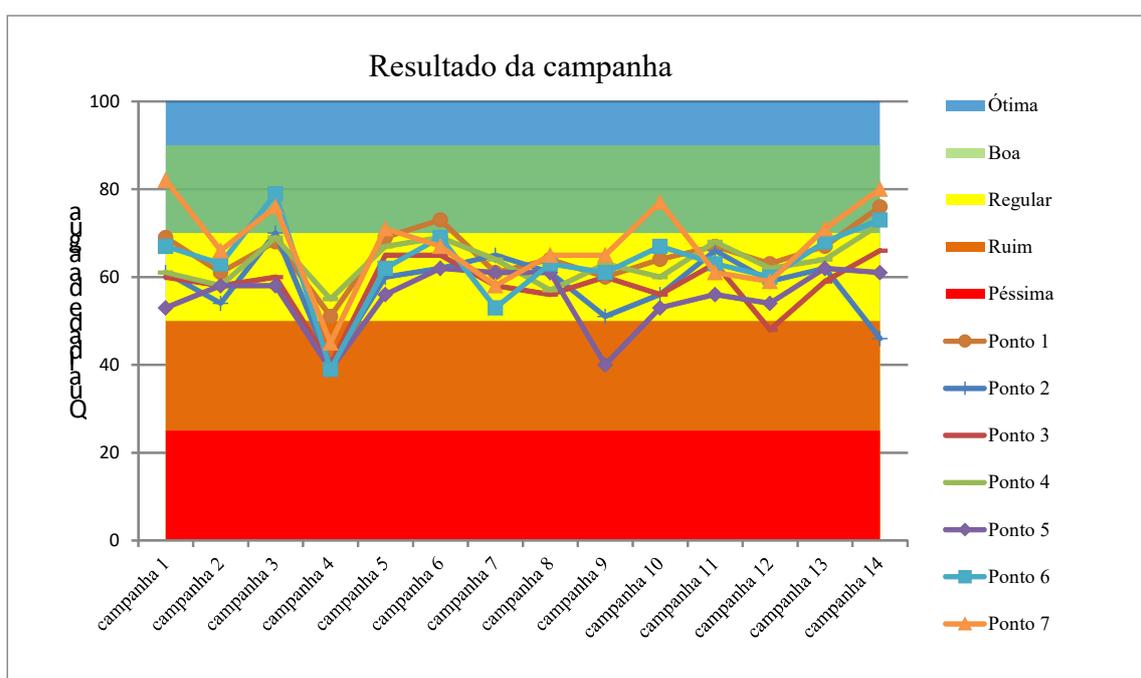


Figura 3 – Resultados do IQA
Fonte: ISAM (2019)

3.4 Índice de Estado Trófico

A concentração de fósforo total nos pontos de amostragem varia entre 0,01 e 0,435 mg/L, onde 23% das amostras foram enquadradas como classe 4, 52% como classe 3 e 25% águas como classe 2, de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005). Para a clorofila-a, a variação obtida ficou entre 0,05 e 16,02 mg/m³ enquadrando, quando observado apenas este componente, 7,1% das amostras como classe 2 e 92,9% como classe 1, de acordo com a mesma resolução. A Figura 4 apresenta o grau de trofia nos pontos de coleta monitorados.

Ao comparar os resultados exibidos na Figura 4, nota-se que em 8 das 14 coletas, o ponto 1 apresentou os piores resultados impulsionados pela concentração de fósforo total e clorofila-a. Segundo Rocha (2014), o fósforo pode ser proveniente de diversas fontes, como esgotamento sanitário, industrial ou ainda de fertilizantes agrícolas. Para a campanha 4, os resultados foram impulsionados pelas elevadas concentração de ambos os componentes determinados para o cálculo do IET. Para as demais campanhas, nota-se variação entre os fatores.

De modo geral, o recurso hídrico apresenta características de trofia como ultraoligotrófico e oligotrófico devido ao fenômeno de autodepuração favorecido pela geografia do local, ou a diluição da carga de nutrientes como consequência da entrada de água de outros cursos no canal principal. Para o Ponto 1, o grau de trofia compromete os usos da água que, segundo Santos (2013), associado a florações de algas, pode causar a mortandade de peixes e levar a consequências indesejáveis para seus usos múltiplos. Na área de estudo, destaca-se a destinada de água para dessedentação animal, principalmente para a atividade suinícola.

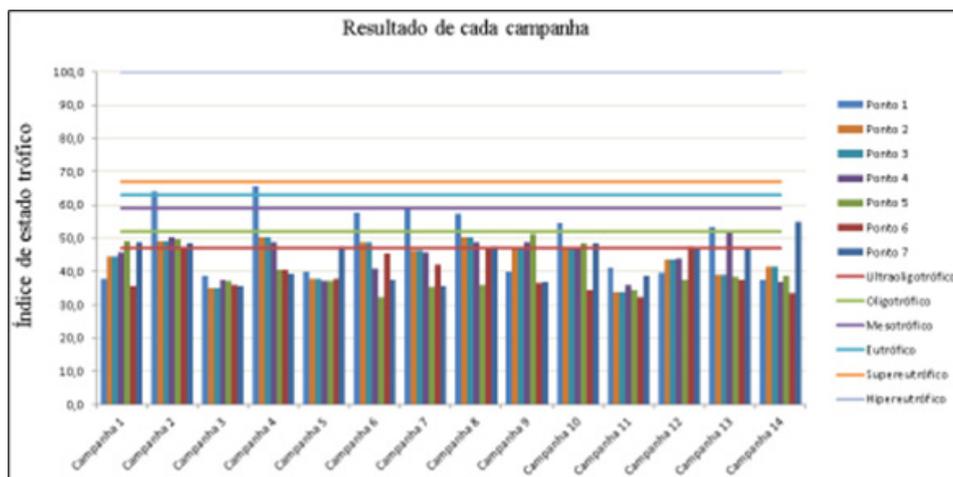


Figura 4 – Resultados do grau de trofia
Fonte: ISAM (2019)

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base na avaliação do uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica experimental e dos resultados do IQA, no qual 88% das amostras mantiveram-se entre Regular e Ruim e do IET, em que 91% dos exemplares se apresentaram na faixa de ultraoligotrófico e oligotrófico, é possível concluir que:

- A atividade agrícola, que em 2011 ocupava 49,92% da área da bacia experimental e passou a ocupar 54,76% em 2015, demanda a aplicação de fertilizantes para auxiliar no crescimento das culturas. Em virtude da atividade suinícola, expressiva na região, os dejetos suínos podem estar sendo utilizados como fertilizante orgânico. Todavia, sem o manejo adequado da aplicação dos dejetos suínos no solo, estes podem ser lixiviados para os recursos hídricos, comprometendo a sua qualidade bem como o grau de trofia.
- A falta de tratamento eficiente do efluente sanitário gerado nos municípios antes do seu lançamento nos recursos hídricos também pode estar contribuindo com a elevada concentração de matéria orgânica e nutriente no corpo hídrico.

Os resultados evidenciam a dificuldade de controlar a qualidade de água quando as fontes poluidoras são difusas, como agricultura e pecuária. Neste contexto, o planejamento ambiental é essencial visando o ordenamento do uso e ocupação do solo com vistas a sustentabilidade das atividades desenvolvidas com a minimização dos impactos ao meio ambiente.

Referências

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Águas - Determinação de nitrato - Método do ácido cromotrópico e do ácido fenoldissulfônico. Rio de Janeiro: ABNT 1992.
- ABPA. Associação Brasileira de Proteína Animal. Relatório anual 2017. São Paulo. 2018
- BRASIL. RESOLUÇÃO Nº 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. D.O.U. Brasília, DF: CONAMA 2005.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Índices de Qualidade das Águas**. São Paulo: CETESB 2015.
- COELHO, V. H. et al. Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v. 18, p. 64-72, 2014.
- HIGARASHI, M. M. et al. **Recomendações de manejo de sistema de cama sobreposta nas fases de crescimento e terminação**. 2006.



KONZEN, E. A. Dejetos de suínos fermentados em biodigestores e seu impacto ambiental como insumo agrícola. Embrapa Milho e Sorgo-Artigo em anais de congresso (ALICE), 2005. Goiânia: Avesui Centro-Oeste. In: **VII Simpósio Goiano de Avicultura e II Simpósio Goiano de Suinocultura**. 2005.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LAZARETTI, R. M. J.; SANTOS, J. M. G. D.; ANDREAZZI, M. A. Destinação dos resíduos da suinocultura em granjas das regiões Sudoeste, Norte e Noroeste do Estado do Paraná. **VII EPCC - Encontro Internacional de Produção Científica**. Maringá: UNICESUMAR – Centro Universitário Cesumar 2013.

LEITE, R. A. et al. Avaliação do Biodigestor de Fluxo Tubular Contínuo Modelo Vinebiodigestor, Através de Análises Químicas Durante o Tratamento de Dejetos de Suínos. **UNOPAR Científica Ciências Exatas e Tecnológicas**, v. 10, n. 1, 2014.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v. 3, n. 4, p. 33-38, 2002.

NASCIMENTO, H. S. D. C. **Avaliação da qualidade da água do rio Subaé**. 2016.

ROCHA, M. D. S. **Qualidade das Águas da bacia hidrográfica do Alto Tietê (Cabeceiras), nos municípios de Biritiba Mirim, Mogi das Cruzes e Suzano (SP), relativo ao período 1985 a 2012**. 2014.

SANTOS, L. T. S. O.; DE JESUS, T. B.; NOLASCO, M. C. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade das águas superficiais do rio Subaé, Bahia. **Geographia Opportuno Tempore**. v. 1, p. 68-79, 2014.

SANTOS, F. R. Qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Ivaí, Estado do Paraná, a partir da utilização de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. 2013. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2013.

SCHNEIDER, R. M. et al. Estudo da influência do uso e ocupação de solo na qualidade da água de dois córregos da Bacia hidrográfica do rio Pirapó. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 33, n. 3, p. 295-303, 2011.

SCHNEIDER, V. E. (coord) **Avaliação das águas superficiais e subterrâneas em municípios da serra: Relatório final**. Universidade de Caxias do Sul. Caxias do Sul. 2011.

TERSARIOL, P. P. D. S. **Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do córrego do Bugre em Alumínio-SP**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Sorocaba, 2015.

TOLEDO, L. G. D.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, v. 59, p. 181-186, 2002.



CAPÍTULO 4

MATERIAIS ALTERNATIVOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DE MINERAÇÃO: UM ESTUDO COM EXÚVIAS DE CIGARRAS

ALTERNATIVE MATERIALS FOR TREATMENT OF MINING WASTEWATER:
A STUDY WITH CICADA EXUVIAE

Normando Perazzo Barbosa Souto
José Mauro Mendes da Fonseca Júnior
Maria del Pilar Hidalgo Falla

Resumo

A indústria minero-metalúrgica tem importância socioeconômica mundial, principalmente na América Latina, e atualmente está à procura de métodos eficientes para o tratamento de rejeitos de seus processos, visto que estes devem atingir normas estabelecidas pelos órgãos de controle ambiental para ser lançados no meio ambiente. Nesse contexto, precisa-se de tecnologias inovadoras, eficientes e de baixo custo. A adsorção é considerada uma técnica promissora para a remoção de íons metálicos potencialmente perigosos, especialmente em condições fortemente ácidas. Neste trabalho foram analisados alguns parâmetros de um efluente, formulado sinteticamente em laboratório, que simula rejeitos de mineração. Seu tratamento foi realizado com exúvias de cigarras como adsorvente. As análises realizadas foram de pH, condutividade, sólidos totais dissolvidos e parâmetros visuais de mudanças de coloração. Além disso, foi realizada a Espectroscopia por Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR) das exúvias. Foram realizados dois tratamentos para comparação: (A1) 10 g/L durante 24 horas, e (A2) 10 g/L durante 48 horas, ambos com agitação de 400 rpm. O espectro IR mostrou que a composição química das exúvias é parecida com a composição química da casca de camarão, material que tem apresentado bons resultados de biossorção. Os resultados de pH não apresentam muita diferença entre os tratamentos, enquanto o A2 foi melhor que o A1 para sólidos totais e condutividade. Apesar disso, tais resultados não enquadraram o efluente tratado nas normas vigentes. Novos estudos estão em andamento com o intuito de averiguar os potenciais de adsorção das exúvias em outros contaminantes de água em processos industriais.

Palavras chave: tratamento de efluente, biossorção, rejeitos de mineração, exúvias de cigarras.

Abstract

Mining and Metallurgical industry has socioeconomic importance worldwide, mostly in Latin America, and it's currently looking for efficient methods for the treatment of its own waste, since they must achieve standards set by environmental control bodies to be ejected on the environment. In this context, innovative, efficient and low-cost technologies are needed. Adsorption is considered a promising technic for metal ions removal, especially in strongly acid conditions. In this research, some parameters of a synthetic effluent, formulated in laboratory, which simulates mining wastewater were analyzed. For the treatment, cicada exuviae were used as adsorbent material. The analysis were made for acidity (pH), electrical conductivity, total dissolved solids (TDS) and visual parameters of color changes. Furthermore, the exuviae were analyzed in a Fourier-Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) instrument. Two treatments were made for comparison: (A1) 10 g/L during 24 hours, and (A2) 10 g/L during 48 hours, both with 400 rpm agitation. The infra-red spectrum revealed that the chemical composition of the cicada exuviae share similarities compared to the shrimp shell composition, a material which has presented good results of biosorption. The acidity results didn't present a significant difference between the treatments made, while the A2 sample presented better results for TDS and conductivity. Despite of that, these results doesn't qualify the wastewater for the Brazilian standards. New studies are in progress in order to ascertain the adsorption potential of the cicada exuviae in other industry water contaminants.

Key-words: effluent treatment, biosorption, mining wastes, cicada exuviae.



1. INTRODUÇÃO

De maneira geral, a atividade mineradora é considerada uma das mais importantes no mundo, porém uma das mais danosas ao meio ambiente (CUNHA & CORREA, 2011); isso porque atinge a natureza em vários de seus seguimentos, seja com a supressão da vegetação local, desgaste e exposição do solo ou com a contaminação direta dos corpos d'água próximos com metais potencialmente perigosos e demais produtos utilizados na mineração, como óleos e graxas (MUNIZ & OLIVEIRA-FILHO, 2006). O ecossistema local também é bastante afetado, principalmente pela destruição de habitats, e inclusive os seres humanos são afetados com tal atividade, como pela poluição sonora e a diminuição da qualidade da água (MECHI, 2010).

A drenagem ácida de minas (DAM) pode ser considerada um dos maiores problemas ambientais decorrentes do processo de mineração. Essa poluição acontece pela infiltração da água de chuva sobre os rejeitos gerados nas atividades de lavra e beneficiamento, que alcançam os corpos hídricos superficiais e/ou subterrâneos (IBAMA, 2002).

A água contaminada na DAM em geral apresenta pH abaixo de 3, com uma diversidade de metais dissolvidos como ferro, alumínio, manganês e traços de chumbo, cobre e zinco (WEI *et al.*, 2008, *apud* SILVAS, 2010). E o processo acontece como resultado da oxidação de minerais sulfetados expostos à ação da água e do oxigênio na presença de bactérias (MENEZES *et al.*, 2004). Sendo assim, tais condições podem ser frequentes, uma vez que a água da chuva combinada com o oxigênio presente na atmosfera e com minerais expostos em lavras favorecem o fenômeno descrito.

Tecnologias para tratamento de rejeitos de mineração existem desde as mais simples até as mais complexas. Entre as mais importantes temos: (1) Processo de Precipitação Química - aplicada na pequena e na média mineração, neste processo os efluentes que contém metais dissolvidos são abatidos e transformados em compostos inócuos. Este processo é determinado pelos seguintes fatores: (a) cinética do processo, (b) composição do efluente e (c) fluxo do efluente a tratar. O processo não é totalmente eficiente, precisando ainda de outras soluções, o que desfavorece seu custo-benefício; (2) Processo de Adsorção – baseado nas características superficiais de materiais adsorventes sólidos, sendo as resinas as mais utilizadas, que captam com preferência determinados metais de uma solução ou rejeito, concentrando-os na sua superfície (PUENTES, 2002). Há também a possibilidade de que o tratamento seja feito com base na capacidade de adsorção de materiais quitinosos, inclusive a partir de sólidos de origem biológica, a biossorção. Laus *et al.* (2006) mostraram que microesferas de quitosana são um material promissor para remediação da acidez, remoção de ferro e manganês de águas contaminadas pela mineração de carvão. Foi estudado, também, que a casca de camarão possui bons



resultados nesse tipo de tratamento, como foi mostrado por Menezes *et al.* (2015) e Núñez-Gómez *et al.* (2016).

Pela regulamentação brasileira, o lançamento direto de efluentes em um determinado corpo receptor deve obedecer à Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Atualmente, as normas ambientais internacionais estão cada vez mais exigentes. Sendo assim, estudos que visem o desenvolvimento de tecnologias para esse tipo de tratamento se mostram cada vez mais presentes.

O método Sequential Batch Reactor (SBR) se mostra bastante promissor e inovador, são utilizados no processo lodos ativados, e a tecnologia é usada em países como Canadá e Estados Unidos, onde processos de sedimentação, aeração e clarificação são realizados em um mesmo reator. Esse método pode ser somado à tecnologia de materiais adsorventes como bentonita, argila e materiais lignocelulósicos (LOVERA *et al.*, 2000). Estudos apontando a utilização dessa tecnologia estão sendo realizados na Faculdade de Engenharia Metalúrgica da Universidade Nacional Mayor de San Marcos, em Lima, no Peru, país que tem como atividade mais importante a extração de minerais, e com quem temos uma estreita colaboração que nos permitirá aprofundar este estudo apresentado e que chegue a soluções de tratamento de uma gama de compostos metálicos e orgânicos gerados nos processos industriais.

A base deste trabalho foi apresentada e consta nos Anais do XVII Encontro Nacional de Estudantes de Engenharia Ambiental e V Fórum Latino-Americano de Engenharia e Sustentabilidade, e aqui consta com as devidas alterações a partir do parecer dos avaliadores e das opiniões dos ouvintes, seu título é *Análise da utilização de exúvias de cigarras no tratamento de efluente sintético de mineração* (SOUTO *et al.*, 2019).

2. OBJETIVOS

Sendo estabelecida a problemática relacionada à drenagem ácida de minas e aos rejeitos de mineração, que podem contaminar cursos d'água, assim como pela dificuldade de seu tratamento, este trabalho visa:

- a) Estudar as características físico-químicas de exúvias de cigarras que se encontram em determinadas regiões brasileiras, para verificar seu comportamento como material de adsorção, visto que não foram encontrados, ainda, estudos para essa finalidade.
- b) Aplicar as exúvias diretamente no efluente sintético e verificar seus potenciais de uso, o que se trata de processo de baixo custo.
- c) Apresentar como capítulo nesta coletânea a pesquisa, realizada entre 2018



e 2019, com a adição das considerações propostas por avaliadores do evento científico em que foi apresentado, já que novas conclusões e propostas foram levantadas.

- d) Continuar esse trabalho em cooperação com outras universidades latino-americanas em procura de aprimorar os estudos com esses tipos de materiais ou misturados a outros que têm como fonte a biomassa, a fim de formular inovações tecnológicas, simples, de baixo custo, e eficientes em processos de remediação que capturem principalmente metais tóxicos dissolvidos nos efluentes gerados em empresas de pequena e média mineração, de forma a proteger o meio ambiente, populações e comunidades próximas a elas.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Para que a água sintética de simulação de efluentes de mineração fosse produzida, foram adicionados compostos químicos laboratoriais. A Tabela 1 apresenta os compostos adicionados, suas respectivas massas molares, purezas e a quantidade de cada um deles adicionados em 01 litro de água destilada.

Composto	Massa Molar (g/mol)	Pureza (%)	Quantidade adicionada (mg)
Cloreto de Ferro III	162,20	97	1199,6
Sulfato de Alumínio e Potássio	474,39	97	2630,2
Acetato de Níquel	308,48	99	43,6

Tabela 1 – Compostos adicionados à água destilada.
Fonte: SOUTO *et al.* (2019)

As exúvias das cigarras utilizadas no tratamento da água sintética foram coletadas em árvores da Faculdade Gama da Universidade de Brasília (FGA – UnB) e na sede do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), como pode ser observado na Figura 2.



Figura 1 – Exúvias de cigarras em árvore da sede do IBAMA
Fonte: SOUTO *et al.* (2019)

Após a coleta, os exoesqueletos foram lavados em água corrente a fim de que fossem eliminados os componentes indesejados, como sedimentos das árvores, do solo e gramíneas, por exemplo, já que algumas das exúvias foram coletadas no solo ao redor das árvores. Em seguida, foram colocadas em estufa a 105 °C durante 48 horas para secagem e, ao ser retiradas, foram colocadas em dessecador para que não adquirissem umidade. Para que tivessem sua superfície de contato aumentada e homogeneizada, as exúvias foram trituradas.

Foi realizada a espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) das exúvias trituradas, para que fosse feita uma caracterização do material de acordo com os grupos funcionais presentes em sua estrutura. A análise foi realizada com o espectrofotômetro *Nicolet iS50* da *Thermo Scientific* e o acessório de Refletância Difusa (DRIFT) disponível no Laboratório de Nanotecnologia da Faculdade do Gama da UnB, e o gráfico dos espectros foi produzido com o *software Excel*.

O tratamento dos efluentes se deu com a inserção, em dois béqueres, separados com iguais concentrações do material triturado (Amostra A1 – 10 g/L e Amostra A2 – 10 g/L). O tempo de contato foi de 24 horas para a amostra A1 e de 48 horas para a amostra A2, com agitação de 400 rpm, que foram semelhantes às melhores condições utilizadas por Núñez-Gómez *et al.* (2016) no tratamento de água contaminada por metais com casca de camarão.

Durante o tempo de contato do material adsorvente com a água sintética, as amostras ficaram tampadas com papel filme para evitar contaminações do ambiente. Após esse tempo, as amostras foram filtradas com papel de filtro, e o pH foi medido com o pHmetro *ATC*. Os sólidos totais foram medidos com o medidor *TDS-3* da *Bmax*. A condutividade foi aferida com o medidor de condutividade *Lutron CD-860*.



4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O espectro das exúvias trituradas e secas é apresentado na Figura 2, abaixo:

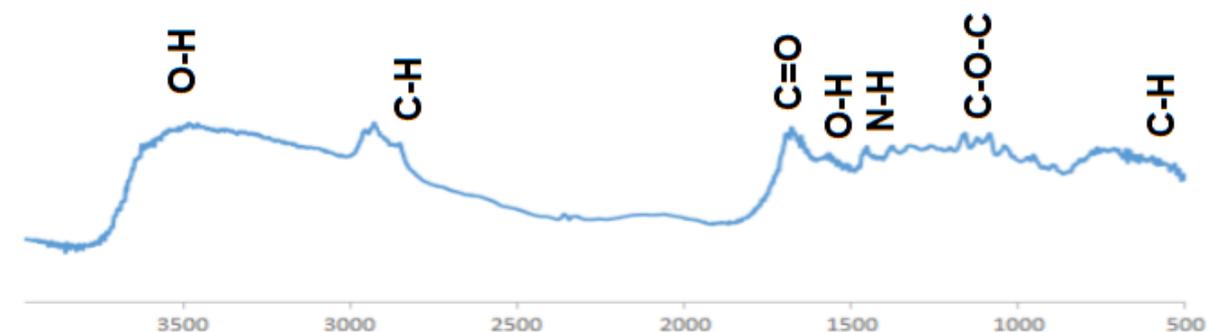


Figura 2 – Espectro das exúvias trituradas
Fonte: SOUTO *et al.* (2019)

O espectro obtido pela análise com as exúvias de cigarras apresenta semelhanças com o espectro, apresentado na Figura 3, obtido por Gbenebor *et al.* (2017), realizado com casca de camarão, o qual mostra a presença de grupos funcionais característicos de materiais quitinosos, como na banda da região de 3400 cm^{-1} , intensa e larga, referente às vibrações de estiramento axial do grupo O-H sobreposta à banda de estiramento de N-H. Já na região 1600 cm^{-1} é atribuída a banda de deformação do O-H devido à presença de H_2O . As bandas de 2900 , 1470 , 1377 e 780 cm^{-1} são atribuídas ao estiramento e deformação do C-H. Também é possível observar os grupos Amida I (deformação axial de C=O) e Amida II (N-H no plano e o estiramento C-H), caracterizados pelas bandas de 1655 e 1560 cm^{-1} , respectivamente. Além dessas bandas características, podem ser observadas em todas as amostras investigadas as bandas de polissacarídeos (C-O-C) na região entre 890 e 1150 cm^{-1} .

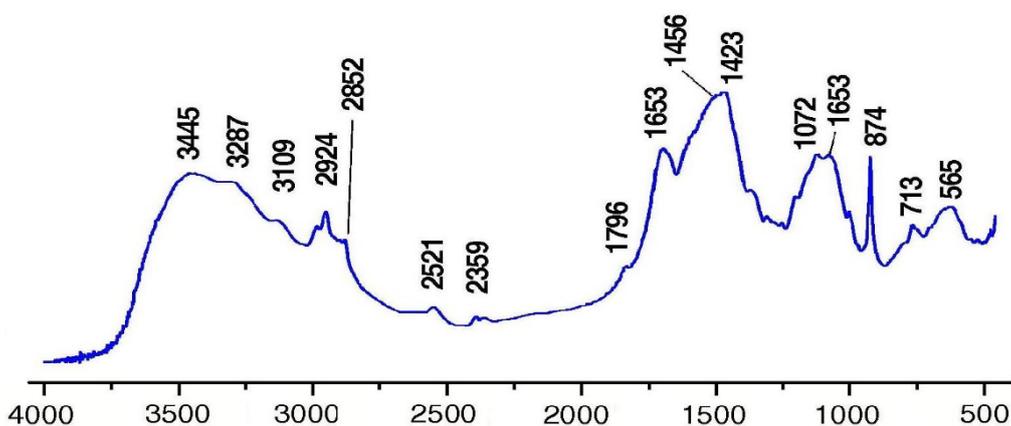


Figura 3 – Espectro da casca de camarão
Fonte: Adaptado de Gbenebor *et al.* (2017)

A partir de uma análise visual das amostras e da comparação de seus aspectos anteriores e posteriores ao tratamento, alguns efeitos do processo se tornam perceptíveis. Quanto à coloração das amostras, percebe-se que aconteceu um clareamento, o que pode ser associado à adsorção resultante do tratamento das

exúvias, assim como do papel de filtro utilizado na filtragem final das amostras, caracterizando um efeito positivo desejado pelo tratamento. Em relação à turbidez, foi possível identificar sua significativa diminuição, retirando, assim, grande parte dos sólidos em suspensão, fator que pode ser atribuído à presença das exúvias no processo, assim como à filtragem final com papel de filtro. No tocante à quantidade de precipitados, o processo se mostrou efetivo, uma vez que as partículas mais espessas que precipitaram foram reduzidas acentuadamente. Tal redução aconteceu pelo fato de que as partículas mais grossas são mais facilmente retidas no papel de filtro, assim como podem ter sido adsorvidas pelo material quitinoso do exoesqueleto das cigarras. Tais características são apresentadas na Figura 4, abaixo.



Figura 4 – a) Efluente sintético antes do tratamento; b) efluente sintético após o tratamento
 Fonte: SOUTO *et al.* (2019)

De acordo com os dados de pH obtidos, não houve uma redução da acidez significativa. Na Tabela 3 são apresentados os valores de pH obtidos antes e depois do tratamento para as duas amostras, assim como os limites exigidos pela Resolução CONAMA nº 430 (CONAMA, 2011).

Amostra	pH inicial	pH final	Resolução CO-NAMA
A1	2,2	2,3	5-9
A2	2,2	2,3	5-9

Tabela 2 – Acidez antes depois do tratamento.
 Fonte: Autoria própria

A análise da quantidade de Sólidos Totais Dissolvidos aumenta, o que não se mostra de acordo com o esperado pelo tratamento proposto. Tal resultado pode ter sido encontrado pelo fato de o instrumento medir apenas íons carregados, quantidade que pode ter aumentado proporcionalmente em relação à quantidade de sólidos presentes na amostra antes do tratamento. Outra explicação para esse resultado seria a presença de partículas como sedimentos que entraram em contato com a água a partir da trituração das exúvias. Contudo, observa-se ainda que entre as amostras A1 e A2, a segunda apresentou um menor valor desses sólidos.

Amostra	Sólidos Totais antes (ppm)	Sólidos Totais depois (ppm)
A1	1.210	1.760
A2	1.210	1.540

Tabela 3 – Sólidos Totais Dissolvidos antes e depois do tratamento.

Fonte: Autoria própria

Os resultados apresentados na Tabela 5 de condutividade das amostras, analisadas antes e depois do tratamento, mostram uma ligeira diminuição no resultado, sendo a da amostra A2, que ficou em contato com as exúvias por mais tempo, a que apresentou melhor resultado.

Amostra	Condutividade inicial (mS/cm)	Condutividade final (mS/cm)
A1	0,96	0,93
A2	0,96	0,872

Tabela 4 – Condutividade antes e depois do tratamento..

Fonte: SOUTO *et al.* (2019)

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir das análises realizadas, percebe-se que a utilização de exúvias de cigarras no tratamento de água contaminada por metais potencialmente tóxicos se mostra inovadora, apesar de ainda precisar ser aprimorada. Em se tratando de um material adsorvente, contaminações devem ser mínimas e a metodologia aplicada deve ser coerente de acordo com seu potencial.

Dessa forma, os experimentos com a aplicação do material apresentaram indícios de que a aplicação direta das exúvias de cigarras, de acordo com a metodologia adotada, não é ainda eficiente para o tratamento de efluentes líquidos, principalmente por não alterar significativamente o valor de pH da amostra sintética. Esse fator ainda deve ser estudado mais a fundo, uma vez que outros estudos apontam as semelhanças entre esse material e outros já estudados para essa mesma finalidade. A utilização das exúvias pode ainda ser válida se aplicadas à adsorção de outras substâncias como corantes, por exemplo, o que não era objetivo deste estudo. A aplicação de outros processos como a desacetilação para a produção de quitosana também pode apresentar um bom potencial.

Para o caso desse estudo, não foi possível medir a concentração final dos metais utilizados na confecção do efluente sintético, uma vez que a indisponibilidade do instrumento de absorção atômica necessário não permitiu tal análise. Outros estudos serão feitos para caracterizar esse aspecto, o que colaborará com a análise de enquadramento de efluentes tratados de acordo com os parâmetros da Resolução CONAMA nº 430.

Apesar da dificuldade de obtenção das exúvias em comparação com resíduos de crustáceos, estudos feitos por outros pesquisadores indicam a potencialidade do tratamento com materiais quitinosos residuais e de baixo valor. Sendo assim, novos estudos devem ser feitos para que esses materiais ainda sejam explorados e utilizados, com metodologias e técnicas complementares e mais precisas, a fim de avaliar a potencialidade específica das exúvias de cigarras como tecnologia de remediação eficiente e de baixo custo para a indústria minero-metalúrgica.,

Referências

CUNHA, M. V. P. O.; CORREA, J. A. M. Síntese e caracterização de hidróxidos duplos a partir da lama vermelha. **Cerâmica**, São Paulo, v. 57, n. 341, p. 85-93, mar. 2011. ISSN 0366-6913. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-69132011000100011&lng=en&nrm=iso. Acesso em: 03 dez. 2018.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, CONAMA. **Resolução Nº 430**, de 13 de maio de 2011

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS, IBAMA. **GEO BRASIL 2002: Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil**. Brasília: Edições IBAMA, 2002. p. 475. Disponível em: https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/site_cnia/geo_brasil_2002.pdf. Acesso em: 13 nov. 2018.

LAUS, Rogério et al . Microesferas de quitosana reticuladas com tripolifosfato utilizadas para remoção da acidez, ferro(III) e manganês(II) de águas contaminadas pela mineração de carvão. **Quím. Nova**, São Paulo , v. 29, n. 1, p. 34-39, Feb. 2006.

LOVERA, D. F. et al. Planta Piloto de Procesos Secuenciales en la Remediacion de Efluentes Industriales. **Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica e Geográfica de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos**. Lima, Peru, v. 3, n. 6, p. 1-10, 2000.

MECHI, A.; SANCHES, D. L. Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. **Estudos Avançados.**, São Paulo, v. 24, n. 68, p. 209-220, 2010. ISSN 0103-4014.

MENEZES, C. T. B et al. Tratamento de drenagem ácida de mina: Experiência da Carbonífera Metropolitana. In: **XX Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa**, Florianópolis, p. 599-608, 2004.

MENEZES, F. S. et al. UTILIZAÇÃO DA CASCA DE CAMARÃO PARA PRODUÇÃO DE QUITINA. **Scire**, [S.I.], v. 7, n. 1, p. 1-11, mar. 2015. Disponível em: http://www.revistascire.com.br/artigo/2015/MARÇO/UtilizacaoCascaCamarao_Fernanda_Menezes.pdf. ISSN 2317-661X . Acesso em: 09 nov. 2018.

MUNIZ, D. H. F.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. **Universitas: Ciências da Saúde**, v. 4, n. 1 / 2, p. 83-100, 2006.

NUNEZ-GOMEZ, Dámaris et al . Potencial dos resíduos do processamento de camarão para remediação de águas contaminadas com drenagem ácida mineral. **Polímeros**, São Carlos , v. 26, n. spe, p. 1-7, 2016.

SILVAS, F. P. C. **BIOTECNOLOGIA APLICADA AO TRATAMENTO DE DRENAGEM ÁCIDA DE MINA**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Metalúrgica e de Materiais). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

PUNTES SANTIBÁÑEZ, L. Precipitación química y adsorción en el tratamiento de efluentes conteniendo metales disueltos. **Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica e Geográfica de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos**. Lima, Peru, v. 5, n. 9 , p. 66-69, 2002.

SOUTO, N. P. B.; JÚNIOR, J. M. M. F.; PILAR, M. P. H. F. ANÁLISE DA UTILIZAÇÃO DE EXÚVIAS DE CIGARRAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTE SINTÉTICO DE MINERAÇÃO.. In: **Anais do XVII Encontro Nacional de Estudantes de Engenharia Ambiental e V Fórum Latino-Americano de Engenharia e Sustenta-**



bilidade. Anais. João Pessoa, Paraíba, 2019. Disponível em: <<https://www.even3.com.br/anais/ENEEAmb/155716-ANALISE-DA-UTILIZACAO-DE-EXUVIAS-DE-CIGARRAS-NO-TRATAMENTO-DE-EFLUENTE-SINTETICO-DE-MINERACAO>>. Acesso em: 05/04/2020.



**ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA DA
ADIÇÃO DO LODO ETA À MASSA
CERÂMICA VERMELHA**

PHYSICAL-CHEMICAL ANALYSIS OF THE ADDITION OF ETA SLUDGE TO
RED MASS CERAMIC

Jocilene Melo de Araújo

Gabriela Araujo Melo

Ana Célia Almeida Ferraz

Denilson Moreira dos Santos

David Guilhon

Maria Raimunda Chagas Silva

Resumo

O crescimento da população urbana aumenta as exigências e investimentos sobre saneamento básico, o que traz consigo a responsabilidade de preservação da qualidade. No Brasil é comum o desperdício de tudo que diz respeito aos recursos naturais, bem como de materiais que poderiam ser utilizados em construções tal como o lodo da Estação de Tratamento de Água - ETA. O objetivo deste estudo foi analisar as propriedades físico-químicas da adição do lodo Estação de Tratamento de Água - ETA à massa de argila de cerâmica vermelha para confecção do tijolo. O campo de estudo da Estação de Tratamento de Água - ETA localiza-se na Associação filantrópica do Paço do Lumiar e a argila de cerâmica vermelha proveniente do município de Rosário-MA. Os resultados da pesquisa apontaram que as propriedades físico químicas da água do lodo da Estação de Tratamento de Água - ETA, relacionada ao pH, turbidez, sólidos dissolvidos totais e a demanda bioquímica de oxigênio, estão dentro do permitido da resolução CONAMA. Para efluentes que são despejados no meio ambiente, assim como para determinação da melhor disposição final do lodo é necessário conhecer suas características físico-químicas. Quanto às propriedades tecnológicas, percebeu-se uma tendência de melhorias na medida em que se adiciona o resíduo estudado (resistência mecânica e à umidade).

Palavras-chave: Estação de Tratamento de Água, lodo, argila vermelha, tijolo.

Abstract

The growth of the urban population increases the demands and investments on basic sanitation, which brings with it the responsibility of preserving quality. In Brazil it is common to waste everything that concerns natural resources, as well as materials that could be used in constructions such as sludge from the Water Treatment Plant - WTP. The objective of this study was to analyze the physicochemical properties of the addition of Water Treatment Plant - WTP sludge to the red ceramic mass for brick making. The field of study of Water Treatment Plant - WTP is located in the philanthropic Association of Paço do Lumiar and the clay of red ceramics is from the municipality of Rosário-MA. The results of the research indicated that the physical properties of Water Treatment Plant - WTP sludge water, related to pH, turbidity, total dissolved solids and biochemical oxygen demand, are within the limits of the CONAMA resolution. For effluents that are dumped in the environment, as well as to determine the best final disposal of the sludge, it is necessary to know its physicochemical characteristics. As for the technological properties, a trend of improvement was observed as the studied residue (mechanical resistance and humidity) was added.

Keywords: Water Treatment Plant WTS, sludge, ceramic, red clay, brick.



1. INTRODUÇÃO

O panorama do saneamento mundial traz consigo a responsabilidade de preservação da qualidade da vida de suas populações. No Brasil é comum o desperdício de tudo que diz respeito aos recursos naturais, bem como de materiais que são utilizados em construções de todos os tipos, como exemplo o lodo da ETA.

Com o crescimento da população urbana, aumentam as exigências e investimentos sobre saneamento básico e também com a qualidade da água que é um elemento essencial à vida, por isso, a preservação dos corpos hídricos deve ser mantida, mas infelizmente a maioria desses locais de captação de água não está dentro dos padrões de potabilidade exigidos.

Sendo assim, o tratamento da água vinda dos mananciais tornou-se indispensável. E, para isso as Estações de Tratamento de Água, tem participação fundamental pois proporcionam qualidade à água de modo a atender aos padrões físicos, químicos e biológicos de potabilidade exigidos pelo Ministério da Saúde. No processo de tratamento da água das ETAs, a etapa da decantação é onde se produz um resíduo sólido, o lodo, que deve ter destinação ambientalmente adequada, embora que, em geral seja desaguado em mananciais ou em aterros sanitários, provocando poluição, o comprometimento da fauna e da flora presentes nesses ecossistemas e diminuindo a vida útil desses locais. Encontrar uma solução objetiva e adequada para tal resíduo, trará em definitivo, um benefício equilibrado ao meio ambiente. A possibilidade do uso do lodo desaguado das ETAs na confecção de tijolo surge como uma das opções benéficas na utilização desse resíduo em que possa ser ainda útil na preservação do meio ambiente, sendo o mesmo reutilizado de forma adequada.

Outro aspecto a considerar sobre os benefícios da utilização do resíduo, é o tijolo cerâmico acrescido do lodo, pois contribui na redução de todo impacto inerente à extração da argila, além de ser um dos produtos de maior percentual na mistura para a fabricação do mesmo, diminui o assoreamento dos rios, o desmatamento e o controle de pragas, trazendo assim um expressivo benefício ambiental.

Pesquisas sobre a temática do lodo da estação de tratamento de água na confecção de tijolos sustentáveis avaliaram diversos parâmetros físicos e químicos, tais como: pH, turbidez, sólidos dissolvido total (TDS), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5). Onde o lodo e argila foram caracterizados por granulometria, teor de matéria orgânica (MO), carbono orgânico (CO), teor de umidade e pH.

A confecção do tijolo na mistura do lodo e da argila determinam as seguintes análises nos corpos de prova (CP's), onde são medidos os principais parâmetros cerâmicos de controle dos tijolos, tais como: absorção de água, porosidade aparente, densidade, retração linear e tensão de ruptura à flexão.



A presente pesquisa teve como objetivo analisar as propriedades físico-químicas do lodo da ETA para confecção de tijolo cerâmico, como uma inovação na reutilização de resíduos, bem como a sustentabilidade e a preocupação com a preservação do meio ambiente. Para isso, optou-se por abordar inicialmente sobre tratamento da água e seus impactos ambientais, bem como as etapas que envolvem esse processo. Em seguida, apresentar sobre a abordagem metodológica e análise dos resultados a partir das experiências realizadas, e por fim apontar considerações finais.

2. PROCESSO DE TRATAMENTO DE ÁGUA E IMPACTOS AMBIENTAIS DO LODO

A água é um elemento essencial à vida, e sua qualidade proporciona a saúde e bemestar das populações em razão de suas diversas funcionalidades. Com o aumento da população urbana, nos últimos anos, cresce as exigências e investimentos em questões de saneamento básico, devendo ser considerado, também, ao consumo humano, a qualidade da água. Nesse aspecto, as Estações de Tratamento de Água (ETAs) têm papel fundamental, pois são responsáveis para proporcionar qualidade à água que atendam aos padrões físicos, químicos e biológicos de potabilidade estabelecida pela Portaria 2.914/11 do Ministério da Saúde.

Segundo Richter (2009), na ETA onde ocorre os processos de tratamento da água capitada em cursos d'água superficiais inadequada para o consumo humano, utilizam aplicação de produtos químicos para remover as impurezas presentes, como sólidos suspensos e partículas coloidais presentes na água.

Os processos de tratamento da ETA objetivam a clarificação e desinfecção da água bruta, sendo distribuída ao final dos mesmos, como água potável ao consumo da população. Segundo a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente 357 (CONAMA, 2005), o tratamento da água "in natura" é classificado em três tipos, sendo: tratamento simples (filtração e desinfecção), tratamento convencional (coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção) e o tratamento convencional em conjunto com o avançado.

No processo de decantação, é produzido uma massa composta de matéria orgânica e inorgânica de consistência pastosa com elevado teor de umidade caracterizado como lodo da ETA, representando 0,3 a 1% do volume de água tratada. Como resultado do processo do tratamento da água, verifica-se que o lodo é constituído de diversos elementos químicos, tais como, o alumínio, ferro, silício, titânio, magnésio e sólidos orgânicos (RICHTER, 2009).

A quantidade de lodo produzida na ETA está relacionada aos fatores, tais como: partículas presentes na água bruta; concentração de produtos químicos aplicados ao tratamento; tempo de permanência do lodo nos tanques; forma de limpeza dos



mesmos; eficiência da sedimentação; entre outros (CORDEIRO, 2001). Entretanto, a qualidade do lodo está relacionada primordialmente com a qualidade dos recursos hídricos, local onde é extraída a água bruta tratada, posteriormente com os produtos químicos utilizados em seu tratamento, o tempo de permanência da água nos decantadores e o tipo de tecnologia de tratamento.

2.1 Impactos Ambientais do Lodo

De acordo com o Padrão de Potabilidade do Ministério da Saúde, o material acumulado nos decantadores contendo metais, como o sulfato de alumínio componente que afeta a qualidade organolépticas da água, tem seu valor máximo permissível de 0,2mg/L. Pois, em casos que essa concentração esteja acima de 0,2mg/L a água tratada possibilita riscos à saúde humana e por não ser biodegradável, provoca inconvenientes quanto à disposição final do lodo.

Quanto às classificações dos resíduos gerados durante o sistema de tratamento de água nos decantadores, a NBR 10.004 (ABNT, 2004) afirma que os resíduos sólidos estão ordenados em classe I como perigosos, classe II – A não inerte e classe II – B inerte, sendo o lodo um resíduo proveniente do próprio sistema da ETA, e não como um rejeito, devendo ser gerenciado de tal forma a garantir que sua destinação deva ser compatível com as diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS, Lei nº 12.305.

No lodo da ETA, a presença de metais pesados, alta turbidez e elevadas concentrações de sólidos e de Demanda Química de Oxigênio – DQO, se lançados diretamente nos recursos hídricos, provocam diversos impactos ambientais, como o assoreamento de cursos d'água, aparecimento de bancos de lodo, além da interferência na atividade fotossintética e também asfixia nos peixes por entupimento das vias respiratórias (PAIXÃO, 2005).

Devido a isso, surge a grande preocupação em dispor corretamente o lodo da ETA, contribuindo para a diminuição de impactos negativos ao meio ambiente.

A construção civil é um importante setor que comprova o desenvolvimento econômico e social de um país, devido à alta geração de empregos e desenvolvimento da infraestrutura. Em contrapartida, além de consumir os recursos naturais, ela é também a área que mais gera resíduos.

A ETA produz uma grande quantidade de resíduos, por isso a inquietação por alternativas ambientalmente vantajosas e economicamente possíveis para a disposição final desses resíduos que continuam sendo um grande desafio para as empresas de saneamento no Brasil. Tanto a construção civil quanto a ETA, enfrentam problemas de como dar solução a esses resíduos gerados em suas áreas de atuação a fim de que sejam reaproveitados e destinados corretamente. Por isso, a



disposição adequada de resíduos deve ser considerada uma prática ambientalmente correta a serem buscados, a fim de serem reaproveitados ou reutilizados, face a uma prática de desperdício ou inutilidades dos mesmos.

Os autores Teixeira et al., (2006) reafirmam a importância que o lodo da ETA pode ser incorporado em massa cerâmica usada na confecção de tijolos, também reconhecem que uma das vantagens se encontra no benefício produzido nas jazidas, diminuindo a poluição dos corpos hídricos, reduzindo a utilização da matéria prima, gerando assim benefícios à sociedade e ao meio ambiente.

2.2 Argila de Cerâmica Vermelha

A argila é um produto natural, terroso, popularmente conhecido como barro, formado por partículas de grãos muito finas, com diâmetro inferior a dois (2) micron, contendo: oxigênio, silício, alumínio, ferro, magnésio, potássio e sódio (MEIRA, 2001). Para o autor, a argila apresenta grande destaque pelas suas propriedades, adquirindo plasticidade quando uma quantidade de água é inserida, perdendo-a após a secagem e, posteriormente, adquirindo alta resistência na queima a uma temperatura superior a 1000°C.

Devido à sua disponibilidade abundante e também por suas propriedades características, como plasticidade, resistência mecânica a verde e após a queima, sua possibilidade de conformação, devido suas diferentes técnicas de processamento, seu poder de absorção e sua homogeneidade (PUREZA, 2004), a argila comum é a matéria-prima frequentemente utilizada na indústria da cerâmica vermelha ou estrutural como defende (MOTTA, 2001 apud GUILHON, 2015).

Segundo Meira (2001), a argila comum é classificada em dois tipos principais: argila para olaria e para tijolo. Onde é usada em olaria a cerâmica ornamental de terracota, por ser plástica e facilmente moldada no forno de oleiro. Já a argila para tijolo, apresenta uma forma mais grosseira, contendo elevadas quantidades de silte, areia e cores variadas, possuindo um teor em fração argilosa baixo, mas relevante para permitir à moldagem dos corpos cerâmicos, comumente usada na cerâmica estrutural no fabrico de materiais da Construção Civil, nomeadamente, tijolos, telhas e pavimentos.

As argilas apresentam elevados valores de suas propriedades que faz com que se constituam em inúmeras variedades, e conseqüentemente, diversas são as aplicações para estes materiais naturais. Guimarães (2014), considera cada cerâmica única, em termos de suas propriedades e características.

2.3 A Produção do Tijolo com Adição do Lodo da ETA

O material utilizado na fabricação dos tijolos convencionais é retirado das jazidas de argila, e como consequência, cada vez mais a devastação dessas áreas se intensifica, pois a produção de tijolos cerâmicos requer grandes quantidades de recursos naturais, que com isso provoca uma série de efeitos ambientalmente negativos. Uma alternativa capaz de possibilitar o aumento de vida útil das jazidas seria a fabricação do tijolo acrescido de um percentual do lodo da ETA visando uma produção sustentável desses tijolos.

A característica qualitativa do lodo da ETA está em seu alto teor de silício, alumínio, óxidos de ferro e sua fina granulometria, pois essa composição química possui características similares à argila natural, sem perdas dessas mesmas características na confecção do tijolo cerâmico que possibilite uma troca de material e garanta com isso o teor de umidade desejado. Silva (2011) reafirma que a argila consiste de propriedades gregárias com outros materiais da construção civil.

Diante da quantidade dos elementos químicos inseridos nas fases do tratamento de água da ETA, o tijolo não deve ser confeccionado trocando completamente a argila pelo lodo, mas incorporando-o. Não devendo ser menosprezada a relação percentual do lodo misturado à argila na confecção desse tijolo.

Para Paixão (2005), é possível o aproveitamento do lodo da ETA adicionado à cerâmica vermelha, nesse caso o tijolo, uma mistura de até 10% na relação lodo à argila. Sendo assim, os testes em laboratório determinarão a porcentagem adequada, estando claro que a argila sempre será em quantidades predominantes.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo da pesquisa localiza-se na estação de Tratamento de Água – ETA, na Associação filantrópica do Paço do Lumiar e Argila de cerâmica vermelha proveniente do município de Rosário-MA. O período de realização da pesquisa foi janeiro à maio de 2019.

3.1. Coleta e Análises e Pré-tratamento do Lodo da ETA e da Argila de Cerâmica Vermelha

As amostras do lodo da ETA foram coletadas na forma de um resíduo semissólido, foi homogeneizada, para garantir a coleta representativa e em seguida, levada para uma estufa de secagem, mantida a temperatura de 100°C, por um período de 24 horas, para remoção da umidade. O mesmo processo foi realizado com a argila.



O pó como resultado obtido no peneiramento se constituiu como o material base do lodo e argila para o processamento da confecção do tijolo.

As amostras da água do efluente do lodo da ETA foram separadas e analisados os parâmetros físico-químicos: pH, turbidez, sólidos dissolvido total (TDS), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) pelo método (APHA, 2012) e para o lodo e a argila foram as caracterizações de granulometria, teor de matéria orgânica (MO), carbono orgânico (CO), teor de umidade, pH pelo método (EMBRAPA, 2017).

As amostras foram analisadas no laboratório de Ciências do Ambiente (LA-CAM), Laboratório de Materiais da Universidade Ceuma e no Laboratório da Design da Universidade Federal do Maranhão- UFMA.

Pra a confecção do tijolo da mistura do lodo e argila, determinou as seguinte análises e nos CP's onde foram medidos os principais parâmetros cerâmicos de controle dos tijolos, tais como: absorção de água, porosidade aparente, densidade, retração linear e resistência final à flexão após a queima (GUILHON,2015).

3.1.1 Procedimento experimental da amostra do tratamento da água do (Efluente) lodo e argila de cerâmica vermelha com o Corpo de prova.

As amostras do lodo da ETA foram tratadas com a utilização de solução de sulfato de alumínio e polímero como coagulante no processo de clarificação da água bruta da mistura (água + lodo). O lodo utilizado é uma mistura do resíduo produzido nos decantadores. Após a sua remoção, ele foi secado ao ar livre para o seu desaguamento de forma natural (por evaporação e infiltração).

Antes da mistura com a argila cerâmica vermelha, para a preparação das massas cerâmicas, o lodo e a argila foram previamente destorroados e secos sob temperatura de 100°C por um período de 24 horas e passado na peneira de 100 mesh. Após estes procedimentos, foi analisado o filtrado da água do efluente, os parâmetros físico-químicos e a caracterização do lodo da ETA e da argila.

Os CP's foram modelados a partir do uso de um molde metálico parafusado e para facilitar a retirada das amostras, foi aplicado vaselina líquida no interior do molde. Assim, compactou-se a mistura do molde por meio de uma prensa hidráulica uniaxial com duração de 15 segundos a 1Mpa. Para medir, foi usado um paquímetro, como instrumento de identificação da medida de eixo, o comprimento, a largura e a espessura. Como resultado, obteve-se corpos de prova com dimensões em torno de 80mm de comprimento e 42mm de largura, com espessura variável.

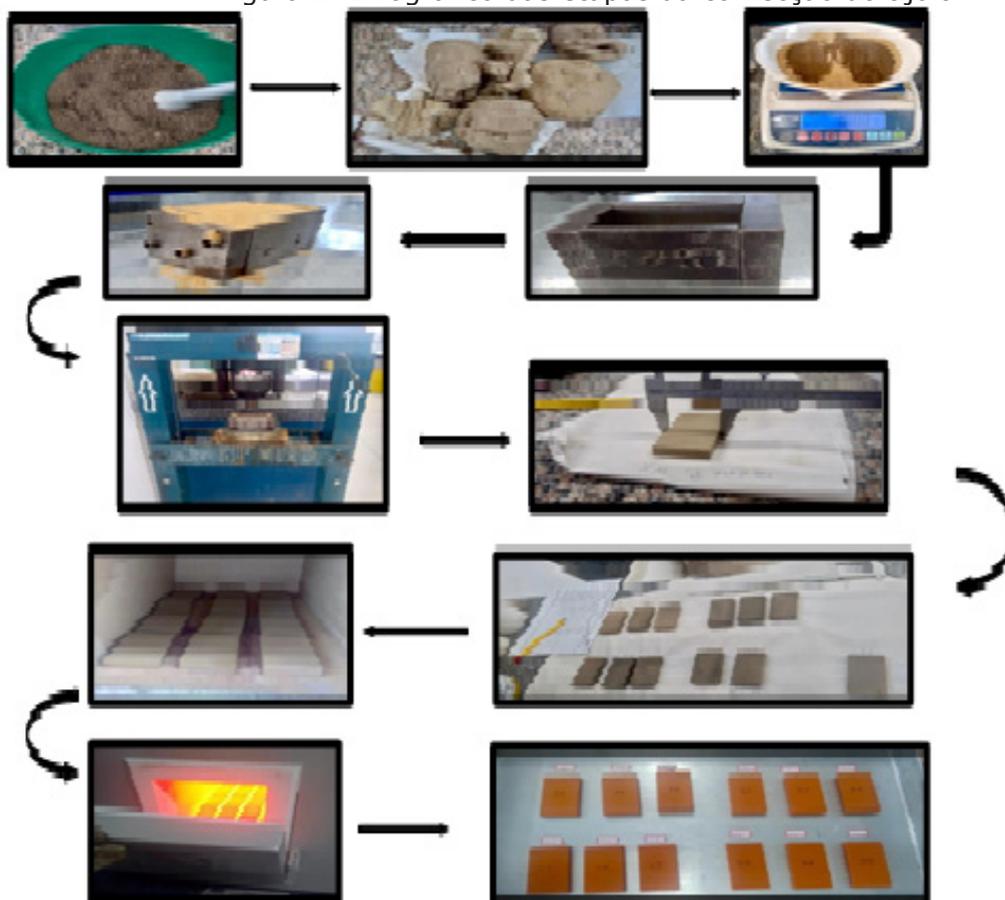
Os doze CP's foram identificados por um sistema de letras e números A, B, C e D, ilustrando o percentual de resíduos agregados, como 0, 5, 10 e 15% respec-

tivamente. A segunda ordem é descrita por meio de um só dígito para cada uma das letras (1, 2 e 3), identificando cada amostra do experimento e o procedimento das etapas do infográfico das etapas da confecção do tijolo está apresentado na Figura 1.

Para secagem, os corpos de provas foram expostos ao ar livre por um período de quatro (4) dias e mais 24 horas em estufa elétrica Solab SL - 100, com temperatura de 100° C para todas as amostras.

A sinterização se deu em forno elétrico Linn - Elektro Therm CC 405 com temperatura programada a 1.000° C, permanecendo assim durante quatro (4) horas. Sobre a medição e pesagem dos corpos de prova que envolveu a conformação, secagem e sinterização, respectivamente, serviu para o fornecimento de dados para serem analisadas e discutidas as propriedades tecnológicas posteriormente, tais como: a absorção de água, porosidade aparente, densidade, retração linear e tensão de ruptura à flexão. O objetivo das pesagens foi determinar quatro (4) diferentes quantidades de massas por amostragem: a massa seca (ms), massa imersa (mi), massa úmida (mu) e a massa pós-queima (mq). O diagrama a seguir exemplifica a sequência do processo da confecção do tijolo: As imagens da Figura 1, indicam os processos para a confecção do tijolo, onde mostra a matéria prima, lodo da ETA e argila ainda em torrões sendo utilizados na fabricação de um produto comumente usados na construção civil.

Figura 1: Infográfico das etapas da confecção do tijolo.



Fonte: Dados da pesquisa, (2019).

3.1.2 Propriedades Tecnológicas

Para caracterizar as propriedades tecnológicas foram aplicados cinco (5) ensaios diferentes com o objetivo analítico das propriedades físicas e mecânicas do material.

Como primeiro ensaio, a absorção da água foi analisada seguindo conforme a NBR 6458 (ABNT,1984), que estabelece como deve ser a secagem dos CP's. Primeiro, eles foram levados à estufa a uma temperatura de 100°C para a obtenção da massa seca (ms), em seguida, são imersos em água por um período de 24 horas. Depois, os CP's foram retirados da água, e com um pano limpo retirou-se o excesso para a obtenção da massa úmida (mu). A absorção da água é expressa pela equação 1:

$$AA = (mu - ms) / (mu) \times 100 \quad \text{equação (1)}$$

Onde:

AA = Absorção da água (%); Ms = Massa seca (g) ; Mu = Massa úmida, após a imersão (g)

A referência para a verificação do segundo ensaio, a porosidade aparente, encontra-se na NBR 15270 (ABNT, 2005), onde os CP's, depois de imersos, foram retirados da água em vinte e quatro (24) horas. Após esse período foi feita a primeira pesagem, e recolocados dentro de um recipiente para que fosse feita uma segunda pesagem para aferir seu peso úmido.

A porosidade aparente é expressa pela equação 2:

$$PA = (mu - ms) / (mu - mi) \times 100 \quad \text{equação (2)}$$

Onde:

PA = Porosidade aparente (%) Mu = Massa úmida (g)

Ms = Massa seca (g)

Mi = Massa imersa (g)

Para a execução do terceiro ensaio, densidade aparente, ela se fundamenta na NBR 5017 (ABNT, 2015) que expressa a razão entre a massa e o volume dos CP's após a sinterização.

A expressão da densidade, mostrada na equação 3:

$$DA = (mq) / (vq) \quad \text{equação (3)}$$

Onde:

DA = Densidade aparente (g/cm³)

Mq = Massa pós-queima (g)

Vq = Volume pós-queima (cm³)

Quanto ao quarto ensaio, a retração linear, é analisado em dois momentos, com duas equações diferenciadas. A primeira é verificada antes da queima, e a segunda, depois da queima, com fundamentação na NBR 13818 (ABNT, 1997). Tal norma direciona que após o processo de conformação, seja analisada as três (3) dimensões das amostras, e num segundo momento, secam-se em estufa durante 24 horas a 100° C para realizar uma nova medição. Por fim, após a queima dos CP's em forno elétrico, a terceira obtenção das dimensões é encontrada.

A equação 4, expressa a relação linear pós-queima:

$$RLq = (Lc - Ls) / (Ls) \times 100 \quad \text{equação (4)}$$

Onde:

RLq = Retração linear pós-secagem (%)

Lc = Comprimento do corpo de prova conformado (mm)

Ls = Comprimento do corpo de prova seco (mm)

A retração linear pós-queima é expressa pela equação 5:

$$RLq = (Ls - Lq) / (Ls) \times 100 \quad \text{equação (5)}$$

Onde:

RLq = Retração linear pós-queima (%)

Ls = Comprimento do corpo de prova seco (mm)

Lq = Comprimento de prova queimado (mm)

Sobre o quinto ensaio, módulo de ruptura à flexão, baseou-se conforme a NBR



13.818 (ABNT, 1997). Os CP's, após a operação da queima, foram mantidos por 24 horas imersos em água à temperatura ambiente antes da ruptura.

A equação 6 sobre o modulo de ruptura à flexão

$$M = 3PL / 2bd^2 \quad \text{equação (6)}$$

M = Módulo de ruptura à flexão (MPa)

P = Carga aplicada (N)

L = Distância entre os roletes (mm) b = Largura do corpo de prova (mm)

d = Espessura do corpo de prova (mm)

4. RESULTADO E DISCUSSÃO

Os resultados da água do lodo antes do tratamento e após o tratamento e a caracterização do lodo e da argila vermelha estão apresentados na Tabela 2 e 3 e nos gráficos

4.1 Resultados Físico-Químicos Em Amostras da Água Efluente do Lodo da ETA

Os resultados dos valores de pH do efluente de água de qualquer fonte poluidora, para serem lançados diretamente no corpo receptor, devem estar entre 5,0 e 9,0. Desta forma, os resultados encontrados em amostras, água do lodo antes do tratamento e após a água do lodo tratado, os valores foram entre (4,5 a 4,2) e nas diferentes concentrações de efluente estão de acordo com os exigidos pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente 357 (CONAMA, 2005), tornando-se uma vantagem do processo, uma vez que não haveria necessidade de sua correção, evitando gastos operacionais.

Tabela 2. Análise físicos e químicas da Água do Lodo da ETA antes e após o tratamento.

AMOSTRAS	pH	Tub UNT	TDS2 (mg/L)	DBO5 dia (mg/L)
Água do lodo antes Tratamento	4,5	27,33	7,54	104,4
Água do lodo após tratado	4,2	10,80	6,67	52,2
CONAMA 357/05	6 a 9	≤100UNIT	40 mg/L	60 a 100 mg/L

Fonte: Dados da Pesquisa (2019).

Os valores de turbidez variaram entre (10,8 a 27,33 UNT) e também os sólidos dissolvidos totais foram de (6,67 a 7,54 mg/L), observando que os dados após o tratamento têm boa eficiência para lançamento dentro da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente 357 (CONAMA 2005).

Para os valores de DBO observou-se uma variação entre as duas amostras antes e após (52,2 a 104,4 mg/L). Estão dentro do limite para águas de efluente de lançamento de acordo com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente 357 (CONAMA, 2005), onde seus valores são (60 a 100 mg/L), isto significa que o tratamento para este estudo teve uma boa eficiência.

O objetivo de tratar efluentes antes do seu descarte em corpos receptores são para a conservação dos ecossistemas. Obrigação legal em todos os países, a eventual atitude voluntária de empresas nunca seria suficiente para assegurar o objetivo de conservar os ecossistemas.

No Brasil e em vários países, a legislação ambiental regula o descarte de efluentes sobre corpos d'água limitando a carga poluidora lançada de acordo com o tipo de uso estabelecido para a água do corpo receptor em tipo de classe da água.

Tabela 3. Granulométrica, Matéria Orgânica (MO), Carbono Orgânico (CO) e Umidade do lodo da ETA e ACV no período de janeiro e maio de 2019.

AMOSTRAS	Areia %	Silte %	Argila %	pH	MO %	Umidade %	CO %
Lodo da ETA	83,86	15,31	0,83	6,0	26,25	1,75	0,91
ACV	20,12	38,25	41,53	5,5	25,0	6,25	0,10

Fonte: Dados da Pesquisa (2019). * Argila de Cerâmica Vermelha

Foram observados os valores que variam tanto para o lodo e a argila entre areia (83,86 a 20,12%), silte (15,31 a 38,25%) e quanto a argila foi de (0,83 a 41,53%). Observa-se que o valor predominante foi areia para o lodo e argila foi a

41,53 %. Pode -se classificar a argila como sendo areia média à fina, à siltosa, à argilosa, e a do lodo a classificação dá-se a maior porcentagem da fração de areia em uma menor quantidade de argila, para as amostras de lodo são justificadas pelas características da amostra da ETA.

O valor do teor de MO para o lodo foi de 26,25 %, enquanto o teor da argila da cerâmica vermelha foi de 25,0%. Estes foram valores bem significativos, isto pode ser explicado por que seu pH está ácido e como o lodo foi tratado com surfactante, isto altera sua qualidade para poder destruir os microrganismos. Já a amostra que demonstrou maior porcentagem de carbono total, foi a do lodo de 0,91% e argila foi 0,10%.

Em relação ao percentual de umidade, os valores foram bem menores de 1,75 a 6,25% para o lodo e argila de cerâmica, sempre apontando os valores maiores para argila, tem mais eficiência na colagem que a do lodo de ETA, já é esperado, pelas suas texturas como se observa os resultados das granulometria da Tabela 2.

Os estudos realizados pela PROSAB e SANEPAR (1999), indicam uma melhor eficiência quando o lodo se encontra no teor de umidade de 65 a 75%. Esta faixa de umidade permite uma boa reação da cal com a água contida no lodo, promovendo boa colagem que a do lodo, ação exotérmica (aumento da temperatura) e boa plasticidade, o que é fundamental para homogeneização da cal com o lodo e, portanto, boa homogeneidade do pH.

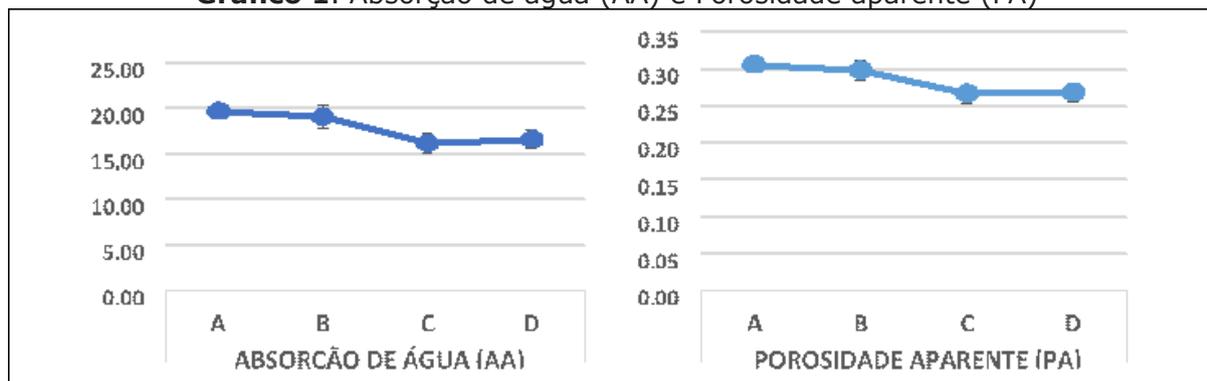
Para determinar a melhor disposição final do lodo é necessário conhecer suas características físico-químicas, como por exemplo, a matéria orgânica, nutrientes, compostos orgânicos potencialmente tóxicos, entre outros. Os lodos dependem da composição das águas residuais e dos processos empregados para o tratamento. Sabe-se que estas características variam anualmente, sazonalmente ou até mesmo diariamente, em consequência das variações nas características do esgoto. Processos de tratamento diferem no tipo e volume do lodo gerado e isto influencia diretamente nas técnicas de desidratação, higienização e disposição final do material (PAIXÃO, 2005).

4.2 Resultados das Propriedades Tecnológicas

A caracterização tecnológica deste estudo contempla a investigação da Absorção Aparente (AA), Porosidade Aparente (PA), Densidade Aparente (DA), Módulo de Ruptura à Flexão (M), Retração Linear pós-secagem (RLs) e Retração Linear pós-queima (RLq). Para a melhor compreensão, agrupam-se estas 6 propriedades em 3 variáveis: resistência à umidade (AA e PA), resistência mecânica (DA e M) e estabilidade dimensional (RLs e RLq), como mostra a Gráfico 1.



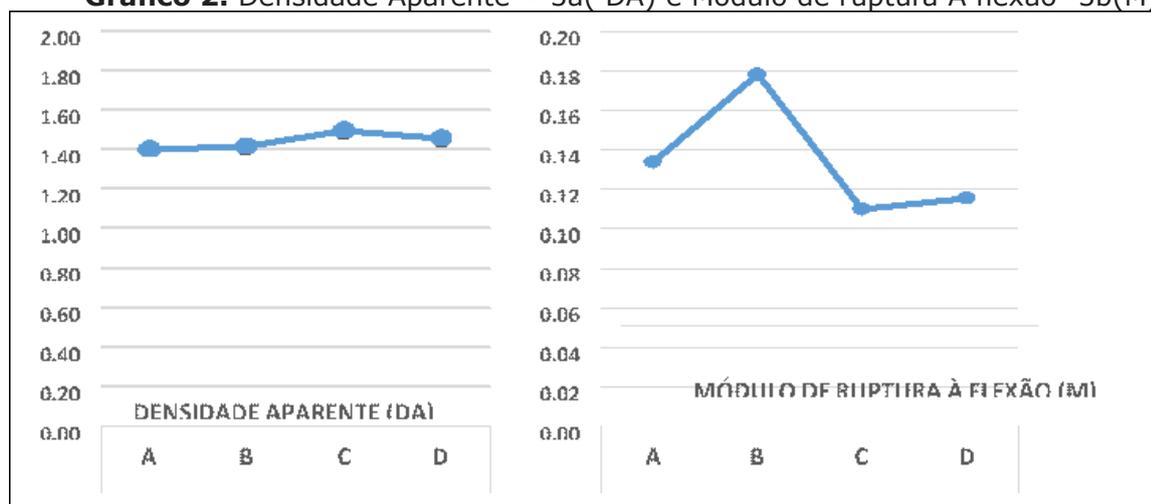
Gráfico 1. Absorção de água (AA) e Porosidade aparente (PA)



Fonte: Dados da Pesquisa (2019).

Conforme dito, o teor de umidade das amostras nos gráficos 1 revelam um trajeto linear semelhante: os níveis da AA e PA caem consideravelmente à medida em que se adiciona resíduos, sobretudo ao se comparar a série B com a C, e um suave acríve (da série C a D). Destaca-se que, as séries com rejeitos possuem taxas visivelmente menores que a referência pura. Souza, Souza e Rolim (2008) indicam que absorção de água influencia, por exemplo, na resistência mecânica à flexão. Semelhante a esta grandeza, a porosidade indica pontos positivos (resistência a choques) ou negativos (surgimento de trincas e fragilidade) no material (ASKELAND; WRIGHT, 2004). Assim, os melhores resultados são encontrados nos corpos de provas que apresentam menor índice, pois quanto menores forem, mais resistentes são (GUILHON; SANTOS; FARIAS, 2016). Logo, os melhores valores para AA e PA, em ordem decrescente, são: C (16,22% e 0,27%), D (16,64% e 0,27%) e A (19,13% e 1,40%).

Gráfico 2. Densidade Aparente - $3a(DA)$ e Módulo de ruptura à flexão - $3b(M)$



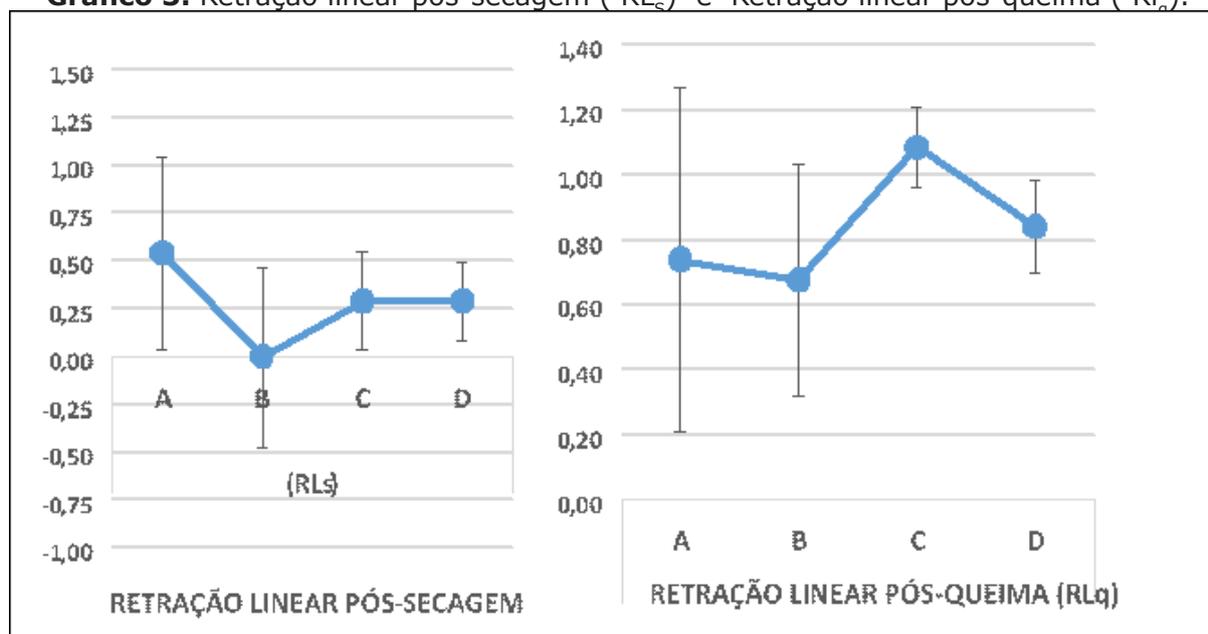
Fonte: Dados da Pesquisa (2019).

Os desenhos do DA e do M, mostrado no gráfico (3a e 3b) são visivelmente diferentes. O primeiro apresenta uma tênue linha com sensível acríve com ápice na série C e levíssima queda na D. O segundo, que foi feito apenas com uma amostra de cada série (para fins de entendimento), aborda uma linha com súbita subida em B, bem como uma acentuadíssima descida em C, com sutil acríve em D.

Vale ressaltar que, todas as séries investigadas estão abaixo de $2,1 \text{ g/cm}^3$ e $2,2 \text{ g/cm}^3$, valores apontados por Oliveira (2000) como uma densidade elevada e faixa onde surgem trincas e bolhas em peças cerâmicas, por conta da difícil eliminação de gases durante a queima. Já o Módulo de ruptura à flexão é um ensaio em que determina o máximo que um objeto pode resistir à forças externas até o ponto em que as fibras entram em colapso (GUIMARÃES, 2015).

Diante do exposto, os melhores valores para DA são, em ordem decrescente: C ($1,50 \text{ g/cm}^3$), D ($1,46 \text{ g/cm}^3$) e B ($1,42 \text{ g/cm}^3$). E os melhores números para M, que se encontram bem abaixo do esperado, no mesmo sentido: B (0,18 MPa), D (0,12 MPa) e C (0,11 MPa).

Gráfico 3. Retração linear pós-secagem (RL_s) e Retração linear pós-queima (RL_q).



Fonte: Dados da Pesquisa (2019).

O terceiro aspecto trata sobre a estabilidade dimensional, que é formada por PF, RLs e RL_q , como mostra a Gráfico 3. Visualiza-se que a série B apresenta o nível mais baixo nas três grandezas, apesar de haver 3 desenhos diferentes. Guimarães (2015) sugere que a redução de dimensão de uma peça é revelada pela perda de água que, em excesso, evapora. A secagem é uma fase muito importante, pois para Guilhon, Santos e Farias (2016), é nela que as imperfeições são geradas, sendo apenas visíveis após a queima (VIEIRA; FEITOSA; MONTEIRO, 2003).

Durante a queima acontece à redução de poros promovida pela diminuição dos espaços intermoleculares, como afirma Guimarães (2015). Logo, ocorre a redução dimensional. Oliveira (2000) apresenta como ideal para revestimentos, objetos que possuem taxas de retração linear após a queima abaixo de 1%, coisa que aponta estabilidade na referida fase.

Almeja-se os menores valores, por sugerirem estabilidade e menor ocorrência de defeitos e surgimentos de trincas. Com tudo isso, a série B apresenta-se como mais estável ($RL_s = 5,63\%$ e $RL_q = 0,68\%$) e as demais peças com resíduos

apontam números maiores - de forma suave após a secagem ($C = D = 0,29\%$) e acentuada após a queima ($D = 0,84\%$ e $C = 1,09\%$).

5. CONCLUSÃO

A pesquisa apontou que, os resultados das propriedades físico químicas da água do lodo da ETA, relacionada ao pH e turbidez e sólidos dissolvidos totais e a demanda bioquímica de oxigênio, estão dentro do permitido da resolução CONAMA, para efluente que são despejados no ambiente.

Assim para determinação da melhor disposição final do lodo se faz necessário conhecer suas características físico-químicas, como por exemplo, a matéria orgânica, nutrientes, compostos orgânicos potencialmente tóxicos, entre outros. Os lodos dependem da composição das águas residuais e dos processos empregados para o tratamento.

No que se refere às propriedades tecnológicas, em suma, percebe-se uma tendência de melhorias das propriedades tecnológicas à medida que se adiciona o resíduo estudado (resistência mecânica e à umidade), apesar dos índices de estabilidade significativamente contrariarem esta lógica. Em muitos casos, os valores das referências puras foram piores que as amostras com rejeitos, reforçando a hipótese de que a adição do resíduo de ETA é uma possibilidade a ser mais bem estudada.

Com atenção aos índices de absorção da água que apontam como porosos os corpos cerâmicos em que ultrapassam 10%. Porém, como nenhuma série enquadrou-se entre 14,71 MPa e 21,57 MPa, no quesito resistência mecânica, o material não pode ser aplicado como revestimento.

Como sugestão de trabalhos futuros, propõe-se o uso de cerâmica vermelha de procedência diferente, com tratamento prévio. Além disso, sugere-se a realização de testes de flexão de 3(três) pontos com todos os corpos de prova, para ter maior precisão de dados.



Referências

- APHA, American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20 ed., Washington, DC: Apha, 2012.
- ASKELAND, D. R., WRIGHT, W. **Ciência e engenharia dos materiais**. São Paulo: Cengage Learning, 2014.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13818: Placas cerâmicas para revestimento – especificação e métodos de ensaio Rio de Janeiro, 1997.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – **ABNT**. NBR 8492 – Análise dimensional, determinação da resistência à compressão e da absorção de água – Método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Resíduos sólidos – Classificação. **NBR 10004:2004**. Rio de Janeiro: 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6458**: Grãos de pedregulho retidos na peneira de 4,8 mm – Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água. Rio de Janeiro, 1984, 6 p.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente – **CONAMA**. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: Acesso em: 01 de junho de 2017.
- CORDEIRO, J.S. Processamento de lodos de Estações de Tratamento de Água (ETAs). In.: ANDREOLI, C.V. (Coordenador). **Resíduos sólidos do saneamento: Processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro: ABES. Projeto PROSAB 2. 282p. 2001.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro,RJ). **Manual de métodos de análise de solo** / Centro Nacional de Pesquisa de Solos. – 2. ed. rev. atual. – Rio de Janeiro, 2017. 212p.
- GUILHON, D. **Análise da adição de resíduos de rochas ornamentais em massa cerâmica vermelha para a utilização em processos de conformação por prensagem**. 104 f. Dissertação (Mestrado em Design). Programa de Pós-Graduação em Design. Universidade Federal do Maranhão: São Luís, 2016.
- GUILHON, D.; SANTOS, D. M.; FARIAS, J. Avaliação da cerâmica vermelha de Rosário (MA) a partir da adição de finos de rochas ornamentais. 12º P&D Design - **Congresso Brasileiro de Pesquisa e Desenvolvimento em Design**. UEMG: Belo Horizonte, 2016.
- GUIMARÃES, E.M.S.; SUAREZ, P.A.Z.; ROCHA, F.N.; et al; “Argilas e suas aplicações em utensílios e materiais cerâmicos”. Revista Virtual de Química, 2014. Brasília.
- GUIMARÃES, K. L. M. **Análise da adição de ossos bovinos e rochas ornamentais em massa cerâmica branca para a utilização em processos de conformação**. 117 f. Dissertação (Mestrado em Design) – Programa de Pós-Graduação em Design. Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2015.
- GUIMARÃES, M. J. S. **Contribuições do design para o desenvolvimento sustentável da produção artesanal**. 2014. 139 p. Dissertação (Mestrado em Design) – Programa de PósGraduação em Design – Universidade Federal do Maranhão, São Luís.
- MEIRA, J.M.L.Argilas: o que são, suas propriedades e classificações. Visa Consultores.2001.
- MOTTA, J. F. M., ZANARDO, A., CABRAL JUNIOR, M. As matérias-primas cerâmicas. Parte I: **O perfil das principais indústrias cerâmicas e seus Produtos**. In: Revista Cerâmica Industrial. São Paulo: 2001, vol 6, nº 2, março/abril, p 28-39.
- _____. NBR 13818: Placas cerâmicas para revestimento especificação e métodos de ensaio Rio de Janeiro, 1997.
- _____. NBR 15270: Componentes cerâmicos - Parte 1: Blocos cerâmicos para alvenaria de vedação - Terminologia e Requisitos. Rio de Janeiro, 2005. 11 p



_____ NBR ISO 5017: 2015 – Produtos refratários conformados densos – Determinação da densidade de massa, porosidade aparente e porosidade real, elaborada pelo Comitê Brasileiro de Refratários (ABNT/CB- 19)

OLIVEIRA, A. P. N. Tecnologia de fabricação de revestimentos cerâmicos. In: *Cerâmica Industrial*. São Paulo, Vol. 5, Nº 6, Nov/ Dez, 2000. p. 37-47

PAIXÃO, L.C.C. **Aproveitamento de Lodo de Estação de Tratamento de Água em Cerâmica Vermelha**. 2005. 127f. Dissertação (em Engenharia de Materiais) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2005.

PAIXÃO, L.C.C.; YOSHIMURA, H.N.; ESPINOSA, D.C.R.; et al; Efeito da incorporação de lodo de ETA contendo alto teor de ferro em cerâmica argilosa. *Cerâmica*, v.54, n.329, pg.63 -76, mar.2008.

PUREZA, J.C.C. **Utilização de resíduos industriais de baixa granulometria em massas cerâmicas de argila vermelha: aspectos tecnológicos e ambientais**. 2004, 148f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalurgia e de Materiais. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo: Edgard Blucher, 2009. 333 p. ISBN 9788521204985.

SILVA, M.V.D.; **Desenvolvimento de tijolo com incorporação de cinzas de carvão e lodo proveniente de estação de tratamento de água**. São Paulo: IPEN – Autarquia Associada a Universidade de São Paulo, 2011. 132p. Dissertação de mestrado.

SOUZA, V.C; SOUZA, J.C.; ROLIM FILHO, J.L. Diagnóstico do setor de rochas ornamentais e de revestimentos do Estado de Pernambuco. **Estudos geológicos**, Pernambuco, volume 8, 2008.

TEIXEIRA, S.R.; et al. Efeito da adição do lodo de estação de tratamento de água(ETA) nas propriedades de material cerâmico estrutural. *Revista Cerâmica*, São Paulo, v. 52, n. 323, p. 215-220, Abril/Junho, 2006. Disponível em < <http://www.scielo.br/scielo.php>: Acesso em: 25 out. 2018.

VIEIRA, C. M. F.; FEITOSA, H. S.; MONTEIRO, S. N. Avaliação da secagem de cerâmica vermelha através da Curva de Bigot. In: **Revista Cerâmica Industrial**. São Paulo,



TRATAMENTO QUÍMICO PARA OS REJEITOS DE OLÉOS E GORDURAS: UMA FORMA DE AGREGAR VALOR E FINALIDADE PARA ESSE RESÍDUO

CHEMICAL TREATMENT FOR OIL AND FAT WASTE: A WAY TO ADD
VALUE AND PURPOSE TO THIS WASTE

Tassio Lessa do Nascimento
Luciana Medeiros Bertini
Jonatas Martins Negreiro
Maria Alexandra de Sousa Rios

Resumo

O aumento da geração de resíduos e a sua destinação de forma incorreta, acarreta prejuízos cada vez maiores para o nosso meio ambiente. Desse modo, precisamos atuar na minimização da produção de resíduos e na destinação e reaproveitamento desses materiais. Os resíduos podem se tornar matéria prima de um novo processo de fabricação para novos produtos. A oportunidade de se reaproveitar o OGR tornasse atraente, baseado na sustentabilidade dos recursos biológicos, proteção ambiental e considerações econômicas. O presente trabalho busca propor a realização de um tratamento para os óleos e gorduras residuais, afim que se possa eliminar, através de uma nova destinação, os riscos que esse resíduo traz para o meio ambiente. Inicialmente, a matéria-prima foi submetida a um pré-tratamento – filtração, neutralização, centrifugação, lavagem com água e secagem - e em seguida, caracterizada de acordo com às normas da American Oil Chemists Society (AOCS). A partir dos resultados obtidos neste estudo, o óleo residual tratado apresentou em seus parâmetros físico-químicos analisados um grande potencial para seu utilizado como fonte de matéria-prima para a produção de biocombustíveis.

Palavras chave: OGR, biocombustíveis, resíduo.

Abstract

The increase in the generation of waste and its destination in an incorrect way, brings ever greater losses to our environment. In this way, we need to act in minimizing the production of waste and in the destination and reuse of these materials. Waste can become the raw material of a new manufacturing process for new products. The opportunity to reuse the OGR became attractive, based on the sustainability of biological resources, environmental protection and economic considerations. The present work seeks to propose the realization of a treatment for waste oils and fats, to eliminate, through a new destination, the risks that this residue brings to the environment. Initially, the raw material was subjected to pre-treatment-filtration, neutralization, centrifugation, water-washing and drying-and then characterized according to the norms of the American Oil Chemists Society (AOCS). From the results obtained in this study, the residual oil treated presented in its physical-chemical parameters analyzed a great potential for its used as a source of raw material to produce biofuels.

Key-words: OGR, biofuels, waste.



1. INTRODUÇÃO

A geração de resíduos e a sua destinação de forma incorreta, acarreta prejuízos cada vez maiores para o nosso meio ambiente. Mas a prática da geração e destinação adequada destes resíduos é recente no Brasil, visto que a necessidade de direcionar os resíduos para locais adequados, segundo a PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010).

Os resíduos podem se tornar matéria prima de um novo processo de fabricação (CUNHA, 2008). Isto quer dizer que mesmo após utilizado, um resíduo poderá ser utilizado como fonte energética, insumo ou matéria prima de um novo produto ou processo. O óleo de cozinha já utilizado, também chamado de óleo gorduras residuais – OGR, proveniente de residências, comércio e indústrias é um resíduo potencialmente poluidor quando descartado de maneira inadequada. Nesse caso, se torna exemplo, de um resíduo que poderá ser agregado valores e se tornar uma nova fonte de matéria prima para novos produtos.

A oportunidade de se reaproveitar o OGR tornasse atraente, baseado na sustentabilidade dos recursos biológicos, proteção ambiental e considerações econômicas. O presente trabalho busca propor a realização de um tratamento para os óleos e gorduras residuais, afim que se possa eliminar, através de uma nova destinação, os riscos que esse resíduo traz para o meio ambiente.

Entre as diversas formas de se destinar de forma correta esse resíduo, uma opção de grande destaque, que justifica esse trabalho, será utilizá-lo, após seu tratamento, como fonte de matéria-prima na produção de biocombustíveis. Desse modo estaremos contribuindo duplamente com a preservação do meio-ambiente, pois estaremos destinando um contaminante na produção de novo produto de natureza renovável.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

Segundo convenções internacionais, a poluição dos oceanos é a introdução, pelo homem, de substâncias que provoquem, direta ou indiretamente, danos à vida marinha, ameacem a saúde humana ou comprometam a atividade pesqueira. Os principais poluentes do meio marinho são o esgoto doméstico, petróleo e seus derivados, metais pesados, substâncias organocloradas e o lixo. (BRITES, 2018).

Conforme Archela et al. (2003), as gorduras, materiais graxos e óleos, estão sempre presentes nos esgotos domésticos, provenientes do uso de manteiga, óleos vegetais, carnes, etc., os quais, geralmente são lançados diretamente à rede coletora, sem passar por um processo de pré-tratamento, tal como uma caixa de

gordura, sendo que, corriqueiramente, as residências não possuem este dispositivo, vindo a ocasionar diversos transtornos às redes coletoras. Esse tipo de resíduo também pode ter procedência não doméstica, vindo a ser gerado em frigoríficos, açougues, casas de massas e restaurantes, sendo que esses estabelecimentos, em geral, não possuem dispositivo de retenção de gordura.

Os óleos vegetais consumidos pela população, após serem utilizados no processo de fritura de alimentos se tornam inaptos para um outro processo destinado ao consumo humano. Após o cozimento do óleo vegetal comestível, o mesmo adquire características indesejáveis, como formação de espuma, aumento de viscosidade, acidez, escurecimento e odor rançoso, tornando-se impróprio para reuso, o que resulta em um resíduo (LIMA, 2008)

De acordo com Ecocasa (2018), os problemas que tais resíduos podem trazer se forem despejados diretamente nas pias (principalmente se não tiver uma caixa de gordura), são muito preocupantes, tais como: aderência às paredes, maus odores, diminuição das seções úteis pela formação de espumas, entupimento das canalizações, interferência na atividade biológica e podem trazer problemas de manutenção.

Iglesias et al (2012) mostram que a conversão deste resíduo para biodiesel tem atraído os investidores do setor devido a sua sustentabilidade econômica e ambiental. O produto a ser retornado pode se caracterizar em diversas fases de uso. Por se tratar de um produto de uso doméstico e industrial, suas formas de utilização são as mais variadas.

O estado físico do resíduo, além de líquido, pode se apresentar de forma sólida. Dependendo da temperatura do ambiente em que estiver, a solidificação do óleo é natural, sendo seu estado físico diretamente proporcional à temperatura. Estas características também podem influenciar no desempenho do resíduo como matéria prima, por demandar mais energia para alcançar o estado líquido, caso haja necessidade. Diante das possíveis características apresentadas pelo OGR, tratamentos específicos são sugeridos para que seja possível utilizá-lo como matéria prima no processo de fabricação de novos produtos.

Tendo em vista que um dos principais recursos naturais utilizado para obtenção de energia ainda é o petróleo. Os biocombustíveis são novas formas de tentarem produzir energia por meio de fontes renováveis. Cada vez mais se busca novas fontes de matérias-primas para produção desses combustíveis renováveis.



3. METODOLOGIA

3.1 Óleos e Gorduras Residuais – Origem e Procedimentos Analíticos

As amostras de Óleo Residual foram adquiridas nas residências e estabelecimentos comerciais da Cidade de Apodi - RN e acondicionadas em recipientes de plástico. A matéria-prima foi caracterizada de acordo com as normas da *American Oil Chemists Society* (AOCS) para determinação de teor de água, índice acidez e teor de sabão em óleos vegetais e animais.

Inicialmente, a amostra de óleo residual foi submetida a um pré-tratamento, pois segundo Christoff (2007), a qualidade dos biocombustíveis está diretamente relacionada à qualidade da matéria-prima, sendo necessário determinar propriedades que irão mostrar o comportamento do óleo vegetal em relação à decomposição e manuseio.

A Figura 1 apresenta o fluxograma com as etapas que compõem o tratamento aplicado ao óleo residual bruto.



Figura 1 - Fluxograma do tratamento do óleo residual bruto
Fonte: Autores

A amostra foi filtrada com o objetivo de remover sólidos suspensos indesejáveis. Para este procedimento, a amostra foi aquecida, aproximadamente a 40 °C, visando tornar-se menos densa, totalmente líquida, para facilitar a filtração.

Para o processo de neutralização, calculou-se o índice de acidez da amostra, a partir daí calculou-se a quantidade de hidróxido de sódio (NaOH) necessário para neutralização do ácido oleico presente. Para o cálculo da quantidade de NaOH seguiu a estequiometria da reação, conforme a reação química, mostrada na Equação 1:



Em que R resume a cadeia carbônica do ácido oleico (C18:1(9)).

Para remoção de algumas impurezas, como algum vestígio de sólidos indesejáveis e precipitados (sabão) formados durante a etapa de neutralização, realizou-se a centrifugação.

No intuito de remover possíveis residuais de sabão formado durante a neutralização, bem como substâncias polares indesejáveis, fez-se necessário a etapa de lavagem da amostra, depois realizou-se a secagem da amostra com um auxílio de auxiliar de filtração e o rotaevaporador. Desse modo foi obtido o óleo de residual tratado.

3.2 Caracterização do óleo residual bruto e tratado

3.2.1 Índice de acidez

Pesou-se em um erlenmeyer de 250 mL a massa específica correspondente à faixa de ácido graxo livre (AGL) conforme mostrado na Tabela 2. Em seguida, adicionou-se o álcool etílico P.A neutralizado e 2 mL de fenolftaleína na amostra para posterior titulação com solução de Hidróxido de Sódio (NaOH) a 0,1mol/L. O volume de NaOH foi anotado para posterior cálculo utilizando a equação 2 a seguir:

$$\text{Ácido Óleico (\%)} = \frac{V_{\text{gasto}} \times C_{\text{NaOH}} \times F \times 28,2}{m_{\text{amostra}}} \quad (2)$$

Onde:

C_{NaOH} = concentração da solução de NaOH (mol/L);

V_{gasto} = volume de NaOH 0,1 M gasto na titulação (mL);

m_{amostra} = massa da amostra (g);

F = Fator da solução de NaOH 0,1 M;

28,2 corresponde ao fator de conversão (equivalente em gramas) do ácido oleico.



Faixa de AGL	Amostra (g)	Álcool (mL)	[NaOH]
0,00 a 0,2	56,4 ± 0,2	50	0,1 mol/L
0,2 a 1,0	28,2 ± 0,2	50	0,1 mol/L
1,0 a 30,0	7,05 ± 0,05	75	0,25 mol/L
30,0 a 50,0	7,05 ± 0,05	100	0,25 ou 1,0 mol/L
50,0 a 100,0	3,525 ± 0,001	100	1,0 mol/L

Tabela 2 - Determinantes analíticos em relação ao % de Ácido Graxo Livre (AGL).

Fonte: AOCS - Ca 5a 40

3.2.2 Teor de Sabão

Para este procedimento, foi utilizado 40 g da amostra e adicionado aproximadamente 1 mL de água destilada. Em seguida, a amostra foi aquecida em banho-maria a 70 °C por 2-5 minutos. Adicionou-se 50 mL do solvente neutralizado seguida de agitação. Posteriormente, realizou-se atitulação com HCl 0,01 mol/L. Anotando o volume gasto da solução titulante.

Para calcular o teor de sabão, empregou-se a Equação 3 mostrada a seguir:

$$\text{Teor de sabão (ppm)} = \frac{V_{\text{gasto}} \times C_{\text{HCl}} \times F \times 304,400}{m_{\text{amostra}}} \quad (3)$$

Onde:

C_{HCl} : Concentração da solução de HCl (mol/L);

V_{gasto} : Volume de HCl gasto na titulação (mL);

m_{amostra} : Massa da amostra (g);

F: Fator da solução de HCl;

304,400: Massa molar de oleato de sódio (g/mol)

3.3.3 Teor de Umidade

Aproximadamente 2,0 g da amostra do óleo tratado foi colocado em um cadinho previamente pesado e colocadas na estufa por 30 minutos a uma temperatura aproximada de 110 °C. A cada 30 minutos, o cadinho era retirado da estufa e levado para um dessecador por 30 minutos e pesados em seguida. Repetiu-se a opera-



ção até atingir uma massa constante. O procedimento foi realizado em duplicata.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Caracterização físico-química do óleo residual tratado

Os resultados obtidos para a caracterização do óleo residual tratado quanto às análises de: acidez, sabão e umidade; estão demonstrados na Tabela 4. A partir da interpretação desta tabela, observa-se que a amostra de óleo residual apresentou acidez 0,11 %, em que a *American Oil Chemists Society* (AOCS) afirma que as amostras de óleos vegetais refinados são consideradas do Tipo 1 (um), com índice de acidez entre 0,00 a 0,2 %, desta forma, pode ser empregada na reações para produções de biocombustíveis, pois segundo Knothe (2006), só haveria comprometimento da reação, caso o valor de acidez superasse 1,0 %, tornando-se inadequado, devido a formação de sabão, quando o processo for via catálise básica.

Ensaio	Unidade	Metodologia	Resultado (Óleo Bruto)	Resultado (Óleo Tratado)
Acidez	%	AOCS Ca 5-40	1,1	0,11
Teor de Sabão	mg/kg	AOCS Cc 17-95	60,4	17,3
Teor de Umidade	mg/kg	Gravimetria	1000	363,5

Tabela 4 - Caracterização físico-química do óleo residual bruto e tratado
Fonte: Próprio Autor

O teor de sabão na amostra apresentou valor baixo, igual a 17,3 mg/kg, o que não compromete a reação síntese de biocombustíveis, pois segundo Rinaldi e colaboradores (2007), o teor elevado ocasiona problemas com a emulsão.

O teor de água na amostra apresentou resultado de 363,5 mg/kg. Este valor é inferior a 500 mg/kg, indicando que o óleo residual está propício para uso, pois acima desse valor a água reagiria com o triglicerídeo, reação de hidrólise, produzindo ácidos graxos livres.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados obtidos neste trabalho, o tratamento proposto para os óleos e gorduras residuais mostrou-se eficiente originando um produto com características físico-químicas satisfatórias para serem utilizadas como fonte de matérias primas na produção de biocombustíveis.



Desse modo o OGR se torna um insumo complementar às matérias-primas tradicionais do mercado de biocombustível, o que proporciona uma diversificação da matriz energética. A conversão deste resíduo em combustíveis renováveis acaba convergindo com os pilares da sustentabilidade econômica, social e ambiental

Referências

ARCHELA, Edison et al. **Considerações sobre a geração de efluentes líquidos em centros urbanos.** Geografia, Londrina, v. 12, n. 1, p.517-525, jun. 2003.

BRASIL. Lei Nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos**

Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. DOU, Brasília, 03 ago. 2010.

Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 27 de agosto. 2018.

BRITES, Alice Dantas. **Polição das águas: Esgoto, petróleo e metais pesados ameaçam águas.** Disponível em: <<https://educacao.uol.com.br/disciplinas/biologia/poluicao-das-aguas-esgoto-petroleo-e-metais-pesados-ameacam-aguas.htm>>. Acesso em: 03 set. 2018.

CHRISTOFF, P. **Produção de biodiesel a partir do óleo residual de fritura comercial. Estudo de caso:** Guaratuba, Litoral Paranaense. 2007. 83 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Tecnologia para o desenvolvimento – LACTEC, Guaratuba, litoral paranaense, 2007.

CUNHA, M. E. **Caracterização de Biodiesel produzido com misturas binárias de sebo bovino, óleo de frango e óleo de soja.** 2008. 86 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, 2008.

ECOCASA. **Problema doméstico: como converter um problema ambiental em solução inteligente.** Disponível em: <<https://www.ecocasa.com.br/esgoto-domestico-como-converter-um-problema-ambiental-em-solucao-inteligente>>. Acesso em: 03 set. 2018.

IGLESIAS, L., LACA, A., HERRERO, M. A life cycle assessment comparison between centralized and decentralized biodiesel production from raw sunflower oil and waste cooking oils. Journal of Cleaner Production, Vol 37. 2012. p 162 – 171

KNOTHE, G.; GERPEN, J. V.; KRAHL, J.; RAMOS, L. P. **Manual de Biodiesel.** São Paulo, Editora Blucher, 2006.

LIMA, D. R. **Produção de ésteres etílicos (biodiesel) a partir da transesterificação básica de óleo residual.** 2008. 185 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Faculdade de Engenharia Química, Universidade de Campinas (UNICAMP), Campinas, 2008.

RINALDI, R.; GARCIA C.; MARCINIUK, L. L.; ROSSI, A. V.; SCHUCHARDT, U. Síntese de biodiesel: uma proposta contextualizada de experimento para laboratório de química geral. **Química Nova**, v. 30, n.5, Set./Out. 2007



CAPÍTULO 7

QUANTIFICAÇÃO DE BACTÉRIAS MARINHAS NA PRAIA DO FUTURO, LOCALIZADA EM FORTALEZA, CEARÁ

QUANTIFICATION OF MARINE BACTERIA ON THE FUTURE BEACH
LOCATED IN FORTALEZA, CEARÁ

Edirsana Maria Ribeiro de Carvalho
Ryan Matheus de Oliveira Castro
José Fernando de Farias Segundo

Resumo

A Praia do Futuro é um dos pontos turísticos mais conhecidos da cidade de Fortaleza e por ser uma praia muito visitada, a qualidade da água tem que estar em constante monitoramento. O presente trabalho apresentou como objetivo quantificar bactérias heterotróficas marinhas em dois pontos pré-determinados na Praia do Futuro, localizada em Fortaleza, Ceará. Através do método de Contagem Padrão em Placa, foi realizada a quantificação de bactérias Heterotróficas Cultiváveis (BHC). No que concerne os fatores, físico-químicos, apresentaram-se dentro dos padrões e favoráveis para o desenvolvimento dos micro-organismos. Em relação a quantificação de BHC das amostras coletadas da praia estudada observou-se uma variação de $2,5 \times 10^2$ UFC/mL a $9,8 \times 10^5$ UFC/mL no ponto 1 e de $9,85 \times 10^2$ UFC/mL a $5,15 \times 10^5$ UFC/mL no ponto 2. Devido às temperaturas favoráveis e à alta concentração de matéria orgânica que é despejada na praia e que também vem do Rio Cocó, a água da praia torna-se um ambiente ideal para o desenvolvimento dos micro-organismos. Assim, conclui-se que através dos dados obtidos foi constatada uma alta concentração de bactérias marinhas e também a influência antrópica na qualidade da água dos pontos analisados.

Palavras chave: Micro-organismos, poluição, doenças hídricas.

Abstract

The Future beach is one of the most popular tourist spots in the city of Fortaleza and because it is a popular beach, the water quality must be constantly monitored. The present work aimed to quantify marine heterotrophic bacteria in two predetermined points at Future beach, located in Fortaleza, Ceará. Using the Standard Plate Counting method, the quantification of Cultivable Heterotrophic Bacteria (CHB) was performed. Regarding the factors, physico-chemical, were within the standards and favorable for the development of microorganisms. In relation to the CHB quantification of the samples collected from the studied beach, a variation of 2.5×10^2 UFC / mL was observed at 9.8×10^5 UFC/mL at point 1 and from 9.8×10^2 UFC/mL at 5.1×10^5 UFC/mL at point 2. Due to the favorable temperatures and the high concentration of organic matter that is poured into the beach and which also comes from the Cocó River, the beach water becomes an ideal environment for the development of microorganisms. Thus, it is concluded that through the obtained data it was verified a high concentration of marine bacteria and also the anthropic influence on the water quality of the analyzed points.

Key-words: Microorganisms, pollution, water diseases.



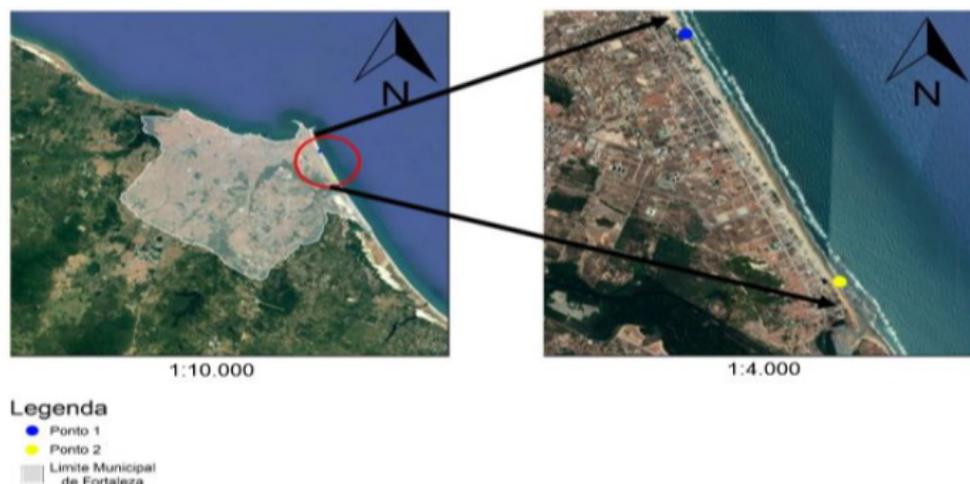
1. INTRODUÇÃO

A água é de extrema importância para diversas atividades, com por exemplo em caldeiras, ou nos sistemas de distribuição de abastecimento. Além disso, a energia e a matéria são transportadas pela água, que podem atingir as diversas esferas do ambiente. Nesse contexto, esse recurso hídrico lixivia os constituintes solúveis da matéria mineral, que são transportados para os oceanos, ou deixando-os em forma de depósito mineral (PEREIRA; SOARES-GOMES, 2009). Porém, as praias localizadas no litoral brasileiro, de uma maneira geral, sofrem com a descarga de efluente orgânico que é carregado até às suas águas através de sistemas caducos e obsoletos (VIEIRA, 2000). Dessa forma, o manejo e conservação dos ecossistemas aquáticos é de extrema importância, contudo, a falta de um sistema de saneamento básico provoca no carreamento de efluentes e resíduos sólidos e líquidos para os cursos d'água gerando poluição nos oceanos (FERREIRA; ANDRADE; COSTA, 2014). Segundo Von Sperling (2005), a poluição das águas nos corpos hídricos está relacionada pela adição de substâncias ou de formas de energia que, de certa forma podem afetar direta ou indiretamente o ambiente, alterando a biocenose do corpo d'água de uma maneira tal que prejudique os legítimos usos que dele são feitos. No que concerne a região metropolitana de Fortaleza, observa-se que o sistema de coleta e tratamento de águas residuárias são destinadas ao pré-condicionamento, ou seja, um tratamento preliminar onde ocorre a remoção de materiais grosseiros, finos e sedimentáveis e o tratamento de odores, e ao posterior lançamento através de emissário submarino; e as águas pluviais são lançadas diretamente no mar (CAGECE, 2010). Assim, faz-se necessário um acompanhamento desse sistema, a fim de obter dados garantam a qualidade das águas oceânicas. Outro ponto que devemos levar em questão são as galerias pluviais. O lançamento de efluentes por esses locais para o mar pode gerar alterações na qualidade da água. Nesse sentido, o contato com águas poluídas pode gerar problemas de saúde pública, sendo causada por micro-organismos que por muitas vezes são provenientes de fonte animal e de dejetos humanos. (MANSILHA et al., 2009). Diante dos fatos supracitados, o presente estudo teve como objetivo quantificar bactérias heterotróficas marinhas em dois pontos pré-determinados na Praia do Futuro, localizada em Fortaleza, Ceará.



2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo



A área de estudo abrange pontos específicos da Praia do Futuro, localizada no município de Fortaleza, Ceará. Foram escolhidos dois pontos distintos, o primeiro localizado na área central da costa e o segundo ao lado do estuário, onde o Rio Cocó se encontra com o mar. Os pontos foram escolhidos por terem uma grande influência antrópica, tanto por parte dos banhistas, quanto por parte da quantidade de matéria orgânica que vem sendo despejada no Rio Cocó (Figura 1).

2.2. Coleta das amostras

As coletas das amostras foram realizadas entre os meses de setembro a novembro de 2017, todas no período matutino. Totalizando 8 coletas. As amostras foram acondicionadas em garrafas de vidro âmbar, de 1 litro, devidamente esterilizadas e acondicionadas em caixas isotérmicas para que sua temperatura ambiente fosse mantida. Após, foram transportadas ao Laboratório de Microbiologia e Química Orgânica da UNIFANOR – WYDEN para que fossem realizados os testes físico-químicos e a técnica da Contagem Padrão em Placas (CPP) Parâmetros das coletas Em cada amostra coletada foi verificada a temperatura da água com o uso do termômetro de mercúrio de alta precisão. Os outros parâmetros obtidos foram a salinidade e pH, com a utilização dos aparelhos, refratômetro de salinidade e pHmetro, respectivamente. A temperatura foi aferida em campo, logo após a coleta e salinidade e pH foram obtidos no Laboratório de Microbiologia da UNIFANOR – WYDEN.

2.3. Procedimento da análise da água

Para realizar a análise da água foi utilizada a técnica da Contagem Padrão em Placas (CPP). Foram realizadas diluições seriadas em Ágar PCA das amostras de água, de 10^{-1} a 10^{-4} em água salina a 1%. De cada diluição em solução salina, foi retirado, com a ajuda de uma pipeta monocal, a alíquota de 1 ml que foram transferidas a duas placas de Petri contendo 15 ml de PCA (Plate Count Agar). Esse mesmo procedimento foi realizado em duas repetições para cada diluição. Após esse processo, as placas foram incubadas a 35°C por 48 horas. A técnica supracitada visou atender as especificações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, publicação da American Water Works Association (AWWA) e Water Environment Federation (DOMINGUES et al., 2007).

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os gráficos 1 e 2 apresentam os resultados das análises físico-químicas realizadas durante o período de monitoramento dos pontos na Praia do Futuro, para comparação com os limites estabelecidos pela legislação vigente, CONAMA 357/2005, a qual dispõe sobre a classificação das águas. A temperatura e o pH são de extrema importância para o equilíbrio microbiológico do meio.

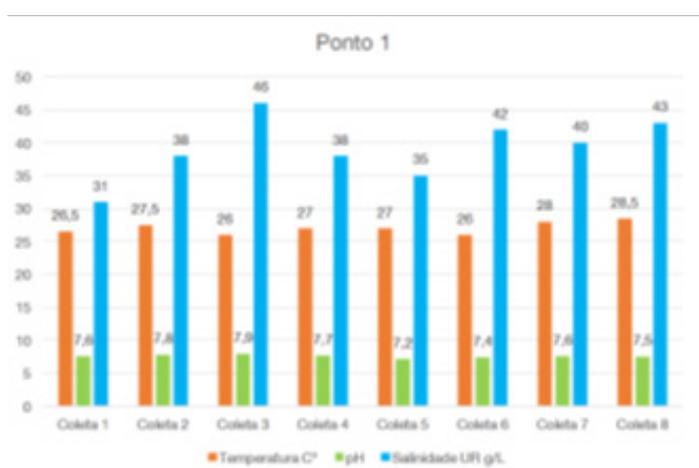


Gráfico 1 – Resultados Físico-Químicos P1

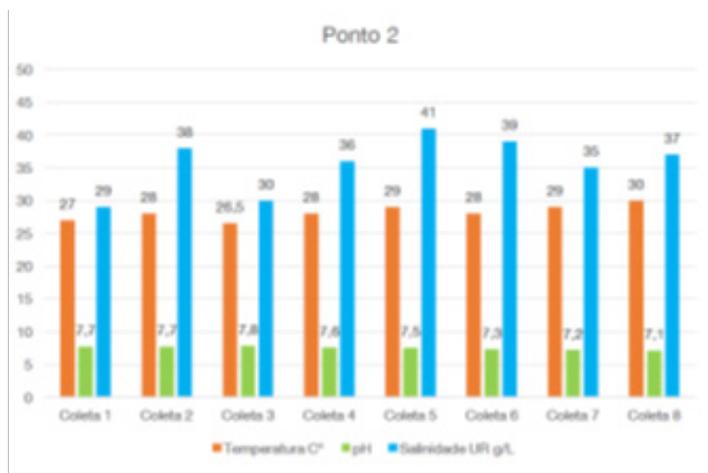


Gráfico 2 – Resultados Físico-Químicos P2

Analisando os gráficos, nota-se que as temperaturas foram maiores no ponto 2, onde localiza-se o estuário, de onde recebe uma grande carga de matéria orgânica do Rio Cocó. Devido às temperaturas favoráveis e à abundância de nutrientes, o número de bactérias será maior, pois o ambiente estuarino possui as condições ideais para que as bactérias cresçam. Quanto à salinidade, as medições no refratômetro variaram de 31 UR g/L a 46 UR g/L no ponto 1 e de 29 UR g/L a 41 UR g/L no ponto 2. Em consonância com as resoluções CONAMA 274/2000 e CONAMA 357/2005, os valores obtidos são iguais ou superiores a 30, classificando as águas da Praia do Futuro como águas salinas. Gourmelon et al. (1997) confirmam que a água do mar com sua alta osmolaridade e limitação de nutrientes é um ambiente hostil para bactérias. Segundo Davies e Evison (1991), o efeito da salinidade é, en-

tretanto mais significativo na presença da radiação Ultravioleta, donde concluíram que a salinidade parece ser um importante fator influenciando a culturabilidade em bactérias expostas à luz solar. Uma água com um pH < 7 é considerada ácida e uma com o pH > 7 é considerada básica. Durante o período de amostragem, os valores do pH para o ponto 1 variaram de 7,2 a 7,9. Já no ponto 2 a variação dos valores foi de 7,1 a 7,8. Dessa forma, o parâmetro pH está em consonância com a resolução CONAMA 357/2005, pois os dados obtidos estiveram de acordo com os valores aceitáveis para águas salinas de classe I, que podem ser destinadas à recreação de contato primário, conforme CONAMA 274/2000, à proteção das comunidades aquáticas, à aquicultura e à atividade de pesca; e classe II que são águas destinadas à pesca amadora e à recreação de contato secundário.

No que concerne a quantificação dos micro-organismos os valores obtidos a partir das contagens de padrão em placas (CPP) de bactérias heterotróficas no ponto 1 variaram de $2,5 \times 10^2$ UFC/mL a $9,8 \times 10^5$ UFC/mL. Já no ponto 2 os valores da contagem obtidos variaram de $9,8 \times 10^2$ UFC/mL a $5,1 \times 10^5$ UFC/mL (Tabela 1).

TABELA -CONTAGEM PADRÃO EM PLACAS DE BHC

Coletas	Ponto 1 (UFC/mL)	Ponto 2 (UFC/mL)
1	$2,6 \times 10^2$	$9,8 \times 10^2$
2	$3,0 \times 10^2$	$2,6 \times 10^3$
3	$3,2 \times 10^2$	$5,1 \times 10^5$
4	$2,4 \times 10^3$	$2,3 \times 10^4$
5	$3,5 \times 10^4$	$5,8 \times 10^4$
6	$9,8 \times 10^5$	$1,0 \times 10^5$
7	$5,9 \times 10^2$	$2,9 \times 10^4$
8	$2,5 \times 10^2$	$6,5 \times 10^3$

Tabela 1 – Contagem Padrão em Placas (CPP) de BHC dos pontos analisados.

Analisando a contagem das amostras de água da Praia do Futuro, percebe-se que há uma variação no número de Unidades Formadoras de Colônias (UFC), em que a maior diferença ocorreu no segundo ponto das coletas. De acordo com os valores obtidos, em 2 das 8 coletas realizadas no ponto 1 as praias estavam com valores acima dos permitidos, portanto estavam impróprias para banho. Entretanto, no ponto 2, somente em uma das coletas as águas da praia estavam próprias para banho. Nas outras 7 coletas realizadas no ponto 2, todos os valores obtidos estavam acima da média padrão estabelecida pela Resolução CONAMA 357/2005. Esses valores, obtidos no segundo ponto de coleta, mostram a grande quantidade de matéria orgânica que é despejada no Rio Cocó e que chega até a praia. Vieira et al. (2001) obtiveram medições do NMP maiores que 1.100/100 mL em quatro amostras de diferentes coletas na Praia do Futuro, valores que a classificam como Muito Boa. Segundo Mendes et al. (1997), a exposição e contato de pessoas com

águas recreacionais contaminadas têm sido associados com riscos à saúde pública, motivo por que a balneabilidade, principalmente relacionados a qualidade microbiológica das águas. Esses dados são preocupantes, pois esse alto percentual de BHC contribui para o surgimento de doenças hídricas, onde existe um alto poder de propagação. A contaminação atinge todos que usufruem da água, porém, é mais provável que atinja idosos e crianças, que possuem o sistema imunológico frágil. O monitoramento e a aplicação de métodos preventivos e de fácil cumprimento são extremamente importantes para manter as águas limpas, próprias para recreação. Diante desse quadro, a contagem de bactérias heterotróficas (BHC), em geral, estabelecido como micro-organismos que necessitam de carbono orgânico como fonte de nutrientes, fornece informações sobre a qualidade bacteriológica da água de uma forma vasta. Essas verificações, incluem a detecção, não específica de bactérias ou esporos de bactérias, que podem ser de origem fecal, elementos da flora natural da água ou de ações antrópicas. Servindo, assim sendo, de indicador auxiliar no que diz respeito a qualidade da água (DOMINGUES, OLIVEIRA et al., 2007).

4. CONCLUSÃO

Os dados obtidos com esta pesquisa são de fundamental importância, pois a presença de microrganismos em águas oceânicas acarreta sérios riscos a saúde humana. Por este motivo, há a necessidade do gerenciamento adequado e monitoramento dos rios que chegam até a praia. Estes mananciais uma vez poluídos prejudicam toda a fauna e flora ao longo de toda a sua extensão, assim, oferecendo riscos diretos à saúde da população que utiliza a água para algum fim. Desse modo, se faz necessário a identificação das fontes poluidoras visando à contribuição para redução das doenças de veiculação hídrica e melhoria da qualidade de vida de quem usufrui locais recreacionais.

Referências

- ADRIANA GUIMARÃES COSTA . A Influência do lançamento de efluentes de galerias pluvias na balneabilidade da praia do Futuro em Fortaleza-Ce. **Conex. Ci. e Tecnol.** Fortaleza/CE, v. 7, n. 3, p. 9-17, nov. 2013.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Disponível em: <<http://www.standardmethods.org/store/>>.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução 274, de 17 de março de 2005. **Revisa os critérios de Balneabilidade em Águas Brasileiras**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=272>.
- CAGECE. **Histórico do Sistema de Esgotamento Sanitário de Fortaleza**. 2010. Disponível em: <<http://www.cagece.com.br/categoria2/meio-ambiente/historico-do-sistema-de-esgotamento-sanitario>>.
- DOMINGUES, Vanessa Oliveira et al. Contagem de bactérias heterotróficas na água para consumo humano: comparação entre duas metodologias. **Saúde** (Santa Maria), v. 33, n. 1, p. 15-19, 2007.
- DUARTE, F. K. C.; ANDRADE, M. V.; GUIMARÃES C. A. A influência do lançamento de efluentes de galerias



pluvias na balneabilidade da praia do futuro em Fortaleza-CE. **Conexões - Ciência e Tecnologia**, [S.l.], v. 7, n. 3, jan. 2014. ISSN 2176-0144

MANSILHA, C. R. et al. Bathing waters: new directive, new standards, new quality approach. **Marine Poll. Bul.**, v. 58, p. 1562 – 1565, 2009.

MENDES, B. et al. Sanitary quality of sands from beaches of Azores island. **Wat. Sci. Technol.**, v. 35, n. 11-12, p.147-150, 1997.

SPERLING, M. von. 2005. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. In: . 1. ed. [S.l.]: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.

VIEIRA, R. H.S. dos F. Poluição microbiológica de algumas praias brasileiras. **Arq. Ciên. Mar**, Fortaleza, 2000, v.33, p. 77-84

PEREIRA, RENATO CRESPO; SOARES-GOMES, ABÍLIO; **Biologia Marinha**. 2ª Edição. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2009.



**ANÁLISE DA VIABILIDADE DA
PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR
DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DO
MUNICÍPIO DE BRUMADINHO - MG**

ANALYSIS OF THE FEASIBILITY OF BIOGAS PRODUCTION FROM
ORGANIC WASTE IN THE CITY OF BRUMADINHO - MG

Jessica Gatti Silva

Resumo

O crescente consumo de materiais descartáveis e de difícil degradação é um dos principais fatores que afetam a dificuldade da disposição final destes. No Brasil políticas públicas como a Política Nacional de Resíduos Sólidos e a Política Nacional de Saneamento Básico (Leis n. 12.305/2010 e n. 11.445/2007, respectivamente) visam proteger e conservar o meio ambiente, bem como melhorar a qualidade de vida da população. Os aterros sanitários são importantes empreendimentos que auxiliam a minimizar a degradação ambiental intensificada por ações antrópicas, porém ainda existem cerca de 3 mil lixões disseminados pelo território nacional, recebendo cerca de 30 milhões de toneladas de resíduos sólidos anualmente. Como uma forma viável de reduzir o impacto ambiental gerado pelos resíduos sólidos, os aterros sanitários impedem a contaminação do solo e do ar, dispõem a possibilidade de produção de biogás, e não comprometem a saúde da população. Além da utilização como gerador de energia elétrica, o biogás pode ser utilizado para diversas finalidades, como para aquecimento e para combustíveis veiculares. O presente trabalho visa analisar a viabilidade de produção de biogás no município de Brumadinho – MG, que possui aterro sanitário desde 2012, unindo a correta disposição dos resíduos sólidos e o reaproveitamento da fração orgânica para produção de energia elétrica.

Palavras-chave: Biogás, Resíduos Sólidos Urbanos, Aterro Sanitário.

Abstract

The increasing consumption of disposable materials and of difficult degradation is one of the main factors that affect the difficulty of the final disposal of these. In Brazil, public policies such as the National Solid Waste Policy and the National Basic Sanitation Policy (Laws No. 12,305 / 2010 and No. 11,445 / 2007, respectively) aim to protect and conserve the environment, as well as to improve the quality of life of the population. Landfills are important enterprises that help to minimize environmental degradation intensified by anthropic actions, but there are still about 3,000 dumps spread throughout the national territory, receiving about 30 million tons of solid waste annually. As a viable way of reducing the environmental impact generated by solid waste, landfills prevent contamination of soil and air, have the possibility of producing biogas, and do not compromise the health of the population. In addition to the use as an electric power generator, biogas can be used for various purposes, such as for heating and for vehicular fuels. The present work aims to analyze the viability of biogas production in the municipality of Brumadinho - MG, which has landfill since 2012, joining the correct disposal of solid waste and the reuse of the organic fraction for the production of electric energy.

Key words: Biogas, Urban Solid Waste, Landfill.



1. INTRODUÇÃO

O consumo de produtos nos últimos séculos aumenta de forma exagerada, o que contribui para o aumento da quantidade de resíduos gerada diariamente. A disposição final de resíduos sólidos tem se mostrado um dos grandes desafios atuais, e deve ser realizada da forma correta para evitar a degradação ambiental e não comprometer a saúde pública. Como nas décadas passadas a educação ambiental não era amplamente disseminada, esta falta de conhecimento ainda impacta na forma como resíduos são descartados de maneira não adequada atualmente. Com a Política Nacional de Educação Ambiental (Lei No 9.795, de 27 de abril de 1999), as atividades para proteção e conservação do meio ambiente já são mais conhecidas, facilitando o entendimento da próxima geração da importância de medidas ambientais necessárias.

Hoje, no Brasil, já estão consolidadas políticas públicas como as Políticas Nacional e Estadual de Resíduos Sólidos (Leis n. 12.305/2010 e n. 12.300/2006, respectivamente), bem como a Política Nacional de Saneamento Básico (Lei n. 11.445/2007), dentre outras, que preconizam parâmetros de tratamento e disposição final e ambientalmente adequados de resíduos sólidos e efluentes, além da promoção de pilares na redução de resíduos: não geração; redução; reutilização; reciclagem; recuperação de energia etc.

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística IBGE (2012), a principal forma de destinação final vigente brasileira consiste em ser lançamento a céu aberto, ou seja; lixões, sendo trivialmente descarregados sobre o solo, com a ausência de medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública, torna-se provável a proliferação de vetores, geração de maus odores, poluição das águas superficiais e subterrâneas, além da falta de controle da composição dos resíduos descarregados.

Segundo determinação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, os lixões a céu aberto poderiam existir até 2014, devendo ser substituídos por aterros sanitários, que contam com incrementos como impermeabilização do solo e tratamento dos rejeitos gerados no processo de tratamento dos resíduos sólidos (SÃO PAULO, 2014). Mesmo havendo a legislação, sabe-se que a maioria das cidades brasileiras ainda não possuem aterros sanitários. Apesar do prazo oficial para encerramento dos lixões ser em 2014, o prazo foi postergado para ocorrer de forma escalonada até 2021, e ainda encontra-se em tramitação na Câmara. No Brasil, o maior número de lixões ainda se encontra no Nordeste, seguido pelo Norte, Centro-Oeste, Sudeste e Sul. Já os aterros controlados, a maior incidência ocorre no Sudeste, seguido pelo Sul, Nordeste, Centro-Oeste e Norte, e acordo com dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), no Diagnóstico de Manejo de Resíduos Sólidos de 2015.



Exemplo deste momento de transição no País, ainda existem cerca de 3 mil lixões espalhados pelo território nacional em 3.331 municípios, recebendo cerca de 30 milhões de toneladas de resíduos sólidos anualmente. Estes dados fazem parte do Panorama de Resíduos Sólidos de 2016, da associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública. (Abrelpe). Assim trabalhadores ainda têm contato com chumbo, gases tóxicos e solo contaminado também. Os aterros sanitários são uma forma viável de reduzir o impacto ambiental gerado pelos resíduos sólidos, uma vez que impede a contaminação do solo e do ar, além de não comprometer a saúde da população. Com eles também é possível produzir biogás, um biocombustível cada vez mais utilizado.

O constante crescimento da população mundial, aliado ao consumo excessivo de recursos naturais e ao crescimento desordenado, provoca incremento na demanda por alimentos e produtos industrializados e, conseqüentemente, por energia. Nesse contexto, pressupõe-se que os resíduos das atividades humanas e industriais possuem uma parcela significativa de matéria orgânica passível de conduzir a um descontrole ambiental quando gerenciados de maneira incorreta (HARRIS & ROACH, 2013).

Desde a chegada da energia elétrica no século XX, ela se tornou essencial tanto para as atividades humanas quanto para o desenvolvimento econômico. Começando pelo marco mundial que foi a Revolução Industrial, o consumo de combustíveis fósseis se tornou o grande aliado da industrialização e também do cotidiano da população. Porém, como são fontes não renováveis, estas vêm perdendo espaço nas pesquisas para os biocombustíveis, fontes renováveis de energia. A utilização intensiva e pouco eficiente dos combustíveis fósseis para o suprimento das necessidades energéticas da humanidade nas últimas décadas, levou a uma diminuição considerável das suas reservas mundiais e a prognósticos do seu esgotamento nas próximas décadas (LORA; VENTURINI, 2012).

A distribuição das reservas mundiais de petróleo é extremamente irregular, somando a América do Sul o terceiro continente que menos possui tal recurso natural, se igualando à América Central. De acordo com a British Petroleum (2006), somando a América Central e a América do Sul, juntas elas possuem o terceiro menor estoque de petróleo mundial, com aproximadamente 8,6 %. O biogás é uma fonte de energia renovável, que é a energia obtida a partir de fontes renováveis, ou seja, fontes que podem se recompor num ritmo capaz de suportar sua utilização sem restrições ou risco de esgotamento. Pela sua forma relativamente simples de ser produzida, sendo um dos produtos finais de aterros sanitários, caracteriza-se como uma forma muito viável para a produção de energia elétrica com base em outro processo benéfico para o meio ambiente. Assim, os aterros sanitários aliado com a produção de biogás, suprem dois problemas frequentes, a disposição correta de resíduos sólidos e a produção de energia de forma limpa.

Estima-se que 1,5 bilhão de toneladas de lixo são despejadas em lixões anualmente no mundo, o que corresponde a uma geração de 75 bilhões de Nm³ de



CH₄. Atualmente, menos de 10 % deste potencial é utilizado (THEMELIS e ULLOA, 2007). Aproximadamente 38,6% dos resíduos sólidos urbanos produzidos no Brasil são encaminhados para aterros sanitários, em sua maioria em cidade grandes do país. Como segunda alternativa, 31,8 % é enviado a aterros controlados e os 29,6 % restante é despejado em lixões, presentes na maior parte das pequenas e média cidades brasileiras (SNIS, 2009).

Antes o biogás era visto apenas como subproduto da degradação anaeróbia de resíduos de origem orgânica, seja ele gerado por aterros de resíduos, estações de tratamento de efluentes (ETEs), digestão anaeróbia de biomassa residual, biodigestão de resíduos provenientes de cultivos (SALOMON; LORA et al., 2009). Composto por aproximadamente 50% de metano, 49% de dióxido de carbono, gases de efeito estufa, e traços de outros componentes, como óxido nitroso, amônia entre outros, ele é resultado da decomposição anaeróbica dos materiais orgânicos presentes nos resíduos sólidos.

Para que todas etapas do processo de degradação da matéria orgânica ocorram de forma eficiente, favorecendo a manutenção da condição ótima para a produção de biogás, é necessário que alguns fatores essenciais sejam observados. Os fatores de maior relevância são temperatura, pH, quantidade de nutrientes, tempo de detenção hidráulica, relação Carbono/Nitrogênio (C/N) e concentração de sólidos (SANT'ANNA et al., 2010). O metano (CH₄) é o principal constituinte do biogás e, é responsável pela determinação do seu potencial energético (KONRAD et al., 2010). Dentre as finalidades do biogás, as mais comuns são a queima direta e a utilização como combustível em motogeradores a combustão (DIAZ et al., 2006). Tratando-se de energia elétrica, o biogás pode ser aproveitado, através da aplicação de módulos geradores que são implementados de acordo com o potencial energético do biodigestor ou do aterro (LORA; VENTURINI, 2012).

Além da utilização como gerador de energia elétrica, o biogás pode ser utilizado para diversas finalidades, como exemplo: aquecimento; secagem em geral; aquecimento e iluminação de granjas; combustíveis veiculares. Sendo como fonte de energia elétrica a partir de resíduos, o biogás não deve ser visto como uma maneira de solucionar os problemas energéticos do país, mas sim como uma melhora na questão do gerenciamento dos resíduos. Um ponto negativo do biogás é a densidade baixa do metano, que dificulta sua liquefação, fazendo com que ocupe volumes elevados, dificultando o armazenamento e transporte (RORATTO et al., 2014).

O metano contido no biogás, quando queimado, libera uma energia útil ao homem, seja pelo uso direto do calor (aquecimento, geração de vapor, secagem em geral) ou da luz para iluminação de ambientes. Também pode ser empregado para ser convertido em outra forma de energia, como elétrica, através do uso em geradores ou turbinas, ou energia cinética, através da utilização do gás em motores ou motobombas adaptados (ICLEI, 2010).

Para que a produção de biogás seja viável, é necessário que a população co-



nheça os benefícios de contribuir com a coleta seletiva de sua cidade. Diante disto o presente trabalho tem como objetivo avaliar a viabilidade da produção de biogás a partir de resíduos sólidos urbanos gerados na cidade de Brumadinho – MG. Serão utilizadas equações empíricas da literatura para estimar o potencial energético a partir do biogás que a cidade de estudo teria caso se construa um aterro sanitário no município, uma vez que esta ainda não possui um.

2. OBJETIVO

Avaliar o potencial na produção de biogás, utilizando a parte orgânica dos resíduos sólidos da cidade de Brumadinho – MG, a partir de equações empíricas encontradas na literatura.

3. METODOLOGIA

Compondo um dos 34 municípios da Região Metropolitana de Belo Horizonte, Brumadinho encontra-se a 60,4 km da capital de seu estado. A cidade se apresenta em constante pressão e influência do Município de Belo Horizonte, tanto em questões ambientais quanto em nível social, por ser considerado refúgio de parcela da sociedade que desejam tranquilidade e qualidade de vida, situação que aumenta a procura imobiliária no local. É importante evidenciar que o presente estudo foi realizado em dezembro de 2018, menos de um mês antes do rompimento da barragem da mineradora Vale na cidade de Brumadinho, e, portanto, as atuais circunstâncias são distintas dos dados apurados.

As principais atividades econômicas são mineração de ferro, turismo e agropecuária. A sede do Município, a 772 metros de altitude, tem a sua posição determinada pelas coordenadas geográficas de 20°8'34" de latitude sul e 44°12'0" de longitude oeste. De acordo com o senso demográfico do IBGE 2010, a população total de Brumadinho é de 33.973 habitantes, sendo 5.326 correspondentes à população rural, a qual representa 15% da população total, e 28.687 correspondentes à população urbana, apresentando, pois, uma densidade demográfica de 53,13 hab./km² (IBGE, 2010).

Na questão ambiental, Brumadinho possui uma das maiores preciosidades culturais e naturais do país: o Instituto Inhotim, belíssima combinação de museu de arte contemporânea com jardim botânico. Apesar de acolher tal maravilha ambiental, a cidade também tem a presença de mineradores que encontraram lá não só uma geologia favorável, mas também a proximidade de um grande centro que serve de base logística e infraestrutura para este setor, contribuindo para a potencialização de impactos ambientais em média e grandes escalas.



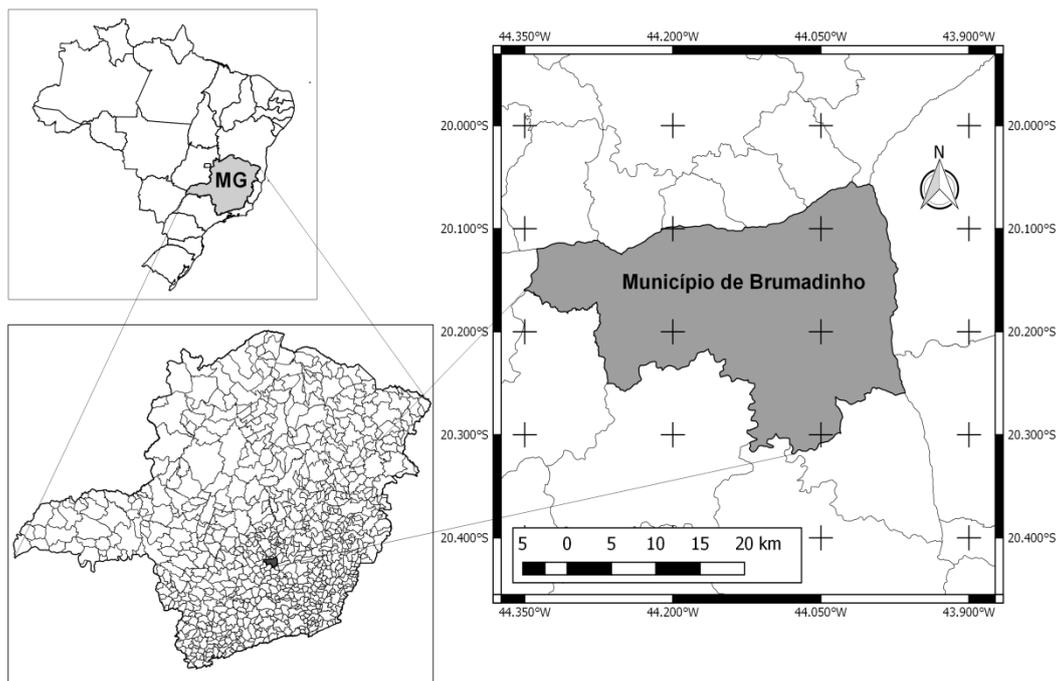


Figura 1: Município de Brumadinho no contexto da Região Metropolitana de Belo Horizonte.
Fonte: Autor.

Na questão ambiental, Brumadinho possui uma das maiores preciosidades culturais e naturais do país: o Instituto Inhotim, belíssima combinação de museu de arte contemporânea com jardim botânico. Apesar de acolher tal maravilha ambiental, a cidade também tem a presença de mineradores que encontraram lá não só uma geologia favorável, mas também a proximidade de um grande centro urbano que serve como base de logística e de infraestrutura, contribuindo para a potencialização de impactos ambientais em média e grande escalas.

O município de Brumadinho possui a coleta seletiva implantada desde 1998, realizada pela Associação de Catadores de Materiais Recicláveis do Vale do Paraopeba (ASCAVAP), que originalmente tinha o aspecto social de inclusão de pessoas nas atividades produtivas como o principal foco, e secundariamente a questão ambiental. Em fins de 2012 a coleta seletiva continua sendo realizada pela associação, com subsídios da Prefeitura de Brumadinho e do Programa Bolsa Reciclagem do Governo Estadual. Contudo, ainda carece de melhorias (COSTA, 2013).

Os grandes geradores presentes no município (mais de 100 l de resíduos/dia) são os supermercados e as empresas do ramo industrial, comercial ou de serviços. Segundo o Código de Posturas do Município de Brumadinho, Lei No. 1.359/2003, os grandes geradores podem ser responsabilizados por seus resíduos, devendo levá-los devidamente armazenados para destinação indicada pela administração pública. Esse dispositivo confere à Prefeitura 44 Municipal o poder de tomar medidas de racionalização da forma de acondicionamento e recolhimento dos resíduos das

atividades dos grandes geradores (BRUMADINHO, 2010b).

Em março de 2015, a prefeitura implantou a Coleta Seletiva Inteligente no município, com a distribuição de sacos de coleta seletiva à população. De acordo com a prefeitura de Brumadinho, a adoção do saco integra o projeto de implantação da Coleta Seletiva Inteligente no município, proposta que inclui a instalação de containers coletores em Postos de Entrega Voluntária.

A coleta convencional de resíduo domiciliar e comercial é executada por empresa terceirizada contratada pela prefeitura e é realizada na sede, nos distritos e nos condomínios, por meio de caminhões compactadores e nas comunidades rurais realizadas por caminhões caçamba. A população total atendida é de 92,13% (SEMA, 2012). O aterro sanitário de Brumadinho iniciou suas operações em janeiro de 2012, e a Associação de Catadores de Materiais Recicláveis do Vale do Paraopeba (ASCAVAP) é responsável pela coleta seletiva do município.

A partir do trabalho de Mello e colaboradores em 2015, foi possível utilizar equações empíricas (Equações 1 a 3) para calcular a quantidade de biogás. Sabendo a demanda química de oxigênio (DQO) e o volume de metano produzido, avaliou-se o potencial de produção de biogás proveniente das frações de matéria orgânica dos resíduos sólidos urbanos de Brumadinho.

$$\mathbf{DQO = Vdd * 0,33} \quad (\text{equação 1})$$

$$\mathbf{Metano = DQO * 0,35} \quad (\text{equação 2})$$

$$\mathbf{Biogás = Metano / 0,60} \quad (\text{equação 3})$$

Os dados referentes as quantidades de resíduos produzidos em Brumadinho foram retiradas de trabalhos anteriormente presentes na literatura feitos na cidade, juntamente com o Diagnóstico do Sistema de Limpeza Urbana do Município de Brumadinho realizado em 2010 pela prefeitura local.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com o Diagnóstico do Sistema de Limpeza Urbana do Município de Brumadinho (2010), a ASCAVAP coleta em média 6170 quilogramas de resíduo por dia, ou seja, em 22 dias de coleta tem-se 1357400 quilogramas por mês. Utilizando as fórmulas empíricas conhecidas, estimou-se a possível quantidade de gás biogás a ser produzido, através do cálculo da DQO da matéria orgânica utilizada $DQO = Vdd * 0,33$, onde 0,33 corresponde a demanda química de oxigênio por quilograma.

Após encontrar o valor da DQO, a quantidade de metano foi calculada a partir

da equação 2, e então este valor serviu como dado de entrada para a Equação 3, que considera a eficiência do biodigestor em 60%. Obteve-se um valor 1.187,72 m³ de biogás produzido. Segundo Nogueira (2005), 1m³ de biogás equivale a 5,815 kWh, temos então de acordo com os cálculos anteriormente efetuados, uma quantidade de 263,50 m³, o que equivale a uma quantidade de 6.906,62 kWh/dia.

5. CONCLUSÕES

Após o estudo e caracterização dos resíduos sólidos urbanos de Brumadinho (MG), concluiu-se que o município tem significativo potencial para a produção de biogás para geração de energia elétrica. A produção de biogás a partir da matéria orgânica descartada em Brumadinho mostra-se importante ação na redução de emissão de poluente, sendo assim uma maneira de mitigar os impactos ambientais causados pela população.

Vale ressaltar que o presente estudo foi elaborado antes do rompimento das barragens contendo resíduos perigosos em Brumadinho, portanto a real situação dos resíduos sólidos no município certamente foi modificada. Orienta-se realizar novas pesquisas referentes ao caso, para avaliar as mudanças e prejuízos acometidos por este terrível acontecimento.

Referências

BRUMADINHO, Prefeitura Municipal de. Diagnóstico do Sistema de Limpeza Urbana do Município de Brumadinho. Brumadinho: Acervo da Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Brumadinho, 2010b. 79p.

BRUMADINHO. Prefeitura Municipal. Terra Vision Geotecnologia e Geoinformação. Plano Diretor Municipal de Brumadinho – Diagnóstico do Município / Etapa Leitura da Cidade. 2011, 198 p.

CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 4., 2013, Salvador. Análise da coleta seletiva de resíduos sólidos do município de Brumadinho (MG). Salvador: Ibeas, 2013. 19 p. Disponível em: <<http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2013/III-052.pdf>>. Acesso em: 7 de outubro de 2018.

DIAZ, G. O. Análise de Sistemas para o Resfriamento de Leite em Fazendas Leiteiras com o Uso do Biogás Gerado em Projetos MDL. 2006. 162 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica). Universidade de São Paulo - USP. São Paulo/SP. 2006.

HARRIS J. M.; ROACH B. Environmental and Natural Resource Economics: A Contemporary Approach, Tufts University, Medford, MA, USA, 2013.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2000. Disponível em: <https://ww2.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/27032002pnsb.shtm>. Acesso em 08/12/19.

ICLEI – BRASIL. Manual para Aproveitamento do Biogás: Efluentes Urbanos. São Paulo: ICLEI BRASIL, 2010. Volume 2, 77 p.

KONRAD, Odorico; HEBERLE, A. N. A.; CASARIL, C. E.; KAUFMANN, G. V.; LUMI, Marluce; DALL’OGLIO, Michel; SCHIMITZ, Michele. Avaliação da produção de biogás e geração de metano a partir de lodo de estação de tratamento de efluentes e glicerina residual CETEC/UNIVATES. Revista destaques acadêmicos, ano 2 , n. 4 , 2010.



LORA, Electo Eduardo Silva; VENTURINI, Osvaldo José. Biocombustíveis. Rio de Janeiro: Interciência, 2012. 1.200 p.

MELO, R. A., BARBOSA, F. R., MELO, N. X. Análise da Implantação de Biodigestor para Produção de Energia Elétrica Utilizando Biogás Proveniente de Resíduos dos Restaurantes Universitários da UFPI. 10º Congresso Internacional de Bioenergia, São Paulo, 2015.

RORATTO, Lucas. Análise e Construção de um Biodigestor para Pequenas Propriedades Rurais. Trabalho de Final de Curso, pelo Curso de Engenharia Mecânica da Faculdade de Horizontina. Horizontina, 2014. Disponível em: < http://www.fahor.com.br/publicacoes/TFC/EngMec/2014/Lucas_Roratto.pdf>. Acesso em: 17 abr. 2017.

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimate of the electric energy generating potencial for different sources of biogas on Brazil. Biomass and Bioenergy, n. 33, p. 1101-1107, 2009.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Energia e Mineração. Resíduos sólidos.

SNIS. Secretaria Nacional de Informações sobre Saneamento. Sistema Nacional de Informações sobre saneamento: Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2007. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: MCIDADES.SNSA, 262 p., 2009.

THEMELIS, N. J.; ULLOA, P.A. Methane generation in landfills. Renewable Energy, 32(7):1 243-1 257, 2007.



OTIMIZAÇÃO DE INSUMOS NO TRATAMENTO QUIMICAMENTE ASSISTIDO NA ETE DR. HÉLIO SEIXO DE BRITTO, GOIÁS - BRASIL

OPTIMIZATION OF SUPPLIES IN CHEMICALLY ASSISTED TREATMENT
AT "ESTAÇÃO TRATAMENTO ESGOTO [SEWAGE TREATMENT STATION]
(ETE) DOCTOR HÉLIO SEIXO DE BRITTO", GOIÁS - BRAZIL

Fernanda Pimenta de Freitas

Solimar Francisco de Carvalho Gonçalves

Daniella Cordeiro de Lima Bitencourt de França

Kellya de Moraes e Silva

Theyssa Fernanda Barbosa Borges

Resumo

A Estação de Tratamento de Esgoto Dr. Hélio Seixo de Britto apresentou dificuldades na operação dos processos de coagulação e floculação, na obtenção dos resultados de eficiência de remoção de matéria orgânica (DBO_5) e sólidos suspensos totais (SST) previstos em projeto, consequência do incremento significativo de vazão ao longo do tempo. Dessa forma, tornaram-se necessárias mudanças na forma de operar a ETE para alcançar os resultados que eram atingidos no princípio. O presente estudo objetivou implementar uma nova tabela de dosagem de coagulante elaborada em trabalho prévio, orientando o operador na dosagem correta de coagulante na fase líquida. Primeiro foi realizado o registro do que denominamos protocolo 1 de operação, monitorando todo o tratamento através das análises físico-químicas em campo, sem mudanças na operação, utilizando a tabela original de dosagem baseada somente na vazão. No protocolo 2 de operação, implementou-se a nova tabela de dosagem, considerando além da vazão o teor de sólidos suspensos do esgoto bruto. Com a tabela de dosagem original (protocolo 1), os resultados de SST acima de 79% de remoção foram atingidos em apenas 19% das análises, com a nova tabela esse índice subiu para 62%. Com relação à DBO_5 , os resultados encontrados acima de 48% de remoção, usando a tabela original, foram atingidos em apenas 10% das análises, e com a nova tabela esse percentual subiu para 70%. Devido aos resultados favoráveis, a nova tabela de dosagem implementada será mantida na estação, com revisões sistemáticas, tornando-se a nova forma de trabalho operacional na ETE.

Palavras chave: Dosagem de coagulante, Tabela de dosagem, Sólidos suspensos, Vazão.

Abstract

The Dr. Hélio Seixo de Britto Sewage Treatment Station presented difficulties in the operation of the coagulation and flocculation processes, in obtaining the efficiency results of removal of organic matter (DBO_5) and total suspended solids (SST) foreseen in the project, as a result of significant increase in flow over time. Thus, changes in the way of operating the ETE became necessary to achieve the results that were initially achieved. The present study aimed to implement a new coagulant dosing table developed in previous work, guiding the operator in the correct dosage of coagulant in the liquid phase. First, the recording of what we call operation protocol 1 was performed, monitoring the entire treatment through physical-chemical analyzes in the field, without changes in the operation, using the original dosing table based only on the flow rate. In the protocol 2 of operation, a new dosing table was implemented, considering in addition to the flow rate the suspended solids content of the raw sewage. With the original dosing table (protocol 1), SST results above 79% removal were achieved in only 19% of the analyzes, with the new table this index rose to 62%. Regarding DBO_5 , the results found above 48% of removal, using the original table, were achieved in only 10% of the analyzes, and with the new table this percentage rose to 70%. Due to the favorable results, the new dosage table implemented will be maintained at the station, with systematic reviews, becoming the new form of operational work at the ETE.

Key-words: Coagulant dosage, Dosage table, Heavy suspension, Leakage.



1. INTRODUÇÃO

A Estação de Tratamento de Esgotos Dr. Hélio Seixo de Britto (ETE Goiânia) foi inaugurada no ano de 2004 com tratamento primário quimicamente assistido. Atualmente com vazão média de 1600 L/s, as etapas do processo de tratamento envolve a fase líquida com adição de coagulante (FeCl_3) e auxiliar de floculação, e o da fase sólida do tipo desaguamento em centrífugas e higienização com cal (CaO).

Encontra-se em andamento as obras da segunda etapa da ETE Goiânia, o tratamento secundário por lodos ativados.

A Fase Líquida é uma das etapas do processo de tratamento de esgoto da ETE de Goiânia que será tratada neste estudo, e envolve a coagulação e a floculação. Nessa matriz amostral serão removidas impurezas cujas partículas são coloidais, e por serem pequenas, não se sedimentam sob a ação da gravidade. Por isso, é necessário acrescentar coagulantes químicos ou ainda polímeros orgânicos.

Jordão e Pessoa (2009) afirmam que esses coagulantes são adicionados ao esgoto com a finalidade de se juntar ou combinar com a matéria em suspensão sedimentável e, particularmente, com a não sedimentável e com a matéria coloidal, criando forças de atração maiores que as forças de repulsão entre as partículas, unindo-as e formando flocos.

Esses flocos formados são então encaminhados para outra etapa do tratamento, os decantadores primários. Neles ocorre o processo de sedimentação, em que os flocos se depositam no fundo dos decantadores formando o lodo primário, que é posteriormente bombeado passando pelo processo de desaguamento em centrífugas e estabilizado.

A homogeneidade nos procedimentos de operação na Fase Líquida do processo de tratamento é fundamental para a continuidade de resultados satisfatórios e dentro da faixa dos requisitos operacionais definidos no projeto, e esperados para o efluente final.

Algumas dificuldades operacionais foram encontradas na ETE Goiânia com relação a dosagem, devido ao incremento significativo de vazão e mudanças nas características qualitativas do esgoto bruto, havendo a necessidade de adequar os processos de coagulação e floculação afim de alcançar os resultados de eficiência de remoção de matéria orgânica (DBO_5) e sólidos suspensos totais (SST), previstos em projeto.

Dessa forma, realizou-se testes em planta implementando a nova tabela de dosagem elaborada conforme trabalho prévio (FREITAS *et al.*, 2018) realizado através de ensaios de jarros em laboratório com esgoto bruto da ETE Goiânia.



Para tanto, elaborou-se um programa de implementação dessa nova tabela de dosagem na fase líquida, tendo em vista a extensão das mudanças operacionais a serem avaliadas, durante este processo, além do levantamento das necessidades de insumos, treinamento de pessoal, adequações no processo de controle e monitoramento da qualidade do efluente tratado, e repercussões destas mudanças de dosagem na fase líquida, em relação a fase sólida (tratamento do lodo).

2. OBJETIVO

Otimizar o processo de tratamento a fim de atingir excelência nos resultados de eficiência de remoção de sólidos suspensos e DBO_5 da ETE Dr. Hélio Seixo de Britto, de acordo com os dados de projeto.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo foi a Estação de Tratamento de Esgoto Dr. Hélio Seixo de Britto, na fase líquida quimicamente assistida, localizada no município de Goiânia, inaugurada no ano de 2004, possuindo tratamento primário, tendo como requisitos de projeto a remoção de 50% de DBO_5 e 80% de sólidos suspensos totais nesta fase do projeto.

3.1 Parâmetros analisados

Os parâmetros analisados neste estudo compreenderam sólidos suspensos (método colorimétrico), DBO_5 (método de incubação por 5 dias, a 20°C) e sólidos sedimentáveis (cone Imhoff), utilizando os métodos estabelecidos pelo Standard methods of the examination of water and wastewater (2017). A adoção pelo método colorimétrico para sólidos suspensos decorre da facilidade de realização da análise pelos operadores, além de que seus resultados em avaliação prévia demonstraram-se correlacionados com o método gravimétrico (SANEAGO, 2006).

3.1.2 Implementação do protocolo de operação na fase líquida

Devido a alterações no protocolo de operação da fase líquida na ETE Goiânia (Figura 1), foi ministrado treinamento a dez (10) operadores de sistemas no mês de março 2018 para a implementação da nova tabela de dosagem com base no uso dos sólidos suspensos e vazão, com a finalidade de atender aos requisitos de



projeto.

No protocolo de operação 1, ocorreu o registro das análises do mês de março sem mudanças na operação, utilizando a tabela original de dosagem baseada somente na vazão. Estes registros são os dados de qualidade durante o processo de tratamento e efluente final do esgoto (Tabela 1 e Figura 1). E a partir do mês de abril o protocolo 2 de operação, que considerou o teor de sólidos suspensos na dosagem do coagulante.

As seguintes etapas foram necessárias para adequação a este novo protocolo:

- a) realização do ensaio dos jarros com o esgoto bruto em horários de diferentes vazões;
- b) elaboração da tabela de dosagem de cloreto férrico;
- c) seleção dos parâmetros operacionais para monitoramento da dosagem de cloreto férrico;
- d) elaboração do registro de qualidade durante e após o processo de tratamento;
- e) definição do período para avaliação do protocolo de operação;
- f) escolha dos operadores de sistema para execução do protocolo de operação;
- g) adequação da área de estudo aos protocolos propostos;
- h) repasse do protocolo 1 e protocolo 2 de operação;
- i) operação assistida pelas técnicas e acompanhamento dos resultados periodicamente;
- j) elaboração do relatório final sobre a mudança no protocolo de dosagem do coagulante.



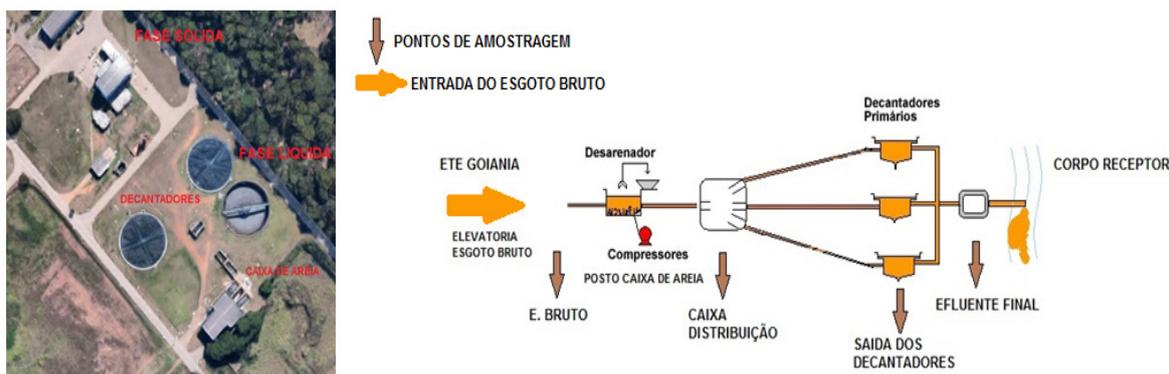


Figura 1- Definição dos pontos de controle e monitoramento da qualidade. Vista aérea da ETE Goiânia, da fase líquida (caixa de areia, decantadores 1, 2 e 3)

LOCAL	PARÂMETRO	FREQUÊNCIA
Esgoto Bruto - antes caixa de areia	Sól. Suspensos	2h/2h
Esgoto em tratamento - caixa de distribuição	Sól. Suspensos	Realizar análise após alteração de dosagem de cloreto férrico depois de 10 minutos
Esgoto em tratamento - caixa de distribuição	Sól. Sedimentáveis	05:00; 14:00; 20:00 hs estimativa do lodo gerado no tratamento
Saída dos decantadores 1, 2 e 3	Sól. suspensos	2h/2h
Efluente final	Sól. Sedimentáveis	2h/2h

Tabela 1 - Plano de Controle e monitoramento da qualidade no protocolo de operação

No protocolo de operação 2, manteve-se os mesmos registros de análises (Tabela 1 e Figura 1), contudo usando a nova tabela de dosagem considerando além da vazão o teor de sólidos suspensos.

4. CRITÉRIOS TÉCNICOS ADOTADOS PARA TOMADA DE DECISÃO

A fim de orientar e conduzir para um procedimento operacional equalizado entre os operadores de sistema, foi adotado os seguintes critérios técnicos para tomada de decisão:

Quando alterar a dosagem (mg/L) de cloreto férrico?

A dosagem deverá ser alterada quando:

- a) A remoção (%) de sólidos suspensos for inferior a 75%, nas unidades de monitoramento como: na caixa de distribuição, ou nos decantadores e/ou efluente final;
- b) A remoção (%) de sólidos suspensos ficar abaixo de 75% e acima de 89% nas unidades de monitoramento. Quando acima de 89% aguardar a próxima análise do esgoto para avaliação;
- c) Quando houver alteração relevante, cerca de 50% na concentração dos sólidos suspensos, do efluente bruto, para mais ou para menos.

4.1 Qual valor de dosagem (mg/L) de cloreto férrico aplicar ao efluente bruto

O valor de dosagem a ser aplicado, deve ser definido com base na concentração de sólidos suspensos e vazão do esgoto bruto;

- a) Empregar a nova tabela de dosagem para aplicação do cloreto férrico;
- b) Para o início de uma dosagem, será adotado a dosagem média da tabela;
- c) Para as dosagens subsequentes, adotar a média dos intervalos de dosagem entre o mínimo e a média, e entre a média e o valor máximo.



5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em uma comparação entre os protocolos 1 e 2, no período de testes, foi verificado aumento significativo de remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST) na planta quando utilizado o protocolo 2.

Enquanto a remoção proposta em projeto para a estação (de 80% de remoção) foi atingida no protocolo 1 em apenas 19% dos resultados, durante a utilização do protocolo 2 esse resultado foi atingido em 62% dos testes realizados. Obtivemos resultados acima de 93% de remoção de SST em 28,6% dos testes quando usado o protocolo 2, esse resultado foi registrado em apenas 7,7% dos resultados com o uso do protocolo 1 (Figura 2).

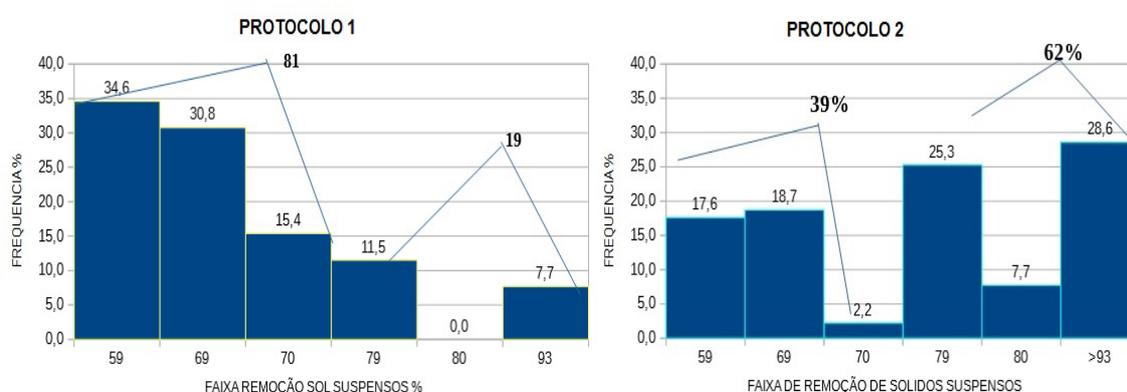


Figura 2 - Comparação entre os registros do protocolo 1 e protocolo 2 em relação a frequência de ocorrências de valores de remoção de sólidos suspensos próximos aos requisitos de projeto.

A tabela 2 apresenta os dados estatísticos dos sólidos sedimentáveis no esgoto bruto, nos períodos (horário) diferenciados de vazão afluyente. Os dados apresentaram uma expressiva dispersão (coeficiente de variação-CV% > 15%), com o horário de maior teor de lodo no esgoto bruto as quatorze horas e o menor a cinco da manhã. A remoção de sólidos sedimentáveis apresentou satisfatória em ambos os protocolos, com percentuais elevados, sendo o protocolo 1 de 33% a 98% e o protocolo 2, 50% a 100%, demonstrando neste último uma elevação da faixa de remoção.

ESTATÍSTICA	HORÁRIO		
	05:00	14:00	20:00
MÁXIMO	5,9	6,0	6,0
MÉDIA	1,8	4,5	3,5
MEDIANA	1,5	4,6	3,0
MODA	0,7	5,0	2,5
MÍNIMO	0,5	2,0	1,0
D. PADRÃO	1,40	0,99	1,47
CV%	79,3	22,3	41,5

Tabela 2 –Dados de sólidos sedimentáveis (ml/L /h) do esgoto bruto

Comparando as cartas-controle do mês de março/2018 (protocolo 1) e abril/2018 (protocolo2) na (Figura 3) onde foram registradas as médias diárias da remoção de sólidos suspensos, foi evidenciada que a remoção de sólidos ainda apresenta tendência de baixos valores. Entretanto os registros médios diários mostram picos de remoção acima de 70%, demonstrando tendências de elevação na remoção de sólidos suspensos durante os registros diários no uso do protocolo 2.

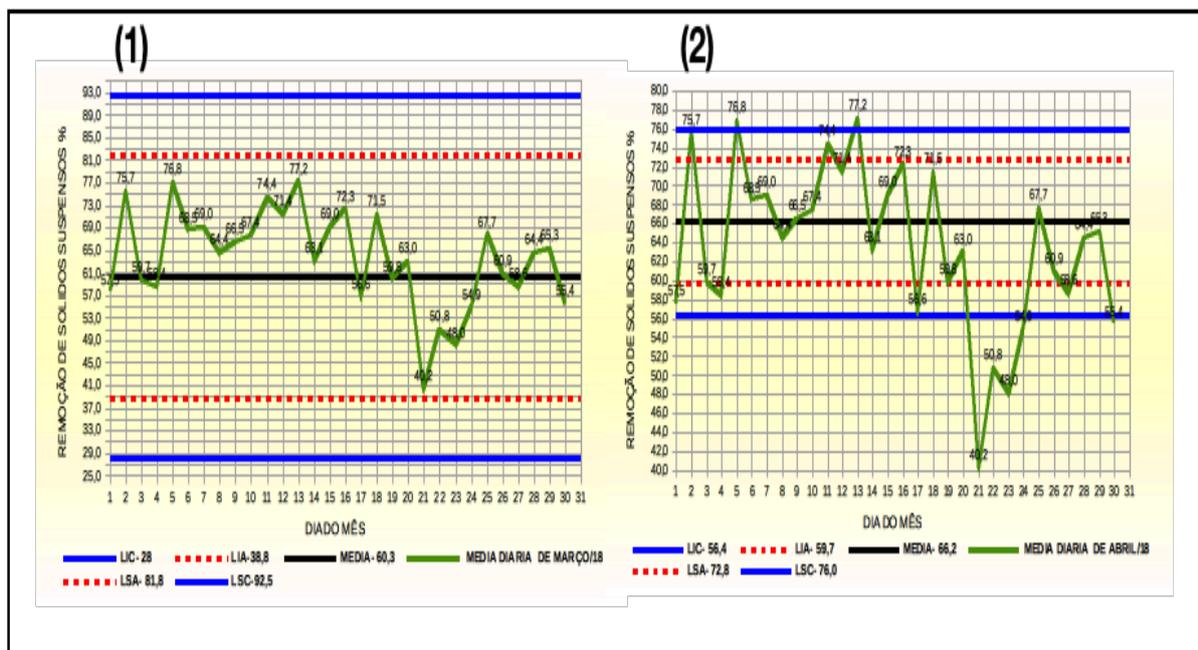


Figura 3- Cartas-controle da média diária de remoção de sólidos suspensos (%) no efluente final da ETE Goiânia nos meses de (1) março/2018 (protocolo 1) e (2) abril (protocolo 2)

A tabela 3 relaciona a estatística descritiva das informações de dosagem de cloreto férrico no mês de abril (protocolo 2). Foi constatada grande variabilidade das dosagens de cloreto férrico (ver desvio padrão e coeficiente de variação - CV %) quando considerados os valores de concentrações de sólidos suspensos e vazão afluente. Essa variação não ocorria no protocolo 1, uma vez que somente os valores de vazão afluente eram considerados.

ESTATÍSTICA	SS	DOSAGEM	VAZÃO
MÁXIMO	742	121	2520
MÉDIA	292	56	1572
MEDIANA	305	51	1511
MODA	185	76	1505
MÍNIMO	87	21	662
D. PADRÃO	111	24	393
CV%	38	43	25

Tabela 3- Estatística dos dados de dosagem (vazão-L/s; dosagem cloreto férrico mg/L; SS - Sól. Suspensos - mg/L) de cloreto férrico no mês de abril

Para o cálculo da produção de lodo, foram utilizados testes de sólidos sedimentáveis, de amostras da caixa de distribuição, considerando os horários de vazão mínima, média e máxima na ETE (Tabelas 4 e 5). Para as avaliações seguintes, optou-se por utilizar os dados da mediana devido a elevada dispersão de dados.

ESTATÍSTICA	HORÁRIO - CAIXA DE DISTR. PROT. 1			ESTATÍSTICA	HORÁRIO - CAIXA DE DISTR. PROT. 2		
	05:00	14:00	20:00		05:00	14:00	20:00
MÁXIMO	34,0	48,0	45,0	MÁXIMO	32,0	36,0	27,0
MÉDIA	13,3	21,9	18,0	MÉDIA	19,8	20,9	15,3
MEDIANA	8,0	19,5	12,0	MEDIANA	20,0	18,0	14,5
MODA	7,0	11,0	11,0	MODA	18,0	10,0	NA
MÍNIMO	5,0	10,0	8,0	MÍNIMO	6,0	10,0	6,5
D. PADRÃO	10,4	11,4	11,5	D. PADRÃO	7,65	9,55	6,18
CV%	78,4	51,9	63,6	CV%	38,7	45,7	40,5

Tabela 4 e 5 – Estatística descritiva dos sólidos sedimentáveis (ml/L/hora) na caixa de distribuição no mês de março (protocolo 1) e abril (protocolo 2).

Os resultados mostraram incremento de 19,8% de lodo por metro cúbico de esgoto tratado numa comparação entre os protocolos 1 e 2, conforme demonstrado nas tabelas 6 e 7.

MÊS	FAIXA HORÁRIA	TOTAL DE HORA	QTDDE LODO POR HORA mL/L	QTDDE DE LODO NA FAIXA HORÁRIA ML/L	MÊS	FAIXA HORÁRIA	TOTAL DE HORA	QTDDE LODO POR HORA mL/L	QTDDE DE LODO NA FAIXA HORÁRIA ML/L
MARÇO	0-5	5	8	40	ABRIL	0-5	5	20	100
	6-14	8	19,5	156		6-14	8	18	144
	14-0	10	12	120		14-0	10	15	150
	TOTAL mL/L			316		TOTAL mL/L			394

Quadros 6 e 7 - Estimativa da produção de lodo pelo ensaio dos sólidos sedimentáveis (ml/L/hora) na caixa de distribuição nos meses de março (protocolo 1) e abril (protocolo 2)

O consumo de Cloreto Férrico aumentou em cerca de 43% com o uso do protocolo 2 em relação ao protocolo 1, conforme demonstrado na tabela 8.

Mês	Consumo cloreto - toneladas	Valores
Março – protocolo 1	370,09	R\$ 425.603,50
Abril – protocolo 2	651,29	R\$ 748.983,50

Tabela 8 – Comparação de consumo de cloreto entre os protocolos 1 e 2

Foi observada ainda uma diminuição do odor na ETE durante os testes com o protocolo 2, possivelmente pela captura de H₂S pelo cloreto férrico dosado em maior quantidade durante os testes.

Houve melhoria também nos resultados de DBO₅ e SST com o uso do protocolo 2. Na tabela 9 estão apresentados os registros de remoção de DBO₅ e Sólidos Suspensos (%) do efluente final da ETE, obtidos através do banco de dados da Saneago (2018), realizados em laboratório de monitoramento da qualidade.

Protocolo 1 – março/2018		Protocolo 2 – abril/2018	
Remoção DBO %	Remoção S.S%	Remoção DBO %	Remoção S.S %
53,3	77,6	49,5	79,2
47,3	74,0	54,0	70,1
37,8	68,5	55,8	82,1
41,9	92,0	48,4	82,6
47,8	74,3	48,9	86,1
42,8	73,8	33,5	81,8
41,32	78,8	51,0	69,9
44,5	75,0	43,5	85,0
39,3	71,3	60,2	80,0
45,4	78,1	42,6	77,0

Tabela 9- Dados de remoção de DBO₅ e Sólidos Suspensos realizados pelo laboratório central de esgoto em Goiânia.

Fonte: Saneago (2018)

Resultados para DBO acima de 48% (valor de referência estipulado pelos dados de projeto da ETE) foram registrados em apenas 10% das análises quando usado o protocolo 1. Para o protocolo 2, resultados acima dos 48% foram atingidos em 70% das análises. Apesar de não haver relação direta entre os parâmetros DBO₅ e SST, a operação optou por utilizar a menor remoção de sólidos suspensos registrada (69,9%) como um referencial mínimo para obtenção de bons resultados para DBO₅ durante a operação da ETE nos próximos meses.

5.1 Consequências operacionais na fase sólida com a implementação do protocolo

Uma vez que houve incremento de remoção de sólidos totais da fase líquida, a primeira consequência imediata, além de melhoria na qualidade do efluente final, foi a geração de maior quantidade de lodo primário nos três decantadores da ETE. Fez-se necessárias mudanças nos procedimentos operacionais também na fase sólida da estação, dentre elas: aumento da frequência de abertura dos registros de descarga dos decantadores, utilização de todos os tanques de armazenamento de lodo disponíveis.

Habitados a operar a fase sólida com lodo primário em teor de sólidos médio de 3% desde a inauguração da ETE, os valores passaram para 5 a 7%. Provavelmente devido a maior captura de sólidos e também ao maior tempo de retenção nos tanques de armazenamento de lodo, o que favorece o processo de fermentação.

Esse aumento de teor de sólidos obrigou os operadores da estação a reduzir o consumo de polieletrólito catiônico, o que se apresentou como outro aspecto posi-



tivo desse estudo, uma vez que o polímero é um produto químico de custo elevado. Essa redução de consumo foi maior que 20%, o que significou economia aproximada de R\$18.000,00 (dezoito mil reais) em um mês.

Foi necessária também a diminuição da rotação das centrífugas, para obtenção de teores de sólidos na torta (lodo após centrifugação) semelhantes aos encontrados no protocolo 1. Essa mudança provavelmente resultará em menor desgaste mecânico das centrífugas, o que significa redução de custos de manutenção e maior durabilidade do equipamento.

Mesmo com a redução de dosagem de polímero catiônico, e a redução na rotação das centrífugas, foi observado leve incremento nos valores de teor de sólidos da torta, passando do valor médio de 27,7% para 30%.

Na prática, esse incremento mostrou-se muito mais significativo: foi observada dificuldade das bombas transportadoras de torta por deslocamento positivo (BTT's) atualmente utilizadas na estação para este fim, de carregá-la da centrífuga para o misturador de cal, o que obrigou a operação a providenciar injeção de polímero na linha de transporte até que o sistema de transporte seja adequado com uso de outros equipamentos (esteiras ou rosca transportadora).

Mudanças no centrado (líquido que sai da centrífuga após centrifugação do lodo) também foram observadas: coloração amarelada e formação leve de espuma. Uma vez que o centrado retorna para o início da estação, diluído no esgoto bruto, não existe impacto no efluente final resultante dessa mudança.

6. CONCLUSÕES

Diante do exposto inferiu-se que:

- A nova tabela de dosagem implementada na ETE Goiânia mostrou-se eficiente na melhoria dos resultados, atingindo valores de remoção de DBO_5 e SST próximo aos requisitos de projeto.
- Resultados mais elevados não foram atingidos devido às limitações do fornecimento de coagulante ocorridas durante a implementação da mudança, limitando o uso da tabela de dosagem em sua totalidade;
- Com a implementação da nova tabela em campo foi possível aprimorar as metodologias de análises para que os próprios operadores da ETE as realizassem em campo, bem como foram revistos os procedimentos operacionais em todas as unidades da ETE, com a finalidade de melhoria nos resultados do efluente final para os principais parâmetros indicadores de qualidade do tratamento primário (DBO_5 e SST);



- Apesar de um aumento significativo no consumo de cloreto, a implementação da nova tabela de dosagem reduziu o consumo de polímero catiônico utilizado na desidratação do lodo por centrifugação proporcionando um benefício econômico-financeiro relevante. Além de ter obrigado a operação a reduzir a rotação das centrífugas, o que certamente reduzirá custos de manutenção e aumentará a durabilidade dos equipamentos;
- Devido aos resultados favoráveis, a nova tabela de dosagem implementada será mantida na estação, com revisões sistemáticas, tornando-se a nova forma de trabalho operacional na ETE Dr. Hélio Seixo de Britto.

Referências

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (2017). *Standard Methods for the Examination of water and wastewater*. 23ª ed. Washington, D. C.: American Public Health Association, 2017.

FREITAS, F. *et al.*; Aplicação do ensaio de jarros na elaboração de tabela orientadora para dosagem de coagulante na ETE Dr. Hélio Seixo de Britto. Goiânia, 2018.

JORDÃO, E. P.; PESSOA C. A. Tratamento de Esgotos Domésticos. 5ª Edição. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2009. 940 p.

SANEAGO - Saneamento de Goiás S/A. Relatório de Ensaio de Esgoto (protocolos de análises de afluente e efluente final ETE Goiânia do mês de março e abril), 2018.

SANEAGO - Saneamento de Goiás S/A - Nota Técnica - Resultados de análises de sólidos suspensos pelo método gravimétrico e colorimétricos de amostras de afluente e efluente da ETE Goiânia, Parque Atheneu e Guapó, 2006.



**TECNOLOGIA SOCIAL:
COMPOSTAGEM DE BAIXO CUSTO
COMO TRATAMENTO DOS RESÍDUOS
ORGÂNICOS GERADOS EM UM
CONDOMÍNIO RESIDENCIAL**

SOCIAL TECHNOLOGY: LOW COST COMPOSTING AS TREATMENT OF
ORGANIC WASTE GENERATED IN A RESIDENTIAL CONDOMINIUM

Liciane Oliveira da Rosa

Tatiana Porto de Souza

Lucas Lourenço Castiglioni Guidoni

Rafael Nunes Teixeira

Luciara Bilhalva Corrêa

Érico Kunde Corrêa

Resumo

Em busca do desenvolvimento sustentável os ambientes urbanos precisam avançar em relação às premissas para atingir o almejado desenvolvimento sustentável. O presente trabalho visa geração de renda e autonomia econômica das famílias participantes a partir do gerenciamento da fração orgânica dos resíduos e do cultivo de espécies vegetais. Através de um processo participativo com as famílias, será elucidado a importância da separação e tratamento dos resíduos sólidos orgânicos gerados no condomínio através de aulas, palestras e oficinas, capacitando esses moradores à transmitirem os conhecimentos obtidos. Os resíduos serão utilizados no sistema de compostagem de baixo custo para produção de adubo orgânico, que será usado em uma estufa de vegetação de baixo custo, para cultivo de plantas ornamentais e alimentares. Os alimentos serão destinados para o consumo próprio e o excedente da produção, juntamente com as plantas ornamentais serão comercializados, gerando uma fonte de renda. Dessa forma, espera-se o fomentar a segurança alimentar, melhorar as condições de saneamento, a prosperidade e o bem-estar da comunidade participante.

Palavras-chave: Alimentos orgânicos, Gestão de resíduos, Autonomia econômica, Agricultura urbana, Compostagem.

Abstract

In search of sustainable development, urban environments need to move forward in relation to the assumptions to achieve the desired sustainable development. The present project aims to generate income and economic autonomy of the participating families from the management of the organic fraction of the residues and the cultivation of plant species. Through a participatory process with the families, the importance of the separation and treatment of organic solid wastes generated in the condominium will be elucidated through lectures, lectures and workshops, enabling these residents to transmit the knowledge obtained. The waste will be used in the low-cost composting system for the production of organic fertilizer, which will be used in a low-cost greenhouse for growing ornamental and food crops. The food will be destined for the own consumption and the surplus of the production, together with the ornamental plants will be commercialized, generating a source of income. In this way, it is expected to promote food security, improve sanitation conditions, prosperity and the welfare of the participating community.

Key-words: Organic food, Waste management, Economic autonomy, Urban agriculture, Composting.



1. INTRODUÇÃO

Em busca da criação das bases de uma sociedade sustentável é necessário alcançar a saúde coletiva da população em congruência com o uso racional de recursos, cuidado com os resíduos e a preservação do meio ambiente (BOFF, 2009). Como reconhecido pela Organização Mundial de Saúde, é importante ressaltar que a definição de saúde se estende as funções orgânicas regulares dos indivíduos, indo além da ausência de doenças, e sim resultante do equilíbrio do bem estar psicológico, das funções orgânicas e a satisfação econômica (FRANCO, 2006).

A expressão tecnologia social traz o sentido da utilização de conhecimentos por populações desfavorecidas que por muitas vezes não tem acesso ao conhecimento científico e também por perder as condições à reprodução de seu conhecimento tradicional. Ela promove a sustentabilidade econômica dessas comunidades que atende aos quesitos de simplicidade, baixo custo, fácil aplicabilidade e geração de impacto social, esse tipo de tecnologia se origina de um processo de inovação resultante do conhecimento (RODRIGUES; BARBIERI, 2008; GARCIA, 2014).

Por ter abrangência e impacto social, essa tecnologia busca reverter o quadro, colocando a economia a serviço da sociedade e na construção de alternativas de desenvolvimento e de organização social fundadas na solidariedade, inclusão social e abrangendo as áreas da educação, saneamento, energia, alimentação, habitação, saúde, renda, meio ambiente e justiça social, sendo necessário que a tecnologia social seja apropriada para a comunidade na geração de mudanças de comportamentos, atitudes e práticas que irá proporcionar transformações sociais, sendo a comunidade protagonista e não apenas a receptora da tecnologia (CALDAS et al., 2007; RODRIGUES E BARBIERI, 2008).

Um ponto de grande importância social é o envolvimento das universidades em projetos que envolvam a tecnologia social, segundo o Artigo 52, da Lei nº 9.394 (BRASIL, 1996), "as universidades são instituições pluridisciplinares de formação dos quadros profissionais de nível superior, de pesquisa, de extensão e de domínio e cultivo do saber humano". Portanto a função da universidade não é baseada somente na formação profissional científica de seus acadêmicos, mas, vai além, ao desenvolvimento humano e tendo a responsabilidade de desenvolver projetos voltados às demandas sociais, mediante a aplicação dos conhecimentos adquiridos em seu interior com projetos de pesquisa e extensão com o objetivo de aproximar a universidade da sociedade (FERNANDES; SILVA; MACHADO; MOREIRA, 2012). Um dos problemas enfrentados por comunidades urbanas é a questão do aumento da geração de resíduos sólidos.

A destinação incorreta dos resíduos sólidos urbanos pode causar impactos de ordem social, como o acúmulo em vias públicas devido a falta de dispositivos ou coleta, e ainda, a informalidade de catadores expostos a condições insalubres,

além da contaminação dos solos corpos hídricos, proliferação de vetores e poluição do ar (JACOBI E BESEN, 2011) . Além disso, o gerenciamento ineficiente leva ao desperdício de materiais que muitas vezes podem ser transformados em produtos com valor agregado, ao invés de apenas onerar custos com serviços de transporte, transbordo e aterramentos (CORRÊA et al., 2016).

Quanto aos aspectos no meio físico e biológico, os impactos podem ir além, podendo ocorrer poluição visual, proliferação de vetores, poluição do solo, do ar e dos recursos hídricos (BRAGA et al., 2002). Gouveia (2012) reforça o potencial de impactos em relação ao gerenciamento inadequado dos resíduos sólidos, tanto no meio ambiente quanto na saúde da população, incluindo inúmeras substâncias potencialmente tóxicas presentes nos resíduos com efeito de contaminar a água, solo e o ar e a exposição da população a essas áreas, assim como o potencial de geração de gases de efeito estufa (GEE). Frente a esses riscos, é necessária uma gestão dos resíduos sólidos seja eficiente ao ponto de maximizar os impactos positivos. Para tanto, conta-se com um marco legal, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, 2010) - que após vinte anos de tramitação no Congresso Nacional foi aprovada - onde foi estabelecida os princípios, objetivos e instrumentos necessários para possibilitar o avanço do país no que tange ao enfrentamento dos principais problemas ambientais, sociais e econômicos decorrentes do manejo dos resíduos sólidos.

Quanto à comunidade envolvida no presente projeto, foram identificados a baixa eficiência na etapa de armazenamento em container externos, que estão depredados ou subdimensionados. Em relação ao serviço de coleta pública, é do tipo convencional e não oferece opção para segregação de materiais recicláveis, ou ainda, vem apresentando frequência insuficiente. Segundo relato de moradores, apesar dos esforços coletivos e solicitações do serviço público, poucos avanços foram alcançados. Diante desse cenário, esse tem como objetivo a aplicação melhorias nas etapas de gerenciamento de resíduos, reciclagem in loco de materiais orgânicos e do uso do composto produzido.

Aliado a práticas de educação ambiental e capacitação das famílias envolvidas, é possível implementar um sistema que aproveita os restos e sobras de legumes, frutas e hortaliças, que por consequência produz um composto orgânico com boa qualidade agronômicas e diminui a quantidade de resíduos destinados os coletores externos e para coleta pública. No entanto, é essencial o envolvimento de todos os residentes quanto às práticas de segregação na fonte de geração (domicílios), que através da estrutura de gerenciamento e dos instrumentos de conscientização ambiental, serão orientados para selecionar que será aproveitado pela compostagem.



2. MATERIAIS E MÉTODOS

A comunidade participante deste projeto são os residentes de um condomínio de baixo custo que está localizado no município de Pelotas – Rio Grande do Sul. O residencial abrangido possui 240 apartamentos, garagens, praça e salão de festa comunitária. Em média residem quatro moradores por unidade habitacional, totalizando 960 moradores.

A execução do projeto será dividida em três etapas.

Etapa 1: Na primeira etapa do projeto foi efetuada uma visita aos moradores do condomínio, possibilitando a troca de experiências com os moradores e diálogos construtivos sobre as atividades posteriores. O contato com os moradores é fundamental porque é, nesse momento, que se demonstra a importância do trabalho e da participação de todos os atores. Nesta etapa também foi realizado um diagnóstico ambiental em relação a temática resíduos sólidos.

Etapa 2: Em seguida foi fornecidas duas oficinas, uma com os interessados em atuar em todas as etapas do trabalho, a fim de abordar temas específicos sobre o gerenciamento adequado dos resíduos sólidos, com ênfase na segregação seletiva, compostagem. A segunda oficina foi direcionada para as crianças do condomínio através de jogos e cinema seguindo a temática resíduos sólidos.

Etapa 3: Nesta etapa o enfoque será na instalação da infraestrutura necessária para que cada etapa do processo se desenvolva conforme a forma planejada. Ela iniciou com a distribuição dos dispositivos de acondicionamento (baldes de 5L) identificados com cor, rótulo e identificação específica para os resíduos orgânicos compostáveis. Em seguida, a instalação do sistema de compostagem, que através de microrganismos em condições aeróbias controladas, transforma o resíduo em composto orgânico rico em nutrientes e odor agradável. O sistema de baixo custo é realizado com processos simplificados, buscando a viabilidade de uma técnica simples e eficiente (PEREIRA NETO, 2007).



3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Visita aos moradores e Diagnóstico Ambiental

Através das atividades realizadas (Figura 1), foi possível constatar a relevância do trabalho no desenvolvimento de soluções efetivas, com a participação da comunidade, para a transformação socioambiental. Essa participação faz com que a comunidade se aproprie e se identifique com as mudanças sociais, sejam de comportamentos, atitudes e práticas, que irá proporcionar transformações na comunidade, sendo ela a protagonista e não apenas a receptora da tecnologia social (CALDAS et al., 2007, RODRIGUES; BARBIERI, 2008).

Na visitação e no diagnóstico ambiental houve a aceitação imediata por parte dos moradores, visto a ciência dos problemas oriundos da má eficiência no gerenciamento dos resíduos sólidos no Condomínio, o que compromete a qualidade de vida de seus habitantes. Segundo Zanta e Ferreira (2003) e Beltrão, Dutra e Nunes (2016) uma ineficiente gestão de resíduos sólidos causa sérios problemas ambientais, tais como poluição da água, do solo, do ar e impactando diretamente a qualidade de vida das pessoas. Porém, o maior problema é a falta de informação ou desconhecimento sobre a destinação correta dos resíduos.



Figura 1- Visita e diagnóstico ambiental com os moradores do condomínio
Fonte - autores (2020)

3.2 Oficinas

A oficina educativa para os moradores (Figura 2) obteve resultado satisfatório e ótima adesão dos participantes, através dela foi possível desenvolver debate e reflexão sobre a temática, reconhecendo, assim, que a metodologia utilizada nesse trabalho foi uma boa base para elaboração de capacitações dos mesmos (SANTOS et al., 2017).



Figura 2 – Oficina aplicada aos moradores do condomínio
Fonte – autores (2020)

Já em relação a oficina aplicada as crianças (Figura 3) foi essencial, através dela as crianças aprenderam sobre os impactos que os resíduos causam no meio ambiente, sobre a segregação dos resíduos sólidos e os possíveis tratamentos dos mesmos. A inserção dessas técnicas de aprendizagem (oficina) no cotidiano das crianças faz com que elas adquiram saberes, valores, conhecimentos e habilidades, que muitas vezes são repassados para suas famílias e escola (MOUTINHO; GODY, 2016).



Figura 3– Oficina aplicada para as crianças do condomínio
Fonte – autores (2020)

3.3 Processo de compostagem

A entrega dos baldes (Figura 4) aos moradores serviu para eles fazerem a segregação dos resíduos orgânicos em seus apartamentos, e logo, ser destinados a compostagem. É de extrema importância informar a população sobre a forma correta da segregação dos resíduos, pois quando a segregação é efetuada de maneira correta colabora a enviar para os aterros sanitários somente os rejeitos como é determinado pela PNRS, fazendo com os custos da coleta e de triagem sejam diminuídos (BRASIL, 2010; PINTO E MONDELLI, 2017).

Após a segregação, ocorreu o aproveitamento dos resíduos orgânicos pelo processo de compostagem (Figura 5), sendo uma alternativa ambientalmente correta através da degradação dos resíduos pela ação de microorganismos em ambien-

te úmido, aeróbio, com produção de água e dióxido de carbono (PEREIRA-NETO, 2007; PAULA et al., 2010). No final do processo de compostagem é gerado um produto de valor agronomico e ambiental denominado composto orgânico (ROSA et al., 2019).



Figura 4- segregação dos resíduos orgânicos
Fonte – autores (2019)



Figura 5 – processo de compostagem
Fonte – autores (2019)

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por ter abrangência e impacto social, esse trabalho foi de suma importância para o desenvolvimento comunitário e a organização social, fundadas na solidariedade, inclusão social e abrangendo as áreas da educação, saneamento, energia, alimentação, habitação, saúde e meio ambiente. Assim, o trabalho impactou de forma positiva os moradores na forma de gerenciar seus resíduos e na transformação da matéria orgânica em um produto de valor agregado evitando assim impactos ambientais.

Referências

- AQUINO, A. M.; ASSIS, R. L. **Agroecologia: princípios e técnicas para uma agricultura orgânica sustentável**. Brasília, DF: Embrapa. Informação Tecnológica, 2005.517p.
- ARAGÃO, J. W. M. DE; NETA, M. A. H. M.. **Metodologia Científica**. [recurso eletrônico]. Salvador: UFBA, Faculdade de Educação, Superintendência de Educação a Distância, 2017.
- BELTRÃO, M. R. DE M.; DUTRA, M. T. D.; NUNES, A. T. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis, v.4, n.2, p. 209 - 233, out. 2015/mar. 2016.
- BOFF, L. A opção-Terra: **A solução para Terra não cai do céu**. Rio de Janeiro: Record. 2009.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; Eiger, S. **Introdução a Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002.
- Brasil, Lei N. 12.305/2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. Brasília: 2010.

CALDAS, A; ALMEIDA, A.; LEAL, D.; MACHADO, V. Tecnologia Social: Cooperação Universidade/Comunidade para o Desenvolvimento Urbano Regional e Local Sustentável. RDE - **Revista de Desenvolvimento Econômico**, Salvador, v.9, n.16, dez. 2007.

CORRÊA, E. Kunde; CORRÊA, L .B. **Gestão de Resíduos Sólidos III**. 1. ed. Pelotas: Editora da Universidade Federal de Pelotas, 2016. v. 1. 132p. 9.

FERNANDES, M.C; SILVA, L.M.S; MACHADO, A.L.G; MOREIRA, T. M. M. Universidade e a extensão universitária: a visão dos moradores das comunidades circunvizinhas. : a visão dos moradores das comunidades circunvizinhas. **Educação em Revista**, [s.l.], v. 28, n. 4, p. 169-194, dez. 2012.

FRANCO, D. **O homem integral**. Editorial Leal. 2006. 158 p.

GARCIA,S.G. A tecnologia social como alternativa para a reorientação da economia. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 82, n. 28, p.251- 276, 2014. 11.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência & Saúde Coletiva**, São Paulo, v. 17, n. 06, p.1503-1510, 2012.

GUIDONI, L. L. C; MARQUES, M. R.; MONCKS, R. B.; BOTELHO, F. T.; DA PAZ, M. P. CORRÊA, L. B.; CORRÊA, É. K. Home composting using different ratios of bulking agent to food waste. **Journal of Environmental Management**, v.207, .141-150, 2018.

JACOBI, P.R; BENSON, G.R. Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. **Estudos Avançados**, V.25 n.71, p. 135-158, 2011.

MOUTINHO, A.T; RODRIGUES, Denise Celeste Godoy de Andrade. ECO OFICINAS: uma proposta para a reutilização de materiais descartados na escola. : Uma proposta para a reutilização de materiais descartados na escola. **Revista Educação, Artes e Inclusão**, [s.l.], v. 12, n. 2, p. 158-189

PAULA, L. G. A.; CESAR, V. R.; OLIVEIRA, P. E. S.; Avaliação da Compostagem de Resíduos Orgânicos da Área Verde do Campus Marechal Deodoro. In: V CONGRESSO NORTE-NORDESTE DE PESQUISA E INOVAÇÃO, 2010, Maceió. **Anais...** UFA, 2010.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. Editora UFV, 2007. 81p. 14.

PINTO, R. A. F. R; MONDELLI, G. Potencial de recuperação de recicláveis em um condomínio residencial de grande porte de São Caetano do Sul. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 4, p. 647-656, 2017.

RODRIGUES, I; BARBIERI, J.C. A emergência da tecnologia social: revisitando o movimento da tecnologia apropriada como estratégia de desenvolvimento sustentável. **Revista de Administração Pública**, Rio de Janeiro, v.6, n.42, p.1069-1094, nov. 2008.

ROSA, L. O; SOUZA, T.P; OLIVEIRA, V. F; CORRÊA, L. B; CORRÊA,E. K. Valorização dos resíduos orgânicos do setor de hortifrutigranjeiro pelo processo de compostagem doméstica. **Semioses**, [s.l.], v. 13, n. 2, p. 1-12, 10 jun. 2019

SANTOS, V.F; PIRES, C.R.F; KATO, H. C; SOUSA D.N. Proposta metodológica para formação de merendeira das escolas públicas do município de Palmas – TO. **Revista ELO - Diálogos em Extensão**, V. 06, n. 03 - dez. 2017.

ZANTA, V. M; FERREIRA, C. F. A. **Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos. In: Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro. ABES, RIMA. p.1-16. 2003.



**FUNGOS MICORRÍZICOS
ARBUSCULARES EM DIFERENTES
VEGETAÇÕES NO MUNICÍPIO DE SÃO
LUÍS, MARANHÃO**

ARBUSCULAR MYCORRHIZAL FUNGI IN DIFFERENT VEGETATION TYPE
IN SÃO LUÍS CITY, MARANHÃO

**Maria Darlys Bastos Lima
Layla Gabrielle Silva Oliveira
Luana Corrêa Silva
Camila Pinheiro Nobre**

Resumo

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMA), filo Glomeromycota, através da simbiose micorrízica potencializam a absorção de água e nutrientes do solo e permitem que as plantas apresentem maior resistência a estresses bióticos e abióticos. Este efeito nutricional provocado pelos FMA auxilia a manutenção das plantas em ambientes sob interferência humana como os agroambientes. Este estudo teve como objetivo avaliar a riqueza, composição da comunidade e atividade de fungos micorrízicos arbusculares em diferentes coberturas vegetais na Fazenda Escola da faculdade de Agronomia - UEMA, São Luís. Coletas de solo (0-20 cm) foram realizadas durante o período seco (nov/18) e período chuvoso (fev/19) em três coberturas vegetais (Floresta nativa - FN, Plantio de manga - M, e Sistema Agroflorestal - SAF). O delineamento experimental foi caracterizado como inteiramente casualizado em esquema fatorial 2x3 (duas épocas x três coberturas) com oito repetições. Foi determinada a densidade de glomerosporos, a identificação morfológica das espécies de FMA presentes na área de estudo e os teores de glomalina das frações facilmente extraível e total. Testes de homogeneidade foram aplicados às variáveis e, posteriormente, submetidas ao teste de Tukey ($p < 0,05$). A área do SAF apresentou maior densidade de glomerosporos. Na área de estudo foram identificadas 33 espécies de FMA distribuídas em sete famílias e nove gêneros, sendo o gênero *Acaulospora* o mais representativo. A maior riqueza de espécies foi observada no período seco e no SAF, enquanto a similaridade entre as áreas é superior na época chuvosa. Os teores de glomalina de ambas as frações sofrem redução no período chuvoso com a maior atividade dos FMA observada na época seca na floresta. Tanto a sazonalidade quanto a cobertura vegetal afetam a densidade de glomerosporos, a riqueza, atividade e composição da comunidade de FMA. Áreas menos perturbadas, como a floresta nativa, apresentam baixa esporulação e maiores teores de glomalina.

Palavras chave: Atividade microbiana, Bioindicadores, Riqueza, Uso da terra.

Abstract

Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF), Glomeromycota, through mycorrhizal symbiosis enhance the absorption of water and nutrients from soil and allow plants to have greater resistance to biotic and abiotic stresses. This nutritional effect caused by the AMF helps to maintain plants in environments under human interference such as agri-environments. This study aimed to evaluate the richness, community composition and activity of arbuscular mycorrhizal fungi in different vegetation types at Fazenda Escola of Agronomy College - Maranhão State University (UEMA), São Luís. Soil samples (0-20 cm) were performed during dry period (Nov / 18) and rainy season (Feb / 19) in three vegetation types (Native forest - FN, Mango planting - M, and Agroforestry system - SAF). The experimental design was completely randomized in a 2x3 factorial scheme (two seasons x three vegetation types) with eight replications. The density of glomerospores, morphological identification of the AMF species present in the study area and the glomalin contents of easy extractable and total fractions were determined. Homogeneity tests were performed to the variables and subsequently subjected to Tukey test ($p < 0.05$). The SAF area presented higher density of glomerospores. In the study area, 33 AMF species were identified, distributed in seven families and nine genera, with the *Acaulospora* genus being the most representative. The greatest species richness was observed in the dry period and in the SAF, while the similarity between the areas is higher in rainy season. Glomalin contents of both fractions are reduced in the rainy season with the highest activity of AMF observed in dry season on native forest. Seasonality and vegetation cover affect glomerospores density, richness, activity and composition of AMF community. Areas with less disturb, such as the native forest, have lower sporulation and higher levels of glomalin.

Key-words: Microbial activity, Bioindicators, Richness, Land use.



1. INTRODUÇÃO

O solo é um habitat que oferece ambiente favorável para um diverso conjunto de microrganismos, os quais se envolvem em vários processos chave no ecossistema (FERREIRA, 2010). Dentre os variados grupos de microrganismos que habitam o solo, os fungos micorrízicos arbusculares (FMA), pertencentes ao filo *Glomeromycota* (SCHÜSLER et al., 2001), são cosmopolitas e biotróficos obrigatórios (BEDINI et al., 2007), ou seja, só conseguem completar seu ciclo de vida na presença de uma planta hospedeira compatível (KUYPER et al., 2004). Destacam-se por serem importantes componentes da comunidade microbiana do solo, tanto em sistemas naturais como em agroecossistemas (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Os ecossistemas naturais demonstram uma relação harmoniosa entre a cobertura vegetal e os atributos químicos, físicos e biológicos do solo, resultante de processos essenciais de ciclagem de nutrientes, decomposição e acumulação da matéria orgânica (SILVA et al., 2007). No entanto, as atividades agrícolas promovem modificações nesses atributos, e provocam, na maioria das vezes, impacto ambiental negativo, como exemplo citam-se as alterações na densidade e diversidade da comunidade de FMA (CARRENHO et al., 2010). O grau de impacto está diretamente relacionado com o manejo de culturas, práticas agrícolas, mecanização do solo e coberturas vegetais (SILVA et al., 2007).

Segundo Berbara et al. (2006), os fungos micorrízicos arbusculares influenciam a diversidade e abundância de comunidades vegetais, bem como processos relacionados à estabilidade de ecossistemas, ao participarem de forma ativa e significativa na dinâmica do carbono e agregação do solo. Os FMA produzem uma glicoproteína, denominada glomalina (RILLIG et al., 2005; STEINBERG; RILLIG, 2010), que tem sido relacionada com a capacidade de favorecer a formação de agregados do solo, através das hifas extra radiculares (PURIN; KLAUBERG FILHO, 2010). Esta proteína também está relacionada com a atividade dos organismos do filo *Glomeromycota* (PURIN; RILLIG, 2007). Sua quantificação é um importante indicador de mudanças causadas pelo uso do solo, podendo ser utilizada para demonstrar a qualidade e reabilitação do solo perturbado (RILLIG et al., 2003).

A diversidade de FMA global ainda é considerada baixa, mesmo com sua importância ecológica para a comunidade vegetal. Atualmente, 322 espécies estão descritas no mundo (GOTO; JOBIM, 2020), sendo que 263 ocorrem no Brasil e 126 espécies relatadas na região Nordeste (SILVA et al., 2014). O Estado do Maranhão, mesmo figurando entre os dez maiores estados do Brasil e o segundo maior território da região Nordeste (IBGE, 2014), apresenta escassez nos estudos sobre fungos micorrízicos arbusculares. Na literatura, apenas quatro estudos oriundos da região amazônica do estado são encontrados totalizando 70 espécies registradas no Maranhão (NOBRE et al., 2010; SILVA, 2010; NOBRE et al., 2018; REYES et al., 2019).



Diante disso, estudos de diversidade de fungos micorrízicos arbusculares são de grande importância e a ampliação do conhecimento desses organismos no Maranhão pode potencializar o descobrimento de novas espécies elevando o registro de FMA para o estado.

Dessa forma, considerando a multiplicidade de papéis que os FMA desempenham nos sistemas solo-planta, estes fungos são vistos como indicadores de qualidade do solo e por isso podem ser utilizados para identificar áreas com diversos graus de perturbações. Devido à escassez de informações sobre a comunidade de FMA no Município de São Luís – Maranhão, este trabalho teve por objetivo avaliar a diversidade e atividade de fungos micorrízicos arbusculares em diferentes coberturas vegetais na Fazenda Escola, São Luís.

2. MATERIAL E MÉTODOS

As áreas amostrais estão localizadas na Fazenda Escola de São Luís (FESL), situada nas dependências da Universidade Estadual do Maranhão- UEMA, no município de São Luís- MA (Figura 1), apresenta uma vegetação típica de floresta amazônica, com coordenadas geográficas 2°35'27.1"S; 44°12'33.8W. O clima é classificado como tropical quente e semi-úmido da zona equatorial, com temperaturas que variam de 22°C a 32°C (SANTANA; BERNUCCI, 2016).

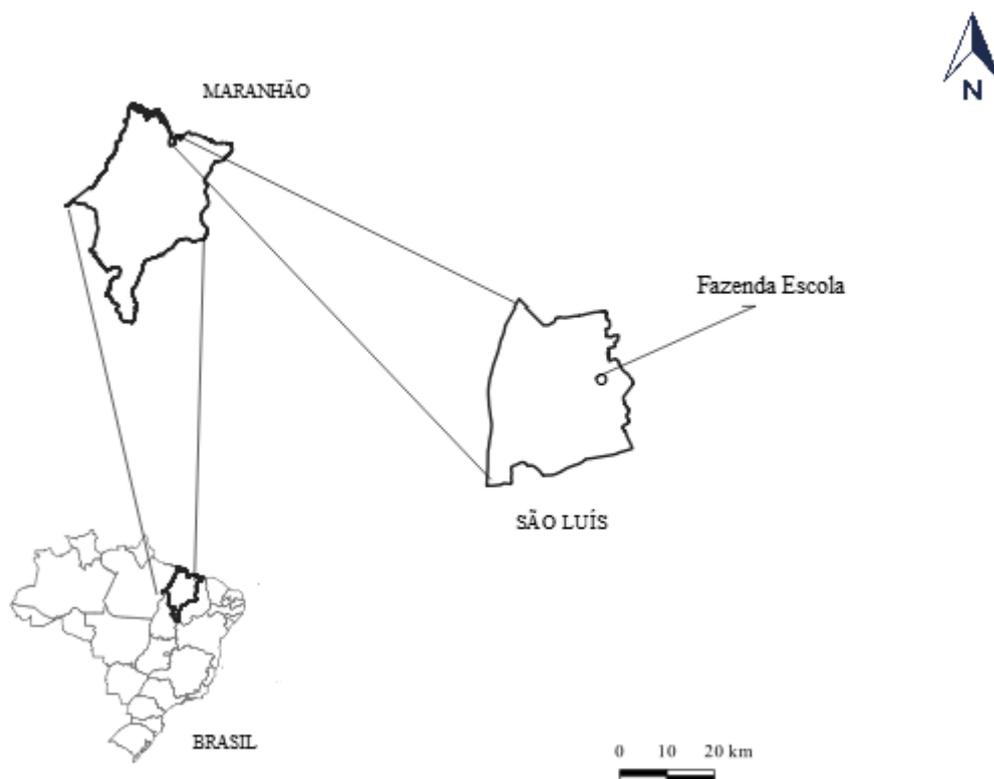


Figura 1 – Localização da Fazenda Escola, São Luís- Maranhão
Fonte: Lima, M.D.B. (2019)

Foram escolhidas três áreas da Fazenda Escola, sendo elas: floresta nativa (FN), plantio de manga (M) e sistema agroflorestal (SAF) composto por açaí e banana. As coletas foram realizadas no fim da época seca (novembro/2018) e durante a época chuvosa (fevereiro/2019). Em cada área, de forma aleatória e próximo aos hospedeiros vegetais, foram coletadas oito amostras compostas de solo (formadas por três amostras simples), na profundidade 0-20 cm, totalizando 24 amostras por época do ano. O delineamento experimental foi caracterizado como inteiramente casualizado em esquema fatorial 2x3 (duas épocas x três coberturas) com oito repetições.

Os esporos de FMA foram extraídos de 50 g de solo conforme a metodologia de peneiramento úmido (GEDERMANN; NICOLSON, 1963) e centrifugação com sacarose (JENKINS, 1964). Posteriormente, os esporos foram contados em placa canaleta com auxílio de lupa estereomicroscópio e separados por cor e tamanho para montagem de lâminas sob resina Polivinil LactoGlicerol (PVLG) e PVLG+Reagente de Melzer (1:1) e tiveram suas características morfológicas avaliadas para posterior identificação. Os dados foram comparados com descrições das espécies disponíveis na internet e classificados de acordo com a proposta por Oehl et al. (2011).

A determinação dos teores de proteína do solo reativa ao Bradford (BRSP) em suas duas frações (facilmente extraível e total) foi realizada de acordo com metodologia proposta por Wright e Upadhyaya (1996). Os teores de proteína foram quantificados pelo método de determinação de proteínas de Bradford (BRADFORD, 1976) com uso de espectrofotômetro e a curva padrão foi construída com albumina bovina (BSA- Sigma Aldrich®).

Os dados foram analisados por meio de estatística univariada (ANOVA, teste de Tukey). Para as análises estatísticas foi utilizado o programa Assistat 7.7 e para a confecção do gráfico o programa SigmaPlot 10.0.



3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O número total de glomerosporos variou de 52 a 108 em 50 gramas de solo durante o período seco e entre 50 a 101 glomerosporos por 50 gramas de solo no período chuvoso (Figura 2).

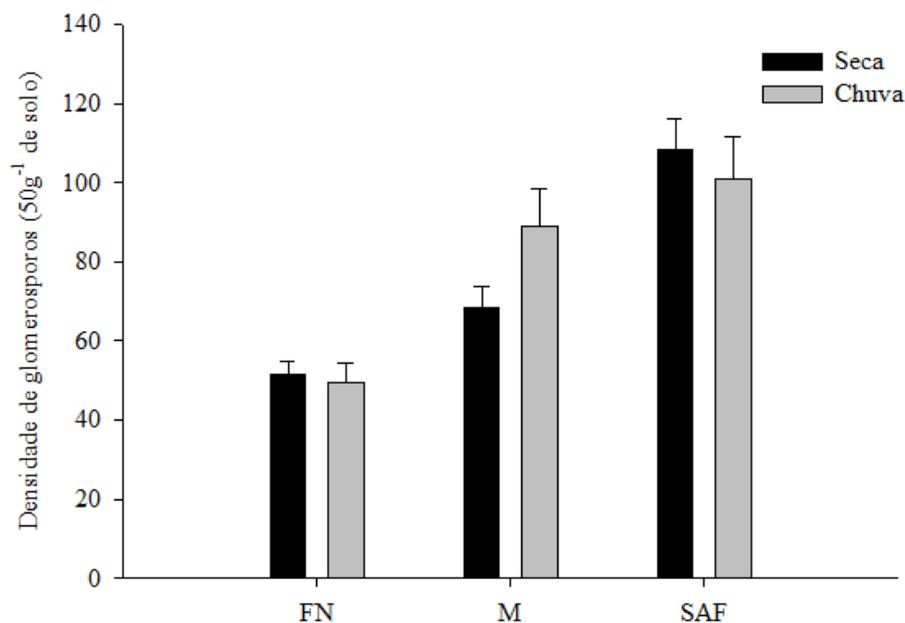


Figura 2- Número de glomerosporos (50g de solo) em áreas de floresta (FN), plantio de manga (M) e Sistema Agroflorestal (SAF) em função da época de coleta (seca – nov/2018 e chuva – fev/2019) na Fazenda Escola, São Luís - MA.

Não foi observada interação significativa entre as coberturas e as épocas avaliadas. Entretanto, houve diferença estatística significativa ($p > 0,001$) entre as coberturas vegetais, sendo o SAF a área com maior densidade de propágulos fúngicos em ambas as épocas estudadas (105 glomerosporos em 50g de solo) enquanto a área de floresta apresentou menores densidades de glomerosporos em 50 gramas de solo (51).

A densidade de plantas e sua riqueza não sofreram variações entre as épocas amostrais, fato que pode ter contribuído para manter a densidade de esporos de FMA similar. Apesar de não haverem diferenças estatísticas significativas entre a quantidade de esporos, época do ano e coberturas, observou-se tendência de maior produção de glomerosporos na época seca, com exceção da área de plantio de manga. Estresses abióticos e o tipo manejo são relacionados com a produção de glomerosporos (GUADARRAMA; ALVAREZ-SÁNCHEZ, 1999). Alguns autores reportam o estímulo na esporulação e, conseqüente maior densidade de glomerosporos, no período seco como estratégia de sobrevivência adotada por diferentes espécies de FMA (DEEPIKA; KOTHAMASI, 2014; SILVA et al., 2015; REYES et al., 2019). Caproni et al. (2005) indicam que a redução destes propágulos no período chuvoso pode ocorrer devido a germinação, sendo mais abundantes outras estruturas, como as hifas.

Estudo de Costa (2010), em sistemas agroflorestais de duas comunidades rurais do Amazonas, verificou a não variação da esporulação entre os períodos chuvoso e seco, fato que corrobora com nossos resultados. Resultados semelhantes foram encontrados por Nobre et al. (2010), onde os sistemas em aléias estudados possuíam tendência a estimular a produção de glomerosporos na época chuvosa.

Sousa et al., (2013) verificaram aumento da esporulação em áreas com SAFs em detrimento de áreas com forma tradicional de uso (monocultura). Os benefícios dos sistemas agroflorestais como: favorecimento de processos microbiológicos, melhoria de propriedades físicas do solo, além da redução de perdas e estímulo da entrada de nutrientes, água e matéria orgânica nos solos (LOSS et al., 2009) pode ter influenciado as áreas de SAF na produção de glomerosporos quando comparada às outras coberturas estudadas.

Estudo realizado por Souza et al. (2010), em áreas de sistemas agroflorestais e conservados em Rondônia relataram as áreas de SAF com três vezes mais glomerosporos quando comparadas à mata primária, fato similar ao observado no presente estudo onde a área de SAF apresentou o dobro do número de esporos de FMA quando comparado com a FN.

Trabalhos desenvolvidos sobre FMA em áreas preservadas mostram que a densidade de glomerosporos é baixa (CAPRONI et al., 2005; MERGULHÃO et al., 2014). Os resultados obtidos nesse trabalho corroboram com Caproni et al. (2017) que notaram a baixa densidade de esporos em ecossistema de mata nativa. A baixa densidade de propágulos de FMA em floresta pode ser explicada pelo fato da comunidade micorrízica ser composta de espécies mais adaptadas àquelas situações e possuírem menor competição por nichos, dando garantia de sobrevivência das espécies com baixa produção de esporos (CAPRONI et al., 2003).

Estudos com FMA e fruteiras se concentram nos benefícios da simbiose micorrízica (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; PINHEIRO et al., 2019). Entretanto, alguns poucos estudos avaliam a densidade de glomerosporos nativos nos solos. Cuenca e Meneses (1996), estudando plantações de cacau na Venezuela, verificaram maior quantidade destes propágulos de FMA quando comparados aos observados no presente estudo. Da mesma forma, Bonfim et al. (2010) verificaram densidade de glomerosporos superior às deste estudo em plantio de cafeeiro a pleno solo na Bahia. O escasso manejo na área de plantio de mangueira da Fazenda Escola, eventual poda e limpeza de plantas espontâneas, podem refletir na baixa esporulação dos FMA tais como acontece em áreas preservadas (CAPRONI et al., 2005).

Foram identificadas 33 espécies de FMA distribuídas em sete famílias (Acaulosporaceae, Ambisporaceae, Dentiscutataceae, Gigasporaceae, Glomeraceae, Racocetraceae e Scutellosporaceae) e nove gêneros: *Acaulospora*, *Ambispora*, *Dentiscutata*, *Fuscutata*, *Gigaspora*, *Glomus*, *Funneliformis*, *Cetraspora* e *Scutellospora* (Tabela 01).



Espécies	SECA							CHUVA						
	FN	FNfi	M	Mfi	SAF	SAFfi	IF	FN	FNfi	M	Mfi	SAF	SAFfi	IF
<i>Ambispora appendicula</i>	-	-	-	-	X	C	E	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acaulospora excavata</i>	-	-	-	-	X	C	E	-	-	-	-	-	-	-
<i>A. foveata</i>	-	-	-	-	X	C	E	-	-	-	-	X	C	E
<i>A. herrerae</i>	X	MC	X	C	X	MC	G	X	C	X	C	X	C	G
<i>A. melleae</i>	-	-	X	D	-	-	E	-	-	X	C	X	C	I
<i>A. morrowiae</i>	X	D	X	D	X	D	G	X	MC	X	MC	X	D	G
<i>A. reducta</i>	-	-	-	-	X	C	E	X	C	-	-	-	-	E
<i>A. scrobiculata</i>	X	D	X	D	X	MC	G	X	C	X	MC	X	D	G
<i>A. spinosa</i>	X	C	-	-	-	-	E	-	-	-	-	-	-	-
<i>A. tuberculata</i>	-	-	-	-	X	C	E	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acaulospora</i> sp1	-	-	X	C	X	MC	I	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acaulospora</i> sp2	-	-	-	-	-	-	-	X	C	-	-	X	MC	I
<i>Funneliformis halonatum</i>	X	C	-	-	-	-	E	-	-	X	C	-	-	E
<i>Funneliformis geosporum</i>	X	C	-	-	X	C	E	-	-	X	C	-	-	E
<i>Glomus glomerulatum</i>	X	D	X	D	X	D	G	X	D	X	D	X	D	G
<i>G. macrocarpum</i>	X	D	X	C	X	MC	G	X	MC	X	MC	X	MC	G
<i>G. truffemii</i>	X	C	-	-	X	C	I	-	-	-	-	X	C	E
<i>Glomus</i> sp1	X	C	X	C	X	C	G	-	-	-	-	-	-	-
<i>Glomus</i> sp2	X	C	-	-	X	C	I	X	C	X	MC	X	C	G
<i>Glomus</i> sp3	X	C	X	C	-	-	I	X	C	-	-	-	-	E
<i>Glomus</i> sp4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Glomus</i> sp5	-	-	-	-	-	-	-	X	C	-	-	-	-	E
<i>Gigaspora margarita</i>	-	-	-	-	X	MC	E	-	-	X	C	X	MC	I
<i>Gigaspora</i> sp	X	C	-	-	X	C	I	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cetraspora pellucida</i>	X	D	-	-	X	C	I	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fuscutata aurea</i>	-	-	-	-	X	C	E	X	C	-	-	X	C	I
<i>F. savannicola</i>	-	-	-	-	X	C	E	-	-	-	-	-	-	-
<i>F. rubra</i>	-	-	-	-	X	C	E	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scutellospora calospora</i>	-	-	-	-	X	C	E	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scutellospora</i> sp1	X	C	-	-	-	-	E	X	C	X	C	-	-	I
<i>Scutellospora</i> sp2	X	C	-	-	X	C	I	X	C	-	-	X	C	I
<i>Dentiscutata scutata</i>	-	-	X	C	-	-	E	-	-	-	-	-	-	-
Riqueza ambiente	14		10		23			13		11		13		
Riqueza estação				29							19			
Riqueza total							33							

Tabela 1 – Espécies de Fungos Micorrízicos Arbusculares durante épocas seca (nov/18) e chuvosa (fev/19) em Sistemas Agrofloretais (SAF), Floresta (FN) e Plantio de Manga (M) na Fazenda Escola de São Luís (MA), classificação segundo sua frequência de ocorrência (Fi) em Dominante (D), Muito Comum (MC), Comum (C) e Rara (R) e; classificação segundo índice de frequência (Generalistas – G, Intermediárias – I e Exclusivas – E).

Dos gêneros registrados, os mais representativos em relação ao número de espécies foram *Acaulospora* e *Glomus* com onze e oito espécies, respectivamente. A dominância destes gêneros no presente estudo, corrobora com os dados de Santos et al. (2018) e Reyes et al. (2019) ao avaliarem a comunidade de fungos micorrízicos em ecossistemas de mata seca e no bioma amazônico, respectivamente. Ambos os gêneros dominantes possuem ocorrência generalizada em diversos biomas brasileiros e outras regiões tropicais (SOUZA et al., 2010; STÜRMER; SIQUEIRA, 2011; SILVA et al., 2014; TREJO et al., 2016; CAPRONI et al., 2017; REYES et al., 2019), sendo comuns em ambientes naturais e com algum manejo (AIDAR et al., 2004).

De acordo com Aidar et al. (2004), espécies desses gêneros são comuns tanto em ambientes naturais como manejados. Essa dominância se relaciona com o fato de que espécies desses gêneros apresentam maior adaptabilidade, demonstrando ter capacidade de sobreviverem sob condições adversas em diversos ambientes (BEZERRA, 2017).

A dominância destes gêneros no presente estudo, corrobora com os dados de Santos et al. (2018) ao avaliarem a comunidade de fungos micorrízicos em ecossistemas de mata seca. Esses autores discutem que a predominância de esporos pequenos, como os de *Acaulospora* e *Glomus*, pode ser uma adaptação ao estresse hídrico, além de serem considerados os gêneros que apresentam grande número de espécies descritas. Em alguns ambientes, a dominância de um ou mais gêneros de FMA pode ser resultante a vários fatores ambientais, como características físicas e químicas do solo, morfofisiológicas da planta, compatibilidade entre o hospedeiro e espécies de FMA (ZANGARO; MOREIRA, 2010).

A dominância do gênero *Glomus* foi encontrada em pesquisa realizada em áreas com diferentes usos no Senegal (DUPONNOIS et al., 2001). Essa dominância se dá devido ao maior número de espécies conhecidas para esse gênero e maior adaptação à diversas condições ambientais (LOSS et al., 2009), além de ser um gênero r estrategista que produz pequenos esporos (ZHAO; ZHAO, 2007). Nossos resultados corroboram com os obtidos por Nobre et al. (2018) e Martins et al. (2019) onde o gênero mais representativo foi *Acaulospora*.

Dentre todas as espécies de FMA encontradas, apenas *Acaulospora herrerae*, *A. morrowiae* e *A. scrobiculata* possuíram ocorrência generalizadas em todas as áreas e épocas. De acordo com Souza et al. (2010) essas espécies são comuns em diferentes ambientes no Brasil, desde florestas a agrossistemas. A ocorrência de espécies generalistas em diversos tipos de ambiente indica grande adaptação aos ambientes submetidos a diferentes estresses (BEZERRA, 2017).

Dos 33 morfotipos de FMA registrados nas áreas de estudo, somente 10 foram identificados apenas ao nível de gênero. Avaliando os demais levantamentos de



espécies de FMA realizados no Maranhão e contabilizando apenas os táxons identificados em nível de espécie, a riqueza atual de espécies de FMA para o estado passa de 35 para 39 espécies de fungos micorrízicos arbusculares (Nobre et al., 2010; Nobre et al., 2018; Reyes et al., 2019).

Quanto à riqueza de espécies, o SAF foi o ambiente com maior riqueza, seguido da floresta e plantio de manga. Nobre et al. (2010), Souza et al. (2010) e Martins et al. (2019) corroboram com os resultados quando verificaram que o SAF foi a área com maior riqueza. Da mesma forma, estudo de Perlatti (2010) verificou que área de mata apresentou maior número de espécies FMA quando comparado ao cultivo de gravioleira, uma frutífera como a mangueira.

Em relação à sazonalidade, a maior riqueza de espécies foi observada no período seco com 29 espécies identificadas e 19 espécies observadas na estação chuvosa. Resultados similares foram obtidos por Silva et al. (2016) em áreas de mata atlântica, encontraram um total de 27 espécies, sendo 19 observadas na época seca e 16 na época chuvosa. Caproni et al. (2003) ao estudar a ocorrência de FMA em áreas revegetadas após mineração de bauxita, verificaram que de 57 espécies no total, 53 ocorreram no período seco e 39 espécies na época chuvosa, indicando uma maior diversidade em períodos de estresse hídricos.

Santos et al. (2014) também verificaram a variação da riqueza das espécies de FMA de acordo com a época do ano. Esses autores observaram menor riqueza de espécies no período chuvoso, que pode ser relacionado com o fato de que no inverno a comunidade de FMA se apresenta menos complexa, sendo que apenas as espécies mais resistentes às condições de déficit hídrico continuam apresentando estruturas de reprodução e dispersão.

Gomide et al. (2014) discutem que a frequência de ocorrência indica o quanto uma espécie é distribuída na área amostral, determinando seu grau de especificidade, apontando se ela é comum ou rara dentro de um ecossistema. No presente estudo, espécies como *A. spinosa* (período seco) e *Glomus* sp 5 (período chuvoso) foram encontradas exclusivamente na área da Floresta. Na área de plantio de manga *Dentiscutata scutata* foi exclusiva no período seco. Já na área de SAF as espécies exclusivas foram *Ambispora apendiculla*, *Acaulospora excavata*, *A. tuberculata*, *Fuscutata savannicola*, *F. rubra*, *Gigasporasp.* e *Scutellospora calospora*.

Dezenove espécies de FMA apresentaram-se como comuns nas áreas estudadas, independente da época do ano. Apenas a espécie *Glomus glomerulatum* obteve ocorrência dominante em todas as áreas e épocas. As demais espécies tiveram frequência de ocorrência variando entre muito comum a dominante.

O índice de similaridade de Sorensen, em ambas as épocas, os ambientes com maior similaridade entre si foram FN e SAF. Durante a época seca foi possível observar a similaridade de 57,89% entre as áreas de SAF e FN, enquanto esses dois ambientes com a área de plantio de manga tiveram similaridade de 49,21%.



Na época chuvosa, observa-se o aumento da similaridade entre as áreas. Floresta e SAF têm 62,23% de similaridade, enquanto a área de manga possui 62,5% de similaridade entre as demais áreas. O estudo de Prates Junior (2014) verificou que os sistemas agroecológicos apresentaram padrão intermediário de similaridade entre os fragmentos de mata em ambos os períodos estudados, corroborando com os resultados obtidos neste trabalho.

Em relação aos teores de glomalina facilmente extraível, durante a época seca foi observado maior teor desta fração protéica quando comparado com a época chuvosa (Figura 3). Na época seca, o ambiente com maior quantidade de GFE depositada foi FN, seguido pelo plantio de manga e SAF. Enquanto na época chuvosa não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre as áreas estudadas.

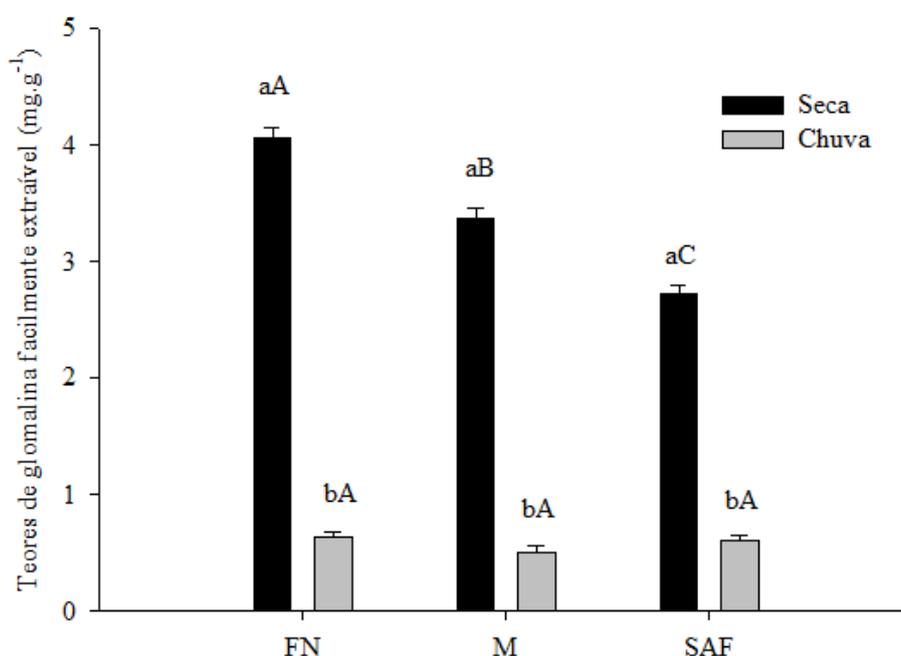


Figura 3 – Teores de glomalina facilmente extraível (mg.g⁻¹ de solo) em áreas de floresta (F), plantio de manga (M) e SAF em função da época de coleta (seca – nov/2018 e chuva – fev/2019) na Fazenda Escola, São Luís – MA.

* Letras minúsculas comparam a mesma cobertura entre as épocas do ano enquanto as letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre as coberturas numa mesma época do ano.

A fração de GFE se relaciona com a atividade dos FMA nos solo. Segundo o comportamento observado nas áreas estudadas, o ambiente da Floresta teve maior atividade dos FMA durante a época seca, isso pode ser associado com o fato de que em período estressante há maior acúmulo de glomalina recentemente depositada.

Os resultados obtidos nesse trabalho corroboram com Nobre et al. (2015) que verificaram que na área de mata os teores de glomalina eram mais elevado (9,25 mg.g⁻¹ de solo) quando comparado com o Pasto e SAF, favorecendo maior deposição de glomalina e o número de esporos reduzidos em sistema menos perturbado.

Em áreas de Mata Atlântica, Silva et al. (2016) observaram que a área de floresta apresentaram maiores teores de glomalina na época seca.

Alguns autores reportam que a produção de glomalina pode ser influenciada pelo sistema do uso do solo, tendo maior teor de glomalina em ambiente nativos do que em ambientes manejados (RILLIG et al., 2003; CARDOSO, 2017). De acordo com Cardoso (2017), em ambientes que não sofrem perturbações oferece condições favoráveis ao crescimento fúngicos, promovendo a produção de glomalina. Além disso, a ausência de atividade em solos nativos preserva a integridade das hifas que são estruturas produtoras de glomalina, bem como, beneficia a formação de agregados estáveis (SOUSA et al., 2012).

Os teores de glomalina total foram estatisticamente diferentes entre as estações, apresentando valores mais elevados na época seca ($6,07 \text{ mg.g}^{-1}$ de solo) quando comparado com a época chuvosa ($3,64 \text{ mg.g}^{-1}$ de solo), redução de quase 50% entre as épocas. Em relação às áreas estudadas, não houve diferença estatística significativa (Figura 4). Mesmo não sendo observadas diferenças estatísticas significativas, a área de SAF apresentou tendência a estimular os FMA a produzirem glomalina.

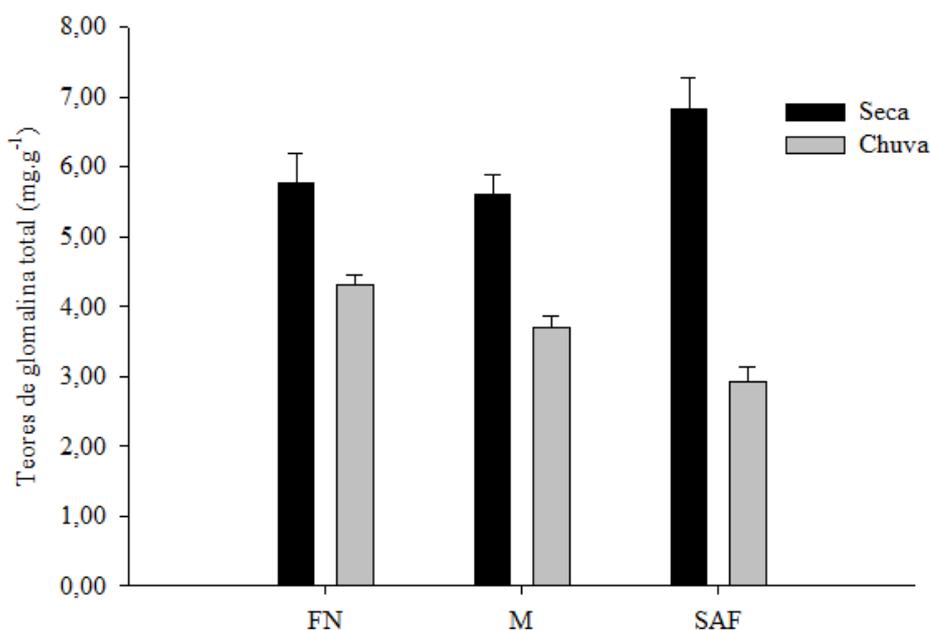


Figura 4 – Teores de glomalina total (mg.g^{-1} de solo) em áreas de floresta (F), plantio de manga (M) e SAF em função da época de coleta (seca – nov/2018 e chuva – fev/2019) na Fazenda Escola, São Luís – MA

Resultados similares foram encontrados por Tavares (2011) que verificaram maior teor de glomalina total na área de SAF, tal fato pode ser explicado devido à diversidade de espécies vegetal presentes em área de sistema agroflorestal podem favorecer a produção de glomalina. Emran et al. (2012) ao estudar as variações dos teores da proteína no Nordeste da Espanha verificaram resultado similar aos obtidos neste trabalho, com aumento dos teores no período seco e diminuição no período chuvoso. Isso pode ser relacionado com o fato de que em períodos estressantes, as hifas dos fungos micorrízicos arbusculares seriam estimuladas a buscar

água para se manter até as condições favoráveis voltarem. A maior produção de glomalina no período seco também é relacionada com o acúmulo de matéria orgânica proveniente do período chuvoso, já que esta proteína é correlacionada positivamente com a matéria orgânica do solo (SILVA, 2014).

A quantidade de glomalina total encontrada nesse estudo são superiores às observadas por Da Silva et al. (2012) em área degradada por extração de argila e revegetada com eucalipto e Acácia. Tanto a GFE quanto a GT sofreram variação sazonal, apresentando teores mais elevados na época seca, corroborando com os resultados obtidos por Nobre et al. (2015) em estudo na Chapada do Araripe (CE).

De modo geral, a produção de glomalina ainda não é compreendida e nem os fatores que a afetam. Embora as frações de glomalina (total e facilmente) sejam produzidas por FMA, elas compreendem reservatórios com diferentes taxas de reposição e estabilidade (LIMA et al., 2013). Supõe-se que os fatores do solo que influenciam os FMA também afetam na produção de glomalina (BIRD et al., 2002), acredita-se que o tipo de vegetação, espécies de FMA e os fatores do solo sejam responsáveis pelos teores de glomalina (LOVELOCK et al., 2004; DRIVER et al., 2005; SILVA et al., 2014). De acordo com Pereira et al. (2012) essa proteína coopera na estabilidade e agregação do solo realizando importante papel para microbiota edáfica participando da ciclagem do carbono.

4. CONCLUSÃO

A sazonalidade e cobertura vegetal afetam a densidade de glomerosporos, a riqueza, atividade e composição da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares.

O nível de perturbação da área reflete a esporulação e a produção de glomalina pelos FMA.

O sistema agroflorestal estimula a produção de glomerosporos e a riqueza de espécies de fungos micorrízicos arbusculares.

Os teores de glomalina demonstraram sensibilidade à mudança no uso e cobertura do solo, com potencial para serem utilizados como indicadores de qualidade do solo.



Referências

- AIDAR, M.P.M.; CARRENHO, R.; JOLY, C.A. Aspects of arbuscular mycorrhizal fungi in an Atlantic Forest chronosequence Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), SP. **Biota Neotropica**, v. 4, n. 2, p. 1-13, 2004.
- BEDINI, S.; AVIO, L.; ARGESE, E.; GIOVANNETTI, M. Effects of long-term and use on arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin-related soil protein. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 120, p. 463-466, 2007.
- BERBARA, Ricardo LL; SOUZA, Francisco A.; FONSECA, H. M. A. C. III-Fungos micorrízicos arbusculares: muito além da nutrição. **Nutrição mineral de plantas. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, p. 74-85, 2006.
- BEZERRA, A.C.A.F. **Influência de distúrbios antrópicos e mudanças temporais sobre os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) no semiárido**, 2017. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.
- BIRD, S. B.; HERRICK, J.E.; WANDER, M.M.; WRIGHT, S.F. Spatial heterogeneity of aggregate stability and soil carbon in Semi-Arid range land. **Environmental Pollution**, Essex, v. 116, n. 3, p. 445-455, mar. 2002.
- BONFIM, J.A. et al. 2010. Fungos Micorrízicos Arbusculares (FMA) e aspectos fisiológicos em cafeeiros cultivados em sistemas agroflorestais e a pleno sol. **Bragantia**, v. 69, n. 1, p. 201-206.
- BRADFORD, M. M. Rapid and sensitive method for quantification of microgram quantities of protein utilizing principle of protein-dye binding. **Analytical Biochemistry**, v. 72, n. 1-2, p. 248-254, 1976.
- CAPRONI, A.L. et al. Ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares em áreas revegetadas após mineração de bauxita em Porto Trombetas, Pará. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 12, p. 1409-1418, 2003.
- CAPRONI, A. L. et al. Fungos micorrízicos arbusculares em estéril revegetado com Acacia mangium, após mineração de bauxita. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 29, n. 3, p. 373-381, 2005.
- CAPRONI, A. L. et al. Fungos micorrízicos arbusculares em floresta nativa, cerrado e pastagem no município de Guajará-Mirim/RO como bioindicador de estabilidade. *In*: 14º Congresso Nacional de Meio Ambiente Poço de Caldas. 415, v. 9, n. 1, 2017. **Anais**[...]. Poço de Caldas, 2017.
- CARDOSO, F.C.P. **Carbono orgânico e glomalina afetados por sistemas de cultivo de longa duração**. 2017. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade de Brasília - Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Brasília, 2017.
- CARRENHO, R. et al. Fungos micorrízicos arbusculares em agroecossistemas brasileiros. *In*: SIQUEIRA, J. O.; DE SOUZA, F. A.; ELKE, J. B.; TSAI, SIU MUI (Ed.). **Micorrizas: 30 anos de pesquisa no Brasil**. 7. ed. [s.l.: s.n.]. - Lavras: UFLA, 2010 p. 215-278.
- COSTA, R.S.C. da. **Micorrizas arbusculares em Sistemas Agroflorestais em duas comunidades rurais do Amazonas**, 2010. 140 f. Tese (doutorado) Manaus: UFAM, 2010.
- CUENCA, G.; MENESES, E. 1996. Diversity patterns of arbuscular mycorrhizal fungi associated with cacao in Venezuela. **Plant and Soil**, v. 183, p. 315-322, 1996.
- DA SILVA, C.F. et al. Fungos micorrízicos arbusculares e proteína do solo relacionada à glomalina em área degradada por extração de argila e revegetada com eucalipto e acácia. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 4, p. 749-761, 2012.
- DEEPIKA, S; KOTHAMASI, D. 2014. Soil moisture – a regulator of arbuscular mycorrhizal community assembly and symbiotic phosphorus uptake. **Mycorrhiza**, v. 25, n. 1, p. 67-75.
- DRIVER, J. D.; HOLBEN, W. E.; RILLIG, M. C. Characterization of glomalin as a hyphal wall component of arbuscular mycorrhizal fungi. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, p. 101-106, 2005.
- DUPONNOIS, R. et al. The mycorrhizal soil infectivity and arbuscular mycorrhizal fungal spore communities in soils of different aged fallows in Senegal. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 17, n. 3, p. 239-251, 2001.



- EMRAN, M.; GISPERT, M.; PARDINI, G. Patterns of soil organic carbon, glomalin and structural stability in abandoned Mediterranean terraced lands. **European Journal of Soil Science**, v. 63, p. 637-649, 2012.
- FERREIRA, A. C. de A. **Ecologia e diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em área da caatinga**, 2010. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Pernambuco, 2010.
- GERDEMANN, J. W.; NICOLSON, T. H. Spores of mycorrhizal endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting. **Transactions of the British Mycological Society**, v. 46, p. 235-244, 1963.
- GOMIDE, P.H.O. et al. 2014. Fungos micorrízicos arbusculares em fitofisionomias do pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1114-1127.
- GOTO, B. T.; JOBIM, K. **Laboratório de Biologia de Micorrizas**. 2020. Disponível em: <http://glomeromycota.wixsite.com/lbmicorrizas>. Acesso em: 16 mai. 2020.
- GUADARRAMA, P.; ÁLVAREZ-SÁNCHEZ, F.J. 1999. Abundance of arbuscular mycorrhizal fungi spores in different environments in a tropical rain forest for Veracruz, Mexico. **Mycorrhiza**, v. 8, p. 267-270.
- IBGE - **Senso 2014**. Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso em: 16 mai. 2020.
- JENKINS, W. R. A rapid centrifugal-flotation technique for separating nematodes from soil. **Plant Disease Report**, v. 48, p. 692, 1964.
- KUYPER, T.W. et al. Managing mycorrhiza in tropical multi species agroecosystems. *In: Below-ground interactions in tropical agroecosystems: concepts and models with multiple plant components* / Noordwijk, M. van, Cadisch, G., Ong, C.K.- Wallingford : CABI, - p. 243 - 261. 2004.
- LIMA, F.D.S.; SOARES, A.C.F.; SOUSA, C.D.S. Ocorrência e atividade de fungos micorrízicos arbusculares em plantios de eucalipto (*Eucalyptus* sp.) no litoral norte da Bahia, Brasil. **Revista Árvore**, v. 37, n. 2, p. 245-255, 2013.
- LOSS, A. et al. Atributos químicos do solo e ocorrência de fungos micorrízicos sob áreas de pastagem e sistema agroflorestal, Brasil. **Acta Agronomica**, v. 58, n. 2, 2009.
- LOVELOCK, C. E. et al. Soil stocks of glomalin produced by arbuscular mycorrhizal fungi across a tropical rain forest landscape. **Journal of Ecology**, v. 92, n. 2, p. 278-287, 2004.
- MARTINS, E.M. et al. O uso de sistemas agroflorestais diversificados na restauração florestal na Mata Atlântica. 2019. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, n. 2, p. 632-648, 2019.
- MERGULHÃO, A. C. E. S. et al. Caracterização morfológica e molecular de fungos micorrízicos arbusculares isolados de áreas de mineração de gesso, Araripina, PE, Brasil. **Hoehnea**, v. 41, n. 3, p. 393-400, 2014.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006.
- NOBRE, C. P. et al. Fungos micorrízicos arbusculares em sistema de aléias no Estado do Maranhão, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 40, n. 4, p. 641-646, 2010.
- NOBRE, C. P. et al. Agregação, glomalina e carbono orgânico na chapada do Araripe, Ceará, Brasil. **Rev Caatinga**, v. 28, p. 138-147, 2015.
- NOBRE, C. P. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi associated with the babassu palm (*Attalea speciosa*) in the eastern periphery of Amazonia, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 48, n. 4, p. 321-329, 2018.
- OEHL, F. et al. Advances in Glomeromycota taxonomy and classification. **IMA Fungus**, v. 2, n. 2, p. 191-199, 2011.
- PEREIRA, C. D.; FLORIANO, P. R. C.; DE TOLEDO, C. T. Teor de Glomalina e Número de Esporos de Fungos Micorrízicos Arbusculares em Áreas de Matas Ripárias Degradadas do Distrito Federal. *In: Embrapa Cerrados - Artigo em anais de congresso (ALICE)*. *In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS*, 2012, Maceió. A responsabilidade socioambiental da pesquisa agrícola: anais. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2012.
- PERLATTI, F. **Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares no solo de agroecossistemas e mata nativa em ambiente semiárido no Ceará**. 2010. 90p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.



- PINHEIRO, E.M. et al. Fungos micorrízicos arbusculares na formação de mudas de acerola (*Malpighia emarginata* DC). **Revista Caatinga**, v. 32, n. 2, p. 370-380, 2019.
- PRATRES JÚNIOR, P. **Comunidade de fungos micorrízicos arbusculares em diferentes sistemas de manejo de cafeeiro**. 2014. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, MG, 2014.
- PURIN, S.; KLAUBERG FILHO, O. Glomalina: nova abordagem para entendermos a biologia dos fungos micorrízicos arbusculares. In: SIQUEIRA, J. O.; DE SOUZA, F. A.; ELKE, J. B. N.; TSAI, SIU MUI (Ed.). **Micorrizas: 30 anos de pesquisa no Brasil**. [s.l: s.n.] - Lavras: UFLA, 2010, p. 503-524.
- PURIN, S.; RILLIG, M. C. The arbuscularmycorrhizal fungal protein glomalin: limitations, progress, and a new hypothesis for its function. **Pedobiologia**, v. 51, n. 2, p. 123-130, 2007.
- REYES, H. A. et al. Arbuscularmycorrhizal fungal along secondary forest succession at the eastern periphery of Amazonia: Seasonal variability and impacts of soil fertility. **Applied Soil Ecology**, v. 136, p. 1-10, 2019.
- RILLIG, M. C. et al. (Glomalin, an arbuscularmycorrhizal fungal soil protein, responds to land use change, **Plant and Soil**, The Hague, v. 253, p. 293-299, 2003.
- RILLIG, M.C. et al. Microbiota accompanying different arbuscularmycorrhizal fungal isolates influences oil aggregation. **Pedobiologia**, v. 49, n. 3, p. 251-259, 2005.
- SANTANA, W.C.; BERNUCCI, L. L. B. Caracterização dos Solos da Ilha de São Luís para fins de Pavimentação, 2016. In: **XVIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica/COBRAM-SEG 2016**. p. 19-22.
- SANTOS, V.L.S. et al. Comunidade de fungos micorrízicos arbusculares e glomalina em ecossistemas de Mata Seca, Brasil. **Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata**, v. 117, n. 1, p. 13-21, 2018.
- SANTOS, R.S.; BARRETO, P.A.B.; SCORIZA, R. N. Efeito da sazonalidade na comunidade de fungos micorrízicos arbusculares em um fragmento de mata de cipó em Vitória da Conquista, Bahia. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 12, n. 1, p. 46, 2014.
- SCHÜSLER, A.; SCHWARZOTT, D.; WALKER, C. 2001. New fungal phylum, the *Glomeromycota*: phylogeny and evolution. **Mycological Research**, 105: 1413-1421.
- SILVA, L. X. et al. Fungos micorrízicos arbusculares em áreas de plantio de leucena e sabiá no estado de Pernambuco. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, p. 427-435, 2007.
- SILVA, C. F. et al. Comunidade de fungos micorrízicos arbusculares: Diversidade, composição e glomalina em áreas revegetadas com sesbania. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 2, p. 423-431, 2014.
- SILVA, C.F. et al. Fungos micorrízicos arbusculares: composição, comprimento de micélio extrarradicular e glomalina em áreas de Mata Atlântica, Rio de Janeiro. **Ciência Florestal**, v.26, n. 2, p.419-433, 2016.
- SILVA, S. L. O. **Ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares em diferentes sistemas de uso da terra**, 2010. Dissertação (Mestre em Agroecologia) - Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, 2010.
- SILVA, R.F. da. et al. Influência do uso do solo na ocorrência e diversidade de FMAs em Latossolo no Sul do Brasil. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 36, n. 3, p. 1851-1862, 2015.
- SOUSA, C.S. et al. Glomalin: characteristics, production, limitations and contribution to soils. **Semina: Ciências Agrárias** 33, 3033-3044, 2012.
- SOUSA, C. S. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi within agroforestry and traditional land use systems in semi-arid Northeast Brazil. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 35, n.3, p. 307-314, 2013.
- SOUZA, F. D. et al. Classificação e taxonomia de fungos micorrízicos arbusculares e sua diversidade e ocorrência no Brasil. **Micorrizas**, v. 30, p. 15-73, 2010.
- SOUZA, G.I.A. et al. Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Agricultural and Forest systems. **Global Science and Technology**.V.3, n.2, p. 01-09. 2010.
- STEINBERG, P.D.; RILLING, M.C. Differential decomposition of arbuscular mycorrhizal fungal hyphal and glomalin. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, n.1, p. 191-194, 2010.
- STÜRMER, S.L.; SIQUEIRA, J.O. Species richness and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi

across distinct land uses in Western Brazilian Amazon. **Mycorrhiza**, v. 21, p. 255-267, 2011.

TAVARES, R.D.C. **Funcionalidade das micorrizas arbusculares em cafezais agroecológicos**. 2011. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, MG, 2011.

TREJO, D.; BAROIS, I.; SANGABRIEL-CONDE, W. 2016. Disturbance and land use effect on functional diversity of arbuscularmycorrhizal fungi. **Agroforestry System**, v.90,n. 2, p.265-279.

WRIGHT, S.F.; UPADHYAYA, A.Extraction of abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscularmycorrhizal fungi. **Soil Science**, v. 161, n.8, p. 575-586, 1996.

ZANGARO, W.; MOREIRA, M. Micorrizas arbusculares nos biomas Floresta Atlântica e Floresta de Araucária. In: SIQUEIRA, J. O.; SOUZA, F. A.; CARDOSO, E. J. B.N.; TSAI, S. M. Micorrizas: 30 anos de pesquisa no Brasil. Lavras: Editora UFLA, 2010.

ZHAO, D.; ZHAO, Z. Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi in the hot-dry valley of the Jinsha River, southwest China. **Applied Soil Ecology**, v. 37, p. 118-128, 2007.



PROCESSO DE PRODUÇÃO DA VACINA DE HEPATITE B: REDUÇÃO DO TEMPO TOTAL DE PREPARO DO INÓCULO EM DOIS TERÇOS

HEPATITIS B VACCINE UPSTREAM PROCESS: SEED TRAIN OVERALL
DURATION DECREASED BY TWO THIRDS

Mirian Nakamura Gouvea
Juliana Roquetti dos Santos
Alexandre Bimbo
Linda Maria Messias Tavares
Viviane Maimoni Gonçalves

Resumo

A vacina adsorvida hepatite B (recombinante) fabricada pelo Instituto Butantan é composta pelo antígeno de superfície do vírus (HBsAg), produzido na levedura *Pichia angusta*. O processo fermentativo consiste no preparo do inóculo, em cinco etapas (Inoc-I a Inoc-V), três em frascos e duas em biorreatores. Visando uma melhora do processo de produção nós reproduzimos essas etapas de inóculo para estabelecermos melhores momentos de transferência. Foram construídas curvas de crescimento baseadas em densidade óptica (DO_{600}), assim como perfis de oxigênio dissolvido (OD) e concentração de glicose (biorreatores). A transferência dos inóculos em seu melhor momento metabólico resultou em culturas sem fase lag, crescimento exponencial mais prolongado e maior velocidade específica máxima de crescimento (μ_{max}). Inoc-IV e Inoc-V também foram realizadas em duas escalas reduzidas – todas as curvas de crescimento foram semelhantes até o final da fase exponencial, 12 h. Nos biorreatores foi observada uma relação entre os perfis de OD e concentração de glicose. Para os Inoc-I ao Inoc-IV os melhores tempos ficaram entre 65-80% da fase log (21, 12, 12 e 9 h). Pelo fato da glicose inibir o promotor da metanol oxidase (MOX), que controla a síntese da proteína recombinante, Inoc-V precisou seguir até o limite do crescimento exponencial (>12 h), para esgotamento da glicose. Cultivos de produção (biorreatores) semeados com Inoc-V otimizados apresentaram o desempenho de crescimento e produção de HBsAg esperados. O tempo total de preparo dos inóculos caiu de 192 h para 66 h (8 para 2,75 dias), uma redução de 65%.

Palavras chave: Otimização, Inóculo, *Pichia angusta*, Vacina.

Abstract

Butantan Institute's hepatitis B vaccine is composed by the recombinant virus surface antigen (HBsAg), produced in *Pichia angusta* yeast. Industrial upstream process consists in a 5-steps seed train (Inoc-I to Inoc-V), three in flasks and two in bioreactors. Regarding production process improvement we reproduced all the seed train steps in order to define better culture transfer moments. Optical density (OD_{600}) based growth curves were constructed, as well as dissolved oxygen (DO) and glucose concentration profiles (bioreactors). The inocula transfer at their best metabolic moment resulted in cultures with no lag phase, longer exponential growth intervals and higher maximum specific growth rate (μ_{max}). Inoc-IV and Inoc-V were also performed in two reduced volume scales – all the growth curves were alike up to the end of exponential phase at 12 h. In the bioreactors a correlation was observed between the DO and glucose concentration profiles. For Inoc-I to Inoc-IV the best transfer moments were between 65-80% of log phase (21, 12, 12, and 9 h). As glucose inhibits the methanol oxidase (MOX) promoter which controls the recombinant protein synthesis, Inoc-V cultures had to be extended up to the limit of exponential growth, for the glucose is only exhausted at this point (>12 h). Production cultures (bioreactors) seeded with optimized Inoc-V showed the expected behavior for growth profile and HBsAg production. The time taken for all seed train steps dropped from 192 h to 66 h (8 to 2.75 days), representing a 65% reduction.

Key-words: Optimization, Inoculum, *Pichia angusta*, Vaccine.



1. INTRODUÇÃO

Desde os primórdios o homem aprendeu a domar o crescimento de microorganismos e tirar proveito desta conquista. O pão e o vinho são apenas dois exemplos de produtos que marcaram presença até nas civilizações mais antigas. Hoje em dia são inúmeros os processos e produtos obtidos a partir do cultivo de bactérias, leveduras, células de mamíferos e outros (ZAND e NARASU, 2013). Esses processos estão presentes na indústria alimentícia, farmacêutica, de combustíveis, enzimas para diversas finalidades, entre infindáveis aplicações (CHEKOL e GEBREYOHANNES, 2018).

A cada dia surgem novas tecnologias, as quais possibilitam processos e produtos mais modernos, eficientes, com menor custo e maior segurança. Por outro lado, existem muitos processos que foram desenvolvidos há anos ou até décadas. Para que sobrevivam frente a este progresso contínuo é importante que sejam incorporadas melhorias que resultem em maior qualidade e/ou menor custo. No caso dos biofármacos, categoria que inclui as vacinas, soma-se a este esforço o atendimento às exigências dos órgãos regulatórios, constantemente renovadas. A importância das proteínas recombinantes é representada por seu tamanho de mercado, que está na casa dos bilhões de dólares e continua crescendo (GOMES et al., 2018). O advento da tecnologia do DNA recombinante foi um divisor de águas na produção de proteínas até então inexequíveis, particularmente os biofármacos, sendo um deles a vacina recombinante contra hepatite B. Esta grave enfermidade pode ter manifestações aguda ou crônica, muitas vezes assintomática, representando um risco aumentado para o desenvolvimento de cirrose e câncer hepáticos. Estima-se em mais de 257 milhões o número de pessoas infectadas no mundo, com quase 1 milhão de mortes anuais (WHO, 2019) e sua erradicação requer um programa de vacinação em massa (WHO, 2016).

As vacinas tradicionais disponíveis até década de 80, produzidas a partir subpartículas virais isoladas de plasma de doadores saudáveis, portadores do HBV (BUYNAK et al., 2009), eram obviamente insuficientes. As vacinas recombinantes puderam preencher esta demanda: o antígeno de superfície do HBV (HBsAg) recombinante é produzido principalmente por leveduras e as unidades sintetizadas desta proteína se organizam em partículas esféricas semelhantes ao vírus (VLPs - Virus Like Particles). Essas VLPs possuem tamanho e estrutura externa que mimetizam o HBV, induzindo a resposta imunológica do indivíduo vacinado. São vacinas seguras, uma vez que não carregam o material genético, não possuindo assim a capacidade de replicação e infecção.

As leveduras têm sido largamente empregadas como sistemas de expressão de proteínas biofarmacêuticas para uso humano (HO et al., 2020; GOMES et al., 2018), inicialmente com a *Saccharomyces cerevisiae*, a qual foi substituída ao longo dos anos por cepas mais eficientes (GOMES et al., 2018), tais como a *Pichia*

pastoris (LOOSER et al., 2015) e a *Pichia angusta*, antiga *Hansenula polymorpha* (MANFRÃO-NETTO et al., 2019).

A vacina de hepatite B (recombinante) produzida pelo Instituto Butantan (São Paulo – SP) é fornecida para o Ministério da Saúde, para atender o Programa Nacional de Imunização (PNI). A produção do HBsAg recombinante envolve vários cultivos consecutivos da levedura *H. polymorpha* – cinco fases de inóculo visando crescimento, culminando com o Cultivo de Produção, no qual há aumento da biomassa e expressão do HBsAg.

Este trabalho teve como objetivo otimizar as etapas de inóculo. O preparo do Banco de Células Trabalho (BCT) havia sido previamente otimizado, o qual foi adotado para iniciar os inóculos em teste. Este é um bom exemplo de como, neste caso, o estudo de um processo já consagrado pode trazer melhorias e redução de custo, mesmo sem novos investimentos.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Linhagens, meios de cultura e kit

- a) Cepa produtora: *Pichia angusta*, carregando o gene recombinante de HBsAg, expresso sob controle do promotor do gene da metanol oxidase (MOX). Uma suspensão da cepa criopreservada é mantida em ampolas, compondo o Banco de Células Trabalho (BCT);
- b) Meio mínimo: Yeast Nitrogen Base (YNB, Difco®), 2% glicose (Merck®);
- c) Meio complexo (YEPD): 1% extrato de levedura (Difco®), 2% peptona bacteriológica (Difco®) e 2% glicose (Merck®);
- d) Determinação da concentração de glicose: kit Glicose enzimática/Vida Biotecnologia.

2.2 Preparo dos inóculos – processo industrial

A figura 1 mostra a sequência dos inóculos no processo industrial de produção da vacina adsorvida hepatite B (recombinante) produzida no Instituto Butantan. Para a abertura de cada lote o conteúdo de uma ampola do BCT é transferido para o frasco do Inoc-I. Os três estágios iniciais (Inoc-I a Inoc-III) são realizados em frascos, incubados em agitador mecânico orbital, a 25 °C e 250 rpm. Inoc-IV e Inoc-V são cultivados em biorreatores, a 25 °C, 1VVM e 4 psi.



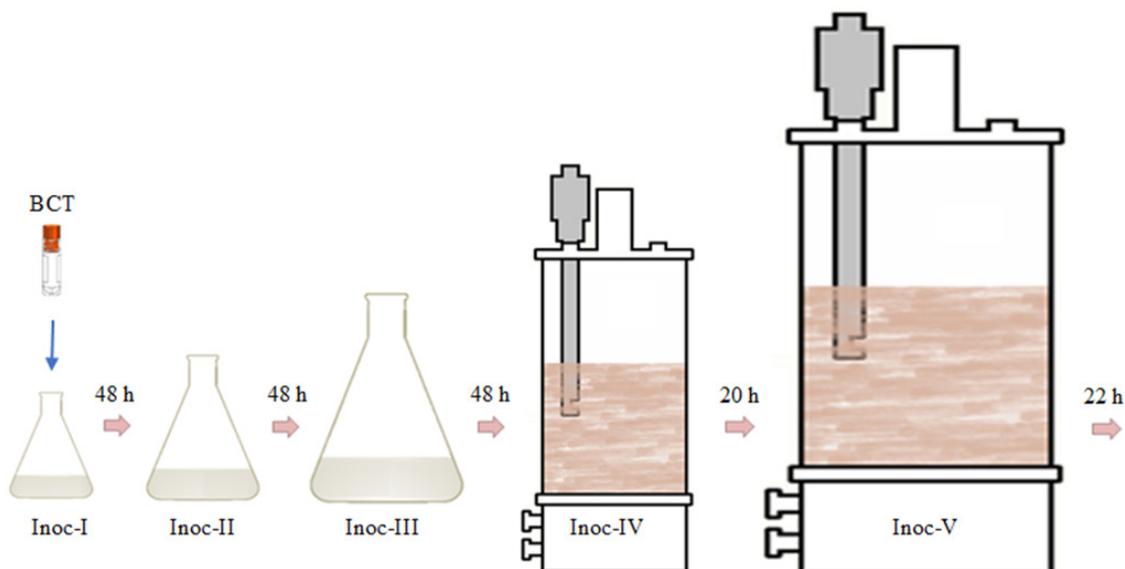


Figura 1 - Esquema representativo das etapas de inóculo do processo industrial de produção da vacina adsorvida hepatite B (recombinante). A suspensão da cepa criopreservada é mantida em ampolas, compondo o Banco de Células Trabalho (BCT). Uma ampola é usada na etapa inicial de cada lote de produção (Inoc-I), seguida de quatro estágios (Inoc-II a Inoc-V), com incremento volumétrico aproximado de 10 vezes a cada passagem. A última etapa do processo fermentativo é o Cultivo de Produção, que visa o crescimento da biomassa e a expressão do HbsAg.

2.3 Estratégia

A figura 2 mostra a estratégia dos estudos de otimização das cinco etapas de inóculo. Os parâmetros de cultivo foram os mesmos utilizados nos processos de produção industrial: frascos foram incubados em agitador mecânico orbital (Series 25 Incubator Shaker/New Brunswick Scientific), a 25 °C e 250 rpm; os cultivos em biorreator (Biostat® C-plus Fermentor/Sartorius Stedim Biotech) foram realizados a 25 °C, 1 VVM e 4 psi. Todas as etapas e escalas foram avaliadas em triplicata.

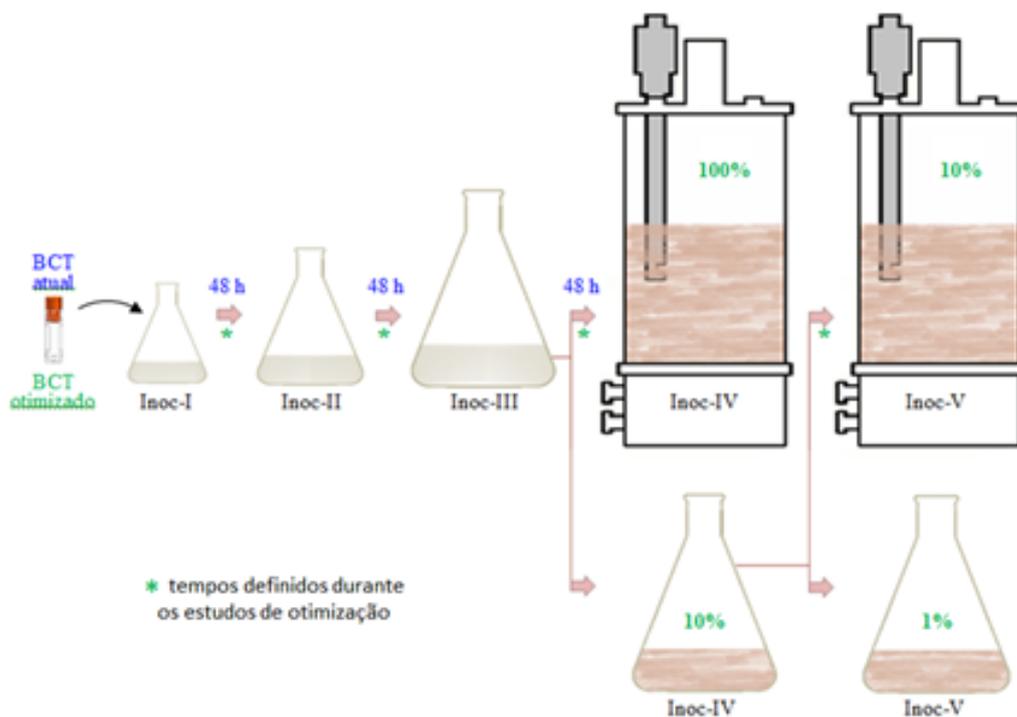


Figura 2 - Estratégia dos testes de otimização das etapas de inóculo: sequência de cultivos e escalas (% v/v em relação ao processo industrial). O protocolo em otimização foi iniciado (Inoc-I) com ampola proveniente do BCT otimizado. Nas primeiras três etapas realizamos curvas de controle, utilizando BCT atual e o protocolo padrão (tempos de incubação, em azul), adotados no processo industrial. O Inoc-IV foi cultivado em escalas 100% e 10%, o Inoc-V em escalas 10% e 1%, sendo as curvas foram comparadas às dos lotes industriais (escala 100%).

Para os inóculo em otimização o frasco do Inoc-I foi semeado com ampola do BCT previamente otimizado. Para os inóculos utilizados como controle a ampola é proveniente do BCT do processo atual (não otimizado).

Amostras de cada cultivo foram colhidas para determinação da concentração celular por DO_{600} (U-1800 spectrophotometer/Hitachi). Foram construídas as curvas para definição dos limites da fase exponencial de crescimento ($R^2 \geq 0.99$) e da velocidade específica máxima de crescimento (μ_{max}). Em cultivos realizados no biorreator também foram definidos os perfis de oxigênio dissolvido (OD) e concentração de glicose. As etapas de inóculo foram avaliadas uma a uma, para definição do tempo ideal de incubação (dentro da fase log), antes da sua transferência para o próximo estágio.

2.3.1 Primeira etapa, Inoc-I

Para o preparo do frasco de Inoc-I o conteúdo de uma ampola do BCT foi transferido para o meio YNB. Para cada curva foram necessários vários frascos – um volume em quantidade suficiente da suspensão foi preparado (com várias ampolas), homogeneizado e distribuído nos frascos, os quais foram incubados em agitador mecânico orbital. Dois tempos de incubação, no terço final da fase log, foram escolhidos como melhor momento de transferência do Inoc-I para os frascos de Inoc-II.

2.3.2 Segunda etapa, Inoc-II

O conteúdo do frasco de Inoc-I, incubado pelos tempos anteriormente definidos, foi transferido para o frasco de Inoc-II, contendo meio YNB. Todas as amostras de cada curva foram retiradas deste único frasco. Foram igualmente definidos dois tempos ideais de incubação.

2.3.1 Terceira etapa, Inoc-III

Para cada curva utilizamos um frasco contendo meio YNB, à semelhança do Inoc-II. Para semear o Inoc-III combinamos um dos tempos definidos para cada etapa anterior, num total de três possibilidades de Inoc-I/Inoc-II. Após a análise das curvas do Inoc-III definimos um único protocolo para o preparo de [Inoc-I/Inoc-II/Inoc-III] para inocular o próximo estágio.

2.3.4 Quarta etapa, Inoc-IV

O Inoc III foi preparado em volume suficiente para inocular simultaneamente um biorreator (escala 100%), um frasco Erlenmeyer e um frasco Tunair™ (escala 10%), todos contendo meio YEPD. Foi definido um único tempo ideal de incubação para semear o Inoc-V.

2.3.5 Quinta etapa, Inoc-V

O Inoc IV foi preparado em volume suficiente para inocular simultaneamente um biorreator (escala 10%), um frasco Erlenmeyer e um frasco Tunair™ (escala 1%), todos contendo meio YEPD. Foi definido um único tempo ideal de incubação para semear o Cultivo de Produção, etapa na qual ocorre a síntese do HBsAg.



3. RESULTADOS

3.1 Inoc-I a Inoc-III

A figura 3 mostra as curvas de crescimento dos estudos de otimização dos Inoc-I, Inoc-II e Inoc-III, realizadas em frascos. Os dados extraídos podem ser visualizados de forma mais direta na tabela 1. Todas as culturas em teste, semeadas com BCT ou inóculos otimizados, apresentaram μ_{\max} mais elevadas, se comparadas com as dos controles, isto é, os cultivos que seguiram os parâmetros dos protocolos padrão utilizados no processo industrial. Em particular, as culturas em teste de Inoc-I resultaram em uma μ_{\max} 60% superior em relação às que foram semeadas com o BCT não otimizado. Também observamos que não houve uma fase lag - o crescimento exponencial teve seu início já no tempo zero (Tzero) - enquanto que os controles apresentaram uma fase lag de 4 h.-

O protocolo que resultou no menor tempo de preparo dos três estágios iniciais foi a combinação de Inoc-I 21 h/Inoc-II 12 h/Inoc-III 12 h, com um aumento da μ_{\max} do Inoc-III de 65%, comparada com a do controle. As culturas incubadas por mais tempo e transferidas próximas ao final da fase log resultaram em um crescimento ligeiramente mais lento na etapa subsequente. Este protocolo foi adotado para a otimização das etapas Inoc-IV e Inoc-V.



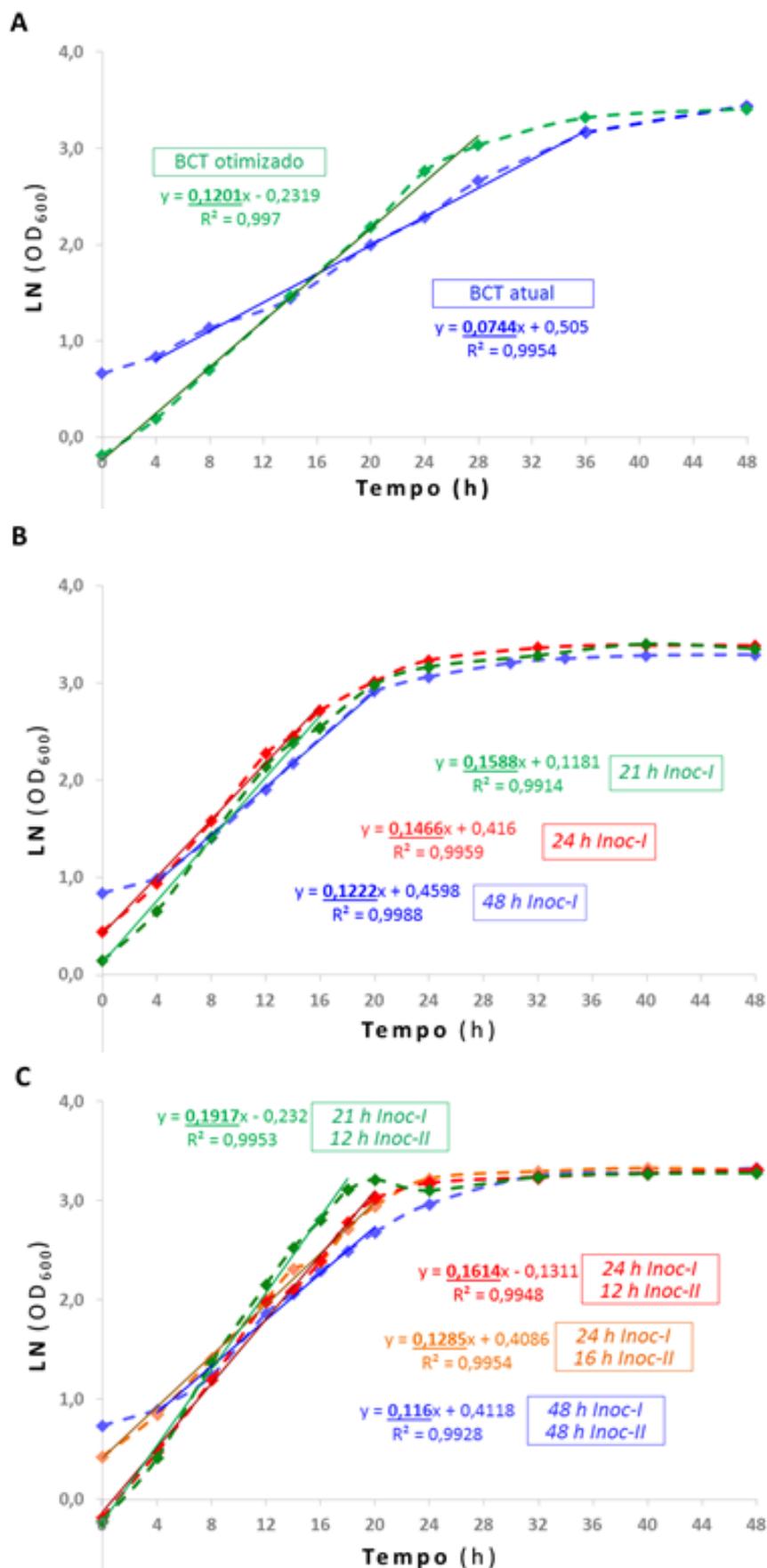


Figura 3 – Curvas de crescimento da *P. angusta* nas três etapas iniciais de inóculo (testes e controles) Média dos valores de DO_{600} (triplicatas, representação logarítmica) - linhas contínuas correspondem à fase log de crescimento, linhas pontilhadas representam a linha de tendência da fase log, para o cálculo da μ_{max} (valores sublinhados): **A)** Inoc-I, **B)** Inoc-II, **C)** Inoc-III

Etapa	Protocolos etapas anteriores	OD ₆₀₀ T _{zero}	Fase lag (h)	Fase log (h / T _{inicial} - T _{final})	μ _{max} (h ⁻¹)	Tempo de duplicação (h)
Inoc-I	BCT _{otm}	0,831	0	28 / T ₀ - T ₂₈	0,1201	5,7
	BCT _{atual}	1,937	4	32 / T ₄ - T ₃₆	0,0744	9,3
Inoc-II	BCT _{otm} /21h Inoc-I	1,153	0	16 / T ₀ - T ₁₆	0,1588	4,4
	BCT _{otm} /24h Inoc-I	1,560	0	16 / T ₀ - T ₁₆	0,1466	4,7
	BCT _{atual} /48h Inoc-I	2,323	4	16 / T ₄ - T ₂₀	0,1222	5,7
Inoc-III	BCT _{otm} /21h Inoc-I/ 12h Inoc-II	0,800	0	18 / T ₀ - T ₁₈	0,1917	3,6
	BCT _{otm} /24h Inoc-I/ 12h Inoc-II	0,833	0	16 / T ₀ - T ₂₀	0,1614	4,3
	BCT _{otm} /24h Inoc-I/ 16h Inoc-II	1,537	0	20 / T ₀ - T ₂₀	0,1285	5,4
	BCT _{atual} /48h Inoc-I/ 48h Inoc-II	2,103	4	16 / T ₄ - T ₂₀	0,1160	6,0

Tabela 1 – Dados das etapas Inoc-I, Inoc-II e Inoc-III Protocolos, DO₆₀₀ inicial, duração das fases lag e log, μ_{max} e tempo de duplicação.

3.2 Inoc-IV

Esta etapa foi realizada em biorreator, seguindo os parâmetros de cultivo adotados no processo industrial. As curvas (figura 4A) apresentaram uma fase lag de até 4 horas e o crescimento exponencial se estendeu até a 12^a hora. Traçamos o perfil do oxigênio dissolvido (OD), o qual confrontamos com as concentrações de glicose: houve uma subida íngreme do nível de OD correspondente ao esgotamento da fonte de carbono. (figura 4B). Na comparação com o processo industrial (valores médios de 8 lotes) observamos que esta elevação é menos aguda.

Foram também realizados cultivos em frascos, numa escala volumétrica 10 vezes menor. Testamos dois tipos de frascos para esta escala de 10% v/v (figura 2): Erlenmeyer, tradicionalmente adotado no processo produtivo e também nas etapas anteriores deste estudo, e Tunair™ (Nalgene), frasco que possui um desenho que favorece a agitação e a aeração do seu conteúdo. O perfil de crescimento até o final da fase log dos experimentos em escala reduzida foram semelhantes aos do cultivo em biorreator. Em todas as escalas o tempo de duplicação variou entre 2,2 e 2,4 horas. Foram igualmente similares os valores de concentração da glicose, a qual caiu drasticamente após 14/16 horas (figura 4B).

Nós definimos 9 h (70% a 80% do final da fase log) como sendo o melhor momento de transferência do Inoc-IV para semear as culturas de Inoc-V.



3.3 Inoc-V

O Inoc-V foi realizado em biorreator, à **semelhança do** Inoc-IV. Nesta etapa o cultivo em biorreator corresponde à escala de 10% v/v, já que no processo industrial o tamanho do equipamento e o volume de trabalho são maiores. As curvas (figura 5A) não apresentaram fase lag e o crescimento exponencial foi de 12 horas. Assim como nos estudos da etapa anterior, confrontamos o perfil do OD com as concentrações de glicose, com a mesma resposta rápida à **depleção da** glicose. Da mesma forma, nos processos industriais (valores médios de 8 lotes) este fenômeno se mostrou menos acentuado (figura 5B).

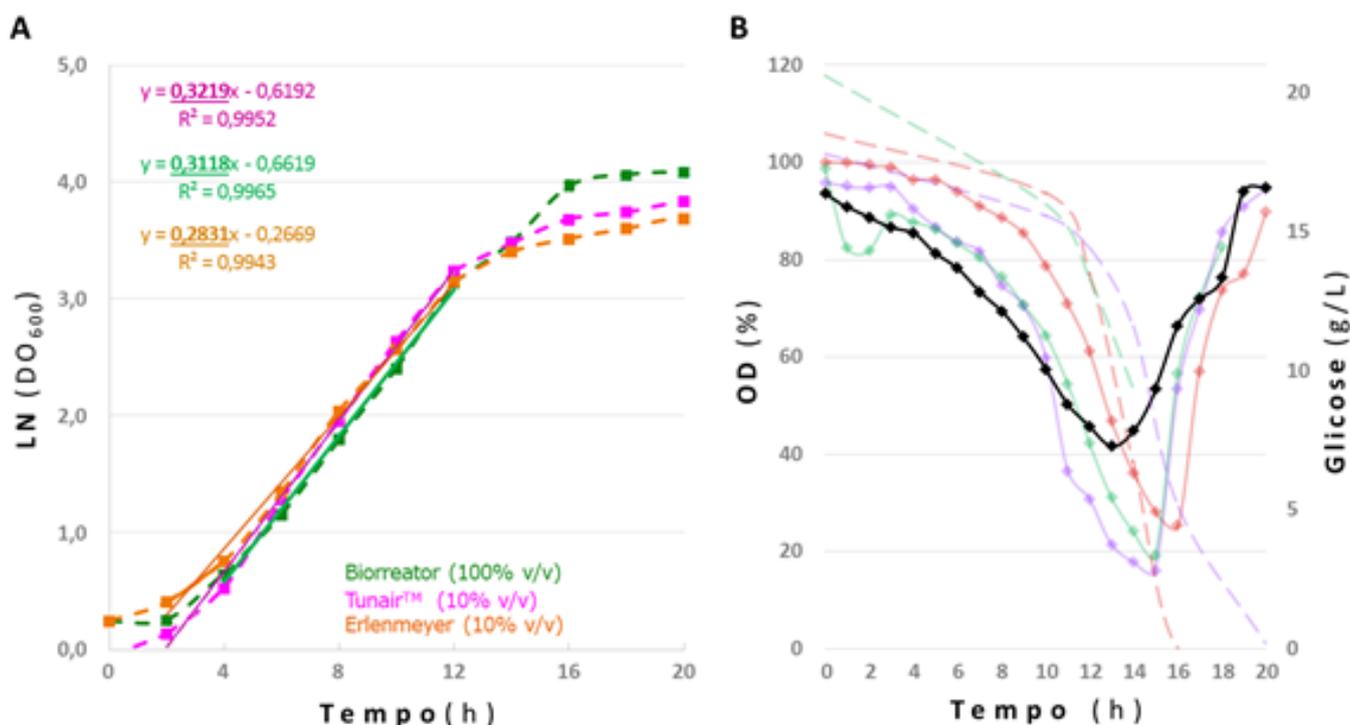


Figura 4 – Cultivo da *P. angusta* na etapa Inoc-IV (escalas de 100% e 10% v/v)

A) Curvas de crescimento, média dos valores de DO₆₀₀ (triplicatas, representação logarítmica) - linhas contínuas correspondem à linha de tendência da fase log de crescimento, para o cálculo da μ_{max} (valores sublinhados); B) Perfis da concentração de oxigênio dissolvido nos processos realizados em biorreator (três experimentos —♦—, —♦— ou —♦—) comparados com o do processo industrial (—♦— valores médios de 8 lotes) - linhas tracejadas correspondem aos respectivos perfis de concentração de glicose

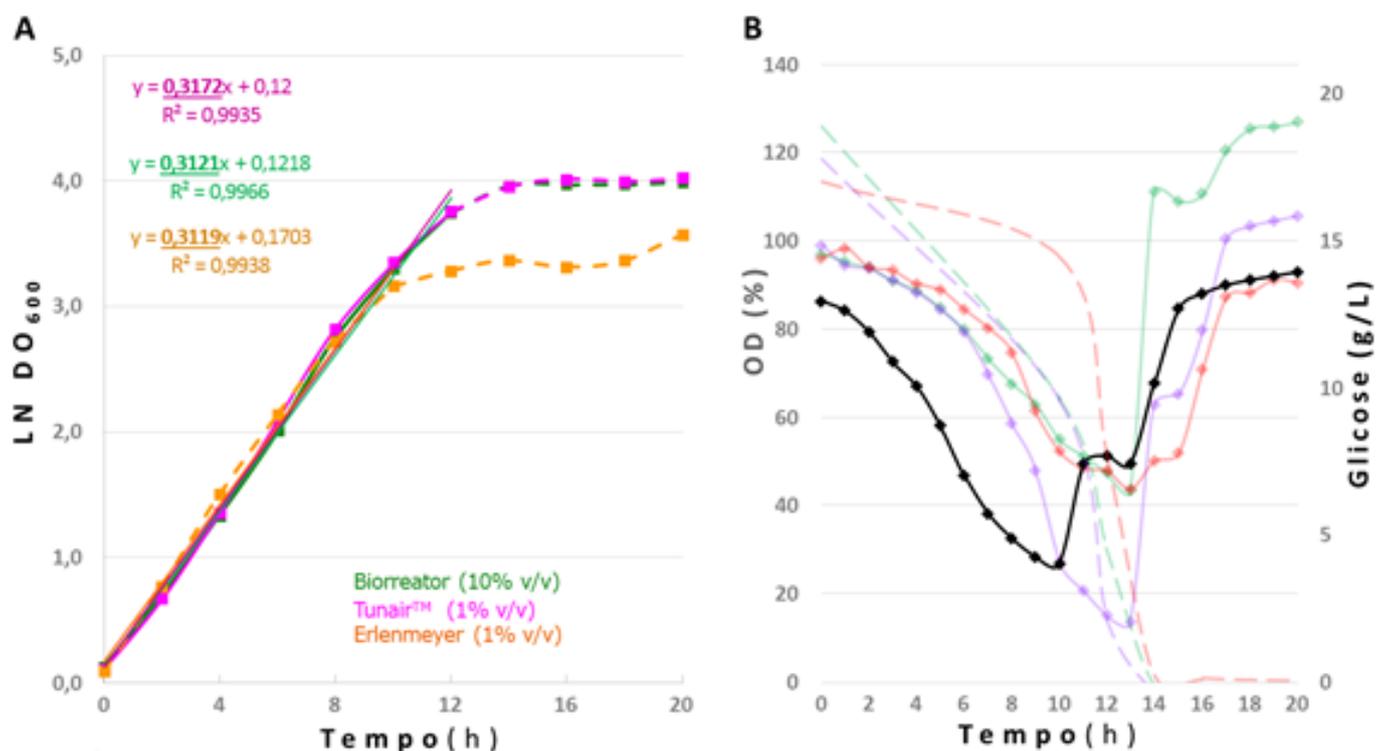


Figura 5 – Cultivo da *P. angusta* na etapa Inoc-V (escalas de 10% e 1% v/v)

A) Curvas de crescimento, média dos valores de DO₆₀₀ (triplicatas, representação logarítmica) - linhas contínuas correspondem à linha de tendência da fase log de crescimento, para o cálculo da μ_{max} (valores sublinhados); B) Perfis da concentração de oxigênio dissolvido nos processos realizados em biorreator (três experimentos —♦—, —♦— ou —♦—) comparados com o do processo industrial (—♦— valores médios de 8 lotes) - linhas tracejadas correspondem aos respectivos perfis de concentração de glicose

Foram também realizados cultivos em escala de 1% v/v, em frascos Erlenmeyer e Tunair™ (Nalgene). Diferentemente do ocorrido com os cultivos de Inoc-IV, o crescimento do Inoc-V em frasco Erlenmeyer, foi inferior ao do fermentador, com uma fase log mais curta (10 h) e uma menor concentração celular final. Por outro lado, a curva de crescimento da cultura em frasco Tunair™ foi extremamente coincidente com a do biorreator, até o final da fase estacionária. Em todas as escalas o tempo de duplicação foi de 2,2 horas. Foram igualmente similares os perfis de concentração da glicose, a qual se esgotou após 12 horas (figura 5B).

Nós definimos 12 h, no final da fase log, como sendo o melhor momento de finalização, para garantir o esgotamento da glicose antes da sua transferência para o Cultivo de Produção.

O tempo total de preparo dos inóculos caiu de 192 h para 66 h (8 para 2,75 dias), uma redução de 65%. Cultivos de produção (biorreatores) semeados com Inoc-V otimizados apresentaram o crescimento e a produção de HBsAg esperados.

4. DISCUSSÃO

Com o rápido progresso da biotecnologia nas últimas décadas foram desenvolvidos muitos processos de produção envolvendo o cultivo de micro-organismos. Um segmento considerável é composto pelos biofármacos, incluindo medicamentos, vacinas e outros. A melhoria dos bioprocessos é constante, seja em técnicas, equipamentos, inovações de conceito, novos materiais de consumo, etc. (TRIPATHI e SHRIVASTAVA, 2019). No caso específico dos biofármacos também aumentam as exigências dos órgãos regulatórios (ANVISA, OMS...), para garantir a eficácia do produto e a segurança para o consumidor, o fabricante e o meio ambiente. Otimizar processos é uma necessidade para a manutenção da fabricação de muitos produtos, tanto para atender as Boas Práticas de Fabricação (BPF), como para reduzir custos e/ou aumentar a produtividade.

O processo de produção industrial da vacina adsorvida hepatite B (recombinante) pelo Instituto Butantan foi desenvolvido na década de 90. Desde o início deste milênio é entregue ao Ministério da Saúde para suprir o PNI. As técnicas utilizadas estão mais que consolidadas pelos vários anos de atividade. Assim como ocorre com outros biofármacos devemos reproduzir todos os procedimentos conforme estabelecidos no Registro de Produção, mesmo com a disponibilização de alternativas pelos mercados e desenvolvimento científico. Contudo é possível procurarmos melhorias para atender a contínua demanda por evolução. Os processos fermentativos, responsável pela síntese do HbsAg, princípio ativo da vacina, representam uma fatia considerável dos custos de fabricação, razão pela qual realizamos o estudo de otimização aqui descrito.

O preparo do inóculo para o Cultivo de Produção é feito em 5 etapas, para que haja expansão suficiente da biomassa desde a ampola do BCT até o último fermentador. A avaliação das curvas de crescimento dos inóculos preparados segundo o processo industrial deixou claro que as culturas já haviam ultrapassado a fase exponencial de crescimento no momento das transferências - os tempos de incubação poderiam ser encurtados, tanto para redução de custos como para obtenção de inóculos metabolicamente mais ativos.

As etapas foram estudadas uma a uma, sendo o momento ideal de transferência da primeira (Inoc-I) estabelecido e adotado para semear o frasco de Inoc-II e assim, sucessivamente. Nos três estágios iniciais, em frascos, fizemos várias comparações, tanto com o controle (protocolo padrão) como na escolha de mais de uma opção de tempo de incubação. A utilização de um BCT previamente otimizado associado às melhores condições das culturas resultou em crescimentos mais rápidos em todas as etapas, sem a interrupção do crescimento exponencial entre uma e outra. Por outro lado, os cultivos utilizando o BCT e protocolos atuais de produção (controles) sempre apresentaram uma fase lag, por serem semeados com uma suspensão na fase estacionária de crescimento, com parte das células inviáveis ou comprometidas. Ou-



tro dado marcante dessas mesmas curvas controle foi a concentração inicial (tempo zero) ligeiramente maior, o que pode ser resultante do acúmulo de células mortas após várias horas em fase estacionária.

De modo geral, nas culturas otimizadas, a concentração celular no final da fase log é obviamente maior, o que poderia ser uma vantagem para a etapa subsequente. Contudo constatamos que realizar a transferência algumas horas antes refletiu em melhores resultados. Decidimos adotar um único protocolo (Inoc-I 21 h/Inoc-II 12 h/Inoc-III 12 h) para seguir os estudos.

Nas curvas do Inoc-IV em teste observamos três diferenças: uma fase lag de 2 a 4 horas, o encurtamento da fase log e a maior concentração celular final. Todos eram esperados, pois aqui ocorre a troca do meio mínimo utilizado nos estágios iniciais para o meio complexo YEPD. A fase lag se deve à adaptação metabólica da cultura ao novo meio, enquanto que a redução do tempo de crescimento exponencial, bem como o platô mais alto da fase estacionária é consequência da riqueza nutricional do novo meio. Adotamos a duração de 9 h para esta etapa, antes do final da fase log (como nas etapas anteriores). Foram feitos alguns experimentos paralelos utilizando Inoc-IV com 8 h e 10 h (dados não mostrados neste trabalho) que se mostraram adequados.

O cultivo em biorreator possibilitou também o estudo do perfil de OD e sua relação com a disponibilidade residual de glicose na cultura. Inicialmente os níveis de OD caem paulatina e constantemente, à medida que a biomassa aumenta e consome o combustível disponível no meio pela via oxidativa. A íngreme ascensão dos níveis de OD coincide com a depleção da glicose. É esperado, portanto, que neste ponto ocorra uma desaceleração do crescimento e o final da fase log, como pudemos observar na figura 4. Ao compararmos esses perfis de OD das culturas otimizadas com as de vários lotes de produção industrial notamos que a transição entre a queda e a subida ocorre de forma mais suave. Esta diferença se deve provavelmente ao fato da cultura do processo industrial ser mais heterogênea no início, com células em diferentes condições metabólicas, enquanto que as dos cultivos otimizados estão praticamente todas com a mesma vitalidade.

As culturas em teste do Inoc-V entraram em fase log desde o tempo zero, como esperado, uma vez que é utilizado o mesmo meio YEPD. O crescimento em frasco Erlenmeyer foi menor que o observado no biorreator, seja na concentração final atingida no platô da fase estacionária, seja no encurtamento da fase log, de 12 para 10 horas. Já o frasco Tunair™ não limitou as necessidades da cultura com relação à aeração e/ou homogeneização, permitindo um crescimento praticamente idêntico ao do biorreator, mesmo bem depois de encerrada a fase log. Neste estágio (Inoc-V) o biorreator é cerca de 10 vezes menor que o equipamento utilizado na produção industrial, limitando os estudos à escala de 10% v/v (biorreator) e 1% v/v (frascos).

Os perfis comparativos do OD versus concentração de glicose, nas culturas em teste são semelhantes aos da etapa de Inoc-IV, exceto pelo esgotamento um pouco mais precoce da glicose (12 h). Como esta é a última etapa de inóculo é necessá-



rio que esses níveis sejam reduzidos ao máximo antes da sua transferência para semear o Cultivo de Produção, uma vez que a glicose inibe o promotor (MOX) que regula a expressão do gene do HBsAg recombinante.

No processo industrial o volume do biorreator utilizado neste estudo corresponde a 100% v/v para Inoc-IV e 10% v/v para Inoc-V. Foi de suma importância constatar que as escalas reduzidas não impactaram no perfil de crescimento até o final da fase log. Este fato nos permite simular os processos fermentativos em escala laboratorial/piloto para muitos outros projetos de otimização, seja nas etapas fermentativas, seja nos processos de purificação do HBsAg.

Frente a essas considerações, o protocolo estabelecido para o preparo do inóculo foi: [Inoc-I 21 h/Inoc-II 12 h/Inoc-III 12 h/Inoc-IV 9 h/Inoc-V 12 h]. Por conta da limitação do frasco Erlenmeyer na última etapa, adotamos o seu uso para o Inoc-IV e o Tunair™ para o Inoc-V. Este protocolo foi bem sucedido na inoculação de um Cultivo de Produção, cujo desempenho foi comparável aos já estabelecidos para escala de 1% v/v.

A redução do tempo total de preparo dos inóculos em dois terços (mais de 5 dias de diferença) impacta nos custos de produção, em horas/homem e em recursos como energia para os fermentadores (controle da temperatura e funcionamento geral) e utilidades (ar comprimido, água gelada).

5. CONCLUSÕES

A utilização de BCT otimizados e a escolha de momentos mais adequados para transferência dos inóculos reduz drasticamente a duração dos períodos de incubação, com grande impacto nos custos de produção. De modo geral, as transferências realizadas algumas horas antes do término da fase exponencial resultou em culturas com crescimento mais rápido, em relação às realizadas próximo ao limite da fase log.

A redução de escala para 10% v/v e 1% v/v resultou em perfis semelhantes de crescimento, possibilitando projetos de otimização de quaisquer etapas de fermentação ou purificação em escala piloto.

Este foi um estudo de melhoria de processo bem sucedido, principalmente por dar opções de mudanças factíveis sem investimento financeiro com reformas e novos insumos.



6. AGRADECIMENTOS

À Elisabeth Christina Nunes Tenório, diretora do Núcleo de Produção de Vacinas Virais do Instituto Butantan, pelo incentivo durante o desenvolvimento deste trabalho, e à Fundação Butantan pelo apoio financeiro.

Referências

BUYNAK, E.B.; ROEHM, R.R.; TYTELL, A.A.; BERTLAND A.U.; LAMPSON, G.P., HILLEMANN, M.R. Development of Hepatitis B Vaccine. **Jama**, v. 302, n.3, 2009.

CHEKOL, C.; GEBREYOHANNES, M. Application and Current Trends of Biotechnology: a Brief Review. **Austin J Biotechnol Bioeng**, v. 5, n.1, p.1088, 2018.

GOMES, A.M.V.; CARMO, T.S.; CARVALHO, L.S.; MENDONÇA, F. Comparison of Yeasts as Hosts for Recombinant Protein Production. **Microorganisms**, v. 6, n.38, 2018.

HO, J.K.; JEEVAN-RAJ, B.; NETTER, H. Hepatitis B Virus (HBV) Subviral Particles as Protective Vaccines and Vaccine Platforms. **Viruses**, v. 12, n.126, 2020.

LOOSER, V., BRUHLMANN, B., BUMBAK, F., STENGER, C., COSTA, M., CAMATTARI, A., FOTIADIS, D., KOVAR, K. Cultivation strategies to enhance productivity of *Pichia pastoris*: A review. **Biotechnology Advances**, v. 33, p.1177-1193, 2015.

MANFRÃO-NETTO, J.H.C., GOMES, A.M.V., PARACHIN, N.S. Advances in Using *Hansenula polymorpha* as Chassis for Recombinant Protein Production. **Frontiers in Bioengineering and Biotechnology**, v. 7, n. 94, 2019.

TRIPATHI, N.K., SHRIVASTAVA, A. Recent Developments in Bioprocessing of Recombinant Proteins: Expression Hosts and Process Development. **Frontiers in Bioengineering and Biotechnology**, v. 7, n.420, 2019.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Global health sector strategy on viral hepatitis 2016-2021**. World Health Organization, jun. de 2016. Disponível em: <<https://www.who.int/hepatitis/strategy2016-2021/ghss-hep/en/>>. Acesso em: 19 de maio de 2020.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Hepatitis B** - Key facts. World Health Organization, 18 de jul. de 2019. Disponível em: <<https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/hepatitis-b>>. Acesso em: 19 de maio de 2020.

ZAND, M.; NARASU, M.L. A review article Biotechnology Applications in Medicine. **International Research Journal of Applied and Basic Sciences**, v. 4, n.9, p.2557-2563, 2013.



**TOXICIDADE DA ÁGUA LIVRE DE
TANQUES DE ARMAZENAMENTO
SIMULADO COM A MISTURA DIESEL/
BIODIESEL (B10) TRATADA COM
ADITIVO MULTIFUNCIONAL-BIOCIDA**

TOXICITY OF A FREE WATER FROM SIMULATED STORAGE
TANKS OF DIESEL/ BIODIESEL BLEND (B10) TREATED WITH A
MULTIFUNCTIONAL ADDITIVE-BIOCIDE

Adriane Ramos Zimmer

Tânia Mara Pizzolato

Fátima Menezes Bento

Resumo

O tempo de residência e as rotinas de manutenção adotadas durante a estocagem são determinantes para a garantia da qualidade final de combustíveis. Drenagens regulares e a possibilidade de uso de aditivos (antioxidantes; antimicrobianos) são práticas utilizadas no mundo, como uma forma de aumentar a estabilidade ao armazenamento. O objetivo do trabalho foi avaliar a toxicidade da fase aquosa armazenada com a mistura B10 tratada e não tratada com um aditivo-biocida. Para realizar este estudo foi simulado o armazenamento da mistura B10 tratada com 0%, 0,05% e 0,1% do biocida com 5% de água. Após cada tempo amostral a água foi coletada e utilizada nos experimentos como substância teste sem qualquer diluição. As espécies *Lactuca sativa* L. (alface) e *Artemia salina* Leach (micro-crustáceo) foram usadas como organismos-teste para os bioensaios. Foram determinados o efeito da substância teste sobre a sobrevivência do micro-crustáceo *A. salina* e sobre a germinação das sementes e crescimento das raízes de *L. sativa*. Os resultados mostram que tanto a água que esteve em contato com o combustível não tratado, quanto aquela que esteve em contato com o combustível tratado com biocida apresentaram toxicidade para os organismos estudados. Porém, a água que esteve em contato com o combustível tratado com o biocida mostrou alta toxicidade aguda para ambos organismos-teste.

Palavras-chave: mistura diesel/biodiesel, água residual, biocida, toxicidade ambiental.

Abstract

The residence time and good housekeeping adopted during storage are crucial for ensuring the final quality of fuels. Regular drainage and the possibility of using additives (antioxidants; antimicrobials) are practices used worldwide, as a way to increase storage stability. In order to perform this study a simulate storage of B10 blend treated with 0%, 0.05% and 0.1% this biocide with 5% water was performed. After each sample time, the water was drained and used in experiments as substance test without dilution for the toxicity assessment. The species *Lactuca sativa* and *Artemia salina* were used as test organisms in bioassays. We determined the effect of test substance on the survival of the micro-crustacean *A. salina* and on seed germination and root growth of *L. sativa*. The results shows that both, the water that was in contact with the fuel untreated as one that was in contact with the treated fuel with biocide showed toxicity to organisms studied. However, the water that was in contact with the treated fuel showed high acute toxicity to both test organisms.

Keywords: biodiesel blends, water waste, biocide, environmental toxicity



1. INTRODUÇÃO

Durante o armazenamento de combustíveis é comum o aparecimento de uma fase de água livre no fundo dos tanques, tanto aéreos quanto terrestres, da distribuidora ao tanque do veículo. A entrada de água ocorre principalmente pela condensação da umidade do ar nas paredes ou por falhas e vazamentos nos tanques. A presença de água nos tanques pode promover o desenvolvimento microbiano, constatado por uma biomassa na interface combustível-água, dependente do tempo de residência do combustível. Como consequência direta é constatado a saturação prematura de filtros, desgastes nos sistemas de injeção, perda de qualidade dos produtos (PASSMAN et al., 2013; BENTO et al., 2016; DA FONSECA et al., 2019). Após a adição do biodiesel ao diesel, estes problemas se intensificaram, principalmente devido à natureza higroscópica do biodiesel que absorve mais água e também disponibiliza uma mistura de moléculas que pode ser mais facilmente degradada pelos microrganismos (BUCKER et al., 2011; PASSMAN, 2013; BENTO, et al., 2016). A primeira Norma Brasileira ABNT 16732-19 (*Combustíveis líquidos e sistemas associados - Requisitos para prevenção, monitoramento e controle de contaminação microbiana*) apresenta as informações sobre como monitorar e controlar a contaminação microbiana durante o armazenamento. Neste sentido, medidas físicas de drenagem periódicas da água que se forma e possíveis limpezas dos tanques são citadas como preventivas. Uma outra alternativa para controlar o desenvolvimento microbiano nos tanques é o uso de compostos antimicrobianos, conhecidos como biocidas. Os biocidas (compostos orgânicos e ou inorgânicos) fazem parte da composição de pesticidas que são utilizados no controle de ervas daninhas e pragas na agricultura (herbicida; acaricida; fungicida); na área de produtos de higiene pessoal; cosmética; desinfecção e esterilização de superfícies em geral.

A seleção de biocida para combustível deve ser baseada na regulação vigente no país, sendo nos Estados Unidos realizada pela USEPA (Agencia de Proteção Ambiental dos Estados Unidos) e na Europa, são regulados pela Diretiva de Produtos Biocidas da União Européia (EU- No 528/2012) (LUZ et al., 2018). Um biocida para uso em combustíveis deve ser de amplo espectro de ação (eliminação de bactérias e fungos), ser solúvel em ambas as fases (oleosa e aquosa); efetivo a baixas concentrações; compatível com o combustível, baixo custo e baixo risco a saúde ocupacional e ambiental (HILL & HILL, 2008; KLINKSPON, 2009; SIEGERT, 2009; BENTO et al., 2010; 2016; BROWNE, 2011; CANTER, 2012; LUZ et al., 2018; CAZAROLLI et al., 2020; ZIMMER & BENTO, 2020). Os compostos isotiazolonas, oxazolidinas e morfolininas são indicados para uso em combustível, com características importantes de solubilidade tanto na fase combustível quanto na fase aquosa (GAYLARDE, 1985; PASSMAN, 2013; BENTO et al., 2016; SUAREZ et al., 2018; LUZ et al., 2018; DA FONSECA et al., 2019; ZIMMER & BENTO, 2020; CAZAROLLI et al., 2020).

No Brasil o uso de biocidas para a preservação de combustíveis ainda não foi

homologado e nenhum composto e ou produto foi indicado pela ANP (*Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis*) e ou IBAMA (*Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis*). Existe uma grande preocupação dos órgãos legisladores e também das empresas distribuidoras de combustíveis, com problemas ambientais decorrentes de derrames acidentais ou vazamentos de combustível. Neste sentido, o tratamento dos combustíveis armazenados com antimicrobianos deve considerar que muitas moléculas indicadas são solúveis tanto na fase óleo quanto na fase água. As frações do biocida que permanecem na fase combustível podem desaparecer sem maiores danos ambientais, durante a queima deste no motor (SIEGERT, 2009). Porém, as frações que migram para a fase aquosa, necessitam de tratamento (desativação ou diluição) e posterior descarte efluente drenado dos tanques de armazenamento de combustíveis tratados com biocida (BENTO et al., 2011; 2016; ZIMMER et al., 2013). Na maioria dos postos de combustível no Brasil, os resíduos líquidos passam apenas por caixas separadoras com a finalidade de retirar o material grosseiro e separar água e óleo, sendo canalizados, sem qualquer tipo de tratamento, para o esgoto pluvial ou corpos hídricos próximos (ERAS et al. 2011). Mesmo quando ocorre o monitoramento do efluente, a verificação se dá através de análises físico-químicas indiretas e inespecíficas de carbono orgânico, presença de sedimentos, temperatura e pH (MARTINS, 2007; VASCONCELOS, 2009). Estas análises, no entanto, não distinguem entre as substâncias que afetam os sistemas biológicos e as que são inertes no ambiente, sendo insuficientes para avaliar o potencial de risco ambiental dos contaminantes (RONCO et al., 2004). Baseados na Resolução Nº 357 de 2005 e na do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), os órgãos ambientais estaduais Brasileiros já estão exigindo que as empresas atendam aos limites de toxicidade estabelecidos para efluentes.

Como complementação aos testes físico/químicos, ensaios de ecotoxicidade aguda e crônica são empregados para avaliação da presença e dos efeitos de substâncias químicas em efluentes industriais (DELANE et al., 2020; WEBER et al., 1993.). Estas avaliações são utilizadas no monitoramento do risco ambiental decorrentes da exposição da biota e dos diferentes compartimentos ambientais às substâncias químicas (xenobióticos). Os ensaios de toxicidade podem também revelar os efeitos adversos da combinação de diferentes substâncias químicas presentes em um efluente, incluindo seus efeitos aditivos, sinérgicos e antagônicos sobre os organismos vivos (PIMENTEL, 2011; BEZERRA et al., 2014). O objetivo dos testes de ecotoxicidade é determinar a concentração do agente químico que causa ou não efeito sobre os organismos-teste. Neste tipo de ensaio, organismos-teste são expostos às substâncias de interesse, em condições padronizadas, e os efeitos adversos específicos, decorrentes desta exposição, como morte, imobilidade e alterações físicas e fisiológicas (reprodução, alterações genéticas e funcionais), são avaliados (ABNT, 2004; PIMENTEL, 2011). Os bioensaios que avaliam toxicidade aguda são geralmente os primeiros a ser realizados, sendo muito importantes quando não se tem informações sobre a substância química avaliada. O efeito agudo consiste em uma resposta severa e rápida dos organismos frente a substância-teste e tem como indicadores de toxicidade a morte ou imobilização dos



organismos (KNIE & LOPES, 2004). Dentre os organismos- teste mais utilizados em ensaios de ecotoxicidade estão os micro-crustáceos (CONAMA, 2011).

Um bioensaio de toxicidade aguda bastante utilizado na avaliação de danos provocados por substâncias químicas em ecossistemas aquáticos é o bioensaio de imobilidade de *A. Salina*. Este micro-crustáceo é um organismo aquático amplamente recomendado como bioindicador por compor um bioensaio rápido e de baixo custo, que não exige técnicas assépticas e também porque seus cistos são facilmente adquiridos em qualquer loja de suprimentos para aquários (GUERRA, 2001; SOUZA et al., 2007; PIMENTEL et al., 2009). Além disto, estes cistos ao eclodirem possuem idades, genótipos e condição fisiológica similares. A espécie tem ainda, como vantagem, um ciclo de vida curto, grande resistência a manipulação e uma ampla distribuição geográfica, vivendo em ambientes salobros e salinos, como lagoas costeiras ao redor do mundo. Estes crustáceos são filtradores não seletivos e podem tolerar grandes variações de salinidade, temperatura, pH e oxigênio (NUNES et al. 2006). Complementarmente, o bioensaio de germinação de sementes e crescimento da raiz é bastante empregado para avaliar os danos causados por compostos tóxicos e pesticidas no compartimento terrestre o (ASTM, 2003; ISO, 2005; OECD/OCDE, 2006a, 2006b; LORS et al., 2010). Este bioensaio envolve uma técnica simples, barata, rápida e reprodutível, que avalia a inibição do processo germinativo e o alongamento das raízes na presença de um contaminante ou mistura líquida de contaminantes (WANG & KETURI, 1990; GOPALAN, 1999). A espécie *Lactuca sativa* L. (alface) é considerada padrão para uso em testes fitotoxicológicos devido à sua moderada sensibilidade e alta frequência. Diferentes órgãos internacionais como a EPA, FDA, OECD e o *National Water Research Institute*, no Canadá (DUTKA, 1989, OECD/OCDE, 2006), recomendam o emprego destas sementes devido a sua importância agrícola, seu crescimento rápido e a pouca reserva de energia necessária para sua germinação (ATSM 2003; ISO, 2005; LORS et al., 2010; MTIZI & GWENZI, 2019).

Existe na literatura uma escassez de informações sobre os impactos que a utilização de biocidas nos combustíveis pode causar. Alguns autores sugerem que a presença destas substâncias nos efluentes, pode impactar negativamente os ecossistemas (RANGEL, 2012; LUZ et al., 2018). Alguns biocidas podem ser persistentes e inespecíficos e interferem nos processos de tratamento que utilizam métodos biológicos. Recentemente, LUZ et al. (2018) realizaram um levantamento sobre os estudos que abordam os riscos ambientais decorrentes do uso de biocidas como aditivos do biodiesel e concluíram que ainda existe uma grande lacuna sobre o tema em nível mundial. CASTRO et al., (2011), chamam a atenção para o mesmo problema ocorrendo com biocidas utilizados em tintas, onde destacam a dificuldade de se realizar experimentos que permitam avaliações precisas uma vez que mais de um produto tóxico pode estar presente na amostra avaliada, propiciando o surgimento de efeitos sinérgicos ou aditivos.

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a ecotoxicidade aguda (espécies *Lactuca sativa* L. (alface) e *Artemia salina* Leach (microcrustáceo) como or-

ganismos-teste) de uma fase aquosa proveniente de tanques de armazenamento simulado com mistura B10, tratada e não tratada com um aditivo multifuncional (50% biocida-MBO) em sua composição.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

A ecotoxicidade da fase aquosa presente em um tanque de armazenamento simulado da mistura B10 tratada e não tratada com um aditivo multifuncional, formulada exclusivamente para esse estudo (50% biocida-MBO não disponível comercialmente) foi estimada usando o teste de mobilidade de *A. salina* e o teste de germinação de sementes com *L sativa*.

2.1 Microcosmos

Para simular a estocagem da mistura B10 tratada com o aditivo, foram montados, frascos de vidro com capacidade para 5,0 L, contendo 4,95 L da mistura B10 (90% diesel S50 e 10% biodiesel - soja e sebo 25:75) não estéril e 50 mL de água destilada, para cada tempo amostral. Os tempos amostrais foram 1, 10, 20 e 30 dias. O combustível foi tratado com 0%, 0,05 ou 0,1% do aditivo. Os tratamentos foram denominados A (água destilada com combustível B10 sem biocida - 0%); B (água destilada com combustível B10 tratado com 0,05% de biocida) e C (água destilada com combustível B10 tratado com 0,1% de biocida. Todos os frascos foram mantidos abrigados da luz e em temperatura ambiente ($28 \pm 2^\circ\text{C}$). Após cada tempo amostral toda a fase aquosa (50 mL) foi retirada dos frascos com auxílio de uma pipeta de vidro e utilizada como substância teste nos ensaios de toxicidade sem qualquer tipo de diluição.

2.1.2 Biocida

Foi utilizado um aditivo multifuncional para misturas diesel/biodiesel que tem em sua composição 50% de biocida formulado a base de oxazolidina, 3,3-methylenbis (5-methyloxazolidine) – MBO.

2.2 Análises de ecotoxicidade

As análises ecotoxicológicas foram realizadas a partir de bioensaios de toxicidade aguda, utilizando como organismo-teste o micro crustáceo *Artemia salina*



Leach e a planta *Lactuca sativa* L. (Alface).

2.2.1 Bioensaio de imobilidade de *A. salina*

A metodologia utilizada para os ensaios de toxicidade com *A. salina* foi baseada em MEYER et al. (1982), NASCIMENTO et al. (1999) e Normas da CETESB-SP (1991).

2.2.2 Controle da sensibilidade dos organismos-teste

Foram realizados ensaios de toxicidade aguda com a substância de referência dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) da marca Sigma Aldrich®. Foram considerados aptos para utilização nos testes os lotes com neonatos que apresentaram uma CE_{50} 24h, entre 0,6 e 1,7 mg/L de $K_2Cr_2O_7$ (ISO, 1996).

2.2.3 Eclosão dos cistos de *A. salina*

A eclosão dos cistos de *A. salina* (Maramar Pet®) foi realizada em um funil de separação contendo 250 mL de água do mar artificial com salinidade de 35%, onde foram adicionados 0,1g de cistos. O funil foi mantido sob iluminação e aeração constantes, durante 48 horas.

2.2.4 Delineamento experimental

Um frasco contendo 15 mL da amostra a ser testada recebeu 0,525g de sal marinho a fim de manter as condições de salinidade ideais para o cultivo de *A. salina*. Após, 5 mL da amostra salinizada foi transferida para frascos de polipropileno com capacidade para 15mL. Com o auxílio de uma pipeta Pasteur, 10 nauplius recém-eclodidos foram transferidos para cada frasco (Figura 1). Os frascos foram cobertos com papel alumínio e mantidos sob iluminação. A contagem dos animais mortos e vivos foi realizada após 48h sob estereomicroscópio (OPTTECH BEL EB 40). Foram determinados como mortos os animais que não apresentaram movimento num intervalo mínimo de 10 segundos.



Bioensaio com *Artemia salina*

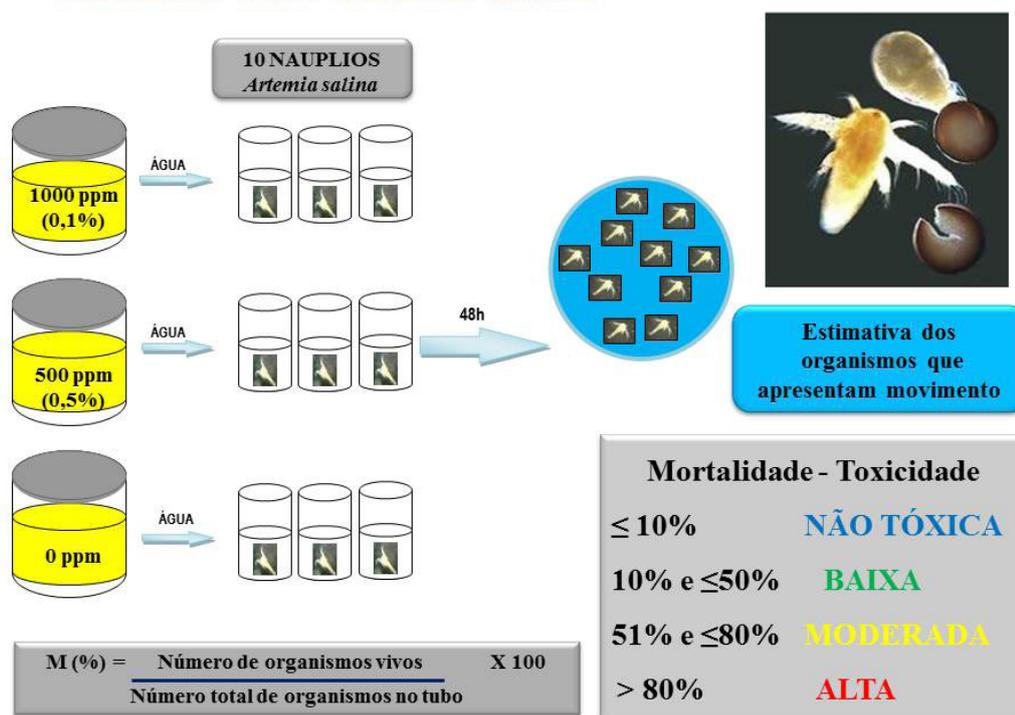


Figura 1: Delineamento experimental utilizado o bioensaio de imobilidade de *Artemia salina*
Fonte: Autor

A porcentagem final de mortalidade em cada tratamento foi calculada pela média de três réplicas. Cada réplica foi calculada pela fórmula:

$$M (\%) = (\text{Número de organismos mortos} / \text{Número total de organismos}) \times 100$$

A toxicidade da substância teste foi classificada como **não tóxica** (mortalidade ≤ 10%), **baixa toxicidade** (mortalidade > 10% e ≤ 50%), **moderada toxicidade** (mortalidade > 51% e ≤ 80%) e **alta toxicidade** (mortalidade > 80%) segundo EPA (2002) e KHAN et al. (2007). O controle do teste foi constituído pela solução utilizada para a eclosão dos cistos.

2.2.5 Bioensaio de germinação de Sementes

O bioensaio de germinação de sementes foi conduzido segundo a metodologia descrita em SOBRERO & RONCO (2004) a fim de avaliar o efeito fitotóxico da água que esteve em contato com o combustível tratado com biocida sobre o desenvolvimento de sementes de *L. sativa*. Para este experimento foram utilizadas sementes de alface da espécie *L. sativa* (marca ISLA- Alface Itapuã 401), adquiridas junto ao varejo local. As sementes para os testes foram selecionadas para um tamanho uniforme após triagem visual.

2.2.6 Delineamento experimental

O teste de germinação de sementes foi preparado colocando-se 10 sementes em placas de petri forradas com papel filtro e pequenos pedaços de algodão que serviram para manter a umidade dentro de cada placa. Após, 10 mL da substância teste foi homogeneamente distribuída na placa de modo a encharcar o papel e os algodões. Cada placa foi então vedada com filme plástico e mantida em temperatura ambiente ($28 \pm 2^\circ\text{C}$), no escuro por 5 dias. Três repetições foram preparadas para cada amostra (Figura 2). No quinto dia as sementes germinadas foram contadas e o comprimento das raízes de cada exemplar foi medido com régua. Os valores finais para cada parâmetro avaliado foram obtidos pela média das três réplicas dos tratamentos. A porcentagem de germinação das sementes e alongamento radicular de *L. sativa* em água destilada também foram medidos e utilizados como controle (TIQUIA et al, 1996; TIQUIA & TAM, 1998; BÁGUR-GONZALES et al., 2011). Para efeitos deste teste, a germinação foi considerada bem sucedida se o comprimento da raiz principal foi igual ou maior que 3 mm (BOWERS et al, 1997). Os dados foram utilizados para estabelecer três índices de toxicidade, índice de germinação de sementes (IS) e índice de alongamento da raiz (AR), conforme estabelecido por BÁGUR-GONZALES et al. (2011) e o índice de germinação (IG) (ZUCCONI et al. 1981).

$$\mathbf{IS} = (\text{Germ}_{(\text{amostra})} - \text{Germ}_{(\text{controle})}) / \text{Germ}_{(\text{controle})}$$

Onde, $\text{Germ}_{(\text{amostra})}$ é a média do número de sementes germinadas nos tratamentos (%) e $\text{Germ}_{(\text{controle})}$ a média do número de sementes germinadas no controle (%).

$$\mathbf{AR} = \text{Along}_{(\text{amostra})} - \text{Along}_{(\text{controle})} / \text{Along}_{(\text{controle})}$$

Onde, $\text{Along}_{(\text{amostra})}$ é a média do comprimento das raízes nos tratamentos (cm) e $\text{Along}_{(\text{controle})}$ a média do comprimento das raízes no controle (cm).

Estes índices podem variar entre -1 (fitotoxicidade máxima) a > 0 . Sendo o potencial de toxicidade aguda classificado como **baixa** (0 a -0,25); **moderada** (-0,25 a -0,5), **elevada** (-0,5 a -0,75) e **muito elevada** (-0,75 a -1). Caso haja uma redução de 50% na variável estudada (IS ou AR) em relação ao controle (branco) (IS_{50} ou AR_{50}), considera-se como uma medida do potencial de "Toxicidade crônica" devido à influência de longo prazo destes poluentes sobre o meio ambiente. Os valores de $\text{AR} > 0$ indicam estimulação do crescimento da semente (BÁGUR-GONZALES et al., 2011).

3. RESULTADOS

3.1 Teste de toxicidade frente a *Artemia salina*

No caso dos testes realizados neste experimento o objetivo foi avaliar o efeito das concentrações de uso do biocida sobre toxicidade da água que se forma no fundo dos tanques de armazenamento e que deve ser drenada em intervalos regulares. Por esta razão, optou-se por não diluir as amostras e apresentar os resultados obtidos nos testes com *A. salina* em percentual de mortalidade (Figura 3).

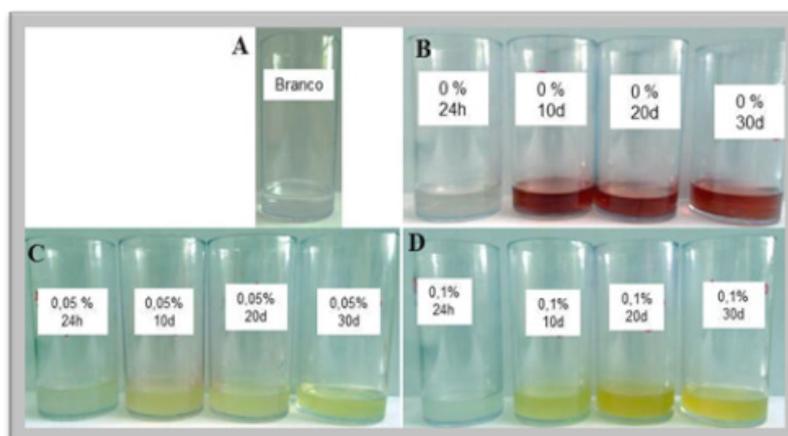


Figura 3: Imobilidade de *A. salina*. Frascos experimentais mostrando a aparência da substância teste ao longo do tempo de experimento. **A- Controle** água destilada salinizada (35g.L^{-1}) sem contato combustível ou biocida; **B-** água destilada salinizada (35g.L^{-1}) em contato com combustível (B10) ; **C-** água destilada salinizada (35g.L^{-1}) em contato com combustível (B10) tratado com 0,05% de aditivo; **D -** água destilada (35g.L^{-1}) em contato com combustível (B10) tratado com 0,1% de biocida.

Fonte: Autor

O percentual de mortalidade de *A. salina* no tratamento CONTROLE (apenas solução de eclosão) foi de 10%, o que confirma a validade do teste. A mortalidade no tratamento **A** foi 20% após 24h e 40% após 30 dias, indicando que o efluente gerado apresenta baixa toxicidade para *A.salina* e que esta toxicidade tende a ser maior conforme o tempo de contato entre a água e a mistura B10 aumenta. Nos tratamentos **B** e **C** a mortalidade após 24h foi de 90% e 100% respectivamente. Após 10 dias a mortalidade observada em ambos os tratamentos foi de 100%, caracterizando a substância teste como altamente tóxica para *A. salina*. A comparação das médias por um teste de Tukey mostra uma diferença significativa ($p \geq 0,05$) na mortalidade observada para *A. salina* entre a amostra que ficou em contato com o combustível não tratado (A) e as amostras que entraram em contato com o combustível tratado com o biocida (B e C) (Figura 4).

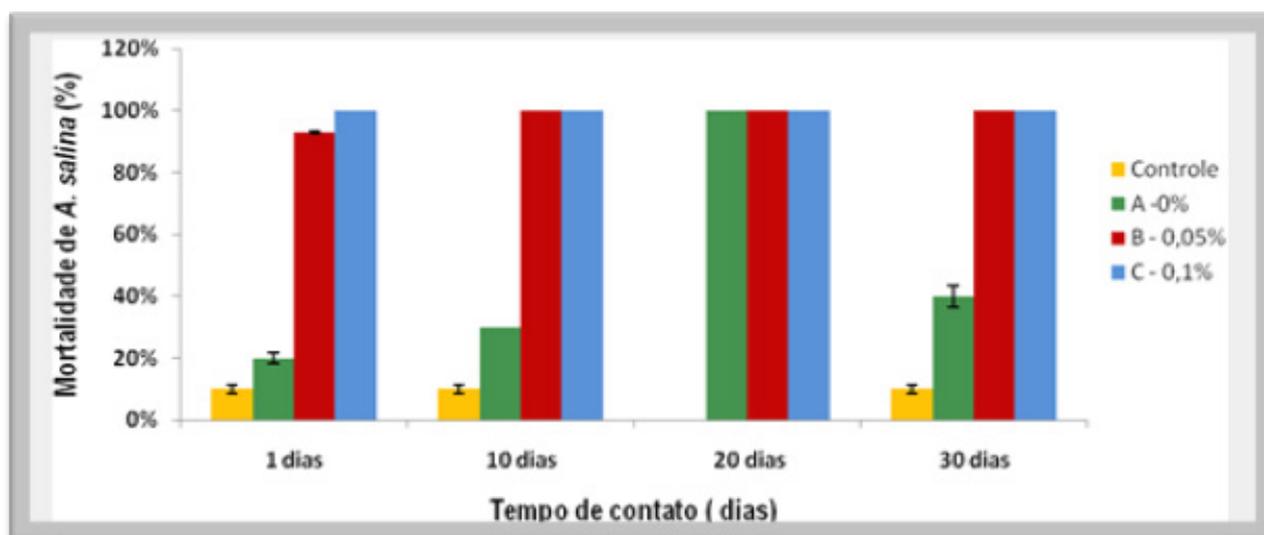


Figura 4: Mortalidade de *A. salina* exposta a uma fase aquosa em contato com combustível tratado com o aditivo com biocida. **Controle:** água destilada salinizada (35g.L^{-1}) sem contato combustível ou biocida; **A** - água destilada salinizada (35g.L^{-1}) e combustível (B10); **B** - água destilada salinizada (35g.L^{-1}) e combustível (B10) tratado com 0,05% de aditivo; **C** - água destilada (35g.L^{-1}) e combustível (B10) tratado com 0,1% de biocida.

Fonte: Autor

3.2 Bioensaio de germinação Sementes com *Lactuca sativa*

No teste de germinação de sementes, foram utilizados três diferentes índices como parâmetro para estimar a fitotoxicidade da água que entrou em contato com o combustível tratado com o biocida: o índice de germinação de sementes (SG), o índice de alongamento da raiz (RE) (BÁGUR –GONZALES et al., 2011) e o índice de crescimento (IG). Os três índices mostraram boa concordância para a estimativa da toxicidade da substância testada. A precisão analítica e a variabilidade da sensibilidade dos organismos foram avaliadas através do coeficiente de variação que é calculado como $CV(\%) = (\text{desvio padrão} / \text{média}) \times 100$ (PERINA, 2009). Os resultados dos testes de germinação das sementes estão resumidos na tabela 1 e também na Figura 5.

Tabela 1. Parâmetros medidos e os índices de toxicidade para bioensaio com *L. sativa* L.

<i>Lactuca sativa</i> L.								
AMOSTRA	Germinação (%)	Comprimento (cm)	CV (%)	IC%	IS	AR	Toxicidade	
CONTRO- LE	1 dia	90	3,22 ± 0,27	8,68	-	-	-	Não tóxica
	10 dias	90	3,22 ± 0,27	8,68	-	-	-	Não tóxica
	20 dias	83	3,37 ± 0,36	10,68	-	-	-	Não tóxica
	30 dias	90	3,22 ± 0,27	8,68	-	-	-	Não tóxica
BIOCIDA 0% (A)	1 dia	80	2,61 ± 0,53	22,94	72,27	-0,186	-0,111	Baixa
	10 dias	40	1,89 ± 0,42	22,22	26,08	-0,413	-0,555	Moderada/ alta
	20 dias	40	1,64 ± 0,34	2,07	23,36	-0,513	-0,519	alta
	30 dias	30	1,12 ± 0,17	15,17	11,59	-0,652	-0,666	alta
BIOCIDA 0,05% (B)	1 dia	0	0	0	0	-1	-1	Muito alta
	10 dias	0	0	0	0	-1	-1	Muito alta
	20 dias	0	0	0	0	-1	-1	Muito alta
	30 dias	0	0	0	0	-1	-1	Muito alta
BIOCIDA 0,1% (C)	1 dia	0	0	0	0	-1	-1	Muito alta
	10 dias	0	0	0	0	-1	-1	Muito alta
	20 dias	0	0	0	0	-1	-1	Muito alta
	30 dias	0	0	0	0	-1	-1	Muito alta

^a Valores médios; ^b desvio padrão. CV- Coeficiente de variação; IG- índice de germinação; IS- índice de germinação de sementes; AR- índice de alongamento da raiz ;

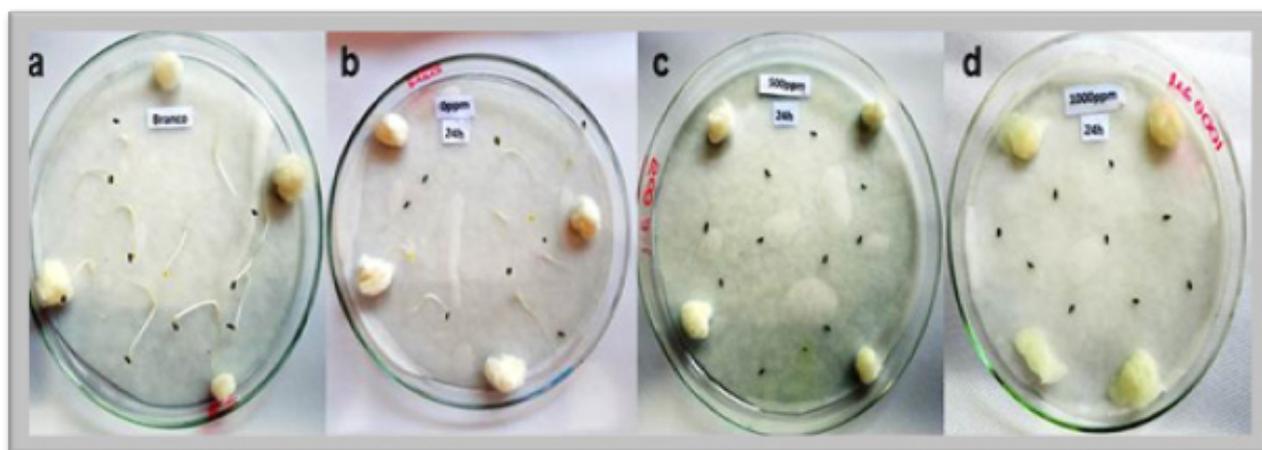


Figura 5: Germinação de sementes de *L. sativa* exposta a uma fase aquosa em contato com combustível tratado com o aditivo com biocida. **a. Controle:** água destilada salinizada (35g.L⁻¹) sem contato combustível ou biocida; **b.** - água destilada salinizada (35g.L⁻¹) e combustível (B10); **c.** - água destilada salinizada (35g.L⁻¹) e combustível (B10) tratado com 0,05% de aditivo; **d.** - água destilada (35g.L⁻¹) e combustível (B10) tratado com 0,1% de biocida.

Fonte: Autor

A toxicidade da água que entrou em contato como combustível não tratado (A) foi considerada baixa nas primeiras 24h, moderada até 10 dias de contato e alta entre 20 e 30 dias de contato. Nos tratamentos B e C (0,05 e 0,1% de biocida), ambos os índices informam uma alta toxicidade da substância teste sobre *L. sativa*. Os coeficientes de variação calculados foram satisfatórios levando-se em conta que uma variação menor que 30% considera que os estudos ecotoxicológicos apresentaram uma boa reprodutibilidade (ENVIRONMENT CANADÁ, 2007).

4. DISCUSSÃO

Nas condições deste estudo, a fase aquosa que esteve em contato com a mistura B10 não tratada com o aditivo mostrou-se tóxica para os organismos- teste utilizados, como a *Artemia. salina* e *Lactuca sativa*, e a toxicidade aumentou ao longo do tempo de contato com a mistura. De fato, dados da literatura mostram que algumas frações do diesel, solúveis em água (FSA), podem ser bastante tóxicas para os organismos aquáticos (KHAN et al., 2007; DEMELLO et al., 2007; HOLLEBONE et al., 2008; GORCHAROENWAT et al., 2017; MULLER et al., 2019). O petrodiesel é composto por hidrocarbonetos e frações de alguns compostos monoaromáticos como BTEX, alguns policíclicos aromáticos (HPAs - naftaleno e fenantreno, por exemplo), fenóis e compostos heterocíclicos contendo nitrogênio e enxofre além de alguns metais como cobre e níquel que podem se solubilizar na água (SILVEIRA et al., 2006; RODRIGUES et al., 2010). Portanto a água que entra em contato com este combustível pode apresentar um perfil tóxico para organismos aquáticos como demonstrado nos estudos de RAYBURN et al. (1996) com embriões de camarão, Silva et al. (2007) com o peixe *Danio rerio*, Muller et al. (2019) com o microcrustáceo *Daphnia magna* e a bactéria marinha *Aliivibrio fischeri*, Khan et al. (2007) com *D. magna* e o peixe *Oncorhynchus mykiss* e Gorcharoenwat et al. (2017) com larvas de *Macrobrachium rosenbergii*

Estudos recentes têm sugerido que a adição do biodiesel ao diesel de petróleo pode reduzir a toxicidade aquática do combustível, sendo esta redução melhor observada com misturas acima de 20% de biodiesel no diesel (LEME et al., 2011; CAVALCANTE et al., 2014). Khan et al. (2007) utilizaram o microcrustáceo *D. magna* e o *O. mykiss* (truta arco-iris) para investigar a toxicidade aquática da FSA de diferentes misturas de diesel e biodiesel, assim como diesel e biodiesel puros. Eles demonstraram que a toxicidade da água para estes organismos foi reduzida à medida que a proporção de biodiesel na mistura aumentava. Outros estudos (DEMELLO et al., 2007; SILVA et al., 2007; HOLLEBONE et al., 2008; MULLER et al. 2019) também relatam a redução dos efeitos tóxicos agudos para FSA de misturas de diesel e biodiesel maiores que B5. De acordo com Leme et al. (2011) esta redução da toxicidade em ambiente aquático ocorre porque há uma redução da solubilidade dos HPAs com o aumento da proporção do biodiesel ao diesel. Segundo Hollebhone et al. (2008), a solubilidade do diesel e do biodiesel puros em água são muito semelhantes. Com o auxílio de análises cromatográficas, os autores detectaram a presença



de componentes dos dois combustíveis (diesel e biodiesel) na água que esteve em contato com a mistura (B5 ou B20) em proporções semelhantes ao volume de cada combustível na mistura. Ainda de acordo com Hollebhone et al. (2008), a toxicidade do biodiesel puro é de 5 a 10 vezes menor que a do diesel puro, mas esta redução está associada aos componentes de cada combustível que se solubilizam em água.

No caso do biodiesel, apenas alguns ácidos graxos se solubilizam em água e uma vez que a composição de ácidos graxos dos biodieseis está associada ao tipo de óleo empregado na sua produção, biodieseis produzidos a partir de diferentes fontes apresentam diferentes perfis tóxicos. Pereira et al. (2012) e Leite et al. (2011), também observaram a presença de metanol na matriz aquosa que esteve em contato com as misturas de diesel e biodiesel, encontrando uma correlação positiva entre a quantidade de metanol observada e a quantidade de biodiesel na mistura. Segundo os autores, o metanol aparece na matriz aquosa como produto da hidrólise dos ésteres de ácidos graxos que compõem o biodiesel. Apesar de ser considerado tóxico para a biota (LEITE et al., 2011), a presença do metanol não interfere na toxicidade do biodiesel (PEREIRA et al., 2012).

Em nossos resultados a mortalidade observada para *A. salina* na água que esteve em contato com o combustível não tratado por 30 dias foi menor que 50%, indicando uma baixa toxicidade da substância teste sobre este organismo. Para *L. sativa*, na mesma condição, a toxicidade foi considerada alta. Estas diferenças observadas na classificação da toxicidade da substância teste sobre os organismos aqui estudados são consideradas normais, uma vez que nem todas as formas de vida apresentam a mesma susceptibilidade a uma mesma substância tóxica (FERNANDEZ-ALBA et al., 2001).

Com a adição de 0,05 e 0,1% do biocida à mistura B10, os resultados evidenciaram um aumento significativo na toxicidade aguda da água que esteve em contato com o combustível tratado. Nestas condições não foi observada, sobrevivência para *A. salina* nem germinação de *L. sativa* em qualquer dos tempos amostrais. Este aumento no nível de toxicidade observado nos tratamentos com adição de 0,05 e 0,1% do biocida à mistura B10 pode estar diretamente relacionado à migração de compostos químicos presentes no aditivo para a fase aquosa. O aditivo utilizado no estudo é composto por diversas substâncias químicas, responsáveis pela garantia de diferentes propriedades do combustível, tais como, estabilidade oxidativa, inibidores de corrosão, anti - congelantes entre outros. Siegert (2009), trabalhando com um sistema de óleo água (10:1), onde foi adicionado 0,02% de MBO (ingrediente ativo puro) ao combustível, observou que após 8 horas de contato, foi possível identificar uma concentração de 0,15% de MBO na água. Conforme este estudo, a solubilidade do biocida permite uma mistura com a fase aquosa, o que é desejável sob o ponto de vista de proteção do combustível, mas que pode representar um risco do ponto de vista ambiental. O biocida utilizado, é classificado como um liberador de formol. Fonseca et al., (2019) avaliaram a composição microbiana do lodo formado em 5 tanques de óleo diesel, com e sem o tratamento de 1000ppm de 2 biocidas (MBO e um surfactante). Após 35 dias a composição

da comunidade microbiana e o perfil metabólico foi avaliado, mostrando que os biocidas na concentração testada, não foram efetivos em causar mudanças significativas na composição da microbiota .

Geralmente as fichas de segurança que acompanham os produtos trazem informações sobre a toxicidade de substâncias puras, não levando em consideração as possíveis interações desta substância com outras que poderiam estar presentes no meio.

Os efeitos tóxicos combinados de vários produtos químicos têm recebido grande atenção em ecotoxicologia, pois misturas de produtos químicos podem ter um impacto negativo maior do que os constituintes individuais da mistura. Quando o modo de ação das diferentes substâncias tóxicas é semelhante ou se uma das substâncias for considerada como um diluente para outras deve-se considerar ainda um efeito aditivo, que leva a um aumento da toxicidade geral (BACKHAUS et al., 2009; FERNÁNDEZ-ALBA et al., 2002).

5. CONCLUSÕES

Nas condições deste estudo, foi observado que a fase aquosa que esteve em contato com a mistura B10 não tratada com o biocida foi tóxica para *A. salina* e *L. sativa* e a toxicidade aumentou, conforme maior tempo de contato com a mistura. Para a fase aquosa que esteve em contato com a mistura B10 tratada com 0,05 e 0,1% do aditivo (biocida), a toxicidade aguda para *A. salina* e *L. sativa* foi classificada como altamente tóxica, mantendo seu efeito tóxico mesmo após 30 dias. No caso desta fase aquosa (água livre de um tanque) não receber nenhum tratamento de desativação e ou diluição, é esperado um grande impacto em compartimentos ambientais. Os ensaios utilizados neste estudo têm baixo custo, são rápidos e demonstraram sensibilidade para a utilização como uma avaliação rápida da toxicidade com organismos aquáticos.



Referências

- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING, MATERIALS- ASTM Standard guide for conducting terrestrial plant toxicity tests. **ASTM International**, West Conshohocken, PA, pp 1534–1554, 2003.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 12713: Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade Aguda – Método de Ensaio com *daphnia spp* (Cladocera, Crustácea). Rio de Janeiro: p. 17. 2004..
- BACKHAUS, T., ALTENBURGER, R., BOEDEKER, W. et al. Predictability of the toxicity of multiple chemical mixtures to *Vibrio fischeri*: Mixtures composed of similarly acting chemicals. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 19, 2348–2356, 2009.
- BAGUR-GONZÁLEZ, M.G., ESTEPA-MOLINA, C., MARTÍN-PEINADO, et al. Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal (loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. **Journal of Soils and Sediments**, 11, 281-289, 2011. DOI 10.1007/s11368-010-0285-4.
- BENTO, F.M.; BUCKER, F.; SANTESTEVAN, N.; et al Impacto da adição do biodiesel ao óleo diesel durante a estocagem: Um enfoque microbiológico e controle. **Revista Biodiesel**, 47; Caderno técnico, 2010.
- BOWERS, N., PRATT, J. R., BEESON, D. & LEWIS M. Comparative evaluation of soil toxicity using lettuce seeds and soil ciliates **Environmental Toxicology and Chemistry**, 16 (2) , 207–213, 1997.
- CAVALCANTE, D.G.S.M., DA SILVA, N.D.G., MARCARINI, J.C., et al. Cytotoxic, biochemical and genotoxic effects of biodiesel produced by different routes on ZFL cell line. **Toxicol. Vitro** 28, 1117-1125. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.tiv.2014.05.008>.
- CASTRO, Í. B.; WESTPHAL, E. & FILLMANN, G. Tintas anti-incrustantes de terceira geração: novos biocidas no ambiente aquático. *Quimica Nova*, 34(6): 1021-1031, 2011.
- CAVALCANTI, E. H. S. ZIMMER, A.; BENTO, F.M. ; FERRÃO, M.F. Chemical and microbial storage stability studies and shelf life determinations of commercial Brazilian biodiesels stored in carbon steel containers in subtropical conditions. **Fuel**, 236, 993–1007.2019.
- CASTILLO-GARIT, J.A.; PÉREZ, Y.G.; ALBEAR, E.M., et al. Environmental toxicity prediction using computational tools: prediction of potential hazardous effects of chemicals in *Lactuca sativa* seed germination. **NEREIS**, 11, 15-30, 2019. ISSN: 1888-8550
- CETESB. Água do Mar – Teste de Toxicidade Aguda com Artemia. **Norma Técnica L5.021**, São Paulo. 1991.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução** nº. 129, de 24 de novembro de 2006. http://lproweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/smam/ usu_doc/ resolucao_consema_n129 _ 06.pdf>. Acesso em ago. 2011.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução** 357 de 17 de março de 2005. Disponível em: www.mma.sp.gov.br/conama/35705 – acesso em out 2012.
- DA FONSECA, M.M.B.; MINNICELLIA, C.F.; SILVA-PORTELA, R.C.B.; FARIAS, M.F.; SANTOS, P.R.S.; FERNANDE, G.J.T.; AGNEZ-LIMA, L.F. Unlocking and functional profiling of the bacterial communities in diesel tanks upon additive treatment. *Fuel* (236):1311-1320, 2019.
- DELANE, E. I.; EVANGELISTA-BARRETO, N. S.; CAZETTA, M. L.A. Levedura *Pichia kudriavzevii* SD5 como biocatalizador na descoloração do corante Preto Reativo 5. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 25 (2) 361-369, 2020, DOI: 10.1590/S1413-41522020182911.
- DeMELLO, J.A., CARMICHAEL, C. A., PEACOCK, E. E., et al. "Biodegradation and Environmental Behavior of Biodiesel Mixtures in the Sea: An Initial Study". **Marine Pollution Bulletin**, 54, 894 – 904, 2007.
- DUTKA, B. J. Methods microbiological for toxicological analysis of water, wastewater and sediments. **National Water Research Institute**, Burlington, Ontario, Canada, p.127, 1989.
- ENVIRONMENT CANADA. Biological test method: test for measuring emergence and growth of terrestrial

- plants exposed to contaminants in soil. Method Development and Applications Section, **Environmental Technology Centre**, Ottawa, ON, Canada, 2007, 1–131.
- ÉRAS, A. C. S.; SOUSA, C. A. & ANDRADE, C. S. Condições ambientais dos postos de combustíveis da cidade de Dourados-MS. In: Anais do II **Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, Londrina IBEAS, 2011. Disponível em: <http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2011/XI-010.pdf> acesso em mai. 2012.
- FERNÁNDEZ-ALBA, A. R., HERNANDO, D., AGÜERA, A. et al. Toxicity assays: a way for evaluating AOPs efficiency. **Water Research**, 36, (17), 4255–4262. 2002 [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00165-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00165-3)
- FERNÁNDEZ-ALBA, A.R., HERNANDO, M.D., PIEDRA, L. et al. Toxicity evaluation of single and mixed anti-fouling biocides measured with acute toxicity bioassays. **Analytica Chimica Acta**, 456, 289–301, 2001.
- FOOD AND DRUG ADMINISTRATION. Seed germination and root elongation. Environmental Assessment Technical Assistance Document 4.06, the Center for Food Safety and Applied Nutrition and the Center for Veterinary Medicine, **U.S. Department of Health and Human Services**, Washington, D.C. 1987.
- GOPALAN, H.N.B. Ecosystem health and human wellbeing: the mission of the international programme plant bioassays. **Mutation Research**, 426, 99–102, 1999.
- GORCHAROENWAT, P., PIYATIRATITIVORAKUL, S., PUANGLARP, N., et al. Effect of water soluble fractions of diesel and biodiesel on larvae of the giant freshwater prawn, *Macrobrachium rosenbergii*, under different thermal conditions. **Walailak J. Sci. Technol.** 14, 837–848. 2017.
- GUERRA, R. Ecotoxicological and chemical evaluation of phenolic compounds in industrial effluents. **Chemosphere**, 44, 1737–1747. 2001.
- HOLLEBONE, B. P., FIELDHOUSE, B. & LANDRIAULT, M. "Aqueous Solubility, Dispersibility and Toxicity of Biodiesels". In Anais da **20th International Oil Spill Conference**, Savannah, Georgia, USA, 2008, 929 – 35. 2008.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 11269-2**. Soil Quality: Determination of the Pollutants Effects on Soil Flora. Part 2. Effects of Chemicals on the Emergence and Growth of Higher Plants. Geneva: ISO: 2005.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 6341**: *Water quality – Determination of the inhibition of the mobility of Daphnia magna Stratus (Cladocera, Crustacea) – Acute toxicity test*. USA: ISO. 1996.
- KHAN, N., WARITH, M. & LUK, G. "A comparison of acute toxicity of biodiesel, biodiesel blends, and diesel on aquatic organisms". **Journal of the Air and Waste Management Association**, 57(3), 286–96, 2007.
- KNIE, J.L.W. & LOPES, E.W.B. Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações. Florianópolis: FAT-MA/GTZ, 2004.
- LEITE, M. B. N. L., ARAUJO, M. M. S., NASCIMENTO, I. A., et al Toxicity of water-soluble fractions of biodiesel fuels derived from castor oil, palm oil, and waste cooking oil. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 30, 893–897, 2011.
- LEME, D.M., GRUMMT, T., OLIVEIRA, D.P., SEHR, A., et al. Genotoxicity assessment of water soluble fractions of biodiesel and its diesel blends using the Salmonella assay and the in vitro MicroFlow_ kit (Litron) assay. **Chemosphere**, 86, 512–520, 2011.
- LORS, C., PONGE, J.-F., ALDAYA, M.M., DAMIDOT, D. Comparison of solid-phase bioassays and ecoscores to evaluate the toxicity of contaminated soils. **Environ. Pollut.** 158 (8), 2640–2647 2010. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.05.005>.
- LUZ, G.V.S.; SOUSA, B.A.; GUEDES, A.V. et al. Biocides Used as Additives to Biodiesels and Their Risks to the Environment and Public Health: A Review. **Molecules**, 23, 2698. 2018. doi:10.3390/molecules23102698
- MARTINS, C.R.O. Avaliação da estrutura dos postos de revenda de combustíveis do distrito federal quanto à geração de resíduos aliada à análise de sua citotoxicidade e genotoxicidade. Tese (**Doutorado**) em biologia Animal, Universidade de Brasília, Brasil, 2007.
- MEYER, B.N., FERRIGNI, N.R., PUTNAM, J.E. et al. Brine Shrimp: A Convenient General Bioassay for Active



Plant Constituents. **Journal of Medicinal Plant Research**, 45, p.31-34, 1982.

MTISI, M. & GWENZI, W. Evaluation of the phytotoxicity of coal ash on lettuce (*Lactuca sativa* L.) germination, growth and metal uptake **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 170, 750–762. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.047>

MULLER, J.B., MELEGARI, S.P.; PERREAULT, F & MATIAS, W.G. Comparative assessment of acute and chronic ecotoxicity of water soluble fractions of diesel and biodiesel on *Daphnia magna* and *Aliivibrio fischeri*. **Chemosphere** 221, 640-646. 2019.

NASCIMENTO I. A. & ARAÚJO M.M.S. Testes Ecotoxicológicos Marinhos: Análise de Sensibilidade. **Ecotoxicology and Environmental Restoration**, 2(1), 41-47, 1999.

OECD/OCDE, OECD/**OCDE 208: OECD** Guidelines for the Testing of Chemical: Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test. OECD Publishing, Paris 2006.

PASSMAN, F.J., Microbial contamination and its control in fuels and fuel systems since 1980 e a review, **International Biodeterioration & Biodegradation**. 81, 88–104, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2012.08.002>.

PEREIRA, S. A., ARAÚJO, V.Q., REBOUCAS, M.V. et al. A. Toxicity of biodiesel, diesel and biodiesel/diesel blends: comparative sub-lethal effects of water-soluble fractions to microalgae species. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 88, 234–238, 2012.

PERINA, F. C. Avaliação da toxicidade de biocidas utilizados em tintas anticrustantes. Dissertação (**Mestrado**). Universidade Federal de Rio Grande, Rio Grande, RS, 2009.

PIMENTEL, M. F. P.; LIMA, D. P.; MARTINS, L. B.; et al. Ecotoxicological analysis of cashew nut industry effluents, specifically two of its major phenolic components, cardol and cardanol. **PANAMJAS**, 4, 363-368, 2009.

RANGEL, T. C. Avaliação Ecotoxicológica do Biocida GROTON OX mediante Bioensaios de ecotoxicidade aguda utilizando *Artemia Salina* e *Lactuca Sativa* como Bioindicadores. Trabalho de Conclusão de Curso, Química Industrial, UFRGS, 2012.

RAYBURN, J. R., GLAS, P. S., FOSS, S. S. & FISHER, W. S. "Characterization of Grass Shrimp (*Palaemonetes pugio*) Embryo Toxicity Tests using the Water-Soluble Fraction of Number 2 Fuel Oil". **Marine Pollution Bulletin** 32 (12), 860 – 866, 1996.

RODRIGUES R. V., K. C. MIRANDA-FILHO, E. P. GUSMÃO, C. B. MOREIRA, L. A. ROMANO & L. A. SAMPAIO. Deleterious effects of water-soluble fraction of petroleum, diesel and gasoline on marine pejerrey *Odontesthes argentinensis* larvae. **Science of the Total Environment**, 408, 2054-2059, 2010.

RONCO, A., BÁEZ, M. C. D. & GRANADOS, Y. P. *In: Ensayos Toxicológicos y Métodos de Evaluación de Calidad de Aguas – Estandarización, Intercalibración, Resultados y Aplicaciones*; Morales, G. C., ed.; **Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo**: Ottawa, cap. 1, 2004.

SIEGERT, N. Microbial Contamination in Diesel Fuel - Are new problems arising from biodiesel blends? In: IASH 2009- **11th International Conference on Stability, Handling and Use of Liquid Fuels**, Prague, Czech Republic, 18-22, October, 2009.

SILVA, E. P.; TAVARES, M. G. O., BRAGA, A. C., et al. "Avaliação Ecotoxicológica e Histológica de Combustíveis Fósseis e Biocombustíveis Produzidos por Craqueamento Termo-Catalítico e Transesterificação do Óleo de Soja". In Anais do **II Congresso da Rede Brasileira de Tecnologia de Biodiesel**, Brasília, Nov. 2007, 01 – 06.

SILVEIRA, E. L. C., CALAND, L. B., MOURA, C. V. R. & MOURA, E. M. Determinação de contaminantes em óleos lubrificantes usados e em esgotos contaminados por esses lubrificantes. **Química Nova**, 29, 1193-1197, 2006.

SOBRERO, M. S. & RONCO, A. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga. *In: Ensayos Toxicológicos y Métodos de Evaluación de calidad de Aguas: Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. Facultad de Ciencias Físicas e Matemáticas Ed. Chile, cap. 4, 2004.

SORENSEN, G.; PEDERSEN, D.V.; NORGAARD, A.K. et al. Microbial growth in biodiesel blends. **Bioresource Technology**, 102, 5259-5264.2011.



SOUZA, S. M. A. G. U.; FORGIARINI, E. & SOUZA, A. A. U. Toxicity of textile dyes and their degradation by the enzyme horseradish peroxidase (HRP). **Journal of Hazardous Materials** 147, 1073-1078, 2007. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.06.003.

TIQUIA, S. M. & TAM, N. F. Y. Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pig-manure sawdust litter and pig sludge. **Bioresource Technology**, 65, 43-49.1998.

TIQUIA, SM., TAM, N.F.Y. & HODGKISS, I.J. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter **Environmental Pollution**. 93, 249-256. 1996.

U.S. Environmental Protection Agency – USEPA. Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms, 5th ed.; **Research Triangle Park, NC**, 2002.

VASCONCELOS, D. & GOMES, A. Tratamento de efluentes de postos de combustíveis para o reuso usando processos oxidativos avançados. **Cadernos UniFOA**. 11:35-45.2009. Disponível em <http://www.foa.org.br/cadernos/edicao/11/35.pdf> acesso em junho de 2012

WANG, W & KETURI, P. Comparative seed germination tests using ten plant species for toxicity assessment of a metal engraving effluent sample. **Water, Air, and Soil Pollution**, 52 (3-4), 369-376, 1990.

ZIMMER, A. & BENTO, F.M., Seleção de biocidas para uso em misturas diesel-biodiesel. In: **Coletânea Estudos Ambientais e Agronômicos: Resultados para o Brasil**, Nobre, C. P. &Oliveira A.C.S. (Org.). São Luis: Ed. Pascal Ltda. P 25-47, 330f. 2020. <https://doi.org/10,29327/514614>

ZIMMER A, OLBONI A, TEIXEIRA SLC, et al. Biodiesel blend (B10) treated with a multifunctional additive (biocide) under simulated stored conditions&58; a field and lab scale monitoring. *Biofuel Res J* 2017;4(2):627–36. <https://doi.org/10.18331/BRJ2017.4.2.7>.

ZIMMER, A., CAZAROLLI, J., TEIXEIRA, R. M., et al Monitoring of efficacy of antimicrobial products during 60 days storage simulation of diesel (B0), biodiesel (B100) and blends (B7 and B10). **Fuel**, 112, 153-162, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2013.04.062>

ZUCCONI. F., FORTE, M., MONACO, A. & DE BERTOLDI, M. Biological evaluation of compost maturity. **Bio-Cycle**, 22, 27-29, 1981.

WEBER, C. **Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms**. USEPA, Cincinnati, Ohio. 4ed.; v. 2, p. 131-148, 1993.



AUTORES

Adriane Ramos Zimmer

Possui graduação em Biologia pela Universidade Luterana do Brasil (2005) e mestrado em Biologia Animal pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (2007). Doutorado em Microbiologia Agrícola e do Ambiente pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (2014). Desenvolveu trabalhos na área de biodeterioração de combustíveis (diesel, biodiesel e misturas) e controle de contaminação microbiana em ambientes industriais. Junto ao Laboratório de biodeterioração de combustíveis (LABBIO) da UFRGS atuou no planejamento e execução de projetos de consultoria para empresas nas áreas química e petroquímica, com ênfase no desenvolvimento de estratégias para proteção de combustíveis armazenados com a utilização de biocidas. Foi membro do Conselho Fiscal da ONG IGRE - Associação Sócio Ambientalista que desenvolve atividades na área de educação ambiental e membro suplente representante da mesma no Conselho Municipal de Meio Ambiente (COMAM). Recentemente atuou na preparação e organização das aulas práticas no laboratório de microbiologia/imunologia na PUCRS. Atualmente desenvolve e produz material didático para disciplinas na modalidade de ensino EAD para cursos de biologia e atua no assessoramento e apoio didático a professores.

Alexandre Bimbo

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade São Judas Tadeu (2003) e especialização em Gestão Industrial Farmacêutico pela Faculdades Oswaldo Cruz (2013). Atualmente é Supervisor de Produção do Instituto Butantan. Tem experiência na área de Imunologia, com ênfase em Imunoquímica.

Ana Célia Almeida Ferraz

Possui graduação em Tecnólogo em Informática pela Universidade Ceuma (2003) e graduação em Direito pela Universidade Ceuma (2013). Mestrado em andamento em Mestrado em Meio Ambiente. Atualmente é secretária acadêmica da Universidade Ceuma. <https://orcid.org/0000-0003-2044-3178>

Daniella Cordeiro de Lima Bitencourt de França

Faculdade Anhanguera, Goiânia-Goiás.



David Guilhon

Possui graduação em Desenho Industrial pela Universidade Federal do Maranhão (2005) e Mestrado em Design pela Universidade Federal do Maranhão (2016). Trabalhou como designer na Casa de Ideias Comunicação, como Diretor de Arte e Design na Assim Propaganda, na Mallmann Marketing e Pipa Publicidade. Tem experiência na área de Desenho Industrial, com ênfase em Desenho de Produto e Projeto Gráfico. Atualmente é Professor da Universidade CEUMA no Curso de Design Bacharelado, onde leciona as disciplinas de Materiais e Processos de Produção I, Materiais e Processos de Produção II, Produção Gráfica, Computação Gráfica e Meio Ambiente e Sustentabilidade; além de fazer parte do Grupo de Pesquisa Inovação e Sustentabilidade, na linha de pesquisa Materiais, Processos e Desenvolvimento de produtos e Comunicação Social.

Denilson Moreira dos Santos

Programa de Pós-graduação em Design, Universidade Federal do Maranhão.

Edirsana Maria Ribeiro de Carvalho

Possui graduação em ENGENHARIA DE PESCA pela Universidade Federal do Ceará (2005). Mestre em Engenharia de Pesca pela Universidade Federal do Ceará (2009). Doutora em Ciências Marinhas Tropicais pelo Instituto de Ciências do Mar - LABOMAR - UFC (2013). Trabalhou como professora substituta no Instituto Federal do Ceará - Campus Sobral lecionando disciplinas no curso Técnico em Meio Ambiente e Tecnólogo em Saneamento Ambiental. Atualmente é professora da UNIFANOR WYDEN -Brasil, lecionando disciplinas do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária. Em 2017 tornou-se Coordenadora dos cursos de Engenharia Ambiental e Sanitária, Química, Produção e Alimentos. Tem experiência na área de Microbiologia ambiental, Microbiologia de Alimentos, Bioprospecção de bactérias, Ecologia Microbiana, com ênfase em Microbiologia Ambiental e do Pescado, atuando principalmente nos seguintes temas: Qualidade de água e solo, Bactérias Heterotróficas, Vibrio, Escherichia coli, Enterococcus e Susceptibilidade Antimicrobiana.

Edumar Ramos Cabral Coelho

Engenheira civil pela Universidade Federal do Espírito Santo, Doutorado em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos. Professora Titular da Universidade Federal do Espírito Santo. Tem experiência na área de Engenharia Sanitária, com ênfase em Técnicas Avançadas de Tratamento de Águas para remoção de microcontaminantes.



Érico Kunde Corrêa

Professor Associado do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Pelotas. Professor do PPG em Ciências Ambientais do Centro de Engenharias da Universidade Federal de Pelotas e do PPG em Ciência e Tecnologia Agroindustrial da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da UFPel. Coordenador do Laboratório de Resíduos e Ecotoxicologia (CEng - UFPel). Atua como revisor diversos periódicos científicos nacionais e internacionais. Atua no desenvolvimento de produtos e processos para valorização de resíduos. Coordenador do Grupo de Gestão de Resíduos Sólidos.

Fátima Menezes Bento

Possui graduação e bacharelado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (1991), Mestrado em Microbiologia Agrícola e do Ambiente (1994) e Doutorado em Ciências dos Materiais pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (2001). Durante o doutorado, foi bolsista da UNESCO na Universidade de Portsmouth, Inglaterra, avaliando a degradação microbiana de óleo diesel por cromatografia (GC-MS). Conclui Pós-doutorados na Universidade da Califórnia ? Riverside, atuando na área de biorremediação de hidrocarbonetos (óleo diesel) e metais (2001-2002) e na Universidade da Flórida-Gainesville, acessando a diversidade microbiana com sequenciamento de alto rendimento no período de 2013-2014. Atualmente é professor Associado IV da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, coordenador do LAB-BIO (Laboratório de Biodeterioração de Combustíveis, Biocombustíveis e Biocidas) onde presta serviços de Consultoria na área de Combustíveis (como uma Ação de Extensão na UFRGS); líder de pesquisa em Biodeterioração no Curso de Pós-graduação em Microbiologia Agrícola e do Ambiente, onde orienta alunos de Mestrado, Doutorado e Pós-Doutorado. Tem experiência na área de Microbiologia do Petróleo, atuando principalmente nos seguintes temas: biocorrosão, biodeterioração, biodegradação, biorremediação de combustíveis (óleo diesel, gasolina, biodiesel; querosene e bioquerosene); produção de biossurfactantes, Biocidas, resíduos petroquímicos e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. Atualmente faz parte da Rede de Estudos e Projetos sobre Armazenamento de Biodiesel da Rede Brasileira de Tecnologia de Biodiesel e de Bioquerosene financiados pela FINEP e Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação.

Fernanda Pimenta de Freitas

Bióloga pela Pontifícia Universidade Católica de Goiás (PUC). Especialista em Tratamento e Disposição final de Resíduos Sólidos e Líquidos pela Escola de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Goiás. Técnica Industrial em Saneamento da Supervisão Operacional ETE Goiânia-Saneamento de Goiás S/A.



Gabriela Araujo Melo

Possui graduação em Arquitetura e Urbanismo pela Universidade Ceuma (2019).

Geise Macedo dos Santos

Bacharel em Engenharia Civil pela Universidade de Caxias do Sul. Atuou como bolsista de Iniciação Científica na área de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto desde 2014 a 2017, tendo como fomentos BIC-UCS, BIT Inovação e FAPERGS. Atualmente é técnica do Instituto de Saneamento Ambiental (ISAM/UCS) trabalhando com Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto e mestranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais da Universidade de Caxias do Sul.

Gisele Cemin

Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade do Vale do Taquari, Mestre e Doutora em Sensoriamento Remoto pelo Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia (CEPSRM) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Atualmente é professora Adjunta da Área do Conhecimento de Ciências Exatas e Engenharias e professora do corpo permanente do Programa de Pós-Graduação em Turismo e Hospitalidade - mestrado e doutorado. Tem experiência na área de pesquisa e extensão, atuando principalmente nas seguintes áreas: Sensoriamento Remoto, Geoprocessamento, Geoprocessamento aplicado ao Turismo, Ecologia de Paisagem, Cartografia, Ecologia de Ecossistemas, Agricultura de Precisão, Licenciamento Ambiental, Planejamento Urbano e Regional, Gestão Ambiental.

Jessica Gatti Silva

Atualmente mestranda bolsista CNPq no programa de Pós-Graduação em Engenharia Química pela Universidade Federal de Uberlândia (UFU). Graduada em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Uberlândia em 2017. Estagiou no decorrer de um ano na empresa Uberlândia Refrescos - Coca Cola Uberlândia - MG, trabalhando diretamente com as estações de tratamento de água e de efluentes, além de contato com gestão e educação ambiental. Realizou trabalho de Iniciação Científica na área de Micorriza Arbuscular, no Laboratório de Microbiologia Ambiental do Instituto de Ciências Agrárias de Uberlândia (ICIAG/UFU) de março de 2015 a fevereiro de 2016. Foi monitora bolsista da disciplina Qualidade da Água de outubro de 2015 a dezembro de 2015.

Jocilene Melo de Araújo

Graduação em Engenharia Civil pela Universidade Ceuma, UNICEUMA, Brasil.



Jonatas Martins Negueiro

Graduado em Licenciatura em Química e Técnico em Química pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Estado do Ceará - Campus Quixadá. Exerceu função como Assistente de Laboratório e Tratamento de Efluentes no Laboratório de Controle da Qualidade da Usina de Biodiesel de Quixadá (LCQ-UBQ), na Petrobras Biocombustível S.A. Laboratório acreditado pelo INMETRO, possuindo conhecimento em ensaios físico-químico, microbiológicos em água e efluentes. Foi bolsista de Iniciação Científica no Laboratório do Instituto Federal do Ceará a qual participava de pesquisas com biopolímeros e foi desenvolvido patentes depositada no Instituto Nacional da Propriedade Industrial (INPI). Foi bolsista do Programa Petrobrás de Formação de Recursos Humanos (PFRH).

José Mauro Mendes da Fonseca Júnior

Cursa graduação em Engenharia de Energia pela Faculdade UnB Gama e desenvolve pesquisa aplicada no Lacin em Avaliação do Ciclo de Vida de produtos e materiais da Cadeia Produtiva da Indústria da Construção. Tem interesse em pesquisas em Fontes de energia convencionais e alternativas.

José Fernando de Farias Segundo

Possui graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária pela Faculdade Nordeste - Devry Brasil (2018), curso-tecnico-profissionalizante em Técnico em Meio Ambiente pelo Centro de Estudos e Pesquisa em Eletrônica Profissional e Informática (2016).

Juliana Roquetti dos Santos

Biomédica, pós-graduada em Análise Instrumental Avançada, com experiência em produção de vacina virais e recombinantes adquirida em uma grande Instituição de Pesquisa e Produção de Imunobiológicos, com foco em fermentação de micro-organismos (OGMs) - escala piloto e industrial, desenvolvendo trabalhos em todas as vertentes envolvidas nestas atividades, incluindo otimizações de processos.

Kellya de Moraes e Silva

Possui graduação em Química Industrial pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás (2006). Tem experiência na área de Ciências Ambientais, com ênfase em Operação de estação de tratamento de esgoto. Especializada em Gestão e Química do Meio Ambiente, pelo Instituto de Química da UFG (2014).



Layla Gabrielle Silva Oliveira

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual do Maranhão (2019).

Linda Maria Messias Tavares

Especialista em Gestão da Qualidade no Segmento Farmacêutico pelo SENAC, Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Nove de Julho, realizou o Programa de Aprimoramento Profissional (FUNDAP) da Secretaria da Saúde de São Paulo, no programa de Produtos Virais e Recombinantes do Instituto Butantan. Atualmente é tecnologista de Produção II na Divisão de Desenvolvimento Tecnológico e Produção do Instituto Butantan, atua na área de Biotecnologia, com ênfase em purificação de proteínas, atuando principalmente nos seguintes temas: purificação de proteínas em escala piloto/industrial, vacina da Hepatite B, processos fermentativos de organismos geneticamente modificados (OGMs), Boas Práticas de Fabricação e controle em processos.

Luana Corrêa Silva

Graduação em Engenharia Agrônoma pela Universidade Estadual do Maranhão - UEMA. Com experiência com identificação de (FMA), avaliação do potencial de infecção micorrízica, cultura armadilhas para FMA em Brachiaria, quantificação de proteínas relacionadas às glomalinas, determinação de carbono orgânico do solo, adubação verde com Sabiá e outras Leguminosas, trabalhei com a atividade enzimática de arilsulfatase sob diferentes sistemas de manejo do solo e atualmente estou trabalhando com identificação de microrganismo endofíticos da raiz de Brachiaria e Babaçu.

Luciana Medeiros Bertini

Possui graduação em Química Licenciatura Plena pela Universidade Estadual do Ceará (2004), mestrado em Química Orgânica pela Universidade Federal do Ceará (2009) e doutorado em Química pela Universidade Federal do Ceará (2013). Atualmente é professor do quadro efetivo de Professores de Ensino Básico, Técnico e Tecnológico do Instituto Federal do Rio Grande do Norte - Campus Apodi e do Programa de Pós graduação em Ensino - POSENSINO (UERN/UFERSA/IFRN). Atua como Supervisora do Programa Institucional de Bolsas de Iniciação à Docência (PI-BID) no subprojeto Química/Apodi. Avaliadora Institucional do Instituto Nacional de Estudos e Pesquisas Educacionais Anísio Teixeira (INEP) em atos de credenciamento presencial. Líder do grupo de pesquisa NUPEQ (Núcleo de Pesquisa em Educação e Química). Sua experiência na pesquisa é desenvolver projetos nas áreas de Ensino em Química, Química dos Produtos Naturais e Biocombustíveis.



Liciane Oliveira da Rosa

Gestora Ambiental, mestranda no Programa de Pós Graduação em Ciências ambientais (PPGCamb) pela Universidade Federal de Pelotas (UFPeI). Atuou nas áreas de Estudo da qualidade da água do canal São Gonçalo e sua Relação aos usos da bacia hidrográfica da lagoa Mirim (2016), Utilização e tratamento de resíduos agropecuários pelo processo de vermicompostagem (2015) e Desenvolvimento de soluções ambientais e energéticas em propriedades de bacia leiteira da região sul do Rio Grande do Sul (2014 e 2015). Atualmente integra o Núcleo de Ensino e Pesquisa e extensão de Resíduos e Sustentabilidade NEPERS - UFPeI e bolsista de extensão no País -Nível C.

Lucas Lourenço Castiglioni Guidoni

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental (2016) e mestrado em Ciências Ambientais (2019) pela Universidade Federal de Pelotas. Colaborador do Núcleo de Educação, Pesquisa e Extensão em Resíduos e Sustentabilidade (NEPERS/UFPeI) entre 2011 até o presente. Atuou como projetista em serviços de licenciamento ambiental e foi supervisor de gerenciamento de resíduos sólidos, tratamento de água, tratamento de efluentes de empreendimentos de geração de energia elétrica a partir de biomassa (2016-2017 e 2019-2020). Atualmente cursa o doutorado em Biotecnologia (UFPeI).

Luciara Bilhalva Corrêa

Possui graduação em Economia Doméstica pela Universidade Federal de Pelotas (1999). Mestrado em Educação Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande (2005). Doutorado em Educação Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande (2009). Professora Associada da Universidade Federal de Pelotas. Coordena o Laboratório de Educação Ambiental e o Núcleo de Educação, Pesquisa e Extensão em Resíduos e Sustentabilidade. Atua nos Programas de Pós-Graduação nível Lato Sensu - Especialização em Educação Ambiental, e Stricto Sensu - Mestrado em Ciências Ambientais e Mestrado em Desenvolvimento Territorial e Sistemas Agroindustriais. Pesquisas relacionadas aos temas: consumo sustentável, família, criança, catadores, educação ambiental formal e não-formal, gerenciamento de resíduos sólidos domésticos e resíduos sólidos de serviços de saúde, higienização, qualidade de vida, sustentabilidade.

Maria Alexandra de Sousa Rios

Possui graduação (2001) e mestrado (2004) em Engenharia Química e doutorado (2008) em Química Inorgânica pela Universidade Federal do Ceará. Atualmente é Professora Adjunto, classe C, Nível 2 da Universidade Federal do Ceará - Departamento de Engenharia Mecânica e Coordenadora do Curso de Engenharia Mecânica - CT/Fortaleza. Em pesquisa tem atuado nos temas: Produção e caracterização de combustíveis derivados da biomassa; Desenvolvimento de bioprodutos;



Ensaio de performance de aditivos, lubrificantes e biocombustíveis; Projetos de equipamentos de bancada para ensaios de combustíveis e lubrificantes; Análise térmica e oxidação e Análise Exergética da produção de biodiesel em escala de bancada, com ênfase em Sustentabilidade, Tecnologias Limpas e Inovação.

Maria Darlys Bastos Lima

Graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual do Maranhão, UEMA, Brasil.

Maria del Pilar Hidalgo Falla

Graduada em Químico na Universidad Nacional Mayor-Lima Perú (1987), e em Tecnologia de Laboratório Químico no Instituto Superior Tecnológico Simón Bolívar- Lima Perú (1986). Realizou o Mestrado em Química Analítica no Instituto de Química da USP (1999), neste desenvolveu Sistemas para Detecção de Reagentes de Flotação-Xantato por Análises em Fluxo. No ano de 2005 obteve o Doutorado no Departamento de Engenharia Metalúrgica e Materiais da Escola Politécnica da USP, o trabalho aponto no Desenvolvimento de Sensores na base de Nano semicondutores para detecção de Gases Poluentes. Nos anos de 2006 e 2007 realizou pós-doutoramentos na área de nanosensores e nariz eletrônico, com aplicação na Detecção de Gasolina Adulterada, no Laboratório de Microeletrônica e Instituto de Química da Universidade de São Paulo, sendo bolsista de CNPq e FAPESP. No ano 2008 foi pesquisadora colaboradora com a Universidade FEI. Durante 2009 foi Pesquisadora Visitante do Departamento de Engenharia Mecânica da UnB. No ano 2010 coordeno os Projetos de Desenvolvimento Sustentável da Usina de Biodiesel a partir de óleo de fritura da Prefeitura da USP e Instituto de Energia da Escola Politécnica, assim com da Universidade de Brasília- Faculdade Gama onde atualmente é Professora Adjunta na área de Engenharia de Energia e professora na Disciplina de Engenharia de Petróleo e Gás, assim como coordenadora dos projetos de Energias Alternativas- Células Solares financiados pela CNPq, e Biolubrificantes . No ano 2013 obteve Mestrado como ênfases em Engenharia de Petróleo e Gás na Universidade Católica de Petrópolis-RJ, o trabalho desenvolvido neste período foi sobre o Desenvolvimento e Caracterização de Fluidos de Perfuração de Petróleo. Além disto, tem trabalhado na indústria petroquímica durante 9 anos na área de lubrificantes e pesquisa e controle de qualidade em Refinarias de Petróleo, também tem realizado importantes consultorias em empresas na área industrial em Brasil e Perú.

Maria Raimunda Chagas Silva

Possui graduação em Química Industrial pela Universidade Federal do Maranhão (1999), Formação pedagógica, Licenciatura em Química pela Instituto de Ensino Superior Franciscano (2017), Especialização Educação Ambiental e Recursos Hídrico pela EESC-CRHEA/USP (2001) mestrado em Química (Química Analítica) pela Universidade de São Paulo (2002) e doutorado em Química Analítica pelo Instituto de Química de São Carlos (2006). Works Mission- Pós- Doutorado: Projeto



Desenvolvido no Departamento de Solo Qualitativo, Wageningen University Holanda (2010). Desenvolve de Projeto de Pesquisa e atualmente consultora ADHOC na FAPEMA e CNPQ e Avaliadora da revista CERES e Revista Ciências Exatas e Naturais e RENEFARA. Atualmente é Professora e Pesquisadora (Mestrado Meio Ambiente da Universidade Ceuma) e os Cursos de Engenharia Ambiental e Cível Produção, Farmácia, Nutrição, Biomedicina. Medicina (linha de pesquisa: gestão ambiental e Política e Saúde e Meio Ambiente) . Tem experiência na área de Química, com ênfase em Análise de Metais - Traços e Química Ambiental e identificação microbiológicas e parasitas em areia e água na zona costeiras, atuando principalmente nos seguintes temas: Água potável, águas subterrâneas, microbiologia do solo e água , efluente , alimentos, bromatologia, resíduos sólidos e sedimentos, herbicidas , solo, educação ambiental e bacias hidrográficas; Orcid.org/0000-0002-8685-7608

Matheus Macedo Barroso

Bacharel em Ciência e Tecnologia e Graduando em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Maranhão - UFMA, especialista em Docência do Ensino Superior pela Faculdade de Estudos Superiores do Maranhão - FESCEMP e cursando MBA em Engenharia Portuária pelo Instituto de Pós-Graduação e Graduação - IPOG. Atualmente realiza pesquisas voltadas para áreas de Patologias da Construção Civil e Gestão Ambiental na cidade de São Luís. Desenvolve a função de membro efetivo do grupo de ensino EPEQ - Escola Piloto de Engenharia Química, membro do Centro Acadêmico de Engenharia Civil da UFMA (Diretoria Acadêmica), Gerente de Marketing do projeto de desenvolvimento científico Célere Racing da Engenharia Mecânica e estagiário da Empresa Maranhense de Administração Portuária - EMAP atuando na Gerência de Manutenção.

Mirian Nakamura Gouvea

Possui graduação em Ciência Biológicas pela Universidade de São Paulo (1984), mestrado em Bioquímica pelo Instituto de Química da Universidade de São Paulo (1992) e doutorado em Patologia pela Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo. Atualmente é pesquisador científico do Instituto Butantan. Tem experiência na área de Bioprocessos, com ênfase em Purificação de Proteínas, atuando principalmente nos seguintes temas: purificação de proteínas em escala piloto/industrial, produção industrial de biofármacos, Boas Práticas de Fabricação, descarte de resíduos, anticorpo monoclonal e tumorigênese.

Naubert Zanoni

Possui graduação em Engenharia Química pela Universidade de Caxias do Sul (2015). Mestrando em Engenharia e Ciências Ambientais pela Universidade de Caxias do Sul.



Normando Perazzo Barbosa Souto

Graduando em Engenharia de Energia pela Universidade de Brasília (UnB) e em Tecnologia em Gestão Ambiental pela Universidade Cruzeiro do Sul (UNICSUL). Foi estagiário do Serviço Florestal Brasileiro (SFB), na Área de Energia da Biomassa do Laboratório de Produtos Florestais (LPF). Tem experiência na caracterização energética de biomassa florestal e agrícola (análise imediata e poder calorífico), assim como em processos de conversão termoquímica e densificação do material. Conhecimento em análise instrumental de combustíveis e biocombustíveis, principalmente no manuseio de equipamentos de termogravimetria e espectroscopia e na análise de seus resultados.

Priscilla Spadeto Altoé

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Espírito Santo (2014), curso-tecnico-profissionalizante em Técnico em Química pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo (2009) e mestrado-profissionalizante em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável pela Universidade Federal do Espírito Santo (2018). Atualmente é Técnico de laboratório da Universidade Federal do Espírito Santo.

Rafael Nunes Teixeira

Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal de Pelotas, UFPEL, Brasil.

Ryan Matheus de Oliveira Castro

Possui graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária pelo Centro Universitário UniFanor(2018). Atualmente é Serviços Burocráticos do Fundação Nacional da Saúde. Tem experiência na área de Engenharia Sanitária, com ênfase em Saneamento Básico.

Sofia Helena Zanella Carra

Graduada em Engenharia Ambiental pela Universidade de Caxias do Sul (2012). Mestre em Engenharia e Ciências Ambientais pela Universidade de Caxias do Sul (2015). MBA em Perícia, Auditoria e Gestão Ambiental pelo Instituto de Pós-Graduação - IPOG (2016). Aluna de doutorado (bolsista DAAD - Deutscher Akademischer Austauschdienst - doutorado pleno) - Humboldt-Universität zu Berlin. Projeto de doutorado desenvolvido junto ao Leibniz-Institut für Agrartechnik und Bioökonomie e.V. (ATB). ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3599-7352>



Solimar Francisco de Carvalho Gonçalves

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás (IFG), Goiânia-Goiás.

Taison Anderson Bortolin

Graduado em Engenharia Ambiental pela Universidade de Caxias do Sul. Especialista em Educação a distância pelo SENAC-RS. Especialista em Eficiência Energética pela Universidade Federal de Santa Maria. Mestre e Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Tânia Mara Pizzolato

Licenciatura em Química pela Universidade de Passo Fundo (1983), Mestrado em Química pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (1989) e Doutorado em Ciências dos Materiais pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (1997). Pós doutorado no Consejo Superior de Investigaciones Científicas - CSIC, Barcelona, Espanha, sob supervisão do Dr. Damià Barceló. Atualmente é professor Titular do Instituto de Química da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Atua nas seguintes áreas: análise de poluentes orgânicos (fenóis, agrotóxicos, fármacos), Tratamento de efluentes por Processos Oxidativos Avançados (Foto Fenton, Fotocatálise Heterogênea) e convencionais, desenvolvimento de Fases sólidas para pré-concentração e para cromatografia líquida. Tem atuado em projetos de Pesquisa direcionados ao estudo, caracterização e tratamento de efluentes, avaliação da presença de fármacos e drogas de abuso em amostras ambientais e agrotóxicos e drogas veterinárias em alimentos, oleoquímica, monitoramento ambiental de área petrolíferas, desenvolvimento de metodologias por cromatografia de íons, GC/MS e cromatografia líquida acoplada a espectrometria de massas. Especialista em espectrometria de massas.

Tassio Lessa do Nascimento

Possui graduação em Licenciatura em Química pela Universidade Federal do Ceará (2005), graduação em Química/Bacharelado - Habilitação em Química Industrial pela Universidade Federal do Ceará (2012) e mestrado em Química Inorgânica pela Universidade Federal do Ceará (2010). Atualmente é professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte. Tem experiência na área de ensino da Química e em Química dos Biocombustíveis.



Tatiana Porto de Souza

Mestranda em Desenvolvimento Territorial e Sistemas Agroindustriais. Integrante do Núcleo de Educação, Pesquisa e Extensão em Resíduos Sólidos e Sustentabilidade (NEPERS - UFPel), com pesquisa na área de Educação Ambiental. Graduanda no Curso de Formação Pedagógica para Graduados não-licenciados (IF-SUL). Especialista em Gestão Pública e Desenvolvimento Regional pela Universidade Federal de Pelotas (UFPel). Bacharel em Turismo pela Universidade Federal de Pelotas (UFPel).

Theyssa Fernanda Barbosa Borges

Possui graduação em Biologia (licenciatura) pela Universidade Estadual de Goiás (2005) e mestrado em Ciências Biológicas (Biologia Molecular) pela Universidade de Brasília (2009). Atualmente é estudante de doutorado da Universidade de Brasília. Tem experiência na área de Biologia Geral, com ênfase em Biologia Molecular.

Vania Elisabete Schneider

Graduada em Licenciatura Plena e Bacharelado em Biologia pela Universidade de Caxias do Sul (1989); Especialista em Metodologia da Pesquisa e do Ensino Superior - Área de Concentração: Educação Ambiental; Mestre em Engenharia Civil - Área de Concentração - Recursos Hídricos e Saneamento pela Universidade Estadual de Campinas (1994); Doutora em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (2005). Professora Titular e Diretora do Instituto de Saneamento Ambiental da Universidade de Caxias do Sul; Revisora dos periódicos: Revista Panamericana de Salud Pública, Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Revista Biociências; Parecerista ad hoc da Universidade Severino Sombra; Consultor ad hoc da Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do MS, Integrante dos conselhos municipais de defesa do meio ambiente de Caxias do Sul e Bento Gonçalves (suplente); Membro do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Taquari Antas; Responsável técnica do Instituto Porto Alegre Ambiental; Coordenadora do Congresso Internacional de Tecnologias Ambientais e Diretora da Fiema Brasil - Feira Internacional de Tecnologia para o Meio Ambiente; Membro da diretoria no Conselho consultivo da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - RSI. Tem experiência nas áreas de Biologia, Engenharia Ambiental, Enfermagem, Engenharia Civil e Arquitetura atuando principalmente nos seguintes temas: gerenciamento de resíduos sólidos - Resíduos Sólidos Urbanos, Resíduos de Serviços de Saúde, Resíduos da Construção Civil, Resíduos de madeira e Resíduos no meio Rural; Gestão de Recursos Hídricos e Monitoramento da Qualidade da Água; Gestão Ambiental; Saneamento Ambiental; Formação de Professores para o ensino de ciências e Biologia.



Viviane Maimoni Gonçalves

Graduada em Farmácia Industrial (1991), mestrado em Biotecnologia (1997) e doutorado em Tecnologia Bioquímico-Farmacêutica (2002), todos pela Universidade de São Paulo. Fez pós-doutorado no Instituto Pasteur, Paris, França, com bolsa do CNPq (2005). Atualmente é pesquisadora científica nível VI do Instituto Butantan. Atua na área de Biotecnologia com ênfase em desenvolvimento de Bioprocessos para produção e purificação industrial de biomoléculas, especialmente de antígenos de vacinas, tais como: produção e purificação de polissacarídeos capsulares de *Streptococcus pneumoniae*, produção de uma nova vacina celular inativada para *S. pneumoniae*, produção e purificação de proteínas recombinantes de pneumococo e do vírus Zika obtidas em cultivos de alta densidade de *Escherichia coli*. Além disso, a plataforma em *E. coli* recombinante também é investigada para produção e purificação de proteínas terapêuticas humanas como fator estimulador de colônia de granulócito e interferon.



ORGANIZADORES

Camila Pinheiro Nobre



Bolsista de Fixação de Doutor - UEMA/ Programa de Pós Graduação em Agroecologia. Possui graduação em Agronomia pela Universidade Estadual do Maranhão (2008), mestrado em Agronomia (Ciências do Solo) pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (2011) e doutorado em Agronomia (Ciências do Solo) pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (2014). Foi bolsista de pós doutorado CAPES/PVE da Universidade Estadual do Maranhão de 2015 a 2016. Atuou como professora substituta do Departamento de Química e Biologia da Univer-

sidade Estadual do Maranhão ministrando as disciplinas de Microbiologia, Microbiologia Ambiental e Diversidade de Micro-organismos. Tem experiência na área de Agronomia, com ênfase em Microbiologia e Bioquímica do Solo, atuando principalmente nos seguintes temas: Fungos micorrízicos arbusculares - identificação morfológica e ecologia; Micorrizas - aplicação e eficiência. E-mail: camilanobre@twamf.com. ORCID: 0000-0001-8137-7456; ResearcherID: L-4252-2014; Scopus Author ID: 55847138300.

Anna Christina Senazario de Oliveira



Possui Graduação em Agronomia pela Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF - 2007), mesma instituição que fez Mestrado (2009) e Doutorado (2013) em Produção Vegetal, além disso, também possui Formação Complementar em Ciências Biológicas, pela Universidade Salgado de Oliveira. Fez parte da Equipe de Formação da UENF no PROJOVEM Campo - Saberes da Terra do Estado do Rio de Janeiro, lecionou as disciplinas Estatística, Economia Ambiental e Sustentabilidade e Metodologia Científica na Faculdade de Educação Santa

Terezinha, em Imperatriz - MA, além de ter atuado como Professora Visitante do Programa de Pós-Graduação em Agroecologia da Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), onde ainda permanece com bolsa de pesquisa. Com isso, possui experiência na área de Agronomia, com ênfase em Produção Vegetal, atuando e publicando principalmente em temas relacionados à produção, qualidade fisiológica e armazenamento de sementes, agroecologia.

Esta obra, apresentada em 13 capítulos, tem como objetivo apresentar estudos realizados por pesquisadores de diferentes regiões do Brasil, os quais trabalham nas áreas das Ciências Ambientais e Agrárias. Neste segundo volume os resultados e conclusões, destes trabalhos, abordam temas como a utilização de diversos resíduos para diferentes setores industriais, produção de biodiesel e biogás, aproveitamento da água, estudos de microbiologia, processo de produção de vacina e estudo sobre impactos de agrotóxicos.

