3

VOLUME

MEIO AMBIENTE EM FOCO

Fabiane dos Santos Toledo
(Organizadora)

Editora Poisson

Editora Poisson

Meio Ambiente em Foco Volume 3

1ª Edição

Belo Horizonte
Poisson
2019

Editor Chefe: Dr. Darly Fernando Andrade

Conselho Editorial

Dr. Antônio Artur de Souza – Universidade Federal de Minas Gerais

Ms. Davilson Eduardo Andrade

Dr. José Eduardo Ferreira Lopes – Universidade Federal de Uberlândia

Dr. Otaviano Francisco Neves – Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais

Dr. Luiz Cláudio de Lima – Universidade FUMEC

Dr. Nelson Ferreira Filho – Faculdades Kennedy

Ms. Valdney Alves de Oliveira – Universidade Federal de Uberlândia

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

M514

Meio Ambiente em Foco - Volume 3/

Organização: Fabiane dos Santos Toledo

Belo Horizonte - MG : Poisson,

2019 - 160p

Formato: PDF

ISBN: 978-85-7042-052-7

DOI: 10.5935/978-85-7042-052-7

Modo de acesso: World Wide Web

Inclui bibliografia

**1. Meio ambiente 2. Gestão. I. Toledo,
Fabiane dos Santos**

CDD-577

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

Baixe outros títulos gratuitamente em www.poisson.com.br

contato@poisson.com.br

APRESENTAÇÃO

Há uma exigência imperiosa em ligarmos as relações humanas com as bases da sustentabilidade para a vida em nosso planeta. Ressignificar, no sentido de atribuir o que se conhece à nossa visão sobre o meio do qual somos integrantes, é um dos caminhos para a percepção ambiental mais eficiente e ativa em prol da educação e da qualidade de vida que constitui a essência de qualquer ser vivo. Para tal, requer-se mudar as perspectivas e alterar os resultados, além das escolhas e dos comportamentos.

Formar entendimento e conectar o ser humano com o meio ambiente apazigua e restaura os valores, as escolhas e as atitudes ambientais, transformando a sociedade e a cultura além das necessidades. É com esse viés que se pode chegar à tomada de consciência e às mudanças significativas.

Ao ampliarmos os conhecimentos e levá-los adiante cumprimos com o desafio de coordenar a riqueza ambiental do país de forma mais equitativa e descentralizada, assegurando a reflexão e o debate com justiça socioambiental. Desenvolvendo, portanto, a clareza do papel de cada um nesse processo.

Alinhar ao que o caro leitor espera, surpreendê-lo e estimulá-lo a compartilhar com o maior número de pessoas, desde estudantes, profissionais, a tomadores de decisões, se propaga nas próximas páginas, recheadas de bons conteúdos, comprometimento dos autores e amplas vias de conhecimento.

Aproveite a leitura!

Fabiane dos Santos Toledo

SUMÁRIO

Capítulo 1: Potencial energético proveniente de estações de tratamento de esgoto	8
---	---

Aline Tathyana Alves Felca, Raphael Felca Glória, Arnaldo Pereira Alves

Capítulo 2: Método avaliativo de implantação de Estação de Tratamento de Esgoto	14
--	----

Guthenberg Venâncio Peixoto, Luana Ferreira Mendes

Capítulo 3: Tratamento de efluente doméstico com wetland povoada com <i>Eichhornia crassipes</i>	22
---	----

João Pedro Alves de Azevedo Barros, Mariane Luz dos Anjos, Matheus Nicolino Peixoto Henares, Denisie Maria Ramiro da Silva Jimenez , Fabiano Ribeiro de Oliveira

Capítulo 4: Tratamento de efluente de tanques de aquicultura utilizando técnica de eletrocoagulação	33
--	----

Kiane Cristina Leal Visconcin, Fernando da Silva Barbosa, Liniker Rafael Rodrigues, Suelem Aparecida Gianini Pereira, Jennifer Stefani Meira da Silva

Capítulo 5: Alternativas para tratamento de água para consumo humano coletadas com abundante contaminação por patógenos	36
--	----

Carolina Mendes Rocha, Bruna Neves Ramos, Matheus Augusto Santana, Carlos Alberto Grope, Raquel Sampaio Jacob

Capítulo 6: Avaliação da água utilizada em clínica para atendimento de renais crônicos da região sudeste da Amazônia Legal	40
---	----

Fabiana Louretto Ferreira, Renato Hilton Reis da Silva

Capítulo 7: Avaliação de pH, turbidez e concentração de nitrato da água fornecida em escolas públicas de Rio Verde – GO	45
--	----

Lucas Duarte Oliveira, Salmon Landi Júnior, Tiago Clarimundo Ramos, Adriana Bernardes de Jesus, Rodrigo Braghiroli

Capítulo 8: Avaliação temporal das características físico-químicas das águas residuárias do sistema de tratamento de chorume do aterro sanitário municipal “Marcelo Reis Arantes” de Formiga– MG	49
---	----

Fabiana Cunha de Carvalho, Henrique Clayton Rodrigues, Marcone Santos Rezende, Nathália Pereira de Jesus, Hygor Aristides Victor Rossoni

SUMÁRIO

Capítulo 9: Avaliação do tratamento de água para caldeiras de alta pressão: Estudo de caso realizado em uma agroindústria sucroenergética de grande porte localizada na região centro oeste de Minas Gerais 54

Rosane Aparecida Cardoso, Laureilton José Almeida Borges, Winício Júnior Alves, Hygor Aristides Victor Rossoni

Capítulo 10: Interação de invertebrados aquáticos na manutenção e reciclagem da água utilizada na piscicultura ornamental de espécies dulcícolas e marinhas..... 59

Talita Sarah Mazzoni, Renan Ribeiro Viadanna, Irani Quagio-Grassiotto

Capítulo 11: Mapeamento de curso d'água através do recobrimento aerofotogramétrico via aeronave remotamente pilotada 64

David Luciano Rosalen, Ingrid Fernanda Magro Santana

Capítulo 12: Dinâmica do índice de estado trófico no Rio Toledo 68

Jean Colombari Neto, Juliana Taborda, Guilherme Miola de Castro, Sabrina Arens Endler, Cristiane Zine, Adriana Tronco Johann, Nyamien Yahaut Sébastien

Capítulo 13: Índice de estado trófico da meia bacia do Rio São Tomás, sudoeste de Goiás..... 74

Maria Antonia Balbino Pereira, Wellmo dos Santos Alves, Lucas Duarte Oliveira, Luanna Oliveira Lima

Capítulo 14: Avaliação da autodepuração do Rio Doce em Linhares/ES após contaminação por rejeito de minério..... 79

Marina Cominote, Renato César de Souza Oliveira, Faiçal Gazel, Ana Caroline Buffon Lorencini, João Paulo Ribeiro Camillo

Capítulo 15: Projeto “acqua-escola”: Levando a importância do mundo aquático para dentro da escola..... 85

Talita Sarah Mazzoni, Hiran Tsai Sun, Grazielle Cristine da Silva

Capítulo 16: Uso conflitivo nas APP's de nascentes da microbacia do ribeirão taquaraçu em Jacutinga/MG..... 90

Bergson Cardoso Guimarães, Daiane Fernandes Pereira, Daniel Andrade Maciel, Josina Aparecida de Carvalho

SUMÁRIO

Capítulo 17: Líquidos lônicos: Alternativa tecnológica sustentável e suas aplicações na área ambiental	94
Luan Henrique Soares, Marlus Pinheiro Rolemberg	
Capítulo 18: Resíduos sólidos: Um estudo em restaurantes de uma universidade amazônica.....	97
Camila Silva de Menezes, Annunziata Donadio Chateaubriand, Sara Ferreira de Melo, Diego Monteiro de Souza, Priciane Antônio Aparício Quispe, Emmily Beatriz Gomes Atayde	
Capítulo 19: Avaliação dos parâmetros físico – químicos do sedimento do Rio Pindaré, nos municípios de Pindaré-Mirim, Tufilândia e Alto Alegre (MA).....	104
Maria Raimunda Chagas Silva, Leonilde Vatanabe da Silva , Larissa Nascimento Barreto , Wellyson da Cunha Araújo Firmo , Darlan Ferreira da Silva, Eduardo Henrique Costa Rodrigues	
Capítulo 20: Caracterização físico-química dos resíduos sólidos gerados em uma instituição de ensino superior de Sete Lagoas - MG	110
Fernando Augusto Moreira, Gabriela Rodrigues Loura, Isadora Ferreira dos Santos, Matheus Miranda da Silva, Max Paulo Rocha Pereira	
Capítulo 21: Reaproveitamento de pilhas de Zn/Mn e emprego do material reciclado em catálise	116
Jacqueline Amanda Figueiredo dos Santos, Ana Paula Sales de Souza, Diana Quintão Lima	
Capítulo 22: Avaliação do solo da cidade de Pouso Alegre – MG para produção de tijolos de adobe	120
Caroline de Paiva Gonçalves, Marcelo Costa Flores	
Capítulo 23: Avaliação físico-química de solo oriundo de ambiente degradado	124
Rosana Petinatti da Cruz, Isabella Oliveira da Silva, Thayssa Ramos Quintiliano Lima, Matheus Bandeira Viana, Nathalia de Jesus Silva, Andrew de Castro Monteiro da Motta Araújo	
Capítulo 24: Estudo de dispersão de poluentes atmosféricos e seus impactos à saúde da comunidade do IFBA - campus de Salvador	129
Gabriel Silva Pita, Édler Lins de Albuquerque	
Capítulo 25: Degradação de contaminantes orgânicos por Processo Fenton heterogêneo usando catalisadores obtidos na indústria de mineração	134
Thiago de Melo Augusto, Tatiana Cristina Oliveira Mac Leod	
Autores:	142

Capítulo 1

POTENCIAL ENERGÉTICO PROVENIENTE DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Aline Tathyana Alves Felca

Raphael Felca Glória

Arnaldo Pereira Alves

Resumo: O presente trabalho tem por finalidade analisar o potencial energético do biogás proveniente dos lodos de esgotos que são gerados nas Estações de Tratamento de Efluentes. A digestão anaeróbia tem sido um dos tratamentos biológicos mais adotados em estações de tratamento tanto pela sua eficácia na diminuição da matéria orgânica que ela propicia quanto pela produção de biogás que é gerado como subproduto e que pode ser aproveitado energeticamente. O consumo de energia das estações de tratamento é responsável atualmente pela segunda maior despesa dessas estações, perdendo apenas para as despesas com pessoal. Sendo assim, torna-se essencial uma análise da viabilidade do aproveitamento do biogás em energia elétrica. O trabalho analisou o potencial de três estações de tratamento da COPASA em Minas Gerais onde ainda não há cogeração de energia, por meio da vazão de biogás que é gerado em cada uma das estações, sendo considerado um teor de 70% de metano no gás que é produzido. Os resultados mostraram um potencial energético elevado provindo dos lodos, demonstrando que a somatória do potencial das três estações analisadas corresponde ao abastecimento elétrico de cerca de 4490 famílias no mês.

Palavras-chave: Potencial energético. Digestão anaeróbia. Biogás. Lodo.

1. INTRODUÇÃO

Na era primitiva, os custos com energia não existiam, toda a energia necessária provinha da lenha extraída das florestas. (GOLDEMBERG e LUCON, 2007). A urbanização foi o fenômeno responsável por intensificar o consumo dos recursos naturais, associando o uso de biomassa à devastação, miséria e subdesenvolvimento (CENBIO, 2007).

No entanto foi a Revolução Industrial, no século XVIII, que intensificou exponencialmente a demanda por energia, fazendo com que o carvão mineral eclodisse na matriz energética, iniciando a partir de então o consumo de combustíveis fósseis, potencializado no século XIX pela inserção do petróleo (DIAS, 2007).

Na década de 70, após o primeiro choque do petróleo, é que os países manifestaram real interesse por fontes alternativas de energia. Devido aos preços dos combustíveis que se apresentavam muito voláteis, e a incerteza de suprimento de toda a demanda energética, o mundo então percebeu uma necessidade de substituição dos combustíveis fósseis (LEITE e LEAL, 2007).

No entanto foram fatores ambientais, como o agravamento do efeito estufa, a poluição e uma imposição social pela sustentabilidade dos recursos naturais, que fizeram com que a bioenergia realmente fosse consolidada. A bioenergia se caracteriza pelo uso de fontes alternativas renováveis como input na cadeia produtiva, na qual a biomassa se destaca (ÁVILA, 2007).

De acordo com a Resenha Energética Brasileira, em 2006 as fontes renováveis constituíam 12,9% da matriz energética mundial (Figura 01), sendo que deste total, 10,7% correspondem à biomassa e 2,2% à hidráulica. Das fontes não renováveis, o petróleo se sobressai com 34,5%, seguido do carvão mineral com 26% e da energia nuclear com 6,2%.

O Brasil superou a média mundial, destacando-se na produção de energia renovável com 45,4% (Figura 01), principalmente pelo uso de biomassa, 31,5%, e energia hidráulica, 13,9%. Em um panorama mundial, as fontes renováveis atuam em apenas 20% do consumo global de energia, sendo a biomassa responsável por 14% e a hidroenergia por 6% (COUTO e MÜLLER, 2008).

Figura 01: Oferta de energia (MME, 2009)

No que concerne à produção de energia elétrica, a biomassa é responsável por pelo menos, 4,8% do total ofertado no país (Tabela 01), correspondendo a cerca de

24,4 TWh, sendo superada apenas pela geração hidráulica, com 72,5%, e o gás natural, 5,9%. (MME, 2009).

Tabela 01: Matriz de Oferta de Energia Elétrica - Mundo/Brasil, 2006/2008 (MME, 2009)

Fontes		TWh		%	
		Brasil (2008)	Mundo (2006)	Brasil (2008)	Mundo (2006)
1º	Hidráulica	365,1	3.028,8	72,5	16,0
2º	Importação	42,1	-	8,4	-
3º	Gás Natural	29,6	3.804,9	5,9	20,1
4º	Biomassa	24,4	-	4,8	-
5º	Derivados de Petróleo	15,6	1.097,9	3,1	5,8
6º	Nuclear	14,0	2.801,6	2,8	14,8
7º	Carvão Mineral	8,2	7.761,4	1,6	41,0
8º	Gás Industrial	4,6	-	0,9	-
9º	Outras	-	435,4	-	2,3
TOTAL		503,5	18.930	100,0	100,0

2. BIOGÁS

O biogás é o subproduto de processos que envolvem a digestão anaeróbia da matéria orgânica oriunda de biomassa. O biogás possui um excelente potencial energético, mas ao mesmo tempo agrava o efeito estufa quando lançado na atmosfera, devido ao alto teor de CH_4 presente em sua composição (ALVES, 2000). Representa uma alternativa de energia renovável para o país e contribui com a melhoria do balanço energético em sistemas de esgotamento sanitário (CENBIO, 2009).

Os resíduos usualmente utilizados na obtenção do biogás são dejetos humanos e animais, lama de esgoto e resíduos vegetais de colheita, os quais são caracterizados por serem nutrientes ricos que favorecem o crescimento das bactérias anaeróbias.

A composição do biogás varia conforme o tipo de digestor utilizado, o substrato e o tempo de retenção, no entanto, a proporção a seguir pode ser adotada para os gases que constituem a mistura (SASSE e POLPRASERT, 1998, 2007):

- Metano (CH_4) --- 55 a 75%;
- Gás carbônico --- (CO_2) 25 a 45%
- Outros gases --- 1 a 5%,

divididos em:

- Hidrogênio (H_2) --- 0 a 1% vol.;
- Gás sulfídrico (H_2S) --- 0 a 1% vol.;
- Oxigênio (O_2) + Nitrogênio (N_2) --- 0 a 1% vol.;

Segundo Sasse (1998), a partir de 1kg de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) pode-se obter 0,35 m^3 de CH_4 . O potencial de combustão do biogás está associado diretamente ao teor de metano, devido a seu alto poder calorífico (POLPRASERT, 2007). A Tabela 02 apresenta a variação do poder calorífico do biogás em relação às proporções de CH_4 e CO_2 existentes no composto (COSTA, 2006).

A decomposição da biomassa é responsável por 90% das emissões de metano na atmosfera (SASSE, 1998), sendo que 7% são decorrentes do tratamento de esgotos (ANDREOLI, 2003). O CH_4 lançado diretamente no meio-ambiente provoca efeito estufa 21 vezes maior do que o CO_2 (ALVES, 2000).

Uma adequada utilização do biogás é na obtenção de energia elétrica. De acordo com o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto

referente a 2007, a energia elétrica no setor de saneamento correspondeu a 2% do total de energia consumido no país (SNIS, 2009). Os gastos, responsáveis por um consumo de

10,3 TWh/ano, foram indicados como o segundo item de despesas no setor de saneamento, perdendo apenas para a despesa com pessoal (GOMES, 2005).

Tabela 02: Variação do poder calorífico em relação à composição do biogás (COSTA, 2006)

Composição Química do Biogás	Peso Específico	Poder Calorífico Inferior
	(Kg/Nm ³)	(kcal/kg)
10% CH ₄ , 90% CO ₂	1,8393	465,43
50% CH ₄ , 60% CO ₂	1,4643	2.338,52
60% CH ₄ , 40% CO ₂	1,2143	4.229,98
65% CH ₄ , 35% CO ₂	1,1518	4.831,14
75% CH ₄ , 25% CO ₂	1,0268	6.253,01
95% CH ₄ , 05% CO ₂	0,7768	10.469,60
99% CH ₄ , 01% CO ₂	0,7268	11.661,02

3. PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE ESGOTOS DOMÉSTICOS

O Biogás provindo dos efluentes domésticos surge da decomposição da matéria orgânica na ausência de oxigênio, a denominada digestão anaeróbia. A grande vantagem desse modo de tratamento do esgoto é o aproveitamento energético que se pode obter a partir da produção de metano nos digestores.

A energia elétrica gerada nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE's) pode ser aproveitada pela própria ETE e segundo a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), esse suprimento pode chegar a 90% dependendo da estrutura da estação. Desta maneira, a energia elétrica provida do esgoto, a partir do metano, surge como uma excelente alternativa de energia para suprimento interno das ETE's.

Enfim, além de dar um destino ambientalmente adequado ao gás gerado, a digestão anaeróbia se apresenta como um tratamento eficaz para a geração de energia.

4. OBJETIVO

O trabalho tem por objetivo analisar o potencial energético do lodo de esgoto de três das principais estações de tratamento operadas pela COPASA no estado de Minas Gerais.

5. METODOLOGIA

Foram obtidos os valores de vazão de biogás das seguintes estações de tratamento: ETE Onça (Belo Horizonte-MG); ETE Betim Central (Betim-MG); e, ETE Ibirite (Ibirité-MG). Os dados obtidos estão descritos na Tabela 03.

Tabela 03: Vazões de biogás das Estações de Tratamento e volume de esgoto recebido por estação (Informação obtida pessoalmente).

Estação de Tratamento	Q [m ³ /dia]	V [l/s]
Onça	6658,8	1.242
Betim Central	2680.71	500,0
Ibirité	1512.11	282,03

Foi considerado o biogás composto por cerca de **70%** de metano, apresentando desta forma, poder calorífico de **22 500 [kJ/m³]**. Para a eficiência, considerou-se gerador com **33%** de eficiência, baseado no valor médio

das tecnologias de conversão (JORDÃO e PESSÔA, 2009).

De posse destas informações, prossegui-se para os cálculos do potencial através da Equação 01.

$$PE = \frac{Q_{\text{biogás}} \cdot PCI_{\text{biogás}} \cdot \eta_{\text{gerador}}}{86400} \quad (\text{Eq. 01})$$

Sendo **Q** a vazão [m³/dia] de biogás gerada por dia, **PCI** o poder calorífico [kJ/m³] inferior do biogás e **η** a eficiência do gerador.

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os potenciais energéticos obtidos para cada uma das estações estão descritos na Tabela 04.

Tabela 04: Potencial Energético das Estações de Tratamento

Estação de Tratamento	Q [m³/dia]	Potencial Energético (PE) [kWh/h]
Onça	6658,8	573,8
Betim Central	2680,71	231,0
Ibirité	1512,11	130,30

Para uma melhor análise dos potenciais energéticos obtidos, os resultados foram comparados com o de uma ETE onde já existe geração de energia a partir do biogás proveniente do lodo.

A ETE Arrudas, localizada em Sabará-MG, já opera com um moderno sistema de cogeração. Sabe-se que esta estação recebe uma vazão de esgoto de 2260 l/s, e seu potencial de energia elétrica é de 1044,1 kWh/h.

Portanto, supondo uma futura estruturação em cogeração nessas estações de tratamento semelhante à do município de Sabará, e considerando um mesmo modelo de gerador (com 33% de eficiência) e demais aparatos,

foram comparados os volumes de efluentes de cada uma das estações mencionadas e seus respectivos potenciais energéticos, calculados através da equação 1; e ainda, considerando que o biogás proveniente do lodo, apresente o mesmo teor de metano (70%), é possível inferir que todas as três estações possuem um alto potencial energético.

Admitindo ainda o consumo médio nacional mensal de uma residência em 150 kWh (FEDRIGO, GONÇALVES e LUCAS, 2009), estima-se que a energia elétrica gerada nas ETE's estudadas seria suficiente para prover eletricidade para centenas de famílias, como indicado na Tabela 05.

Tabela 05: Projeção familiar elétrico a partir do potencial energético das ETE's

Estação de Tratamento	Potencial Energético (PE) [kWh/h]	Quantidade de famílias beneficiadas
Onça	573,80	2754
Betim Central	231,00	1108
Ibirité	130,30	625

7. CONCLUSÃO

O trabalho comprovou o potencial energético dos esgotos afluentes de três estações de tratamento do estado de Minas Gerais, salientando que o aproveitamento do biogás no saneamento pode melhorar consideravelmente o balanço energético do setor, reduzindo o custo de energia elétrica que atualmente representa 2% do total de despesas com eletricidade no país.

Extrapolando o resultado para os esgotos tratados pela COPASA através das três estações, seria possível fornecer eletricidade mensalmente a 4487 famílias.

Além do benefício energético, há a redução das emissões de metano que contribuem com a mitigação do efeito estufa responsáveis pelo aquecimento global.

REFERÊNCIAS

[1] Alves, J. W. S. Diagnóstico técnico institucional da recuperação e uso energético do biogás gerado pela digestão anaeróbica de resíduos. 2000. 165 f. Dissertação (Mestrado), Pípgue/USP, São Paulo, 2000. Disponível em: <http://homologa.ambiente.sp.gov.br/biogas/docs/artigos_dissertacoes/ingrid_alves.pdf>. Acesso em: 08 dez. 2013.

[2] Andreoli. Secagem e higienização de lodos com o aproveitamento do biogás. In: Cassini, S. T. (coordenador). Digestão anaeróbica de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás. Vitória, ES: Prosab; p. 121-165. 2003.

[3] Ávila, S. Sustentabilidade na indústria de bioenergia. In: BIODIESEL. Disponível em: <http://www.biodiesel.gov.br/docs/congresso2007/desenvolvimento/28.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2013.

[4] Cenbio. Nota Técnica VIII - Biogás e o mercado de crédito de carbono. São Paulo, SP, 2008. Disponível em: <http://cenbio.iee.usp.br/download/documentos/notatecnica_viii.pdf>. Acesso em: 08 dez. 2013.

[5] Costa, D. F. Geração de energia elétrica a partir do biogás do tratamento de esgoto. 2006. 194f. Dissertação (Mestrado), PÍPGE/USP, São Paulo, 2006. Disponível em: <http://homologa.ambiente.sp.gov.br/biogas/docs/artigos_dissertacoes/costa.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2013.

[6] Couto, L.; Müller, M. D. Florestas Energéticas no Brasil. In: Cortez, L. A. B.; Lora, E. E. S.; Gómez, E. O. (Organizadores). Biomassa para energia. Campinas, SP: UNICAMP, 2008.

[7] Dias, R. Gestão Ambiental: responsabilidade social e sustentabilidade. 1ª ed. São Paulo: Atlas, 2007.

[8] Fedrigo, N. S.; Gonçalves, G.; Lucas, P. F. Usos finais de energia elétrica no setor residencial

brasileiro. Universidade Federal de Santa Catarina. Relatório de Iniciação Científica. Florianópolis/SC, 2009.

[9] Goldemberg, J.; Lucon, O. Energia e meio ambiente no Brasil. Estud. av., São Paulo, v. 21, n. 59, abr. 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142007000100003&lng=pt&nrm=iso>. Acesso em: 09 dez. 2013.

[10] Gomes, H. P. Eficiência Hidráulica e Energética em Saneamento: Análise econômica de projetos. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

[11] Jordão, E. P.; PESSÔA, Constantino Arruda. Tratamento de Esgotos Domésticos. 5 ed. Synergia Editora. Rio de Janeiro/RJ, 2009.

[12] Leite, R. C. C.; Leal, M. R. L. V. O biocombustível no Brasil. Novos estud. - Cebrap, São Paulo, n. 78, jul. 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0101-33002007000200003&lng=pt&nrm=iso>. Acesso em: 10 dez. 2013.

[13] MME – Ministério de Minas e Energia. Resenha Energética Brasileira 2009, Ano Base 2008. Secretaria de Energia, República Federativa do Brasil, 2009. Disponível em: <http://www.mme.gov.br/mme/galerias/arquivos/publicacoes/ben/arquivos/resenha_2008/Resenha_energetica_-_2008-V2_-_16-04-09.pdf>. Acesso em: 08 dez. 2013.

[14] Polprasert, C. Organic Waste Recycling: Technology and Management. 3rd Edition. London: IWA Publishing, 2007.

[15] Sasse, L. Decentralised Wastewater Treatment in Developing Countries. India: Bremen Overseas Research and Development Association (BORDA), 1998.

[16] Snis. Diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2007. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2009.

APRESENTAÇÕES

Artigo apresentado no XII Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas e publicado nos anais V.7, N.1 – 2015.

Capítulo 2

MÉTODO AVALIATIVO DE IMPLANTAÇÃO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Guthenberg Venâncio Peixoto

Luana Ferreira Mendes

Resumo: O presente trabalho visa elaborar uma cartilha para auxiliar na seleção de uma estação de tratamento de esgoto para aplicação nos mais diversos municípios, com intuito de promover o bem-estar social e uma melhoria na saúde pública brasileira, atendendo o plano de saneamento básico (PLANSAB). As instalações de ETE's nos municípios visam minimizar os impactos ambientais que ocorrem ao se lançar esgoto diretamente nos recursos hídricos, propiciando sua conservação e garantindo a sua preservação por longos anos. Para criação da cartilha, fez-se necessário um estudo bibliográfico dos sistemas de tratamento de esgoto existentes, podendo ser por lagoas de estabilização, disposição no solo, sistemas anaeróbios, lodos ativados e reatores aeróbios com biofilmes, assim como também sistemas descentralizados, sendo essencial apontar as situações necessárias para implantação de tais meios. Os resultados obtidos neste trabalho demonstram os seus requisitos essenciais para sua locação além de seu custo para inserção, deste modo serão criados padrões para os tipos de sistemas existentes. De tal forma que também serão apontados seus benefícios de implantação. De acordo com as informações obtidas neste trabalho, caracterizando assim a criação da cartilha de orientação para implantação de uma ETE.

Palavras-chave: Saneamento básico; Esgoto sanitário; Sistema de tratamento de esgoto.

1. INTRODUÇÃO

No Brasil, a realidade sanitária está muito além das condições ideais, devido que o esgoto gerado além de ser pouco coletado, muitas das vezes são despejados diretamente nos corpos receptores, assim gerando a contribuir para a proliferação de inúmeras doenças parasitárias e infecciosas a população. Sabendo que deste processo de coleta, apenas uma pequena fração é tratada de forma correta (BRASIL, 2009). Com isto, os processos de tratamentos, no qual sua função e a remoção dos poluentes no tratamento, são classificados através dos seguintes níveis: preliminar, primário, secundário e terciário.

O tratamento preliminar é onde acontece a remoção de sólidos grosseiros e de areia, por meio de mecanismos de ordem física. O tratamento primário, a sua finalidade é realizar a retiradas da água dos materiais poluentes, isto a partir da sedimentação. A essência do tratamento secundário de esgotos é a inclusão de uma etapa biológica, onde a estabilização da matéria orgânica é efetuada por meio de reações bioquímicas, realizadas por microrganismos aeróbios ou anaeróbios. Os tipos mais usados no Brasil são: Lagoas de estabilização, Disposição no solo, Sistemas anaeróbios, Lodos ativados e Reatores aeróbios com biofilmes. O tratamento terciário objetiva a remoção de poluentes específicos, ou ainda remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário. A remoção de nutrientes e de organismos patogênicos pode ser considerada como integrante do tratamento secundário ou do tratamento terciário, dependendo do processo adotado (VON SPERLING, 2005).

Segundo SUBTIL, SANCHEZ E CAVALHEIRO (2016), também existe os tratamentos

descentralizados que se caracterizam com uma gestão de qualidade ambiental onde sua função é realizar o tratamento em locais isolados, onde os tratamentos mais vigentes no Brasil são por fossa séptica biodigestor e sistemas wetlands.

O presente trabalho, aborda métodos avaliativos para implantação de sistema de tratamento de esgoto, fixando parâmetros, a fim de assegurar a funcionalidade do sistema. A elaboração de padrões ajudará o emprego de tais tratamentos.

2. METODOLOGIA

Os métodos utilizados para formulação do artigo, se equivalem a compreensão dos conceitos gerais de esgotamento sanitário, bem como, identificar os parâmetros de projeto definidos em bibliografias e normas, buscas de sistemas de tratamentos comuns e descentralizados através artigos públicos e órgãos ambientais. Além de uma breve apresentação do panorama de saneamento básico se fez importante, de modo a auxiliar na concepção da necessidade do sistema de esgotamento sanitário para garantia de qualidade de vida e saúde da população. Também, são apontados as vantagens e desvantagens de acordo com cada tipo, assim será idealizado os padrões através do conteúdo administrado para enfim resultar na elaboração da cartilha.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com os estudos realizados, foram assim delimitados os tipos de padrões para cada tipo de sistema, apresentados na forma de fluxograma.

Nos fluxogramas acima são apresentados os sistemas de Lagoas de Estabilização e de Disposição no Solo. No qual possuem baixo custo de implantação e operacional, simplicidade construtiva e uma eficiência satisfatório no tratamento do esgoto. Sendo

que as Lagoas de Estabilização pode ser do tipo Anaeróbias, Facultativas, Maturação, Decantação e Areadas. E na disposição no solo, pode ser por meio de infiltração rápida, superficial e escoamento superficial.

Nos fluxogramas acima são apresentados os sistemas Anaeróbios e Lodo Ativado. No qual os Sistemas Anaeróbios possuem baixo custo de implantação e operacional baixo consumo de energia e seu reator UASB, remove 70% da DBO, e podem ser tipo filtro anaeróbio e reator USAB. E os sistemas de Lodo Ativado possuem alto custo de implantação,

flexibilidade operacional, composto geralmente por tanques de areação ou reator biológico, reator UASB, sistema de aeração, tanque de decantação e sistemas de recirculação do lodo.

O Reator Aeróbios com Biofilme, este sistema possui um elevado custo de investimento de implantação e operação, possui baixo requerimento de energia e necessidade de operação por 24 horas por dia. Nesse

sistema, a biomassa cresce aderida a um meio suporte. Podendo ser por filtro de baixa carga, filtro de alta carga, biofiltro aerado submerso e o biodisco.

São sistemas tratamento de esgotos descentralizados, onde geralmente são empregues em áreas menores, como industrias, áreas rurais, pequenas comunidades afastadas, todos os dois módulos são de baixos custos e fácil de instalação e o efluente tratado por ser utilizado em plantas.

4.CONCLUSÕES

Os resultados encontrados indicam, de uma maneira promissora que estes padrões poderão auxiliar a escolha de sistemas de tratamento, bem como as suas características de implantação. Com isso a função da cartilha é o auxílio da escola mediante o local e a cidade, para que o tratamento de esgoto passe ser pouco empregado e seja abrangente no Brasil, de modo ajudando o meio ambiente e a saúde.

REFERÊNCIAS

- [1] Abnt - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 12209: Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1992.
- [2] Abnt - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.
- [3] Abnt - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13969: Tanques sépticos: Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos: Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.
- [4] Brasil. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Programa de Modernização do Setor Saneamento (PMSS), 277p. (Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos; v.3) Prestação dos serviços públicos de saneamento básico / coord. Berenice de Souza Cordeiro. – Brasília: Editora, 2009.
- [5] Boller, M. Small wastewater treatment plants – A challenge to wastewater engineers. Water Science and Technology. London, v.35, n.6, p.1-12,1997.
- [6] Campos, J. R. Tratamento de Esgotos Sanitários por Processos Anaeróbios e Disposição Controlada no Solo. Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- [7] Mendonça, Alexandre Antônio Jacob de. Avaliação de um sistema descentralizado de tratamento de esgotos domésticos em escala real composto por tanques séptico e wetland construída híbrida. Programa de Mestrado na Universidade de São Paulo, USP. São Paulo, 2015.
- [8] Metcalf, Eddy, Aecom. Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos. 5 eds. Bookman. 2015.
- [9] Nuvolari, A. Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. Edgard Blucher: São Paulo, 2011.
- [10] Rosa, A.H.; Fraceto, L.F.; Moschini-Carlos, V. Meio Ambiente e Sustentabilidade. Porto Alegre: Bookman, 2012.
- [11] Subtil, E.L; Sanchez, A.A; Cavalheiro, A. Sistemas descentralizados de tratamento de esgoto e reuso de água. São Paulo: UFABC, pp 201 -220. Setembro, 2016.
- [12] Von Sperling, Marcos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3ª Edição. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005

ANEXO 1

Cartilha apresentada no congresso

A PRESENTE CARTILHA, ABORDA MÉTODOS AVALIATIVOS PARA IMPLANTAÇÃO DE SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO, FIXANDO PARÂMETROS, A FIM DE ASSEGURAR A FUNCIONALIDADE DO SISTEMA.

SERÃO APRESENTADOS OS SISTEMAS CENTRALIZADOS E DESCENTRALIZADOS, NOS SISTEMAS CENTRALIZADOS SEU FOCO FOI NO SISTEMA SECUNDÁRIO DE TRATAMENTO DO ESGOTO E JÁ NO DESCENTRALIZADOS OCORRE DE MANEIRA DIRETA

SISTEMA CENTRALIZADO

LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

- Requer grandes áreas de implantação
- Terreno íngreme
- Não recomendado a turfa ou solo arenoso

- Nível do lençol freático determina o nível de assentamento
- Não recomendo a climas frios
- Recomendado a cidades de pequenas e médios portes

BAIXO CUSTO DE IMPLANTAÇÃO E OPERACIONAL (US\$ 15/ HAB.)
SIMPLICIDADE CONSTRUTIVA EFICIÊNCIA SATISFATÓRIO
SENDO QUE AS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO PODE SER DO TIPO ANAERÓBIAS, FACULTATIVAS, MATURACÃO, DECANTAÇÃO E AREADAS

DISPOSIÇÃO NO SOLO

DISPOSIÇÃO NO SOLO

- Requer Grandes Áreas
- Requer um lençol freático com mais profundidade
- Solo muito arenosos e muito permeáveis

- Destinado a áreas rurais
- Terreno plano
- Solos argilosos com textura fina
- Solo com matéria orgânica

BAIXO CUSTO DE IMPLANTAÇÃO E OPERACIONAL (US\$ 15/HAB.)
SIMPLICIDADE CONSTRUTIVA E EFICIÊNCIA SATISFATÓRIO
PODE SER POR MEIO DE INFILTRAÇÃO RÁPIDA, SUPERFICIAL E ESCOAMENTO SUPERFICIAL

Capítulo 3

TRATAMENTO DE EFLUENTE DOMÉSTICO COM WETLAND POVOADA COM EICHHORNIA CRASSIPES

João Pedro Alves de Azevedo Barros

Mariane Luz dos Anjos

Matheus Nicolino Peixoto Henares

Denisie Maria Ramiro da Silva Jimenez

Fabiano Ribeiro de Oliveira

Resumo: O lançamento de efluentes com elevada carga de matéria orgânica afeta os ecossistemas aquáticos podendo acelerar o processo de eutrofização. Os tratamentos convencionais aplicados nas estações de tratamento de esgoto removem parte da carga orgânica dos efluentes. Wetlands construídas povoadas com macrófitas aquáticas é uma alternativa para o tratamento terciário do efluente doméstico. O objetivo desse trabalho foi avaliar a eficiência de uma wetland povoada com *Eichhornia crassipes* no tratamento terciário de efluente de esgoto doméstico. O experimento foi conduzido com dois tratamentos: *wetland* povoada com *Eichhornia crassipes* (Ec) e sistema de tratamento sem macrófita (SM). A estimativa de crescimento da biomassa total da macrófita de 36,7 ton ha⁻¹/mês¹, que representa um aumento de 203,7%. Durante 21 dias, semanalmente foram mensurados os valores de temperatura, pH, condutividade elétrica, DQO, DBO, fósforo (P) e sólidos totais dissolvidos (STD). Ao final do experimento o tratamento Ec proporcionou a redução de 78,9; 77,5; 63,6; 92,4% para DQO, DBO, STD e P respectivamente. Portanto, a utilização de E. crassipes no tratamento terciário de efluente doméstico é uma alternativa viável.

Palavras-Chave: *Eichhornia crassipes*, efluente, *wetlands*.

1. INTRODUÇÃO

O lançamento de efluentes domésticos e industriais sem tratamento em ambientes aquáticos pode resultar em uma acumulação crônica de nutrientes, principalmente de fósforo e nitrogênio, levando ao processo de eutrofização artificial. Este processo provoca mudanças nas condições físicas e químicas dos ambientes aquáticos, alterações qualitativas e quantitativas em comunidades aquáticas e propiciam incremento do nível de produção do ambiente aquático (ESTEVES; MEIRELLE-PEREIRA, 2011). Além disso, o lançamento desses efluentes podem afetar negativamente a saúde humana.

No Brasil, apenas uma parcela da população residente em áreas urbanas possui coleta de esgoto (aproximadamente 60%), e segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) referente à 2016, apenas 75% do volume de efluente coletado é tratado (BRASIL, 2018).

O efluente doméstico não tratado é lançado de forma irregular em corpos hídricos receptores. Leis e regulamentos permitem o lançamento de efluentes tratados nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE's) com padrões de qualidade pré-estabelecidos. No entanto, as técnicas utilizadas nos tratamentos, muitas vezes são de custo elevado e, frequentemente não apresentam eficiência satisfatória (QUEGE, 2011).

Os tratamentos convencionais são divididos em quatro processos básicos: primário, secundário, terciário e tratamentos adicionais para remoção de organismos patogênicos. Tratamento primário é utilizado para remoção de sólidos por meio de sedimentação simples; o tratamento secundário utiliza processos biológicos aeróbicos e anaeróbicos com a finalidade de reduzir a matéria orgânica. O tratamento terciário é um processo mais avançado, com a finalidade de remoção de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (MAZZOLA, 2003; KADLEC; KNIGHT, 1996). Por ser mais avançado o custo de implantação é mais elevado, o que frequentemente inviabiliza a instalação em uma ETE.

Os sistemas de tratamentos convencionais e naturais são baseados nos mesmos processos de transformação biológica, bioquímica e física, entretanto os sistemas convencionais necessitam de frequentes intervenções com inserção de diferentes formas de energia para a manutenção dos

processos biológicos, físicos e químicos (SEZERINO et al., 2004). Por outro lado, os sistemas naturais ou construídos com uso de plantas terrestres e/ou macrófitas aquáticas são influenciados fortemente por fatores climáticos, como: temperatura, intensidade da luz, componentes nutricionais e o regime hídrico. Esses sistemas são utilizados para a redução de nutrientes (i.e., carbono, nitrogênio, fósforo, enxofre) e sólidos dos efluentes (KADLEC; WALLACE, 2009). Os sistemas de tratamentos de efluentes construídos e povoados com macrófitas aquáticas são chamados de alagados artificiais ou *wetlands* construídas.

2. WETLAND POVOADA COM MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Wetlands construídas (WC's), têm sido utilizados no tratamento de efluentes em diversas partes do mundo desde 1950 (VYMAZAL, 2009) devido ao baixo custo de operação e manutenção (KUMAR; ZHAO, 2011). Nesses sistemas, a redução da concentração de nitrogênio, fósforo, matéria orgânica e sólidos em suspensão ocorre por meio da absorção direta dos nutrientes pelas macrófitas aquáticas, aos processos microbiológicos e a precipitação, sedimentação e adsorção do material particulado ao substrato e às macrófitas (KADLEC; KNIGHT, 1996; BABATUNDE et al., 2009).

As macrófitas aquáticas desempenham papel importante na absorção do nitrogênio e fósforo (KADLEC et al., 2000), embora, sejam os microrganismos os principais responsáveis pela transformação e mineralização da matéria orgânica (CALHEIROS et al., 2009). Nas WC's a interação e a fixação dos microrganismos às raízes das macrófitas aquáticas (rizosfera) e a outros substratos favorecem os processos oxidativos (KADLEC; WALLACE, 2009). Nessas regiões, os microrganismos, incluindo bactérias decompositoras, nitrificantes e desnitrificantes, realizam os processos biológicos que transformam e mineralizam os compostos orgânicos (FAULWETTER et al., 2009).

Os processos de transformação e mineralização, além de favorecerem a redução da carga de N, P e matéria orgânica, são fundamentais nos ciclos biogeoquímicos e no fluxo de energia dos ecossistemas

aquáticos (MORIARTY, 1997; STOTTMEISTER et al., 2003).

Wetlands são classificadas de acordo com o grupo ecológico ou forma de vida da macrófita predominante (VYMAZAL, 1998), podendo ser flutuantes livres, emersas ou emergentes, submersas livres, submersas enraizadas e com folhas flutuantes (ESTEVES, 1998; THOMAZ; ESTEVES, 2011), sendo as flutuantes mais utilizadas, *Salvinia molesta*, *Eichhornia crassipes*, *Lemna* sp., *Pistia stratiotes*; as emergentes *Typha* sp., *Juncus* sp., *Cyperus giganteus* (VALENTIM, 1999). Independente da forma de vida da macrófita, as principais características para contribuir positivamente para o desempenho do sistema de tratamento são: (i) rápido crescimento das plantas; (ii) elevada taxa de assimilação de nutrientes; (iii) elevada capacidade de estocar

nutrientes na biomassa; (iv) tolerância às características físicas e químicas do efluente, (v) tolerância às condições climáticas locais e sistema radicular bem desenvolvido (REDDY; DEBUSK, 1987; TANNER, 1996). As *wetlands* construídas povoadas com macrófitas emergentes necessitam de substrato para a fixação da planta. Esse substrato, geralmente chamado de material filtrante, é formado por camadas de brita, cascalho, areia fina e areia grossa e que estão abaixo do solo. Por sua vez, as *wetlands* construídas povoadas com macrófitas flutuantes não necessitam de solo para a fixação, pois são espécies que flutuam na superfície da água. Além do grupo ecológico das macrófitas, outra forma de classificação das *wetlands* refere-se ao fluxo de efluente, que pode ser horizontal ou vertical (KADLEC; WALLACE, 2009), conforme mostrado na Figura 1.

Figura 1 – Fluxo vertical e horizontal de *wetlands* construídas para o tratamento de água residuais.

Fonte: Adaptado de Vymazal (2007)

No sistema de fluxo horizontal a alimentação do sistema ocorre pela zona de entrada e infiltra através do material filtrante, possibilitando a formação do biofiltro incorporado ao meio filtrante e raízes das plantas, essa formação permite a remoção sólidos suspensos, bactérias e a degradação de compostos orgânicos em condições aeróbias e anaeróbias (BRIX, 1987; IWA, 2000).

No sistema plantado com macrófitas em fluxo vertical o esgoto entra no sistema de forma intermitente, onde ocorre lentamente a

drenagem verticalmente para baixo através do leito filtrante, a estrutura de drenagem se localiza no fundo da *wetland*, este fluxo possibilita uma troca de oxigênio, uma vez que o leito filtrante livre permite a reintrodução de ar no leito, a transferência de oxigênio permite a nitrificação do nitrogênio amoniacal e a decomposição da DBO (IWA, 2000).

Uma representação das etapas dos processos bioquímicos para absorção de nutrientes e conversão em biomassa pode ser observado na Figura 2.

Figura 2 – Principais processos nas zonas úmidas.

Fonte: Adaptado de Wallace e Knight (2006)

No processo de “nitrificação-desnitrificação” ocorre a remoção do nitrogênio (COLETTI, 2008). Em zonas aeróbicas ocorre a oxidação da amônia em nitrato (N-NO_3) por bactérias nitrificantes, e em zonas anaeróbicas ocorre a transformação do nitrato (N-NO_3) em gás nitrogênio (N_2) por bactérias desnitrificantes. A degradação aeróbia ocorre com oxigênio proveniente da diretamente da atmosfera por meio de propagação ou pela fuga de oxigênio das raízes e rizomas para a rizosfera (IWA, 2000). A remoção de patógenos presente na *wetland* ocorre através de processos de irradiação ultravioleta no ecossistema, sedimentação ou filtração (WATSON et al., 1989).

3. TRATAMENTO DE EFLUENTES

O tratamento de efluentes com *wetlands* construídas apresentam moderados custos de instalação, baixo consumo de energia, fácil operação e manutenção, além da possibilidade de aproveitamento da biomassa vegetal excedente (SALATTI, 2003). Uma *wetland* construída e povoada com a macrófita emergente *Juncus* sp. reduziu em 87% a concentração de nitrogênio Kjeldahl total do efluente doméstico (SOUZA et al., 2000). Macrófitas emergentes geralmente apresentam elevada eficiência na remoção de nutrientes do efluente, entretanto requerem maior atenção no manejo do sistema devido

ao fato de estarem fixadas a um substrato (POMPÊO, 2008).

Sistemas com duas macrófitas aquáticas (*Typha angustifolia* e *Eichhornia crassipes*) também foram estudadas por Sricoth et al. (2018) no tratamento de efluente proveniente de esgoto doméstico e de mercados. Foi verificado que o sistema radicular das macrófitas auxiliaram na melhora da qualidade da água, ocorrendo a redução da DBO em 91% em 21 dias de tratamento. Foi observado também acúmulo de metais pesados ($\text{Zn-Zinco} > \text{Cd-Cádmio} > \text{Pb-Chumbo}$) na parte raízes e nas partes aéreas de formas semelhantes. A redução de chumbo do efluente foi de aproximadamente 62% aos 21 dias, sendo que para macrófita *E. crassipes* obteve acúmulo superior na sua biomassa próximo de 30% de Zn. Kumar et al., (2011) também obtiveram a eficiência de 90% na remoção de poluentes emergentes em um sistema (sistema de tratamento projetado ecologicamente - EETS) de polimento do tipo *wetlands*, no qual o fluxo de superfície apresentava diferentes tipos de plantas. Em um experimento realizado por Anjos et al., 2018, foram utilizadas duas espécies de macrófitas aquáticas para polimento do efluente doméstico tratado, e o resultado mostrou remoções significativas de fármacos e parabenos sendo que, a espécie *Lemna minor* removeu 96,70% do diclofenaco, 49,29% naproxeno e 90,60% do

propilparabeno, enquanto *Landoltia punctata* apresentou maiores remoções para metilparabeno (90,87%).

Considerando o exposto, observa-se potencial da utilização de wetlands com macrófitas aquáticas para tratamento de diversos tipos de efluentes. Contudo, os estudos com efluentes industriais e/ou domésticos são ainda escassos, especialmente quanto à identificação da eficiência e vantagens desses sistemas. Desta maneira, será apresentado um estudo de caso que utilizou esgoto doméstico pré-tratado como efluente, obtidos de uma estação de tratamento de esgoto.

4. ESTUDO DE CASO: TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO COM WETLAND POVOADA COM *EICHHORNIA CRASSIPES*

Nesse estudo de caso, o objetivo do trabalho foi avaliar a eficiência de uma wetland povoada com *Eichhornia crassipes* no tratamento terciário de efluente de esgoto doméstico.

A macrófita aquática flutuante escolhida para tratar o efluente foi a *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, conhecida popularmente no Brasil como aguapé, é nativa da América do Sul, pertencente à família Pontederiaceae, sendo encontrada distribuída nas regiões tropicais e subtropicais (MARTINS et al., 2009). Alguns estudos apontam que a *E. crassipes* é eficiente no tratamento do efluente doméstico proporcionando redução entre 75 e 100% da concentração de N-NH_4 e entre 58 e 69% da carga de matéria orgânica (COSSU et al., 2001). Reduções de demanda química de oxigênio entre 89 e 95% foram relatadas por Diniz et al. (2005) em açudes povoados com macrófitas aquáticas.

Pesquisas realizadas por Lima et al., 2018 evidenciaram que o uso de *E. crassipes* em sistema de wetlands influenciou a remoção de DQO na wetlands construídas com cascalho e no sistema com tijolos de argila. No entanto, a absorção direta de plantas para remoção de nitrogênio total variou de 4 a 74% e de 26 a 71% do fósforo total removido em ambos os sistemas. A remoção de nutrientes foi principal processo desempenhado pelas plantas quanto utilizado o leito com tijolos de argila, enquanto que, na presença de tijolos de barro, a adsorção de nitrogênio e fósforo no substrato foi mais relevante.

4.1 MATERIAIS E MÉTODOS

Wetland foi constituída por 6 tanques de polietileno com volume de $0,123 \text{ m}^3$ cada ($0,51 \times 0,89 \times 0,27 \text{ m}$, de largura, comprimento e profundidade, respectivamente) dispostas linearmente. As macrófitas aquáticas utilizadas no povoamento da wetland foram provenientes do hidrofítotério do Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos – UNIFEB/SP ($20^\circ 34' 19.95'' \text{ S}$ e $48^\circ 34' 10.39'' \text{ W}$). Para avaliar a eficiência da wetland, dois tratamentos foram testados: um sistema contendo *Eichhornia crassipes* (Ec) e outro desprovido de macrófita (SM). As macrófitas foram selecionadas por similaridade considerando aquelas com bom estado sanitário e nutricional.

4.1.1 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Após o enchimento dos tanques não houve entrada do efluente na wetland e as macrófitas foram distribuídas homogeneamente em cada caixa de forma a cobrir aproximadamente 30% da área superficial ($0,15 \text{ m}^2$). A biomassa inicial de macrófita disposta em cada caixa foi de aproximadamente 382,3 g (massa fresca - MF).

No início do experimento foi coletado água do efluente da lagoa aeróbica e, posteriormente, a cada 7 dias dos efluentes no interior dos sistemas de tratamento (Ec e SM). Os valores de temperatura ($^\circ\text{C}$), potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica (mS cm^{-1}) foram mensurados utilizando-se a sonda multiprobe YSI incorporated modelo 556 MPS. As amostras foram levadas ao laboratório para a determinação dos valores demanda química de oxigênio (DQO, mg L^{-1}), demanda bioquímica de oxigênio (DBO, mg L^{-1}), fósforo (P, mg L^{-1}), sulfeto (S^{2-} , mg L^{-1}), sulfato (SO_4^{2-} , mg L^{-1}), sólidos totais dissolvidos (STD, mg L^{-1}) e ortofosfato (PO_4^{3-}) de acordo com as metodologias descritas no APHA (1998). As análises foram realizadas em temperatura média de $28,6^\circ\text{C} \pm 2,4^\circ\text{C}$, exceto DBO, que foi realizada em estufa incubadora refrigerada tipo BOD por 5 dias à 20°C ($\text{DBO}_{5,20}$).

4.1.2 CÁLCULO DA BIOMASSA

Para determinar a massa seca da *Eichhornia crassipes*, utilizou-se a relação de Henares e Camargo (2014), em que 13,5 kg de massa

fresca (MF) corresponde a 0,669 kg de massa seca (MS). A biomassa inicial de macrófita disposta em cada caixa foi de aproximadamente 382,3 g de MF (aproximadamente 18,95 g de MS). Posteriormente, as macrófitas foram moídas para a determinação das concentrações de nitrogênio total (mg NT g^{-1} MS) pelo método Kjeldahl (Allen et al. 1974) e de fósforo total (mg PT g^{-1} MS) pelo método descrito por Esteves (1980).

Foi determinado a taxa de crescimento (T_c) da macrófitas no período dos experimentos de acordo com a equação 1, onde t , B_f e B_i refere-se ao tempo do tratamento, a biomassa final e inicial, respectivamente.

$$T_c = (B_f - B_i)/t \quad (1)$$

4.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A condutividade no início do experimento nos tratamentos Ec e SM foi em média de $735 \mu\text{S cm}^{-1}$, entretanto ao final do experimento o tratamento com Ec ($134 \mu\text{S cm}^{-1}$) reduziu 2 vezes mais que o tratamento SM ($273 \mu\text{S cm}^{-1}$). A condutividade corresponde à quantidade de íons dissolvidos e, portanto, a redução observada em Ec sugere que a macrófita é mais eficiente na remoção e absorção de íons.

O pH foi em média de $7,3 \pm 0,3$ em ambos os tratamentos. A determinação do pH é importante pois afeta transformações bioquímicas, solubilidade de gases e sólidos no meio. Determinadas faixas de pH podem influenciar em processos de fixação de nitratos e nitritos, pois os microrganismos que auxiliam nessa etapa possuem faixa ideal de pH, como as bactérias desnitrificantes (6,5 - 7,5) e nitrificantes ($\geq 7,2$) (KADLEC; KNIGHT, 1996; HUSSAR; BASTOS, 2008).

Wetland povoada com *Eichhornia crassipes* proporcionou a redução de 77,5% da DQO aos 7 dias de experimento e 78,9% aos 21 dias. No mesmo período a redução de DQO no sistema SM foi de 52,7 e 61,3%, respectivamente (Figura 3A). O elevado valor de DQO no início do experimento ($306,7 \text{ mg L}^{-1}$) sugere grande quantidade de matéria oxidável no efluente, na forma orgânica e inorgânica (PEREIRA, 2004). Hidalgo et al. (2005), utilizando *Eleocharis sp* na redução de DQO em efluentes de esgoto doméstico, obteve redução entre 67 e 97%. Em relação à DBO, a redução no tratamento com

Eichhornia crassipes foi de 77,5% (15 mg L^{-1}) aos 21 dias de experimento, enquanto que no tratamento SM a redução foi de 71,4% (20 mg L^{-1}) (Figura 3B).

A redução de P na wetland povoada com *Eichhornia crassipes* ($0,3 \text{ mg L}^{-1}$) foi em média 4,7 vezes maior em comparação a redução no sistema SM ($1,4 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 3C). Esse resultado pode estar relacionado aos processos de absorção e adsorção do fósforo. A adsorção do fósforo aos detritos, argilas, compostos orgânicos e carbonatos é apontada como uma das principais formas de mobilização e imobilização dos íons fosfatos em ecossistemas aquáticos rasos principalmente daqueles com condições oxidantes e pH próximo ao neutro (ESTEVES e PANOSSO, 2011). Nessas condições o P, especialmente na forma de PO_4^{3-} é adsorvido a oxi-hidróxidos de ferro formando agregados altamente insolúveis (e.g. FeOOHPO_4) (WETZEL, 2001; KALFF, 2002). Babatunde e Zhao (2009) relataram que a principal via de remoção de P, em wetlands construídas, é a adsorção do P ao substrato. Contudo, a remoção de P é maior em sistemas com macrófitas do que em sistemas desprovido das plantas (HENARES, 2012). Chung et al. (2008) avaliando uma wetland povoada com *Typha latifolia* constataram redução de 54 a 68% no sistema com macrófita e de 10 a 11% no sistema sem a planta. Em nosso trabalho, o sistema sem macrófita (SM) também proporcionou a redução final de P 64,4% ($1,4 \text{ mg L}^{-1}$), provavelmente devido ao crescimento do fitoplâncton e perifíton aderido as paredes dos tanques. Os ortofosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- e H_3PO_4) são uma das formas do fósforo encontradas em soluções aquosas. O fósforo também é constituído de polifosfatos e o fósforo orgânico, sendo que estes podem ser convertidos em ortofostato e devido processos bioquímicos de decomposição biológica os ortofosfato são convertidos em fosfato (METCALF; EDDY, 2003). Desta forma, espera-se que para o composto PO_4^{3-} apresente comportamento similar ao P. Foi obtida redução de 95 e 89% para os tratamentos CM e SM, respectivamente. Quando observado o comportamento do PO_4^{3-} em função do tempo verifica-se que um mínimo foi atingido próximo aos 14 dias e posteriormente um aumento, como ocorreu na remoção do P (Figura 3C).

O sistema com *Eichhornia crassipes* apresentou melhor eficiência também na redução da concentração de sólidos

dissolvidos totais (Figura 3D). No início do experimento a concentração de STD no efluente da lagoa aeróbia foi de 298 mg L⁻¹ e ao final de 108 e 220 mg L⁻¹ no sistema Ec e SM, respectivamente. Essa redução se deve a área radicular de *Eichhornia crassipes* que retém e adsorve material particulado, como relatado por Henares e Camargo (2014) no

tratamento do efluente de aquicultura. As raízes de *Eichhornia crassipes* podem alcançar o comprimento maiores do que 30 cm e além de absorver substâncias tóxicas, forma um tipo de filtro biológico retendo as menores partículas em suspensão (MEERHOFF et al., 2003).

Figura 3 – Médias e desvios padrão das variáveis avaliadas: (A) demanda química de oxigênio (DQO); (B) demanda bioquímica de oxigênio (DBO); (C) fósforo (P) e (D) sólidos totais dissolvidos nos tratamentos Ec (▲) e SM (■).

Os sulfatos são provenientes da decomposição da matéria orgânica em meios pobres em oxigênio (anaeróbico), pois este atua comoceptor final de elétrons (respiração do sulfato). Por processo biológico, as bactérias heterotróficas transformam sulfatos em sulfetos (gás H₂S), sendo este último precipitado com vários tipos de metais. A formação do H₂S deixa odor desagradável no meio ambiente (PEREIRA, 2004; CUNHA, 2006). Houve um aumento de 107,6% na concentração de sulfato nos sete primeiros dias, decaindo para próximo a concentração inicial (35 mg L⁻¹) aos 21 dias, enquanto que Cunha (2006) apresentou eficiência de remoção (em sistema alagados) variando entre 28,6 e 78,3% nos meses de fevereiro e julho, respectivamente. A remoção de sulfeto no final do experimento foi de 88,2 e 33,8% para tratamento Ec e SM, respectivamente.

4.2.1 CRESCIMENTO DA BIOMASSA DA E. CRASSIPES

A taxa de crescimento da macrófita foi de 37,1 g MF dia⁻¹. Ao final do experimento a biomassa da macrófita atingiu 1.161,0 g MF (57,5 g de MS), o que representa um aumento de 203,7% na biomassa (Figura 4). Sendo a estimativa de crescimento da biomassa total

da macrófita foi aproximadamente de 37 ton ha⁻¹ mês⁻¹, considerando a taxa de crescimento por área ocupada pelas macrófitas (média entre inicial e final). *Eichhornia crassipes* utilizadas no tratamento terciário de efluentes domésticos, com as características semelhantes à do efluente de Barretos/SP, duplica sua biomassa em aproximadamente 20,5 dias. No estudo de Alves et al. (2003) com a mesma macrófitas desse estudo foi estimado o crescimento de 40 ton ha⁻¹ mês⁻¹, sendo esses resultados fundamentais para o planejamento do manejo da wetland.

No início do experimento o teor de PT e NT na biomassa foi de 6,9 e 22,2 mg g⁻¹ MS, respectivamente. Ao final do experimento o teor de PT na biomassa da macrófita foi de 7,0 mg g⁻¹ MS. Para NT houve um aumento de 20,3 % (26,7 mg g⁻¹). Esses resultados sugerem que a macrófita aquática *Eichhornia crassipes* apresenta 0,7 % de PT e 2,67 % de NT na composição da biomassa total (massa seca). Essa composição de N e P na biomassa de *Eichhornia crassipes* é maior que a observada por Henry-Silva e Camargo (2006) em *Eichhornia crassipes* (0,26 e 2,00 % de PT e NT, respectivamente) utilizada para o tratamento de efluentes de aquicultura.

A área superficial coberta pelas macrófitas no início do experimento (0,15m²) inicialmente parecia suficiente para realizar a remoção dos nutrientes do resíduo. Contudo, verifica-se pela Figura 3D que o potencial de crescimento da macrófitas aquática superou as expectativas, cobrindo toda área disponível do recipiente.

Caso área não fosse um fator limitante ao crescimento, fato que frequentemente ocorre em represas e rios, o crescimento das macrófitas poderia ser descontrolado,

tomando proporções que necessitaria de manejo adequada. Apesar disso, o potencial de rápido crescimento das plantas aquáticas é uma vantagem do ponto de vista energético, pois se aplicado essa biomassa como fonte de energia poderia trazer benefícios além do tratamento de resíduos (SRICOTH et al., 2018). Enquanto outros estudos apresentam alternativas para reaproveitar o excesso de biomassa acumulado, visando sua utilização na adubação orgânica, compostagem e adobe (GENTELINE et al., 2008).

Figura 4 – Crescimento da *Eichhornia crassipes* ao longo de 21 dias de experimento. Imagem A, B, C e D representam 0, 7, 14 e 21 dias respectivamente.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nesse capítulo foi verificada a importância da utilização de wetland povoadas com macrófitas aquáticas para o tratamento de efluentes domésticos.

No estudo de caso apresentado, wetland construída e povoada com *Eichhornia crassipes* foi eficiente no tratamento terciário do efluente doméstico, pois com 14 dias de experimento proporcionou a redução de 80,2; 77,5; 96,2 e 25,2% de DQO, DBO, P e TDS, respectivamente. Portanto, o uso de *Eichhornia crassipes* para o tratamento terciário de efluente doméstico pode ser uma alternativa viável na remoção de nutrientes e matéria orgânica. O crescimento da biomassa

das macrófitas durante o período dos ensaios resultou em uma taxa de aproximadamente 40 g.dia⁻¹, sendo esse resultado importante para um planejamento de manejo das wetlands.

6. AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Programa Institucional de Bolsa de Iniciação Científica do Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos PIBIC/CNPq/UNIFEB pela concessão da bolsa de iniciação científica do primeiro autor e ao Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Barretos pelo suporte na realização do experimento.

REFERÊNCIAS

- [1] Alves, E.; Cardoso, L. R.; Scravoni, J. L. R.; Ferreira, L. C.; Boaro, C. S. F.; Caetano, A. C. Avaliação fisiológica e bioquímica de plantas de aguapé (*Eichhornia crassipes*) cultivadas em níveis excessivos de nutrientes. Planta Daninha, Viçosa, v. 21, n. esp., p. 27-35, 2003.
- [2] Allen, S. E.; grinshaw, H.M.; Parkinson, J.A.; Quarmby, C. Chemical Analysis of Ecological Materials. Blackwell Scientific, Oxford, p.565, 1974.
- [3] Anjos, M. L.; Isiquel, W. D.; Albertin, L. L.; Matsumoto, T.; Henares, M. N. P. Parabens Removal from Domestic Sewage by Free-Floating Aquatic Macrophytes. Waste and Biomass Valorization, p. 1-6, 2018.
- [4] Apha – American Public Health Association. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th ed. APHA, Washington.p.1220, 1998.
- [5] Babatunde, A. O.; Zhao, Y. Q. Forms, patterns and extractability of phosphorus retained in alum sludge used as substrate in laboratory-scale constructed wetland systems. The Chemical Engineering Journal, Lausanne, 152, 8-13, 2009.
- [6] Babatunde, A. O.; Zhao, Y. Q.; Burke, A. M.; Morris, M. A.; Hanrahan, J. P. Environ. Pollut., v. 157, p. 2830–2836, 2009.
- [7] Brasil. Ministério das Cidades (MCID). Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA). Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2016. Brasília: Ministério das Cidades; Snsa, 2018.
- [8] Brix, H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - The Root-Zone Method. Wat. Sci. Tech., v. 19, n. 1/2, p. 107-118, 1987.
- [9] Colletti, M. P. B. Sistemas construídos de áreas alagadas: levantamento bibliográfico sobre eficiência de redução das variáveis químicas e físicas da água. 2008. 76f. Monografia (Especialista em Sustentabilidade Ambiental), Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2008.
- [10] Cossu, R., Haarstad, K., Lavagnolo, M. C., Littarru, P. Removal of municipal solid waste COD and NH₄ – N by phytoreduction: A laboratory – scale comparison of terrestrial and aquatic species at different organic loads. Ecological Engineering, v. 16, p. 459-470. 2001.
- [11] Chung, A. K. C.; Wu, Y.; Tam, N. F. Y.; Wong, M. H. Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater, Ecological Engineering, Oxford, v. 32, p. 81-89, 2008.
- [12] Cunha, C. A. G. Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas. Dissertação de mestrado – Universidade de São Paulo, São Carlos – SP, 2006.
- [13] Diniz, C. R.; Ceballos, B. S. O.; Barbosa, J. E. L.; Konig, A. Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água ecológica para melhoria da qualidade de água. Revista Brasileira de Eng. Agríc. Ambiental, Campina Grande, Suplemento, p. 226-230, 2005.
- [14] Esteves, F. A.; Panosso, R. Fósforo. In: Fundamentos de limnologia. (Esteves F. A. - coordenador) 3^a. ed. Rio de Janeiro, Interciência, 826p., 2011.
- [15] Esteves, F. A. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
- [16] Esteves, F. A.; Meirelles-Pereira, F. Eutrofização artificial. Fundamentos de limnologia. 3^a ed., Rio de Janeiro, Editora Interciência, p. 625-656, 2011.
- [17] Esteves, F. A. Die Bedeutung der aquatischen Makrophyten fu den Stoffhaushalt des Schöhsses. III. Die anorganischen Hauptbestandteile der aquatischen Makrophyten. Gewässer und Abwässer, v. 66/67, p. 29-94, 1980.
- [18] Faulwetter, J. L.; Gagnon, V.; Sundberg, C.; Chazarenc, F.; BURR, M. D.; Brisson, J.; Camper, A. K.; Stein, O. R. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: a review. Ecological Engineering, v. 35, n. 6, p. 987-1004, 2009.
- [19] Gentelini, A. L.; Gomes, S. D.; Feiden, A.; Zenatti, D.; Sampaio, S. C.; Coldebella, A. Produção de biomassa das macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Egeria densa* (egeria) em sistema de tratamento de efluente de piscicultura orgânica. Semina: Ciências Agrárias, Londrina, v. 29, n. 2, p. 441-448, 2008.
- [20] Henares, M. N. P. Cultivo de camarão com aerador e substrato artificial, identificação de bactérias da wetland construída para o tratamento do efluente. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Centro de Aquicultura, Jaboticabal-SP, 2012.
- [21] Henares, M. N. P.; Camargo, A. F. M. Estimating nitrogen and phosphorus saturation point for *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Salvinia molesta* Mitchell in mesocosms used to treating aquaculture effluent. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 26, n. 4, p. 420-428, 2014.
- [22] Henry-silva, G. G.; Camargo, A. F. M. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. Planta Daninha, Viçosa-MG, v. 24, n. 1, p. 21-28, 2006.
- [23] Hidalgo, J. C.; Montano, J. J.; Estrada, M. S. Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas. (Aplicaciones recientes de tratamento de águas residuais com plantas aquáticas). Theoria, v. 14, n. 1, 2005.

- [24] Hussar, G. J.; Bastos, M. C. Tratamento de efluente de piscicultura com macrófitas aquáticas flutuantes. *Engenharia Ambiental*, v. 5, n. 3, p. 274-285, 2008.
- [25] IWA – International Water Association. *Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation*. Scientific and Technical Report No. 8. London, England: IWA Publishing, 156 p., 2000.
- [26] Kadlec, R.H., Knight, R.L. *Treatment wetlands*. Boca Raton: CRC Lewis Publishers. Cap. 1: Introduction to Wetlands for Treatment, p.3-18; Cap.3: Natural Systems for Treatment, p. 31-43, 1996.
- [27] Kadlec, R. H.; KNIGHT, R. L.; Vymazal, J.; Brix, H.; Cooper, P.; Haberl, R. *Constructed wetlands for pollution control: Processes, performance, design, and operation*. London: IWA Scientific and Technical Rep 8. Int Wat Assn. 2000.
- [28] Kadlec, R. H.; Wallace, S. D. *Treatment Wetlands*, Second Edition. Boca Raton, Florida: CRC Press, 2009.
- [29] Kalff, J. *Limnology: Inland water ecosystem*. Prentice Hall, 2002.
- [30] Kumar, K. A.; Chiranjeevi, P.; Mohanakrishna, G.; Mohan, S. V.; Natural attenuation of endocrine-disrupting estrogens in an ecologically engineered treatment system (EETS) designed with floating, submerged and emergent macrophytes. *Ecological Engineering*, Tailândia, v. 37, n. 10, p. 1555-1562, 2011.
- [31] Kumar, J. L.; Zhao, Y. Q. A review on numerous modeling approaches for effective, economical and ecological treatment wetlands. *Journal Environ Manage*, v. 92, p. 400-406, 2011.
- [32] Lima, M. X.; Carvalho, K. Q.; Passig, F. H.; Borges, A. C.; Filipe, T. C.; Azevedo, J. C. R.; Nagalli, A. Performance of different substrates in constructed wetlands planted with *E. crassipes* treating low-strength sewage under subtropical conditions. *Science of The Total Environment*, v. 630, p. 1365-1373, 2018.
- [33] Martins, D.; Carbonari, C. A.; Terra, M. A.; Marchi, S. R. Ação de adjuvantes na absorção e translocação de glyphosate em plantas de aguapé (*Eichhornia crassipes*). *Planta Daninha*, Viçosa-MG, v. 27, n. 1, p. 155-163, 2009.
- [34] Mazzola, M. *Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamentos de efluente de reator anaeróbico compartimento*. Biblioteca digital da Unicamp, Campinas, SP, 2003. Disponível em: <<http://libdigi.unicamp.br/document/?code=vtls000299332>>. Acesso em: 04 mai. 2014.
- [35] Meerhoff, M.; Mazzeo, N.; Moss, B.; Rodríguez-Gallego, L. The structuring role of free-floating versus submerged plants in a subtropical shallow lake. *Aquatic Ecology*, v. 37, n. 4, p. 377-391, 2003.
- [36] Metcalf, L.; Eddy, H. *Wastewater engineering: Treatment and reuse*. Boston: McGraw – Hill, 1819p., 2003.
- [37] Moriarty, D. J. W. The role of microorganisms in aquaculture ponds. *Aquaculture*, v. 151, n. 1-4, p. 333-349, 1997.
- [38] Pereira, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas híbridos. *Revista Eletrônica de Recursos Hídricos*. Iph-Ufrgs. v. 1, n. 1, p. 20-36, 2004.
- [39] Pompêo, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. *Oecol. Bras.*, v. 12, n. 3, p. 406-424, 2008.
- [40] Quege, K. E. *Tratamento de esgoto sanitário pelo sistema zona de raízes utilizando plantas de bambu*. Dissertação de mestrado – Universidade Federal de Goiás (UFG), Escola de Engenharia Civil, Goiás-GO, 2011.
- [41] Reddy, K. R.; Debusk, T. A. State-of-the-art utilization of aquatic plants in water pollution control. *Wat. Sci. Tech.*, v. 19, n. 10, p. 61-79, 1987.
- [42] Salatti E. Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas. *Biológico*, São Paulo, v.65, n.1-2, p.113-116, 2003.
- [43] Sezerino, P. H.; Bento, A. P.; Gotardo, J. T.; Peters, M. R.; Queiroz, A.; Olijnyk, D. P.; Lapolli, F. R.; Philippi, L. S. Sistemas naturais para tratamento descentralizado de esgoto nos municípios da grande Florianópolis/SC –ferramenta para o desenvolvimento regional sustentável. In: *Congresso Brasileiro De Ciências e Tecnologia em Resíduos E Desenvolvimento Sustentável*, 2004, Florianópolis, SC. Resumos: Ictr, 2004.
- [44] Souza, J. T.; Haandel, A. C. V.; Cosentino, P. R. S.; Guimarães, A. V. A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistema “wethands” construídos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, PB, DEAg/UFPB, v.4, n.1, p. 87-91, 2000.
- [45] SRICOTH, T.; Meeinkurt, W.; Pichtel, J.; Taeprayoon, P.; Saengwilai, P. Synergistic phytoremediation of wastewater by two aquatic plants (*Typha angustifolia* and *Eichhornia crassipes*) and potential as biomass fuel. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, n. 6, p. 5344-5358, 2018.
- [46] Stottmeister, U.; Wiessner, A.; Kusch, P.; Kappelmeyer, U.; Kastner, M.; BEDERSKI, O.; Muller, R. A.; Moormann, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotech Adv*, v. 22, p. 93-17, 2003.
- [47] Tanner, C. C. Plants for constructed wetland treatment systems - A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering*, v. 7, n. 1, p. 59-83, 1996.

- [48] Thomaz, S. M.; Esteves, F. S. E. Comunidade de macrófitas aquáticas. In: Esteves, F. A. E. Fundamentos de Limnologia. 3a Ed. Rio de Janeiro. Interciência, p. 461-518, 2011.
- [49] Valentim, M. A. A. Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado. (Dissertação de Mestrado), FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, p.119, 1999.
- [50] Vymazal, J. Czech Republic. In: J. Vymazal, H. Brix, P. F. Cooper, M. B. Green, and R. Haberl (eds), Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, p. 95–121, 1998.
- [51] Vymazal, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of The Total Environment, v. 380, n. 1-3, p. 48–65, 2007.
- [52] Wallace, S. D.; Knight, R. L. Small-scale constructed wetland treatment systems: Feasibility, design criteria, and O&M requirements. Water Environment Research Foundation (WERF): Alexandria, Virginia, 2006.
- [53] Watson, J. T.; Hobson, J. A. Hydraulic Design Considerations and Control Structures for Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, Chapter 30 in Constructed wetlands for Wastewater Treatment, Municipal, Industrial and Agricultural. HAMMER, D.A. (ed.) Lewis Publishers, Chelsea, MI, 379p., 1989.
- [54] Wetzel, R. G. Limnology: lake and river ecosystems. 3th. ed. San Diego: Academic Press, 2001.

Capítulo 4

TRATAMENTO DE EFLUENTE DE TANQUES DE AQUICULTURA UTILIZANDO TÉCNICA DE ELETROCOAGULAÇÃO

Kiane Cristina Leal Visconcin

Fernando da Silva Barbosa

Liniker Rafael Rodrigues

Suelem Aparecida Gianini Pereira

Jennifer Stefani Meira da Silva

Resumo: A Aquicultura é muito importante, por isso há a necessidade de solucionar os desafios, como, a contaminação e poluição das águas dos tanques. Um método alternativo é a Eletrocoagulação. Sendo assim, o objetivo do presente trabalho é avaliar a eficiência do uso dessa técnica no tratamento de efluente de tanques de Aquicultura. A técnica é composta por um reator simples, uma célula de vidro transparente, uma fonte chaveada estabilizada de corrente contínua, dois eletrodos de ferro e fios condutores. A técnica apresentou boa eficiência

1. INTRODUÇÃO

O manejo de animais aquáticos confinados em tanques gera diversos materiais com elevada carga orgânica, que podem causar a eutrofização da água (MARCEDO *et al.*, 2010). Segundo Boyd (1973) a ração fornecida para os animais na alimentação é a principal causadora dessa eutrofização, porque cerca de 75% da ração fornecida não é consumida.

O acúmulo das fezes também é um fator que contribui para a poluição do ambiente aquático.

Sendo assim, é indispensável a utilização de tecnologias de tratamento para a remoção desses poluentes que degradam e alteram as características do meio aquático, evitando a sua eutrofização.

São utilizadas inúmeras técnicas para o tratamento de efluentes, todavia elas necessitam de grande investimento, mão de obra, tempo, maior espaço e não garantem total eficiência na eliminação dos contaminantes.

Um método alternativo para o tratamento de efluentes é a técnica de eletrocoagulação. Essa técnica utiliza energia elétrica para coagular as partículas solúveis presentes na água fazendo com que elas coagulem e, por conseguinte floculem e possam ser retiradas.

Essa técnica de Eletrocoagulação é um método eletroquímico simples, de baixo custo e eficiente para o tratamento de águas e efluentes. É uma tecnologia sem impacto ambiental, uma vez que o elétron é o principal reagente, não requerendo a adição de reagentes ou produtos químicos nocivos que geralmente são utilizados nas técnicas convencionais.

Sendo a Aquicultura uma técnica muito utilizada no México, principalmente na cidade de Mérida, para o cultivo de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*), o objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência da técnica de eletrocoagulação para tratamento dos efluentes desta região.

2. METODOLOGIA

A pesquisa foi conduzida no Laboratório de Solos, Água e Plantas da Universidad Autónoma de Yucatán – Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuárias, localizada no Km

15,5, bairro Xmatkuil s/n. Mérida, Yucatán, México.

As amostras foram coletadas nos tanques de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) da Fazenda Acuicola Garza Productora y Comercializadora S.A, localizada em Teria Hunucma, nº 756, Km 5, município de Tetiz, Yucatán, México.

Para a realização dos experimentos foram coletados aproximadamente 20L de efluente bruto.

O equipamento utilizado para a realização dos experimentos de eletrocoagulação foi um reator simples, em escala laboratorial, montado utilizando uma célula de vidro de volume de 2,5 L, uma fonte chaveada estabilizada (30V 5A 120W) de corrente contínua, dois eletrodos de ferro (ânodo e um cátodo) que foram arranjados dentro da célula eletrolítica de forma monopolar em paralelo e fios condutores. O volume tratado foi de 1,5 L.

Os tratamentos foram: Tratamento 1 (Testemunha) – 0 Voltz, Tratamento 2 (T2) – 25 Voltz e Tratamento 3 (T3) – 30 Voltz.

Os parâmetros analisados foram: pH, STD (Sólidos Totais Dissolvidos) e Fósforo total. As análises foram realizadas com base no Standard Methods for Water and Wastewater 21th ed (APHA, 2005).

Para identificar se essa técnica não afetava negativamente as tilápias, foi realizada a análise de hematócritos.

Os dados foram submetidos à análise de regressão e de variância, e as médias comparadas pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste estudo, foram observados os valores de pH: T1 – 6,83, T2 – 7,95 e T3 – 6,97. Segundo Chen (2004) esta variação está relacionada a liberação de hidrogênio no catodo e a formação de Fe (OH)₃.

Tendo como referência a resolução Brasileira do CONAMA nº. 357 Art. 34, inciso 4º, os valores de pH devem estar entre 5 e 9 para que os efluentes possam ser lançados diretamente no corpo receptor (BRASIL, 2011). Todos os tratamentos estão de acordo com a normativa.

A técnica de eletrocoagulação registrou a remoção de 100% de fósforo nos tratamentos

T2 e T3. A norma da Comunidade Europeia estabelece concentração máxima de 2 mg L⁻¹ de fósforo ou redução mínima de 80% com relação ao efluente para lançamento em corpos receptores (DIRECTIVE 91/271/EEC, 1991).

Todos os tratamentos apresentaram alta remoção de sólidos totais dissolvidos que ficou em média em 90%, exceto a testemunha (T1).

Os resultados de hematócrito identificaram que os animais não sofreram estresse durante o período de avaliação por meio do monitoramento das concentrações de

hematócrito que teve uma média de 30%, onde de acordo com Hahn-von-hessberg, Quiroz-bucheli e Grajales-quintero (2014) caracteriza que os animais não passaram por estresse. O limite mínimo é de 20% e máximo de 47%.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo demonstrou boa eficiência da técnica de eletrocoagulação para o tratamento do efluente de tanques de Aquicultura.

REFERÊNCIAS

- [1] Apha. American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21 th. ed. New York: APHA, AWWA, WPCR, 1.194 p., 2005.
- [2] Boyd, C.E. The chemical oxygen demand of waters an biological materials from ponds. Transactions of the American Fish Society. v.102, p.606-611, 1973.
- [3] Directive 91/271/Eec. European Comission for Environment. Comission's Environment Directorate General. May 1991.

- [4] Hahn-Von-Hessberg, Christine M.; Quiroz-Bucheli, Adriana; Grajales-Quintero, Alberto. Caracteres hematológicos en individuos de tilapia nilótica (*Oreochromis niloticus*, Trewavas 1983) con pesos entre 50-150g y 150-250g, estación piscícola, Universidad de Caldas, Colombia. Boletín Científico Centro de Museos: Museo de Historia natural, Caldas, v. 1, n. 18, p.142-157, 2014.
- [5] Macedo, C.F.; Sipaúba-Tavares, H.L. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: Consequências e recomendações. Boletim de instituto de pesca, São Paulo, v.36, n.2. p.149-163, 2010.

Capítulo 5

ALTERNATIVAS PARA TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO COLETADAS COM ABUNDANTE CONTAMINAÇÃO POR PATÓGENOS

Carolina Mendes Rocha

Bruna Neves Ramos

Matheus Augusto Santana

Carlos Alberto Grope

Raquel Sampaio Jacob

Resumo: É cada vez maior a necessidade de se buscar novas opções de tratamento de água para abastecimento da população. Em alguns locais, a disponibilidade de captação da água é dificultosa, seja por limitações quantitativas ou qualitativas. Por isso, métodos tradicionais de desinfecção da água estão sendo substituídos por métodos mais eficientes, tanto no que diz respeito à inativação de patógenos, quanto na formação de subprodutos. Esse trabalho discute soluções alternativas utilizando ozônio e a utilização de radiação ultravioleta para o tratamento e desinfecção de água para consumo humano.

Palavras Chave: Desinfecção; Ozônio; Radiação Ultravioleta.

1. INTRODUÇÃO

A água é um dos bens mais preciosos do planeta. Dentre suas diversas finalidades o consumo humano merece destaque. Para esse consumo é necessário que a água obedeça a padrões de qualidade preconizados pela legislação.

O crescimento populacional e consequente aumento no consumo, pode gerar um grande problema para o abastecimento, uma vez que nem sempre vão existir mananciais de boa qualidade disponíveis. Uma das alternativas, nesse caso, é a captação em corpos d'água com elevada quantidade de nutrientes e patógenos. Para isso, o tratamento adotado deve compreender etapas indispensáveis à obtenção de água de boa qualidade.

A desinfecção é considerada o principal mecanismo para desativação ou destruição de organismos patogênicos com a finalidade de prevenir a disseminação de enfermidades veiculadas pela água (HELLER; PÁDUA, 2016). Dentre os diversos métodos de desinfecção, alguns dos processos mais conhecidos são a utilização do cloro, o ozônio e a radiação ultravioleta (UV).

2. METODOLOGIA

Trata-se de uma revisão bibliográfica de alternativas para a desinfecção de águas coletadas em pontos de abundante contaminação por patógenos. Dentre essas alternativas será abordada a utilização de Ozônio e a utilização de UV, especialmente relevantes nesse contexto.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 OZÔNIO

Para o problema em estudo é necessário que o uso do ozônio esteja aliado ao uso de cloro devido à exigência da Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde, que prevê em sua Seção IV, Art. 15º, item III, a necessidade de que “a água fornecida contenha um teor mínimo de cloro residual livre de 0,5 mg/L” (BRASIL, 2011).

Nesse caso, o processo combinado, de ozônio e cloro, é capaz de reduzir até 90% do uso de cloro, eliminando também a possibilidade de produção de trihalometanos (THM (LIMA, 2013). Isso ocorre, pois, o ozônio quando “comparado ao cloro é 20 vezes mais eficiente, 3.120 vezes mais rápido e letal para bactérias e microrganismos, sendo 100 vezes mais solúvel em água” (CUBAS & AISSE, 2004).

Diferentemente do cloro, o ozônio é capaz de romper a parede celular dos microrganismos, o que demanda um menor tempo para a desinfecção. O ozônio é um gás de difícil armazenamento, desta forma é necessário que a sua produção seja feita no local onde o mesmo será utilizado (SANASA, 2012).

Após a produção do ozônio, a dosagem deve ser realizada considerando todas as particularidades da água a ser tratada. O ozônio é injetado na água por meio de difusores, injetores ou circuitos de injeção (LIMA, 2013). Conforme Cubas e Aisse (2004, p.13), “a transferência do ozônio para a água inicia com a dispersão do gás na fase líquida, em forma de pequenas bolhas, posteriormente o ozônio é incorporado à massa líquida através da interface gás-líquido”.

Figura 1: Processo convencional de tratamento de água com a utilização de ozônio como forma de desinfecção.

Fonte: Elaborado pelos autores.

3.2 RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA

A radiação UV é o agente físico mais utilizado para desinfecção de águas de abastecimento. A eficiência da radiação UV como agente desinfetante ocorre no comprimento de onda de 235,7 nm (LIBÂNIO, 2010). Assim normalmente utilizam-se lâmpadas de UV de baixa pressão de vapor de mercúrio – ou monocromáticas – que emitem de 85 a 90% de radiação no comprimento.

O mecanismo de desinfecção por essa técnica acontece em função da absorção da radiação pelas proteínas de RNA e DNA dos microrganismos, que se decompõem. A determinação da dose de radiação a ser empregada é importante, uma vez que caso essa dose não seja letal, pode ocorrer a fotoreativação, que é o reparo do dano

fotoquímico ao DNA nos organismos sob irradiação de luz visível (DONAIRE, 2001).

A determinação da dose de radiação que água deve receber é feita em laboratório. Ainda assim, doses mínimas de 16 a 38 mW.s/cm² são recomendadas por diversos órgãos. Devido a exigência da legislação quanto ao cloro residual, é necessário associar a radiação UV com a adição de cloro, porém em menor quantidade, minimizando assim a formação do THM (LIBÂNIO, 2010).

A radiação UV deve ser adotada, para o problema proposto neste trabalho, dentro do tratamento convencional. Neste caso, após as etapas de clarificação e filtração, seguirá a etapa de desinfecção utilizando a radiação UV, seguida da adição de cloro e flúor

Figura 2 - Processo convencional de tratamento de água com a utilização de ozônio como forma de desinfecção.

Fonte: Elaborado pelos autores.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Através deste trabalho buscou-se discutir soluções alternativas para tratamento e desinfecção de água para consumo humano com abundante contaminação por patógenos. Apesar de normalmente se utilizar a cloração para desinfecção, esse processo pode gerar subprodutos como o THM que é cancerígeno. Desta forma, a desinfecção com a utilização

de ozônio e radiação UV apresentam-se como alternativas eficientes e economicamente viáveis.

Contudo, aspectos mais profundos em relação a qualidade do corpo d'água, devem ser levados em consideração para a escolha da melhor técnica de desinfecção e adequação a legislação vigente.

REFERÊNCIAS

- [1] Brasil. Portaria n. 2.914, de 14-12-2011. Disponível em: <http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/Portaria_MS_2914-11.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2017.
- [2] Cubas, Selma; Aisse, Miguel. Utilização do Ozônio no Tratamento de Efluentes: Investigação da Taxa Real de Produção de Ozônio. Disponível em: <http://www.ozonio.com.br/adenilson_ornelas.pdf>. Acesso em: 21 jun. 2017.

- [3] Donaire, Patrícia. Desinfecção de Água Utilizando Radiação Ultravioleta e Fotocatálise Heterogênea. Disponível em: <http://repositorio.unicamp.br/jspui/bitstream/Repositorio/258480/1/Donaire_PatriciaPulciniRosvald_M.pdf>. Acesso em: 15 jun. 2017.
- [4] Heller, Léo; Pádua, Valter. (organizadores). Abastecimento de água para consumo humano. Vol. 1 e 2. 3ª ed. Belo Horizonte, MG. Editora UFMG, 2016.

[5] Libânio, Marcelo. Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água. 3ª ed. Campinas, SP: Editora Átomo, 2010.

[6] LIMA, Pablo. Tecnologias para Desinfecção de água e esgotos: ozonização. Disponível em: <<http://boaspraticasnet.com.br/tecnologias-para-desinfeccao-de-agua-e-esgotos-desinfeccao-por-ozonizacao>>. Acesso em: 20 jun. 2017.

[7] Sanasa. Sanasa Estuda Uso de Ozônio para Tratamento de Água. 2012. Disponível em: <http://www.sanasa.com.br/conteudo/conteudo2.aspx?par_nrod=1414&flag=P-A>. Acesso em: 20 jun. 2017

Capítulo 6

AVALIAÇÃO DA ÁGUA UTILIZADA EM CLÍNICA PARA ATENDIMENTO DE RENAIIS CRÔNICOS DA REGIÃO SUDESTE DA AMAZÔNIA LEGAL

Fabiana Louretto Ferreira

Renato Hilton Reis da Silva

Resumo: Pacientes em tratamento hemodialítico estão expostos a alterações físico-químicas e microbiológicas na qualidade das águas usadas para hemodiálise, uma vez que estas são produzidas para formação do dialisato, possuindo componentes de baixo peso molecular que podem entrar na corrente sanguínea do paciente. Portanto, este estudo avaliou a qualidade da água pós-tratamento da osmose reversa, utilizada em uma clínica de hemodiálise no sudeste da Amazônia Legal. Nesta avaliação foram realizadas análises documentais a partir de relatórios de análises, retrospectivos e com abordagem quantitativa. O estudo identificou que os resultados foram favoráveis e todos abaixo dos limites máximos permitidos pela legislação brasileira, havendo, no entanto, uma pequena elevação na contagem do número de bactérias encontradas no processo de tratamento entre a água fornecida pelo abastecimento geral e a que chega até o tratamento dialítico, demonstrando a vulnerabilidade e exposição dos indivíduos que utilizam esses serviços. Esta informação reforça a necessidade de programas de monitoramento contínuos quanto a qualidade das águas utilizadas nessas clínicas. Este também demonstrou boa a efetividade do procedimento de osmose reversa bem como dos procedimentos de limpeza e desinfecção de todo o processo.

Palavras Chave: Tratamento; Osmose Reversa; Hemodiálise.

1.INTRODUÇÃO

A Doença Renal Crônica (DRC) tem a diminuição da função renal como um processo lento e progressivo, o indivíduo passa a necessitar de uma terapia renal substitutiva para garantir a manutenção da vida. “(Kirsztajn *et al.*, 2014)”.

Deve-se ressaltar que cada clínica possui um quantitativo de paciente, por sua vez uma produção própria de sessões de hemodiálise. Durante cada uma delas são gastos aproximadamente 120L (cento e vinte litros) de água. “(Shahryari *et al.*, 2016)”.

Os equipamentos utilizados nesse processo de pureza da água para hemodiálise são: os filtros de areia, o abrandador e o filtro de carvão ativado, também conhecido como pré-tratamento, logo em seguida a mesma passa por membranas que permitam transformar água meramente potável em água pura, estando pronta para ser utilizada nas máquinas de hemodiálise, livre de agentes contaminantes como metais e agentes microbiológicos que poderiam, causar efeitos deletérios destes sobre a saúde dos pacientes. “(“Manual de Dialise - 4ª Ed_-1

(1).pdf”, 2012)”.

Portanto, a água oferecida durante o tratamento da hemodiálise não pode ser subestimada, há uma necessidade real de se amenizar os riscos suscetíveis aos quais os pacientes possivelmente estão expostos aos agentes patogênicos “(Totaro *et al.*, 2017)”.

Assim, neste estudo foi avaliada a relação entre a qualidade ofertada e a necessária pela legislação vigente, fornecendo maior segurança aos pacientes assistidos pelo tratamento de hemodiálise do Hospital Regional Público do Araguaia (HRPA) na Cidade de Redenção, Estado do Pará contribuindo para a melhoria de sua qualidade de vida.

2.METODOLOGIA

O estudo foi realizado na estação de tratamento do HRPA no setor de hemodiálise classificado intra-hospitalar de alta e média complexidade localizada no Município de Redenção, Estado do Pará, uma unidade de referência para 15 municípios da região sudeste do Estado Pará.

Figura 1. Mapa de localização do HRPA em Redenção-PA.

Trata-se de uma análise documental e retrospectiva, com abordagem quantitativa dos resultados apresentados em relatórios de análises a partir de avaliações, contratadas pela instituição referente a oito pontos: pré-areia (P1), pós-carvão (P2), pós osmose reversa (P3), rede de abastecimento das máquinas (P4), reuso (P5), máquina de hemodiálise I (P6), máquina de hemodiálise II (P7) e tanque de armazenamento (P8). Nestes foram considerados os resultados de: metais (Alumínio, Antimônio, Arsênico, Bário, Berílio, Cádmio, Cálcio, Chumbo, Cloro total, Cobre, Cromo, Fluoreto, Magnésio, Mercúrio, Nitrato, Potássio, Prata, Selênio, Sódio, Sulfato, Tálcio e Zinco) realizados semestralmente, físico-químicos (cor aparente, turvação, sabor, odor, cloro residual livre e pH) checado diariamente e microbiológico (Coliforme total, contagem de bactérias heterotróficas e endotoxinas) analisados mensalmente.

O laboratório possui validação pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária com certificação pela Rede Brasileira de Laboratórios (REBLAS), e as análises foram realizadas de janeiro a dezembro/2017 e comparado aos padrões de qualidade descritos pela legislação vigente (RDC 11 de

março de 2014). A análise estatística foi feita no SOFTWARE BIOESTAT e apresentados em gráfico Box-plot, regressão linear e matriz de correlação.

As bases de dados teóricas utilizadas foram obtidas em comunicações científicas provenientes das bases de dados do SCIELLO, BVMS, PUBMED, IBICT e SCIEDIRECT. Nestas buscas foram utilizadas as seguintes chaves de pesquisa: *(water) AND (tratament); (osmosis reverse) AND (hemodialysis)*.

3.RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao analisar os resultados foi observado que em todos os pontos ocorreram uma elevação na contagem do número de bactérias heterotróficas se comparados aos resultados pré-tratamento.

O ponto de pós-carvão aditivado é o mecanismo utilizado na remoção de cloro livre e cloraminas, podendo aderir aos compostos orgânicos e fonte de crescimento para as bactérias heterotróficas conforme demonstra *outline* no gráfico 1.

Figura 2. Análise encontrada através contagem de bactérias heterotróficas pré e pós- tratamento.

Podemos ressaltar também que pós tratamento da osmose o pH da água diminuiu, ficando abaixo 6, como demonstra o gráfico 3a. A função da osmose reversa é de eliminar 95% dos contaminantes da água (“Manual de

Dialise-4^aEd_-1(1).pdf”, 2012)”, portanto para que o pH seja corrigido pós osmose, os valores pré tratamento deveriam vir próximo a 9,5.

Figura 3a. Análise encontrada do pH pré e pós-tratamento, 3b. pareamento com o número de bactéria heterófica encontradas.

Relacionando os valores de pH com a contagem de bactérias pós osmose, podemos observar o gráfico de número 3b esporádicas contagem de células bacterianas em todo o circuito, inclusive nas máquinas de hemodiálise.

Ao observar a matriz de correlação entre pH e os pontos de coleta, identificou-se a correlação de dados entre os pontos pós-carvão e reuso (P2 e P5), como também no ponto pós-carvão e tanque de armazenamento (P2 e P8), ou seja os mesmos contaminantes encontrados pós carvão aditivado foram encontrados no tanque que armazena água que será distribuída e no reuso local específico para lavagem de materiais dos paciente.

Em ambientes hospitalares existe a possibilidade de contaminação referente a patógenos microbianos, e para segurança do paciente é fundamental a identificação de

possível formação de biofilmes transmitidos pela água e resistente a desinfetantes químicos. "(Totaro *et al.*, 2017)".

Este estudo demonstra que mesmo com esses achados, todos os processos e valores obtidos mediante os relatórios de análise obedeceram a portaria RDC 11 de março 2014, referente ao capítulo II art. 45 a 58 que descreve os parâmetros necessários que garanta a qualidade da água para hemodiálise.

No entanto, mesmo os relatórios de análises estando favoráveis e abaixo dos limites mínimos exigidos. Essa pequena elevação ocorrida no processo de tratamento entre a água fornecida pelo abastecimento geral e a iniciada para tratamento dialítico demonstra a vulnerabilidade e possível exposição, reforçando a necessidade de monitoramentos contínuos quanto à água ofertada pelas clínicas de hemodiálise.

Tabela 1. Matriz de correlação entre pH pré e pós osmose e contagem bacteriológica de P1 a P8

Matriz de Correlação	pH pré-osmose	pH pós-carvão	P 1	P 2	P 3	P 4	P 5	P 6	P 7	P 8
pH pré-osmose	1	--	---	---	---	---	---	---	---	---
pH pós-osmose	0.3864	1	---	---	---	---	---	---	---	---
P 1	0.0961	-0.0059	1	---	---	---	---	---	---	---
P 2	0.1305	0.3095	-0.0709	1	---	---	---	---	---	---
P 3	0.3111	0.0694	0.2171	0.0463	1	---	---	---	---	---
P 4	0	0.3397	0.6964	0.1442	-0.0044	1	---	---	---	---
P 5	0.2178	0.2038	-0.1688	0.736	0.6216	0.0704	1	---	---	---
P 6	0.1726	0.2064	-0.226	0.3665	0.007	0.0477	0.197	1	---	---
P 7	0.3775	-0.3578	-0.1518	0.3523	0.1174	-0.256	0.3608	0.0034	1	---
P 8	0.1398	0.3286	0.3348	0.8838	-0.055	0.4323	0.4584	0.2503	0.2419	1

Ao observar a matriz de correlação entre pH e os pontos de coleta, identificou-se a correlação de dados entre os pontos pós-carvão e reuso (P2 e P5), como também no ponto pós-carvão e tanque de armazenamento (P2 e P8), ou seja os mesmos contaminantes encontrados pós carvão aditivado foram encontrados no tanque que armazena água que será distribuída e no reuso local específico para lavagem de materiais dos paciente.

Em ambientes hospitalares existe a possibilidade de contaminação referente a patógenos microbianos, e para segurança do paciente é fundamental a identificação de possível formação de biofilmes transmitidos pela água e resistente a desinfetantes químicos. "(Totaro et al., 2017)".

Este estudo demonstra que mesmo com esses achados, todos os processos e valores obtidos mediante os relatórios de análise obedeceram a portaria RDC 11 de março 2014, referente ao capítulo II art. 45 a 58 que descreve os parâmetros necessários que garanta a qualidade da água para hemodiálise.

No entanto, mesmo os relatórios de análises estando favoráveis e abaixo dos limites

mínimos exigidos. Essa pequena elevação ocorrida no processo de tratamento entre a água fornecida pelo abastecimento geral e a iniciada para tratamento dialítico demonstra a vulnerabilidade e possível exposição, reforçando a necessidade de monitoramentos contínuos quanto à água ofertada pelas clínicas de hemodiálise.

4. CONCLUSÃO

A avaliação da qualidade da água permite reforçar maior segurança ao tratamento ofertado para pacientes renais crônicos. No que diz respeito aos resultados das análises, eles comprovam a efetividade do tratamento por osmose reversa, desde que seus procedimentos de limpeza e desinfecção sejam respeitados. Desta forma assegura aos pacientes e gestores da clínica que o monitoramento sinaliza a origem de contaminação durante o processo de tratamento e identificam as boas condições de armazenamento e transporte da água utilizada para alimentar o sistema.

REFERÊNCIAS

- [1] Guideline, C. P. Guideline on water treatment systems , dialysis water and dialysis fluid quality for haemodialysis and related therapies Clinical Practice Guideline Prepared on behalf of The Renal Association 1 and The Association of Renal Technologists 2 January 2016 Re. p. 1–48, 2016.
- [2] Hospital Regional Público do Araguaia. Disponível em URL: <http://www.hropa.org.br> [acessado em 24 maio 2018]
- [3] Kirsztajn, G. M. *et al.* Fast Reading of the Kdigo 2012: Guidelines for evaluation and management of chronic kidney disease in clinical practice. *Jornal Brasileiro de Nefrologia*, v. 36, n. 1,

p. 63–73, 2014. Manual de Dialise - 4^a Ed.-1 (1).pdf. , [s.d.].

- [4] Shahryari, A. *et al.* Evaluation of bacteriological and chemical quality of dialysis water and fluid in Isfahan, central Iran. *Iranian Journal of Public Health*, v. 45, n. 5, p. 650–656, 2016.

- [5] Totaro, M. *et al.* Evaluation and control of microbial and chemical contamination in dialysis water plants of Italian nephrology wards. *Journal of Hospital Infection*, v. 97, n. 2, p. 169–174, 2017.

Capítulo 7

AVALIAÇÃO DE pH, TURBIDEZ E CONCENTRAÇÃO DE NITRATO DA ÁGUA FORNECIDA EM ESCOLAS PÚBLICAS DE RIO VERDE – GO

Lucas Duarte Oliveira

Salmon Landi Júnior

Tiago Clarimundo Ramos

Adriana Bernardes de Jesus

Rodrigo Braghioli

Resumo: O presente trabalho consiste em avaliar a qualidade da água fornecida aos estudantes de três escolas públicas do município de Rio Verde – GO. Foram realizadas duas campanhas, em que as coletas das amostras de água seguiram os procedimentos descritos na Resolução 720/2011 da Agência Nacional de Águas. As análises foram feitas conforme Standart Methods of Examination of Water and Wastewater de 2012. Para cada campanha, foi determinado, em triplicata, os valores das variáveis pH, turbidez e concentração de nitrato. Os resultados atenderam aos limites estabelecidos pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde para água potável. Em síntese, este trabalho traz contribuições para subsidiar o planejamento, a inspeção e a gestão ambiental local, mormente no sentido de continuar garantindo a qualidade da água para abastecimento público.

Palavras-chave: Abastecimento público; Portaria de Consolidação nº 5/2017; Potabilidade.

1. INTRODUÇÃO

É consenso de que o padrão de desenvolvimento adotado nos últimos tempos tem provocado um aumento considerável da degradação ambiental, em especial, dos recursos hídricos (MEDEIROS; LIMA; GUIMARÃES; 2016). Diante disso, Libânio (2011) alerta que a proteção da saúde das populações dependentes do abastecimento de água depende do estabelecimento e atendimento de padrões de potabilidade restritivos e da eficácia de ações que garantam sua qualidade.

O pH é uma variável que está associada à concentração de íons H^+ dissolvidos na água. Essa medida ocupa lugar de destaque, pois sua variação influencia tanto o equilíbrio de compostos químicos (VON SPIERLING, 2017) quanto a etapa do tratamento convencional de água em que se utiliza compostos poliméricos coagulantes.

Já a magnitude da turbidez está associada com o grau de atenuação que um feixe de luz tem ao atravessar a água. Quando em níveis elevados, a turbidez pode afetar a ação do cloro como desinfetante residual (SILVA; LOPES; AMARAL, 2016), além de ser esteticamente desagradável na água potável.

O nitrato, por sua vez, quando consumido em altas doses, tem efeito cardiovascular danoso e pode até ocasionar o envenenamento fatal em crianças por escassez de oxigênio, fenômeno esse conhecido como metahemoglobinemia (VELOSO, 2006).

Com base nessas considerações, este trabalho tem por objetivo analisar o pH, a turbidez e a concentração de nitrato da água fornecida em escolas públicas do município de Rio Verde – GO. Todos os resultados foram comparados com os parâmetros indicados pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017).

2. METODOLOGIA

O trabalho contou com a participação das seguintes escolas públicas do município de Rio Verde – GO: Colégio Estadual Miltes Furquim de Oliveira (Escola A), Colégio Estadual Manoel Ayres (Escola B) e Colégio Estadual João Veloso do Carmo (Escola C).

Nas coletas das amostras foram selecionadas torneiras que recebiam água direto da canalização da estação de tratamento. Fez-se uma primeira campanha (C_1) nos dias 20, 21 e 22 de março de 2018 e outra (C_2) nos dias 13 e 14 de junho, respectivamente, nos períodos chuvoso e de seca, em todas as escolas supracitadas.

As coletas, o armazenamento e o transporte das amostras seguiram os procedimentos descritos na Resolução 720/2011 da Agência Nacional de Águas (BRASIL, 2011).

Todas as amostras foram analisadas conforme orientações indicadas pelo *Standart Methods of Examination of Water and Wastewater* de 2012 (AWWA, 2012). Para cada campanha, as variáveis pH, turbidez e concentração de nitrato foram aferidas em triplicata, com a determinação dos valores médios e seus respectivos desvios padrão obtidos nas campanhas C_1 e C_2 .

Na determinação do pH, *utilizou-se uma sonda portátil multiparamétrica, modelo Orion Star A326®*. A turbidez foi aferida com o auxílio de um turbidímetro portátil, modelo 2100P. Por fim, a concentração de nitrato ($[NO_3^-]$) foi obtida com o auxílio de um espectrofotômetro, modelo DR 5000.

Os valores obtidos foram comparados com os parâmetros exigidos pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde (Tabela 1), que dispõe sobre a consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde (BRASIL, 2017).

Tabela 1. Limites estabelecidos pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 para água para consumo humano (BRASIL, 2017)

Variáveis	Limites
pH	6,0 a 9,5
Turbidez (uT)	5,0
$[NO_3^-]$ (mg/L)	10

3.RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na tabela 2, são apresentadas as variáveis com os valores médios e desvios padrão obtidos nas duas campanhas realizadas (C₁ e C₂). Cabe realçar que o controle do pH das

águas para abastecimento humano é de suma importância, pois influencia na concentração de substâncias presentes na mesma, no processo de coagulação e também evita a corrosão de tubulações (MENDES; FERREIRA, 2014).

Tabela 2. Resultados de pH, turbidez e concentração de nitrato da água utilizada para o consumo em escolas públicas de Rio Verde, Goiás

	C ₁			C ₂		
	Escola			Escola		
	A	B	C	A	B	C
pH	6,81±0,12	6,74±0,09	6,83±0,07	6,95±0,11	6,77±0,05	6,94±0,10
Turbidez (uT)	1,38±0,11	0,76±0,07	0,72±0,04	3,58±0,13	3,73±0,06	1,57±0,07
[NO ₃ ⁻](mg/L)	0,0±0,0	0,21±0,02	0,28±0,04	0,73±0,23	0,15±0,15	0,53±0,29

Deveras, constatou-se que todos os valores médios obtidos nas campanhas C₁ e C₂ (Tabela 2) atenderam ao limite para pH estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 (Tabela 1).

No trabalho de Moraes, Saleh, Alves e Aquino (2016) sobre a água distribuída para abastecimento público em três bairros na cidade de Rio Verde – GO, os valores médios encontrados para pH variaram de 6,88 a 7,76. Os autores afirmam que valores muito baixos ou elevados de pH podem causar irritação na pele e (ou) nos olhos dos indivíduos, além de danificar às tubulações.

Altas taxas de turbidez podem estar relacionadas ao lançamento de efluentes em um corpo hídrico, além de estar associadas a altos teores de sedimentos presentes no mesmo (PIRATOBA; RIBEIRO; MORAES; GONÇALVES, 2017), sendo um indicativo de possíveis impactos ambientais.

Para turbidez, destaca-se que os valores padrões para água pós-filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta) e para desinfecção (para águas subterrâneas) os limites para qualquer amostra pontual é de 0,5 uT e 1,0 uT, respectivamente. Entretanto, o valor máximo permitido para potabilidade é de 5,0 uT. Com isso, todos os valores médios das escolas analisadas (Tabela 2) atenderam ao limite para turbidez (Tabela 1). Porém, nota-se que as médias obtidas na C₂ são ligeiramente maiores do que as da C₁, podendo estar relacionado com a presença em excesso de cloro ou produtos químicos utilizados no tratamento.

Elias (2014) afirma que uma das principais fontes de nitrato nos corpos hídricos são o lançamento de esgoto doméstico e efluentes industriais. Assim sendo, a qualidade dos corpos hídricos utilizados para o abastecimento público é afetada.

De todo modo, neste trabalho, os valores determinados para concentração de nitrato em ambas as campanhas (Tabela 2) foram bem inferiores ao limite estabelecido pela Portaria nº 5/2017 (Tabela 1).

No estudo de Silva, Santos, Almeida, Guimarães e Domingos (2017), na análise de um corpo hídrico utilizado para abastecimento do município de Maurilândia – GO, os valores variaram de 0,2 a 0,8 mg/L. Os autores afirmam que as poucas áreas de pastagem próximas ao curso hídrico reduzem as chances de escoamento superficial de detritos orgânicos.

4.CONCLUSÕES

Tomando como referência a Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde, depreende-se que todos os valores médios obtidos para pH, turbidez e concentração de nitrato das amostras de água analisadas atenderam satisfatoriamente aos limites estabelecidos para potabilidade. Espera-se que esse estudo possa auxiliar na gestão ambiental local, ressaltando que sejam realizadas outras análises, especialmente para contemplar também as variáveis microbiológica e concentração de pesticidas, uma vez que a economia da região é fortemente dependente da agricultura.

REFERÊNCIAS

- [1] ANA – Agência Nacional de Águas. Resolução nº. 724, de 19 de outubro de 2011. Estabelece procedimentos padronizados para a coleta e preservação de amostras de águas superficiais para fins de monitoramento da qualidade dos recursos hídricos, no âmbito do Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas (PNQA). Diário Oficial da União, Brasília, 19 de outubro de 2011.
- [2] Awwa; wef. Standard methods for the examination of the water wastewater. Washington DC: Apha; AWWA; Wef, 2012.
- [3] Brasil. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação n.º 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, Seção 1, 03 de outubro de 2017, p. 360.
- [4] Elias, T. R. C. Avaliação da contaminação da água subterrânea de poços escavados em residências no Bairro Lagomar, município de Macaé/RJ. 2014. 56 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense, Macaé, RJ, 2014.
- [5] Libânio, M. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. 3. ed. Campinas – SP: Átomo, 2010.
- [6] Medeiros, A. C.; Lima, M. O.; guimarães, R. M. Avaliação da qualidade da água de consumo por comunidades ribeirinhas em áreas de exposição a poluentes urbanos e industriais nos municípios de Abaetetuba e Barcarena no estado do Pará, Brasil. Ciência & Saúde Coletiva, Rio de Janeiro. v. 21, n. 3, p. 695-708, 2017.
- [7] Mendes, L. S.; Ferreira, I. M. Influência da Sazonalidade na qualidade da água bruta no município de Ituiutaba – MG. Hygeia, Uberlândia – MG. v. 10, n. 19, p. 97 – 105, 2014.
- [8] Morais, W. A.; Saleh, B. B.; Alves, W. S.; Aquino, D. S.; Qualidade sanitária da água distribuída para abastecimento público em Rio Verde, Goiás, Brasil. Cadernos Saúde Coletiva, Rio de Janeiro. v. 24, n. 3, p. 361 – 367, 2016.
- [9] Piratoba, A. R. A.; Ribeiro, H. M. C.; Morales, G. P.; Gonçalves, W. G. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. Revista Ambiente & Água, Taubaté – SP, v. 12, n. 3, p. 436 – 456, 2017.
- [10] Silva, L. J.; Lopes, L. G.; Amaral, L. A. Qualidade da água de abastecimento público do município de Jaboticabal, SP. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro. v. 21, n. 3, p. 615 – 622, 2016.
- [11] Silva, J. M.; santos, G. O.; Almeida JR, M. C. D.; Guimarães, A. G.; Domingos, G. S. Qualidade da Água de captação para abastecimento público no município de Maurilândia, Goiás. Caminhos de Geografia, Uberlândia – MG, v. 18, n. 64, p. 199 – 212, 2017.
- [12] Veloso, M. E. C. Potencialidade de impacto ambiental por nitrato, doses de N e flutuações do lençol freático para a cultura do milho sob sistema de drenagem. 2006. 126 f. Tese (Doutorado em Agronomia). Universidade de São Paulo (USP), Piracicaba, SP, 2006.
- [13] Von Sperling, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte – MG: UFMG, 2017.

Capítulo 8

AVALIAÇÃO TEMPORAL DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE CHORUME DO ATERRO SANITÁRIO MUNICIPAL “MARCELO REIS ARANTES” DE FORMIGA- MG

Fabiana Cunha de Carvalho

Henrique Clayton Rodrigues

Marcone Santos Rezende

Nathália Pereira de Jesus

Hygor Aristides Victor Rossoni

Resumo: O chorume contém elevados teores de compostos orgânicos e inorgânicos nas formas dissolvidas e coloidais. Sua composição é complexa e muito variável. Seu tratamento requer cuidado adequado. Por meio da análise de parâmetros físico-químicos como, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), relação DQO/DBO e a influência que a precipitação local exerce na quantidade de lixiviado, foi possível monitorar o volume de chorume e determinar a presença de uma alta concentração de matéria orgânica produzida pelo aterro sanitário do município de Formiga-MG. O percolato produzido passa por tratamento composto por um sistema de lagoas anaeróbias, lagoa facultativa e leitos de secagem antes de ser descartado. Em alguns meses o tratamento não removeu a matéria orgânica presente no percolato.

Palavras-chave: Chorume; tratamento; parâmetros físico-químicos.

1. INTRODUÇÃO

A decomposição dos resíduos orgânicos presentes nos lixões e aterros sanitários produz o chorume, que contém elevados teores de compostos orgânicos e inorgânicos nas formas dissolvidas e coloidais. A composição físico-química do percolato é complexa e muito variável, e depende de vários fatores como: tipo de resíduo depositado, tempo de disposição do resíduo, forma de operação do aterro, pluviosidade, condições geológicas locais, entre outros. A complexidade do chorume torna difícil a determinação de técnicas efetivas de tratamento. (Barroncas 1999)

O presente estudo foi realizado no Aterro Sanitário Municipal “Marcelo Reis Arantes”, localizado no município de Formiga – MG, na Fazenda Olaria s/nº, na comunidade rural Serrinha. O acesso se dá pela rodovia BR 354, km 511, sentido Campo Belo, e situa-se a aproximadamente 8 km do centro do município.

A população de Formiga segundo dados sobre estimativas divulgadas pelo IBGE (2017) é de 68.423 habitantes e os moradores citadinos são atendidos pelos serviços de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) que compreende coleta, transporte e destinação final do resíduo. O município não possui unidade de compostagem e o RSU produzido é encaminhado para a usina de triagem de materiais recicláveis ou para o aterro sanitário. O aterro foi inaugurado em 2009 e projetado para uma vida útil de 21 anos.

Objetiva-se com este trabalho, a avaliação das características físico-químicas das águas residuárias do sistema de tratamento de chorume do aterro sanitário por meio do monitoramento de parâmetros quantitativos referente à vazão e qualitativos provenientes de análises físico-químicas.

2. METODOLOGIA

O aterro sanitário recebe em média 42 toneladas de lixo diariamente, as quais são aterradas. Em termos de infraestrutura, o local de disposição final de resíduos possui todos os critérios técnicos e operacionais para sua classificação como Aterro Sanitário, apresentando área total de 45 ha, sendo que 112.183,11 m² correspondem à área total das plataformas para disposição de resíduos. A

técnica construtiva utilizada neste aterro sanitário é o método de encosta.

O mesmo foi projetado para receber 7 maciços de resíduos, com 3 anos de vida útil cada, para a disposição de RSU. No momento se encontra no 3º maciço e possui drenos verticais (constituídos de tubos de concreto armado perfurado, pedra rachão e tela de alambrado) e horizontais, do tipo espinha de peixe (composto por geotêxtil, brita 4, pedra rachão e tubo corrugado) para coleta de biogás e de chorume e, ainda, conta com um sistema de drenagem de águas pluviais com o intuito de diminuir a entrada de água no maciço aterrado.

O percolato produzido é encaminhado para o módulo de tratamento de chorume, composto por tratamento preliminar, duas lagoas anaeróbias, uma lagoa facultativa e dois leitos de secagem e apresentam 7, 75 e 30 dias de tempo de retenção hidráulica respectivamente. Após o tratamento na lagoa facultativa, o efluente tratado é direcionado para a tubulação de saída e escadas de aeração, e atravessa aproximadamente 600 metros até ser descartado no Córrego das Almas, o qual possui enquadramento classe 2 de acordo com MINAS GERAIS (2008).

Para o desenvolvimento deste estudo, obteve-se autorização, por meio de ofício, junto à Secretaria Municipal de Gestão Ambiental para utilizar os dados referentes a vazão do percolato produzido no aterro sanitário, à quantidade de resíduos aterrados e análises físico-químicas do módulo de tratamento de chorume.

Foram analisadas as planilhas de vazões de chorume no sistema de tratamento, de quantidade de resíduo aterrado e os parâmetros de DBO e de DQO na entrada e saída. As análises laboratoriais foram executadas pelas empresas JRW Consultoria Ambiental e Serviços, e Araxá Ambiental LTDA. O período analisado foi de janeiro de 2015 a dezembro de 2017, ressaltando que o monitoramento qualitativo (parâmetros físico-químicos) do chorume ocorria na frequência bimestral e o quantitativo (vazão) era realizado diariamente.

Realizou-se o cálculo da eficiência de remoção de DQO e DBO e a relação DQO/DBO do chorume. Buscou-se também relacionar a produção de chorume com os dados pluviométricos obtidos junto ao Serviço Autônomo de Água e Esgoto – SAAE do município. Os dados foram tabulados e

processados pelo software Excel. Além disso, foram realizadas análises de séries temporais e análises estatísticas descritivas dos dados.

3.RESULTADOS E DISCUSSÃO

O percolado em estudo mostra variação de seu volume ao longo dos anos, pois, como

apresentado na figura 1, este é influenciado pelas infiltrações provenientes das precipitações locais, pelo tempo de aterramento e pela própria decomposição dos resíduos orgânicos presentes no aterro.

Figura 1: Comparação entre a quantidade de lixo aterrado relacionado com a vazão de chorume produzido e a variação mensal de precipitação (período 2015 a 2017).

Percebe-se também que o aumento da quantidade de resíduo aterrado ocasiona uma elevação no volume de chorume produzido. Conforme constatou Mateus (2008), fatores como o teor de umidade inicial do RSU, associado à quantidade de água que percola no aterro devido às precipitações pluviométricas são determinantes na taxa de decomposição dos resíduos e no potencial de geração de lixiviados, bem como influenciam o seu acúmulo nos maciços aterrados.

Na figura 2, são apresentados os resultados referentes às concentrações de entrada e saída de matéria orgânica bem como as relações DQO/DBO ao longo do período de monitoramento. Entende-se por meio da análise dos dados que as concentrações de saída de DBO e DQO ficaram na maioria dos meses acima do determinado pela legislação (MINAS GERAIS, 2008). Pode-se perceber também que existem variações de

biodegradabilidade desse tipo de águas residuárias. Segundo Von Sperling (2014), dependendo da magnitude da relação DQO/DBO, pode-se obter conclusões sobre a biodegradabilidade dos despejos e do processo de tratamento a ser empregado. O autor determina que valores abaixo de 2,5 representam uma fração biodegradável elevada e é indicado o tratamento biológico. Uma relação intermediária entre 2,5 e 4,0 determina que sejam realizados estudos de tratabilidade para verificar se é viável o tratamento biológico. E por fim, valores acima de 4,0 apontam uma fração inerte elevada, o que assinala um tratamento físico-químico. As variações obtidas pela análise dos dados são esperadas, pois o chorume, por apresentar uma composição complexa, é de difícil tratamento.

Figura 2: Comparação entre as concentrações de entrada e saída de DQO e DBO no Módulo de Tratamento do Chorume e a relação DQO/DBO (período 2015 a 2017).

A eficiência do sistema de tratamento do percolado foi avaliada através do percentual de remoção da matéria orgânica, em termos de DBO e DQO. Os valores de DBO em 2015 registraram média anual de remoção de 71%, em 2016 uma taxa de 77,73% e em 2017 obteve média anual de 68,23%. Em 2015 a eficiência de remoção de DQO totalizou média de 62,15%, em 2016 o percentual foi de 69,15% e em 2017 foi de 68,19% a média anual. Cabe destacar que, esses valores de eficiências anuais de remoção de DBO e DQO estão, em algumas situações, abaixo do permitido pelo padrão de lançamento desse tipo de águas residuárias. Conforme Minas Gerais (2008) esses valores devem ser iguais ou superiores a 70% e 65%, respectivamente para eficiências médias anuais de remoções de DBO e DQO.

4. CONCLUSÕES

O desenvolvimento deste trabalho mostrou que apesar de ter obtido remoções mensais de DBO, na faixa de 60% a 93%, e de DQO na faixa de 59% a 95%, na maioria das análises, em alguns meses, o tratamento biológico não removeu a matéria orgânica recalcitrante presente no chorume. No ano de 2017, o tratamento não atingiu a média anual igual ou superior a 70% de redução de DBO,

e em 2015, para o parâmetro DQO, não atingiu a eficiência de redução anual igual ou superior a 65%. Esse é um indicativo da diminuição da biodegradabilidade dessas águas residuárias ao longo do tempo.

Será necessário otimizar uma combinação de métodos mais efetivos para que o tratamento se torne eficaz e continue a atender ao padrão de lançamento conforme as legislações ambientais. Portanto, torna-se necessário a implantação de um pós-tratamento, como processos físico-químicos de coagulação/floculação, para que a eficiência de remoção seja alcançada em todos os meses estabelecidos pelo programa de monitoramento. Uma outra opção seria a recirculação do percolado bruto ou ainda a recirculação do chorume tratado no próprio maciço aterrado.

A construção do segundo módulo de tratamento do chorume contribuirá para um melhor tratamento do efluente, visto que será possível garantir um tempo maior do percolado dentro da estação, principalmente no período chuvoso.

Além disso, é relevante a implantação de uma unidade de compostagem no município, que poderá contribuir para diminuir a entrada de resíduos orgânicos no aterro sanitário.

REFERÊNCIAS

- [1] Barroncas, P. S. R. Estudo da concentração de metais pesados nos igarapés Matrinxã, Acará, Bolívia e Tarumã (Manaus – AM). Dissertação de Mestrado. Manaus: CCA/FUA, 1999.
- [2] Ibge: Cidades. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/por-cidade-estado-estatisticas.html?t=destaques&c=3126109>> Acesso em: 29 de maio de 2018.
- [3] Mateus, M. S. C. S. Proposta de Modelo para Avaliação do Balanço Hídrico de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso do Aterro Metropolitano Centro de Salvador-BA. Tese - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE. Rio de Janeiro, XXIV, 2008.
- [4] Minas Gerais. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º.1, de 05 de Maio de 2008. 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. Diário Oficial do estado de Minas Gerais, 13 mai. 2008.
- [5] Von sperling, M. Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos Volume1:4ª Edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2014.

Capítulo 9

AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CALDEIRAS DE ALTA PRESSÃO: ESTUDO DE CASO REALIZADO EM UMA AGROINDÚSTRIA SUCROENERGÉTICA DE GRANDE PORTE LOCALIZADA NA REGIÃO CENTRO OESTE DE MINAS GERAIS

Rosane Aparecida Cardoso

Laureilton José Almeida Borges

Winício Júnior Alves

Hygor Aristides Victor Rossoni

Resumo: A água é um elemento fundamental para o desempenho das caldeiras de alta pressão, sendo necessário monitorar sua qualidade, analisando características físicas, químicas e biológicas. O presente trabalho é caracterizado como estudo de caso, sendo seu objetivo analisar o processo de tratamento de água usado por uma usina sucroenergética de grande porte da região Centro Oeste de Minas Gerais, identificando os parâmetros analisados e os benefícios obtidos. A coleta de dados foi feita com base em boletins de produção, projetos e formulários disponibilizados pelo setor de Tratamento de Água e Laboratório Industrial da empresa analisada. O tratamento da água é feito com base na desmineralização, sendo esta composta por duas cadeias A e B, com capacidade individual de 75 m³/h. Analisaram-se três parâmetros da água ao longo do seu tratamento, o pH, a condutividade e a quantidade de sílica. Além disso, constatou-se que cerca de 84% da água utilizada na caldeira é proveniente do retorno de vapor e que, aproximadamente, 16% é de água desmineralizada para completar o processo. Com base no sistema de tratamento de água estudado, constatou-se que os valores de pH, condutividade e sílica apresentaram resultados dentro dos padrões recomendados, tornando-se mais estáveis após o tratamento, o que evita a formação de incrustações, corrosão dos equipamentos e a ocorrência de arrastes. Também, observou-se que a água utilizada no ciclo de vapor da caldeira possui um bom índice de reaproveitamento, minimizando gastos com tratamento de água para tal finalidade e com isso, minimizando o uso de recursos naturais.

Palavras-chave: Método desmineralização; Usinas sucroalcooleiras; Geração de vapor.

1. INTRODUÇÃO

As caldeiras são equipamentos destinados basicamente para produção de vapor. Atualmente, o vapor constitui o modo mais econômico e prático de se transferir calor em processos industriais, além disso, é usado para geração de trabalho mecânico.

Dentro de uma unidade de processo, a caldeira é um equipamento de elevado custo e responsabilidade, cujo projeto, operação e manutenção são padronizados e fiscalizados por uma série de normas, portanto a operação segura e eficiente de uma caldeira é extremamente dependente da qualidade da água disponível para alimentação da mesma. A maior preocupação no tratamento de água em caldeiras é a retirada dos elementos nocivos para sua aplicação, que podem gerar baixa eficiência operacional, surgimento de corrosões nas tubulações e o consumo excessivo de combustíveis. A água captada possui dissolvida ou em suspensão, gases, matéria orgânica e sais de diferentes tipos de metais, assim antes de ser utilizada é necessário realizar um tratamento para a eliminação seletiva de contaminantes (SANTOS e SANTOS, 2013).

2. METODOLOGIA

O presente estudo foi desenvolvido em uma agroindústria de grande porte, com capacidade de moagem de 3,2 milhões de toneladas/ano e atua na produção de açúcar, etanol e energia, localizada no Centro Oeste de Minas Gerais. Na empresa há duas caldeiras aquatubulares de alta pressão, operando com pressão de 67 kgf/cm² cada, com capacidade e de processamento de 45000 toneladas/hora, com produção de vapor a 490 °C. Para geração de vapor nas caldeiras, a água passa por um tratamento específico chamado desmineralização a fim de atender os parâmetros pré-estabelecidos para a confiabilidade do equipamento.

Foi realizado um estudo de caso, sobre o método de desmineralização de água para caldeiras de alta pressão e sua importância. Bruyne, Herman e Schoutheete (1977) afirmam que, o estudo de caso justifica sua importância por reunir elementos numerosos e detalhados que permitem apreender a totalidade de uma situação.

As coletas de dados foram realizadas em campo, na Estação de Tratamento de Água – (ETA) e no Laboratório Industrial, através de boletins de produção, projetos e formulários disponibilizados pela empresa. Foram

analisados Ph, condutividade elétrica e sílica, sendo que os dados amostrados são coletados 3 vezes por dia para monitoramento da água de alimentação das caldeiras. O consumo de água da empresa é monitorado por medidores de vazão, instalados em postos estratégicos do processo. Todos os dados são referentes a abril de 2018.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A água utilizada para alimentação das caldeiras é captada nos rios Santana e São Francisco, localizados próximo ao empreendimento, o volume outorgado para cada um destes pontos são de 1051 m³/h e 1500 m³/h, respectivamente. A captação de água realizada no mês de abril foi de 398.261,00 m³, para alimentação de toda a indústria.

Na Estação de Tratamento de Água (ETA) a água passa por um tratamento convencional, que atua primeiramente sobre as impurezas mais grosseiras, tais como turbidez, sólidos em suspensão e material orgânico. A água bruta a ser clarificada e filtrada é bombeada, passando primeiro pelo dispersor hidráulico, onde receberá a dosagem dos reagentes químicos, o hipoclorito de sódio para realizar a pré-oxidação de matéria orgânica, o hidróxido de sódio para realizar a pré-alcalinização, o policloreto de alumínio para a coagulação e o polímero para floculação. Em seguida, à água passa pelos flocculadores, onde ocorre o processo de aglomeração das partículas já coaguladas em flocos. Por fim, a água é encaminhada aos filtros secadores bifluxo, e posteriormente para o tanque de água tratada. Esta água é destinada ao consumo no processo produtivo industrial. A ETA possui capacidade de 200 m³/h, operando em média com 180 m³/h.

Após o tratamento convencional se faz necessário um tratamento mais avançado para alimentação das caldeiras, a desmineralização. A unidade de desmineralização estudada é composta por duas cadeias A e B, com capacidade individual de 75 m³/h. Cada uma das cadeias de desmineralização é composta por: filtro de carvão ativado, vaso catiônico, vaso aniônico e vaso de leite misto.

A água bombeada do reservatório de água tratada, passa pelo filtro de carvão ativado, que são vasos onde está instalado o manto filtrante. Este processo reduz a matéria orgânica e os sólidos suspensos e elimina todo o cloro residual. Em seguida, a água é

encaminhada para o vaso de troca catiônica, onde passa por leitos formados com resina fortemente ácida. Como o leito de resina durante o ciclo de produção opera no ciclo hidrogênio (H^+), os cátions dissolvidos existentes na corrente de água influente, são permutados e substituídos por íons hidrogênio (H^+). A água descationizada alimenta então os trocadores aniônicos, onde através das resinas aniônicas que operam no ciclo hidroxila (OH^-), permutam os radicais aniônicos pelos íons hidroxila, removendo os ânions que formam os ácidos oriundos do trocador catiônico, produzindo a água

desmineralizada, que é encaminhada para o reservatório.

No gráfico 1, é possível observar que no vaso aniônico os valores do PH sofrem alta variação, com máximo de 10,5 e mínimo de 5,1, esta etapa é destinada a permutar os radicais aniônicos e remover os ânions que formavam os ácidos oriundos do trocador catiônico. Após a entrada no tanque de armazenamento de água desmineralizada o valor de PH se firma, sofrendo pequenas variações, com valor mediano de 8,95 no mês de abril.

Gráfico 1 - Comparação de PH entre a água do vaso aniônico e o reservatório de água desmineralizada.

Fonte: Boletim de controle Estação de Tratamento de Águas (2018).

No gráfico 2, nota-se que o parâmetro condutividade da água, após a sua saída do vaso aniônico, sofre uma grande variação de 0,21 a 37,8 $\mu S/cm$, devido a permuta dos radicais aniônicos (SO_4 , Cl^- , NO_3^- , SiO_3^- , CO_3^-).

Após a passagem pelo vaso de leito misto e posteriormente ser armazenado no reservatório de água desmineralizada, os valores se consolidam, variando apenas de 3,1 a 16,3 $\mu S/cm$.

Gráfico 2 - Condutividade da água do vaso aniônico e do reservatório de água desmineralizada.

Fonte: Boletim de controle Estação de Tratamento de Águas (2018).

No gráfico 3, é possível identificar o monitoramento da sílica, componente que deve ser reduzido a níveis aceitáveis na água, devido seu alto poder de gerar incrustações em caldeiras. O teor de sílica apresenta variações no vaso de leito misto em níveis

entre 7 e 35 ppb, porém ao terminar o processo no vaso de leito misto e posteriormente ser armazenado no tanque de desmineralização, os valores se estabilizam e o teor de sílica diminui devido a mistura no tanque e seu volume armazenado.

Gráfico 3 - Comparação do teor de sílica entre a água do vaso aniônico e o reservatório de água desmineralizada.

Fonte: Boletim de controle Estação de Tratamento de Águas (2018).

O ciclo de uso do vapor é fechado, portanto, após o uso no processo produtivo para evaporação, cozimento, aquecimento e destilação, o condensado é retornado para as caldeiras. Em abril/2018, o consumo total de água das caldeiras foi de 154.617 m³, onde 130.455 m³ foram de retorno de condensado e 24.162 m³ foi água desmineralizada, sendo que aproximadamente 84% deste consumo foi proveniente do reaproveitamento do retorno de vapor que se condensou no processo e

apenas cerca de 16% do consumo foi proveniente de água tratada (desmineralizada).

No gráfico 4, observa-se que para a moagem de 369.033,71 toneladas de cana, a caldeira consumiu 2,83 m³ de água (condensado e água desmineralizada) por tonelada moída, produziu 189.126 ton. de vapor e gerou 24.194 MW/h de energia. O consumo total de água na área industrial em abril foi de 1,07 m³ por tonelada de cana moída.

Gráfico 4 – Consumo de água das caldeiras por tonelada de cana moída e de energia gerada.

Fonte: Boletim de controle Estação de Tratamento de Águas (2018).

4.CONCLUSÕES

Com base nos dados referentes ao tratamento de água da empresa analisada, constatou-se que o processo se inicia de forma simplória com o tratamento convencional até as etapas mais avançadas que levam a desmineralização. Os valores de pH, condutividade e sílica reduziram sua margem de variação, tornando-se mais estáveis após o tratamento. Este tipo de processo evita a

formação de incrustações, corrosão, consumo de combustíveis, aumenta a confiabilidade do equipamento e a eficiência do processo. Além disso, observou-se que a água utilizada no ciclo de vapor da caldeira possui um bom índice de reaproveitamento (84%), minimizando gastos com tratamento e consumo de água.

REFERÊNCIAS

- [1] Bruyne, P.; Herman, J.; Schoutheete, M. Dinâmica da pesquisa em ciências sociais: os polos da prática metodológica. Rio de Janeiro: F. Alves, 1977. 251 p.
- [2] Santos Filho, N. N.; Sampaio Dos Santos, D. A importância do tratamento de água na indústria para um bom aproveitamento no processo industrial. In: Encontro Nacional de Tecnologia Química, 6, 2013, Maceió -AL

Capítulo 10

INTERAÇÃO DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS NA MANUTENÇÃO E RECICLAGEM DA ÁGUA UTILIZADA NA PISCICULTURA ORNAMENTAL DE ESPÉCIES DULCÍCOLAS E MARINHAS

Talita Sarah Mazzoni

Renan Ribeiro Viadanna

Irani Quagio-Grassiotto

Resumo: A aquicultura no Brasil tem apresentado um crescimento exponencial nos últimos anos, constituindo importante atividade que utiliza a água como seu principal recurso. Entretanto, o desenvolvimento desta atividade apresenta riscos tanto para os recursos hídricos como para a fauna nativa presente nos rios e oceanos. Dentre as atividades que envolvem estes recursos, a piscicultura ornamental tem tido grande destaque, por ser um dos ramos mais lucrativos da aquicultura. Apesar do manejo utilizado na piscicultura ornamental ser similar à convencional, o piscicultor ornamental desenvolve suas próprias técnicas, visando um maior sucesso na reprodução, sobrevivência e desenvolvimento do juvenil, apto a se transformar num adulto saudável. Neste aspecto, este trabalho teve por objetivo apresentar técnicas de interação no manejo entre aquários dulcícolas e marinhos para a reprodução de peixes ornamentais, minimizando gastos financeiros comuns da atividade, e reduzindo assim, o extrativismo das espécies. Para tanto, diferentes invertebrados foram utilizados na filtragem de águas oriundas de trocas parciais a serem reutilizadas tanto em aquários marinhos, quanto dulcícolas. Através deste processo, os aquários puderam ser reabastecidos, sem gastos com novas quantidades de água, incluindo a adição de água doce reciclada em aquários marinhos, contrariando técnicas convencionais. A criação dos invertebrados associada à reprodução dos peixes, além de facilitar a manutenção da água, constitui-se de uma excelente fonte alimentar, que estimula significativamente a reprodução dos peixes. Esta técnica de reaproveitamento da água doce para aquários marinhos ou dulcícolas não causam danos aos peixes, uma vez que reprodução de diferentes espécies mostrou-se constante e frequente.

Palavras-chave: aquariofilia; extrativismo aquático; recursos hídricos

1. INTRODUÇÃO

A criação de peixe ornamentais é um dos ramos mais lucrativos da aquicultura, graças a atribuição de altos valores individuais que muitas espécies atingem tanto no mercado nacional, como internacional (COZER, 2015). Anualmente, mais de 150 milhões de peixes ornamentais são vendidos no mundo, gerando um montante em torno de 7,0 bilhões de dólares (MONTICINI, 2010). Esses altos valores se devem ao fato do peixe ornamental, seja marinho ou de água doce, ser comercializado por unidade e não por quilograma (PESSOA, 2009).

O Brasil possui notável participação na exportação de peixes ornamentais marinhos sendo um dos maiores fornecedores do mundo (WOOD, 2001). O mesmo se dá com os peixes ornamentais de água doce, sendo que grande parte dos peixes de aquários do mundo é proveniente da bacia Amazônica (GERSTNER ET AL., 2006). Anualmente, 27 milhões de peixes ornamentais de água doce são exportados do Brasil para o comércio internacional, principalmente para os Estados Unidos e Europa (TAVARES-DIAS ET AL., 2009). Entretanto, a despeito da produção de peixes ornamentais ser uma das mais lucrativas da piscicultura brasileira, apenas 10% dos indivíduos são produzidos em cativeiro (GERSTNER ET AL., 2006; OLIVOTTO ET AL., 2011). Isso se deve à facilidade da obtenção dos exemplares via extrativismo, gerando menos custos do que sua produção em cativeiro. De fato, a manutenção dos animais em aquários, especialmente de espécies marinhas, encarece sua criação, e necessita de equipamentos de alto custo para manter os parâmetros adequados da água e propiciar a sobrevivência e reprodução do animal em cativeiro.

Apesar do manejo utilizado na piscicultura ornamental ser similar à convencional, o piscicultor ornamental costuma desenvolver suas próprias técnicas, visando um maior sucesso na reprodução, no crescimento da larva e desenvolvimento do alevino, apto a se transformar num adulto saudável.

Neste aspecto, na tentativa de desenvolver novas técnicas para o manejo de animais voltados à piscicultura ornamental com

custo-benefício mais vantajoso, bem como diminuir o extrativismo de peixes ornamentais, este trabalho teve por objetivo apresentar meios de interação do manejo entre aquários de água doce e salgada para a reprodução de peixes ornamentais, minimizando gastos financeiros comuns da atividade.

2. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Diferentes espécies de peixes ornamentais foram criadas em aquários (de 30 a 2500L) e caixas d'água (de 500 e 1000L), a saber espécies de água doce *Danio rerio* (paulistinha), *Amatitlania nigrofasciata* (acará do congo), *Gymnocorymbus ternetzi* (tetra negro), *Paracheirodon innesi* (cardinal neon), *Poecilia reticulata* (lebiste), *Corydoras* sp (corydoras), *Symphysodon* sp (acará disco), *Sparisoma abailgaardi* (peixe papagaio), *Betta splendens* (beta), *Pterophyllum scalare* (acará bandeira), *Colisa* sp (colisa); e espécies marinhas *Amphiprion ocellaris* (peixe-palhaço), *Stegastes* sp (donzela), *Elacatinus figaro* (goby neon) e *Amphiprion frenatus* (peixe-palhaço tomato).

Os aquários apresentavam plantas e substratos de acordo com cada espécie, mas eram desprovidos de qualquer tipo de equipamento como bombas de retorno, filtros externos, filtros biológicos, skimmers, bombas de oxigênio, termostato, termômetro, chiller, luz ultra-violeta, etc.

As águas dos aquários, ao invés de serem descartadas durante as trocas parciais, eram reaproveitadas. Para tanto, diferentes invertebrados foram utilizados para filtração das águas oriundas de trocas parciais a serem reutilizadas tanto em aquários marinhos, quanto dulcícolas (Fig. 1). Os invertebrados dulcícolas utilizados foram: *Dendrocephalus brasiliensis* (branchoneta), *Dugesia tigrina* (planária), *Pomacea bridgesii* (ampulária), *Macrobrachium jelskii* (camarão de água doce), *Neocaridina davidi* (camarão de água doce). Já para os aquários marinhos foram utilizados *Artemia salina* (artêmia) e representantes de decápodos como *Stenopus* sp (camarão) e Paguroideos (ermitões).

Figura 1: Invertebrados aquáticos. A) Artêmias salinas. B) Branchonetas de água doce. C) Planárias. D) Camarão de água doce. E) Paguro. F) Camarão palhaço (marinho). Barra: 2cm (A,D,E), 1.0cm (B,C), 3cm (F).

3.RESULTADOS E DISCUSSÃO

A criação dos peixes em aquários e tanques com baixa renovação de água gerou um grande aumento da produtividade primária devido ao aporte de nutrientes via ração e excreção dos espécimens. Esses resíduos podem ser reaproveitados (RAKOCY ET AL., 2006), como já vem ocorrendo no Brasil, com o desenvolvimento da aquaponia (HUNDLEY & NAVARRO, 2013), na qual a criação de peixes é associada ao cultivo de hortaliças (LENNARD & LEONARD, 2004), reduzindo até 90% do uso de água em relação à agricultura convencional e eliminando completamente a liberação de efluentes no meio ambiente, por se tratar de um sistema fechado (HUNDLEY & NAVARRO, 2013). De forma semelhante, no presente trabalho, as águas oriundas dos aquários de criação dos peixes puderam ser reaproveitadas, superando as expectativas no manejo dos animais. As diferentes espécies de invertebrados aqui utilizadas, foram capazes de aproveitar eficientemente os

alimentos naturais, como zooplâncton, fitoplâncton e detritos orgânicos gerados no ambiente de cultivo, reduzindo significativamente a carga orgânica existente.

As artêmias e branchonetas, por serem animais filtradores, foram capazes de filtrar grandes quantidades de águas esverdeadas (em torno de 100L) em apenas 3 dias, tornando-as totalmente transparentes e reutilizáveis para o cultivo de peixes. As ampulárias, moluscos gastrópodes, retiraram grande parte de detritos que se aderem nos vidros dos aquários, enquanto que os camarões e paguros limpam eficientemente resíduos e precipitados de ração dos aquários. Através deste processo de interação da criação de peixes com invertebrados (Fig. 2), os aquários puderam ser reabastecidos, sem gastos com novas quantidades de água, incluindo a adição de água doce reciclada em aquários marinhos, contrariando técnicas convencionais

Figura 2: Aquários dulcícolas e marinhos durante remanejamento para reaproveitamento de água.

A) Aquário dulcícola com água repleta de detritos. B) Introdução de ampulárias no aquário mostrado em A. C) Aquário de água doce, com água translúcida, após a introdução de invertebrados filtradores e ampulárias. D) Aquário marinho com água repleta de detritos. E) Remanejamento da água do aquário mostrado em D, para tanque contendo artêmias salinas. F) Aquário marinho mostrado em D com água translúcida, após a introdução de invertebrados filtradores. Barra: 10cm (A,C,F), 2cm (B,E), 20cm (D).

Tanto os invertebrados dulcícolas quanto os marinhos se reproduziram com grande facilidade ao serem alimentados com as águas dos cultivos dos peixes. Além disso, apresentaram crescimento corpóreo notável. Esses dados mostram que esses animais atingiram um sucesso reprodutivo desejável para a sobrevivência da espécie. Da mesma forma, os peixes, tanto dulcícolas, quanto marinhos, reproduziram-se constantemente no período estudado, mostrando que nem sempre é necessário gastos extraordinários

com equipamentos específicos para criação, manutenção e reprodução das espécies (Fig. 3). Além disso, as águas desprovidas de filtros e produtos químicos para sua manutenção, tornaram-se ricas em nutrientes. Isso proporcionou um rápido crescimento das larvas de peixes, que rapidamente atingiram tamanho de animais juvenis, de acordo com cada espécie, os quais estavam aptas a serem comercializadas na aquariofilia ornamental.

Figura 3: Peixes criados em cativeiro: marinhos (A-D) e dulcícolas (E-F). A-B) Peixe-palhaço. C) Donzela. D) Goby Neon. E) Acará do Congo. F) Peixe-papagaio, acará bandeira, acará disco e poecilídeos. Barra: 20cm (A,F), 10cm (B,E), 3cm (C,D).

O uso dos invertebrados na manutenção dos aquários trouxe benefício não só para a reciclagem da água, mas também para a própria alimentação dos peixes. Uma vez que os invertebrados passaram a se reproduzir com maior facilidade e em grande quantidade, grande parte dos indivíduos foram utilizados como alimentação para os peixes, especialmente náuplios de artêmias e branchonetas, alimentos vivos que trazem grande benefício ao desenvolvimento dos juvenis (LOPES ET AL., 2006; ZUANON ET AL., 2011).

4.CONCLUSÕES

A criação dos invertebrados associada à reprodução dos peixes, além de facilitar a manutenção da água, constitui-se de uma excelente fonte alimentar, que estimula significativamente a reprodução dos peixes. Esta técnica de reaproveitamento da água doce para aquários marinhos ou dulcícolas não causam danos aos peixes, uma vez que a reprodução de diferentes espécies de peixes mostrou-se constante e frequente.

REFERÊNCIAS

- [1] Cozer N. 2015. Piscicultura ornamental. In: <https://gia.org.br/portal/piscicultura-ornamental/> Acesso em 20/07/2018.
- [2] Gerstner C; Ortega H; Sanchez H; Graham DL. 2006. Effects of the freshwater aquarium trade on wild fish populations in differentially-fished areas of the Peruvian Amazon. *Journal of Fish Biology*, 68: 862-87.
- [3] Hundley Gmc; Navarro RD. 2013. Aquaponia: a integração entre piscicultura e a hidroponia. *Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável*, Viçosa, 3: 52-61.
- [4] Lennard W; Leonard BVA. 2004. Comparison of reciprocating flow versus constant flow in an integrated, gravel bed, aquaponic test system. *Aquaculture International*, Cork, Ireland, 12: 539-553.

- [5] Lopes JP; Pontes CS; Araújo A. 2006. A branchoneta na piscicultura ornamental. *Revista Panorama da Aquicultura*, Rio de Janeiro, 16:33–37.
- [6] Pessoa JA. 2009. Piscicultura ornamental, mais do que um simples aquário. ADAPEC em campo, website: adapec.to.gov.br/paginas/info_15.pdf . Acesso em 07 de agosto de 2018.
- [7] Monticini P. 2010. The ornamental fish trade. *Production and commerce of ornamental*
- [10] Tavares-Dias M; Lemos JRG; Martins ML; Jerônimo GT. 2009. Metazoan and protozoan parasites of freshwater ornamental fish from Brazil. In: TAVARES-DIAS, M. (Org.). *Manejo e sanidade de peixes em cultivo*. Macapá: Embrapa Amapá, p. 469-494.
- fish: technical-managerial and legislative aspects. *Globefish Research Programme*, Rome, FAO, 102: 134.
- [8] Olivotto I; Planas M; Simões N; Holt GJ; Calado R. 2011. Advances in breeding and rearing marine ornamentals. *Journal of the World Aquaculture Society*, 42: 135–166.
- [9] Rakocy JE; Losordo TM; Masser MP. 2006. Recirculating aquaculture tank production systems: aquaponics: integrating fish and plant culture. *Aquaculture Center Publications*, 454: 1–7.
- [11] Wood E. 2001. Global advances in conservation and management of marine ornamental resources. *Aquarium Sciences and Conservation*, 3: 65–77.
- [12] Zuanon JAS; Salaro AL; Furuya WM. 2011. Produção e nutrição de peixes ornamentais. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 40: 165–174.

Capítulo 11

MAPEAMENTO DE CURSO D'ÁGUA ATRAVÉS DO RECOBRIMENTO AEROFOTOGRAMÉTRICO VIA AERONAVE REMOTAMENTE PILOTADA

David Luciano Rosalen

Ingrid Fernanda Magro Santana

Resumo: O levantamento topográfico de cursos d'água é uma prática importante para a gestão dos recursos hídricos. O levantamento *in loco* dessas áreas pode ser difícil, principalmente devido a presença de matas ciliares. Dessa forma a Aerofotogrametria utilizando-se de Aeronaves Remotamente Pilotadas - RPA (drones) pode ser uma alternativa promissora para o mapeamento dessas áreas. Dessa forma, objetivou-se nesse trabalho avaliar a viabilidade e qualidade do mapeamento dessas áreas utilizando-se da tecnologia RPA, adotando e não se adotando pontos de controle no terreno. Para tanto, realizou-se levantamento *in loco*, utilizando-se de posicionamento GNSS relativo semicinemático de um trecho do córrego Jaboticabal. Paralelamente, realizou-se a cobertura aerofotogramétrica utilizando-se de RPA equipada com sensor RGB, numa altura de voo de 160 m, resolução geométrica de 5 cm. Os resultados indicaram menor detalhamento tanto para o levantamento *in loco*, como para a não adoção de pontos de controle, sendo que para o levantamento *in loco* essa diferença foi mais acentuada, atingindo aproximadamente, em termos de comprimento, 18% quando comparado com o aerolevantamento adotando-se de pontos de controle no terreno. A utilização de pontos de controle permitiu um maior detalhamento, porém mesmo sem a utilização de pontos de controle, o levantamento aerofotogramétrico foi, em termos de detalhamento, bem superior ao levantamento *in loco*, demonstrando a viabilidade da tecnologia da aerofotogrametria com RPA para essa finalidade.

Palavras-chave: RPA, Drone, Fotogrametria, Topografia.

1. INTRODUÇÃO

O levantamento topográfico de cursos d'água é uma prática importante para a gestão dos recursos hídricos. O levantamento *in loco* dessas áreas pode ser difícil, principalmente devido a presença de matas ciliares. Destaca-se que a prática de Aerofotogrametria com a tecnologia de Aeronaves Remotamente Pilotadas, *Remotely Piloted Aircraft* - RPA ("drones"), tem-se ampliado para mapeamentos agrícolas, ambientais e cadastrais. Com relação aos mapeamentos agrícolas, o Manual Técnico de Posicionamento (INCRA, 2013b), estabelece os métodos de levantamento de campo para fins de georreferenciamento de imóveis rurais. Esse manual cita que o Sensoriamento Remoto/Aerofotogrametria (níveis orbital ou aéreo de coleta de dados) pode ser utilizado nos levantamentos, mas com ressalvas. Por exemplo, este é vetado para a determinação de vértices do tipo "M" (marcos medidos e materializados no terreno), para vértices em

limites por cerca e vértices referentes à mudança de confrontação.

Para vértices do tipo "P" (vértices medidos e não materializados) o uso do Sensoriamento Remoto é permitido. Porém, a Norma NE-INCRA-DF-N-02 (INCRA, 2018), que regulamentou a utilização de RPA em levantamentos georreferenciados, manteve a restrição para vértices tipo M, mas passou a permitir o mapeamento, via essa tecnologia, de cercas e de mudanças de confrontação, ampliando o uso da Aerofotogrametria em mapeamentos. Destaca-se que vértices do tipo P, de maneira geral, estão situados em divisas naturais, como cursos d'água, encostas e serras. Nesses casos, considera-se que a Aerofotogrametria com RPA, pode possibilitar um detalhamento mais adequado desses limites, tendo-se em vista que o acesso por terra pode ser dificultoso devido a obstruções físicas, como a presença de vegetação mais densa. A Figura 1 exhibe essa situação.

Figura 1: Situação incorreta e correta no mapeamento de divisas naturais definidas por curso d'água.

Fonte: INCRA (2013).

Ressalta-se que a implantação de Pontos de Controle no Terreno é necessária para orientar o modelo fotogramétrico em relação à vertical e para corrigir sua escala. Sendo assim pode-se defini-los como pontos cujas coordenadas são conhecidas e conectadas a um sistema geodésico. Porém, a implantação destes é laboriosa e exige equipamentos de elevado custo. Dessa forma torna-se relevante verificar quando a utilização destes é necessária (GALVÃO; ROSALEN, 2013).

Neste contexto, objetiva-se com o presente trabalho avaliar a viabilidade e qualidade do mapeamento de áreas de difícil acesso, junto a cursos d'água, utilizando-se da tecnologia

de RPA, utilizando-se e não se utilizando pontos de controle no terreno.

2. METODOLOGIA

A área de estudo situa-se no campus da FCAV/UNESP, município de Jaboticabal-SP. O curso d'água mapeado foi o córrego Jaboticabal. Destaca-se que ao longo deste há a presença de mata ciliar que dificulta o seu acesso. Realizou-se levantamento *in loco*, utilizando-se o método de posicionamento GNSS relativo semicinemático com receptor Trimble R6, com o objetivo de caracterizar o trecho do córrego Jaboticabal que secciona o

campus da FCAV/UNESP e, posteriormente, compará-lo com o levantamento realizado por aerofotogrametria utilizando-se de RPA. A cobertura aerofotogramétrica foi realizada utilizando-se a RPA Sensefly eBee, equipada com sensor RGB Canon IXUS127 HS (16 Mpx). O voo foi realizado a uma altura de 160 m (resolução geométrica de 5 cm). Implantou-se 7 pontos de controle utilizando-se a mesma metodologia do levantamento *in loco*. As imagens obtidas foram processadas no *software* Postflight Terra 3D. Processou-se utilizando e não se utilizando pontos de controle na geração dos mosaicos ortorretificados. A avaliação do Aerolevantamento via RPA, foi realizada em duas partes:

1) Trajeto total do córrego dentro do campus da FCAV/UNESP

Nessa avaliação, determinou-se o comprimento e o número de vértice das polinhas (margem direita) restituídas a partir dos ortomosaicos obtidos com e sem pontos de controle, em todo o trajeto do córrego dentro da área do campus. Nessa avaliação verificou-se a alteração do comprimento e do número de vértices na adoção ou não de pontos de controle.

2) Trajeto parcial do córrego dentro do campus da FCAV/UNESP

Nessa avaliação, determinou-se o comprimento e o número de vértice das polinhas (margem direita) restituídas a partir dos ortomosaicos obtidos com e sem pontos de controle, somente no trecho do trajeto que foi possível mapear *in loco* com receptor GNSS. Também, nesse caso, verificou-se a alteração do comprimento e do número de vértices na adoção ou não de pontos de controle em relação ao levantamento realizado *in loco*.

Para ambas as análises utilizou-se o *software* TopoEVN e planilha eletrônica.

3.RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 exibe os valores encontrados (para o comprimento total do córrego dentro do campus) para o comprimento da margem direita do córrego, assim como os respectivos números de vértices da polinha, utilizando e não se utilizando pontos de controle no processamento do ortomosaico. A Tabela 2 exibe os mesmos resultados da Tabela 1, porém somente para a parte do trajeto no qual foi possível a realização do levantamento *in loco*.

Tabela 1: Comprimento da margem direita e respectivo número de vértices da polinha que define o córrego Jaboticabal (trajeto total).

Tratamento-		Margem direita			
		Comprimento (m)	Diferença (m)	Nº vértices	Diferença
	0 PC*	1857,19	-100,06	352	-487
	7 PC	1957,25	-	839	-

*PC - Pontos de controle

Tabela 2: Comprimento da margem direita e respectivo número de vértices da polinha que define o córrego Jaboticabal (trajeto parcial / mapeado *in loco*).

Tratamento-		Margem direita			
		Comprimento (m)	Diferença (m)	Nº vértices	Diferença
	<i>In loco</i>	266,14	-57,23	9	-98
	0 PC*	306,41	-16,96	90	-17
	7 PC	323,37	-	107	-

*PC - Pontos de controle

Os resultados exibidos pela Tabela 1 indicam que na ausência de pontos de controle do terreno no processamento do ortomosaico,

correu um menor detalhamento do córrego, tendo-se em vista uma diferença para menos em comprimento e em número de vértices

quando comparado com os dados obtidos utilizando-se pontos de controle. Em termos relativos ocorreu uma diferença de, aproximadamente, 5% entre os dois comprimentos. Os dados da Tabela 2 repetem os mesmos resultados, menor detalhamento tanto para o levantamento *in loco*, como para a não utilização de pontos de controle. Destaca-se que para o levantamento *in loco* essa diferença foi mais acentuada, atingindo aproximadamente, em termos de comprimento, 18% quando comparado com o

aerolevantamento utilizando-se de pontos de controle no terreno. A grande limitação do levantamento *in loco* para áreas de difícil acesso fica ainda mais em evidência quando se observa a Figura 2, que exibe o trecho levantado *in loco* sobreposto ao ortomosaico do levantamento aerofotogramétrico. Nota-se nesta a má representação por parte do levantamento *in loco* de elementos curvilíneos do córrego devido as dificuldades de acesso a área.

Figura 2: Levantamento *in loco* sobreposto ao ortomosaico relativos ao levantamento parcial do córrego Jaboticabal.

4.CONCLUSÕES

O levantamento aerofotogramétrico utilizando-se da tecnologia de Aeronaves Remotamente Pilotadas mostrou-se viável, tendo-se em vista que possibilitou o mapeamento de um curso d'água com mata ciliar fechada; permitiu o mapeamento detalhado em locais nos quais o levantamento *in loco* não foi possível devido

as dificuldades de acesso. Nos locais em que o levantamento *in loco* foi possível, a cobertura aerofotogramétrica proporcionou um detalhamento muito superior. A utilização de pontos de controle permitiu um maior detalhamento, porém mesmo sem a utilização destes, o levantamento aerofotogramétrico foi, em termos de detalhamento, bem superior ao levantamento *in loco*.

REFERÊNCIAS

- [1] Galvão, G. M.; Rosalen, D. L. Acurácia da mosaicação gerada por veículo aéreo não tripulado utilizado na agricultura de precisão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 42., 2013, Fortaleza. Os desafios para o desenvolvimento sustentável. Jaboticabal: SBEA, 2013. 1 CD-ROM.
- [2] Incra, Instituto Nacional de colonização e Reforma Agrária. Norma de execução NE-INCRA-DF-N-02, Brasília: 2018, 2 p,

- [3] Incra, Instituto Nacional de Colonização e Reforma agrária. Manual técnico de limites e confrontações: georreferenciamento de imóveis rurais, Brasília: 2013, 24 p,
- [4] Incra. Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. Manual técnico de posicionamento: georreferenciamento de imóveis rurais. Brasília: 2013b. 33 p.

Capítulo 12

DINÂMICA DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO NO RIO TOLEDO

Jean Colombari Neto

Juliana Taborda

Guilherme Miola de Castro

Sabrina Arens Endler

Cristiane Zine

Adriana Tronco Johann

Nyamien Yahaut Sébastien

Resumo: A deterioração da qualidade da água pode ser causada tanto por pressão antrópica sobre os ambientes aquáticos em maiores escalas, como por fatores naturais em menores escalas. Nesse sentido, o presente trabalho objetivou avaliar e diagnosticar o estado de evolução trófica das águas do rio Toledo, por meio do Índice de Estado Trófico (IET). Para tanto, as coletas foram realizadas mensalmente, no período de julho a dezembro de 2015, onde foram estabelecidos 2 locais de amostragem, que abrangeram desde a nascente, entrada na área urbana, até a foz no rio São Francisco Verdadeiro. Para o cálculo do IET, foram utilizadas as análises de clorofila-a e fósforo total, o cálculo foi realizado de acordo com a metodologia proposta por Lamparelli. (2004). Os valores do IET variaram de oligotróficos a hipereutrófico, apresentando classificações que oscilaram de ultraoligotrófico, oligotrófico e mesotrófico. Vale salientar que os resultados variaram de acordo com o período de coleta e localização.

Palavras-chave: Recursos hídricos. Qualidade de água. Nutrientes Eutrofização.

1. INTRODUÇÃO

A Bacia Hidrográfica pode ser definida como uma unidade de planejamento integrada em sua concepção de gestão de recursos hídricos no meio ambiente (ROESLER, 2002). Ela é o espaço que acolhe a água das precipitações pluviais, de acordo com as características fisiográficas e ecológicas do solo, formando os rios. Esses corpos d'água têm papel fundamental na sobrevivência do homem no planeta e orientam os programas e projetos ambientais (FILHO, 2013).

Os cursos d'água das regiões metropolitanas, em várias partes do mundo, estão sob o impacto das diversas atividades antrópicas recorrentes em suas inúmeras drenagens, áreas nas quais o imenso aporte de efluentes domésticos e industriais causa a degradação destes cursos d'água. (HORBE et al., 2005)

As alterações ecológicas provenientes da urbanização podem ser descritas como: redução da diversidade de macroinvertebrados bentônicos, redução da diversidade de peixes, degradação de nascentes e matas ciliares.

A eutrofização cultural é atualmente um dos principais problemas relacionados à qualidade da água e disponibilidade de recursos hídricos no mundo. Causada pelo estabelecimento de atividades humanas nas bacias de drenagens, fato que tem incrementado descargas de nutrientes nos lagos, rios, reservatórios e estuários tendo como consequência mudanças nas características tróficas destes corpos aquáticos. (BARBOSA et al., 2006)

O processo de eutrofização, normalmente de origem antrópica, ou raramente, de ordem natural, tem como princípio básico altas quantidades de matéria orgânica depositadas nos ambientes aquáticos. Dentre os fatores que corroboram com o aumento das taxas de poluição nesses sistemas, estão: esgotos domésticos, fertilizantes agrícolas e industriais, sejam despejados diretamente ou percolado até os leitos dos rios. Estes processos acabam por elevar excessivamente os níveis de minerais, fósforo e nitrogênio, contribuindo assim para o crescimento e multiplicação de micro-organismos, formando uma densa camada na superfície da água, impedindo a penetração da luminosidade. (MACHADO E TORRES, 2012).

A implementação de estudos de avaliação trófica em sistemas aquáticos tem como relevância a detecção e predição dos seus

processos de eutrofização e busca de propostas de soluções que viabilizem o aumento da vida útil desses ecossistemas (TUNDISI, 1999).

Para a determinação do grau de eutrofização de um corpo hídrico é utilizado o índice de Estado Trófico (IET) que por sua vez tem como finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, de forma confiável, a partir do levantamento das concentrações do nutriente limitante e da clorofila-*a* (CORDEIRO et al., 2009). O IET funciona como um registro das atividades humanas nas várias bacias hidrográficas, além de oferecer subsídios para a formulação de planos de manejo e gestão de ecossistemas aquáticos, por meio de estratégias que visem à sustentabilidade dos recursos hídricos e que garantam os usos múltiplos da água, em médio e longo prazo (FIA et al., 2009).

Neste sentido, este trabalho tem como objetivo avaliar e diagnosticar o estado de evolução trófica do rio Toledo, por meio da determinação do Índice de estado Trófico (IET).

2. MATERIAL E MÉTODOS

A bacia hidrográfica do Rio Toledo é formada por seis bacias que deságuam no Lago de Itaipu, representadas pelos rios Toledo, São Francisco, Dezoito de Abril, Santa Quitéria, Arroio Guaçu e Arroio Marreco. A bacia hidrográfica do Rio Toledo compreende uma área de aproximadamente 97,0 Km² e possui uma extensão de 26,5 Km no Oeste do Estado do Paraná. O Rio Toledo nasce entre São Luiz do Oeste e Linha Gramado, sua foz é o Rio São Francisco as sub-bacias que influenciam o Rio Toledo são: Sanga Perdida, Sanga Golondrina, Sanga Guarani, Sanga Manaus, Sanga Pinheirinho, Sanga Capellari, Sanga Lajes.

As altitudes ao longo do rio variam entre 450 e 640 metros, de acordo com estudos do Instituto Ambiental do Paraná (1984) e o solo é definido como Latossolo Roxo distrófico (LRd6). A declividade da bacia é descrita nas pesquisas do PNMA II (2002), com 59,2% da área apresentando entre 3-8% de inclinação, 19,4% entre 8-13%, 17,34% entre 0-3% e 4,32% acima de 20%.

Os locais de amostragem foram definidos seguindo critérios de viabilidade técnica, onde possa ser realizada a recuperação da qualidade da água de acordo com a situação ambiental em que se encontra. Para atingir os

objetivos propostos, foram estabelecidos 2 locais de amostragem ao longo do rio, no período de junho a dezembro de 2015.

Tabela 1: Georeferenciamento dos pontos de amostragem no Rio Toledo.

Ponto	Localização Geográfica	Ponto de referência
P1	24°45'46" S 53°35'10" O	Distrito de São Luiz do Oeste – Próxima à Nascente
P2	24°45'14" S; 53°46'35" O	PR-317, Pedreira Municipal – Próximo à foz. Sentido a Ouro Verde do Oeste - Pr.

O procedimento de amostragem utilizado é descrito como não contínuo, o qual consistiu em retirar uma alíquota diretamente de um corpo de água, no local escolhido. As amostras foram envasadas, preservadas em gelo, identificadas e encaminhadas ao laboratório de Limnologia Aplicada do Grupo de Pesquisas em Recursos Pesqueiros e

Limnologia - Gerpel, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE, em Toledo-PR.

Para o cálculo do IET utilizou-se o modelo matemático modificado por Lamparelli (2004), que consiste em uma média entre o IET Cla (clorofila-*a*) e o IET PT(fósforo total).

$$IET (CLa) = 10 \times \left(6 - \frac{0,92 - 0,34 \times (\ln(CLa))}{\ln 2} \right)$$

$$IET (PT) = 10 \times \left(6 - \frac{1,77 - 0,42 \times (\ln(PT))}{\ln 2} \right)$$

$$IET = \frac{[IET (PT) + IET (CLa)]}{2}$$

Onde as concentrações de fósforo total (PT) e clorifila-*a* (CLa) foram dadas em µg/L e a categorização das águas foi feita a partir

classificação do estado trófico segundo Lamparelli (2004).

Tabela 2: Categorias tróficas - IET, modificada por Lamparelli (2004).

Estado Trófico	Critério	P-total (µg/L)	Clorofila-a (µg/L)
Ultraoligotrófico	IET < 47	P ≤ 8	CL ≤ 1,17
Oligotrófico	47 < IET < 59	8 < P ≤ 19	1,17 < CL ≤ 3,24
Mesotrófico	52 < IET < 59	19 < P ≤ 52	3,24 < CL ≤ 11,03
Eutrófico	59 < IET < 63	52 < P ≤ 120	11,03 < CL ≤ 30,55
Supereutrófico	63 < IET < 67	120 < P ≤ 233	30,55 < CL ≤ 69,05
Hiepereutrófico	IET > 67	233 < P	69,05 < CL

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante o período avaliado, as concentrações de fósforo total registradas no local P1, nascente do rio, apresentaram-se de acordo com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357/2005 (≤ 0,10 mg/L), para águas de classe 2. Enquanto no local P5, as

concentrações de fósforo total, apresentaram-se acima dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357/2005, variando de 0,19 mg/L no mês de junho á 3,25 mg/L nos meses de outubro. Este aumento significativo nos níveis de fósforo pode ser explicado pelo aumento do índice pluviométrico nesses meses (Figura 1).

Figura 1: Concentrações de Fósforo Total (mg/L), no Rio Toledo, durante o período de junho a dezembro de 2015. (----) CONAMA nº357/2005, Classe 2.

As concentrações de clorofila-*a* nos locais P1 e P2, registradas apresentaram-se em conformidade com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357/2005 ($\leq 30 \mu\text{g/L}$) para águas de classe 2.

Com relação ao Índice de Estado Trófico (IET), o Rio Toledo apresentou-se durante

tudo o estudo no local P1, em sua maioria níveis mesotróficos, ou seja, corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos. Com algumas variâncias nos meses de setembro, eutróficas, e dezembro, oligotróficas (Figura 2).

Figura 2: Valores do Índice de Estado Trófico (IET), no Rio Toledo, durante o período de junho a dezembro de 2015.

O leito do Rio, do ponto de vista de zoneamento municipal, encontra-se em zonas rurais e urbanas, que evidenciam diferentes formas de uso da terra, as quais podem representar focos alterados da qualidade da água. De acordo com Figueiredo *et al.* (2007), a urbanização, a agropecuária e o desmatamento aumentam a carga de nutrientes nos reservatórios, contribuindo com o processo de eutrofização.

Os valores do IET encontrados para o local P2 classificam-se como hipereutrófico, corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Os efluentes industriais ocasionam grandes alterações nos níveis de fosfato e nitrogênio. Dentre as indústrias, destacam-se as alimentícias por serem as principais fontes de efluentes orgânicos ricos em fósforo e nitrogênio. Os efluentes domésticos por sua vez possuem grandes cargas de polifosfatos provenientes de produtos de limpeza sintéticos em especial, detergente, e excrementos humanos em cuja decomposição pode-se detectar consideráveis concentrações de fósforo e nitrogênio.

Essa variância dos valores do IET pode ser explicada pela alteração do nível pluviométrico, caso o mesmo seja elevado, grandes quantidades de matérias percolam para o leito do rio, já em épocas de seca, diminui-se a capacidade de autodepuração.

Embora que, o rio Toledo adentre o município de Toledo com níveis consideráveis de IET, sua foz encontra-se muito acima dos níveis iniciais. Relaciona-se isso com as indústrias

alimentícias, principais fornecedoras de efluentes ricos em minerais que ocasionam a eutrofização, além do alto nível de descarte de efluentes domésticos.

4. CONCLUSÕES

As cidades são as construções humanas que provocam maiores impactos em nosso planeta. O uso urbano contribui significativamente para a descarga de agentes poluidores nos leitos dos rios. O aparecimento de eutrofização pode trazer deficiências graves para a qualidade da água tais como proliferação de algas, déficit de oxigênio, maus odores e o crescimento excessivo de macrófitas.

Ao observarmos a dinâmica do IET no rio Toledo, concluímos que o local P5, foz, encontra-se mais crítico que o local P1, nascente, a razão dessas condições ambientais verificadas deve-se muito a provavelmente a falta de saneamento e do descarte desenfreado de efluentes ricos em minerais que acabam por contribuir com a poluição do rio.

Com base nos dados observa-se outra relação bastante útil para o conhecimento da dinâmica de eutrofização, tanto o fósforo quanto a clorofila-*a*, estão diretamente relacionadas, já que quanto maior a disponibilidade do nutriente maior será também o crescimento de algas e planta. Porém em climas tropicais onde a assimilação e a perda de nutrientes é mais intensa, a relação entre P e clorofila-*a* não é usualmente exponencial como em climas temperados.

O conhecimento desta relação, que naturalmente é individualizada para cada ambiente aquático, permite uma melhor compreensão do desenvolvimento da eutrofização e dos processos a serem usados para o seu combate.

REFERÊNCIAS

- [1] Agra F.S.S. 2013. Política ambiental e gestão ambiental. In: CALIJURI, M. DO C.; CUNHA, D. G. F. (Eds.). Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologia e gestão. Rio de Janeiro: Elsevier.
- [2] Barbosa, J.E.L.; Andrade, R.S; Lins, R.P; Diniz, C.R. 2006. Diagnóstico do estado trófico e aspectos limnológicos de sistemas aquáticos da Bacia Hidrográfica do Rio Taperoá, Trópico semi-árido Brasileiro. Revista de Biologia e Ciências da Terra. N.1
- [3] Conama - Conselho Nacional do Meio Ambiente 2005. Resolução nº. 357, de 17 de Março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano1.cfm>>. Acesso em: 15 abr. 2016
- [4] Cordeiro, E. M. S.; Rocha, F. N. S.; Pequeno, M.N. C.; Buarque, H. L. B.; Gomes, R. B. 2009. Avaliação comparativa dos índices de estado trófico das lagoas do Opaia e da sapiranga, Fortaleza-Ce, IX Encontro De Pesquisa e Pós-

Graduação, IX Encontro de Iniciação Científica, III SIMPÓSIO de Inovação Tecnológica, Fortaleza.

[5] Fia, R.; Matos, A. T.; Coradi, P. C.; Pereira-Ramirez, O. 2009. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. *Revista Ambiente e Água*, v. 4, n.1, p. 132 - 141.

[6] Figueirêdo, M. C. B.; Teixeira, A. S.; Araújo, L. F. P.; Rosa, M. F.; Paulino, W. D.; Mota, S.; Araújo, J. C. 2007. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de Reservatórios à eutrofização. *Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 4, p. 399-409.

[7] Horbe, A.M.C.; Gomes, I.L.F.; Miranda, S.F.; Smith, M.S.R. Contribution to the hydrochemistry of drainages in the municipality of Manaus-AM. 2005. *Acta Amazonica*, 35, p.119 - 124

[8] Lamparelli, M.C. 2004. Grau de Trofia em Corpos D'Água do Estado de São Paulo: Avaliação

dos Métodos de Monitoramento. 238 p. Tese (Doutorado)- Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

[9] Mahado, P.J.O; Torres F.T.P. 2012. *Introdução a Hidrogeografia*. São Paulo.

[10] Roesler, M.R.B. Projeto: estudo de indicadores de qualidade ambiental: conceitos e aplicação no projeto controle da contaminação ambiental decorrente da suinocultura no estado do paraná. Regiões: Oeste e Sudoeste do paraná (relatório: componente: ativo de gestão integrada de ativos ambientais – PNMA II). 2002 – Unioeste, *campus* de Toledo.

[11] Tundisi, J. G.; Gentil, J. G; Dirickson, C. "Seasonal cycle of primary production of nano and microphytoplankton in a shallow tropical reservoir". *Rev. Bras. Bot.*, v.1, p.35-39, 1999.

Capítulo 13

ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO DA MEIA BACIA DO RIO SÃO TOMÁS, SUDOESTE DE GOIÁS

Maria Antonia Balbino Pereira

Wellmo dos Santos Alves

Lucas Duarte Oliveira

Luanna Oliveira Lima

Resumo: Este estudo teve como objetivo analisar o Índice de Estado Trófico (IET), por meio do Fósforo Total (FT), da meia bacia do rio São Tomás (GO), importante corpo hídrico do sudoeste de Goiás. As coletas e preservação das amostras foram realizadas conforme a Resolução 724/2011 da Agência Nacional de Águas, sendo cinco campanhas, quatro no período chuvoso (novembro e dezembro de 2017; janeiro e fevereiro de 2018) e uma no período de estiagem (junho de 2018), em dois pontos amostrais para confeccionar uma amostra composta. Em laboratório, as análises de FT foram feitas pelo método ácido persulfato, digeridas em um digestor modelo DRB 200 e lidas em um espectrofotômetro modelo DR 5000. Os valores encontrados para IET classificaram o corpo hídrico como supereutrófico a hipereutrófico (63,66 a 70,80). Esses resultados podem estar relacionados com o uso e cobertura do solo, que apresenta áreas agrícolas, urbanas, industriais, pecuária e instalações de granjas, aliado com a pluviosidade, que favorece o carregamento de nutrientes e partículas para o corpo d'água. Desse modo, pelo alto grau de trofia encontrado, há necessidade de manejos e práticas mais sustentáveis na meia bacia hidrográfica do rio São Tomás.

Palavras-chave: Ações Antrópicas; Eutrofização; Fósforo Total; Gestão Hídrica.

1. INTRODUÇÃO

A sobrevivência do ser humano é diretamente ligada à água. Há 10000 anos, com a revolução da agricultura, o ser humano iniciou suas primeiras criações de rebanho e culturas, abandonando assim, o nomadismo, em decorrência disso a procura por fontes de abastecimento fez com que houvesse o estabelecimento dos primeiros povoados nas proximidades dos cursos d'água (LIBÂNIO, 2010). Na sociedade moderna, a alta demanda por água doce para o desenvolvimento de atividades como a produção de alimentos, industrial e doméstica demonstra como a dependência do homem com água cresce continuamente.

Hoje, devido as ações antrópicas realizadas sem planejamento e gestão, os vários usos da água têm sofrido ameaças e a discussão acerca da qualidade da água tem se tornado cada vez mais presente no mundo todo. A eutrofização é um dos mais relevantes impactos nos ambientes aquáticos continentais, atingindo em menor ou maior grau praticamente todos os rios, lagos e represas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDICI, 2008). De acordo com Esteves (2011), a eutrofização pode ser definida como o enriquecimento do ambiente aquático por nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, tendo como consequência alterações na

dinâmica e funcionamento do ecossistema. Esse processo que pode ocorrer em centenas de anos de forma natural, tem sido acelerado pela ação antrópica.

O Índice de Estado Trófico (IET) é uma equação matemática que classifica de maneira mais rápida e didática o grau de trofia (eutrofização) de um ambiente aquático.

O rio São Tomás está localizado nos municípios de Rio Verde (GO) e Santa Helena de Goiás (GO), quarta e vigésima nona maiores populações de Goiás, respectivamente, produz água para uma população total estimada de 255,791 mil habitantes rio-verdenses e santa-helenenses (IBGE, 2017). Além dos vários usos para agropecuária (irrigação, dessedentação animal), industrial e instalações de granjas.

Objetivou-se analisar o Índice de Estado Trófico (IET) da meia bacia do rio São Tomás, no Sudoeste de Goiás, a partir dos valores de Fósforo Total (FT).

2. METODOLOGIA

A pesquisa foi realizada na bacia hidrográfica do rio São Tomás (1742,20 km²), localizada nos municípios de Rio Verde (GO) e Santa Helena de Goiás (GO), no Sudoeste de Goiás.

Figura 1. Espacialização dos pontos amostrais no Rio São Tomás, Sudoeste de Goiás.

Fonte: Elaborado pelos autores.

Foram escolhidos 2 pontos amostrais, a jusante do ponto de captação de água para abastecimento público da população rio-verdense e a montante do ponto de captação

de água para atender a demanda hídrica da população santa-helenense; realizadas cinco campanhas, nos dias 29 de novembro e 18 de dezembro/2017, 30 de janeiro, 26 de

fevereiro/2 e 18 de junho/2018, nomeadas de campanhas C1, C2, C3, C4, e C5, respectivamente. A coleta foi feita em dois pontos, para compor uma única amostra, nomeados de ponto 1, com local nas coordenadas geográficas 17°52'13,9"S/050°42'55"W, e ponto 2, com local nas coordenadas geográficas 17°52'16,4"S/050°42'55,1"W.

As amostras foram coletadas e acondicionadas em caixas térmicas, transportadas para o laboratório de Águas e Efluentes do Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde. As coletas e preservação das amostras seguiram a resolução 724/2011 da Agência Nacional de Água (BRASIL, 2011).

Os valores de Fósforo Total (FT) foram obtidos através do método ácido persulfato, com kit número 27426.45, da marca Hach, gama de medição 0–3,5 mg/L, digeridos em um digestor modelo DRB 200 e lidos em um espectrofotômetro modelo DR 5000. As análises foram realizadas conforme os métodos analíticos descritos no *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2012).

Os resultados de FT foram usados para o estudo do estado trófico. O IET foi calculado de acordo com a Equação 1 (E1) de Lamparelli (2004).

$$IET(PT) = 10 * (6 - ((0,42 - 0,36 * (\ln(PT))) / \ln 2)) - 20 \quad (E1)$$

Na qual: IET é o Índice de Estado Trófico; PT, a concentração de fósforo total, em $\mu\text{g.L}^{-1}$; e $\ln$, o logaritmo natural.

Os resultados foram comparados com os parâmetros propostos por Lamparelli (2004), apresentados no Quadro 1.

Quadro 1. Classificação do Estado Trófico para rios

Categoria (Estado Trófico)	Ponderação
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$IET > 67$

Fonte: Lamparelli (2004).

As precipitações, para melhor entender os resultados, foram copiladas da estação meteorológica 83470 de Rio Verde (GO), disponibilizadas pelo BDMEP (2018).

3.RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na tabela 1 são apresentados os resultados de FT, IET, as respectivas categorias do IET e a precipitação correspondente a cada campanha.

Tabela 1. Resultados encontrados para Fósforo Total, Índice de Estado Trófico, as respectivas classificações do Índice de Estado Trófico e a precipitação

CAMPANHAS	(FT)	RESULTADOS (IET)	CATEGORIA (IET)	PRECIPITAÇÃO
CAMPANHA 1	0,53 mg/L	66,52	Supereutrófico	1,8 mm
CAMPANHA 2	1,20 mg/L	70,76	Hipereutrófico	0 mm
CAMPANHA 3	1,21 mg/L	70,80	Hipereutrófico	23 mm
CAMPANHA 4	0,86 mg/L	69,03	Hipereutrófico	0,8 mm
CAMPANHA 5	0,306mg/L	63,66	Supereutrófico	0 mm

Fonte: Elaborado pelos autores.

A eutrofização é um fenômeno que acontece de forma natural, no entanto, com as ações antrópicas esse processo pode ser acelerado. Suas consequências estão ligadas ao rompimento da estabilidade do ecossistema (homeostase), desse modo, o ecossistema começa a produzir mais matéria orgânica do que é capaz de consumir e decompor (ESTEVES, 2011).

Os resultados encontrados classificaram o corpo hídrico como supereutrófico à hipereutrófico (Tabela 1), os mais altos graus de trofia. Esses resultados podem ter relação com o uso do solo, uma vez que, a área de contribuição em questão tem predominância de áreas agrícolas (principalmente culturas de soja e milho), pecuária (extensiva e intensiva), instalações de granjas, industriais e urbanas. Além da relação com a pluviosidade, uma vez que, nos dias que houveram precipitação, o índice aumentou, devido ao carreamento de nutrientes (fósforo) e partículas para dentro do corpo d'água.

Em uma pesquisa realizada por Alves e Moraes (2016) no córrego do Barrinha, afluente do rio São Tomás, valores semelhantes foram encontrados, com os graus de trofia variando de eutrófico à hipereutrófico, a média geral obtida para o IET foi igual a 67,50, sendo que, de forma geral, o corpo hídrico foi classificado como hipereutrófico. Os autores afirmam que esses resultados podem ser em decorrência do lançamento de água de drenagem urbana e/ou esgoto clandestino com alta concentração de fonte de fósforo.

Nos estudos realizados por Fia et al. (2014), no rio Vermelho (MG), revelaram um ambiente variando de classe oligotrófica à eutrófica, sendo que, segundo os autores, as possíveis

causas apontadas podem estar associadas ao excesso de esgotos, visto que se trata de uma área excessivamente urbanizada, e ao despejo dos efluentes tratados por uma estação de tratamentos de esgotos. Além disso, os autores ressaltam, ainda, uma variabilidade sazonal, na qual, o período chuvoso apresentou valores de IET superiores aos do período de estiagem.

Segundo Lamparelli (2004): corpos d'água supereutrófico são aqueles com altos índices de produtividade em relação as condições normais, com baixa transparência, episódios de floração de algas e comprometimento dos usos da água; e corpos d'água hipereutrófico são aqueles afetados por grandes concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com possíveis episódios de floração de algas ou mortalidade de peixes e, com consequências indesejadas nos seus vários usos.

4. CONCLUSÕES

A área de estudo foi classificada como supereutrófica a hipereutrófica. Esses resultados podem ter sido influenciados pelo uso e cobertura do solo, que tem predominância de áreas destinadas a agricultura, granjas, áreas industriais e urbanas, além da influência da chuva, que favorece o carreamento de fósforo para o ambiente aquático. Alternativas mais sustentáveis devem ser implementadas, conciliando o crescimento econômico com conservação ambiental, uma vez que o rio em questão apresenta importância social e econômica para a região.

REFERÊNCIAS

- [1] Alves, W. S.; Moraes, W. A. Qualidade e Estado Trófico da Água do Córrego Barrinha Localizado no Município de Rio Verde, Sudoeste de Goiás, Brasil. Revista Eletrônica do Curso de Geografia -UFG/REJ. Jataí, n. 26, jan/jun 2016.
- [2] Awwa; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington DC: Apha; Awwa; Wef, 2012. Brasil.
- [3] Bdmetp – Banco de Dados Meteorológicos Para Ensino e Pesquisa. Disponível em: < <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmetp/bdmetp> >. Acesso em: 30 de junho de 2018.
- [4] Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Água (ANA). Resolução 724/2011, de 3 de outubro de 2011. Estabelece procedimentos padronizados para a coleta e preservação de amostras de águas superficiais para fins de monitoramento da qualidade dos recursos hídricos. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, v. 193, Seção 1, 2011, p. 225.
- [5] Esteves, F. A. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.
- [6] Fia, R. et al. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Porto Alegre, v. 20 nº.1 p. 267-275, Jan/Mar 2008.

[7] Ibge - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 15 de junho 2018.

[8] Lamparelli, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em ciências na Área de Ecossistemas

Terrestres e Aquáticos). Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia. São Paulo, SP, 2004.

[9] Libânio, M. Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água. Campinas, SP: Editora Átomo, 2010.

[10] Tundisi, J. G.; Matsumura-Tundisi, T. Limnologia. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

Capítulo 14

AVALIAÇÃO DA AUTODEPURAÇÃO DO RIO DOCE EM LINHARES/ES APÓS CONTAMINAÇÃO POR REJEITO DE MINÉRIO

Marina Cominote

Renato César de Souza Oliveira

Façal Gazel

Ana Caroline Buffon Lorencini

João Paulo Ribeiro Camillo

Resumo: A grande carga de rejeito de minério que o Rio Doce recebeu em novembro de 2015 presumivelmente acarretou alteração na capacidade de autodepuração desse corpo hídrico. O objetivo desse trabalho foi avaliar se após o incidente da mineradora a qualidade da água do rio, a montante e a jusante do ponto de lançamento do efluente da ETE-Aviso/Linhares, apresentam variações que podem estar correlacionadas com alterações na autodepuração. Para isso, foram realizadas as análises temporais dos resultados mensais de oxigênio dissolvido (OD) no período de jan/2014 a nov/2017 e a análise do Índice de Qualidade da Água (IQA). O comportamento do OD manteve-se com as mesmas características antes e depois do recebimento do rejeito de minério, de forma que se verificou uma concentração menor a jusante comparada com a montante, na maioria das campanhas. A similaridade dos resultados das amostragens antes e depois do acidente mostrou que nesse trecho o corpo hídrico não sofreu significativamente alterações na sua capacidade de autodepuração.

Palavras-chave: Autodepuração; qualidade da água; Rio Doce.

* Artigo foi apresentado no Congresso de Meio Ambiente de Poços de Caldas (2018)

1. INTRODUÇÃO

A qualidade das águas superficiais está em função das condições naturais como escoamento e infiltração do solo e do uso e ocupação da área da bacia hidrográfica. A geração de efluentes domésticos e ou industriais (pontuais ou dispersos) contribuem no acréscimo de substâncias que afetam a qualidade da água (SPERLING, 2005).

Em decorrência do rompimento da Barragem do Fundão, em novembro de 2015, pertencente à Samarco Mineração S.A., promoveu diversos impactos socioeconômicos e ambientais na bacia do rio Doce. A qualidade da água em toda extensão do rio Doce foi comprometida, principalmente em relação ao parâmetro sólidos (IGAM, 2016).

Além dessa grande carga de resíduos sólidos do processo de rejeito da mineradora que o rio recebeu, são lançados diariamente resíduos de efluentes sanitário e industrial (com ou sem tratamento) ao longo de todo o percurso até a foz. A legislação ambiental, através das Resoluções nº 357/2005 e nº 430/2011, dispõe que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos d'água após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências.

Os resultados emitidos pelos órgãos públicos (ANA, 2016; IGAM, 2016; CPRM, 2016), sobre

a qualidade da água ao longo do rio Doce, apresentaram uma tendência de retorno às condições anteriores com base nos parâmetros monitorados, entretanto grande parte do resíduo de mineração ainda se encontra depositado no leito do rio afetando o equilíbrio do ecossistema aquático, e consequentemente o processo de autodepuração.

O Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) de Linhares/ES opera desde 2011 a estação de tratamento de esgoto localizada no bairro Aviso, que tem como corpo receptor de seu efluente tratado o rio Doce. Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar, através de análises físicas, químicas e microbiológicas, se após a passagem do rejeito da mineradora, a qualidade da água do rio a montante e a jusante do ponto de lançamento desse efluente apresentam variações que podem estar correlacionadas com uma possível alteração na autodepuração do rio.

2. METODOLOGIA

As coletas e as análises dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, da água do Rio Doce foram realizadas por laboratório contratado pelo SAAE/Linhares. Os pontos de amostragem foram a montante (Ponto 1: S19°24'30,0"; W40°02'47,2") e a jusante (Ponto 2: S19°24'31,09"; W40°02'43,38") a ETE-Aviso (figura 1).

Figura 1: Localização dos pontos de coleta das amostras de água do Rio Doce

(Fonte: Google Mapas, acesso em 10 de maio de 2018).

Os parâmetros analisados foram: oxigênio dissolvido (OD); demanda bioquímica de oxigênio (DBO); sólidos totais; turbidez; pH; nitrogênio total; fósforo total; temperatura da amostra e coliformes termotolerantes. A metodologia empregada para essas análises foram conforme métodos do “Standart Methods for the Examination of Water and Wasterwater” (APHA, 2012). A avaliação da qualidade da água abrangeu o período de janeiro/2014 a novembro/2017, com frequência mensal de amostragem.

Dentre os parâmetros o OD e a DBO, são os mais utilizados para avaliar a autodepuração dos corpos hídricos (CORRÊA et al, 2015; NAGALLI e NEMES, 2009; RICCIARDONE et al, 2011). Para esses foram realizados as análises temporais e seus valores comparados com os padrões estabelecidos na Resolução CONAMA Nº 357/2005 para águas doces Classe II.

A interpretação dos dados também foi realizada por meio do Índice de Qualidade da Água – IQA, elaborado pela National Sanitation Foundation e adaptado pela Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo (CETESB, 2017). A vantagem do IQA é a síntese dos resultados dos parâmetros em

apenas um número, podendo dar uma ideia da tendência de evolução da qualidade ao longo do tempo. O índice de qualidade de água varia normalmente entre 0 (zero) e 100 (cem), sendo que quanto maior o seu valor, melhor é a qualidade da água.

3.RESULTADOS E DISCUSSÃO

O oxigênio dissolvido é essencial para a manutenção de processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais. Esse parâmetro indiretamente permite avaliar a contaminação da água por resíduos biologicamente oxidáveis. A Resolução CONAMA Nº 357/2005 estabelece que em qualquer amostragem a concentração não deverá ser inferior a 5 mgO₂/L.

No gráfico 1 observa-se o comportamento do oxigênio dissolvido ao longo do período de monitoramento nos pontos a montante e a jusante do lançamento do efluente da ETE – Aviso no corpo hídrico Rio Doce. Os valores variaram de 2,30 a 8,89 mg/L. Verifica-se uma tendência no decaimento de oxigênio no ponto a jusante comparada com a montante, mostrando que o corpo receptor está em processo de depuração.

Gráfico 1: Oxigênio dissolvido nos pontos a montante e a jusante do lançamento do efluente da ETE – Aviso no corpo hídrico Rio Doce, no período de jan/2014 a nov/2017.

Para a maioria das amostragens, o oxigênio dissolvido foi observado acima do limite mínimo da Resolução CONAMA. Entretanto, verificam-se dois períodos críticos, um em 2014 entre os meses de outubro, novembro e dezembro e o outro em 2016 entre os meses de março, abril e maio. Sabendo-se que em períodos chuvosos a carga orgânica e inorgânica do solo é carregada para os leitos dos rios, averiguou os dados históricos de precipitação da estação de Linhares que estão disponíveis no site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Dessa forma, constatou que no período crítico de 2014 teve grande precipitação, mas no período de 2016 não teve. Possivelmente então o período crítico de 2016 deve ser atribuído ao resíduo de rejeito de minério, uma vez que chegou nesse trecho em meados de novembro de 2015.

De forma geral o comportamento do oxigênio dissolvido manteve-se com a mesma característica antes e depois do recebimento do rejeito de minério.

A DBO (demanda bioquímica de oxigênio) de uma água é quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por

decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. A DBO é considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica (APHA, 2012). Os valores de DBO, para a maioria das amostragens, apresentaram-se em conformidade com o limite máximo estabelecido na Resolução CONAMA, que é de 5,00 mgO₂/L. O maior valor foi de 13,5 mg/L encontrado na campanha de junho/2017 no ponto a jusante. Esses resultados não contribuíram para a avaliação da depuração do rio e nem mostraram correlação com o parâmetro oxigênio dissolvido.

O Índice de Qualidade da Água (IQA) foi calculado nas amostragens trimestrais (janeiro, abril, julho e outubro), devido o parâmetro nitrogênio total ter sido analisado somente nessas campanhas. No gráfico 2, observa-se que a maioria dos valores do IQA estão acima de 51, na categoria BOA classificada pela CETESB. A média simples do IQA a montante e a jusante foi de 56 e 53, respectivamente.

Gráfico 2: IQA dos pontos a montante e a jusante do lançamento do efluente da ETE – Aviso no corpo hídrico Rio Doce, no período de jan/2014 a out/2017 (trimestral).

Os menores valores de IQA encontrados foram nas campanhas de jan/16 (categoria RUIM) e de abr/16 (categoria ACEITÁVEL). Os parâmetros que contribuíram para esses valores de IQA foram OD, coliformes

termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total e turbidez. Na tabela 1 pode-se verificar que os resultados desses parâmetros ficaram acima e abaixo (para OD) da média calculada com as 16 campanhas (montante e jusante).

Tabela 1: Resultados dos parâmetros que contribuíram para os menores valores de IQA

Parâmetros	Jan/16		Abr/16		Média
	Montante	Jusante	Montante	Jusante	
Oxigênio Dissolvido (mgO ₂ /L)	-	-	4,91	4,87	6,3
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	54 x 10 ³	350 x 10 ³	-	-	29 x 10 ³
Nitrogênio Total (mgN/L)	-	6,4	-	4,2	2,6
Fósforo Total (mgP/L)	2,6	2,9	2,4	0,8	0,4
Turbidez (UNT)	161	148	67,0	70,8	36,0
IQA	34	31	41	45	55

A elevada turbidez nestas duas campanhas deve-se a presença do rejeito de minério que contribui em grande parte com sólidos em suspensão (IGAM, 2016). O rejeito também elevou o nível do corpo d'água provocando efeito de lixiviação do solo o qual carrega bactérias e materiais orgânicos e inorgânicos para o leito do rio. Isso foi constatado pelo elevado número de contagem de coliformes termotolerantes e fósforo total na campanha de jan/2016. Entretanto os valores de nitrogênio total acima da média aparecem somente no ponto a jusante de ambas as campanhas (jan/2016 e abr/2016), isso possivelmente indica contribuição significativa pelo efluente da ETE.

4.CONCLUSÕES

O comportamento das águas do Rio Doce em relação ao oxigênio dissolvido nas campanhas mensais do período de 2014 a 2017 no trecho montante e jusante ao lançamento do efluente da ETE apresentou similaridade entre as amostragens antes e depois da passagem da pluma de rejeito de minério. Podendo assim considerar que nesse trecho o corpo hídrico não sofreu significativamente alterações na sua capacidade de autodepuração.

Os resultados dos Índices de Qualidade da Água nos dois pontos de monitoramento mostraram que a maioria das campanhas enquadraram-se na faixa de categoria BOA, antes e após a chegada do resíduo de minério, corroborando com a avaliação do oxigênio dissolvido em relação a capacidade de depuração do rio.

REFERÊNCIAS

- [1] Ana – Agência Nacional das Águas. Encarte especial sobre a bacia do rio Doce - Rompimento da barragem em Mariana/MG: Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil – Informe 2015. Brasília, 2016. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/RioDoce/EncarteRioDoce_22_03_2016v2.pdf>. Acesso em: 12 de maio de 2017.
- [2] Apha. Standart Methods for the Examination of Water and Wasterwater. 22 th. Edition. New York: American Public Health Association, 2012.
- [3] Cetesb. Relatório Anual de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo: Apêndice D: Índices de Qualidade das Águas. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo: Cetesb, 2017. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 10 de julho de 2018.
- [4] Conama - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, 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. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 18 de março de 2005.
- [5] Conama - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, 13 de maio de 2011: Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 16 de maio de 2011.
- [6] Corrêa, Tamiris Silva; Araújo, Renata Ribeiro de; Silva, Márcia Aparecida da. Capacidade autodepurativa do córrego do limoeiro após lançamento de efluente tratado. Periódico eletrônico: XI Fórum Ambiental da Alta Paulista, v. 11, n. 6, p. 310-325, 2015. Disponível em: <http://www.amigosdanatureza.org.br/publicacoes/index.php/forum_ambiental/article/view/1270>. Acesso em: 15 de maio de 2017.
- [7] Cprm - Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. Monitoramento Especial da Bacia do Rio Doce: Relatório 4. Belo Horizonte, 2016. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/media/hidrologia/eventos_criticos/riodoce_relatorio4.pdf>. Acesso em: 12 de maio de 2017.
- [8] Igam – Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Encarte especial sobre a qualidade da

água do rio Doce após o rompimento de barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues – Mariana/MG 2015/2016. Belo Horizonte, 16 de novembro de 2016. Disponível em: <http://www.igam.mg.gov.br/images/stories/2016/Qualidade/Encarte_Especial_Sobre_a_Qualidade_DA_%C3%81gua_do_Rio_Doce_AP%C3%93S_O_Rompimento_de_Barragem_da_Samarco_no_Distrito_De_Bento_Rodrigues.pdf>. Acesso em: 12 de maio de 2017.

[9] Nagalli, André; Nemes, Priscila Duarte. Estudo da qualidade de água de corporeceptor de efluentes líquidos industriais e domésticos. Revista Acadêmica de Ciências Agrária e Ambiental, v. 7, n. 2, p. 131-144, abril/junho. Curitiba, 2009. Disponível em:

<[file:///C:/Users/Usuario/Downloads/academica-3340%20\(2\).pdf](file:///C:/Users/Usuario/Downloads/academica-3340%20(2).pdf)>. Acesso em 15 de maio de 2017.

[10] Ricciardone, Pedro; Pereira, Orlando dos Santos; Pereira, Cristiane de Souza Siqueira. Avaliação da capacidade de autodepuração do rio das Mortes no município de Vassouras/RJ. Revista Eletrônica Teccen, v. 4, n. 3, p. 63-76, set./dez., Vassouras, 2011. Disponível em: <http://www.uss.br/pages/revistas/revistateccen/V4N32011/pdf/005_Avaliacao_capac_Depuracao_Rio_Mortes.pdf>. Acesso em: 15 de maio de 2017.

[11] Sperling, M. V. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 3ª Ed.

Capítulo 15

PROJETO “ACQUA-ESCOLA”: LEVANDO A IMPORTÂNCIA DO MUNDO AQUÁTICO PARA DENTRO DA ESCOLA

Talita Sarah Mazzoni

Hinan Tsai Sun

Graziele Cristine da Silva

Resumo: Considerado um dos grupos mais diversificados dentre os vertebrados, os peixes ocupam águas doce e salgada, possuindo grande valor econômico e ecológico. Através do projeto de extensão universitária Acqua-Escola, o presente trabalho propõe atividades na escola e comunidade ribeirinha, abordando temas como a importância da preservação dos peixes e dos ambientes aquáticos, suas relações com o meio ambiente e seu papel na cadeia alimentar. Neste sentido, uma atividade foi desenvolvida com alunos do 2º ano do ensino fundamental, durante uma aula de ciências. Em um bate-papo inicial, levantou-se os conhecimentos prévios dos alunos, dando início a uma palestra, que abordou aspectos sobre morfologia, habitat, comportamento e reprodução dos peixes. Os alunos mostraram grande conhecimento sobre o assunto, apesar da pouca idade, utilizando termos apropriados como “peixes onívoros, ovíparos, vivem em água doce e salgada, peixes cartilaginosos ou ósseos”. Após a exposição, com a apresentação de conhecimentos científicos, foi realizada uma aula prática. Assim, os alunos puderam observar várias espécies de peixes de água doce e o peixe-palhaço, uma espécie marinha. Dentre os de água doce, o peixe Betta foi alimentado com larvas de mosquito *Aedes aegypti*, para que os alunos associassem a importância dos peixes como controle biológico. Por serem alunos de 8 a 11 anos, foi desenvolvida uma atividade de cantiga e dobradura em papel, abordando o tema. Essas atividades têm se mostrado de extrema relevância, ajudando na fixação do conteúdo e desenvolvimento de habilidades, uma vez que amostras vivas tornam a aula mais dinâmica, auxiliando o processo de ensino-aprendizagem.

Palavras-chave: Educação ambiental; peixes; ensino de ciências.

1. INTRODUÇÃO

À medida que a sociedade cresce, a necessidade de intervir na natureza para satisfação de desejos e necessidades aumenta consideravelmente, provocando muitos danos ao meio ambiente (BRASIL, 1999). Pensando nesse contexto, a educação ambiental, nas suas diversas possibilidades, abre um estimulante espaço para um repensar de práticas sociais e o papel dos professores como mediadores e transmissores de um conhecimento necessário para que os alunos adquiram uma base adequada de compreensão essencial do meio ambiente global e local, da interdependência dos problemas e soluções, e da importância da responsabilidade de cada um para construir uma sociedade mais igualitária e ambientalmente sustentável (MEDEIROS, 2004).

Nas últimas décadas, os ecossistemas aquáticos têm sido alterados de maneira significativa em função de múltiplos impactos ambientais advindos de atividades antrópicas, tais como mineração; construção de barragens e represas; lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados; desmatamento; super exploração de recursos pesqueiros; introdução de espécies exóticas, entre diversos outros (GOULART & CALLISTO, 2003), portanto a conservação, recuperação e manutenção desses sistemas é de importância fundamental com reflexos na economia, na área social e ambiental.

Segundo a UNESCO (PARIS, 1973), as diferentes percepções de indivíduos culturalmente distintos, ou grupos socioeconômicos que desempenham diferentes papéis sociais, são uma das barreiras para a proteção dos ambientes naturais. Portanto esse projeto vem desenvolver o trabalho de levar a informação para dentro da escola, onde os alunos poderão ser beneficiados com o conhecimento de preservação ambiental e mais especificamente sobre os peixes.

Levando em consideração todos esses aspectos, objetiva-se com esse projeto trabalhar junto a escola e a comunidade ribeirinha a importância da preservação dos

peixes, seu habitat, e o seu papel no meio ambiente, construir o conhecimento de diversos aspectos sobre os peixes e trabalhar o conceito de preservação ambiental.

2. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

O trabalho foi desenvolvido durante as aulas de ciências com alunos do 2º ao 6º ano do ensino fundamental, com idades entre 8 e 11 anos, de escola particular e pública das cidades de Alfenas-MG e Botucatu-SP, respectivamente. Para o desenvolvimento do trabalho, utilizou-se aula expositiva (Fig. 1A), abordando aspectos da vida dos peixes e sua importância na natureza. Após a aula teórica, foi realizada uma aula prática, na qual os alunos observaram algumas espécies de peixes de água doce, dentre elas o acará do congo (*Amatitlania nigrofasciata*) (Fig. 1B), o peixe beta (*Betta splendens*) (Fig. 1C), o peixe-papagaio (*Sparisoma abailgaardi*) (Fig. 2A) e uma espécie marinha, o peixe palhaço (*Amphiprion ocellaris*) (Fig. 3). Além disso, eles observaram também ovos e larvas de diferentes espécies em distintas fases de desenvolvimento (Fig. 1B-C, 2A) e aprenderam noções básicas para montagem e manutenção de aquário (Fig. 3). Durante a atividade prática, alguns peixes foram alimentados com larvas do mosquito transmissor da dengue e febre amarela, *Aedes aegypti*, com intuito de demonstrar a importância de animais aquáticos como controle biológico e a importância da preservação dos rios, lagos e oceanos.

Para finalização das atividades, utilizou-se um vídeo-clipe com a cantiga infantil “Peixe vivo”, na qual as crianças dançaram e cantaram. Por fim, de volta a sala de aula, os alunos foram colocados dispostos em um círculo para que pudessem realizar uma dinâmica de dobradura de papel em formato de peixe. Para avaliar os alunos e perceber o envolvimento deles nas atividades propostas e na apropriação do conhecimento, foi realizada uma avaliação processual e desenvolvimento de um diário, com anotações das atividades desenvolvidas ao longo do projeto.

Figura 1: A) aula expositiva. B-C) Acará do Congo (B) e Betta (C), ambos com seus filhotes, em aquário exposto na escola.

3.RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os conceitos científicos abordando morfologia, habitat, comportamento e a reprodução dos peixes foram muito bem recebidos pelos alunos. Durante todo o tempo da aula expositiva, eles puderam interagir, fazer perguntas e comentários pertinentes ao tema. As informações recebidas na aula expositiva foram abordadas pelos próprios alunos durante a aula prática (Fig. 2), na qual os alunos puderam interagir diretamente com o peixe-papagaio, espécie conhecida por sua docilidade e poder de aprendizado. Durante a avaliação processual, ao longo do desenvolvimento do projeto, pode-se perceber a participação e interação dos alunos durante as aulas, integrando seus conhecimentos recém-aprendidos com os adquiridos ao longo de suas experiências cotidianas fora da sala de aula.

Com o decorrer das atividades (Fig. 2B-H), pode-se alcançar diversos resultados positivos, uma vez que a diferenciada dinâmica de levar para a sala de aula os peixes em aquários fez com que os alunos se mostrassem bastante interessados e envolvidos com a temática da aula, despertando a curiosidade, questionamentos e vontade de se envolver com a preservação ambiental (ZOLCSAK, 1996), tanto na sala de aula, como no ambiente familiar. As atividades práticas realizadas dentro das salas de aulas são de grande relevância para aprendizado e memorização do conteúdo, além de conduzir os alunos para dentro do assunto, permitindo uma aproximação maior com a realidade (HARLAN & RIVKIN, 2002). Nesse aspecto, os alunos puderam perceber o relevante papel dos peixes no meio ambiente.

O uso de larvas do mosquito da dengue como

alimentação para os peixes, por exemplo, permitiu abordar um dos papéis desempenhados pelos peixes na cadeia alimentar, que reflete diretamente na saúde do ser humano. Muitos dos estudantes pensam que, por estarem distantes dos seres humanos, a presença dos peixes no habitat não tem relevância nenhuma, exceto no aspecto alimentar.

Os resultados positivos dessa metodologia utilizada em sala de aula pode ser detectada a partir das anotações feitas pelos alunos em seus próprios diários (Fig. 2B) e na interação com os peixes (Fig. 2C,G). A observação do comportamento dos alunos frente aos aquários, também viabilizou analisar seu envolvimento com as atividades propostas e o quão significativo foi o entendimento sobre o conteúdo ministrado, o qual foi compartilhado com outras pessoas dos seus meios de convívio, como familiares e vizinhança. Pode-se perceber que as crianças de escolas particulares apresentam um maior conhecimento sobre a biologia dos peixes, enquanto que as crianças de escolas públicas dominam saberes observados em rios, lagos e pescarias com seus pais ou mesmo em pisciculturas rurais, junto à comunidade ribeirinha.

Independente da classe social dos alunos e da quantidade de conhecimentos apresentados em relação aos peixes, todos se mostraram preocupados com o meio ambiente, demonstrando a vontade de poder contribuir positivamente para a preservação na natureza. O momento atual realmente é de preocupação com o meio ambiente, que clama por socorro desde a década de 60, quando passaram a percebê-lo como um bem global e finito. Em 1999, a educação

ambiental tornou-se lei, e nesta perspectiva apresenta um caráter interdisciplinar (BRASIL, 1999). Neste sentido, considerando que as crianças são o futuro do país e que têm grande facilidade em aprender, é imprescindível que se estabeleça uma educação ambiental desde o início de sua

vida escolar, levando-a a ter percepção do mundo que lhe cerca, de modo a envolvê-la, despertando-lhe a sua consciência crítica (COLL ET AL., 2003), uma vez que a criança faz-se de um excelente instrumento para a divulgação do conhecimento.

Figura 2: A) Peixe-papagaio com ovos em aquário montado na escola. B) Diário de aluno, discursando sobre os peixes: "o peixe respira retirando o oxigênio da água. Eles podem viver em água doce ou salgada, são ovíparos. Eles podem ser grandes ou pequenos, tem diferentes formatos. O peixe-pedra se camufla para esconder dos predadores. Tem peixe que brilha no escuro. Eles podem comer algas, caramujos, minhocas, etc. Os peixes cuidam de seus ovos por um grande tempo". C) Interação com peixe-papagaio. D-H) Desenvolvimento do projeto com os alunos: dobradura em papel (D, F e H); debate sobre os peixes após aula expositiva (E); e alimentação dos peixes (G).

Figura 3: A) Aquário marinho montado na escola. B) Exemplares de peixe-palhaço do aquário mostrado em A.

4.CONCLUSÃO

Esse trabalho mostrou-se de grande relevância nos aspectos tangentes a conscientização ambiental, uma vez que proporcionou uma maior proximidade dos alunos para com a importância da preservação da natureza. As aulas práticas ministradas ajudaram na fixação do conteúdo, além de ter promovido o desenvolvimento de habilidades, tanto no desempenho escolar,

como nas relações interpessoais. Além disso, as crianças, que constituem-se de um excelente instrumento para a divulgação do conhecimento, sentiram-se mais responsáveis ao cuidar dos seus peixes nos aquários, e mais preocupadas em disseminar os conhecimentos aprendidos para as pessoas ao seu redor.

REFERÊNCIAS

- [1] Brasil. Lei n. 9.795, de 27 de abril de 1999: dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências. Ministério da Educação e Cultura. Parâmetros Curriculares Nacionais: meio ambiente. 1999. Disponível em: <http://portal.mec.gov.br/seb/arquivos/pdf/meioambiente.pdf>. Acesso em: 27 de julho de 2018.
- [2] Coll C; Martín E; Mauri T; Miras M; Onrubia J; Solé I; Zabala A. 2003. O construtivismo na sala de aula. 6ª edição, São Paulo: Ática, 221p.
- [3] Cruz JFS; Bechtluft MP. 2017. Práticas sobre a educação ambiental nos anos iniciais do ensino fundamental. Synthesis Revista Digital Fapam, Pará de Minas, v. 8, n. 8, p.221-234.
- [4] Goulart Mdc; Callisto M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. Revista da Fapam, Pará de Minas, v. 2, n. 1, p.156-164.
- [5] Harlan JD; Rivkin MS. 2002. Ciências em educação infantil: uma abordagem integrada. 7ª edição, Porto Alegre: Artmed, p.21-64.
- [6] Medeiros H; SATO M. 2014. Brasília: Rede Brasileira de Educação Ambiental. Revista Brasileira de Educação Ambiental, 140p.
- [7] Paris. Unesco. Rapport Final du groupe d'experts sur le projet 13: La perception de la qualité du milieu dans le Programme sur l'homme et la biosphère (MAB). 9. ed. Paris, 79p. 1973. Disponível em: <http://unesdoc.unesco.org/images/0000/000059/005984fb.pdf>. Acesso em: 03 ago. 2018.
- [8] Zolcsak E. 1996. Estudo da capacidade de comunicação ambiental de exposições de animais vivos. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental da USP, São Paulo. 86p.

Capítulo 16

USO CONFLITIVO NAS APP'S DE NASCENTES DA MICROBACIA DO RIBEIRÃO TAQUARAÇU EM JACUTINGA/MG

Bergson Cardoso Guimarães

Daiane Fernandes Pereira

Daniel Andrade Maciel

Josina Aparecida de Carvalho

Resumo: As nascentes são consideradas Áreas de Preservação Permanente (APPs) pela legislação ambiental brasileira. Estas áreas têm sido muito degradadas por usos inadequados, portanto o objetivo deste estudo foi identificar os usos conflitivos nas APPs de nascentes da Microbacia do Ribeirão Taquaraçu, em Jacutinga, MG. Para isso, foi elaborado um mapa de uso e ocupação do solo e quantificadas as APPs de uso conflitivo. Mais de 70% das APPs apresentaram uso conflitivo, levando a conclusão que são necessárias intervenções de restauração destes ecossistemas.

Palavras Chave: restauração florestal; área degradada; recurso hídrico.

1. INTRODUÇÃO

A falta de conscientização do homem em relação ao uso de recursos naturais gera impactos negativos que afetam direta e indiretamente a qualidade de vida.

A degradação ambiental vem sendo associada ao desmatamento e mau uso dos recursos hídricos (BRANDÃO, 2002). Por isso, é necessário conhecer os tipos de uso do solo e os efeitos que desencadearão desequilíbrios ambientais (CHUEH, 2004) e afetarão a qualidade de vida das populações.

No Brasil, vários instrumentos legais amparam a minimização destes impactos, um deles é o Código Florestal que em seu Capítulo II, assegura a proteção e conservação das Áreas de Preservação Permanentes - APPs (BRASIL, 2012).

Com a exigência legal, todo proprietário de APP é obrigado a promover a recomposição da vegetação, que favorece a retomada das características originais dos ecossistemas e a manutenção das bacias hidrográficas.

A restauração florestal procura retornar uma porção degradada da paisagem a uma condição mais próxima possível do original, tanto no aspecto estrutural quanto funcional do ecossistema, de forma a permitir que uma comunidade evolua e a sucessão natural ocorra. Por isso, é necessário conhecer profundamente o ambiente em que se pretende intervir. A restauração é indicada para Áreas de Preservação Permanente e outros locais com finalidade de preservação (FERRETTI, 2002).

O diagnóstico ambiental da APP fundamenta a escolha do método a ser utilizado para a restauração. A condução da regeneração natural da vegetação é o método indicado para áreas pouco degradadas e com a existência de remanescentes florestais próximos como fonte de propágulos (BOTELHO & DAVIDE, 2002). Já em situações onde não existir remanescentes nas proximidades e, ou a degradação for intensa, justifica-se aplicar a regeneração artificial, por meio de semeadura direta ou plantio de mudas de espécies florestais nativas.

Assim, é essencial conhecer a situação ambiental das APPs para nortear ações conservacionistas. Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi identificar o uso conflitivo do solo nas APP's de nascentes da microbacia do Ribeirão Taquaraçu em Jacutinga, MG.

2. METODOLOGIA

A área do estudo corresponde à microbacia do Ribeirão Taquaraçu, da sub-bacia do Rio Mogi Guaçu, no município de Jacutinga, MG, de latitude 22°17'08" S, longitude 46°36'44" O e altitude de 839 m.

Para o mapeamento das nascentes utilizou-se um Modelo Digital de Elevação proveniente dos dados da missão *Shuttle Radar Topography Mission*. A hidrografia foi feita no *software* ArcGis 10.3, bem como a criação de *buffer* de 50 m em cada nascente para a definição das APPs, conforme o Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012).

A classificação de uso e ocupação atual do solo foi realizada a partir da interpretação visual em meio digital de imagens de satélite SENTINEL 2A, tile número T23LKR, de 25 de agosto de 2016, com resolução espacial de 10 m. As imagens foram obtidas gratuitamente no portal do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS). As classes de uso definidas foram agricultura, café, eucalipto, mata, pastagem, solo exposto, água e área urbana.

Depois de elaborado o mapa, foi realizada aferição *in loco* das nascentes e situação real do uso e ocupação do solo em seus entornos. Para melhor precisão dos padrões mapeados, utilizou-se um GPS Garmin® MAP 64s.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A área total da microbacia do Ribeirão Taquaraçu em Jacutinga, Minas Gerais, é de 910 ha. Em relação ao uso do solo na microbacia, a classe predominante foi de mata, com 56,44% da área, seguida de pastagem (28,79%) e café (3,19%). A pastagem foi o tipo de uso conflitivo mais agressivo nas APPs de nascentes da região estudada (Figura 1).

Figura 01: Uso do solo na nascente da Sub-Bacia do Ribeirão Taquaraçu.

Fonte: ARPA Rio Grande. 2017.

Foram mapeadas 27 nascentes principais na microbacia, sendo que mais de 70% delas se caracterizaram com uso conflitivo do solo no seu entorno, agravado pela ocupação de forma inadequada, decorrente de ação antrópica e infringência da lei.

Em 12 APPs de nascentes foi percebido uma maior proporção de uso conflitivo e degradação, com necessidade imediata de restauração. O conhecimento das causas da degradação é imprescindível para a escolha do método e planejamento das especificidades a serem aplicadas no processo de restauração. Dessa forma, a identificação de uso conflitivo em APP's pode

garantir a retomada das funções estruturais e funcionais do ecossistema florestal original.

4.CONCLUSÕES

A maioria das APPs de nascentes da microbacia do Ribeirão Taquaraçu está sendo intensamente afetada pelo atual uso do solo. A ocupação indevida infringe a legislação ambiental vigente e reforça a necessidade de intervenções no sentido de promover a restauração destas áreas, principalmente devido formarem a microbacia responsável pelo abastecimento parcial de água para o consumo da população de Jacutinga, MG.

REFERÊNCIAS

- [1] Botelho, Soraya Alvarenga; DAVIDE, Antonio Cláudio. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas, v. 5, p. 123-145, 2002.
- [2] Brasil. Código Florestal Brasileiro. 2012 Disponível em: <http://www.jusbrasil.com.br/legislacao/1032082/lei-12651-12>. Acesso em 18 de janeiro de 2017.
- [3] Brandão, Sélis Luiz; LIMA, Samuel do Carmo. Diagnóstico ambiental das Áreas de Preservação Permanente (APP), margem esquerda do rio Uberabinha, em Uberlândia (MG). Caminhos de Geografia, v. 3, n. 7, p. 41-62, 2002.
- [4] Chueh, Anderson Mendes. Análise do uso do solo e degradação ambiental na bacia hidrográfica do Rio Pequeno- São José dos Pinhais/PR, por meio do diagnóstico físico-conservacionista-DFC. 2004.
- [5] Ferretti, A. R. Fundamentos ecológicos para o planejamento da restauração florestal. A restauração da mata atlântica em áreas de sua primitiva ocorrência natural. Colombo: Embrapa Florestas, p. 21-26, 2002.

Capítulo 17

LÍQUIDOS IÔNICOS: ALTERNATIVA TECNOLÓGICA SUSTENTÁVEL E SUAS APLICAÇÕES NA ÁREA AMBIENTAL

Luan Henrique Soares

Marlus Pinheiro Rolemberg

Resumo: Em razão da crescente preocupação com o desenvolvimento sustentável, os líquidos iônicos, considerados “solventes verdes” se apresentam como uma alternativa nos processos industriais, minimizando impactos ambientais e riscos à saúde da população. Atualmente, os líquidos iônicos possuem várias aplicações ambientais, destacando-se na segurança e eficácia, por exemplo, no pré-tratamento de biomassa, remoção de poluentes e geração de energia solar. Com o objetivo de incentivar pesquisadores e profissionais a utilizá-los, este trabalho apresenta uma breve revisão sobre a aplicação de líquidos iônicos (LIs) como uma alternativa sustentável nos processos industriais.

Palavras Chave: Líquidos iônicos; Química verde; Sustentabilidade; Aplicações.

1. INTRODUÇÃO

A crescente preocupação com o desenvolvimento sustentável propiciou a geração de alternativas para minimizar os impactos ambientais. Dentre estas, têm-se a substituição de solventes tóxicos e inflamáveis, sendo necessária para adequar aos princípios da química verde, que se caracteriza por ser mais segura, seletiva e menos danosa ao meio ambiente. A utilização de líquidos iônicos (LIs) como solvente verde é uma alternativa sustentável em aplicações industriais, como no pré-tratamento de biomassa, remoção de poluentes e geração de energia solar, pois apresentam baixa toxicidade, estabilidade térmica e são facilmente recuperados. Por isso, estes compostos são considerados os mais adequados substitutos dos solventes orgânicos voláteis (THUY PHAM; CHO; YUN, 2010).

LIs são definidos como sais orgânicos com ponto de fusão menor que 100 °C, sendo líquidos à temperatura ambiente. São formados por um cátion orgânico e um ânion orgânico ou inorgânico, com propriedades físico-químicas definidas a partir de suas interações químicas, que permitem a seletividade em razão dos íons utilizados. A partir de 1992, LIs têm sido cada vez mais explorados visando a sustentabilidade, seja na utilização como solventes, catalisadores ou reagentes em processos industriais (ÁLVAREZ, 2010).

Assim, este trabalho visa destacar a importância do uso de LIs em aplicações ambientais de modo a obter maior eficácia e segurança em processos industriais.

2. METODOLOGIA

Este trabalho foi realizado a partir da revisão de pesquisas relacionadas às aplicações ambientais de líquidos iônicos, com ênfase em promover maior segurança nos processos industriais e minimizar impactos ambientais e risco à saúde da população.

3. APLICAÇÕES

Um dos maiores desafios da produção de biocombustíveis é a etapa de hidrólise da biomassa lignocelulósica, sendo realizada como pré-tratamento para reduzir a cristalinidade e aumentar a acessibilidade da celulose, e assim, reduzir os açúcares em

etapas posteriores. Dentre os métodos existentes, utilizam-se LIs para obter maior eficiência, pois são capazes de romper ligações de hidrogênio presentes na celulose, tornando-a menos compacta e mais suscetível à hidrólise (ZHANG; HU; LEE, 2017).

Ressalta-se que, fatores como o tamanho de cátions e ânions, juntamente com a maior basicidade da ligação de hidrogênio, menor viscosidade do composto e menor quantidade de água proporcionam capacidade significativa de dissolução da celulose. Apesar do alto custo dos compostos químicos, os LIs têm baixo custo energético e de recuperação, além de serem eficazes e ocasionarem menor impacto ambiental (GUO et al, 2015).

LIs também são utilizados na remoção de contaminantes ambientais, como os metais pesados, por exemplo. O hexafluorofosfato de 1-butil-3-metilimidazólio [C₄MIM][PF₆] tem 80 a 95% de eficiência de remoção de Cu²⁺, CuO e Cu⁰, já o 1-dodecil-3-metilimidazólio cloreto [C₁₀MIM][Cl] removeu cromato (2,6 mM) da água com 99,5% de eficiência. Além disso, utilizam-se LIs em biotratamento de urânio e remoção de boro em água (AMDE; LIU; PANG; 2015).

Referente ao controle de poluentes orgânicos em resíduos líquidos, gasosos e sólidos, os LIs se destacam. No primeiro caso são utilizados como solventes na extração de poluentes orgânicos, pois têm alta solubilidade com espécies orgânicas e são imiscíveis em água. A extração de benzeno, fenol e herbicidas em [C₄MI][PF₆] foi eficaz por meio de microextração. Dentre os poluentes, destacam-se os compostos orgânicos voláteis (COVs), por exemplo, o fenol, benzeno e hexano, que são altamente tóxicos e cancerígenos e devem ser removidos por meio de membrana líquida suportada com LIs. Sobre os compostos fenólicos, que são empregados na produção de plásticos e pesticidas, foi possível extrair nitrofenol com eficiência de 80%, utilizando-se polímeros sintetizados com base em LIs, sendo justificado o seu uso (GUO et al, 2015; MA; HONG, 2012).

Com relação aos resíduos gasosos, LIs são utilizados para absorção de CO₂, extração de H₂S a partir da solubilidade e remoção de outros poluentes orgânicos como formaldeído. Já em resíduos sólidos, recuperam-se materiais importantes como celulose e lignina com o uso de LIs (MA; HONG, 2012).

Em aspectos energéticos, utilizam-se LIs na geração de energia solar, pois podem permanecer no estado líquido em um amplo intervalo de temperatura e têm alto potencial de transferência de calor, sendo possível armazenar a energia e utilizá-la posteriormente (AMDE; LIU; PANG; 2015).

REFERÊNCIAS

- [1] Álvarez, V. H. Termodinâmica e Aplicações de Líquidos Iônicos. 2010. 382 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, 2010.
- [2] Amde, M.; Liu, J. F.; Pang, L. Environmental Application, Fate, Effects, and Concerns of Ionic Liquids: A Review. *Environmental Science and Technology*, v. 49, n. 21, p. 12611–12627, 2015.
- [3] Guo, F. et al. Synthesis and Applications of Ionic Liquids in Clean Energy and Environment: A Review. *Current Organic Chemistry*, v. 19, p. 455–468, 2015.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir deste trabalho, verificou-se a importância da utilização de líquidos iônicos em processos industriais. Atualmente, há diversas aplicações ambientais com seu uso, pois são eficazes e menos danoso ao meio ambiente, como no pré-tratamento de biomassa, remoção de poluentes e geração de energia solar. Portanto, espera-se incentivar o uso de LIs por pesquisadores e profissionais como uma alternativa tecnológica sustentável.

- [4] Ma, J.; Hong, X. Application of ionic liquids in organic pollutants control. *Journal of Environmental Management*, v. 99, p. 104–109, 2012.
- [5] Thuy Pham, T. P.; Cho, C. W.; Yun, Y. S. Environmental fate and toxicity of ionic liquids: A review. *Water Research*, v. 44, n. 2, p. 352–372, 2010.
- [6] Zhang, Q.; HU, J.; Lee, D. Pretreatment of biomass using ionic liquids: Research updates. *Renewable Energy*, v. 111, p. 77–84, 2017.

Capítulo 18

RESÍDUOS SÓLIDOS: UM ESTUDO EM RESTAURANTES DE UMA UNIVERSIDADE AMAZÔNICA

Camila Silva de Menezes

Annunziata Donadio Chateaubriand

Sara Ferreira de Melo

Diego Monteiro de Souza

Priciane Antônia Aparício Quispe

Emmily Beatriz Gomes Atayde

Resumo – O manejo de resíduos sólidos resultantes de atividades humanas tornou-se uma demanda urgente para sustentabilidade das sociedades humanas. Entre as atividades geradoras desses resíduos destaca-se o serviço de alimentação, inclusive os Restaurantes Universitários (RU). O Campus da Universidade Federal do Amazonas (UFAM), em Manaus, possui RU nos Setores Norte e Sul cuja caracterização de insumos, rotinas, fluxos e resíduos se desenvolveram a partir do uso de plantas baixas, softwares de planilha eletrônica e de computação gráfica, além dos levantamentos in loco - observação direta, entrevistas semiestruturadas, separação e pesagem de resíduos em três dias da semana. Nos estudos de caracterização, observou-se que embora o RU/UFAM - Setor Sul gerasse, em média, 11% a mais de resíduos sólidos que o RU/UFAM - Setor Norte, este gerava 18% a mais de resíduos orgânicos putrescíveis, dos quais 72% eram gerados na área de consumo. Nesses RU, 77% eram resíduos sólidos orgânicos putrescíveis e a geração per capita média diária foi de 0,12 kg/refeição. Dentre os materiais presentes nos “outros” resíduos, destacaram-se o papelão e os plásticos PEBD, PS, PET, PVC e PEAD. Assim, considerando a geração média diária, em um ano foram geradas 97 toneladas de resíduos sólidos, dos quais 74 toneladas eram orgânicos putrescíveis. Entretanto, verifica-se que essa geração per capita foi cerca de 50% do observado em estudos de RU de outras universidades brasileiras.

Palavras-chave: Geração per capita. RU. Refeições. UFAM.

1. INTRODUÇÃO

Por muito tempo, a gestão de resíduos sólidos foi deixada em segundo plano tanto pelo poder público como pela população. Mesmo quando se falava em saneamento básico, a prioridade das ações era a captação e o tratamento de água bruta, a distribuição de água potável ou a coleta e o tratamento de esgoto.

Somente com a Lei Nº 11.445 (BRASIL, 2007), o manejo dos resíduos sólidos passou a ser destaque entre as ações de saneamento básico. Entretanto, foi apenas em 2010 que surgiu a primeira lei específica para resíduos.

Ainda neste sentido, a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2007), afirma que o crescimento populacional assim como o aumento do grau de urbanização, não foi acompanhado de medidas para o destino

adequado do lixo, embora toda e qualquer atividade humana gere resíduos de diferentes tipos e quantidades. Dentre as atividades geradoras de grandes volumes de resíduo estão os serviços de alimentação.

Segundo Kinasz e Werle (2006), estas unidades comerciais geram resíduos sólidos com variável composição física, aumentando assim, a complexidade das soluções a serem adotadas para sua redução/disposição/tratamento.

A Universidade Federal do Amazonas é uma instituição pública de ensino superior, mantida pela União. Em Manaus, o Campus Senador Arthur Virgílio Filho (Campus UFAM/Manaus) é composto por dois Setores - Norte e Sul (Figura 1).

Figura 1- Campus/UFAM, Setores - Norte e Sul, 2016.

Fonte: Clube de Ciências – UFAM. Disponível em: <http://goo.gl/mS2Hyi>.

Esse Campus faz parte da Área de Proteção Ambiental (APA) UFAM, INPA, Ulbra, Elisa Miranda, Lagoa do Japiim e Acariquara em conjunto com fragmentos florestais do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), da Universidade Luterana do Brasil (Ulbra Manaus), da Lagoa do Japiim e dos conjuntos residenciais Eliza Miranda e Acariquara (Manaus, 2012).

Dessa forma, por suas características, pela extensão de seus espaços e diversidade de suas atividades, tornou-se necessário estabelecer diretrizes, princípios e critérios para implantação de um processo de gestão ambiental que resultasse no uso racional dos recursos ambientais e que buscasse a sustentabilidade de suas ações, espaços e instalações. Neste sentido, em 2012 foi

instituída a Política Ambiental da UFAM (2012).

Por outro lado, o Campus UFAM/Manaus é um grande gerador de resíduos sólidos, com diferentes características e volume superior a 200 L/dia (Manaus, 2011). Dentre as fontes de geração desses resíduos estão os Restaurantes Universitários (RU) localizados nos Setores Norte e Sul desse Campus.

Assim, este capítulo apresenta os procedimentos metodológicos e os resultados dos estudos de caracterização física (geração per capita e composição gravimétrica) dos resíduos sólidos gerados nos restaurantes do Campus UFAM/Manaus, com o objetivo de contribuir para a elaboração do Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos dos Restaurantes Universitários/UFAM.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Os estudos foram desenvolvidos no âmbito do Trabalho de Conclusão do Curso de Engenharia Civil da Faculdade de Tecnologia/UFAM, no período de setembro/2015 a janeiro/2016.

A caracterização de insumos, resíduos, rotinas e fluxos nos RU/UFAM, Setores Norte e Sul, ocorreu por meio de entrevistas semiestruturadas com gestores e funcionários do RU (UFAM e empresa terceirizada) e de levantamentos in loco, quando foi realizada a observação direta das etapas de gerenciamento e a separação e pesagem dos resíduos por ambiente – geração per capita e composição gravimétrica. Essa caracterização ocorreu de forma quali (tipo de resíduo) quantitativa (composição gravimétrica e geração per capita) em três dias da semana considerados de maior afluência e em horário normal de funcionamento desses restaurantes.

As plantas baixas dos RU/UFAM cedidas pela Prefeitura do Campus Universitário (PCU/UFAM) foram utilizadas para a espacialização das informações. Cada ambiente dos RU/UFAM, Setores Norte e Sul, recebeu um número que passou a identificá-lo nas planilhas.

Quando da realização da observação direta, foram identificadas as quantidades e as características dos acondicionadores de cada ambiente, e sempre que necessário foram alocados novos acondicionadores, para que se procedesse à separação do resíduo de acordo com a classificação adotada neste estudo – orgânico putrescível, “outros” e contaminado.

Para identificação da origem do resíduo, foram confeccionadas e fixadas etiquetas nos acondicionadores e nos respectivos sacos plásticos com o número do ambiente em três cores diferentes de papel para especificar o tipo de resíduo: amarelo – “outros”; rosa – orgânico putrescível e branco – contaminado. Assim, nos ambientes que só possuíam um acondicionador, foi acrescentado mais um para separar os resíduos orgânicos putrescíveis (restos de alimentos prontos, cascas e sobras de legumes, frutas, grãos, etc.) dos “outros” resíduos (embalagens plásticas, latas, etc.). Os espaços de geração de contaminados eram os vestiários.

As informações obtidas foram sistematizadas em quadros, gráficos e figuras, a partir do uso de software de planilha eletrônica e de computação gráfica, sendo agrupadas em três categorias de resíduos - orgânicos putrescíveis, contaminados e “outros”, e por área do RU - produção e consumo.

Devido à limitação de tempo não se observou aspectos de sazonalidade.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Embora no Campus UFAM/Manaus existissem dois RU, as refeições eram produzidas somente no RU/UFAM-Setor Sul, sendo sua quantidade variável. Segundo seus funcionários, os dias de maior afluência eram segunda, quarta e quinta-feira, dias em que foram realizados os estudos. Nos Quadros 1 e 2 estão descritas as quantidades diárias totais de refeições – desjejum, almoço e jantar, bem como quantidades totais e per capita de resíduos orgânicos, “outros” e contaminados, gerados por dia nas áreas de produção e consumo do RU-Setor Sul.

Quadro 1 - Geração per capita, por tipo e total de resíduos sólidos na área de produção RU/UFAM – Setor Sul, 2015.

Dia	Refeições (unid.)	Resíduos						
		Total (kg)			Per Capita (kg/refeição)			
		Orgân.	Outros	Contam.	Orgân.	Outros	Contam.	Total
Segunda-feira	2.552	83,25	47,85	1,150	0,033	0,019	0,000451	0,052
Quarta-feira	2.698	113,20	61,00	1,250	0,042	0,023	0,000463	0,065
Quinta-feira	2.462	87,40	49,95	0,800	0,035	0,020	0,000325	0,056
Média	2.571	94,62	52,93	1,06	0,037	0,021	0,000413	0,058

Fonte: Própria.

Quadro 2 – Geração per capita, por tipo e total de resíduos sólidos na área de consumo RU/UFAM – Setor Sul, 2015.

Dia	Refeições (unid.)	Resíduos				
		Total (kg)		Per Capita (kg/refeição)		
		Orgânico	Outros	Orgânico	Outros	Total
Segunda-feira	985	49,80	9,30	0,051	0,009	0,060
Quarta-feira	1.086	50,15	13,05	0,046	0,012	0,058
Quinta-feira	992	21,10	13,85	0,021	0,014	0,035
Média	1.021	40,35	12,07	0,039	0,012	0,051

Fonte: Própria.

Verifica-se que as quantidades de refeições e de resíduos gerados nas áreas de produção e consumo no RU/UFAM-Setor Sul tem influência do cardápio, sendo consumidas em média 1.021 refeições por dia. A quarta-feira foi o dia de maior produção de refeições, cerca de 2.700 (Quadro 2), quando foi servido peixe como prato principal e banana como sobremesa, cardápio de maior aceitação na região. Também foi o dia de maior geração de resíduo orgânico, cerca 163 kg (produção e consumo), provavelmente devido ao descarte de cascas e aparas de banana.

Verificou-se ainda que:

a) Em média, a geração per capita de resíduos da etapa de consumo foi de

0,051kg/refeição, sendo a segunda-feira o dia de maior geração per capita, com 0,060kg/refeição e,

b) A geração média de resíduos contaminados nos vestiários foi de 1,07 kg/dia.

No RU/UFAM-Setor Norte foram servidas em média 1.354 refeições, quantidade superior ao servido no RU/UFAM – Setor Sul. Esse RU também apresentou na área de consumo maior geração de resíduos, sendo a geração média total e per capita de resíduo orgânico putrescível mais que o dobro da geração do RU/UFAM – Setor Sul, conforme Quadros 3 e 4.

Quadro 3 - Geração per capita, por tipo e total de resíduos sólidos na área de produção RU/UFAM – Setor Norte, 2015.

Dia	Refeições (unid.)	Resíduos				
		Total (kg)		Per Capita (kg/refeição)		
		Orgânico	Outros	Orgânico	Outros	Total
Segunda-feira	1.333	83,05	7,50	0,062	0,006	0,068
Quarta-feira	1.404	56,90	9,35	0,041	0,007	0,047
Quinta-feira	1.324	67,05	6,90	0,051	0,005	0,056
Média	1.354	69,00	7,92	0,051	0,006	0,057

Fonte: Própria.

Quadro 4 - Geração per capita, por tipo e total de resíduos sólidos na área de consumo RU/UFAM – Setor Norte, 2015.

Dia	Refeições (unid.)	Resíduos				
		Total (kg)		Per Capita (kg/refeição)		
		Orgânico	Outros	Orgânico	Outros	Total
Segunda-feira	1.333	75,70	14,15	0,057	0,011	0,067
Quarta-feira	1.404	79,25	13,75	0,056	0,010	0,066
Quinta-feira	1.324	116,85	12,65	0,088	0,010	0,098
Média	1.354	90,60	13,52	0,067	0,010	0,077

Fonte: Própria.

A geração per capita média de resíduos sólidos das áreas de produção e consumo dos RU/UFAM, Setores Norte e Sul, foi de 0,12 kg/refeição.

No RU/UFAM – Setor Norte, diferentemente do RU/UFAM – Setor Sul, a maior produção de resíduos orgânicos da área de consumo ocorreu na quinta-feira, quando foi servido como prato principal do almoço, coxa e sobrecoxa de frango. Entretanto, nas atividades de lavagem de pratos e utensílios (área de produção), onde são descartadas as sobras das cubas (sobras limpas) e dos pratos (sobras sujas), observa-se que o dia de maior geração de resíduos orgânicos foi a segunda-feira, diferente do observado no RU/UFAM – Setor Sul.

Considerando-se os RU/UFAM, Setores Norte e Sul, a geração total de resíduos sólidos foi de 382,07 kg/dia, sendo 77,10% (294,57 kg) resíduos orgânicos putrescíveis, 22,62% (86,44 kg) “outros” resíduos e 0,28% (1,06 kg) resíduos contaminados (Quadro 5).

Verificou-se ainda que:

- a) Apesar do RU/UFAM–Setor Sul ter gerado 11% a mais em peso de resíduos sólidos, o RU/UFAM – Setor Norte produziu 18% a mais de resíduos orgânicos. Tal situação pode ser resultado da maior quantidade de refeições consumidas e do volume de sobras limpas e sujas descartadas diariamente no RU/UFAM – Setor Norte;
- b) Nos RU/UFAM, Setores Norte e Sul, 88% e 67%, respectivamente, dos resíduos sólidos são orgânicos putrescíveis.

Quadro 5 – Geração de resíduos total nos RU/UFAM- Setores Norte e Sul, 2015.

Tipo de Resíduo	Orgânico (kg/dia)			Outros (kg/dia)			Contaminado (kg/dia)	
	Área	Norte	Sul	Subtotal	Norte	Sul	Subtotal	Norte
Produção	69,00	94,62	163,62	7,92	52,93	60,85	-	1,06
Consumo	90,60	40,35	130,95	13,52	12,07	25,59	-	-
Subtotais	159,60	134,97	294,57	21,44	65,00	86,44	-	1,06
TOTAL	382,07							

Fonte: Própria.

Observou-se ainda que na área de consumo do RU/UFAM – Setor Norte a geração per capita de resíduo orgânico foi 72% maior que no RU/UFAM – Setor Sul, demonstrando um maior desperdício pelos usuários desse RU (Quadro 6). Entre as possíveis causas desse desperdício está a percepção dos comensais de que as refeições do RU/UFAM – Setor Norte são menos saborosas que a do

RU/UFAM - Setor Sul, conforme entrevistas realizadas. Entretanto, essas refeições eram preparadas no mesmo lugar e da mesma maneira. Portanto, outras externalidades podem ter contribuído para tal situação e que não foram identificadas, uma vez que não foram estudados aspectos de preparação e conservação de alimentos, bem como de sazonalidade.

Quadro 6 – Geração per capita dos resíduos orgânicos putrescíveis na área de consumo RU/UFAM – Setores Norte e Sul, 2015.

Cardápio Almoço / Jantar	Orgânico (kg/refeição)	
	Setor Norte	Setor Sul
Frango em cubos ao alecrim (sem ossos) / bife e linguiça	0,057	0,021
Peixe frito (banana como sobremesa) / espetinho de frango ao vinagrete	0,056	0,046
Frango ao molho agri-doce (coxa e sobrecoxa) / isca de carne	0,088	0,051
Média	0,067	0,039

Fonte: Própria.

Entre os materiais presentes nos “outros” resíduos, as maiores quantidades são de papelão, plásticos PEBD, PS, PET, PVC e

PEAD, provavelmente devido ao descarte de embalagens dos insumos acondicionados em pequenos volumes (Figura 2).

Figura 2 – Insumos e “outros” resíduos nos Ru/Ufam, 2015.

Fonte: Própria

4. CONCLUSÕES

A geração per capita média de resíduos sólidos nas etapas de produção e consumo dos RU/UFAM, Setores Norte e Sul do Campus UFAM/Manaus, foi cerca de 50% dos valores encontrados por Albertoni (2013) e Carneiro (2010). Apesar disso, considerando-se que, em média, diariamente foram gerados 382,07kg de resíduos sólidos, em uma semana seriam gerados 1,91 toneladas e, em um ano, 97 toneladas de resíduos, demonstrando a grande geração de resíduos por esses RU.

Desses, 77% (74 toneladas/ano) eram resíduos orgânicos putrescíveis, justificando a adoção de medidas que resultem em redução da geração, tais como: implantação de programa de preparação de receitas a partir do uso de partes de hortifruti normalmente desprezadas; medidas para reuso/reciclagem desses resíduos, como a implantação de processo de compostagem para produção de adubo, o que serviria inclusive de campo de estudo para alunos dos cursos de Agronomia, Engenharia Florestal, Biologia, Química, etc. Dessa forma, além de contribuir para a recuperação de áreas degradadas e a arborização/reflorestamento do próprio Campus/UFAM - Manaus, reduzindo os custos com transporte e disposição final desses resíduos. Além desses outros estudos poderão ser desenvolvidos tendo como

objetivo o melhor aproveitamento desses resíduos.

Entre os “outros” resíduos predominaram as embalagens de papel, papelão e plásticos, confirmando-se o já descrito por diversos autores, que medidas simples como a compra de insumos em grandes embalagens, a eliminação de descartáveis e do uso de sacos plásticos para talheres, pode reduzir de forma significativa a geração desses resíduos.

Conclui-se ainda enfatizando a importância do envolvimento de setores, projetos, programas e ações da UFAM na realização dos estudos de caracterização e oficinas de mobilização e trabalho, para que os objetivos desse TCC fossem alcançados, demonstrando a necessidade do desenvolvimento de ações de forma integrada e participativa para o adequado gerenciamento de resíduos sólidos de restaurantes universitários.

AGRADECIMENTOS

À Pró-Reitoria de Gestão de Pessoas, à Comissão para tratar do Gerenciamento de Resíduos Sólidos, ao Programa Coroador, ao Projeto Gestão Ambiental Participativa e à ACE “Lixo ou Resíduo?” da UFAM, bem como a empresa VL Refeições cujo apoio foi decisivo para a realização dos estudos.

REFERÊNCIAS

- [1] Albertoni, T. A. Caracterização física dos resíduos sólidos gerados em restaurante universitário. 2013. 77 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina. Londrina, 2013.
- [2] Brasil. Lei Nº 11.445, de 05 de Janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o

saneamento. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 08 Jan. 2007.

- [3] Carneiro, Cláudia M. Leite. Diagnóstico dos resíduos sólidos produzidos no restaurante universitário da Ufrn. In: Encontro Nacional De Engenharia De Produção, 10, São Carlos, SP, 2010. Anais... Enegep, 2010.

[4] Ibge. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB, 2007. Online. Disponível em: <<http://goo.gl/CBt1jj>>. Acesso em: 18 jan. 2015.

[5] Kinasz, T. R.; Werle, H. J. S. Produção e composição física de resíduos sólidos em alguns serviços de alimentação e nutrição, nos municípios de Cuiabá e Várzea Grande, Mato Grosso: questões ambientais. Rev. Higiene Alimentar, São Paulo, SP, v. 20, n. 144, p. 64-71, 2006.

[6] Manaus. Decreto Nº 1.349, de 9 de novembro de 2011. Aprova o Plano Diretor Municipal de Resíduos Sólidos de Manaus. Diário

Oficial do Município de Manaus. Manaus, AM, 10 nov. 2011.

[7] _____. Decreto Nº 1.503, de 27 de março de 2012. Cria a área de proteção ambiental Ufam, Inpa, Ulbra, Elisa Miranda, Lagoa do Japiim e Acariquara e dá outras providências. Diário Oficial do Município de Manaus. Manaus, AM, 27 mar. 2012.

[8] Universidade Federal do Amazonas. Resolução Nº 002/2012. Política Ambiental da UFAM. Manaus, AM, 2012.

Capítulo 19

AValiação DOS PARâMETROS FÍSICO – QUÍMICOS DO SEDIMENTO DO RIO PINDARÉ, NOS MUNICÍPIOS DE PINDARÉ- MIRIM, TUFILÂNDIA E ALTO ALEGRE (MA)

Maria Raimunda Chagas Silva

Leonilde Vatanabe da Silva

Larissa Nascimento Barreto

Wellyson da Cunha Araújo Firmo

Darlan Ferreira da Silva

Eduardo Henrique Costa Rodrigues

Resumo - O presente estudo objetivou obter informações básicas para avaliar os parâmetros físicos e químicas do sedimento da região do médio curso do rio Pindaré sob jurisdição dos municípios de Pindaré-Mirim, Tufilândia, e Alto Alegre/MA. Os Métodos das amostragens de sedimento foram realizados compreendendo 12 meses em períodos sazonais de 2010 a 2011, em três pontos distribuídos ao longo do rio Pindaré. Foram realizadas coletas de sedimento para determinação da granulometria, carbono, matéria orgânica e inorgânica, no período seco e chuvoso. As amostras de sedimento indicaram a predominância muito grande da fração areia e silte no material sedimentar, com baixos teores de matéria orgânica, podendo ser classificadas como de natureza mineral. Concluiu-se que os resultados mostraram que o rio Pindaré possui uma boa qualidade ambiental, porém apresenta desmatamento em suas margens comprometendo assim a sustentabilidade da bacia. As características físicas e químicas foram de extrema importância na dinâmica do ecossistema aquático sendo que os valores encontrados são considerados adequados para manutenção da vida aquática.

Palavras-chave: Granulometria. Matéria Orgânica. Carbono Orgânico.

1. INTRODUÇÃO

O planejamento ambiental, sobre o qual as ações de uso adequado dos recursos naturais precisam ser expressas sobre uma dimensão geográfica, apresenta a bacia hidrográfica como a grande unidade para a concepção do planejamento e a execução de projetos na área de meio ambiente (Atlas do Maranhão, 2002).

O Estado do Maranhão possui um grande potencial hídrico, formado principalmente por bacias hidrográficas, bacias lacustres e águas subterrâneas, ocupando uma área territorial de 325.650 km² (MARANHÃO, 2006). Genuinamente, o Maranhão possui nove bacias hidrográficas (Atlas do Maranhão, *op. cit.*). Os rios maranhenses são caracterizados por sua grande extensão e volume de água. A bacia do Pindaré é a terceira em termos de área e possui um dos maiores potenciais hídricos a ser utilizado para o abastecimento da capital do Estado.

O município de Pindaré - Mirim possui área de 245 km² e sua população é de 31.145 habitantes. Teve o seu topônimo alterado para Pindaré-Mirim, pelo decreto-lei Estadual nº 820, de 30 de dezembro de 1943, desmembrado de Vitória do Mearim. Localiza-se na mesorregião oeste maranhense e possui coordenada de 03° 36' 30" latitude e 45° 20' 36" longitude (IBGE, 2010). A bacia do rio Pindaré está localizada na porção Noroeste do Estado do Maranhão, ocupando uma área de 40.400 km², correspondendo 12% do Estado (Sematur, 1991). O rio Pindaré principal afluente do rio Mearim nasce nas elevações que formam o divisor de águas entre as bacias hidrográficas dos rios Mearim e Tocantins, nas proximidades da cidade de Amarante, em cotas da ordem de 300m, tem como principais afluentes os rios Buriticupu, Negro, Paragominas, Zutua, Timbira, Água Preta e Santa Rita. A principal atividade econômica da região é a agropecuária. O solo é caracterizado como latossolo Amarelo e Podzólico Vermelho Amarelo. A cobertura vegetal é classificada como Floresta Ombrófila Densa (ATLAS DO MARANHÃO, 2002). A vegetação ciliar marginal apresenta baixos índices de conservação, predominantemente nas cidades que se desenvolveram as margens do rio sendo a ocupação antrópica a principal causa da erosão das margens e assoreamento do rio.

Deve-se ressaltar, que o uso não sustentável dos recursos naturais na bacia de drenagem,

particularmente dos solos, transforma zonas agrícolas e urbanas em áreas produtoras de sedimentos e poluentes, os quais são transferidos ao longo dos anos para os corpos d'água, resultando em prejuízos do ponto de vista social, econômico e ecológico. Os sedimentos revelam a integração de todos os processos biológicos, físicos e químicos que ocorrem em um ecossistema aquático (Pane & Brondi, 2008).

Nesse aspecto, a integração de dados químicos da água e da qualidade dos sedimentos, foi utilizada como forma de avaliar a qualidade ambiental da Bacia do rio Pindaré, especificamente para os municípios de Pindaré-Mirim, Tufilândia e Alto Alegre, gerando informações úteis ao delineamento de propostas de conservação e gerenciamento para a região e para subsidiar o Projeto Pindaré ('Bacia do Pindaré: Ferramentas para conservação e manejo integrado dos recursos naturais, Maranhão, Brasil', apoiado pelo programa Capes-Wageningen.) na busca de soluções para os problemas evidenciados e para um melhor aproveitamento das potencialidades locais.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 CARACTERIZAÇÕES FÍSICAS E QUÍMICAS DO SEDIMENTO

As amostragens de sedimento foram realizadas em um período de 12 meses em períodos sazonais distintos: período seco (agosto/2010 e novembro/2011) e chuvoso (maio /2010 e maio 2011), em três pontos distribuídos ao longo do rio Pindaré, sob jurisdição dos municípios de Pindaré-Mirim, Alto Alegre e Tufilândia, sendo que neste último foi coletado quatro pontos, por se tratar da localidade mais problemática contendo altos índices de assoreamento e desmatamento.

As amostragens de sedimento foram realizadas em pontos representativos ao longo das margens do rio Pindaré. As coletas foram realizadas em áreas de remanso, onde ocorre maior acúmulo de material fino, com o auxílio do tubo de PVC de 50 cm de comprimento e 5 cm de diâmetro. O material retirado foi homogeneizado em balde de plástico e acondicionado em sacos plásticos etiquetados e mantidos em caixas de isopor com gelo, e transportados ao laboratório de Geoquímica Ambiental da UFMA para fins de caracterização física e química. Em

laboratório foi determinada a granulometria das amostras por meio de processamento mecânico em conjunto de peneiras, em combinação com a técnica de pipetagem (lei de Stocks) e classificação textural do material tendo como referência a escala granulométrica de Wentworth (1922). Os dados gerados foram processados estatisticamente em software Sysgran.

As análises de carbono orgânico foram efetuadas através do método de Walkley – Black modificado (Gaudette *et al.*, 1974). A determinação do teor de matéria orgânica e inorgânica nos sedimentos foi realizada através do procedimento padrão de incineração (APHA, 2005, Silva 2002).

3. ÁREA DE ESTUDO

O município de Tufilândia localiza-se na parte Oeste o Estado do Maranhão e participa da Amazônia Legal, sendo formado somente pelo distrito-sede que possui coordenadas “45° 33’14”40” de longitude oeste e “3° 43’44,40” latitude sul. Foi criado pela lei 6180 de 10/01/1997, sendo sua área proveniente do município de Pindaré-Mirim (IBGE, 2010). O município de Alto Alegre do Pindaré limita-se ao Norte com o município de Bom Jardim; a Leste com os municípios de Pindaré-Mirim e Santa Luzia; a Oeste com os municípios de Buriticupu e Bom Jardim e ao Sul com o município de Santa Luzia (IBGE, 2010). Na Figura 1: está apresentada a localização da bacia do rio Pindaré, nos municípios.

Figura 1: Localização da bacia do rio Pindaré, nos municípios de Pindaré-Mirim, Tufilândia e Alto Alegre/MA.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERÍSTICAS DOS SEDIMENTOS

A partir dos gráficos de distribuição granulométricas dos sedimentos nos pontos amostrados, foi possível verificar nitidamente as porcentagens de argila, silte, areia e pedregulho, como mostra a figura 2. Os resultados mostraram uma variação granulométrica na composição do sedimento, onde foi observada uma maior participação da fração areia para todos os pontos. Em Alto Alegre as porcentagens para a argila tiveram uma variação entre 0,01% (P3 maio/10) e 18,56% (P3 nov/10), para o silte foi entre 0,36% (P3 ago/11) e 34,59% (P1 maio/10).

Quanto à areia, as porcentagens ficaram entre 65,32% (P1 maio/10) e 88,96% (P1 ago/11). Já o pedregulho ficou entre 0,00% (P1, P2 ago/11) e 0,24% (P3 nov/10).

A granulometria apresentou uma porcentagem muito grande da fração areia e silte para os sedimentos que compõem os substratos da bacia do rio Pindaré para os municípios em questão, provavelmente em função da proximidade do trecho fluvial com as áreas desmatadas, tornando os solos mais vulneráveis à erosão. Os resultados mostraram que as maiores porcentagens de areia e argila foram obtidas no período seco, já o silte se apresentou mais elevado no

período chuvoso, para todos os municípios. Variações semelhantes foram observadas por

Silva (2002) em trabalho realizado na bacia hidrográfica do rio Moji-Guaçu.

Figura 2. Distribuição das classes texturais em amostras de sedimento nos períodos seco e chuvoso de três municípios (Pindaré- Mirim, Tufilândia, e Alto Alegre/MA) em 2010 e 2011.

Para o município de Tufilândia os valores das porcentagens de argila apresentaram uma variação entre 0,01% (P2, P3 e P4 maio/10) e 5,656% (P2 nov/10). As porcentagens obtidas para o silte ficaram entre 0,14% (P3 mai /11) e 29,84% (P4 maio/10). Para a fração areia a variação ficou entre 61,05% (P1 ago/11) e 97,88% (P2 nov/10), já para o pedregulho as porcentagens ficaram entre 0,00% (P1, P2 e P4 nov/10 e P3 ago/11) e 1,78% (P2 ago/11).

Quanto ao município de Pindaré – Mirim os valores das porcentagens de argila apresentaram uma variação entre 0,01% (P3 maio/10) e 1,55% (P1 nov/11). A fração silte ficou entre 7,00% (P1 nov/10) e 33,35% (P2 nov/10). Em relação a areia a variação ficou entre 63,4% (P2 nov/10) e 91,45% (P1 nov/10), já pedregulho ficou entre 0,00% (P1, P2 e P4 nov/10 e P3 ago/11).

Em Tufilândia as porcentagens para o período seco ficaram com média entre 3,62% (P4) e 15,61% (P1) e no período chuvoso foram entre 4,25% (P4) e 5,58% (P1). Já para Alto Alegre as porcentagens médias ficaram entre 1,89% (P1) e 5,11% (P2).

Em relação à variabilidade das porcentagens de matéria inorgânica para o município de Pindaré-Mirim foram registradas médias entre 95,21% (P3) e 98,55% (P2) no período seco e entre 95,65% (P3) e 98,17% (P2) no chuvoso. Para Tufilândia as porcentagens médias ficaram entre 84,39% (P1) e 96,38% (P4) no período seco, e no chuvoso entre 94,41% (P1) e 96,24% (P4). Já em Alto Alegre foram obtidos no período seco porcentagens entre 94,88% (P2) e 98,105% (P1), e 94,905% (P2) e 98,415% (P1) pra o período chuvoso, como mostra a Tabela 1.

Tabela 1. Concentrações de matéria orgânica (MO), matéria inorgânica (MI) e carbono orgânico (CO) em amostras de sedimento no período seco (S) e chuvoso (C) de três municípios (Pindaré-Mirim, Tufilândia, e Alto Alegre/MA) em períodos sazonais de 2010 e 2011.

Município	Pontos/ período	Mo (%)	Mi (%)	Co (%)
Pindaré	P1 (C)	3,5	96,5	6,21
	P1 (S)	3,01	96,99	6,77
	P2 (C)	1,83	98,17	6,55
	P2 (S)	1,45	98,55	6,51
	P3(C)	4,35	95,65	5,695
	P3 (S)	4,79	95,21	6,465
Tufilândia	P1 (C)	5,59	94,41	5,32
	P1 (S)	15,61	84,39	6,325
	P2 (C)	4,67	95,33	5,455
	P2 (S)	13,48	86,52	6,345
	P3(C)	3,23	96,77	5,99
	P3 (S)	5,25	94,75	6,47
	P4 (C)	3,76	96,24	5,15
	P4 (S)	3,62	96,38	7,435
Alto Alegre	P1 (C)	1,59	98,41	4,825
	P1 (S)	1,90	98,10	6,59
	P2 (C)	5,10	94,90	5,62
	P2 (S)	5,12	94,88	6,48
	P3(C)	3,37	96,63	5,97
	P3 (S)	2,81	97,19	6,65

Com relação à análise dos sedimentos, os baixos teores de matéria orgânica encontrados estão provavelmente relacionados à rápida reciclagem de detritos orgânicos no ecossistema, devido à área ser pobre de material orgânico e devido à boa oxigenação da coluna d'água, não permitindo assim o seu acúmulo no sedimento. Somente o município de Tufilândia apresentou as maiores concentrações de matéria orgânica. Silva (2002), em estudos realizados segundo Castro, et.al. 2015, na bacia do rio Mearim – MA, no período de novembro de 2014, apresentou dados de porcentagem de matéria orgânica que variaram entre 1,7 % e 3,7 % e inorgânica entre 95,9 % e 97,8 %, esses valores são comparados com alguns dos pontos amostrados neste estudo.

O carbono orgânico é importante desde a produção primária, as cadeias alimentares e a sucessão biológica. Esta variável apresentou porcentagens médias entre 6,46% (P3) e 6,77% (P1) no período seco e no chuvoso entre 6,21% (P1) e 6,55% (P2) em análises realizadas em Pindaré-Mirim. Em Tufilândia as porcentagens ficaram entre 6,32% (P1) e 7,43% (P4) no período seco e no período chuvoso entre 5,15% (P4) e 5,99% (P3). Já para Alto Alegre as porcentagens médias

para o período seco ficaram entre 6,48% (P2) e 6,65% (P3) e no período chuvoso obteve médias entre 4,82% (P1) e 5,97% (P3).

5.CONCLUSÕES

As características físicas e químicas são importantes na dinâmica do ecossistema aquático e os valores observados nos pontos de coletas do rio Pindaré, nos municípios: Pindaré- Mirim, Tufilândia, e Alto Alegre/MA, são considerados adequados para manutenção da vida aquática.

Essa condição, associada ao predomínio de matéria inorgânica e à acidez do sedimento de fundo, favorece a liberação de minerais para a coluna d'água. Constata-se o risco de contaminação ambiental.

Em relação à análise granulométrica, pode-se perceber que há um predomínio maior de areia e silte, em todos os pontos de amostragens. Isso se deve ao fato da proximidade das mesmas com as áreas desmatadas e pela falta de vegetação, que leva área a ficar desprotegida, onde a erosão ocorre.

AGRADECIMENTO(S)

A CAPES e a FAPEMA, UFMA, CEUMA, pelo apoio financeiro para o desenvolvimento desta pesquisa.

REFERÊNCIAS

- [1] Apha Standard Methods for the examination of water and wastewaters. 25. ed. New York, McGraw-HILL, 2005. 720p.
- [2] Atlas DO Maranhão. “Gerência de Planejamento e Desenvolvimento econômico, Laboratório de Geoprocessamento - Uema”. São Luís: Geplan 2002.42p.
- [3] Bacias do Nordeste, 2000; Relatório estatístico hidroviário 1998, 1999 e 2000. Disponível em: http://www.transportes.gov.br/modal/hidroviario/ES-TATISTICA/Baciapinda_re.htm. Acesso em: 20/05/2014.
- [4] Castro de M.T; Silva.M. R.C. Avaliação dos Parâmetros Físicos - Químicos e Bacteriológicos da água do médio curso do Rio Mearim No Município de Bacabal – MA. Relatório Técnico, Iniciação científica. FAPEMA. p.1-23, 2015
- [5] Gaudette, H.E.; Flight, W.R.; Toner, L.; Oolger, D.W.; 1974 - Embrapa, An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments. Journal of Sedimentary Petrology, v. 44, p.249 – 253.
- [6] Golterman, H. L., Clymo, R.S. & Ohsntad, M.A.M., 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters.2 ed. IBP Handbook, 8.BlackwellSci. Publ, Oxford.
- [7] IBGE Histórico de cidades, Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow>: Acessado em 23/06/2014.
- [8] Pane, J. S.; BRONDI, S. H. G. Análise química de sedimentos de represas da Embrapa Pecuária Sudeste. In: Congresso de Iniciação Científica, 16.,2008, São Carlos. Anais de Eventos da UFSCar, v.4, 2008, p.1010. Disponível em: <<http://ict2008.nit.ufscar.br/cic/uploads/C28/C28-062.pdf>>. Acesso em: 10 jun. 2014.
- [9] Sematur. 1991. Diagnóstico dos Principais Problemas Ambientais do Estado do Maranhão. Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Turismo, São Luís, p.19.
- [10] Silva, C. M. R. Estudo de Sedimento da Bacia Hidrográfica do Mogi- Guaçu, com ênfase na Determinação de Metais Pesados. 2002. 98f. Dissertação (Mestrado) Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

Capítulo 20

CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS GERADOS EM UMA INSTITUIÇÃO DE ENSINO SUPERIOR DE SETE LAGOAS - MG

Fernando Augusto Moreira

Gabriela Rodrigues Loura

Isadora Ferreira dos Santos

Matheus Miranda da Silva

Max Paulo Rocha Pereira

Resumo: A caracterização de resíduos sólidos é de grande importância para a gestão dos mesmos, pois é norteadora para importantes tomadas de decisão. Uma Instituição de Ensino Superior (IES) deve oferecer infraestrutura tal que possibilite o indivíduo que a frequenta realizar suas atividades rotineiras, assim como em um aglomerado urbano. Tal cenário possibilita a geração de resíduos sólidos, efluentes e consumo de recursos naturais. O Centro Universitário de Sete Lagoas – UNIFEMM possui um fluxo diário de 4.989 pessoas, que geram cerca de 216 kg de resíduos sólidos diariamente. A instituição não possui um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS), o que justifica estudos para melhor conhecer as características dos resíduos ali gerados e propor a destinação ou tratamento adequado a estes. Assim, foram realizadas análises de composição gravimétrica, geração per capita, densidade aparente, teor de umidade e pH. Através do estudo, verificou-se que 39% de todo o resíduo gerado é orgânico e que 54% são materiais secos passíveis de reciclagem. Os valores de geração per capita, pH e teor de umidade foram respectivamente 0,258kg/pessoa.dia, 7,2 e 60,45%. Além de subsidiar importantes tomadas de decisão quanto ao seu gerenciamento os dados obtidos permitem realizar uma comparação com as características dos resíduos sólidos de municípios.

Palavras-chave: Resíduos Sólidos. Análise Gravimétrica. Gestão de Resíduos Sólidos.

1. INTRODUÇÃO

A geração acelerada de resíduos sólidos e sua disposição ambientalmente segura são grandes desafios encarados pela sociedade moderna. (JACOBI E BESEN, 2011). O crescimento populacional acelerado associado à evolução tecnológica, que permite a inserção de novos hábitos e costumes na sociedade, geram novas fontes de poluição, com resíduos mais complexos que dificultam o seu adequado gerenciamento. (TABALIPA E FIORI, 2006)

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) são aqueles gerados pelas diversas atividades desenvolvidas em áreas de aglomeração humana, contemplando assim, resíduos de várias origens, como residencial, comercial, de estabelecimentos de saúde, industrial, de limpeza pública, construção civil e por fim, agrícola. (CASTILHOS JUNIOR et al., 2003)

A correta destinação final dos resíduos sólidos urbanos está diretamente ligada à preservação dos recursos naturais e ao bem-estar da população, pois evitam a contaminação do ambiente e a proliferação de vetores causadores de doenças. (RUTKOWSKI, 2008)

De acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (2010), a composição média dos resíduos sólidos no Brasil, considerando os resíduos coletados em 2008, é de aproximadamente de 2,9% de metais, 2,3% de aço, 0,6% de alumínio, 13,1% de papel, papelão e tetrapak, 13,5% plástico total, 2,4% vidro, 16,7% outros e por fim 51,4% de matéria orgânica.

A gestão ambiental vem ganhando espaço no cenário atual e está ultrapassando os limites do meio empresarial, fazendo-se desenvolver uma consciência ambiental em diferentes setores da sociedade envolvendo também o setor da educação (TAUCHEN E BRANDLI, 2006). Ainda segundo este autor, as instituições de ensino superior – IES, podem ser comparadas com pequenos núcleos urbanos, pois devem oferecer infraestrutura possibilitando a prática de diversas atividades rotineiras dos indivíduos, que por consequência, resultam no consumo de água e energia, geração de resíduos sólidos e utilização dos recursos naturais.

Dentre as principais características dos resíduos sólidos, a determinação da composição gravimétrica possui significativa relevância, pois é um embasamento para a

elaboração de um satisfatório plano de gerenciamento de resíduos, principalmente quanto ao potencial de aproveitamento dos resíduos (BARROS, R.M., 2012). De acordo com Philippi Junior (2005), a composição dos resíduos sólidos urbanos pode variar de acordo com a época do ano, com a cultura, com o poder aquisitivo da população, entre outros fatores. Este parâmetro pode ser entendido como a determinação em percentual (em massa), da quantidade de cada tipo de material que compõe a amostra de resíduos. Assim é possível quantificar a presença de componentes como papel, metal, plástico, matéria orgânica entre outros.

O presente artigo técnico teve como objetivo realizar a caracterização gravimétrica de resíduos sólidos gerados em uma instituição de ensino superior, bem como a determinação de suas características físico-químicas tais como geração per capita, densidade aparente, potencial hidrogeniônico (pH) e umidade, a fim de subsidiar tomadas de decisão quanto ao seu gerenciamento.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A caracterização de resíduos sólidos foi realizada a cada mês, no período de abril a outubro de 2016. A escolha do local mais adequado para a execução da composição gravimétrica, levou em consideração fatores como distância dos locais de maior circulação de pessoas, proximidade com o local de armazenamento de resíduos sólidos e pelo fato de ser uma área cercada, minimizando as chances de o resíduo ser carregado pelo vento, contaminando o solo.

A metodologia utilizada para a amostragem foi a técnica do quarteamento, que de acordo com a NBR 10007:2004 – Amostragem de Resíduos Sólidos – que pode ser definida como um processo de divisão em quatro partes de uma amostra homogeneizada, sendo tomadas duas partes diametralmente opostas que serão novamente homogeneizadas. Esse processo é repetido até que se atinja o volume desejado de resíduo.

Assim, após a coleta do resíduo gerado no intervalo de um dia, os sacos de acondicionamento foram rompidos e todo o material foi homogeneizado e dividido em quatro partes. Foram retirados 400 litros de resíduos de partes diametralmente opostas e o restante do material foi novamente

ensacado e descartado. O resíduo restante, foi revolvido novamente, dividido em quatro partes e de lados opostos foram separados 200 litros, o procedimento foi repetido mais uma vez resultando ao fim do processo uma amostra representativa de 100 litros de resíduo. Após a obtenção da amostra representativa, a mesma foi segregada de acordo com os seguintes componentes: rejeito, plástico, papel, papelão, vidro, alumínio, matéria orgânica e outros (madeira, borracha, tecidos, etc.), que foram pesados em balança modelo Marte LC200-PP.

Para a determinação da geração per capita, foi pesado todo o resíduo sólido gerado na instituição no período de um dia, sendo o valor encontrado dividido pelo número de pessoas que frequentam diariamente a instituição, incluindo estudantes e funcionários.

A determinação da densidade foi realizada conforme proposto Vilhena (2010), na qual a amostra representativa, ainda não compactada, que foi obtida após a realização da técnica do quarteamento, acondicionada em um recipiente de volume conhecido e em seguida realizada sua pesagem. Após este procedimento, a massa obtida foi dividida pela capacidade do recipiente.

A umidade foi determinada conforme proposto por Vilhena (2010), na qual a amostra representativa dos resíduos sólidos teve sua granulometria reduzida de 3 a 5 cm, separadas em três porções de aproximadamente 50 gramas e colocados em estufa à 100°C. Após 24 horas, as amostras foram retiradas, e resfriadas em dessecador até a temperatura ambiente, sendo posteriormente pesadas. O teor de umidade foi calculado aplicando os resultados na seguinte equação:

$$\text{Teor de umidade (\%)} = \frac{\text{massa final} \times 100\%}{\text{massa inicial}}$$

A determinação do potencial hidrogeniônico foi realizada conforme propôs Lange et al., (2002), sendo separadas três amostras de aproximadamente 50 gramas que tiveram granulometria reduzida a cerca de 3-5 cm e posteriormente imersas em água deionizada. Em seguida, foram submetidas à rotação 45 rpm, por 8 minutos, no equipamento Jar Test Modelo Q305M3. Ao término deste procedimento foi feita a medição de pH através do pHmetro modelo pH Meter Model- PHS 3B.

3.RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resíduos sólidos gerados na instituição objeto deste estudo, são encaminhados em sua maioria para o aterro sanitário de seu município. Observando o gráfico 01, pode-se concluir que o resíduo gerado no campus é composto de 63% de resíduos passíveis de

reaproveitamento, tais como plástico (10%), papel (7%), papelão (5%), metal (2%) e matéria orgânica (39%). O rejeito representou 33% da composição. Os materiais recicláveis como latas de alumínio e papelão são previamente separados pelos funcionários coletores de resíduos e destinados a um catador local. É importante salientar que, tais resíduos não foram incluídos na amostragem realizada neste estudo.

A grande quantidade de resíduos orgânicos se dá em face do número de cantinas existentes (três) em todo o campus e principalmente pelo desperdício que pôde ser observado claramente ao desenvolver a análise de composição gravimétrica. Tal desperdício, também foi detectado para a fração de rejeito, pois por várias vezes foram encontrados itens de higiene, como papel toalha intactos.

Gráfico 1: Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos

Fonte: Dados da pesquisa.

Thode Filho et al.; (2014), em seu estudo sobre a composição gravimétrica dos resíduos sólidos do Instituto Federal do Rio de Janeiro – IFRJ, Campus Duque de Caxias, encontrou os seguintes valores para as frações que compõem os resíduos gerados: 36,04% de plástico, sendo este o material predominante na composição dos resíduos em estudo, 28,36% de material orgânico, 27,40% de papel, 5,43% de outros, sendo englobados nesta categoria resíduos de poda de árvore, resíduo de varrição, pisos e azulejos, metais que representaram 2,20% da composição total e em última posição, com 0,57% dos resíduos, aparece o vidro. Os resíduos metálicos encontrados, são compostos por latas de alumínio, assim como foi verificado no presente estudo. Verificou-se que os percentuais de outros, metais e vidro representam 8,20% da composição total. O plástico e o papel representam 64,40% da massa residual total. Neste sentido, o plástico, a matéria orgânica e o papel representam 91,08% da composição mássica total, valor superior quando comparado ao encontrado no presente trabalho, que foi de 56%. Tal diferença entre os valores encontrados para papel e plástico, pode ser elucidada pelo fato da pesquisa citada não ter considerado a fração de rejeito na realização da análise gravimétrica, o que pode influenciar nos valores encontrados.

Mesquita, Sartori e Fiuza (2011), em um estudo para a elaboração de uma proposta de um plano de gerenciamento de resíduos sólidos, encontraram os seguintes valores em seu estudo de composição gravimétrica realizada no campus da universidade FUMEC, em Belo Horizonte. Papel 23,8%, plástico 6%, matéria orgânica 25,6%, metal 3%, vidro sendo insignificante e rejeito 12,6%. Cardoso

et al. (2009), em seu estudo “Diagnóstico dos Resíduos Sólidos da Cidade Universitária Prof. José da Silveira Neto da Universidade Federal do Pará – UFPA”, verificou que 50,60% dos resíduos gerados são de caráter orgânico. Já Gomes (2009), observou que 43% dos resíduos gerados na Puc – Rio, são orgânicos. Tal comparação nos permite observar que os resíduos gerados em universidades são em sua maioria orgânicos.

A instituição na qual foi desenvolvida a pesquisa, possui um fluxo diário de 4.989 pessoas e uma geração média diária de 215,695 kg de resíduos. Para o cálculo da geração per capita, considerou-se uma taxa de permanência de 4h/d, obtendo o valor médio de 0,043kg/pessoa em um turno de 4h. Considerando uma permanência de 24 horas, verificamos que cada indivíduo pode gerar 0,258kg de resíduo. O valor obtido, se encontra cerca de 25% abaixo da geração per capita média estimada para o Brasil no ano de 2014. (ABRELPE e IBGE, 2014)

Mesquita, Sartori e Fiuza, (2011), em seu trabalho “Gerenciamento de resíduos sólidos: estudo de caso em campus universitário”, encontrou uma geração per capita de 0,0657 kg/pessoa/turno. Gomes (2009), em seu estudo “Diagnóstico dos Resíduos Sólidos da Puc-Rio”, encontrou o valor de 0,297 kg/pessoa considerando a permanência de 24 horas, logo a geração per capita por turno (04 horas) é de 0,049 kg/pessoa, valor próximo ao encontrado neste trabalho. Diante dos dados apresentados, pode-se verificar que independente do tamanho da população acadêmica, o padrão de consumo e por consequência de geração de resíduos sólidos é semelhante.

A densidade aparente média dos resíduos sólidos, foi de 55,3 kg/m³. Para determinar este parâmetro os resíduos não sofreram nenhum processo de compactação o que pode influenciar em seu valor, pois pode aumentar a massa específica seca do material. Fazendo uma comparação considerando os resíduos sólidos gerados em universidades, Gomes (2009), em seu estudo “Diagnóstico dos Resíduos Sólidos da Puc-Rio”, encontrou um valor de 360 kg/m³ para a densidade aparente. Já Cardoso et al. (2009), em sua pesquisa “Diagnóstico dos Resíduos Sólidos da Cidade Universitária Prof. José da Silveira Neto da Universidade Federal do Pará”, na determinação dos parâmetros físicos dos resíduos sólidos, encontrou o valor 47,96 kg/m³ para a densidade aparente, valor coerente ao encontrado neste trabalho.

O teor de umidade médio encontrado para os resíduos sólidos produzidos na instituição foi de 60,45%. Gomes (2009), em seu estudo sobre o “Diagnóstico dos Resíduos Sólidos da Puc-Rio” encontrou o valor de 50,22% para o teor de umidade seco de resíduos sólidos. De acordo com Barros, R.T.,(2012), o teor de umidade médio dos resíduos sólidos no Brasil, pode ultrapassar 30%, devido a grande presença de matéria orgânica. Já Monteiro et al., (2001) afirma que o teor de umidade pode variar entre 40% a 60%. As afirmações acima podem elucidar o alto valor encontrado no presente estudo, visto que o material

orgânico, que possui muita água em sua composição, representa 39% de todo o resíduo gerado.

O valor de pH médio encontrado nesta pesquisa, foi de 7,2, revelando um caráter neutro.

4.CONCLUSÕES

■ Os resíduos sólidos gerados na UNIFEMM, possuem significativa presença de resíduos sólidos orgânicos, o que viabiliza a implantação de uma usina de compostagem em seu território, contribuindo efetivamente para a redução da degradação ambiental e para o prolongamento da vida útil do aterro sanitário do município e principalmente como recurso didático para o desenvolvimento de aulas práticas, pesquisa e extensão.

■ Cerca de 63% dos resíduos sólidos gerados, são passíveis de reaproveitamento.

5.AGRADECIMENTO(S)

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG, pelo apoio financeiro.

À Coordenadoria de Pós-Graduação, Pesquisa e Extensão – COPPEX, pelo apoio à realização da pesquisa.

REFERÊNCIAS

- [1] Associação Brasileira de Empresas de Limpeza pública e Resíduos Especiais - Abrelpe. Panorama nacional dos resíduos sólidos no Brasil: 2014.São Paulo, 2014. 120p.
- [2] Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10004: Resíduos sólidos: Classificação. Rio de Janeiro. 2004.
- [3] Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10007: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro. 2004.
- [4] Barros, R. M. Tratado sobre resíduos sólidos: gestão, uso e sustentabilidade. Rio de Janeiro: Interciência. 2012.
- [5] Barros, R.T.de V. Elementos de gestão de resíduos sólidos. Belo Horizonte. Tessitura. 2012.
- [6] Cardoso et al.,Diagnóstico dos Resíduos Sólidos da Cidade Universitária Prof. José da Silveira Neto da Universidade Federal do Pará – Ufpa – Belém – Pará. In: Congresso Brasileiro DE Engenharia Sanitária e Ambiental. 25. Anais Recife, Pernambuco. 2009.
- [7] Cantanhade, A, L, G. et al. Processamento de resíduos sólidos orgânicos: guia do profissional em treinamento. nível 2. Belo Horizonte. Recesa. 2007. 68p.
- [8] Vilhena, A. Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado. CEMPRES - Compromisso Empresarial para a reciclagem. 3ª edição. São Paulo. 2010.
- [9] Diaz, S.M.F.; Vaz, L.M.S. Caracterização física dos resíduos sólidos urbanos: uma etapa preliminar no gerenciamento do lixo.In: CONGRESSO Interamericano De Ingeniería Sanitaria Y Ambiental, 28.,Cancún, México.Anais.... 2002.
- [10] Gomes, P.C.G.; Diagnóstico dos resíduos sólidos da Puc-Rio. 2009.Monografia (Especialização em Engenharia Urbana e Ambiental) – PUC RIO, . Rio de Janeiro, 2009.

- [11] Lange, L.C et al..Estudo comparativo de metodologias empregadas para a análise de resíduos sólidos. In: Congresso Interamericano De Engenharia Ambiental e Sanitária. 28.,. Cancún, México. Anais...2002.
- [12] Mesquita, E.G.; Sartori, H.J.F.; Fiuza, M.S.S. Gerenciamento de resíduos sólidos: Estudo de Caso em Campus Universitário. Construindo. v 3. n 1. Belo Horizonte. 2011. p37-45.
- [13] Monteiro, J. H. P. et al. Manual integrado de gerenciamento de resíduos sólidos. IBAM - Instituto Brasileiro de Administração Municipal. Rio de Janeiro. 2001. 204p
- [14] Philippi Junior, A. Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável. 2.ed. Barueri, SP:Manole, 2005. (Coleção Ambiental).
- [15] Rutwoski, E.W et al.Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (Org). Resíduos sólidos: processamento de resíduos sólidos urbanos: guia do profissional em treinamento: níveis 1 e 2. Salvador: ReCESA. 2008. 73p.
- [16] Tabalipa, N.L.; Fiori, A.P.Caracterização e classificação dos resíduos sólidos urbanos do município de Pato Branco, PR.Revista Brasileira de Ciências Ambientais.n 04. 2006.
- [17] Tauchen, J.; Brandli, L. L. A gestão ambiental em instituições de ensino superior: modelo para implantação em campus universitário.Gestão e Produção. n 03. v 13. p503-515. 2006.
- [18] Thode Filho, S et al. Um estudo sobre a composição gravimétrica dos resíduos sólidos do IFRJ -Campus Duque de Caxias, RJ. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental – Reget. Edição Especial. v 18. 2014. p30-35.

Capítulo 21

REAPROVEITAMENTO DE PILHAS DE ZN/MN E EMPREGO DO MATERIAL RECICLADO EM CATÁLISE

Jacqueline Amanda Figueiredo dos Santos

Ana Paula Sales de Souza

Diana Quintão Lima

Resumo: Com as grandes invenções do século XX, como o rádio, televisão e celular; surgiu a necessidade de pequenas fontes de energia que fossem portáteis. Com isso, as pilhas já existentes receberam melhoramentos para atender a demanda e hoje são amplamente utilizadas em câmeras digitais, celulares, controles remotos, brinquedos, relógios, rádios, entre outros. A grande produção com o passar dos anos e o descarte em lixo doméstico geram grande contaminação das águas de lençóis freáticos por deposição no solo de metais presentes na pilha. Com o objetivo de atenuar o impacto sobre o planeta, o óxido de manganês presente nas pilhas de Leclanché (Zn/Mn) exauridas foi reciclado e sua atividade catalítica foi testada visando à futura utilização como catalisador para pilhas a combustível de óxido sólido. Para a obtenção do MnO_2 reciclado, utilizaram-se os processos de lixiviação ácida com pré separação do zinco com sulfeto. O método possibilitou a obtenção do óxido esperado, sem a contaminação deste com o zinco. Constatou-se que o material obtido apresentou considerável atividade catalítica sendo, portanto, promissor para a utilização como catalisador em pilhas a combustível de óxido sólido.

Palavras-chave: Reciclagem; catalisador; óxido de manganês.

1. INTRODUÇÃO

Pilhas são dispositivos capazes de transformar energia química em elétrica por meio de um sistema reacional cujos elementos possuam capacidade de perder ou ganhar elétrons. Este tipo de reação química é denominado oxirredução. As pilhas são constituídas de anodo (local onde ocorre oxidação) e catodo (local onde ocorre a redução) e a diferença de potencial associada à reação gera energia suficiente para alimentar diversos aparelhos, como: rádios portáteis, controles remoto, câmeras digitais, brinquedos, relógios, dentre muitos outros.

O funcionamento básico de uma pilha Leclanché (Zn/Mn) consiste no aumento do NOx (número de oxidação) do Zn_(s) para Zn⁺², mantendo-se sólido na forma de um sal. Já o NOx do manganês diminui de Mn⁺⁴ para Mn⁺³. Esta dura menos tempo do que a pilha alcalina, pois ocorrem reações paralelas durante o período de seu armazenamento. Além disso, polariza-se facilmente, o que aumenta seu grau de descarga (BOCCHI, 2000).

As pilhas Leclanché, por possuírem baixo custo, são muito utilizadas no dia-a-dia e, devido à sua baixa durabilidade, são frequentemente descartadas. O consumo de pilhas *per capita* no Brasil é equivalente a 5 pilhas/ano, enquanto que nos países desenvolvidos, o consumo tem uma média *per capita* de 15 pilhas/ano (AFONSO, 2003).

Por consequência, o resíduo gerado disposto inapropriadamente é um fator preocupante, uma vez que acarreta grande contaminação das águas de lençóis freáticos e do solo devido à liberação de seus metais. Além disso, causa contaminação à fauna, flora e até prejuízo da saúde humana, visto que alguns desses metais são bioacumulativos.

Objetiva-se com este trabalho recuperar o óxido de manganês IV (MnO₂) proveniente de pilhas Leclanché Zn/Mn exauridas por meio de tratamentos químicos com o intuito de se atenuar o impacto ambiental por estas gerado.

Equação 1

Equação 2

Equação 3

2. METODOLOGIA

Como primeira etapa do processo, realizou-se a lixiviação ácida (BUZATU, 2014), que consiste na adição de 75,20 mL de H₂SO₄ 2,0 mol L⁻¹ e 4,80 mL de H₂O₂ 35% à pasta eletrolítica previamente lavada com água destilada. A reação ocorreu a 60°C por 3 horas. Em seguida, filtrou-se o sistema e tratou termicamente o sólido obtido (MnO₂ + grafite) em mufla a 275°C por 3 horas. Na segunda etapa do processo, adicionou-se 18,00 mL de tioacetamida em pH=3, filtrou o sistema e adicionou-se 4,20 mL de H₂O₂ 35% e 25,00 mL de NH₄OH 8,30 mol L⁻¹ à solução contendo apenas Mn²⁺ (VOGEL, 1981). O sólido obtido foi submetido à estufa a 200°C por 1 hora.

Realizaram-se testes catalíticos com os sólidos recuperados (com e sem o grafite), com MnO₂ comercial e com a pasta eletrolítica. Fez-se uma análise do “branco”, a qual não há adição de qualquer composto sólido. O método de análise se baseou na formação e liberação de gás O₂ (oxigênio) a partir da decomposição do H₂O₂. Para fins de caracterizações, realizaram-se testes de difratometria de raios-X no equipamento de marca Shimadzu; análise térmica (DSC)(Shimadzu DSC – 60) e absorção atômica por chama (Varian, Spectr AA – 55B).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para proceder com a lixiviação ácida, lavou-se a pasta eletrolítica (P.E.) com água destilada e filtrou-se o sistema a vácuo, com o objetivo de eliminar possíveis contaminantes que pudessem prejudicar a precipitação do MnO₂ puro. Realizou-se a lixiviação ácida sob aquecimento, uma vez que o aumento da temperatura favorece o aumento da cinética da reação. Parte do manganês presente na pasta eletrolítica foi precipitado como MnO₂ juntamente com grafite, uma vez que este último não reage com o ácido (equações 1 e 2). A mistura MnO₂ + grafite foi tratada em mufla com fluxo de ar constante, para que o grafite reagisse com o oxigênio do ar formando CO₂ (equação 3).

Fez-se a análise de difração de raios-X do MnO_2 obtido após lixiviação (figura 1) e comparou-o com o MnO_2 comercial (figura 2). Observou-se um pico adicional presente em 27 graus, o qual foi correlacionado com o

elemento carbono, ao consultar a ficha cristalográfica do grafite. Após o tratamento térmico, a eliminação do grafite foi concretizada pela diminuição da intensidade deste pico.

Figura 1: Difratometria de raios-X MnO_2 + grafite.

Figura 2: Difratometria de raios-X do MnO_2 comercial

Na segunda etapa do processo, após adicionar tioacetamida, formou-se precipitado esbranquiçado em forma coloidal, correspondente a ZnS (equação 4). Foram adicionados NH_4OH e H_2O_2 à solução isenta de Zn^{2+} , os quais reagiram com o Mn^{2+} formando $\text{MnO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ (equações 5 e 6), que ao ser tratado termicamente é obtido como MnO_2

(VOGEL, 1981). Fez-se a análise de raios-X para o sólido obtido da etapa (figura 3) e observou-se que o perfil obtido assemelha ao perfil do MnO_2 comercial (figura 2). Os picos, no entanto, não apresentam a mesma intensidade, o que pode ser explicado pelo fato do sólido não ser completamente puro.

Equação 4

Equação 5

Equação 6

Figura 3: Difratometria de raios-X do sólido recuperado na pré-separação do Zn com sulfeto

Quanto aos testes catalíticos (figura 4) observou-se que o branco não liberou quantidade mensurável de $O_{2(g)}$ durante os vinte minutos de análise, o que confirma a confiabilidade dos resultados. A pasta eletrolítica apresentou resultado muito baixo no que se refere ao desprendimento de $O_{2(g)}$ (25,00 mL), o que mostra que esta não possui manganês com NO_x apropriado para catálise. A mistura obtida de MnO_2 + grafite obteve melhor resultado que a PE, revelando o êxito obtido nas etapas do processo. O sólido recuperado sem grafite obteve resultado ainda melhor no que se refere a atividade

catalítica, mostrando que o grafite prejudica a eficiência do processo. Isso se deve ao fato de que, na realidade, quando se mede uma determinada quantidade do óxido contaminado com grafite, tem-se menos MnO_2 do que se fosse medida a mesma massa deste purificado. Logo, a atividade catalítica é menor. Analisou-se a amostra de MnO_2 comercial Vetec® e observou-se que o MnO_2 recuperado apresentou atividade catalítica superior a ele, o que confirma a eficácia do processo empregado para a recuperação do MnO_2 .

Figura 4: Resultados dos testes catalíticos com: Branco, P.E., MnO_2 + grafite, MnO_2 recuperado e MnO_2 Vetec®.

Obteve-se uma eficiência de 50,45 % de manganês recuperado em forma de MnO_2 pela primeira etapa do processo. O resultado foi considerado bom, visto que o óxido obtido vem de um produto que seria descartado na natureza sem qualquer reuso.

4. CONCLUSÕES

Avaliando-se a trajetória percorrida para recuperar o MnO_2 a partir da pasta eletrolítica de pilhas Leclanché esgotadas, verifica-se o êxito em sua obtenção por meio do método de lixiviação ácida seguido da pré separação do Zn com sulfeto. O óxido obtido apresenta boa atividade catalítica, superior a do MnO_2 comercial analisado, sendo, portanto, promissor no emprego de pilhas a combustível de óxido sólido.

REFERÊNCIAS

- [1] Afonso, J.C. *et al.* Processamento da pasta eletrolítica de pilhas usadas. Química Nova, Rio de Janeiro, v. 26, n. 4, p. 573-577, 2003.
- [2] Bocchi, N. *et al.* Pilhas e baterias: Funcionamento e impacto ambiental. Química Nova na Escola, n. 11, p 3-9, 2000.
- [3] Buzatu, M. *et al.* Recovery of zinc and manganese from spent batteries by reductive leaching in acidic media. Journal of Power Sources, v. 247, p. 612-617, 1, fev. 2014.
- [4] Vogel, Arthur. Química Analítica Qualitativa. São Paulo: Mestre Jou, 1981

Capítulo 22

AVALIAÇÃO DO SOLO DA CIDADE DE POUSO ALEGRE-MG PARA PRODUÇÃO DE TIJOLOS DE ADOBE

Caroline de Paiva Gonçalves

Marcelo Costa Flores

Resumo: A utilização do tijolo de cerâmica está consolidada na construção civil. Porém, o seu processo de fabricação pode causar graves danos ambientais. Desta forma, o resgate da técnica do adobe pode ser uma alternativa para minimizar o uso intensivo dos recursos naturais e contribuir para o desenvolvimento mais sustentável da construção civil. Neste estudo, o objetivo foi realizar testes de campo com o solo retirado de diferentes regiões da cidade de Pouso Alegre para avaliar a viabilidade de produção de tijolos de adobe. Os resultados mostraram que o solo tem potencial para produzir os tijolos e até mesmo para outros tipos de construção com terra, por exemplo, a taipa, desde que sejam adicionados estabilizantes. O solo do Bairro Colina Santa Bárbara pode ser utilizado prontamente, sem a necessidade de estabilizantes.

Palavras-chave: Recursos naturais; Desenvolvimento sustentável; Testes de campo.

1. INTRODUÇÃO

No Brasil, o tijolo cerâmico é muito utilizado na construção civil. Porém, sua fabricação é um processo que utiliza uma grande quantidade de argila, água e energia. Grande parte das argilas brasileiras encontra-se nas bacias dos rios e a extração pode assoreá-los. Além disso, em uma das etapas de fabricação, o processo de queima, a demanda por madeira e a liberação de gases do efeito estufa também causam preocupação (MORAIS, 2014).

O tijolo de adobe pode ser uma opção para substituir o tijolo cerâmico, pois suas propriedades físicas e mecânicas permitem que seja utilizado como alvenaria na construção (CORRÊA *et al.*, 2006). Em relação aos aspectos ambientais: não consome energia para sua fabricação, não passa pelo processo de queima, e pode ser produzido no próprio local da construção quando o solo possui a composição adequada, o que elimina a etapa de transporte (CORRÊA *et al.*, 2006). Todos estes fatores associado à uma técnica simples que não requer mão de obra especializada também tem um forte impacto social, pois pode contribuir para construção de edificações de baixo custo e possibilitar a integração do profissional com a comunidade em projetos de autoconstrução.

O adobe possui composições variáveis de acordo com tipo de solo de cada região, mas é formado basicamente por argila, silte e areia. De acordo com Neves *et al.* (2009), a composição ideal para a produção de tijolos de adobe com necessidade de estabilizantes ficam em torno de: argila (8% - 27%), silte (0% - 58%) e areia (35% - 75%). Para o caso de solos sem necessidade do uso de estabilizantes, aqueles já prontos para produção, os valores são: argila (20% - 35%), silte (0% - 40%) e areia (40% - 80%).

Assim, com o objetivo de contribuir com o desenvolvimento de construções mais

sustentáveis, este trabalho, através de testes de campo analisou se os solos das regiões com potencial de crescimento na cidade de Pouso Alegre, cidade localizada no sul de Minas Gerais, possuía os requisitos para produzir tijolos de adobe.

2. METODOLOGIA

Os testes de campo são tão eficazes quanto os ensaios normalizados feitos em laboratórios (ROMERO, 2013). Assim, os testes utilizados foram escolhidos por permitir realizar a análise no próprio local da obra e verificar a característica do solo rapidamente. Desta forma, foram escolhidos os testes de sedimentação e da queda da bola para estabelecer se a técnica do adobe seria apropriada para os solos analisados. As amostras do solo foram retiradas de cinco principais regiões da cidade de Pouso Alegre/MG com probabilidade de expansão, localizadas nos bairros: (A) Serra Morena, (B) Nossa Senhora do Pilar, (C) Belo Horizonte, (D) Jardim Floresta e (E) Colina Santa Bárbara. As amostras foram retiradas de uma profundidade de 40 cm, conforme recomenda Araújo (2007).

O teste de sedimentação verifica a quantidade dos três principais componentes do solo (argila, areia e silte). Ele é realizado com o auxílio de um recipiente transparente e liso. Considerando uma determinada altura, o recipiente é preenchido com 1/3 de terra e com 2/3 de água. Adiciona-se um pouco de sal para ajudar na separação das diferentes partículas. Após ser tampado, o recipiente é agitado e deixado em repouso por uma hora. Desta maneira, pedregulhos e areia, por serem mais pesados, ficam na base do recipiente, seguidos do silte, da argila e no topo, a água. Calcula-se a porcentagem dos componentes do solo conforme as equações (1), (2) e (3).

$$\%Argila = (h_3 / h_T) \times 100 \quad (1)$$

$$\%Silte = (h_2 / h_T) \times 100 \quad (2)$$

$$\%Areia = (h_1 / h_T) \times 100 \quad (3)$$

Onde h_1 , h_2 e h_3 representa a altura da areia, do silte e da argila, respectivamente. O valor de h_T é a soma da altura dos três componentes.

O teste da queda da bola consiste em fazer uma bola a partir da mistura da amostra do solo e água com um diâmetro aproximado de três centímetros, e posteriormente deixá-la cair da altura de cerca de um metro. Este teste indica o tipo de terra em função de sua

propriedade de coesão. As amostras de terras arenosas se espalham, se desintegrando; e as de terras argilosas se espalham menos, mantendo o formato da bola (NEVES *et al.*, 2009).

3.RESULTADOS E DISCUSSÃO

A sedimentação foi bem-sucedida para o solo de todos os bairros (Figura 1).

Figura 1 – Teste de sedimentação do solo dos bairros A, B, C, D e E, da esquerda para direita.

A Figura 2A apresenta as regiões com a composição de argila, silte e areia recomendada para a técnica de adobe (região verde), e para a técnica de taipa (região amarela) quando é necessário utilizar estabilizantes para tornar o adobe mais estável, durável e resistente. Pode-se observar que apenas o solo retirado do Bairro C não possui a composição adequada para técnica de adobe, no entanto, tem

potencialidade para ser utilizado por outras técnicas de construção com terra, por exemplo, a taipa. Por outro lado, apenas o solo do Bairro E pode ser utilizado prontamente sem a necessidade de utilizar estabilizantes, como mostra a Figura 2B. As regiões demarcadas na Figura 2 estão de acordo com o recomendado por Neves *et al.* (2009).

Figura 2 – Composição recomendada do solo: (A) para as técnicas (verde: adobe, amarela: taipa) com a necessidade de estabilizantes, (B) para a técnica de adobe sem estabilizantes.

No teste da queda da bola, apenas as amostras dos bairros E e B foram capazes de formar uma bola para realização do experimento. O formato da bola foi mantido na amostra do Bairro E, enquanto para a amostra do Bairro B, a bola desintegrou (Figura 3). Os

resultados estão de acordo com os testes de sedimentação que indicaram que o solo do Bairro E era o mais argiloso e do Bairro B o mais arenoso. Para os Bairros A, C e D, o maior percentual de silte provavelmente impediu que a bola fosse formada.

Figura 3 – Teste da queda da bola: (A) amostra do Bairro E, (B) amostra do Bairro B.

Os resultados mostraram que os testes de campo podem ser bastante conclusivos para avaliar o perfil do solo (arenoso ou argiloso) e para ajudar na escolha da técnica mais apropriada para construção com terra.

4.CONCLUSÕES

O presente trabalho avaliou através de testes de campo o solo dos Bairros: (A) Serra Morena, (B) Nossa Senhora do Pilar, (C) Belo Horizonte, (D) Jardim Floresta e (E) Colina Santa Bárbara, todos localizados na cidade de Pouso Alegre. Os resultados mostraram

que com exceção do solo Bairro C, todos os outros tem potencial para produção de tijolos de adobe. Aos solos dos Bairros A, B, e D devem ser adicionados estabilizantes para que de fato o tijolo de adobe se torne estável, durável e resistente. O solo do Bairro E possui a composição de areia, silte e argila recomendada para produção de tijolos de adobe sem a necessidade de utilizar estabilizantes.

Portanto, o solo da cidade de Pouso Alegre tem potencial para produção de tijolos de adobe, de tal modo que, pode contribuir com construções mais sustentáveis.

REFERÊNCIAS

- [1] Araújo, Geraldo Bezerra. Recomendações para melhoria tecnológica e ambiental da técnica mista em habitação de interesse social: um estudo de caso no bairro de Alegre em São Sebastião do Passe. 2007. 206 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental Urbana, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2007.
- [2] Corrêa, Andréa Aparecida Ribeiro et al. Avaliação das propriedades físicas e mecânicas do adobe (tijolo de terra crua). Ciência e Agrotecnologia, Lavras, v. 30, n. 3, p.503-515, jun. 2006.
- [3] Morais, Marcelo Brito de; CHAVES, Armando Macêdo; JONES, Kimberly Marie. Análise de viabilidade de aplicação do tijolo ecológico na construção civil contemporânea. Pensar Engenharia, Belo Horizonte, v. 2, n. 2, p.1-12, jul. 2014.
- [4] Neves, Célia Maria Martins et al. Selección de suelos y métodos de control en la construcción con tierra – prácticas de campo. Lisboa: Rede Ibero-Americana Proterra, 2009. 34 p.
- [5] Romero, Maria Campos. Recomendações para a construção com tijolo de adobe a partir da análise da Norma NTE E.080:2000 do Peru e da técnica utilizada atualmente em construções no estado da Bahia. 2013. 204 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental Urbana, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2013.

Capítulo 23

AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DE SOLO ORIUNDO DE AMBIENTE DEGRADADO

Rosana Petinatti da Cruz

Isabella Oliveira da Silva

Thayssa Ramos Quintiliano Lima

Matheus Bandeira Viana

Nathalia de Jesus Silva

Andrew de Castro Monteiro da Motta Araújo

Resumo: A natureza de consumo do ser humano é caminho para a geração de resíduos como lixo, esgoto e partículas na atmosfera. Visualiza-se por comodismo do homem a ausência de preocupação em afastar ou condicionar tais resíduos de sua fonte energética, sendo esta interação denominada como poluição ambiental. O objeto de estudo é o solo do entorno de um lago recém construído no Colégio Técnico da UFRRJ, no município de Seropédica. O presente estudo tem por finalidade averiguar, pela realização de análises físico-químicas do solo, a qualidade do mesmo. São desenvolvidas análises de umidade, matéria orgânica, TSFA, fósforo e pH para as amostras devidamente coletadas em zigue-zague. Todas as amostras são encaminhadas para o Laboratório de Química Ambiental do CTUR onde são feitos todos os procedimentos pra análise de acordo com o manual de análises de solo. Este manual apresenta a reunião de todas as análises que são possíveis de serem desenvolvidas no laboratório apresentado, levando em conta o estoque de reagentes e equipamentos que pertencem ao local.

Palavras-chave: química ambiental; solo; análises físico-químicas.

1. INTRODUÇÃO

O solo é a camada superficial da crosta terrestre oriunda de processos de erosão de rochas e matéria orgânica degradada. Com o decorrer do tempo o processo de formação o material é constantemente modificado, o que é observado na criação de novas camadas no solo. Através do desempenho de uma gama de funções vitais (ecológica, econômica, social) a proteção do solo e a mitigação de atividades degradantes é de grande importância para o desenvolvimento. É então chamada de pedologia a parte da ciência que estuda todas as formas de manejo e dos elementos que compõem o solo. A qualidade do solo está intimamente ligada à sua forma de integrar processos para oferecer base e sustentação para seus diversos usos. Além disso é uma interação variada de características como potencial de infiltração e disponibilidade de água, resiliência, capacidade de trocas de calor, disponibilidade para acomodação de raízes, ausência e compostos tóxicos, presença e disponibilidade de nutrientes, entre outros (REICHERT et. al., 2003).

Alterações indesejadas podem ser observadas nas características dos recursos naturais após sua utilização. Podendo ser químicas, físicas ou biológicas. Sendo o solo um recurso natural, é muito comum seu uso, entretanto sua poluição é a mais difícil de notar quando comparada com efeitos da poluição da água e do ar. Apenas será possível identificar por meio de análises de qualidade que podem ser de difícil acesso ou por testes com implementação de plantas. Mesmo um solo aparentemente intacto pode revelar níveis impróprios que caracterizam poluição. Ela é influenciada muitas vezes por atividades indiretas. Locais com uma certa distância podem ser alvo de práticas contaminantes enquanto que algum corpo hídrico local acelere o processo de disseminação dos contaminantes, o que é imperceptível e complexo mensurar apenas a olho nú. Tendo a finalidade de minimizar ou até suprimi-los, sabe-se que dentro dos métodos mais conhecidos está o controle de erosões (voçorocas), a recomposição das matas ciliares que funcionam fixando e estabilizando o solo além de diminuir sua exposição a agentes erosivos. São encontradas muitas dificuldades na implantação da revegetação, por causa da acidez causada no processo de erosão do solo que circunda o lago. Segundo Rocha

(2015), é inquestionável que o uso do reflorestamento surta efeito nos atributos físicos, químicos e biológicos justificando sua escolha para restauração das funções do sistema florestal. Entretanto, é um estudo de longo prazo para que comecem a ser notados parâmetros mais equilibrados ao solo estudado.

Segundo Neves e Tostes (1992) apud Santana et. al (2012), degradar é o ato de deteriorar, um processo de transformação na qual o ambiente tem perda de suas características positivas até seu ponto de extinção. Acrescentando este conceito, Santana et. al (2012) define o processo de degradação como um estado em que um local perde sua capacidade de regeneração natural após impactos e distúrbios.

“A recuperação de áreas degradadas está intimamente ligada à ciência da restauração ecológica. Restauração ecológica é o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído” (Brasil, 2012). Em contradição, nem sempre é possível recuperar uma área, por inúmeras causas, mas acima de tudo pelo estado de degradação a qual foi submetido (ARATO et al., 2003).

O CTUR se mostra uma escola consciente acerca das questões ambientais, possuindo cursos como o de Técnico em Meio Ambiente e Técnico em Agroecologia. Todavia, esta instituição sofre com um impacto ambiental negativo desde quando se instalou na sua nova sede em 1988: o sistema de esgoto. O prédio possuía um sistema de esgoto inadequado na época, já que todo o esgoto do CTUR era escoado para uma região mais baixa, em uma área de um acidente geográfico que continha água (charco), sendo utilizada durante muito tempo para a criação de búfalos. Logo após a extinção desta atividade na área, aproveitou-se a falha geográfica, utilizando o local para escoar o esgoto da escola.

Com o aumento da população de alunos na instituição no decorrer dos anos, o sistema utilizado foi modificado. Ao demandar de um logradouro mais afastado devido a impossibilidade de suporte para o crescente volume de esgoto, o local anterior passou a ser uma região inóspita devido a sua potencial contaminação. Com o passar dos anos desejou-se fazer no local desativado uma escavação com o intuito de formar um

lago apenas com a drenagem natural advinda de lençol freático pela sua proximidade com superfície do solo. De acordo com o engenheiro do CTUR, Vagner Delgado, seu projeto teve início no ano de 2010 e o objetivo do lago foi não apenas implementar uma

unidade paisagística ao colégio, mas também recuperar a área pelo fato de a escavação trazer todo o material contaminado dos fundos para a superfície, onde haveria possibilidade de ciclagem de nutrientes com uma tentativa posterior de reflorestamento.

Figura 1 - Fotografia do lago retirada por um drone

O presente trabalho visa, com a realização das análises físico-químicas de amostras de solo coletadas ao redor do lago, estimar a qualidade do lago supracitado. Bem como, fazer menção a possibilidade de implementação de novas espécies vegetais ao lago para uma tentativa de reflorestamento da região. Ou até mesmo propor outras novas soluções que sejam passíveis de serem atingidas, mesmo que sejam a longo prazo. Vale ressaltar a importância do contínuo monitoramento físico-químico para que seja

possível visualizar se a recuperação surtirá efeitos. Portanto, este é um trabalho em andamento.

2.METODOLOGIA

O processo iniciou-se com a coleta no dia 17/05/2018. Feita em 4 locais descritos como A, B, C e D; cada uma delas em estrutura de zigue-zague, conforme os pontos dispostos na figura 2.

Figura 2 - Vista superior do Lago com locais de coleta (A,B,C e D)

Fonte: Google Maps

O instrumento utilizado para coleta foi a sonda para amostragem de solo. Sua profundidade atingida foi de até 30 centímetros dentre todas as amostragens. Foram feitas 20 amostragens simples. Ao término, todo o material coletado fora devidamente homogeneizado em uma amostra composta para dar início aos procedimentos analíticos no laboratório de

Química Ambiental no CTUR. O manual de análises de solo, então organizado pela equipe do laboratório, conta com procedimentos experimentais de diversos manuais com suficiente nível de confiabilidade para cada uma das análises. A primeira análise, e também a que dá abertura para os outros procedimentos é a umidade

residual. Realizada pelo método estufa por 12 horas (EMBRAPA, 2011) com o auxílio de uma balança analítica para a determinação das massas e dessecador para resfriar as amostras sem interferir na quantidade pesada. Em segundo lugar, é realizada análise de matéria orgânica pelo método mufla de 12 horas (ABNT, 1993), também com o auxílio de uma balança analítica e de um dessecador. Por conseguinte, com a terra sem umidade, faz-se uma análise granulométrica a fim de classificar o percentual de calhaus, cascalho e terra seca fina ao ar (TSFA) (LUCHESE et.al., 2001). A ferramenta utilizada chama-se agitador de peneiras e o objetivo final é isolar toda a TSFA para mais duas análises: pH e fósforo. A análise de pH funciona de acordo com Luchese et.al. (2001) e faz uso do potenciômetro para medição. E, por fim, a análise de fósforo é desenvolvida por método de espectrofotômetro com procedimentos de acordo com Embrapa (2017).

De caráter estatístico, são avaliados todos os resultados em planilha para a emissão de um laudo da amostra de solo.

3.RESULTADO E DISCUSSÃO

Para realizar uma análise minuciosa de cada parâmetro avaliado, foi de suma importância a obtenção de parâmetros referenciais. Eles podem variar de acordo com cada local de amostragem e com seus diversos tipos de uso. Visto o local originário de amostragem, foi utilizado um solo da mesma região porém com mata nativa, ou melhor, com menores chances de ter sofrido algum tipo de perturbação antropogênica. Para tanto, foi dado a ele o crédito de parâmetros referenciais para se comparar com o objeto de estudo atual, conforme apresentados na tabela abaixo.

Tabela 1 – Parâmetros analisados em laboratório

<div> <div> CTUR – Laboratório de Química Ambiental Profª Rosana Petinatti LAUDO DE ANÁLISES DE SOLO </div> </div>				
	pH	Umidade (%)	Matéria Orgânica (%)	Fósforo (%)
Mata Nativa (referencial)				
Média	5,87	21,55	6,21	2,28
Desvio	0,1	0,49	0,3	0,07
Solo do Lago				
Média	4,69	7,29	3,18	1,21
Desvio	0,02	1,03	0,17	0,08

É sempre preferível para a maioria dos manejos que o pH seja um parâmetro mediano, pois as plantas preferivelmente se desenvolvem na faixa de um pH ótimo (aproximadamente entre 5 e 6). Logo, o ambiente mais favorável para o desenvolvimento da vida até mesmo em nível microbiológico situa-se dentro deste intervalo. No caso em estudo, o pH está baixo, classificando o solo como ácido. O pH é o parâmetro de qualidade que expõe se é necessária fazer uma análise mais detalhada de nutrientes. Solos ácidos são aqueles que apresentam, em geral, ausência de nutrientes alcalinos ou problemas na disponibilidade deles. Solos ácidos podem se dar devido a

presença de alumínio ou até mesmo por altos índices pluviais locais.

A umidade é um parâmetro que mede a presença e disponibilidade da água no solo. Para um manejo de agricultura, é de fundamental importância sua determinação, dado o estudo de irrigação do solo. O agricultor saberá da capacidade de retenção de água do solo e o ponto ótimo da quantidade de água que suas plantas precisarão para se desenvolver. Um solo com umidade considerável é um parâmetro positivo para a qualidade do solo. Para o caso em questão, a faixa de umidade ótima compreende valores em torno de 20%. Sendo assim, o solo do lago apresenta-se com

umidade abaixo da metade do referencial. O que pode ser um problema para a compactação do solo e principalmente para o desenvolvimento de vida no local.

O fósforo é um componente fundamental para o desenvolvimento das plantas envolvendo-se tanto com a parte energética quanto a estrutural delas. De acordo com as análises realizadas, pode notar que o fósforo está disponível com uma quantidade inferior ao nível do solo referencial. Sendo assim, plantas que viriam a se desenvolver com deficiências neste solo.

Por fim, a matéria orgânica atua como um indicador de qualidade devido a sua capacidade de se correlacionar com as outras propriedades do solo. Ela contribui para aumentar a disponibilidade de fósforo no solo, melhora a densidade do solo, melhora o equilíbrio do pH, evita lixiviação de nutrientes essenciais, entre outros. Como resultado para a análise do solo do lago, seu valor deveria

ser o dobro do valor apresentado. Logo, sua ausência pode estar acarretando na dificuldade de estabilizar os outros parâmetros.

4.CONCLUSÃO

Embora, como era de se esperar os resultados para os parâmetros analisados não foram os melhores. Entretanto, a tentativa de reflorestamento como forma da tentativa de recuperação das funções do solo, é possivelmente o caminho certo a seguir, visto que os benefícios esperados podem ser aguardados dentro de um longo prazo. Assim como, os métodos utilizados foram suficientes para a perfeita visualização dos dados, é de fácil visualização que são necessários mais que apenas estes parâmetros para determinar com maior clareza a qualidade do solo estudado.

REFERÊNCIAS

- [1] Arato, et. al. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em viçosa-MG. Viçosa, MG: SIF, 2003.
- [2] Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13600: Determinação do teor de matéria orgânica por queima a 440 graus celsius. Origem: projeto 02:004.02-018/1993. CB-02-Comitê Brasileiro de Construção Civil. Rio de Janeiro, 1996.
- [3] Brasil. Lei n. 9.985, de 18 de julho de 2000. Recuperação de Áreas Degradadas. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF. 2012.
- [4] Luchese, E. B.; Favero, L. O. B.; Lenzi, E. Fundamentos da Química do Solo. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 2001.
- [5] Manual de métodos de análise de solo / Paulo César Teixeira, et al. 3. ed. rev. e ampl. – Brasília, DF: Embrapa, 2017.
- [6] Reichert, J. M., Reinert, D. J., Braidá, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. Ciência e Ambiente, 2003; 27(2): 29-48.
- [7] Santana, et. al. Recuperação de áreas justafluviais com técnicas de bioengenharia. Londrina, Paraná: Simpgeu, 2012.

Capítulo 24

ESTUDO DE DISPERSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS E SEUS IMPACTOS À SAÚDE DA COMUNIDADE DO IFBA - CAMPUS DE SALVADOR

Gabriel Silva Pita

Édler Lins de Albuquerque

Resumo: O objetivo desta pesquisa foi prever a concentração dos poluentes monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NOx) e material particulado (MP) nas proximidades do IFBA - Campus de Salvador. Para tanto, realizou-se um inventário das emissões veiculares oriundas da Rua Emídio dos Santos, e um estudo de dispersão, empregando-se o software AERMOD view. Compararam-se os valores obtidos com a legislação ambiental existente. Os resultados obtidos indicaram que as concentrações dos poluentes estudados ultrapassaram o limite máximo permitido, indicando possíveis prejuízos à comunidade próxima ao IFBA.

Palavras Chave: Poluição do ar; emissões veiculares; AERMOD view.

1. INTRODUÇÃO

Poluentes atmosféricos como CO, NOx e MP podem ser emitidos pelas atividades veiculares como resultado da emissão de gases provenientes da combustão, além do desgaste dos pneus e lonas de freio. A depender de sua concentração, composição e toxicidade, estes poluentes podem comprometer a saúde das pessoas sujeitas a maiores exposições, além de afetar os materiais, causando prejuízos aos patrimônios (SALDIVA et al., 2012; PHILIPPI Jr. et al, 2004; BAIRD, 2002). Sua dispersão acaba se alastrando pelas ruas da cidade contaminando o ar que respiramos diariamente nas vias públicas e locais onde a pluma de poluentes pode adentrar (dentro de nossas casas, em instituições públicas, escolas e edifícios).

Assim sendo, ruas e avenidas com intenso fluxo de veículos, como a R. Emídio dos Santos (em que se localiza o IFBA - Campus de Salvador) constituem-se fontes móveis factíveis de estudos de emissão de poluentes

atmosféricos, já que a movimentação de veículos pode acarretar elevadas concentrações de poluentes tóxicos, causando prejuízos à saúde da comunidade. Neste estudo, efetuou-se a realização do inventário de emissões na R. Emídio dos Santos e o estudo de dispersão dos poluentes nesta emitidos. Os resultados obtidos ajudaram a identificar os locais dentro do IFBA sujeitos a maiores concentrações, auxiliando na conscientização da comunidade local para os problemas decorrentes desta exposição.

2. METODOLOGIA

O inventário de emissões foi efetuado usando-se metodologia recomendada pela Agência Ambiental Européia que relaciona a emissão total de poluentes emitida por uma frota de veículos em determinada via com a quantidade de veículos para cada categoria, com seu fator de emissão e com a sua quilometragem média anual desenvolvida nesta via, como mostrado na Equação 1.

$$E_{p,t} = \sum_k \sum_i \sum_c (F_{k,t,c} \times FC_{p,k,t,c} \times Kma_{k,t}) \quad (1)$$

Sendo:

$E_{p,t}$ = Emissão total de um poluente p em um ano t;

$F_{k,t,c}$ = Frota de veículos de uma categoria k, fabricados em um ano t e que processam um combustível c;

$FC_{p,k,t,c}$ = Fator de emissão corrigido de um poluente p, para veículos novos de uma categoria k, fabricados em um ano t e que processam um combustível c;

$Kma_{k,t}$ = Quilometragem média anual desenvolvida por veículos de uma categoria k, fabricados em um ano t.

Os dados referentes ao número médio de veículos que circula na via e sua estratificação por tipo foram obtidos por amostragem, fazendo-se a contagem visual dos veículos que circularam na via das 7 às 22 h nos dias 15/10/15, 20/10/15, 23/09/16, 26/09/16 e 19/10/16. A contagem ocorreu em intervalos de quinze minutos. Para classificar as categorias veiculares em função do ano de fabricação e do combustível consumido, foram empregados dados disponíveis no site

do DENATRAN para o ano de 2016.

O software AERMOD view foi empregado para estimar as concentrações resultantes das atividades veiculares. Trata-se de um modelo de pluma gaussiana que, a partir de dados meteorológicos, topográficos e de emissão das fontes poluidoras é capaz de prever as concentrações resultantes numa dada área. Para este estudo o banco de dados meteorológicos foi adquirido com a empresa Lakes Environmental e os dados topográficos

foram disponibilizados na biblioteca do AERMOD view. A via estudada foi modelada como uma fonte linha do tipo volume. O grid de receptores englobou as redondezas do IFBA, atingindo um raio de 3 km.

Uma vez obtidos os resultados das simulações, estes foram validados e interpretados por meio da comparação com dados obtidos anteriormente em estudos similares já efetuados, além da comparação com os resultados de amostragens de

material particulado obtidos pela coleta do mesmo nas áreas internas e externas do IFBA - Campus de Salvador.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Realizada a contabilização da frota de veículos na via estudada e o inventário de emissões na mesma, puderam-se obter os gráficos mostrados nas Figuras 1, 2 e 3.

Figura 1. (a) Caracterização da frota de veículos que trafega na Rua Emídio dos Santos em relação ao ano de fabricação dos veículos (b) Caracterização da emissão total de poluentes emitida na Rua Emídio dos Santos em relação ao ano de fabricação dos veículos.

Figura 2. (a) Caracterização da frota de veículos que trafega na Rua Emídio dos Santos em relação ao tipo de combustível consumido nos veículos (b) Caracterização da emissão total de poluentes emitida na Rua Emídio dos Santos em relação ao tipo de combustível consumido nos veículos.

Figura 3. (a) Caracterização da frota de veículos que trafega na Rua Emídio dos Santos em relação à categoria do veículo (b) Caracterização da emissão total de poluentes emitida na Rua Emídio dos Santos em relação à categoria do veículo.

Pôde-se observar que aproximadamente 45 % e 32 % da emissão total dos poluentes foram oriundas dos automóveis e ônibus, respectivamente. Posteriormente, observou-se que 45 % da emissão total dos poluentes foram originadas de veículos a gasolina, enquanto os veículos a diesel contribuíram com 35 % deste total, possuindo uma frota de apenas 8,7 % dos veículos que trafegam na R. Emídio dos Santos. Por fim, observou-se

que os veículos fabricados antes de 2006, ou seja, com mais de dez anos de fabricação, contabilizaram aproximadamente 72 % da emissão total.

Efetuada o estudo de dispersão dos poluentes, foram geradas curvas georreferenciadas do espalhamento da pluma de poluentes na região próxima ao IFBA, como está exemplificado na Figura 4.

Figura 4. Simulação média anual no AERMOD para $MP_{2,5}$ para o período de 24 horas.

Para o poluente $MP_{2,5}$ (material particulado de diâmetro inferior ou igual a $2,5 \mu m$), os resultados (concentrações previstas) para os períodos de 1 ano e 24 h ultrapassaram os padrões de qualidade do ar da OMS.

Segundo BAIRD (2004), $MP_{2,5}$ encontra-se diretamente relacionado com a mortalidade humana por câncer de pulmão ou por causas cardiorrespiratórias.

Para os períodos de 1 h e 8h, as concentrações do CO ultrapassaram os padrões de qualidade do ar do Brasil e da OMS. Segundo PHILIPPI Jr. et al. (2004), tais concentrações podem ocasionar redução da habilidade do sistema circulatório transportar oxigênio, prejuízo nos reflexos, na capacidade de estimar intervalos de tempo, no aprendizado etc.

Por fim, para NO_x, as concentrações considerando períodos de 1 h e 1 ano ultrapassaram os padrões de qualidade do ar do Brasil e da OMS. Segundo PHILIPPI Jr. et al (2004), tal fato pode ocasionar o aumento da sensibilidade dos indivíduos que sofrem de asma ou bronquite e diminuir a resistência às infecções respiratórias.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo, demonstra-se como podem ser estimados impactos à qualidade do ar e saúde da população provenientes das emissões veiculares em regiões urbanas. Para tanto, contabilizou-se o fluxo médio diário de veículos na via estudada e observou-se que automóveis e ônibus foram às categorias que mais emitiram os poluentes estudados,

equivalente a 77 % da emissão total, e que a gasolina e o diesel foram os combustíveis consumidos que mais emitiram os poluentes estudados, equivalente a 80 % da emissão total, sendo as emissões resultantes, sobretudo originadas pelos veículos fabricados há mais de 10 anos, equivalente a 72 % da emissão total.

Obtiveram-se resultados das simulações realizadas no AERMOD view e pôde-se perceber que, para os poluentes analisados, foram ultrapassados diversos padrões da qualidade do ar, o que apresenta indícios prejudiciais à saúde da comunidade próxima.

Por fim, em função dos resultados obtidos, observa-se que se faz necessária a implementação de políticas públicas e ações que permitam reduzir a emissão de poluentes na região estudada. Espera-se que mais estudos desta natureza sejam efetuados na cidade de Salvador – BA, possibilitando conhecer a qualidade do ar local e permitindo propor medidas de mitigação/minimização adequadas ao combate da poluição atmosférica urbana de origem veicular na mesma.

REFERÊNCIAS

- [1] Baird, C. Química Ambiental. 2ª edição. Porto Alegre: Bookman, 2002;
- [2] Brasil. Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários, 2013;
- [3] Cohen, A.J.; Ross Anderson, H.; Ostro, B. The global burden of disease due to outdoor air pollution. J. Toxicol. Env. Health A, 2005;
- [4] Departamento Nacional de Trânsito. Quantidade de Veículos por município (Setembro de 2016).Disponível em: <www.denatran.gov.br/estatistica/261-frota-2016>. Acesso em: 25,outubro,2016;
- [5] E.E.A (European Environment Agency). EmeP/Eea Air Pollutant Emission Inventory Guidebook – 2009;
- [6] Farias, S. E. M. et al. Características das condições de tempo e clima e poluição do ar em Goiânia. Brasil, 2012;
- [7] Habermann, M. & Gouveia, N. Tráfego veicular e mortalidade por doenças do aparelho circulatório em homens adultos. Brasil, 2012;
- [8] Instituto de Energia e Meio Ambiente. Padrões de qualidade do ar: experiências da OMS, EUA e Europa. Brasil, 2013;
- [9] Manahan, S. Environmental Chemistry. 10th edition, CRC Press, 2017;
- [10] Menezes-Filho, J. A. et al. Elevated manganese exposure and school-aged children's behavior: a gender-stratified analysis. Neurotoxicology (Park Forest South), 2013;
- [11] Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 3 de 28/06/1990;
- [12] Nicolussi, F. H. et al. Poluição do ar e doenças respiratórias alérgicas em escolares. Brasil, 2014;
- [13] Philippi Jr., A. et al. Curso de Gestão Ambiental. 1ª edição. São Paulo: Manole, 2004.
- [14] Seinfeld, J. H. e Pandis, S. N. Atmospheric Chemistry and Physics – From Air Pollution to Climate Change. John Wiley & Sons, Inc., 3rd edition, USA, 2016;
- [15] Toledo, G. I. F. M. et al. Poluição veicular e saúde da população: uma revisão sobre o município de São Paulo (SP). Brasil, 2011.
- [16] Zou, B. et al. Performance of Aermod at different time scales. USA, 2010.

Capítulo 25

DEGRADAÇÃO DE CONTAMINANTES ORGÂNICOS POR PROCESSO FENTON HETEROGÊNEO USANDO CATALISADORES OBTIDOS NA INDÚSTRIA DE MINERAÇÃO

Thiago de Melo Augusto

Tatiana Cristina Oliveira Mac Leod

Resumo: O presente trabalho teve como objetivo principal avaliar a eficiência catalítica de amostras de minério de ferro na remoção do corante azul de metileno (AM), por meio de reações do tipo Fenton heterogêneo. As amostras coletadas em diferentes pontos da planta de beneficiamento da mineradora (alimentação, concentrado e rejeito (A, C e R)) foram caracterizadas por Difratometria de raios X (DRX), Fisissorção de N₂, análise química dos constituintes elementares e Redução a Temperatura Programada (TPR-H₂). As principais fases minerais presentes nas amostras são: hematita, magnetita, maghemita, goethita, quartzo e o teor de Fe difere de acordo com o ponto de coleta na planta. Os parâmetros de degradação foram avaliados através da presença dos catalisadores, oxidante H₂O₂ e ácido orgânico como promotor catalítico. Os resultados demonstraram que o ácido fórmico auxilia no desempenho da oxidação do corante. Portanto, os catalisadores provenientes da mineradora apresentam potencial para processos de degradação.

Palavras Chave: rejeitos de mineração; Fenton heterogêneo; óxidos de ferro; azul de metileno

1. INTRODUÇÃO

O Brasil é o terceiro maior produtor de minério de ferro com 13% da produção mundial, sendo o primeiro da América Latina e apresenta um teor médio de 49% de ferro em suas reservas, quase na sua totalidade utilizado na indústria siderúrgica (Sumário Mineral, 2015). O processo de mineração é uma atividade importante e lucrativa na geração de produtos minerais em todo o mundo. Entretanto, a mineração gera uma grande quantidade de resíduos, sendo geralmente associada à poluição ambiental. A mineração de ferro gera um rejeito (R) que contém na sua composição os chamados minérios de ganga, ou seja, a parte não aproveitada da fragmentação de minérios. Esse rejeito possui principalmente sílica, compostos de enxofre, fósforo e diversos tipos de óxidos, que variam dependendo das características da mina e das operações empregadas na extração e beneficiamento. Em 2014, foram produzidas 411 milhões de toneladas de minério de ferro, quantidade que gera milhões de toneladas de rejeitos que são descartados em barragens, uma estrutura usada para a contenção de rejeitos, água e lama gerados na mineração (Fundação Estadual de Meio Ambiente, 2015).

Nesse contexto, o reaproveitamento de resíduos minerais têm surgido como uma nova tecnologia que permite a redução de impactos ambientais. Rejeitos de mineração de ferro podem ser utilizados, por exemplo, como precursores na produção de baterias (Stevic et al., 2016), materiais de construção na fabricação de argamassa (Carrasco et al., 2017; Fontes et al., 2016), produção de concreto (Shettima et al., 2016; Yunhong et al., 2016) e outros (Jadhav et al., 2015). Além disso, uma aplicação promissora pode ser seu uso como catalisadores em processos de descontaminação ambiental por processos oxidativos avançados (POA) (Andreozzi et al., 2002; Feng et al., 2012; Hartmann et al., 2010; Huang et al., 2001). A remoção da coloração das águas é um dos principais objetivos do tratamento de água e os POAs apresentam uma crescente importância, devido a sua aplicação em casos específicos, como na oxidação de contaminantes não biodegradáveis como os corantes têxteis e organoclorados (COSTA, 2005). Uma característica dos POAs é que esses podem ser aplicados a efluentes cuja concentração de contaminantes seja muito baixa, algumas

vezes em escala de $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Doménech et al., 2001).

Sistemas catalíticos heterogêneos à base de compostos sólidos de ferro tem sido uma alternativa atraente, com possibilidade de reuso. Vários óxidos de ferro como magnetita (Fe_3O_4) e hematita ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$) têm sido usados em substituição ao sistema com Fe^{+2} solúvel (Oliveira et al., 2013). Um novo sistema Fenton que combina H_2O_2 com ácido orgânico (Hcooh) e óxido de ferro (limonita natural) foi desenvolvido pela Petrobras do Brasil SA (Souza, 2003). Esse novo sistema é capaz de atuar na oxidação de compostos orgânicos presentes em água e em cargas de óleo. Araújo et al., (2008) estudaram o processo Fenton heterogêneo utilizando hematita (Fe_2O_3) como catalisador na oxidação de Vermelho de Drimarem alcançando 99% de remoção após 120 min de reação.

No trabalho foram utilizadas três amostras de minério de ferro, obtidas da empresa Pedreira Um Valemix, coletadas de três pontos da planta de beneficiamento (alimentação, concentrado e rejeito), localizada na cidade de Catas Altas- MG, para avaliar os seus potenciais na degradação do corante azul de metileno. As amostras foram caracterizadas e a eficiência dos diferentes catalisadores foi estudada na oxidação via sistema Fenton heterogêneo.

2. JUSTIFICATIVA

Sabe-se que a mineração é uma atividade extremamente danosa para o meio ambiente, pela escavação da terra, usar grandes quantidades de água e construir megabarragens para o armazenamento de rejeitos. A atividade mineral pode acarretar tragédias ambientais como a ocorrida em 2015 em Mariana- MG, onde o rompimento da barragem ocasionou a morte de 17 pessoas e sérios danos ecológicos, cuja recuperação pode levar décadas com custo inestimável. Além disso, a geração de grande volume de efluentes contendo compostos orgânicos provenientes dos setores têxtil merece destaque. Buscando minimizar esses problemas, vários sistemas têm sido estudados para degradar contaminantes orgânicos em água, como os corantes, com o uso de catalisadores à base de óxidos de ferro através do sistema Fenton heterogêneo.

3. METODOLOGIA

As amostras de minério de ferro foram coletadas na planta de beneficiamento da Pedreira Um Valemix, com diferentes teores de ferro, dependendo do ponto de coleta da planta. As amostras foram previamente britadas, moídas, pulverizadas e preparadas para análise química e granulométrica.

As três amostras analisadas neste trabalho foram identificadas conforme o ponto de coleta na planta de beneficiamento, ou seja, nas etapas de alimentação (A), concentrado (C) e rejeito (R).

Foram realizadas caracterizações para identificação das fases minerais presentes por Difractometria de Raios X (Rigaku, ULTIMA IV), determinação do tamanho das partículas (Adsorção / Dessorção de N₂) (Surface Area Porosity – Gemini VII), Redução a Temperatura Programada (Chembet 3000 Quantachrome) e análises químicas dos constituintes elementares (de acordo com adaptações das normas ABNT NBR) para

determinar quantitativamente ferro, sílica, alumina e manganês por via úmida e análise espectroscópica por UV-Vis para o fósforo.

Os ensaios para avaliação catalítica foram conduzidos adicionando-se 10 mg dos catalisadores, 9,8mL de uma solução aquosa de azul de metileno (AM) 10 mg/L e 0,2 mL de peróxido de hidrogênio 35% v/v, de acordo com a metodologia adaptada em (CASTRO et al., 2009). Além disso, a investigação do efeito do promotor orgânico ácido fórmico (HFor) sobre a atividade catalítica foi avaliada utilizando-se uma mistura reacional equimolar HFor / H₂O₂ entre 15 e 120 minutos de reação da mistura. A concentração da solução foi monitorada em intervalos regulares de tempo usando Espectroscopia UV-Vis (Agilent Technologies – Cary 60) em varredura espectral de 400 a 800 nm.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 apresenta os resultados obtidos da análise química das amostras.

Tabela 1 - Análise química dos componentes elementares das amostras.

Amostra	%SiO ₂	%Fe	%Mn	%P	%Al ₂ O ₃	%H ₂ O
A	11,6	60,2	0,10	0,02	0,9	0,1
C	6,1	65,7	0,03	0,01	0,3	0,0
R	65,7	21,4	0,07	0,01	0,8	0,0

Fonte: Próprio autor.

Os principais constituintes das amostras são ferro e sílica (Tabela 1). A concentração desses elementos difere nas três amostras, uma vez que as mesmas foram coletadas em pontos distintos da planta de beneficiamento da pedreira. Sendo assim, o concentrado (produto de interesse da indústria) apresenta o maior teor de ferro e menor teor de sílica,

seguido do minério da alimentação (onde ocorre o início do processo de beneficiamento). Consequentemente, o rejeito da indústria que apresenta baixo valor agregado possui o menor teor de ferro e elevado teor de sílica.

Os difratogramas de raios X das amostras de minério de ferro são mostrados na Figura 1.

Figura 1– Difratomogramas de raios X das amostras de minério de ferro.

Fonte: Próprio autor.

A fase de ferro hematita ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$) foi identificada nas três amostras: A [9015964], C [COD 9002161] e R [COD 9002161], assim como magnetita ou maghemita: A [9013530], C [9013532] e R [9006317]. O difratograma da estrutura cúbica da maghemita é muito semelhante ao da magnetita, sendo difícil diferenciar essas fases por DRX (SCHEWERTMANN et al., 1991). Também foi

possível observar difrações referentes a goethita ($\alpha\text{-FeOOH}$): A [9003078], C [9010410] e R [9003080] (SCHEWERTMANN et al., 1991).

A Figura 2 mostra as isotermas de adsorção/dessorção física de N_2 obtidas para a caracterização das propriedades texturais das amostras.

Figura 2- Isotermas de adsorção/dessorção de N_2 para as amostras A, C e R.

Fonte: Próprio autor.

As isotermas das amostras de minério de ferro podem ser classificadas como do tipo II, obtidas para adsorventes não porosos ou macroporosos (THOMMES et al., 2015). O tipo de isoterma é função da textura porosa do material, incluindo o volume e o formato dos

poros. Os resultados mostram que todos os catalisadores são não porosos, com área específica menor que $2 \text{ m}^2\text{g}^{-1}$.

A Figura 3 apresenta os resultados da análise de redução à temperatura programada de H_2 .

Figura 3 - Perfis de redução à temperatura programada (TPR) das amostras A, C e R.

Fonte: Próprio autor.

Pode-se observar que todas as amostras possuem fases redutíveis. Essas fases são relacionadas às espécies de ferro que são as únicas espécies redutíveis presentes na composição química das amostras. O perfil de TPR obtido para a amostra do rejeito R mostra três regiões de consumo de hidrogênio. Observa-se o início do consumo de H_2 próximo a $500^\circ C$, referente a redução da fase hematita ($\alpha\text{-Fe}_2O_3$) em magnetita (Fe_3O_4). A segunda banda de redução, centrada em $700^\circ C$, se refere à transformação de magnetita em wustita (FeO) e, na terceira banda ($\approx 750\text{-}900^\circ C$), ocorre a redução de FeO à Fe metálico (ABREU et al., 2012).

Os perfis de TPR das amostras da alimentação e concentrado mostram apenas duas regiões de consumo de hidrogênio, que correspondem a redução de $\alpha\text{-Fe}_2O_3$ para Fe_3O_4 e subsequente redução da Fe_3O_4 para Fe metálico (TIERNAN et al., 2001). Para essas amostras, a redução de magnetita (Fe_3O_4) para wustita (FeO) e a transformação de wustita (FeO) em Fe metálico aparece

como uma única banda larga em temperaturas de $600\text{-}900^\circ C$.

A maior intensidade das bandas de redução obtidas para C está possivelmente relacionada ao maior teor de ferro no concentrado, seguida de A e R, de acordo com a composição química das amostras (Tabela 1). Além disso, verifica-se uma ligeira diminuição na temperatura inicial de redução do C e A em relação ao rejeito R, possivelmente associada ao maior teor de ferro e a presença de espécies mais expostas facilitando a redução dessas amostras.

As amostras de minério de ferro foram analisadas tal como geradas na indústria como catalisadores em reações do tipo Fenton para a degradação de contaminantes orgânicos. O estudo cinético da degradação do azul de metileno na presença das amostras de minério de ferro é mostrado na Figura 4.

Figura 4- Cinética de remoção do AM na presença de amostras de minério de ferro A, C e R (a) (Condições: 9,8 mL de $[AM]_0 = 10 \text{ mg/L}$; 0,2 mL de H_2O_2 35% v/v; 10 mg de catalisador; 25°C ; $\text{pH} = 7,0$) e na presença da mistura reacional entre ácido fórmico e peróxido (b) (Condições: 9,8 mL de $[AM]_0 = 10 \text{ mg L}^{-1}$; 10 mg de catalisador; 0,2 mL da mistura de $H_2O_2/HFor$ (15, 30, 45, 60, 75 e após 120 minutos de reação da mistura)).

Os catalisadores apresentaram baixa atividade na descoloração da solução de AM (Fig. 4-a), com máxima remoção de aproximadamente 35% após 24 h de reação para A e R. A hematita, fase mineral de óxido de ferro presente em maior quantidade nas amostras, é possivelmente a responsável pela baixa atividade catalítica das mesmas. Isso se deve ao fato de que a velocidade de reação de decomposição do H_2O_2 catalisada por Fe^{+3} ($k = 0,02 \text{ mol L}^{-1}\text{s}^{-1}$) é baixa quando comparada à reação em que Fe^{+2} atua como promotor ($k = 76 \text{ mol L}^{-1}\text{s}^{-1}$) (CASTRO et al., 2009). Guimarães et al. (2013) verificaram que a limonita natural (com cerca de 45% de Fe) apresentou uma baixa atividade catalítica na descoloração da solução de azul de metileno ($\approx 35\%$) após 240 min na presença de peróxido de hidrogênio, em condições similares de reação.

Entretanto, a remoção de AM pode ser aumentada pela adição de promotores ácidos. A Figura 4-b mostra que a adição de uma mistura de ácido fórmico (HFor) com peróxido de hidrogênio, em diferentes tempos, aumentou consideravelmente a oxidação de AM, alcançando até 90% após

120 min de contato entre HFor/ H_2O_2 . Pode-se dizer que os três catalisadores apresentaram perfil de remoção de AM similar em cada tempo de contato da mistura HFor/ H_2O_2 (Fig. 4-b). Guimarães et al. (2013) verificaram que a oxidação do azul de metileno atinge a maior eficiência após 120 minutos de preparo da mistura entre ácido fórmico e peróxido de hidrogênio na remoção do corante sob condições similares, de acordo com os resultados obtidos.

Ferraz et al. (2007) demonstraram que se um elétron é doado ao sistema $H_2O_2/HFor$, via Fe^{2+} presente na superfície de um catalisador, poderá ocorrer a formação do radical $HO\cdot$ com liberação de $64,7 \text{ kcal mol}^{-1}$ de energia, ao passo que, na presença de apenas H_2O_2 a energia liberada é de $25,4 \text{ kcal mol}^{-1}$. O favorecimento termodinâmico da geração de radicais hidroxila pode ser a justificativa para o aumento da atividade catalítica das amostras, com remoção $< 40\%$ (Fig. 4-a) para valores superiores a 75% após a adição de HFor (Fig. 4-b).

Para o sistema $H_2O_2/HFor$ (Fig. 4-b), foi avaliada a possibilidade de lixiviação de ferro

dos catalisadores sólidos por meio da análise química para a solução por absorção atômica após a reação e a concentração de ferro na solução foi inferior a 0,08 mg. L⁻¹ indicando desprezível lixiviação de ferro.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As amostras de minério de ferro apresentam baixa área específica (< 2 m².g⁻¹) e são compostas principalmente por uma mistura de óxidos de ferro (hematita, maghemita, magnetita) e sílica (SiO₂). A composição química das amostras depende do local de obtenção (amostragem) na planta de beneficiamento da indústria: alimentação (60,1% de Fe e 11,6% de SiO₂), concentrado (65,7% de Fe e 6,1% de SiO₂) e rejeito (21,4% de Fe e 65,7% de SiO₂). Essas amostras

foram avaliadas como catalisadores para a degradação de contaminante orgânico (azul de metileno) e demonstraram ser ativas para reações do tipo Fenton heterogêneo.

A amostra do rejeito apresenta baixo valor agregado e, diferentemente da alimentação e do concentrado, que são a matéria-prima e o produto de interesse da planta de beneficiamento, foram estudadas como comparativo para avaliar as taxas de remoção do composto AM entre os diferentes pontos de coleta da indústria. Portanto, a utilização do resíduo da mineradora como catalisador no processo de remoção de compostos orgânicos apresenta potencial de aplicação como catalisador para a remoção de contaminantes orgânicos em água através do processo Fenton heterogêneo.

REFERÊNCIAS

- [1] Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM). Sumário Mineral. Brasília, 2015. Disponível em :<<http://www.dnpm.gov.br>>. Acesso em: 10 dez. 2017.
- [2] Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM). Banco de declarações ambientais. Belo Horizonte, 2017. Disponível em: <<http://www.feam.br/declaracoes-ambientais/>>. Acesso em: 06 nov. 2017.
- [3] Stevic, D. et al. Hematite core nanoparticles with carbon shell: Potential for Environmentally Friendly Production from Iron Mining Sludge. JMEPEG, v.25, p.3121–3127, 2016.
- [4] Carrasco, E.V.M.; Magalhães, M.D.C.; Santos, W.J.D.; Alves, R.C.; Mantilla, J.N.R. Characterization of mortars with iron ore tailings using destructive and nondestructive tests. Construction and Building Materials v.131, p.31–38, 2017.
- [5] Fontes, W.C. et al. Mortars for laying and coating produced with iron ore tailings from tailing dams. Construction and Building Materials, v. 112, p.988–995, 2016.
- [6] Shettima, A.U. et al. Evaluation of iron ore tailings as replacement for fine aggregate in concrete. Construction and Building Materials, v. 120, p.72–79, 2016.
- [7] Yunhong, C. et al. Test research on the effects of mechanochemically activated iron tailings on the compressive strength of concrete. Construction and Building Materials, v.118, p.164–170, 2016.
- [8] Jadhav, D. A.; Ghadge, A. N.; Ghangrekar, M.M. Enhancing the power generation in microbial fuel cells with effective utilization of goethite recovered from mining mud as anodic catalyst. Bioresource Technology, v.191, p.110–116, 2015.
- [9] Andreozzi, V.; Caprio, R.; Marotta, L. Oxidation of 3,4-dihydroxybenzoic acid by means of hydrogen peroxide in aqueous goethite slurry. Water Res, v.36, p. 2761–2768, 2002.
- [10] Feng, D.L.; WU, D.; Duan, L.M. Fenton-like oxidation of refractory chemical wastewater using pyrite. Advanced Materials Research, v. 518, p. 2518– 2525, 2012.
- [11] Hartmann, M.; Kullmann, S.; Keller, H. Wastewater treatment with heterogeneous Fenton-type catalysts based on porous materials. Journal of Materials Chemistry, v.20, p. 9002–9017, 2010.
- [12] Huang, H.; LU, M.C.; Chen, J.N. Catalytic Decomposition of Hydrogen Peroxide and 2-chlorophenol with iron oxides. Water Research, v. 35, n. 9, p. 2291, 2001.
- [13] Costa, R. C. C. Novos sistemas a base de óxidos de ferro para tratamento de contaminantes orgânicos em água. 2005. 102f. Tese (Doutorado em Química), Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.
- [14] Doménech, X.; Jardim, W.F.; Litter, M.L. Eliminación de contaminantes por fotocatalisis heterogênea. Rede CYTED, La Plata, 2001; Cap. 1.
- [15] Oliveira, L. C. A. ; Fabris, J.D; Preira, M .C. Óxidos de ferro e suas aplicações em processos catalíticos: uma revisão. Química Nova. 36, 1-14, 2013.
- [16] Souza, W. F. Petróleo Brasileiro S.A-Petrobrás. Process for the catalytic oxidation of sulfur, nitrogen and unsaturated compounds from hydrocarbon streams , USP n.6544409, 2003.
- [17] Araujo, F. V. F. Estudo do processo Fenton Heterogêneo utilizando hematita (Fe O) como

catalisador na descoloração de soluções de corante reativo. 2008. 183 f. Tese (Doutorado em Química) - UFRJ, Rio de Janeiro, 2008.

[18] Castro, C.S.;Guerreiro, M.C.; Oliveira, L.C.A.; Gonçalves,M.; Anastácio, A.S. ; Nazarro, M. Effect of Hydrogen Treatment on the Catalytic Activity of Iron Oxide Based Materials Dispersed Over Activated Carbon: Investigations Toward Hydrogen Peroxide Decomposition. Appl. Catal. A Gen. 367, 53–58,2009.

[19] Schewertmann, U.; Cornell, R. M. Iron oxides in the laboratory: preparation and characterization. Weinheim: Wiley-VCH, p.137, 1991.

[20] Thommes, M. et al. Physisorption of gases, with special reference to the evaluation of surface area and pore size distribution (IUPAC Technical Report). Pure Appl. Chem, v. 87, p. 1051-1069, 2015.

[21] Abreu, A.L. et al. Natural goethite reduced with dithionite: Evaluation of the reduction process

by XANES and Mössbauer spectroscopy and application of the catalyst in the oxidation of model organic compounds. Journal of Molecular Catalysis : Chemical, v. 356, p. 128- 136, 2012.

[22] Tiernan, M.J; Barnes, P.A; Parkes, G.M.B. Reduction of Iron oxide catalysts: the investigation of kinetic parameters usin rate pertubation and linear heating thermoanalytical techniques. Journal of Physical Chemistry B, v. 105, p. 220- 228, 2000.

[23] Guimarães, I.R. et al. Highly reactive magnetite covered with islands of carbon : Oxidation of N and S- containing compounds in a biphasic system. Applied Catalysis A: General, v. 450, p. 106 – 113, 2013.

[24] Ferraz, W; Oliveira, L.C.A; Dallago, R; Conceição, L. Effect of organic acid to enhance the oxidative power of the fenton- like system : Computacional and empirical evidences. Catalysis Communications, v.8, p. 131-134, 2007.

Autares

FABIANE DOS SANTOS TOLEDO (Organizadora)

Mestre em geografia pela Universidade Federal de Uberlândia, na área de planejamento ambiental, atuante em geociências, com ênfase em ambiental - áreas verdes, índice de áreas verdes, espaços públicos livres e parques urbanos. Possui graduação em Geografia (Licenciatura e Bacharelado) pela Universidade Federal de Uberlândia, mestrado em geografia pela Universidade Federal de Uberlândia. Tem experiência na área de Geociências, com ênfase em Geografia ambiental, atuando principalmente nos seguintes temas: áreas verdes, índice de áreas verdes, espaços públicos livres e parques urbanos.

ADRIANA BERNARDES DE JESUS

Acadêmica de Licenciatura em Química no Instituto Federal Goiano - Campus Rio Verde.

ADRIANA TRONCO JOHANN

Possui graduação em Química Licenciatura pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (2005), mestrado em Engenharia Química pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (2010) e doutorado em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (2015). Atualmente é supervisora do laboratório de Qualidade de Água/Sedimento do Instituto Neotropical de Pesquisas Ambientais e pesquisadora do Grupo de Pesquisa em Recursos Pesqueiros e Limnologia - GERPEL. Tem experiência na área de Química, com pesquisa e desenvolvimento de metodologias para análises físicas e químicas de medicamentos. Monitoramento de qualidade de água de rios e reservatórios por meio de análises físicas, químicas e microbiológicas, elaboração de relatórios (EIA/RIMA) e análises físicas e químicas de efluentes de diferentes naturezas.

<http://lattes.cnpq.br/0771466615809529>

ALINE TATHYANA ALVES FELCA

Graduada em Engenharia Química, com ênfase em materiais, pela Escola de Engenharia de Lorena- USP (2011), possui mestrado em Engenharia de Energia pela Universidade Federal de Itajubá- UNIFEI (2016), com linha de pesquisa em Estudo do Potencial Energético do Lodo Gerado nas Estações de Tratamento de Esgoto. Tem experiência de pesquisa e/ou participação em projetos nas seguintes áreas: Resíduos Sólidos, Energias Renováveis, Saneamento, Hidráulica e Meio Ambiente. Foi professora da Fundação de Ensino e Pesquisa de Itajubá-FEPI ministrando aulas no curso de Engenharia Elétrica.

ANA CAROLINE BUFFON LORENCINI

Bacharel em Engenharia Química (2015) pela faculdade Pitágoras de Linhares

ANA PAULA SALES DE SOUZA

Possui o curso técnico em Química pelo CEFET-MG e atualmente é graduanda em bacharel em Química Tecnológica pela mesma instituição. Tem estudado projetos referentes à química ambiental, como no reaproveitamento de pilhas esgotadas e no tratamento de efluentes têxteis com processos oxidativos avançados.

ANDREW DE CASTRO MONTEIRO DA MOTTA ARAÚJO

Estudante do Colégio Técnico da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

ANNUNZIATA DONADIO CHATEAUBRIAND

Possui graduação em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Amazonas. Possui graduação em Engenharia Operacional Eletrônica pela Universidade do Estado do Amazonas.

Possui especialização em Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Amazonas. Possui mestrado em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa. Professora Adjunto IV da Universidade Federal do Amazonas.

ARNALDO PEREIRA ALVES

Trabalha na empresa COPASA (Companhia de Saneamento de Minas Gerais). Formação Química em nível técnico com quase 30 anos de experiência no tratamento de esgoto e de água. Além disso, ministra cursos e palestras nas áreas de tratamento de água e esgoto, de controle de produtos químicos industriais e de equipamentos de proteção individuais (EPI's).

BERGSON CARDOSO GUIMARÃES

Graduado em Direito pelo Instituto Vianna Júnior de Juiz de Fora (1985). Mestre em Biodireito, Ética e Cidadania (área de concentração em Direito Ambiental) pelo Centro Universitário Salesiano de São Paulo - UNISAL (2002-2006). Mestre em Direito das Relações Sociais (área de concentração em Direitos Difusos e Coletivos) pela Pontifícia Universidade Católica de São Paulo - PUC -SP (2006-2010). Doutorando em Engenharia Florestal (área de concentração em Ecologia Florestal - Legislação Ambiental) pela Universidade Federal de Lavras - UFLA (2015-2018). Promotor de Justiça do Ministério Público do Estado de Minas Gerais (1989-atual). Coordenador Regional das Promotorias de Justiça do Meio Ambiente da Bacia do Rio Grande (2009-2018). Autor e Co-autor de vários projetos de mobilização e inclusão social, com perfis socioambientais e tutela dos recursos hídricos. Tem experiência na área do direito, educação ambiental, filosofia contemporânea e psicopedagogia. Professor de Direito Ambiental, Ações Resolutivas e Políticas de Saneamento da Escola Superior do Ministério Público - MPMG-CEAF (2012-atual). Leciona, como professor convidado, disciplinas relacionadas a Direitos Difusos e Coletivos, em cursos de graduação e pós-graduação em Direito. É autor dos livros Direitos Coletivos Ambientais (Belo Horizonte, Ed. Mandamentos, 2009), e O Aprendiz (Campinas, Ed. Komedi, 2005). Tem publicado artigos doutrinários, científicos e literários em revistas especializadas e obras conjuntas.

BRUNA NEVES RAMOS

Pós-Graduanda em Engenharia de Segurança do Trabalho pela Universidade Newton Paiva. Pós-Graduada em Engenharia Sanitária e Ambiental e Graduada em Engenharia Civil, ambos pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais.

CAMILA SILVA DE MENEZES

Possui curso técnico em Edificações pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Amazonas. Possui graduação em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Amazonas. Cursa mestrado em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia pela Universidade Federal do Amazonas. Engenheira Civil do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Amazonas, campus Manaus Distrito Industrial.

CARLOS ALBERTO DE FREITAS GROPE

Pós-Graduado em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais e Graduado em Engenharia Civil pelo Centro Universitário de Belo Horizonte.

CAROLINA MENDES ROCHA

Pós-Graduado em Engenharia Sanitária e Ambiental e Graduada em Engenharia Química, ambos pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais

CAROLINE DE PAIVA GONÇALVES

Com formação acadêmica em Arquitetura e Urbanismo pela PUC - MG (Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais) e técnica em Design de Interiores, tem experiência no desenvolvimento de projetos arquitetônicos e de interiores. Na área acadêmica tem interesse pela investigação e desenvolvimento de materiais que possam reduzir os impactos ambientais causados pela construção civil. Possui trabalhos publicados sobre tijolo ecológico, adobe e piso vinílico, com foco na sustentabilidade.

CRISTIANE ZINE

Possui graduação em Ciências Biológicas com Ênfase em Biotecnologia pela Universidade Paranaense (2004) Licenciatura e Bacharelado. Especialização em Gestão Ambiental com Ênfase em Ensino Superior pela Faculdade Padre João Bagozzi - Curitiba . Especialização em Educação Especial e Inclusiva, pela FACEL. Especialização em andamento em Biotecnologia e Bioprocessos, pela UEM. Estagiou no Laboratório de Limnologia do GERPEL - UNIOESTE _PR, participando dos projetos de pesquisa. Atualmente mestranda do curso de Pós Graduação em Ciências Ambientais, da UNIOESTE, Campus - Toledo - PR - bolsista, CAPES. Membro do Colegiado como representante da turma e membro do Comitê de bolsas.

DAIANE FERNANDES PEREIRA

Possui graduação em Direito - Faculdades Integradas Vianna Junior (/2009-2013). Mestranda em Sustentabilidade em Recursos Hídricos - UNINCOR (2017- 2019). Especialista em Educação Ambiental - UFLA - Universidade Federal de Lavras (2015/2016). Especialista em Direito Ambiental e Urbanístico -PUC Minas (2016 - 2018). Assessora Jurídica da Agência Regional de Proteção Ambiental da Bacia do Rio Grande -ARPA Rio Grande. Conselheira titular do Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Verde - GD4. Professora do Direito na Escola (OAB-MG - projeto social). Foi professora do IF Sul de Minas campus Três Corações pelo PRONATEC- (2017).

DANIEL ANDRADE MACIEL

Engenheiro Ambiental e Sanitarista formado pela Universidade Federal de Lavras (UFLA). Foi bolsista de Iniciação Científica FAPEMIG na Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais nos projetos "Caracterização e delimitação de áreas bioclimáticas para a produção de cafés especiais na região da Serra da Mantiqueira de Minas Gerais" e "Modelagem de dados espectrais para o monitoramento do status hídrico e balanço de carbono em áreas cafezeiras". Atualmente é aluno de mestrado em Sensoriamento Remoto pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

DARLAN FERREIRA DA SILVA

Doutor em Ciências (área de concentração: Química Analítica) pela Universidade de São Paulo (IQSC-USP). Mestre em Química Analítica pela Universidade Federal do Maranhão (UFMA). Graduado em Licenciatura em Química pela Universidade Estadual do Maranhão (UEMA). Durante o mestrado, desenvolveu pesquisa relacionada a contaminação por inseticidas organofosforados utilizando técnicas cromatográficas (HS-SPME-GC/MS) e eletroanalíticas empregando biossensores amperométricos. Durante o doutorado adquiriu experiência no Sistema de Gestão de Laboratório (NBR ISO/IEC 17025) e na área de Química Analítica Ambiental, atuando nos seguintes temas: contaminação de solos, poluentes orgânicos persistentes (POPs, PCBs), métodos de extração em fase sólida (SPE, SPME),

extração assistida por micro-ondas (MAE), cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC), cromatografia gasosa (GC-MS), bioerbicidas, otimização de métodos (DOE). Atualmente, é pesquisador (Pós-Doc) no Laboratório de Ciências Ambientais na Universidade Ceuma

DAVID LUCIANO ROSALEN

Engenheiro Agrônomo pela ESALQ/USP, especialista em Manejo de Solos pela ESALQ/USP, Mestre em Transportes pela EESC/USP e Doutor em Ciências pela UFSCAR. Atualmente é professor doutor da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal - FCAV/UNESP (Departamento de Engenharia Rural). Credenciado junto ao INCRA como profissional para a execução de serviços de Georreferenciamento de Imóveis Rurais, conforme Lei 10.267/2001. Idealizador e coordenador do NGAP - Núcleo de Geomática e Agricultura de Precisão, que desenvolve pesquisas na área de Geoprocessamento aplicado a Topografia e a Agricultura, com destaque na detecção remota de estresse vegetal ocasionado por aspectos fitossanitários. Coordenador do Núcleo Disciplinário Geotecnologias y Ciencias de la Atmosfera da Asociación de Universidades Grupo Montevideo - AUGM e membro do conselho deliberativo da Associação Brasileira de Engenharia Agrícola - SBEA. Áreas de atuação: Geoprocessamento, Agricultura de Precisão, Sensoriamento Remoto e Aeronaves Remotamente Pilotadas (drones).

DENISIE MARIA RAMIRO DA SILVA JIMENEZ

Química do Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Barretos – SAAEB

DIANA QUINTÃO LIMA

Diana Quintão Lima é professora do CEFET-MG, possui graduação e doutorado em Química pela UFMG (2004 e 2011), com mestrado em Agroquímica pela UFLA (2007). Concluiu em 2009 um estágio de doutorado-sanduiche na University of California Riverside, USA. Pós-doutorado em 2017, na University of Guelph, Canada e em 2012-2013, no laboratório de Materiais e Pilhas a Combustível da UFMG. Tem experiência na área de Catálise e Química Ambiental, atuando nos seguintes temas: resíduo de couro wet blue, óxidos de ferro e de níobio, além de processos avançados de oxidação com fins de remediação ambiental.

DIEGO MONTEIRO DE SOUZA

Estudante de graduação no Curso de Engenharia Civil da Universidade Federal do Amazonas (UFAM), com cursos complementares voltados para área de engenharia civil como: AUTOCAD, REVIT, Arquimedes Controle de Obras e Leitura e Interpretação de Desenho Técnico para Construção Civil. Atualmente faço parte do Programa de Extensão Coroadó vinculado ao grupo de Gerenciamento de Resíduos Sólidos da Universidade Federal do Amazonas.

ÉDLER LINS DE ALBUQUERQUE

Graduação em Engenharia Química - UFAL (1999), doutorado (2007) e mestrado (2002) em Engenharia Química - UNICAMP, especializações em Eng. de Processos Químicos (UFAL 1999) e Eng. Ambiental (UNICAMP 2002). Atualmente é professor do IFBA. Desenvolve pesquisas na área de poluição atmosférica (Estudos de dispersão de poluentes, Inventários de emissões), com experiências complementares em monitoramento de poluentes atmosféricos, análise multivariada de dados químicos e simulação e otimização de processos industriais químicos. Ultimamente vem atuando principalmente em monitoramento e gestão da qualidade do ar, previsão de impactos ambientais da poluição atmosférica urbana e industrial por meio do emprego de softwares de dispersão de poluentes (AERMOD view, CALRoads View e CalPuff View), inventários de emissões atmosféricas, análise multivariada de dados ambientais, e simulação de processos industriais com o software PRO/II.

EDUARDO HENRIQUE COSTA RODRIGUES

Graduação em Oceanografia pela Universidade Federal do Maranhão (2011) é especialista em Gestão Interdisciplinar do Meio Ambiente e Educação Ambiental (2012). É mestre em Sustentabilidade de Ecossistema pela Universidade Federal do Maranhão (2014). Atualmente cursa doutorado em Ciências Ambientais (Instituto de Ciência e Tecnologia - Unesp Sorocaba), na área de Recursos hídricos, manejo e monitoramento ambiental. Foi coordenador do curso de Engenharia Ambiental da Universidade CEUMA e professor dos cursos de Engenharia ambiental, Gestão Ambiental e Engenharia de Produção. Tem experiência na área de Recursos Hídricos, Manejo e Monitoramento Ambiental e Ecologia, com ênfase em Ecologia do Fitoplâncton Dulcícola. Além disso já atuou em projetos de Sustentabilidade de Ecossistemas nos seguintes temas: Ecologia Aquática, Ecologia de Reservatórios, Educação Ambiental e Etnoecologia da Pesca Artesanal.

EMMILY BEATRIZ GOMES ATAYDE

Atualmente cursa química bacharelado na Universidade Federal do Amazonas (UFAM). Já atuou no programa de extensão vinculado ao gerenciamento de resíduos sólidos da sua universidade e no momento trabalha no grupo de Pesquisas Ambientais da Amazônia do Departamento de Química. Fundou a Empresa de Consultoria e Análise Química (ECoA), empresa júnior da universidade, cujos serviços são na sua maioria voltados para estudos ambientais.

FABIANA CUNHA DE CARVALHO

Graduada em Licenciatura em Ciências Biológicas pela Fundação Educacional Vale do São Francisco - Escola Superior em Meio Ambiente (2007), professora de educação básica ensino fundamental e médio.

FABIANA LOURETTO FERREIRA

Atualmente mestre em Ciências e Meio Ambiente pela Universidade Federal do Pará (2018), especialista em Nefrologia pelas Faculdades Adamantinenses Integradas - FAI (2009) graduação em Enfermagem pelas Faculdades Adamantinenses Integradas - FAI (2008). Atualmente professora e coordenadora do Curso de Enfermagem das Faculdades Integradas Carajás - FIC (2012), Atua como enfermeira Nefrologista e responsável técnica do setor de nefrologia no Hospital Público do Araguaia em Redenção - PA (2009).

FABIANO RIBEIRO DE OLIVEIRA

Licenciatura e Bacharelado em Química na UNIFEB. Encarregado da Seção de Tratamento de Esgotos do Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Barretos

FAIÇAL GAZEL

Possui graduação em QUÍMICA INDUSTRIAL pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ / 2000), Pós-Graduação em ENGENHARIA DE PETRÓLEO pela Universidade Centro Leste (UCL / 2006) e Mestrado em TECNOLOGIAS AMBIENTAIS pela Faculdade Integradas de Aracruz (FAACZ / 2011). Experiência como professor coordenador e professor titular Universitário. Servidor do Instituto Federal do Espírito Santo. Atualmente exercendo a função de coordenador do Núcleo Incubador do IFES Campus Linhares.

FERNANDO AUGUSTO MOREIRA

Doutorando em Ciência e Tecnologia dos Materiais pelo Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN). Possui mestrado em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG (2009). É graduado em Química pela Universidade Federal de Minas Gerais (2002). Foi pesquisador da Universidade Federal Minas Gerais atuando como bolsista de Desenvolvimento Tecnológico Industrial (DTI Nível IE/ CNPq) pelo Programa Nacional de Pesquisa em Saneamento Básico, PROSAB – editais 4 e 5 no período de 2005 a 2008 e no Projeto IARA (2016 a 2017). Tem experiência na área de Química, com ênfase em Química Analítica, Química Ambiental e Tratamento de Efluentes e Resíduos Sólidos. Atualmente é professor e coordenador de curso na Escola Técnica Municipal de Sete Lagoas no curso de formação de Técnico em Química e professor de Química na Fundação Antônio e Helena Zerrenner. É também docente no Centro Universitário de Sete Lagoas - UNIFEMM no qual ministra as disciplinas de Tecnologias Controle Ambiental na Indústria, Gestão de Resíduos Sólidos e Esgotamento Sanitário para os cursos de Engenharia Química e Engenharia Ambiental.

FERNANDO DA SILVA BARBOSA

Graduado em Engenharia Agrônômica pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Campus de Jaboticabal (2009). Mestre em Ciências pelo Programa Irrigação e Drenagem da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz; - ESALQ/USP (2011). Doutor em Ciências pelo Programa Engenharia de Sistemas Agrícolas da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz; - ESALQ/USP (2015). Tem experiência nas áreas de Engenharia de Água e Solo, Agrometeorologia e Física do Solo. Atualmente é professor efetivo do IFSULDEMINAS - Campus Inconfidentes.

GABRIEL SILVA PITA

Graduando em Engenharia Química – IFBA - Campus de Salvador (previsão de conclusão em dezembro de 2020). Atualmente é bolsista no grupo de pesquisa Ecologia Industrial (ECOIN) na área de gestão e monitoramento da qualidade do ar, atuando na previsão de impactos ambientais da poluição atmosférica por meio do emprego de softwares de dispersão de poluentes (AERMOD view e CALRoads View) e inventários de emissões.

GABRIELA RODRIGUES LOURA

Engenheira Ambiental formada pelo Centro Universitário de Sete Lagoas - UNIFEMM e Pós Graduanda em Engenharia Sanitária Ambiental - Puc Minas. Durante a graduação, atuou como bolsista em Projeto de Pesquisa e Iniciação Científica ofertada através da parceria UNIFEMM/FAPEMIG, no projeto intitulado "Caracterização de Resíduos Sólidos", que consistia em coletar e caracterizar física e quimicamente os resíduos sólidos gerados no UNIFEMM. Vivência em processos de licenciamento ambiental nas esferas estadual e municipal.

GRAZIELE CRISTINE DA SILVA

Aluna do curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Alfenas em Minas Gerais, estagiária na área de Biologia da Reprodução de animais aquáticos. Foi bolsista pela CAPES no Programa Institucional de Bolsa de Iniciação à Docência - PIBID. Possui ensino médio com técnico profissionalizante na área de Meio Ambiente concluído na Escola Técnica Conselheiro Antônio Prado (Centro Paula Souza) no ano de 2011. Tem experiência na área de Morfologia e na criação e reprodução de peixes ornamentais marinhos e de água doce. Foi estagiária do Aquário de Ubatuba-SP e do Projeto Tamar.

GUILHERME MIOLA DE CASTRO

Engenheiro Ambiental pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná, PUCPR, campus Toledo (2014). Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná, UNIOESTE, na área de concentração de Ecossistemas e Dinâmicas Sócio-Ambientais. Possui experiência na área de biorremediação de efluentes com plantas aquáticas, monitoramento ambiental, licenciamento ambiental e planos de controle ambiental. É sócio da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES, desde 2012. Atualmente é Sócio Administrador e Engenheiro Ambiental na empresa Ecorá Soluções Ambientais, em Toledo (PR).

GUTHENBERG VENÂNCIO PEIXOTO

Graduando em Engenharia Civil no Centro Universitário do Sul de Minas (UNIS), monitor em hidráulica e assessor de Projetos.

HENRIQUE CLAYTON RODRIGUES

Graduado em Engenharia Agrícola (2004) e Especialista em Máquinas Agrícolas (2011) pela Universidade Federal de Lavras, atualmente é professor do Instituto Técnico de Agropecuária da EPAMIG, Pitangui-MG.

HINAN TSAI SUN

Licenciada em Ciências Biológicas no Instituto de Biociências de Botucatu da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP) Campus de Botucatu. Mestranda em Educação para a Ciência pela Faculdade de Ciências da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP) Campus de Bauru, e integrante do Grupo de Pesquisa Formação e Ação de Professores de Ciências e Educadores Ambientais. Tem experiência na área de Morfologia e na criação e reprodução de peixes ornamentais.

HYGOR ARISTIDES VICTOR ROSSONI

Graduado em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (2005), mestre em Ciência Florestal pela mesma instituição (2007) e Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (2015). Atualmente é professor da Universidade Federal de Viçosa - Campus de Florestal. Recentemente (2017) vem atuando como docente e orientador permanente do Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental (Mestrado Profissional) do Instituto Federal de Minas Gerais - Campus Bambuí, desenvolvendo trabalhos nas linhas de pesquisas referentes a Gestão e Planejamento Ambiental e Tecnologia Ambiental.

HYGOR ARISTIDES VICTOR ROSSONI

Graduado em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (2005), mestre em Ciência Florestal pela mesma instituição (2007) e Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (2015). Atualmente é professor da Universidade Federal de Viçosa - Campus de Florestal e membro permanente e orientador do Mestrado Profissional em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental do Instituto Federal de Minas Gerais - Campus Bambuí.

INGRID FERNANDA MAGRO SANTANA

Graduanda em Engenharia Agrônômica pela Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal - FCAV/UNESP. Aluna do Programa de Treinamento para Complementação de Formação Educacional no Núcleo de Geomática e Agricultura de Precisão - NGAP no Departamento de Engenharia Rural (FCAV/UNESP), sob orientação do Prof. Dr. Doutor David Luciano Rosalen. Fez iniciação científica com o projeto intitulado "Levantamento planialtimétrico utilizando sensor multiespectral", também sob orientação do Prof. Dr. Doutor David Luciano Rosalen.

IRANI QUAGIO-GRASSIOTTO

Possui Graduação em Ciências Biológicas Modalidade Médica pela Faculdade de Ciências Médicas e Biológicas de Botucatu (1975), Mestrado em Biologia Celular e Estrutural pela Universidade Estadual de Campinas (1983), Doutorado em Ciências Biológicas (Zoologia) pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (1993) e Livre Docência em Biologia Celular pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (2005). É professora adjunta III da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Tem experiência na área de Morfologia, morfofisiologia da gametogênese masculina e feminina, aspectos celulares do ciclo reprodutivo, caracteres reprodutivos/filogenia principalmente dos Ostariophys.

ISABELLA OLIVEIRA DA SILVA

Atualmente discente de Engenharia Química (UFRRJ). Possuindo formação técnica em Meio Ambiente pelo CTUR e curso de língua estrangeira em Inglês Americano pela instituição particular CNA. Além de experiências como: bolsa de iniciação científica pela empresa Embrapa Agrobiologia com ênfase em laboratório de microbiologia; bolsa de apoio técnico pelo Colégio Técnico da UFRRJ, voltada para atividades relacionadas a laboratório de química ambiental; e estágio pela empresa ANP (Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis), relacionado com controle de qualidade de parâmetros físico-químicos de produtores.

ISADORA FERREIRA DOS SANTOS

Engenheira Ambiental pelo Centro Universitário de Sete Lagoas - UNIFEMM, MG. Atuou como bolsista de iniciação científica no UNIFEMM no projeto de Resíduos Sólidos, com ênfase no tratamento de efluentes de aterro sanitário (lixiviado) por meio da destilação solar e na caracterização, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos do campus I do UNIFEMM. Tem experiência na área de Entomologia agrícola - manutenção e criação de colônias de insetos das culturas do milho e sorgo, desenvolvendo um projeto de prospecção de fontes de resistência e seleção de cultivares de sorgo resistente a insetos-praga pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA Milho e Sorgo. Trabalhou no Departamento de Meio Ambiente de Felixlândia - MG.

JACQUELINE AMANDA FIGUEIREDO DOS SANTOS

Jacqueline Amanda Figueiredo dos Santos é professora do Centro Federal de Educação Tecnológica (CefetMG). Possui graduação em química, mestrado e doutorado ambos pela UFMG na área de Físico-Química. Possui experiência em materiais cerâmicos avançados e eletroquímica com foco em pilhas a combustível de Óxido Sólido, tendo trabalhado no aprimoramento de catodos e eletrólitos. Atuou também na reciclagem de pilhas de Leclanché e pilhas de íon Lítio.

JEAN COLOMBARI NETO

Acadêmico de Química Bacharelado pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Bolsista PIBIC (2014-2016), desenvolveu pesquisas na área da Físico-Química, especificamente na obtenção e caracterização de biossorventes quimicamente modificados e carvão ativado, para adsorção de corantes catiônicos em efluentes. Desenvolveu ainda, atividades complementares no laboratório de Qualidade de Água do Grupo de Pesquisa em Recursos Pesqueiros e Limnologia - GERPEL. Possui experiência na área de Química, no Monitoramento de qualidade de água de rios e reservatórios por meio de análises físicas, químicas e microbiológicas.

JENNIFER STEFANI MEIRA DA SILVA

Atualmente cursa mestrado na UFLA. Formada em Engenharia Agrônômica pelo IFSULDEMINAS Campus Inconfidentes, com período sanduíche na UADY (México). Foi bolsista de projetos de extensão (2013-2014), iniciação científica (2016-2017) pelo IFSULDEMINAS e iniciação científica (2015) pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Foi membro do Grupo de Estudos em Agroecologia e Entomologia Raiz do Campo. Atuou nas áreas de Fitopatologia, Cafeicultura e Agroecologia, com experiência em métodos de controle alternativos e monitoramento de fungos fitopatogênicos do cafeeiro.

JOÃO PAULO RIBEIRO CAMILLO

Estudante do ensino médio técnico em Automação Industrial no Instituto Federal do Espírito Santo campus Linhares.

JOÃO PEDRO ALVES DE AZEVEDO BARROS

Graduado em Engenharia Química pelo Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos - UNIFEB (2015), especialização em Engenharia de Segurança do Trabalho - FAFRAM e Mestre em Engenharia Química na Federal de São Carlos - UFSCar. Atualmente cursando doutorado em Engenharia Química (Área de sistemas particulados) na UFSCar.

JOSINA APARECIDA DE CARVALHO

Possui graduação em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Lavras (1999), mestrado em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Lavras (2001) e doutorado em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Lavras (2015). Atualmente é analista ambiental da Agência Regional de Proteção Ambiental da Bacia do Rio Grande. Tem experiência na área de Recursos Florestais e Engenharia Florestal, com atuação em gerenciamento de unidades de conservação e de projetos ambientais, nas temáticas de educação ambiental, restauração de ecossistemas florestais degradados, implantação de matas ciliares, indicadores de restauração ecológica, bacias hidrográficas e avaliação de impactos ambientais.

JULIANA TABORDA

Possui graduação em Engenharia de Pesca pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Pós - graduanda no programa de doutorado em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca na Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Atualmente atuando como analista de qualidade no Grupo de Estudos em recursos pesqueiros e limnologia - GERPEL, no laboratório de Limnologia com ênfase em análise de qualidade de água e sedimento. Com experiência em docência nas séries iniciais (magistério), processamento do pescado, análises bromatológicas e análises físico-químicas.

KIANE CRISTINA LEAL VISCONCIN

Discente de Engenharia Agrônômica no IFSULDEMINAS - Campus Inconfidentes, com período sanduíche na Universidad Autónoma de Yucatán (México). Foi bolsista de projetos de iniciação científica (2015-2016) e de inovação tecnológica (2017-2018) pelo IFSULDEMINAS - Campus Inconfidentes, com ênfase na subárea de saneamento ambiental. Foi membro do Grupo de Estudos Visconde de Mauá e atualmente é membro do GEAM do IFSULDEMINAS - Campus Inconfidentes, desenvolvendo trabalhos com extensão, conscientização ambiental, preservação de nascentes, reflorestamento, tratamento de efluentes e manejo sustentável.

LARISSA NASCIMENTO BARRETO

Graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Maranhão (1990), mestrado em Ecologia pela Universidade de Brasília (1993) e doutorado em Ecologia pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (1999). Fez pós-doutorado em Ecologia da Paisagem e modelagem da dinâmica da paisagem pela Universidade de Wageningen, na Holanda, com bolsa da Capes de 2007-2008. É professora associada da Universidade Federal do Maranhão desde de 2002 e foi professora visitante de 1999-2002. Tem experiência na área de Ecologia, com ênfase em Ecologia de Animal e de Paisagem, atuando principalmente nos seguintes temas: conservação, cerrado, biodiversidade, ecologia de tartarugas, ecologia da paisagem, modelagem da dinâmica da paisagem.

LAUREILTON JOSÉ ALMEIDA BORGES

Graduado em Engenharia de Produção - IFMG campus Bambuí

LEONILDE VATANABE DA SILVA

Graduada bacharel em Oceanografia pela Universidade Federal do Maranhão - UFMA.

LINIKER RAFAEL RODRIGUES

Discente de Engenharia Agrônômica no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS) Campus Inconfidentes, membro do grupo de estudos Agrocoffe no IFSULDEMINAS Campus Inconfidentes e produtor de café na região de Cristina/MG.

LUAN HENRIQUE SOARES

Possui mestrado em Engenharia Química e graduação em Bacharelado Interdisciplinar em Ciência e Tecnologia e em Engenharia Química pela Universidade Federal de Alfenas - UNIFAL-MG. Atualmente faz doutorado em Engenharia Química pela Universidade Estadual de Campinas na área de simulação e otimização de processos químicos. Tem experiência em áreas relacionadas à simulação e otimização de processos, predição de propriedades termofísicas, biodigestão anaeróbia, simulação numérica e fenômenos de transporte.

LUANA FERREIRA MENDES

Possui graduação em Engenharia Civil pelo Centro Universitário do Sul de Minas (2014). Atualmente é professor titular do Centro Universitário do Sul de Minas - UNIS. Mestranda em Sustentabilidade em Recursos Hídricos. Tem experiência na área de Engenharia Civil, com ênfase em Construção Civil, atuando principalmente nos seguintes temas: Materiais de construção, Tecnologia da construção, Hidráulica, Hidrologia e Saneamento. Atuante no mercado de trabalho, através de consultorias a empresas públicas e privadas, execução e acompanhamento de obras, e realização de projetos.

LUANNA OLIVEIRA LIMA

Acadêmica do curso de Engenharia Civil no Instituto Federal Goiano- Campus Rio Verde, bolsista em projeto de extensão que tem por finalidade manejo sustentável de recursos naturais, voluntária no Laboratório de águas e afluentes onde desenvolve pesquisas relacionadas ao Planejamento e à Gestão dos Recursos Hídricos. Assessora comercial da empresa de Engenharia Civil e Ambiental Sustentar Júnior.

LUCAS DUARTE OLIVEIRA

Acadêmico de Engenharia Ambiental no Instituto Federal Goiano - Campus Rio Verde. Participa de projetos de pesquisa e de extensão no Laboratório de Águas e Efluentes desta mesma instituição.

LUCAS DUARTE OLIVEIRA

Acadêmico de Engenharia Ambiental no Instituto Federal Goiano - Campus Rio Verde. Participa de projetos de pesquisa e de extensão no Laboratório de Águas e Efluentes desta mesma instituição.

MARCELO COSTA FLORES

Graduado em Engenharia Química pela Universidade Federal de Alfenas (2014) desenvolveu trabalhos na área de adsorção, biofiltros, sistemas de esgotos sanitários, energias renováveis e meio ambiente. Mestre em Engenharia Mecânica pela Universidade Federal de Uberlândia (2016) na área de concentração em transferência de calor e mecânica dos fluidos desenvolveu estudos experimentais com nanofluidos de grafeno. Atualmente realiza o doutorado na Universidade Federal de Minas Gerais na área de processos de separação, com foco na separação de CO₂ do gás natural através de membranas de matriz mista de polímeros/ nanotubos de carbono.

MARCONE SANTOS REZENDE

Graduado em Direito pela PUC Minas em Arcos em (2009), Analista Ambiental em empresa privada, Assistente técnico judicial ambiental, Estuda Mestrado Profissional em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental em IFMG Campus Bambuí, Secretario CODEMA (Conselho de Defesa do Meio Ambiente) no município de Iguatama/ MG.

MARIA ANTONIA BALBINO PEREIRA

Acadêmica de Engenharia Ambiental do Instituto Federal Goiano - Campus Rio Verde; participa de projetos de pesquisa e de extensão no Laboratório de Águas e Efluentes desta mesma instituição; bolsista de Iniciação Científica (IF Goiano). Interesses: Recursos Hídricos e temas ligados à sustentabilidade ambiental.

MARIA RAIMUNDA CHAGAS SILVA

Graduação em Química Industrial pela Universidade Federal do Maranhão (1999), Formação pedagógica, Licenciatura em Química pelo Instituto de Ensino Superior Franciscano (2017), Especialização Educação Ambiental e Recursos Hídrico pela EESC-CRHEA/USP 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). Atualmente consultora AD HOC na FAPEMA e CNPQ e Avaliadora da revista CERES e Revista Ciências Exatas e Naturais e RENEFARA. Professora e Pesquisadora, do Mestrado Meio Ambiente da Universidade Ceuma e nos Cursos de Engenharia Ambiental e Civil, Farmácia, Nutrição, Biomedicina. Medicina (linha de pesquisa:

Gestão ambiental, Ensino de Ciências e Matemática, Tecnológica e Ambiental. Tem experiência na área de Química, com ênfase em Análise de Traços e Química Ambiental, atuando principalmente nos seguintes temas: águas subterrâneas, efluente, alimentos, bromatologia, resíduos sólidos e sedimentos, herbicidas, solo, educação ambiental e bacias hidrográficas.

MARIANE LUZ DOS ANJOS

Graduada em Engenharia Ambiental pelo Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos - SP. Mestre em Engenharia Civil com ênfase na área de Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Campus de Ilha Solteira- SP.

MARINA COMINOTE

Possui graduação em Química pela Universidade Federal do Espírito Santo e mestrado em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo. Atualmente é professor titular do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo. Tem experiência na área de Química, com ênfase em Química Analítica Ambiental.

MARLUS PINHEIRO ROLEMBERG

Possui graduação em Engenharia Química pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte (1995), mestrado em Engenharia Química pela Universidade Estadual de Campinas (1998) e doutorado em Engenharia Química pela Universidade Estadual de Campinas (2002). Atualmente é professor associado da Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL), Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da UNIFAL e Presidente da Fundação de Apoio à Cultura, Ensino, Pesquisa e Extensão de Alfenas (FACEPE). Tem experiência na área de Engenharia Química, com ênfase na área de termodinâmica do equilíbrio de fases.

MATHEUS AUGUSTO SANTANA

Pós-Graduando em Gerenciamento de Projetos pelo Instituto Pedagógico de Minas Gerais, Pós-Graduado em Engenharia Sanitária e Ambiental e Graduado em Engenharia Civil, ambos pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais.

MATHEUS BANDEIRA VIANA

Estudante do Colégio Técnico da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

MATHEUS MIRANDA DA SILVA

Mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais - IGC/UFMG. Professor do curso de Engenharia Civil - UEGE/UNIFEMM

MATHEUS NICOLINO PEIXOTO HENARES

Graduado em Ciências Biológicas pela Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal - Universidade Estadual Paulista (UNESP) (2005) e Doutor pelo programa de Pós-graduação do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP) (2011). Atualmente é professor do Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos (UNIFEB).

MAX PAULO ROCHA PEREIRA

Engenheiro Ambiental, Mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais e Doutorando em Geografia (Organização do Espaço - Geografia Aplicada e Geotecnologias), IGC/UFMG. Desenvolve pesquisas nas áreas de geotecnologias aplicadas a gestão do território, organização do espaço rural e urbano, modelagem ambiental e urbana, metodologias de análise e de gestão ambiental, atuando em diferentes projetos de pesquisa e de extensão envolvidos com essa temática.

NATHALIA DE JESUS SILVA

Estudante do Colégio Técnico da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

NATHÁLIA PEREIRA DE JESUS

Graduada em Engenharia Ambiental pelo Centro Universitário de Formiga - UNIFOR-MG (2009), Especialista em Gestão Ambiental Integrada pela PUC MINAS (2012), Graduada em Engenharia Civil pelo Centro Universitário de Formiga - UNIFOR-MG (2016), Mestranda em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental pelo Instituto Federal de Minas Gerais - Campus Bambuí. Foi Assessora de Engenharia Ambiental da Prefeitura Municipal de Formiga (2011 a 2016) e atualmente é Supervisora de Obras Civas da Prefeitura Municipal de Formiga desde 2017.

PRICIANE ANTÔNIA APARÍCIO QUISPE

Possui técnico em Informática pela Fundação Matias Machline. Possui técnico em Edificações PELO Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Amazonas. Graduanda em Engenharia Civil na Universidade Federal do Amazonas (UFAM). Atualmente trabalha como bolsista no programa de extensão Coroadó (UFAM) e é membro do grupo de gerenciamento de Resíduo sólidos da UFAM.

RAPHAEL FELCA GLÓRIA

Possui graduação em Engenharia Química pela Universidade de São Paulo - USP (2009), Pós-Graduação em Metodologia do Ensino de Biologia e Química pelo Centro Universitário Internacional - UNINTER (2012), Mestrado em Materiais para Engenharia pela Universidade Federal de Itajubá - UNIFEI (2016) e está com Doutorado em andamento na área de Ligas Metálicas pela UNIFEI. Atualmente é Engenheiro Químico na Universidade Federal de Itajubá, campus Itajubá e participante do Núcleo de Estudos em Sistemas Particulados (NESP).

RAQUEL SAMPAIO JACOB

Graduada em Ciências Biológicas pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Especialista em Saneamento e Meio Ambiente pela Escola de Engenharia da UFMG, na área de Controle Ambiental na Indústria. Mestre e Doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Escola de Engenharia da UFMG. É Professora Adjunto I da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, atuando ainda como Coordenadora da Pesquisa e de Período no Curso de Engenharia Civil dessa Universidade. Áreas de atuação: Ecotoxicologia, Gestão e Engenharia Ambiental, Saneamento, Recursos Hídricos, além de Limnologia.

RENAN RIBEIRO VIADANNA

Possui graduação em Ciências Biológicas - Modalidade Bacharelado (2018). É estagiário da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, desenvolvendo iniciação científica na área de biologia da reprodução de peixes. Tem experiência na área de Morfologia, com ênfase em Citologia e Biologia Celular; Morfogênese, Diferenciação Gonadal de Teleostei e Biologia Reprodutiva de Animais Aquáticos. Tem experiência na criação e reprodução de peixes ornamentais de água doce e marinhos.

RENATO CÉSAR DE SOUZA OLIVEIRA

Bacharel (2008) e licenciado (2008) em Química e Mestre (2017) em Energia pela Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Especialista (2009) em educação de jovens e adultos pela Faculdade Vale do Cricaré (FVC). Possui experiência na área de Química, com ênfase em Química inorgânica, de complexos organometálicos e de coordenação. Na fase atual é Professor de ensino básico técnico e tecnológico - Classe D, do Instituto Federal do Espírito Santo (IFES).

RENATO HILTON REIS DA SILVA

Atualmente Doutorando em Química pela Universidade Federal do Pará (2015), Mestrado em Ciências e Meio Ambiente pela Universidade Federal do Pará (2014), especialista em QUÍMICA pela Universidade Federal de Lavras - MG (2005) graduação em Licenciatura Plena em matemática pelo Centro Federal de Educação Tecnológica do Pará (2003), graduação em Bacharelado em Química pela Universidade Federal do Pará (1999). Atualmente é professor da Faculdade de Ensino Superior da Amazônia Reunida, Professor da Faculdade Integradas Carajás - FIC, Professor Colaborador da Universidade do Estado do Pará - UEPA e professor da Escola de Ensino Médio Maria Benta Oliveira de Sousa. Tem experiência na área de Ciência e Tecnologia de Alimentos, Análises qualitativa e quantitativa de águas e toxicologia Ambiental, atuando principalmente no seguinte tema: BROMATOLOGIA E TOXICOLOGIA.

RODRIGO BRAGHIROLI

Possui graduação em Licenciatura em Química pela Universidade Federal de Uberlândia (UFU), Mestrado em Química pela Universidade Federal de Uberlândia (UFU) e Doutorado em Ciências (Fitotecnia) pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ). Atualmente é professor Ativo Permanente do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano - Campus Rio Verde. Tem experiência na área de Química, com ênfase em Eletrossíntese Orgânica, atuando principalmente nos seguintes temas: eletrodo modificado, eletropolimerização, e hidrogenação eletrocatalítica. Atua também na produção de fertilizantes organominerais oriundos de diversas fontes orgânicas residuárias da produção industrial e agropecuária enriquecidos com fontes minerais.

ROSANA PETINATTI DA CRUZ

Possui graduação em Licenciatura em Química pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (1999), mestrado em Química (Química Analítica Inorgânica) pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (2002) e doutorado em Doutor em Ciência - Química pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (2006). Atualmente é pesquisador e professor do Colégio Técnico da UFRRJ (CTUR). Tem experiência na área de Química, com ênfase em Química Geral e Ambiental, atuando principalmente no ensino técnico e tecnológico.

ROSANE APARECIDA CARDOSO

Graduada em Engenharia de Produção - UNIFOR MG (2015). Pós Graduada em Engenharia de Segurança do Trabalho - UCAM (2016). Pós Graduada em Gestão Ambiental - UNICSUL (2017). Pós Graduada em Planejamento Estratégico de Processos do Negócio - PUC Minas. Mestranda em Sustentabilidade e Tecnologias Ambientais - IFMG campus Bambuí (mestrado profissional). Atualmente trabalha como Engenheira de Segurança do Trabalho, atuando no setor de Segurança, Saúde e Meio Ambiente.

SABRINA ARENS ENDLER

Graduada em Química bacharelado pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Atualmente trabalha como analista júnior na empresa BRF S.A. no laboratório físico-químico.

SALMON LANDI JÚNIOR

Bacharel e mestre em Física pela Universidade Federal de Goiás (UFG). Desenvolve trabalhos em fotocatalise baseada em semicondutores para degradação de poluentes em ambientes aquáticos e no ar. É professor da área de Física no IF Goiano - Campus Rio Verde.

SARA FERREIRA DE MELO

Estudante graduanda em Engenharia Civil na Universidade Federal do Amazonas (UFAM). Participa do Programa de Extensão - Programa Coroadó - que atua na comunidade do Bairro Coroadó, onde está inserida a universidade, através de ações de gestão e educação ambiental. Apresentou o artigo Mobilidade Urbana no Coroadó, Manaus (AM): um olhar dos idosos, no Congresso Brasileiro de Extensão Universitária - CBEU (2018).

SUELEM APARECIDA GIANINI PEREIRA

Possui graduação em Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (2016).

TALITA SARAH MAZZONI

Possui graduação em Ciências Biológicas Modalidade Licenciatura (2005) e Bacharelado (2006) pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho; mestrado (2009) e doutorado (2013) em Biologia Celular e Estrutural pela Universidade Estadual de Campinas; e pós-doutorado (2013-2016) pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - Botucatu, SP. Atualmente ocupa o cargo de Professor Adjunto da Universidade Federal de Alfenas - UNIFAL - Alfenas, MG. Tem experiência na área de Morfologia, com ênfase em Biologia Celular, Embriologia, Morfogênese, Diferenciação Gonadal de Teleostei e Biologia Reprodutiva de Animais Aquáticos. Tem experiência na criação e reprodução de peixes ornamentais e em piscicultura.

TALITA SARAH MAZZONI

Possui graduação em Ciências Biológicas Modalidade Licenciatura (2005) e Bacharelado (2006) pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho; mestrado (2009) e doutorado (2013) em Biologia Celular e Estrutural pela Universidade Estadual de Campinas; e pós-doutorado (2013-2016) pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - Botucatu, SP. Atualmente ocupa o cargo de Professor Adjunto da Universidade Federal de Alfenas - UNIFAL - Alfenas, MG. Tem experiência na área de Morfologia, com ênfase em Biologia Celular, Embriologia, Morfogênese, Diferenciação Gonadal de Teleostei e Biologia Reprodutiva de Animais Aquáticos. Tem experiência na criação e reprodução de peixes ornamentais e em piscicultura. Coordenadora voluntária do PIBID - Ciências Biológicas - UNIFAL.

TATIANA C. O. MAC LEOD

Possui graduação em Licenciatura (2000-2004) e Bacharelado em Química (2000-2003) com Atribuições Tecnológicas (2000-2005), pela Universidade de São Paulo e doutorado em Química Inorgânica pela Universidade de São Paulo (2004-2008). Pesquisador visitante na Universidade de Coimbra, Portugal (2007). Realizou Pós-doutorado no Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal (2008-2013). Atualmente é professora adjunto II no Instituto de Ciência e Tecnologia da Universidade Federal de Alfenas - Campus Avançado de Poços de Caldas, onde desenvolve atividades de ensino e pesquisa. Tem experiência na área de Química, atuando principalmente nos seguintes temas: catálise envolvendo complexos metálicos na oxidação de hidrocarbonetos, álcoois, fármacos, pesticidas, corantes e outros substratos de interesse em meio homogêneo ou imobilizados em diferentes materiais como membranas poliméricas, sílicas, alumina, montmorilonita e hidróxido duplo lamelar, com foco na química verde. Possui ainda experiência na área de cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC), cromatografia gasosa (GC), espectrometria de massas para determinação de intermediários catalíticos (ESI-MS), métodos térmicos (TG-DTA-DSC), espectroscopia de UV-Vis e infravermelho e utilização de reatores especiais (gasosos e microondas). Credenciada em 2 Programas de pós-graduação de mestrado: Engenharia Química e Ciência e Engenharia de Materiais pela Universidade Federal de Alfenas no Campus de Poços de Caldas. Possui 25 trabalhos publicados em revistas de circulação internacional com elevado fator de impacto (até 5,925) e mais de 150 citações na ISI Web of Science, índice H=8 e colaboração internacional no Instituto Superior Técnico (Portugal).

THAYSSA RAMOS QUINTILIANO LIMA

Técnica em Meio Ambiente - Colégio Técnico da UFRRJ. Graduanda do curso de Engenharia Agrícola e Ambiental - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Tem experiência na área de Ciências Ambientais e Solos.

THIAGO DE MELO AUGUSTO

Doutorando em Engenharia Química pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Mestre em Engenharia Química pela Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL- 2018) mediante dissertação "Degradação de Contaminantes orgânicos em água usando catalisadores de Ferro obtidos da indústria de mineração" e desenvolvida por um período na Universidade Federal de Minas Gerais no Departamento de Química (DQ). Graduado em Bacharelado em Engenharia Química na Universidade Federal de São João Del Rei (UFSJ). Possui curso Técnico Industrial em Química pelo CEFET/MG. Tem experiência acadêmica na área de Química Inorgânica e Ciências dos Materiais, além disso, possui experiência técnica na área de combustíveis. Atuou como professor em escola técnica na área de mineração, geologia e eletromecânica, ministrando disciplinas de Química Geral, Mineralogia, Técnicas Analíticas de Amostragem e Física Geral. Foi professor da rede particular e estadual de ensino médio lecionando disciplinas de Física e Matemática. Foi aluno de iniciação científica com projeto fomentado pela FAPEMIG na área de ciência dos materiais e foi monitor em duas disciplinas. Trabalhou com tratamento de efluentes por catálise heterogênea e com pneumáticos através de ensaios físicos, químicos e periciais. Atualmente trabalha com o desenvolvimento de catalisadores ativos e seletivos para a conversão do etanol em produtos de interesse.

TIAGO CLARIMUNDO RAMOS

Doutor em Educação em Ciências e Matemática pela UNB, com Mestrado em Ensino de Ciências e Matemática pela PUC Minas e Graduação em Física pelo Unifor-MG. É professor da área de Física no IF Goiano - Campus Rio Verde e tem experiência na coordenação de projetos vinculados ao Pibic, Pibid e RP - Capes. Atua na pesquisa em Ensino de Ciências, com interesse pelo Ensino de Física e Química, Educação Científica para Cidadania, Educação CTS e Formação de Professores.

WELLMO DOS SANTOS ALVES

Doutorando e Mestre em Geogr. Física pela Universidade Federal de Jataí; Engenheiro Agrônomo pelo Instituto Federal Goiano - Campus Rio Verde; Técnico em Agropecuária pelo Centro Federal de Educação Tecnológica de Rio Verde; interesse nos seguintes temas: recursos hídricos (com ênfase em análise de bacias hidrográficas) e geotecnologias aplicadas ao planejamento e à gestão ambiental e agronômica.

WELLYSON DA CUNHA ARAÚJO FIRMO

Doutor em Biotecnologia e Mestre em Saúde e Ambiente pela Universidade Federal do Maranhão (UFMA). Especialista em Farmacologia pela Universidade Católica Dom Bosco (UCDB). Especialista em Saúde Pública pelo Instituto Nordeste de Educação Superior e Pós-graduação (INESPO). Graduado em Farmácia pela Faculdade de Imperatriz (FACIMP). Docente da Universidade Ceuma (UniCeuma) e da Faculdade de Educação de Bacabal (FEBAC). Possui experiência nas áreas de atenção farmacêutica, bioquímica, farmacologia, microbiologia, parasitologia, produtos naturais e saúde pública. Doutor em Biotecnologia e Mestre em Saúde e Ambiente pela Universidade Federal do Maranhão (UFMA). Especialista em Farmacologia pela Universidade Católica Dom Bosco (UCDB). Especialista em Saúde Pública pelo Instituto Nordeste de Educação Superior e Pós-graduação (INESPO). Graduado em Farmácia pela Faculdade de Imperatriz (FACIMP). Docente da Universidade Ceuma (UniCeuma) e da Faculdade de Educação de Bacabal (FEBAC). Possui experiência nas áreas de atenção farmacêutica, bioquímica, farmacologia, microbiologia, parasitologia, produtos naturais e saúde pública.

WINICIO JUNIOR ALVES

Graduado em Engenharia Química com ênfase em Meio Ambiente – UNIFRAN. Pós Graduado em Gestão de Projetos - UNIFOR MG

Agência Brasileira do ISBN

ISBN 978-85-7042-052-7

9 788570 420527