

FUNDAMENTOS DA ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

VOLUME III



EDITORA CONHECIMENTO LIVRE

Frederico Celestino Barbosa

Fundamentos da engenharia sanitária e ambiental

3ª ed.

Piracanjuba-GO
Editora Conhecimento Livre
Piracanjuba-GO

3ª ed.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Barbosa, Frederico Celestino
B238F Fundamentos da engenharia sanitária e ambiental
/ Frederico Celestino Barbosa. – Piracanjuba-GO

Editora Conhecimento Livre, 2022

211 f.: il

DOI: 10.37423/2022.edcl470

ISBN: 978-65-5367-104-1

Modo de acesso: World Wide Web

Incluir Bibliografia

1. recursos-hídricos 2. saneamento-básico 3. tratamento I. Barbosa, Frederico Celestino II. Título

CDU: 628

<https://doi.org/10.37423/2022.edcl470>

O conteúdo dos artigos e sua correção ortográfica são de responsabilidade exclusiva dos seus respectivos autores.

EDITORA CONHECIMENTO LIVRE

Corpo Editorial

Dr. João Luís Ribeiro Ulhôa

Dra. Eyde Cristianne Saraiva-Bonatto

MSc. Frederico Celestino Barbosa

MSc. Carlos Eduardo de Oliveira Gontijo

MSc. Plínio Ferreira Pires

Editora Conhecimento Livre

Piracanjuba-GO

2022

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	6
REATOR AERÓBIO DE AERAÇÃO FORÇADA E FLUXO ASCENDENTE NA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE RESTAURANTES	
Rodrigo Sondermann Muniz	
André Luís de Sá Salomão	
Marcia Marques Gomes	
William Hogland	
DOI 10.37423/220305564	
CAPÍTULO 2	20
GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NAS CIDADES DE BELÉM (BRASIL) E LUSAKA (ÁFRICA): CONTINENTES DIFERENTES, DESAFIOS EM COMUM	
SAMARA AVELINO DE SOUZA FRANÇA	
Raphael Tobias de Vasconcelos Barros	
DOI 10.37423/220305591	
CAPÍTULO 3	38
GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS QUÍMICOS E INFECTANTES GERADOS EM LABORATÓRIO DE AVALIAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA E ESGOTO TRATADO	
LILIAN MARIA PAGAMUNICI	
Paulo Roberto Neves de Oliveira	
DOI 10.37423/220405666	
CAPÍTULO 4	44
AVALIAÇÃO DA DISPONIBILIDADE HIDRICA NA BACIA DORIO COXIPÓ - MT	
Valeria Shirley Orth de Jesus	
Shanny dos Santos Mota	
Eliaana Beatriz Nunes Rondon Lima	
DOI 10.37423/220405667	
CAPÍTULO 5	58
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA PRODUÇÃO DE ÁGUA POTÁVEL	
Lorena Dornelas Marsolla	
Edumar Ramos Cabral Coelho	
DOI 10.37423/220405670	

CAPÍTULO 6	70
INTELIGÊNCIA ARTIFICIAL NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA – ETA PARANAPIACABA	
Marta Regina Inoue	
Agostinho de Jesus Gonçalves Geraldes	
Mauri Benedito Amaro da Silva	
David Albino Cardoso	
Silvia Schneider de Souza	
DOI 10.37423/220405679	
CAPÍTULO 7	88
SISTEMA DE PRÉ-FILTRAÇÃO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO VIA FILTRAÇÃO EM DISCO	
Samuel Lunardi	
Marcelle Martins	
Marcus Bruno Domingues Soares	
Vanessa de Andrade Puhl	
DOI 10.37423/220405704	
CAPÍTULO 8	103
PROTÓTIPO DE ÁREA DE CONVIVÊNCIA COM REUTILIZAÇÃO DE MATERIAIS RECICLÁVEIS	
Cláudio Jorge Cançado	
Jouber Paulo Ferreira	
Tálita Rodrigues de Oliveira Martins	
DOI 10.37423/220405720	
CAPÍTULO 9	114
ESTUDO SOBRE A REMOÇÃO DE CONTAMINANTES EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUIDOS (SAC - WETLANDS) EM ELEVADA ALTITUDE, EM CONDIÇÕES DE CLIMA TEMPERADO	
Jorge Alejandro García Zumalacarregui	
DOI 10.37423/220405725	
CAPÍTULO 10	126
AVALIAÇÃO DO ATERRO SANITÁRIO DE MONTES CLAROS-MG, ATRAVÉS DO ÍNDICE DE QUALIDADE DE ATERRO DE RESÍDUOS (IQR)	
Sheila Cristina Martins Pereira	
Igor Patrik Santos	
DOI 10.37423/220405729	

CAPÍTULO 11	148
ESTUDO E DESENVOLVIMENTO DE SUBPRODUTOS OBTIDOS A PARTIR DE ÓLEOS E GORDURAS RESIDUAIS	
Thalita Diane Barbosa Couto	
Jadson dos Santos França	
Dyego Martins Costa	
Lin Kan	
DOI 10.37423/220405751	
CAPÍTULO 12	162
DESEMPENHO DE UM SISTEMA COMBINADO REATOR UASB E LODO ATIVADO NO PROCESSO DE DESNITRIFICAÇÃO EM ESGOTO SANITÁRIO	
Israel Nunes Henrique	
José Tavares de Sousa	
Beatriz Susana Ovruski de Ceballos	
Natana Costa Farias	
Lucinewton Silva de Moura	
DOI 10.37423/220405753	
CAPÍTULO 13	174
DESAGUAMENTO DE ESCUMA E LODO DE ESGOTO EM LEITO DE SECAGEM COM ADIÇÃO DE CAL E USO DE BOLSAS DRENANTES	
David Garcia	
DOI 10.37423/220405758	
CAPÍTULO 14	186
QUESITOS PARA AVALIAÇÃO DE PROJETOS DE SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA DE LOTEAMENTOS RESIDENCIAIS	
Reinaldo Pereira de Queiroz	
Luciano Zanella	
Wolney Castilho Alves	
DOI 10.37423/220405762	
CAPÍTULO 15	196
CAMINHOS DE CONECTIVIDADE NO ESPAÇO URBANO	
Marina Pannunzio Ribeiro	
Kaline de Mello	
Roberta Aversa Valente	
DOI 10.37423/220505817	

Capítulo 1



10.37423/220305564

REATOR AERÓBIO DE AERAÇÃO FORÇADA E FLUXO ASCENDENTE NA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE RESTAURANTES

Rodrigo Sondermann Muniz

Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ

André Luís de Sá Salomão

Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ

Marcia Marques Gomes

Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ

William Hogland

Linnaeus University - LNU



Resumo: Devido aos impactos ambientais e custos de coleta, transporte e disposição final de resíduos sólidos domiciliares, a compostagem descentralizada da fração orgânica desses resíduos (próximo à fonte geradora como condomínios, escolas, restaurantes etc.) representa uma estratégia financeira, social e ambiental atraente. A compostagem descentralizada é recomendada principalmente para países em desenvolvimento, nos quais, a maior porcentagem do lixo gerado é constituída de matéria orgânica passível de compostagem. O objetivo do presente estudo foi testar e aprimorar um reator de compostagem de aeração forçada com fluxo ascendente para tratar resíduos de cozinha de restaurantes de uma área turística e portuária na cidade de Kalmar, na Suécia. O equipamento foi originalmente desenvolvido por um grupo de técnicos e pesquisadores suecos com a capacidade para processar aproximadamente 120 kg dia⁻¹. O estudo, com vistas à tropicalização da mencionada tecnologia fez parte de um projeto mais amplo de cooperação entre a antiga Universidade de Kalmar (atualmente Linnaeus University) e a Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). O presente artigo baseou-se nos resultados obtidos durante o período de treinamento e teste do reator, no verão europeu, para o tratamento dos resíduos orgânicos provenientes de três restaurantes de pequeno porte localizados na marina, e cujos resíduos orgânicos apresentavam alto percentual de carboidratos, gordura e frutas cítricas, característico das comidas servidas no local.

Palavras-chave: compostagem, reator de aeração forçada, pH, resíduo orgânico domiciliar.

INTRODUÇÃO

A despeito das pesquisas para desenvolvimento de sistemas aperfeiçoados de tratamento de resíduos sólidos municipais (ZHU et al., 2021; HOGLAND et al., 2018; HORISAWA et al, 2001; HOGLAND et al, 2003; TOGNETTI et al, 2007), um dos grandes problemas de saneamento básico existentes ainda hoje, refere-se à escolha da estratégia de tratamento de resíduos orgânicos urbanos de fácil biodegradabilidade, que constituem uma das frações mais relevantes dos resíduos sólidos urbano gerados (PARITOSH et al. 2018), particularmente nos países em desenvolvimento (DEHKORDI et al., 2020; PAI et al., 2019), tendo em vista que estes contribuem significativamente para a carga orgânica presente no chorume de aterros sanitários.

Biodigestores em grande escala foram amplamente testados ao longo dos anos em todo o mundo e, na maioria das vezes mostraram-se ineficazes, por não reduzirem custos financeiros nem ambientais de coleta e transporte, exigirem triagem e pré-tratamento/processamento e produzirem composto frequentemente com qualidade final baixa devido à contaminação com metais tóxicos, entre outros (MARQUES & HOGLAND, 2002). Tais fatores limitantes são praticamente eliminados quando a estratégia de compostagem é descentralizada e em pequena escala (HOGLAND et al, 2003).

A compostagem descentralizada de resíduos sólidos domiciliares surge em contraste à compostagem centralizada tradicional que processa grandes volumes de resíduos de muitos geradores, sem separação na fonte e que se dá através da operação de grandes leiras ou de reatores de grande porte (MANU et al., 2019; PAI et al., 2019). Enquanto a compostagem centralizada apresenta como única vantagem, a redução das emissões provenientes da matéria orgânica biodegradável que deixa de ser disposta em aterros, a compostagem descentralizada utiliza desde instalações domiciliares simples, sem controle ou monitoramento de processos (ex: composteiras domésticas), até reatores com sistemas eletro-mecânico de trituração e aeração e com monitoramento de processos operados manual ou automaticamente (PARITOSH et al. 2018; ZHU et al., 2021).

A compostagem descentralizada da fração orgânica biodegradável segregada na fonte constitui-se em umas das estratégias importantes para (i) redução considerável dos custos de coleta e transporte e (ii) redução das emissões geradas durante coleta e transporte, (iii) controle das emissões geradas durante a disposição final e (iv) aumento da qualidade do composto, visto que isento da contaminação por outros resíduos que não os orgânicos biodegradáveis (PAI et al., 2019; LOGAN et al., 2019; CESARO et al., 2019). As reduções dos custos de transporte e do consumo de energia na compostagem

descentralizada decorrem do fato de que o volume final do composto maduro representa aproximadamente 20% do volume original da matéria orgânica (HOGLAND et al, 2003).

Nesse sentido, é de grande relevância ambiental e socioeconômica a otimização dos processos aeróbios e o desenvolvimento de reatores de pequena escala que possam atender a pequenas comunidades, condomínios residenciais, hotéis e restaurantes, somente para citar alguns usuários em potencial. O processo de compostagem otimizado tem um *turnover* relativamente curto e as temperaturas altas atingidas durante a fase termofílica (60°C ou mais) reduzem o risco da presença de organismos patogênicos no composto maduro (HOGLAND et al., 2003).

Embora amplamente estudado durante décadas, o processo de compostagem ainda requer aprimoramentos, principalmente no que diz respeito aos sistemas engenheirados (ex: reatores/biodigestores de pequeno e médio porte) para alcance de desempenho técnico-econômico desejado. O efeito de determinadas variáveis sobre o processo não está totalmente elucidado. Segundo Sundberg et al. (2004) foi verificado que a taxa de respiração microbiana é fortemente reduzida em temperaturas ao redor de 46°C e pH abaixo de 6,0, comparado com composto com pH mais alto e temperaturas mais baixas. Portanto, a combinação de temperatura alta e pH baixo é provavelmente um fator adverso à compostagem (SUNDBERG et al, 2004). Além disso, as condições locais (volume e composição do lixo gerado *per capita*, grau de umidade do lixo, temperatura ambiente, forma de acondicionamento etc.) frequentemente exigem que reatores sejam adaptados e eventualmente redesenhados para ótimo funcionamento (HOGLAND et al, 2003; MARQUES & HOGLAND, 2002).

O objetivo do presente estudo foi avaliar a tratabilidade dos resíduos orgânicos provenientes de três restaurantes de pequeno porte, localizados em uma pequena cidade sueca litorânea com alto percentual de resíduos de carboidratos, gorduras e frutas cítricas, durante o verão europeu. Ao mesmo tempo, objetivou-se testar o funcionamento de um reator aeróbio de aeração forçada e fluxo ascendente para tratar resíduos de cozinha de restaurantes em pequena escala. O reator, originalmente desenvolvido por um grupo de pesquisadores suecos encontra-se atualmente na Ilha Grande onde mais testes serão realizados para o aperfeiçoamento eletromecânico e operacional com vistas à tropicalização tecnológica. O estudo faz parte de um projeto mais amplo de cooperação entre a Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) no Brasil e a Linnaeus University (LNU) na Suécia (antiga Universidade de Kalmar), na área de tecnologias ambientais e ecotecnologias.

MATERIAIS E MÉTODOS

O reator para compostagem estudado foi construído em aço inoxidável e tem um diâmetro de 96 cm, altura de 185 cm e capacidade para 830 L e apresenta um revestimento para isolamento térmico (Figura 1). O reator possui uma câmara de alimentação e um triturador com capacidade de 12 L e um sistema de aeração forçada ascendente. O composto é introduzido pela câmara de alimentação e trituração, e após o processo de biodegradação aeróbia é liberado a partir de um tubo de saída localizado na parte superior do corpo cilíndrico (Figura 2).



Figura 1: Reator Aeróbio de Aeração Forçada e Fluxo Ascendente para a compostagem de resíduos orgânicos.



Figura 2: Destaque dos principais componentes do Reator Aeróbio de Aeração Forçada e Fluxo Ascendente para a compostagem de resíduos orgânicos.

O equipamento possui um sistema misturador ou “mixer” interno que revolve a matéria orgânica por 2 min, a cada intervalo de 10 min, garantindo a homogeneização de cada camada do composto. Segundo testes anteriores realizados pelo grupo de pesquisa sueco, em condições ideais, este reator tem a capacidade de produzir composto maduro num período de 3 semanas. Tais condições ideais englobam: taxa C:N, faixa de pH e de umidade, materiais estruturantes em quantidades adequadas para otimizar a distribuição do ar na massa em compostagem (MARQUES & HOGLAND, 2002).

O experimento foi realizado na cidade de Kalmar, durante o verão sueco, para reproduzir as condições mais próximas da realidade brasileira. O período de teste teve duração de 20 dias. Neste período o reator foi abastecido com resíduos orgânicos proveniente de três pequenos restaurantes denominados R1, R2 e R3. Tais restaurantes estavam localizados nas proximidades de um cais com perfil e infraestrutura voltados para turismo náutico, e em uma cidade onde a separação na fonte em diferentes frações faz parte das práticas urbanas cotidianas.

A fração orgânica foi caracterizada durante a primeira semana do experimento (Tabela 1). Durante a alimentação diária, foi adicionado ao reator em média 25 kg de peso úmido de resíduo orgânico. No entanto, por meio de triagens manuais foram retiradas as frações não biodegradáveis, que

eventualmente eram encontradas decorrentes de falhas no sistema de separação na fonte. Tais frações foram classificadas como plásticos, metais, vidros (Figura 3).

Junto a fração orgânica introduzida diariamente, foi acrescido 10% de pó de serra, que tinha a função de atuar como material estruturante no processo de compostagem. O sistema foi inoculado, nos primeiros 7 dias de alimentação do reator, com uma mistura composta de esterco de cavalo e resíduos de poda de jardim, representando 10% do total de peso úmido de lixo diário com percentuais decrescentes até atingir 5% do total de peso úmido no 7º dia de operação do reator.



Figura 3: Separação e pesagem manual das frações biodegradáveis e não biodegradáveis do resíduo sólido proveniente de três restaurantes.

O monitoramento da temperatura ambiente e do composto eram realizados em diferentes alturas no interior do reator utilizando um termômetro de solos. A amostragem para as determinações e análises em laboratório seguiram os procedimentos especificados pela ABNT 10.007 (2004). As determinações de umidade da massa em compostagem foram feitas através de amostras diárias e secagem em estufa a 65°C até atingir peso constante (adaptado de EMBRAPA, 1997) e pelo método descrito por Kiehl (1985). O pH da amostra seca foi determinado segundo método adaptado de EMBRAPA (1997) e metodologia descrita por Kiehl (1985). Os sólidos totais e voláteis foram determinados segundo a metodologia descrita em APHA (2002). O teor de material volátil possibilitou calcular a porcentagem de carbono de (MARAGNO, 2007; KIEHL, 1985), segundo a equação 1 (Eq. 1).

$$C \text{ (mg g}^{-1}\text{)} = \frac{\text{teor de sólidos voláteis (mg g}^{-1}\text{)}}{1,8} \quad \text{Eq.1}$$

RESULTADOS

A partir da caracterização visual e qualitativa das frações orgânicas geradas pelos restaurantes (Tabela 1), nota-se que particularmente os restaurantes R1 e R3 apresentam uma presença maior de componentes caracteristicamente mais ácidos, podendo provavelmente influenciar negativamente o processo de compostagem.

Tabela 1: Indicação das frações mais predominantes pelo método de triagem manual (visual) dos resíduos orgânicos de 3 restaurantes.

Restaurante	Restos de comida	Restos de papel	Outros
R1	T	G	F
R2	P	G	R
R3	B	G	M

Predomínio de: T=Temperos, molhos, saladas; G=Guardanapos; F=Filtros de papel para café; P=pães e carne; R=Restos de plantas ornamentais; B=Batatas e frutas cítricas; M=Cascas de mexilhões.

O material estruturante adicionado ao reator para a compostagem apresentou uma granulometria relativamente fina (Tabela 2). Tal característica, proporcionou uma maior superfície específica e um melhor suporte microbiano, além de favorecer o processo de aeração do composto. Entretanto, tal material estruturante também apresentou um pH baixo (4,8), o que pode ter contribuído para o tempo prolongado da fase ácida inicial também denominada fase fitotóxica (KIEHL, 2008).

Tabela 2: Resultado da caracterização física do pó de serra utilizado.

Diâmetro da partícula (mm)	4,00	2,80	2,00	1,00	0,50	0,25	0,125	< 0,125
Porcentagem	0,03	0,02	0,13	2,95	9,58	38,07	28,22	21,01

A umidade do composto, avaliada diariamente, manteve-se na faixa entre 40% e 65%. Não sendo este um fator limitante para a compostagem, pois segundo Pereira Neto (2007) quando a umidade varia entre 40% e 60% (PEREIRA NETO, 2007) a ausência de calor no processo (ou seja, prolongamento da fase ácida inicial) não deve ser atribuída a falta ou excesso de umidade.

O pH permaneceu ácido durante os primeiros dias de funcionamento do reator aeróbio de aeração forçada e fluxo ascendente, à medida que o volume de resíduos orgânicos aumentava no reator, o pH decrescia (Figura 4). Segundo Smars (2002), é comum a verificação de um pH mais ácido no início do

processo da compostagem, devido à formação de ácidos orgânicos. Entretanto, durante o processo de decomposição da matéria orgânica, o pH deve apresentar um aumento, favorecendo o crescimento dos microorganismos termofílicos.

Ainda segundo Smars (2002), é esperada uma elevação do valor de pH em reatores aeróbios em média a partir do 5º dia do início do experimento, podendo alcançar valores de até 8,0. Sendo assim, devido a manutenção do baixo valor de pH nos 10 primeiros dias de experimento, provavelmente em decorrência da composição dos resíduos sólidos dos restaurantes e do pó de serra, a adição de resíduos orgânicos foi interrompida no 12º dia e houve uma adição de calcário (CaCO_3) para correção do pH. Após tais ações, nos dias subsequentes, foi verificado um aumento do valor de pH. Contudo, mesmo após a adição do calcário ao composto, não foi verificado o valor de pH próximo ao neutro. Tal fato pode ser explicado, pois segundo o fabricante quando tal produto é aplicado em solos requer aproximadamente 10 dias para correção de pH.

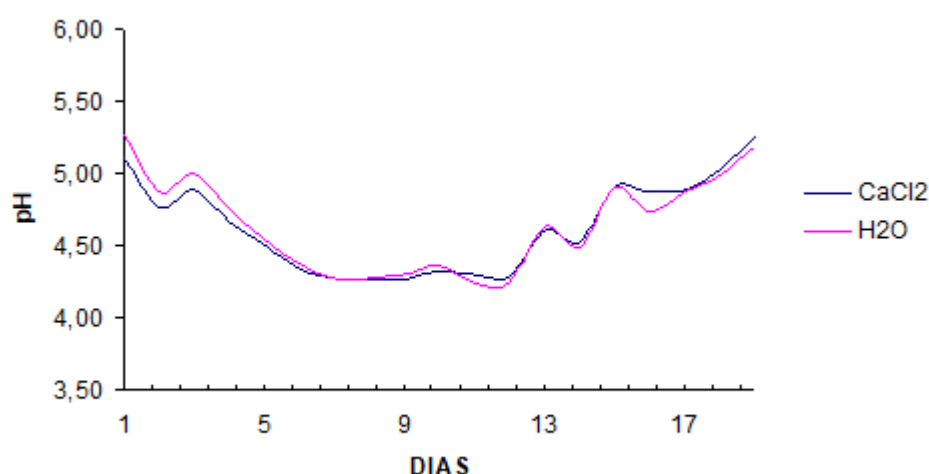


Figura 4: Avaliação do valor de pH (por dois métodos distintos) do composto de um reator aeróbio de aeração forçada e fluxo ascendente durante 20 dias de operação. A linha vermelha marca o início da adição de CaCO_3 no reator.

A temperatura do composto permaneceu acima da temperatura ambiente (Figura 5), durante todo o período avaliado. No entanto, a temperatura avaliada não foi suficiente para caracterizar que o composto tenha atingido a fase termofílica do processo, em que era esperada uma temperatura entorno de 70°C , característico de uma alta atividade microbiana termofílica. Não obstante, foi verificado que o composto atingiu numa faixa de temperatura de 20 a 40°C , sendo esta característica de atividade microbiana mesofílica (Figura 5) (SOUZA, 2002).

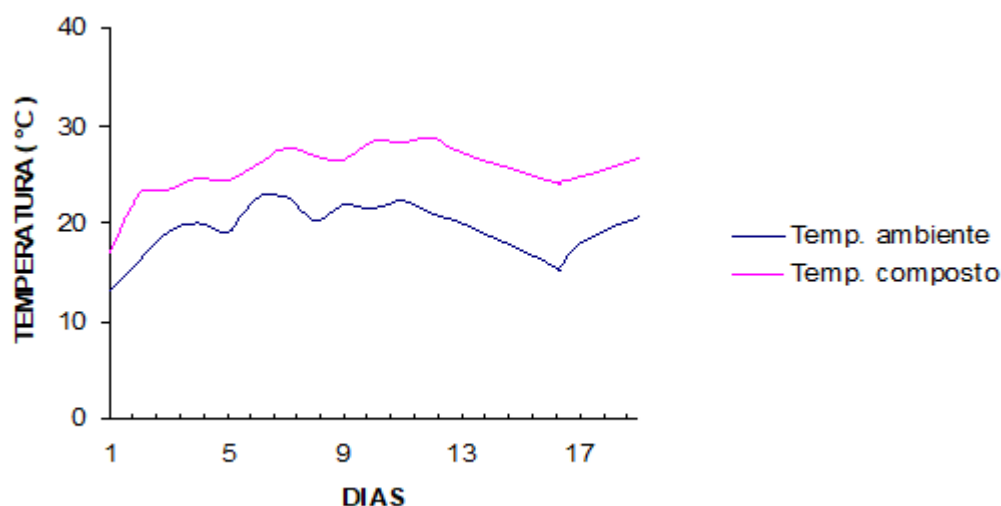


Figura 5: Variação das temperaturas do ambiente e do composto ao longo dos 20 dias de experimento em um reator aeróbio de aeração forçada e fluxo ascendente.

Em relação aos sólidos voláteis, estes se mantiveram constantes até o 14º dia. Após esse período, houve uma tendência de queda de 13,5% do valor inicial. Tal comportamento sugere uma ineficiência do processo de compostagem, pois em um processo eficiente, a redução esperada durante este período deveria ser de aproximadamente 50% do valor inicial (PEREIRA NETO, 2007) .

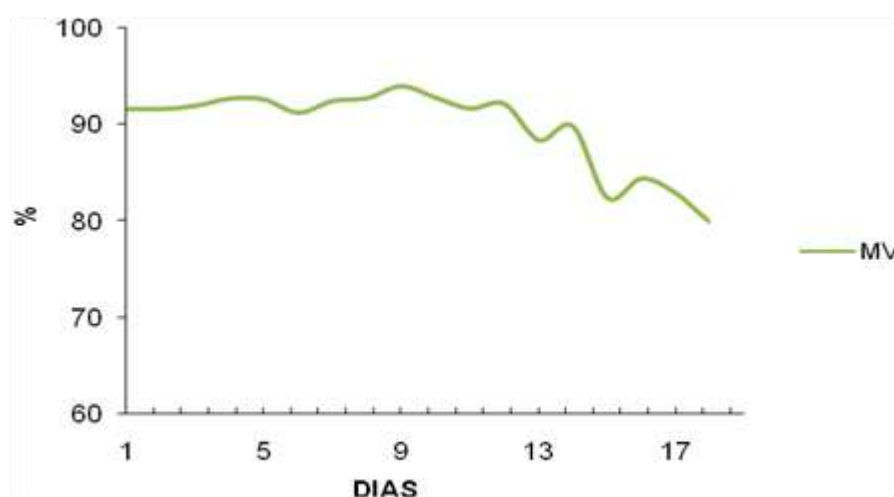


Figura 6: Variação da porcentagem da fração dos sólidos voláteis (%) ao longo dos 20 dias de compostagem em um reator aeróbio de aeração forçada e fluxo ascendente.

A porcentagem de carbono total no composto, por sua vez, manteve-se constante, indicando uma baixa atividade microbiana durante o período de compostagem avaliado. Foi verificada uma redução da porcentagem do teor de carbono a partir do 12º dia. Tal fato, provavelmente esteve relacionado a

melhoria das condições do processo de compostagem, como a elevação do valor de pH. Em outros estudos de respirometria realizados com amostras de diferentes idades deste mesmo composto (SALOMÃO et.al., 2009), sugeriram uma baixa atividade microbiana aeróbia, quando comparada aos valores encontrados na literatura.

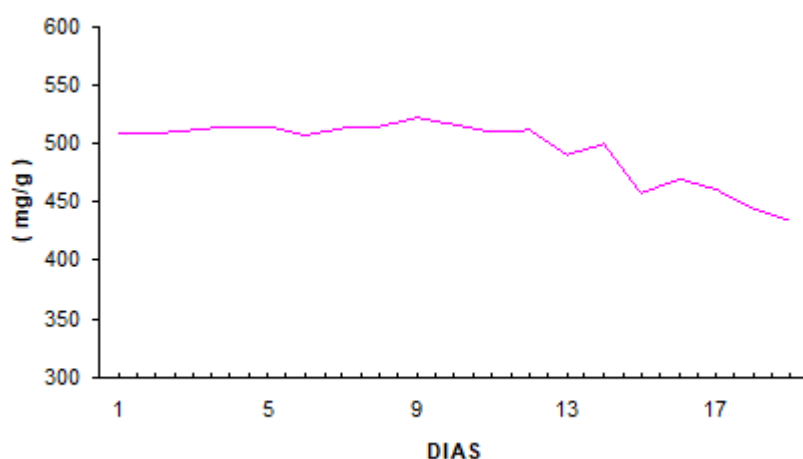


Figura 7: Avaliação do teor de carbono orgânico total do composto gerado ao longo dos 20 dias em um reator aeróbio de aeração forçada e fluxo ascendente.

Em relação aos aspectos eletromecânicos do reator, foram identificados itens que necessitam aperfeiçoamento, tais como o sistema de trituração e de aeração, além da possibilidade de redução do ruído gerado.

CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos durante o período de estudo, conclui-se que a composição do resíduo orgânico utilizado na alimentação do reator, assim como o pH inicial do material estruturante adicionado, foram determinantes para que houvesse a necessidade de um período maior de degradação dos ácidos orgânicos gerados e para a subsequente elevação do pH. Além disso, foi verificado que dependendo das características do resíduo orgânico que se pretende processar, é necessária a inclusão de um material inoculante para desenvolvimento de bactérias e fungos e, consequentemente, aceleração do processo de compostagem.

AGRADECIMENTO

Os autores agradecem o apoio da Fundação Sueca para Cooperação Internacional em Pesquisa e Ensino Superior-STINT (*Swedish Foundation for International Cooperation in Research and Higher Education-STINT*).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA

APHA 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater; 21st Edition; American Public Health Association, Washington, D.C.

Associação brasileira de normas técnicas. NBR 10.007. Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 21p. 2004.

CESARO, Alessandra et al. The evolution of compost stability and maturity during the full-scale treatment of the organic fraction of municipal solid waste. *Journal of environmental management*, v. 232, p. 264-270, 2019.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de Métodos de Análise de Solos. 2a Ed. Rio de Janeiro, 1997. 212p. (EMBRAPA-CNPS. Documentos 1).

HOGLAND, Marika et al. Remarks on four novel landfill mining case studies in Estonia and Sweden. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, v. 20, n. 2, p. 1355-1363, 2018.

HOGLAND, W., BRAMRYD, T., MARQUES, M., NIMMERMARK, S. Physical, chemical and biological processes for optimizing decentralized small-scale household composting. *Compost Science & Utilization*, v11(4):330-336, 2003.

HORISAWA, S., SALUMA, Y., TAMAI, Y. DOI. S., TERAZAWA, M. Effect of environmental temperature on a small-scale biodegradation system for organic solid waste. *Journal of Wood Science*, v.47(2):154-158. 2001.

KIEHL, E.J. Fertilizantes orgânicos, Editora Agronômica Ceres. Piracicaba, 1985.

KIEHL, E.J. Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto, editora: Livroceres, 4ª Ed. Piracicaba, 2004.

LOGAN, Mohanakrishnan; VISVANATHAN, Chettiyappan. Management strategies for anaerobic digestate of organic fraction of municipal solid waste: Current status and future prospects. *Waste Management & Research*, v. 37, n. 1_suppl, p. 27-39, 2019.

MARAGNO, E. S., TROMBIN, D. F., VIANA, E. O uso da serragem no processo de minicompostagem. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.12 - Nº 4-out/dez 2007, 355-360.

MARQUES, M., HOGLAND, W. Processo descentralizado de compostagem em pequena escala para resíduos sólidos domiciliares em áreas urbanas. In: XVIII Congresso Interamericano di Ingeniería Sanitaria y Ambiental-AIDIS, Cancún, 2002.

PARITOSH, Kunwar et al. Organic fraction of municipal solid waste: overview of treatment methodologies to enhance anaerobic biodegradability. *Frontiers in Energy Research*, v. 6, p. 75, 2018.

PEREIRA NETO, J.T. I Manual de Compostagem: Processo de baixo custo - Ed. Rev. e Aum. Viçosa, MG : Ed. UFV, 2007.

SALOMÃO, A.L.S., SONDERMANN, R., PEREIRA, D.A., MARQUES, M. Teste respirométrico simplificado na avaliação do processo de compostagem em um reator aerado de fluxo ascendente. 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Recife, 2009.

SMARS, S., GUSTAFSSON, L., FRIIS-BECK, B., JONSSON, H. Improvement of the composting time for household waste during an initial low pH phase by mesophilic temperature control. Bioresource Technology, v.84:237-241, 2002.

SOUZA, F. C., PEREIRA NETO, J.T., CEBALLOS, B. S. O. Avaliação da compostagem mesofílica e termofílica. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia sanitária e Ambiental. Vitória, 2002.

SUNDBERG, C. 2003. Food waste composting - effects of heat, acids, and size. Licentiate Thesis. Dept. of Agriculture Engineering, Sveriges Lantbruksuniversitetet - SLU, Uppsala, Sweden.

TOGNETTI, C., MAZZARINO, M.J., LAOS, F. Improving the quality of municipal organic waste compost. Bioresource Technology Volume 98, Issue 5, March 2007, Pages 1067-1076. 2007.

ZHU, Yanli et al. A review of municipal solid waste in China: characteristics, compositions, influential factors, and treatment technologies. Environment, Development and Sustainability, v. 23, n. 5, p. 6603-6622, 2021.

Capítulo 2



10.37423/220305591

GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NAS CIDADES DE BELÉM (BRASIL) E LUSAKA (ÁFRICA): CONTINENTES DIFERENTES, DESAFIOS EM COMUM

SAMARA AVELINO DE SOUZA FRANÇA

Universidade Federal de Minas Gerais

Raphael Tobias de Vasconcelos Barros

Universidade Federal de Minas Gerais



Resumo: A gestão de resíduos sólidos em grandes cidades, principalmente em países em desenvolvimento, ainda é um desafio, seja pela crescente geração de resíduos, como pela frágil efetividade das políticas públicas no setor e o acesso a recursos. Diante desse cenário, o objetivo deste trabalho foi comparar a gestão de resíduos sólidos em Belém (Brasil) e em Lusaka (África) e discutir desafios e méritos das suas gestões. Para isso utilizou-se levantamento bibliográfico com base em documentos oficiais das cidades e publicações científicas relacionados ao tema. Belém e Lusaka são semelhantes no porte populacional e de geração de resíduos, bem como nos desafios de gestão, embora Lusaka esteja embricada num contexto mais precário. Constatou-se uma geração per capita próxima entre as duas cidades, cuja coleta é realizada, em maior parte, por empresas contratadas pelo Governo Local. Quanto à disposição final, Belém e Lusaka possuem aterro sanitário, embora – na prática – seu funcionamento seja cercado de críticas de aspecto técnico, ambiental e social. Chama a atenção a lenta valorização da figura do catador de materiais recicláveis, não havendo sua formalização enquanto Cooperativa e Associação em Lusaka; e contrato firmado com a Prefeitura de apenas uma das dez Organizações em Belém, embora ações de educação ambiental e participação social estejam crescendo nessas cidades. Portanto, os resultados reforçam o alerta comum de que a gestão de resíduos sólidos em Belém e Lusaka carecem de equilíbrio técnico-financeiro e vontade política.

Palavras-chave: Gestão; Resíduos Sólidos; Belém; Lusaka.

1 INTRODUÇÃO

A geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e sua disposição final ambientalmente correta têm sido alguns dos maiores desafios globais, variando de acordo com fatores socioeconômicos, condições climáticas, padrões de vida, cultura e hábitos alimentares (GU et al., 2017).

O Panorama Global revela que, em 2016, foram geradas no Mundo 2,01 bilhões de toneladas de (RSU), com perspectiva de crescimento para 3,4 bilhões até 2050 (KAZA et al, 2018). O Brasil, em 2020, gerou cerca de 79 milhões de toneladas de resíduos, com geração per capita anual de 379 kg, e tendência, até 2050, de um aumento próximo de 50% (ABRELPE, 2020).

Dessa maneira, face a complexidade da gestão de RSU, defende-se que é fundamental ter seu diagnóstico, a fim de elaborar planos mais eficazes, considerando as tecnologias disponíveis e a viabilidade econômica, buscando executar uma gestão integrada, entendida como aquela que considera as características sociais, econômicas e culturais de cada local, que integra entes federativos, governamentais, estaduais e municipais, cuja gestão se dê de maneira colaborativa e participativa (BRASIL,2010; CARDOSO et al., 2020).

No tocante à Sustentabilidade, o objetivo 11 dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) versa sobre a necessidade de tornar as cidades e assentamentos humanos mais inclusivos, seguros e sustentáveis, cuja meta nacional 11.6 estabelece que até 2030 seja reduzido o impacto ambiental negativo per capita das cidades, prestando especial atenção à gestão de resíduos e a busca pela garantia de que todas as cidades com mais de 500 mil habitantes implementem planos de gerenciamento (PEREIRA et al., 2019).

No Brasil, Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) define que os RSU devem seguir as etapas de redução, reaproveitamento, reciclagem, tratamento e disposição ambientalmente adequada (aterros sanitários) com o devido planejamento e monitoramento, pontuando que apenas os rejeitos devem ser dispostos em aterros sanitários, pois os diferencia de resíduo, o qual possui alternativas de tratamento (BRASIL,2010).

Diante do exposto, o objetivo do trabalho foi comparar a gestão de resíduos sólidos em Belém (Brasil) e em Lusaka (África) e discutir desafios e méritos das suas gestões. Justifica-se esta análise devido Belém e Lusaka terem passado por transformações substanciais no campo da gestão de resíduos nos últimos dez anos. Logo um estudo comparado revela distinções e semelhanças de realidades, ajudando a compreender como tem se dado a gestão de RSU enquanto política pública.

2 METODOLOGIA

Trata-se de uma pesquisa quanti-qualitativa, de modo a aprofundar-se na compreensão do tema da Pesquisa (gestão de RSU), interpretando-o a partir de informações numéricas e discutindo sobre o que já foi produzido (MARCONI; LAKATOS, 2017; MINAYO, 2010).

Assim, empregou-se a análise de documentos oficiais de ambas as cidades, além de publicações científicas relacionados ao tema, a fim de melhor analisar a gestão de cada cidade. As principais fontes documentais de informação para Belém foram: o Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB), mais especificamente o Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PGIRS), elaborados pela Prefeitura da cidade; enquanto que para Lusaka, utilizou-se como base a publicação *“Solid waste management in the world's cities: water and sanitation in the the world's cities 2010”*, do *United Nations Human Settlements Programme* (UH-HABITAT, 2010)

Nesse sentido, os resultados foram organizados a partir de tópicos de análise considerados mais relevantes: características gerais, de geração, coleta, destinação e disposição final, detalhados no Quadro 1.

Quadro 1 - tópicos de análise considerados na Pesquisa

Aspecto	Características
Gerais	Planejamento e operação Despesas
Geração	Total de RSU por ano Per capita anual
Coleta	Cobertura de coleta Modalidade Composição dos RSU Taxa de cobrança
Destinação Final	Reutilização, Reciclagem, Incineração, Compostagem entre outras Valorização do total de RSU gerados
Disposição Final	Disposição final ambientalmente correta

Fonte: Autora, 2021

2.1 CARACTERIZAÇÃO DAS CIDADES

Lusaka, capital da Zâmbia, África, embora territorialmente menor que outras cidades, foi escolhida por ser apresentar um ritmo acelerado de crescimento na África, abrigando a maior parte da população: mais de dois milhões de pessoas (CENTRAL STATISTICAL OFFICE, 2013).

Assim como em outras cidades, Lusaka viveu uma rápida migração rural-urbana, cuja taxa de urbanização refletiu numa geração elevada de resíduos sólidos quando comparada a outras cidades da África.

Belém, por sua vez, localiza-se no Estado do Pará, Brasil. Capital do Estado, é uma das cidades mais populosas da Região Norte do país, com quase um milhão e meio de habitantes, embora haja uma tendência de queda na taxa de crescimento populacional no Pará, passando de 1,29 em 2011 para 1,06 em 2017 (IBGE, 2019).

Assim, apesar das diferenças territoriais (km²), econômicas (Produto Interno Bruto - PIB), de taxa de crescimento e Índice de Desenvolvimento Humano (IDH), ambas as cidades compartilham algumas características que justificam sua comparação, tais como serem capitais, terem proximidade de população e geração anual de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), conforme mostrado na Tabela 1.

Tabela 1 - Caracterização das cidades analisadas

Característica	Belém	Lusaka (2010) ³
População	1.490.029 ² (2018)	1.500.000
Área (km ²)	1.059,466	375 ³
Taxa de crescimento (%)	1,06 (Pará)	3,70
PIB per capita*	US \$ 77.437,87 (2018)	US \$ 7.360
IDH	0,746 ² (2010)	0,434
Geração de RSU	348.852 t ² (2018)	301.840 t

*Taxa de câmbio 2010: 1,7603 R\$/US\$; 2018: 3,6542 R\$/US \$

Fonte: 1IBGE (2018;2020); ²Prefeitura Municipal de Belém (PMB,2020); 3UN-HABITAT (2010)

Destaca-se que em Belém o PIB, soma em valores monetários, de todos os bens e serviços finais produzidos foi da ordem de bilhões em valores correntes, concentrando quase metade do valor do Estado do Pará (IBGE, 2018). Além disso, seu IDH, medida composta dos indicadores de longevidade, educação e renda, é médio (0,746) sendo o maior entre as cidades do Estado e da Região Norte do Brasil.

Lusaka por sua vez apresenta um valor de PIB significativamente inferior ao de Belém, com taxa alta e acelerada de crescimento e baixo IDH (0,434), característica da maior parte das cidades da África. Chama a atenção a geração anual de RSU em Lusaka próxima a de Belém, mesmo seu PIB e área

territorial sendo inferiores a capital paraense. Entende-se esse fato como uma incoerência, considerando que a literatura menciona que quanto maior a renda/poder de compra, maior a geração de RSU. Salienta-se que lidar com dados secundários é lidar com existência ou não de sistemas de informações com disponibilidade e confiabilidade de informações (DE FRANCESCHI et al., 2017)

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 COMPARAÇÃO DA GESTÃO DE RSU EM BELÉM (BRASIL) E LUSAKA (ÁFRICA)

3.1.1 ASPECTOS GERAIS

Nos aspectos gerais, em Belém, a Secretaria Municipal de Saneamento (SESAN) é a responsável direta pelo planejamento e operação do setor de resíduos sólidos urbanos e serviços de limpeza urbana, com destaque à atuação do Departamento de Resíduos Sólidos (DRES). A prestação desses serviços ocorrem mediante contratação de empresas terceirizadas, fiscalizadas por funcionários do DRES. Além da SESAN, atuam de maneira indireta na gestão de resíduos sólidos a Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SEMMA), Secretaria Municipal de Saúde (SESMA) e a Agência Reguladora Municipal de Belém (ARBEL).

Já em Lusaka, a Gestão compreende o governo municipal local (Câmara Municipal de Lusaka e a Agência de Gestão Ambiental da Zâmbia), setor privado formal e informal, ONGs e Organizações Comunitárias (CHIMULLI, 2019). O setor privado informal inclui atividades não registradas, não regulamentadas ou realizadas por indivíduos ou empresas familiares/comunitárias que coletam mais de 30% de todos os RSU gerados em Lusaka (UN-HABITAT, 2010).

As partes interessadas incluem residentes, funcionários do governo e empresas privadas. No entanto, a participação popular é baixa. Segundo Daka e Madimutsa (2020) as decisões são - na realidade - tomadas por funcionários do governo e empresas privadas e apenas comunicadas à população nas reuniões. Logo reconhecem a implementação mais rigorosa do Regulamento do Governo Local para Gestão de Resíduos Sólidos, de modo que as autoridades locais participem diretamente da tomada de decisão.

Logo, há um domínio de atores privilegiados na gestão de resíduos sólidos, cujos moradores não têm espaço nas deliberações: primeiro porque as reuniões não são realizadas nas comunidades locais; segundo porque acontecem em horário em que essa categoria costuma estar ocupada cuidando de suas atividades pessoais (DAKA; MADIMUTSA, 2020).

Dessa maneira, verifica-se que ambas as cidades possuem órgãos municipais que planejam a gestão de RSU, estando a prestação do serviço a cargo de empresas, com destaque à atuação de ONG e Organizações Comunitárias em Lusaka.

3.1.2 CARACTERÍSTICAS DE GERAÇÃO E COLETA

Quanto às características de geração, conforme mostrado na Tabela 2, verifica-se em Belém uma geração de 348.852 t em 2018, com per capita anual de 0,65 kg/hab.dia. A cobertura de coleta (97%) foi superior à média do Estado (76,7%), região Norte (81%) e país (92%) (ABRELPE, 2020), mas cujo 3% reflete outros destinos dados pela população ao seu resíduos, geralmente, queima e disposição em locais indevidos (ruas, terrenos baldio, canais de drenagem).

A coleta ocorre em 97% (2019) da cidade, cujo modalidade é direta e indireta: na primeira, os RSU são coletados diretamente pelos caminhões coletores durante seu trajeto em determinadas ruas.; a coleta indireta ocorre quando os resíduos são colocados em caçamba, tanque e/ou depósito de serviço, sendo posteriormente recolhidos pela Prefeitura, modalidade essa que possibilita maior atendimento aos domicílios. Destaca-se que as porções insulares de Belém (39) também são atendidas (PMB, 2020)

Há também roteiros específicos denominados “coleta de difícil acesso”, para atendimento a locais onde os caminhões não conseguem acessar o logradouro devido formato e condições das vias, tais como vilas e outras comunidades consideradas como assentamentos precários.

Tabela 2 - Síntese da geração de resíduos sólidos de Belém e Lusaka

Aspecto	Belém	Lusaka (2010)
Geração Total de RSU por ano	348.852 t	301.840 t
Geração per capita	0,65 kg/hab.dia	0,55 kg/ hab.dia
Cobertura de coleta	97% (2019)	45%
Modalidade	Direta e Indireta	Primária e secundária

Fonte: Prefeitura Municipal de Belém (PMB,2020); UH-HABITAT,2010

Em Lusaka, observa-se 301.480 t de resíduos gerados em 2010, com geração per capita de 0,55 kg/hab.dia. A cobertura de coleta é de 45% (inferior a maior parte dos países em desenvolvimento), sendo essa primária e secundária (UN-HABITAT,2010).

A primeira ocorre nas residências ou comunidade, com armazenamento temporário feito na em container local para posterior retirada. Já a coleta secundária é realizada por empresas que fazem a movimentação dos resíduos para o aterro de Chunga (UN-HABITAT, 2010). Logo, os 55% restantes dos resíduos não recolhidos são deixados nas ruas, implicando em surtos de cólera e outras doenças, além de elevar a degradação do meio, uma realidade urgente na Zâmbia.

Portanto, observa-se uma geração próxima entre as duas cidades, da ordem de 300 mil toneladas, assim como uma geração per capita semelhante; e cobertura de coleta distante, embora desenvolvida em duas modalidades.

3.1.3 COMPOSIÇÃO E DESTINAÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS

Como detalhado na Tabela 3, em Belém, a composição dos resíduos é representada por 7% de Papel/ Papelão, 12% de Plástico, 2% de Vidro, 4% de Metal, 52% de Orgânicos, 14% de Outros e 9% classificados como Rejeitos. Logo, é majoritariamente composta por matéria orgânica (52%), seguida de recicláveis (25%), cujo maiores percentuais são de papel/papelão e plástico, apresentando grande diferença em comparação ao metal e vidro, este último com menor capacidade de comercialização (PMB, 2020).

Tabela 3 - Síntese da composição e destinação final de resíduos sólidos de Belém e Lusaka

Aspecto	Belém	Lusaka (2010)
Composição	25% recicláveis*	20% recicláveis
	52% Orgânicos	40% Orgânicos
	14% Outros	40% Outros
	9% Rejeitos	
Destinação Final	5% Reciclagem	6% Reaproveitamento 6% Reciclagem
Valorização de RSU gerados	1, 33%	6%
Coleta seletiva	5%	6%
Principal Modalidade	Informal - catadores - porta-a-porta Formal - empresas	

*Considerando para Papel/ Papelão embalagens Longa vida (1,05%), em que há predominância de papel; para Plástico o Plástico mole (3,89%), Plástico duro (5,20%) e PET (3,10%); para Metal soma de Metais ferros (3,11%) e Alumínio (1,10%).

Fonte: Prefeitura Municipal de Belém (PMB,2020); UH-HABITAT,2010

Sobre isso, diante de grande parcela de matérias orgânica, pontua-se a necessidade de Programas de compostagem em Belém, o que ainda não é realidade no Município. Na destinação final, preocupa o índice de reciclagem municipal, em torno de 5%, além da baixíssima taxa de recuperação dos recicláveis (0,2% - em 2017). Esses valores demonstram a carência de maiores índices de reaproveitamento de materiais recicláveis na cidade.

Nesse sentido, a maioria da coleta seletiva, realizada porta-a-porta, é informal, com apenas uma das dez cooperativas e associações existentes na cidade tendo formalizado contrato com a Prefeitura de Belém: apenas a Cooperativa dos Catadores de Materiais Recicláveis (CONCAVES), atuante no bairro de Nazaré.

A coleta seletiva informal caracteriza-se pelo recolhimento e triagem dos materiais: (i) na área próxima ao galpão da Cooperativa/Associação, (ii) de 30 Locais de Entrega Voluntária (LEV); e (iii) de grandes geradores (condomínios, empresas, instituições financeiras, estabelecimentos comerciais), para a qual são firmados acordos setoriais com o apoio técnico da SESAN.

A Composição de resíduos em Lusaka é de: 9% Papel/ Papelão, 7% Plástico, 2% Vidro, 2% Metal, 40% Orgânicos e 40% Outros. Percebe-se 20% de recicláveis, o dobro de orgânicos e 40% de outros tipos de resíduos. Em Lusaka o reaproveitamento e reciclagem respondem por 6% do total de RSU gerados, sendo para o último o setor informal menos expressivo (2%) quando comparado ao formal (4%), constituído por empresas de reciclagem que possuem seus próprios depósitos de coleta de recicláveis, os quais são transportados para o Zimbábue ou África do Sul. A valorização do total de RSU gerados na cidade não chega a 10% (6%) (UN-HABITAT, 2010).

Assim como Kuhn, Botelho e Alves (2018) e Luz et al. (2018), entende-se a importância da coleta seletiva para o campo social e ambiental, pois ela materializa a inserção do catador na gestão de resíduos, por meio de sua formalização e valorização, proporcionando um trabalho mais digno, seguro e que garanta sua renda, ainda mais no contexto da PNRS e de geração crescente de resíduos, sendo a coleta seletiva um dos métodos mais louváveis para minimizar os impactos ambientais provocados por esse cenário.

Portanto, a composição de RSU em Belém e Lusaka é majoritariamente composta por fração orgânica, seguida de fração reciclável para a primeira e de “outros” para a segunda. Para a destinação final os índices são próximos, assim como a necessidade comum de iniciativas de compostagem.

3.1.4 DESPESAS

As despesas com coleta, transporte e destinação de resíduos domiciliares chegaram, em 2019, ao patamar de R\$ 144.575.242,32 (US \$ 528.306.850,5), com per capita de R\$97,02 (US \$ 354,56), conforme Tabela 4.

Quando se analisa a arrecadação, por meio de taxas, e as despesas municipais com resíduos verificou-se um déficit, em 2018, da ordem de R\$ 94.745.782,3 (US \$ 346.220.037, 7). Essa informação demonstra que, embora crescente a na última década, a arrecadação não tem acompanhado o gasto público, não sendo suficiente para subsidiar as atividades operacionais e administrativas relacionadas aos RSU (SANJAD, 2018).

Tabela 4 – Despesas com resíduos sólidos em Belém e Lusaka

Aspecto	Belém (2018)	Lusaka (2010)
Despesa per capita*	US \$ 354,56	Não informado

* com Coleta, Transporte e destinação de Resíduos Domiciliares Taxa de câmbio 2018: 3,6542 R\$/US \$ 2018: Déficit de R\$ 94.745.782,3

Fonte: Prefeitura Municipal de Belém (PMB,2020); UH-HABITAT,2010.

Essa constatação reflete uma ineficiência do modelo de cobrança da taxa de resíduos em Belém, sendo que para a prestação do serviço foi necessário remanejar recursos de outros setores da administração pública para o setor de resíduos. Daí a necessidade de parcerias entre município, estado e governo federal, seja por meio de programas, linhas de crédito ou estímulo a outros instrumentos que permitam a geração de recursos para a gestão de RSU.

Quanto à despesa com gestão em Lusaka, não foi possível analisá-la devido não ter sido informado no Relatório da ONU. No entanto, Chimulli (2019) alerta que os recursos disponíveis não conseguem atender nem manter todas as etapas de gestão de resíduos em Lusaka, situação análoga a de Belém.

3.1.5 TAXA DE COBRANÇA

Ainda no âmbito financeiro, mostrado na Tabela 5, a taxa de cobrança mensal para gestão de resíduos em Belém varia de R\$5,84 (US \$ 22,63) a R\$17,49 (US \$ 67,77), cujos valores relacionam-se à área territorial do imóvel (m²) e ao tipo de ocupação (residencial ou não residencial). Essa cobrança é

realizada pela Guia de Recolhimento do Imposto Propriedade Territorial Urbana (IPTU), sendo o valor calculado em função da metragem do imóvel e não de acordo com a quantidade de resíduo gerada.

Entende-se que a principal fragilidade desse tipo de cobrança é o estabelecimento de valor fixo segundo critérios de ocupação, ao passo que nem sempre isso garante cobrir os custos operacionais discutidos acima, que podem variar segundo produção de resíduos sólidos do município. Nesta linha, como as receitas do IPTU estão direcionadas, em sua maioria, para o atendimento de compromissos que exigem percentuais mínimos para atendimento, tais como saúde, educação, não sendo, portanto, vinculadas diretamente à gestão de resíduos sólidos, sugere-se que a taxa de resíduos sólidos cobrada no IPTU seja reformulada, pois se mostra insuficiente para cobertura dos gastos apresentados, gerando déficit ao município.

Tabela 5 - Taxa de cobrança de resíduos sólidos em Belém e Lusaka

Aspecto	Belém	Lusaka (2010)
Taxa de cobrança (mês)	De R\$5,84 (US \$ 22,63) a R\$17,49 (US \$ 67,77)	De K30 (US \$ 2,50) a K250 (US \$ 20,83) ¹

Fonte: Prefeitura Municipal de Belém (PMB,2020); ¹Daka e Madimutsa (2020); UH-HABITAT,2010

*Taxa de câmbio 2010: 1,7603 R\$/US\$; 2018: 3,6542 R\$/US \$

Em Lusaka a Taxa de cobrança mensal varia de K30 (US \$ 2,50) a K250 (US \$ 20,83). Segundo Daka e Madimutsa (2020), as taxas pagas pela gestão de resíduos variam conforme densidade da área ocupada pelo residente.

Por exemplo, em áreas de baixa e média densidade, os residentes pagam quantias mais altas do que aqueles que estão em áreas de alta densidade, entendido como pessoas de renda média a alta. Assim, embora muitas as pessoas classificadas como pobres não paguem pela gestão de resíduos em alguns países africanos, na Zâmbia eles estão sujeitos ao pagamento de vários impostos ao governo o que piora a sua situação de pobreza. Dessa maneira, a taxa mensal paga pelos habitantes de Lusaka é de K30 (US \$ 2,50) em áreas de alta densidade, de K50 (US \$ 4,17) a K120 (US\$ 10) para média e de K80 (US \$ 6,67) a K250 (US \$ 20,83) em áreas de baixa densidade.

Portanto, a taxa de cobrança em Belém e Lusaka consideram a ocupação do solo, embora o valor mínimo cobrado em Belém seja superior à da capital da Zâmbia.

3.1.6 DISPOSIÇÃO FINAL

Finalmente, sobre a disposição final cabe, a Belém, uma breve discussão histórica. De 1990 a 2015 esteve em operação o aterro do Aurá (em Ananindeua, a 13 km do centro de Belém), considerado atualmente um aterro controlado que recebe apenas resíduos inertes. A partir daquele ano os resíduos domiciliares começaram a ser enviados para Aterro Sanitário de Marituba, cerca de 24 km de Belém. Inclusive, o custo com o serviço de disposição final, em 2018, foi de R\$ 22.782.821,62 - R\$65,33 por tonelada (US \$ 83.252.986,76 – US \$ 238,73 por tonelada).

O Aurá chegou a ter mais de 1.000 catadores informais atuando na coleta de materiais e resíduos recicláveis junto às células operacionais, além de má gestão do chorume gerado e considerável quantidade de resíduos diária 1.300 t de resíduos domiciliares e 600 t de resíduos de construção e demolição), encaminhas por seis municípios próximos a ele, problemas socioambientais relevantes. Contudo, como os resíduos vêm muito misturados com outros tipos de materiais que não apenas os resíduos inertes, não é possível indicar que o local opera em condições adequadas (PMB, 2020).

Quanto ao Aterro Sanitário de Marituba, desde 2017 foram constatados problemas socioambientais na obra, culminando, em 2018, com anúncio de fechamento do Aterro pela empresa operadora Guamá Tratamento de Resíduos Sólidos Ltda. No entanto, que mesmo com diversos protestos em 2019 e 2020, foi adiado o prazo para encerramento de suas atividades.

Tabela 6 - Disposição final dos resíduos sólidos em Belém e Lusaka

Aspecto	Belém	Lusaka (2010)
Disposição final ambientalmente correta	90% - Aterro Sanitário de Marituba	26% - Aterro Sanitário Chunga

Fonte: Prefeitura Municipal de Belém (PMB,2020); UH-HABITAT,2010

Salienta-se que a informação de que cerca de 90% dos resíduos são dispostos no local alerta para um percentual que poderia estar sendo reutilizado, compostado, reciclado, incinerado entre outras soluções. Outro ponto é que apesar de contar com tratamento do chorume (principalmente por osmose reversa), essa técnica é prejudicada devido os períodos chuvosos, pois a capacidade instalada é inferior à capacidade de geração nesses períodos. Há também forte odor no entorno do aterro e sinais de contaminação de corpos hídricos e solo.

Atualmente o Aterro sanitário atende os municípios de Belém, Ananindeua e Marituba, com capacidade operacional prevista em projeto da ordem de 1.800 t/dia, mas que recebe atualmente cerca de 1.500 t sendo que maior parte da quantidade recebida vem de Belém (PMB, 2020)

Em Lusaka, a disposição final ocorre no Aterro Sanitário de Chunga, sendo da ordem de 26%, cujo cenário perpassa por um sistema de disposição indiscriminada de resíduos, sem empilhamento próprio do método de aterro. Um fato que chama a atenção é que o aterro sanitário de Chunga, construído para durar 25 anos, já estava quase cheio no 13º ano de operação, sendo observado despejo indiscriminado de resíduos e falha nos equipamentos. Assim, o local se transformou num lixão, mesmo contando com um incinerador, estando lotado de catadores, devido ao crescimento do comércio de recicláveis (SAMBO et al., 2020).

As empresas de reciclagem na área industrial de Lusaka geralmente compram materiais plásticos, sendo que algumas implementaram sistemas de separação de resíduos para cuidar de sua responsabilidade social corporativa, embora o sistema ainda não seja ideal (SAMBO et al., 2020).

Daka e Madimutsa (2020) discutem que a destinação de resíduos ocorre, em sua maioria, a céu aberto, prática ilegal segundo Regulamentos do Governo local, tendo como principais causas: não pagamento da taxa de gestão por muitos residentes, razoável indisponibilidade de empresas privadas em áreas residenciais e atuação inconsistente na coleta dos resíduos, além da falta de informação sobre os métodos legais de destinação.

Portanto, verifica-se que a disposição final, que deveria ser a última etapa da gestão de resíduos sólidos, devendo receber – exclusivamente – rejeitos, vem sendo alvo de preocupação das autoridades de ambas as cidades e de críticas da população, em razão de apresentar problemas de ordem técnica, ambiental e sanitária.

3.2 DESAFIOS E MÉRITOS

Os principais desafios das gestões municipais em Belém e Lusaka são de ordem financeira, estrutural e política. E diante de um cenário representado por um crescimento urbano desorganizado, sem articulações técnicas e políticas, ambas as cidades ficam mais distante de uma gestão integrada e sustentável dos seus resíduos sólidos (GOMES; ZAMBAM, 2018).

O panorama das gestões de RSU, relacionadas à organização, geração, coleta destinação e disposição final, apresentou fragilidades a serem enfrentadas pelos governos locais. No âmbito financeiro, corrobora-se com Chimulli (2019) ao recomendar que o sistema de cobrança em Lusaka estabeleça

uma estratégia para que ela seja efetiva, sejam anexando-a às contas de água ou eletricidade, de modo a tornar as taxas instrumentos de responsabilidade compartilhada da população por seus resíduos gerados, além de proteger o aterro de Chunga de maiores quantidades de resíduos.

Para Belém, as taxas ainda se refletem insuficientes para cobrir as despesas com a prestação dos serviços de manejo de resíduos, logo é fundamental que a taxa de resíduos sólidos cobrada no IPTU seja reformulada, a fim de que essa arrecadação acompanhe os gastos públicos (SANJAD, 2018).

Acerca da infraestrutura, em Lusaka a coleta apresenta uma inconsistência relacionada às empresas privadas que coletam os resíduos, uma vez que segundo Daka e Madimutsa (2020), a Câmara Municipal não tem feito o monitoramento dessa atividade, ficando as empresas privadas estão livres para maximizar seus lucros às custas da entrega de um serviço falho, sendo preciso fortalecer a aplicação do Regulamento do Governo Local para Gestão de Resíduos Sólidos. Ademais, mais uma vez a escassez de recursos impacta diretamente a gestão de resíduos sólidos.

Ainda nesse âmbito, têm-se as alternativas de destinação final, em que se verificou que a reciclagem de RSU é uma atividade ainda pouco explorada nas cidades analisadas, com percentual inferior a 10%. Assim como Braga e Meirelles (2015), compreende-se que é imprescindível que os catadores de materiais recicláveis estejam formalizados enquanto cooperativas ou associações, pois assim garante-se que atuem sob melhores condições de trabalho e sejam – de fato – valorizados, já que a atuação de catadores informais é responsável por importante parcela do total de materiais recicláveis coletados.

Ressalta-se, finalmente, que as cidades analisadas apresentam cenário problemático quanto a presença de resíduos em locais inadequados, situação observada inclusive nas condições atuais dos seus aterros, com problemas de ordem social, ambiental e sanitária.

Outro ponto, dessa vez no viés político, diz respeito à fragilidade da educação ambiental da população, juntamente com condições operacionais de difícil acesso à coleta, assentamentos precários, (vilas e ilhas no caso de Belém) ou áreas não atendidas, o que se relaciona à disposição de resíduos ocorre de forma inadequada. A educação ambiental é importante ferramenta de informação e participação da sociedade na gestão dos resíduos sólidos, pois (re)criar valores quanto ao meio é um caminho de garantia de sustentabilidade (BRAVO et al., 2018).

Também se destaca a necessidade de formalizar Associações e Cooperativas, valorizando o catador e garantindo à essa categoria segurança no trabalho e dignidade humana. Ademais, o ideal é que apenas

resíduos que não possam ser destinados à reutilização, reciclagem, compostagem ou outros processos, sejam dispostos em aterro sanitário, os quais (Marituba e Chunga) estão com sua capacidade limitada.

Esta discussão de desafios perpassa pela garantia de saúde e vida. Sabe-se que os impactos ambientais relacionados aos resíduos são diversos, afetando a condição ambiental e operacionalização dos sistemas de saneamento, deixando a população suscetível à diversas doenças importantes no cenário nacional e local. Portanto, é possível afirmar que nem Belém nem Lusaka estão exercendo uma gestão integrada de resíduos sólidos, que, como fora dito no início deste trabalho, envolve, além do fator político e econômico, o fator ambiental e social.

Por outro lado, destacam-se alguns avanços. Em Belém, a cidade possui, desde 2020, Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, instrumento de planejamento previsto pela PNRS, o que auxilia a condução de ações mais urgentes na cidade. Além disso, desde 2016 cerca de 136 locais de descarte irregular na cidade foram eliminados ou recuperados pelo DRES, sendo 55 só em 2018. Destaca-se o esforço da Coordenadoria de Código de Posturas e o Setor de Educação Ambiental e Desenvolvimento Comunitário do DRES em pontos crônicos de disposição inadequada de resíduos em Belém, que caminham para atingir integralmente o município, mesmo diante de seu grande território e demanda (PMB, 2020).

Quanto à coleta seletiva, agentes de Educação Ambiental se comunicam com moradores dos bairros onde existem Cooperativas/Associações atuantes, num processo contínuo de sensibilização e informação sobre os dias e horários de coleta domiciliar, da coleta diferenciada de entulhos e sobre os canais de comunicação existentes da SESAN. Ainda sobre esse assunto, foi iniciada a inserção dos catadores em projetos de coleta seletiva porta a porta em Belém: já efetivado no bairro de Nazaré, mas pretendendo alcançar mais 3 bairros até 2021.

Em Lusaka, destaca-se o papel das ONGs e Organizações Comunitárias na disseminação de informações sobre a gestão de resíduos sólidos na cidade, de maneira a aumentar a sensibilidade e participação social, além de mobilizar e sugerir sobre a alocação de recursos de serviços de gestão. Quanto à questão da disposição ilegal, na tentativa de resolver o problema, os governos africanos – de modo geral - decidiram estabelecer redes de colaboração com várias partes interessadas, incluindo o setor privado e as comunidades locais, cuja participação das comunidades locais envolve a triagem, separação e reciclagem dos resíduos sólidos. (SIMUKONDA, 2015).

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A comparação entre a gestão de resíduos sólidos em Belém e Lusaka demonstra a importância social, econômica, ambiental e política de se ter um diagnóstico da realidade de cada cidade, a fim de estabelecer ações de melhoria e superação de problemas existentes.

Além das semelhanças populacionais e de geração de resíduos, também foram verificados índices próximos e baixíssimos de soluções de destinação final, evidenciando necessidade de iniciativas de compostagem e de maiores índices de reaproveitamento.

Por outro lado, as cidades analisadas apresentaram grandes diferenças quanto à coleta, composição e valor de taxa cobrada. Nesse sentido, alguns desafios comuns entre elas são Arrecadação não tem acompanhado gasto público, a disposição final permeada de problemas socioambientais, principalmente da presença de resíduos em locais inadequados.

Enquanto méritos entende-se iniciativas relacionadas à educação ambiental coleta seletiva e participação social. Portanto, desenvolvimento de melhores ações de planejamento técnico-financeiro e atuação política sólida podem levar à mudança dos cenários aqui apresentados e discutidos, de modo que Belém e Lusaka possam se “inspirar” uma na outra em busca de avançar na gestão de resíduos, não deixando de levar em consideração suas especificidades e urgências de gestão.

REFERÊNCIAS

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. São Paulo: ALBREPE, 2020.

BRAGA, A.; MEIRELLES, D. Evolução de Cooperativas de Coleta Seletiva de Resíduos de Equipamentos Elétrico e Eletrônicos: uma Análise a Partir das Atribuições da Audiência. Desenvolvimento em Questão, v. 15, n. 41, p. 383-415, 21 out. 2017.

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, 2010b. Disponível em:

http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 13 jul. 2021.

BRAVO, T. L. et al. Educação ambiental e percepção da implantação de coleta seletiva de lixo urbano em de alegre, ES. Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental, v. 7, n. 1, p. 375-396, fev. 2018.

CARDOSO, E. L. et al. Gestão integrada de resíduos sólidos urbanos no município de Belém, Pará, Brasil: vantagens e desafios da sua implementação. Sistemas & Gestão, v. 15, n. 2, p. 93-102, 2020.

CENTRAL STATISTICAL OFFICE. 2010 Census of Population and Housing: population and demographic projections 2011 – 2035. Lusaka: Central Statistical Office, 2013.

CHIMULI, Y. The challenges and prospects of solid waste management in Lusaka province: a case of Lusaka city council. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso. (Bacharelado em Artes em Estudos de Desenvolvimento) - Faculdade de Artes, Educação e Ciências Sociais, Cavendish University, Zambia, 2019.

DAKA, M.; MADIMUTSA, C. Collaborative Governance and Community Participation in Solid Waste Management in Lusaka. African Journal of Governance & Development, KwaZulu-Natal, vol. 9, n. 2, p. 524-542, dez. 2020.

DE FRANCESCHI, F. R. A. et al. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil: uma discussão sobre a evolução dos dados no período 2003-2014. Revista DAE, São Paulo, p. 61-68, 2017.

GOMES, D.; ZAMBAM, N. J. Sustentabilidade do espaço urbano: novas tecnologias e políticas públicas urbanístico-ambientais. Revista de Direito da Cidade, v. 10, n. 1, p. 310-334, jan. 2018.

GU, B. et al. Characterization, quantification and management of China's municipal solid waste in spatiotemporal distributions: a review. Waste management, v. 61, p. 67-77, 2017

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. 2018. Produto Interno Bruto dos Municípios 2018. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pib-munic/tabelas>. Acesso em: 14 jul. 2021.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2018. Áreas dos Municípios 2018. Downloads 2017. Disponível em:

<https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/estrutura-territorial/15761-areas-dos-municipios.html?=&t=downloads>. Acesso em: 14 jul. 2021.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2020. Estimativas da População 2020. Disponível em:

<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?edicao=28674&t=downloads> Acesso em: 14 jul. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Projeções e estimativas da população do Brasil e das Unidades da Federação. Disponível em:

<https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>. Acesso em: 15 jul. 2021.

KAZA, S.; YAO, L. C.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Urban Development, Washington: World Bank, 2018.

KUHN, N.; BOTELHO, L. L. R.; ALVES, A. A. A. A coleta seletiva à luz da PNRS nos estados brasileiros: uma revisão sistemática integrativa. Revista Brasileira de Planejamento e Desenvolvimento, Curitiba, v. 7, n. 5, p. 646-669, 2018.

LUZ, E. G. et al. Diagnóstico do programa de coleta seletiva na zona leste na cidade de São Paulo sob a ótica das cooperativas, poder público e municípios. Gestão & Regionalidade, v. 34, n. 102, dez. 2018.

MARCONI, M. A.; LAKATOS, E. M. Fundamentos de metodologia científica. 8. ed. São Paulo: Atlas, 2017.

MINAYO, M.C.S. Pesquisa social: teoria, método e criatividade. 32. ed. Petrópolis, RJ: Vozes, 2010.

PEREIRA et al. Cadernos ODS - ODS 11: Tornar as Cidades e os Assentamentos Humanos Inclusivos, Seguros, Resilientes e Sustentáveis. Brasília: Ipea, 2019.

PREFEITURA MUNICIPAL DE BELÉM – PMB. Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos - Situação dos serviços de limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos. In: Plano Municipal de Saneamento Básico. Belém: PMB, 2020.

SAMBO, Joy et al. Sustainable Solid Waste Management An Assessment of Solid Waste Treatment in Lusaka, Zambia. Sanitation Value Chain, v. 4, n. 2, p. 39-50, 2020.

SANJAD, H. C. Reciclagem como alternativa para a eficiência e sustentabilidade econômica no setor de resíduos sólidos urbanos do Município de Belém - PA. 2018. 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Instituto de Tecnologia, Programa de Pós-graduação em Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pará, Belém, 2018.

SIMUKONDA, A. Investigating Solid Waste Management in Lusaka City, the Capital of Zambia. Environmental Systems Analysis, Wageningen University & Research, out. 2015.

UH-HABITAT - UNITED NATIONS HUMAN SETTLEMENTS PROGRAMME. Solid waste management in the world's cities: water and sanitation in the the world's cities 2010. UN-HABITAT, 2010.

Capítulo 3



10.37423/220405666

GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS QUÍMICOS E INFECTANTES GERADOS EM LABORATÓRIO DE AVALIAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA E ESGOTO TRATADO

LILIAN MARIA PAGAMUNICI

Companhia de Saneamento do Paraná

Paulo Roberto Neves de Oliveira

Companhia de Saneamento do Paraná



Resumo: A água para consumo humano, em sua maioria, é retirada de rios e submetida a tratamento específico para que possa se tornar potável. A comprovação de sua potabilidade é realizada através da avaliação de parâmetros químicos, físico-químicos e microbiológicos, exigidos pelo Ministério da Saúde. Por outro lado, resíduos sanitários/domésticos, são lançados nos rios, após tratamento adequado. Sendo assim, o esgoto, pós tratamento, também deve ser avaliado em relação as características físico-químicas de montantes (resíduo antes de ser lançado ao rio) e jusantes resultantes (água do rio contendo a montante), para averiguar se estão dentro dos padrões exigidos pelos órgãos ambientais responsáveis. Os laboratórios responsáveis pela realização das análises físico-químicas e microbiológicas de água e esgoto, utilizam produtos químicos e biológicos para execução de atividades práticas laboratoriais, gerando resíduos, sendo necessário um gerenciamento efetivo dos mesmos. Sendo assim, o trabalho apresentado tem como objetivo avaliar o gerenciamento de resíduos químicos e infectantes gerados, no período de janeiro de 2020 a janeiro de 2021, no laboratório de controle de qualidade da SANEPAR – unidade Maringá.

Palavras-chave: lixo, gerenciamento ambiental, gestão de resíduos, resíduos de laboratório, material contaminado.

INTRODUÇÃO

O controle de qualidade de água potável, é realizado através da avaliação de parâmetros químicos, físico-químicos e microbiológicos exigidos pelo Ministério da Saúde, por meio da Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021.

O Esgoto sanitário, pós tratamento, também deve ser avaliado em relação as características físico-químicas de montantes, resíduo antes de ser lançado ao rio, e jusantes resultantes (água do rio contendo a montante), estejam dentro dos padrões exigidos pelos órgãos ambientais responsáveis.

Diante do contexto, a Companhia de Saneamento do Paraná desempenha controle de qualidade de água e através de gerências de avaliação de conformidade de água e esgoto, sendo estas, laboratórios responsáveis pela realização das análises físico-químicas e microbiológicas. Em decorrência das atividades práticas laboratoriais, estas unidades geram resíduos químicos, contendo ou compostos por substâncias perigosas, incluindo misturas de produtos de laboratório (classe I).

Já as áreas que atuam com análises microbiológicas geram resíduos biológicos entre eles meios de culturas contaminados, cepas de microrganismos padrão, alça de inoculação contaminadas com microrganismos patogênicos. Desta forma, impõe-se a necessidade de um gerenciamento efetivo.

De acordo com Moreira (2013), resíduos podem ser promotores de impactos ambientais significativos, sendo, portanto, necessário o planejamento e gerenciamento dos mesmos, abrangendo, entre outros itens, a definição de procedimentos adequados para coleta, manuseio, acondicionamento, transporte, armazenamento provisório e destinação final.

Segundo MMA (2010), gerenciamento de resíduos é *“o conjunto de ações exercidas, direta ou indiretamente, nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos”*.

De acordo com CONAMA (2005), resíduo químico é todo material ou substância com característica de periculosidade, quando não forem submetidos a processo de reutilização ou reciclagem, que podem apresentar risco à saúde pública ou ao meio ambiente, dependendo de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade e toxicidade. Os resíduos químicos gerados no laboratório são classificados como classe I.

Segundo ANVISA (2018), resíduos Infectantes são tidos como grupo A e grupo E. Os resíduos gerados por análises microbiológicas são enquadrados como A1 (culturas e estoques de microrganismos,

resíduos de fabricação de produtos biológicos exceto hemoderivados, descarte de vacinas de microrganismos vivos ou atenuados, meios de cultura e instrumentos utilizados para transferência, inoculação ou mistura de culturas, resíduos de laboratório de manipulação genética.

O presente trabalho tem como objetivo avaliar, criticamente, o gerenciamento de resíduos químicos e infectantes gerados no período de janeiro de 2020 a janeiro de 2021 no laboratório de controle de qualidade da SANEPAR – unidade Maringá.

MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada através de levantamento de dados e análise do histórico, sobre a quantidade de resíduos químicos e biológicos gerados, bem a destinação correta dos mesmos, no período de janeiro de 2020 a janeiro de 2021.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As quantidades de resíduos químicos gerados (em Kg), em cada mês, do período estudado, estão apresentadas na tabela 1.

Tabela 1 - Quantidade mensal de resíduo químico gerado (em Kg)

Ano	2020												2021	Média anual
Mês	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	01	
Quantidade (Kg)	57	47	46	32	29	30	69	90	10	38	56	34	25	39

As quantidades de resíduos infectantes gerados (em Kg), em cada mês, do período estudado, estão apresentadas na tabela 2.

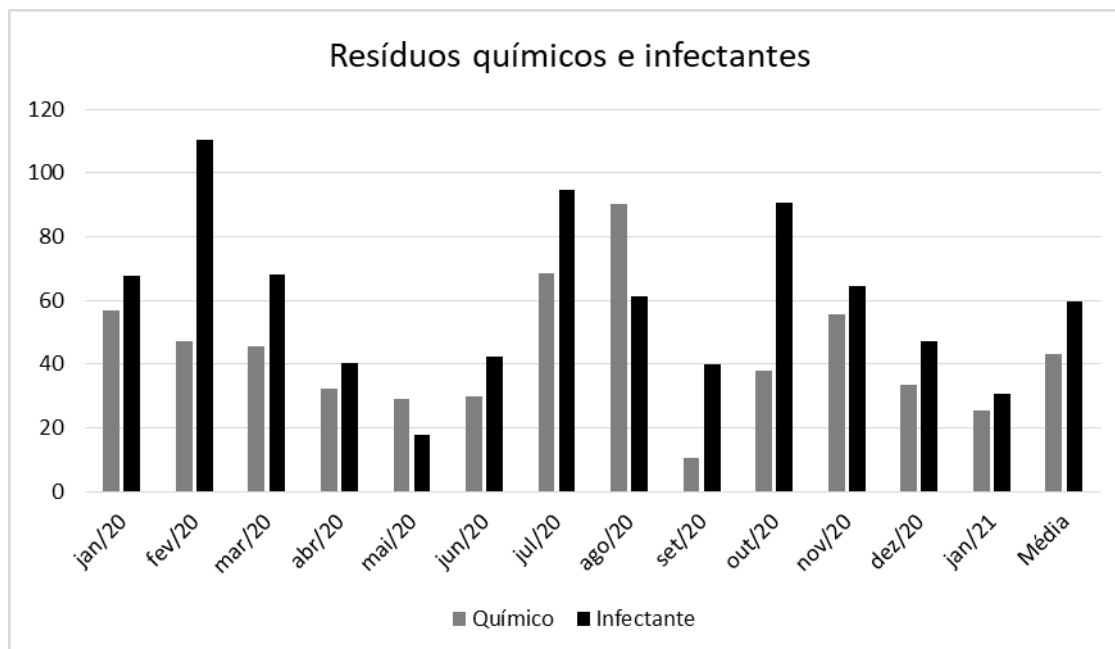
Tabela 2 - Quantidade mensal de resíduo infectante gerado (em Kg)

Ano	2020												2021	Média anual
Mês	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	01	
Quantidade (Kg)	68	110	68	40	18	42	95	61	40	91	65	47	31	55

Analisando a tabela 1, verifica-se que a quantidade de resíduo químico gerado, no período de estudo foi de 563 Kg, resultando em uma média mensal de 43 kg. Já, de acordo com a tabela 2, verificou-se que o total de resíduo infectante gerado, em todos os meses, foi de 776 Kg, com média mensal de 60 Kg. Somando-se o total de resíduos, químicos mais os infectantes, tem-se que o laboratório em estudo gerou 1339 Kg, ou seja, mais de uma tonelada de resíduo em um ano.

A relação comparativa entre a quantidade de resíduo infectante e químico gerado (em Kg), em cada mês, do período estudado, está apresentada no gráfico 1.

Gráfico 1 – Comparação entre a quantidade (em Kg) mensal de resíduo infectante e químico



De acordo com o Gráfico 1, os resultados da pesquisa mostraram que a quantidade de resíduos infectantes gerados no laboratório, na maioria dos meses do período pesquisado (com exceção aos meses de maio e agosto) foi superior a quantidade de resíduos químicos. Destaca-se que, o laboratório de estudo tem quatro áreas de análises químicas e apenas uma de ensaios microbiológicos. Apesar da quantidade de ensaios químicos ser superior ao número de ensaios biológicos, a quantidade de resíduo gerado é inferior aos resíduos infectantes.

CONCLUSÕES

Conclui-se que a quantidade de resíduos gerados em laboratório de avaliação de análise de água e esgoto é significativa. As análises microbiológicas são as maiores geradoras de resíduos do laboratório estudado, classificados como infectantes do tipo A1. Os resíduos químicos gerados no laboratório são classificados como classe I. A quantidade total supera a uma tonelada e, portanto, se não gerenciados adequadamente, poderá causar graves danos ambientais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. MOREIRA, Maria S. Estratégia e implementação do sistema de gestão ambiental (Modelo ISO 14001: 2004). Nova Lima: Editora FALCONI, 2013.
2. BRASIL, Ministério da Saúde/Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução RDC N° 222, de 28 de março de 2018. Boas Práticas de Gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde, 2018.
3. CONAMA, RESOLUÇÃO nº 358. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências. 29 de abril de 2005.
4. MMA. Ministério do Meio Ambiente. Política Nacional de Resíduos Sólidos – Lei 12.305 de 02 de agosto 2010.

Capítulo 4



10.37423/220405667

AVALIAÇÃO DA DISPONIBILIDADE HIDRICA NA BACIA DORIO COXIPÓ - MT

Valeria Shirley Orth de Jesus

Universidade Federal de Mato Grosso

Shanny dos Santos Mota

Universidade Federal de Mato Grosso

Eliana Beatriz Nunes Rondon Lima

Universidade Federal de Mato Grosso



Resumo: Em razão da escassez de recursos hídricos, a disponibilidade hídrica é um fator importante a ser estudado de forma a garantir os direito de utilização deste recurso, sendo, portanto, sua gestão de fundamental importância para assegurar padrões de quantidade e qualidade as futuras gerações.

Assim, este trabalho possui o objetivo de realizar uma análise da disponibilidade e demanda hídrica na Bacia do rio Coxipó que possam gerar informações técnicas para auxiliar os órgãos ambientais e o Comitê de Bacia na realização de sua gestão e tomada de decisões.

A metodologia abordada foi realizada em três etapas: a primeira etapa, foi uma análise da disponibilidade hídrica calculada pela obtenção da vazão Q95, e a construção da curva de permanência, juntamente com a obtenção do valor máximo outorgável estabelecido pelo Estado de Mato Grosso; a segunda etapa fez se a avaliação da demanda hídrica, pelo levantamento de dados de outorga dos empreendimentos disponíveis na plataforma SIMLAM (Sistema Integrado de Monitoramento e Licenciamento Ambiental); e a terceira etapa foi a compilação dos dados juntamente com a realização da análise dos levantamentos.

Os estudos demonstram a existência de disponibilidade hídrica para captação correspondente a 2,55 m³/s, e para esgotamento sanitário correspondente a 1,0575 m³/s, conforme resoluções da Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Estado de Mato Grosso. No entanto, a referida disponibiliza hídrica não leva em consideração a variabilidade das médias das vazões, muito menos a média das vazões na estiagem e nem a amplitude das médias das vazões entre os meses de maior vazão e menor vazão, chegando a ser um valor de 10,35 m³/s.

Palavras-chave: Vazão ecológica, Média mensal de vazões, Média anual de vazões, Curva de frequência.

INTRODUÇÃO

A água é um bem econômico, essencial, finito, vulnerável e atualmente escasso em quantidade e qualidade. Portanto sua gestão é fundamental para garantir o desenvolvimento sustentável através do equilíbrio da oferta e da demanda (KRAUSE, 2015).

A Política Nacional de Recursos Hídricos instituída por Brasil (1997) preconiza a adequada gestão dos recursos hídricos, sem a dissociação dos aspectos quanti-qualitativos, e a articulação entre os usuários da água com o planejamento regional, estadual e nacional, de forma a assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos.

O rio Coxipó faz parte da bacia do rio Cuiabá, possui uma extensão aproximada de 78,582 Km, que percorre dois municípios, Chapada dos Guimarães e Cuiabá. Sua nascente localiza-se em Água Fria, a noroeste de Chapada dos Guimarães, junto à encosta da Serra de Atmã, na Área de Proteção Ambiental, a aproximadamente 868 m de altitude; sua foz localiza-se na zona urbana da cidade de Cuiabá, à margem esquerda do Rio Cuiabá, e contém uma área de drenagem de aproximadamente 678,12 Km² (ALVES, 2009). De acordo com o Plano Estadual de Recursos Hídricos, Mato Grosso (2009), Cuiabá está inserida na Unidade de Planejamento e Gerenciamento P-4, que está localizado na porção central superior da bacia hidrográfica do Paraguai, onde concentram a maior população urbana do estado.

Diante disso o objetivo deste trabalho é realizar uma análise da bacia do rio Coxipó, através da avaliação da disponibilidade e demanda hídrica na bacia. Pretendendo gerar informações técnicas sobre a referida bacia hidrográfica a fim de auxiliar os órgãos ambientais e o comitê de bacia na gestão da mesma e na tomada de decisões.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os Sistemas Estaduais de Gestão de Recursos Hídricos apresentam critérios de estabelecimento de uma “vazão ecológica”, que vise evitar que o rio seque pelo excesso de uso. Onde se escolhe uma vazão de referência, baseado na curva de permanência de vazões, permitindo assim conhecer melhor o regime do rio. E A partir dessa vazão arbitra-se um percentual máximo que pode ser outorgado. No Estado de Mato Grosso essa vazão de referência é baseada na probabilidade de ocorrência da vazão em 95% do tempo, conhecida por Q95. O somatório dos volumes a serem outorgados corresponde a 70% da vazão de referência do manancial (MATO GROSSO, 2009). Segundo a lei citada na p. 2 “ Será

suspensa a emissão de novas outorgas quando o limite de derivações consuntivas atingir valor igual ou superior a 70% da vazão de referência (Q95)”.

A metodologia utilizada neste trabalho foi composta por três etapas. Na primeira foi realizado uma análise da disponibilidade hídrica na bacia, através da investigação da vazão (m^3/s) do rio Coxipó, no período de 1986 á 2001 na Estação Fluviométrica AABB, código 66259650, localizada nas coordenadas geográficas $15^{\circ}37'3,00''/ 56^{\circ}3'3,96''$. A disponibilidade hídrica foi calculada através do cálculo da vazão Q95, posteriormente foi construída a curva de permanência, e a partir do percentual máximo outorgável estabelecido pelo estado de Mato Grosso 70% da Q95, obteve-se a disponibilidade hídrica no rio Coxipó.

Na segunda etapa fez se uma avaliação da demanda hídrica, através de levantamento dos empreendimentos que realizam captação de águas superficiais e diluição de efluentes na Bacia do rio Coxipó. Esse levantamento foi realizado na base de dados do órgão licenciador, na plataforma do SIMLAM (Sistema Integrado de Monitoramento e Licenciamento Ambiental), foram realizadas pesquisas dos empreendimentos que possuem outorgas ou cadastro para uso da água. A fim de verificar o volume que tem sido retirado do rio e/ou ficado indisponível para diluição dos efluentes.

Na terceira etapa foi realizado a compilação, análise e tratamento dos dados levantados nas etapas anteriores, objetivando o diagnóstico da disponibilidade hídrica da Bacia do Rio Coxipó, se há probabilidade para atender novos usuários ou a probabilidade de escassez.

PRIMEIRA ETAPA: ANÁLISE DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA NA BACIA DO COXIPÓ-MT

Para a análise da disponibilidade hídrica de uma Bacia Hidrografia, é necessário a realização de estudos sobre a determinação vazão ecológica ou vazão mínima, visando sua utilização de forma sustentável.

No Brasil, a utilização do recurso hídrico está diretamente ligada à outorga deste recurso, conforme estipulado na Resolução nº 16, de Brasil, (Conselho Nacional de Recursos Hídricos; 2001). Entretanto, a definição de vazão de referência foi definida somente pela implementação da Resolução nº 357 (Conselho Nacional de Meio Ambiente; 2005) como sendo: *“vazão do corpo hídrico utilizada como base para o processo de gestão, tendo em vista o uso múltiplo das águas.”* No entanto, verifica-se que esta definição se apresenta de forma singela em relação a amplitude deste conceito, dando margens para interpretações equivocada de forma a toma-la como sendo uma vazão ecológica.

Na 41ª Reunião da Câmara Técnica de Controle de Qualidade Ambiental (CONAMA; 2010), utiliza-se a denominação de vazão ecológica como: *“vazão mínima residual. É um valor de referência que deve ser mantido no trecho de um rio a jusante de um barramento ou de uma retirada de água”*

A Resolução nº 129 (CONAMA;2011), estabelece que a vazão mínima remanescente: é a menor vazão a ser mantida no curso de água em seção de controle e que a vazão de referência é aquela que representa a disponibilidade hídrica do curso de água, associada a uma probabilidade de ocorrência.

Cruz; (2000) apud Cruz; (2005), define como a vazão ecológica a vazão necessária para a preservação das condições de pulso hidrológico, transporte de sedimentos e nutrientes, sincronicidade com o ciclo de vida das espécies silvestres da fauna e da flora e a taxa de perturbações necessárias à renovação e funcionamento dos ecossistemas associados ao curso de água, ou seja, a vazão necessária para manter as funções que mantêm o mosaico de biótopos que compõem o rio, nos seus leitos maiores e menores.

Camara (2003); Tomaz (2012), menciona que a vazão ecológica é a vazão mínima necessária para garantir a preservação do equilíbrio natural e a sustentabilidade dos ecossistemas. Assim, absorve-se dessas definições que a vazão ecológica pode ser definida como o estudo estatístico da vazão mínima de um corpo hídrico que garantam a proteção, conservação e manutenção do corpo hídrico preservando se a fauna e flora, muito embora verificam-se ainda diversas discussões referente a este conceito.

Molinari (2011), caracteriza a vazão ecológica como um conceito de hidrograma ecológico onde são determinada as vazões variáveis ao longo do ano.

Para a determinação da vazão de ecológica, existem várias metodologias, entre ela podemos citar: Q7.10, Q90, Q95, Q75. (CAMARA, 2003; MOLINARI, 2011; TOMAZ, 2012). A esses valores são equacionados percentuais mínimo considerados para a vazão de cada corpo hídrico.

No estado de Mato Grosso, o regime de outorga está regulamentado pela Resolução nº 27 do CEHIDRO (2009), art. 5º, a vazão disponível para uso consultivo não poderá exceder ao valor de 70% da Q95.

RESULTADOS DA PRIMEIRA ETAPA

Após obtenção dos dados de vazão dos anos de 1986 até 2001 (ROCHA, 2003), pode-se verificar o seguinte aspecto comportamental hidrológico para o Rio Coxipó conforme demonstrado na figura 1.

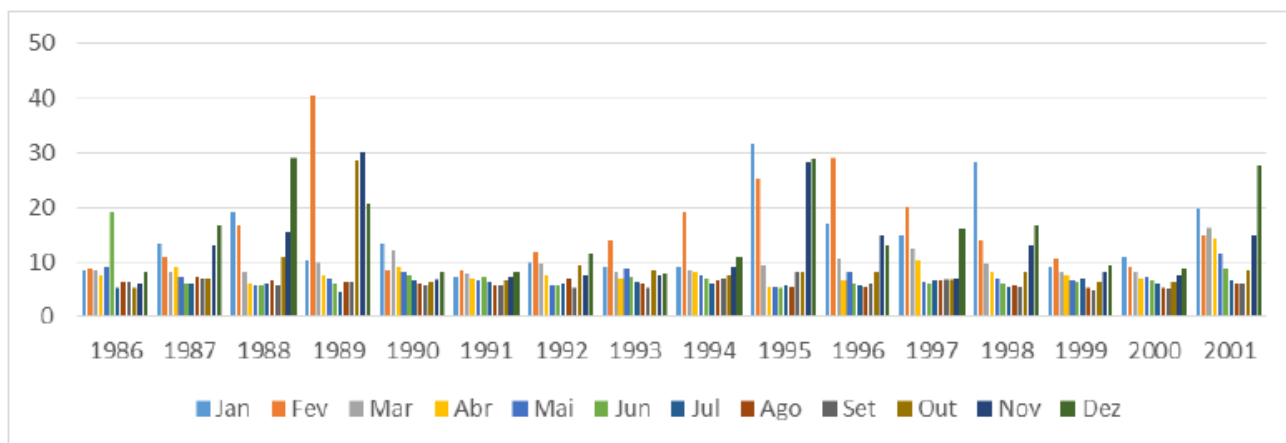


Figura 1: Médias das vazões para cada mês nos anos de 1986 à 2001.

Ao analisar as médias das vazões para cada mês para os anos de 1986 até 2001 (figura 1), verifica-se que o rio Coxipó apresenta grandes variações entre os meses de janeiro, fevereiro, novembro e dezembro, o que infere que esses meses se referem a períodos de cheia do referido corpo hídrico. Já os períodos de março, abril, maio e outubro, apesar de apresentarem uma média baixa para alguns períodos anuais e média alta para outros períodos, pode-se inferir que esses meses são considerado de transição. Já os meses de junho, julho, agosto e setembro apresentam um período relativamente baixo levando a conclusão que esses períodos corresponde a estiagem.

Já as médias mensais e as médias anuais de vazão para o rio Coxipó, podem ser observadas na figura 2, constatado se um determinado período de ocorrência de picos de vazão.

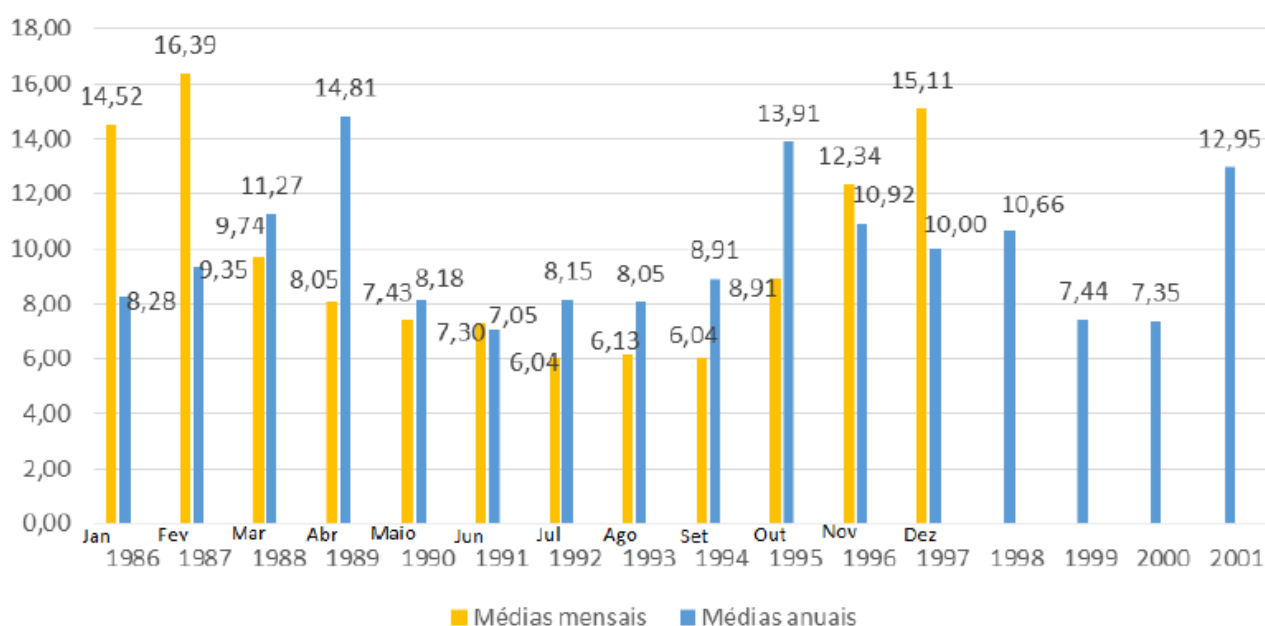


Figura 2: Médias mensais e médias anuais de vazão do rio Coxipó.

A figura 2, apresenta as médias mensais para cada período anual e também as médias anuais. Em análise as médias anuais, diagnosticamos que os meses de estiagem são os meses de julho, agosto e setembro, demonstrando uma diferença ao se comparar as médias mensais para cada ano conforme figura 1. Confirma-se também que os períodos de cheia estão realmente relacionados aos meses de janeiro, fevereiro, novembro e dezembro. Já o período de transição são os meses de março, abril, maio, junho e outubro.

As médias anuais demonstradas na figura 2 também inferem um tempo de recorrência a cada cinco anos para a apresentação de uma média anual de vazão superior à média de vazão do período de estiagem e transição.

A curva de frequência das vazões demonstrada na figura 3, foi obtida utilizando-se todas as médias de vazões ocorridas no período de 1986 a 2001 (ROCHA, 2003).

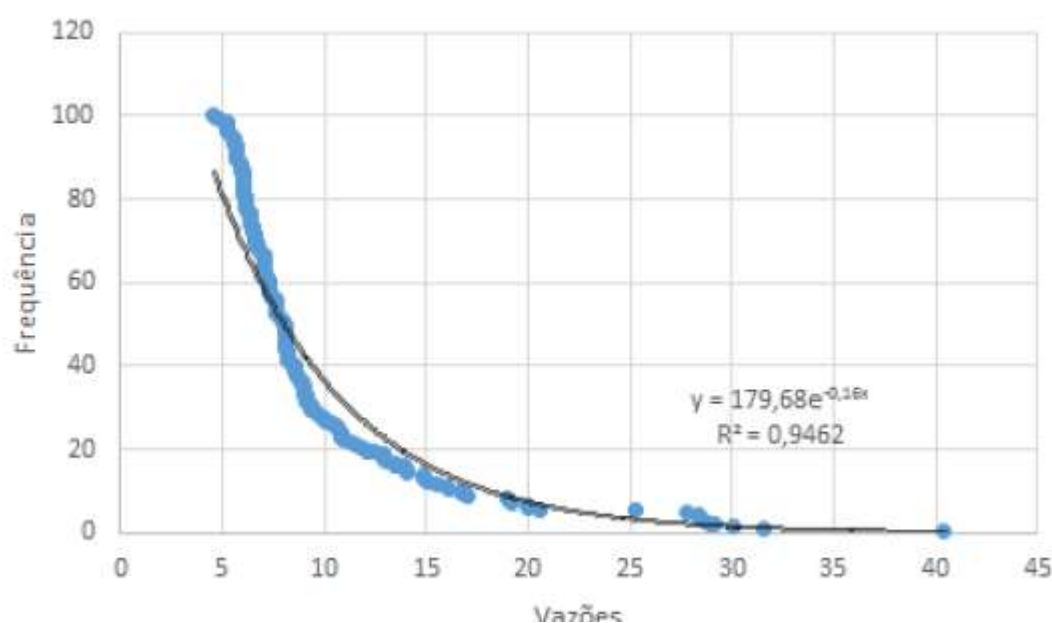


Figura 3: Curva de frequência das vazões do rio Coxipó.

A curva de frequência das vazões, figura 3, apresenta uma linha de tendência tipo exponencial na qual a maior parte das vazões apresentadas se encontram entre a 5 m³/s e 15 m³/s. Analisando esta curva de frequência, verifica-se que a Q95 para o rio Coxipó na periodicidade estudada é de 5,55 m³/s.

Porém se considerarmos somente os meses de estiagem, haverá uma outra curva de frequência representada pela figura 4.

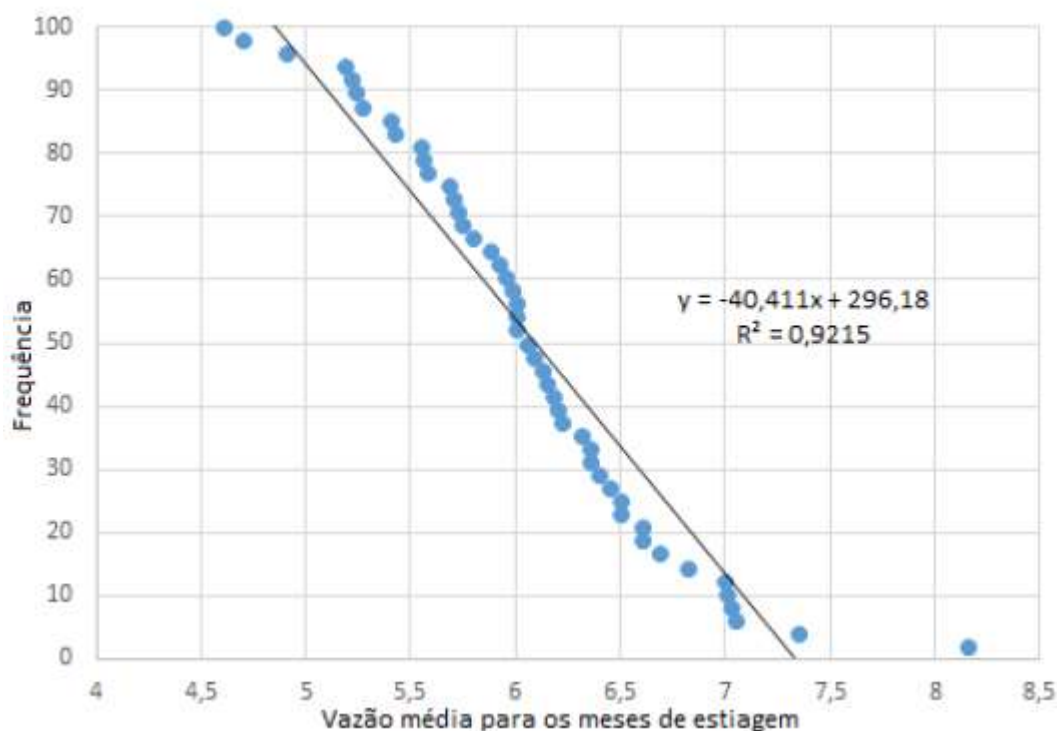


Figura 4: Curva de frequência das vazões médias para os meses de estiagem.

Assim, verifica-se que a curva de frequência da média das vazões para os meses de estiagem, linha de tendência que melhor se ajusta tipo exponencial. No entanto as vazões se encontram distribuídas entre 4,6 m³/s e 8,15 m³/s. Ao se analisar a curva de frequência para Q95, obtém-se o valor de 5,045 m³/s. Isso corresponderá a um valor de 3,5315 m³/s para 70% da Q95 e de 1,009 m³/s para 20% da Q95.

Conforme a Resolução nº 27 do CEHIDRO (2009), art. 5º, a vazão disponível para uso consultivo não poderá exceder ao valor de 70% da Q95. Desta premissa verifica-se que o valor da vazão outorgável é correspondente a 70% do valor da Q95 correspondendo a um valor de vazão de 3,885 m³/s. Caso seja ultrapassado esse valor, todas as emissões de outorga deverão ser suspensas. Também pela resolução, estabeleceu que cada usuário individual só poderá ter a outorga de 20% do total da Q95, o que corresponde a 1,11 m³/s.

Os usos insignificantes de acordo com a Resolução nº 27 do CEHIDRO (2009), art. 5º, § 2º, o que corresponde a 0,0005 m³/s para a captação de águas, sendo que ao se analisar a sua somatória, este valor não poderão exceder o total de 20% da vazão de referência que é a Q95.

Já em relação a análise de disponibilidade hídrica para a diluição de lançamento de efluentes, toma-se por base a Resolução nº 29 do CEHIDRO (2009), art. 6º, devendo ser consideradas as captações

outorgáveis de captação para consumo sendo estas concorrentes das vazões para diluição. A vazão inicial reservada para a diluição é de 30% do valor da Q95, sendo o valor correspondente a 1,1655 m³/s. Entretanto o limite máximo individual que poderá ser utilizado para a diluição é de 50% da Q95, correspondendo ao valor de 1,9425 m³/s.

Desta premissa verifica-se que o valor da vazão outorgável é correspondente a 70% do valor da Q95 correspondendo a um valor de vazão de 3,885 m³/s. Caso seja ultrapassado esse valor, todas as emissões de outorga deverão ser suspensas. Também pela resolução, estabeleceu que cada usuário individual só poderá ter a outorga de 20% do total da Q95, o que corresponde a 1,11 m³/s.

SEGUNDA E TERCEIRA ETAPA: LEVANTAMENTO DOS EMPREENDIMENTOS COM OUTORGA

Para a realização do levantamento de dados de empreendimento que possuem outorga para a realização de captação de águas superficiais, subterrâneas e diluição de efluentes ocorrido na Bacia do rio Coxipó, foi realizado um levantamento na base de dados do órgão licenciador, Secretaria de Estado e Meio Ambiente de Mato Grosso (SEMA/MT), na plataforma do SIMLAM (Sistema Integrado de Monitoramento e Licenciamento Ambiental).

Foram realizadas pesquisas dos empreendimentos que possuem outorgas ou cadastro para uso da água. A fim de verificar o volume que tem sido retirado do rio e/ou ficado indisponível para diluição dos efluentes.

A figura 5, demonstra os percentuais de registros de outorga obtidos na plataforma do SIMLAM (Sistema Integrado de Monitoramento e Licenciamento Ambiental).

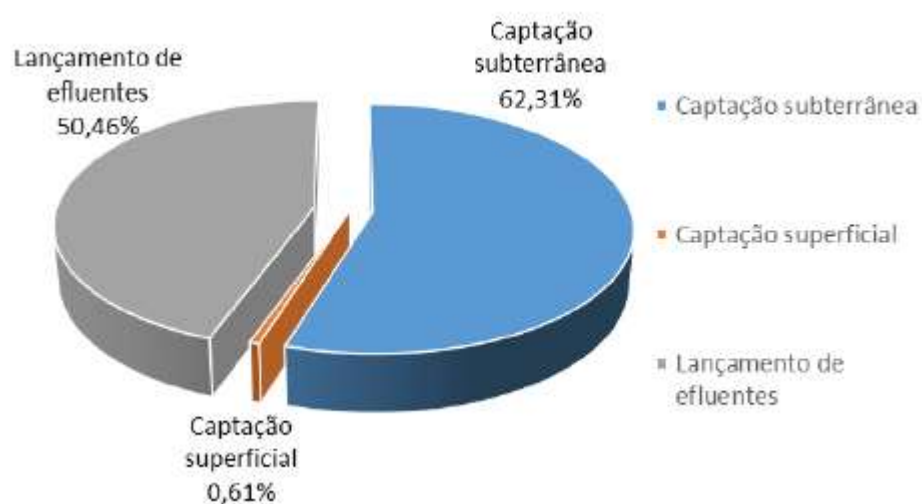


Figura 5: Percentuais de registros de outorga da plataforma SIMLAM.

Foram constatados um total de trezentos e vinte e nove processos de outorga, os quais, conforme demonstrado na figura 5, refere-se a 62,31% de captação subterrânea, 50,46% de lançamento de efluentes e 0,61% de captação superficial.

RESULTADOS DA SEGUNDA E TERCEIRA ETAPA

Pelo programa de acesso público SIMLAM, verifica-se que a Bacia do Rio Coxipó, possui um total de 329 cadastros disponíveis. A figura 6, apresenta o percentual de vazões consideradas significantes e vazões consideradas insignificantes.

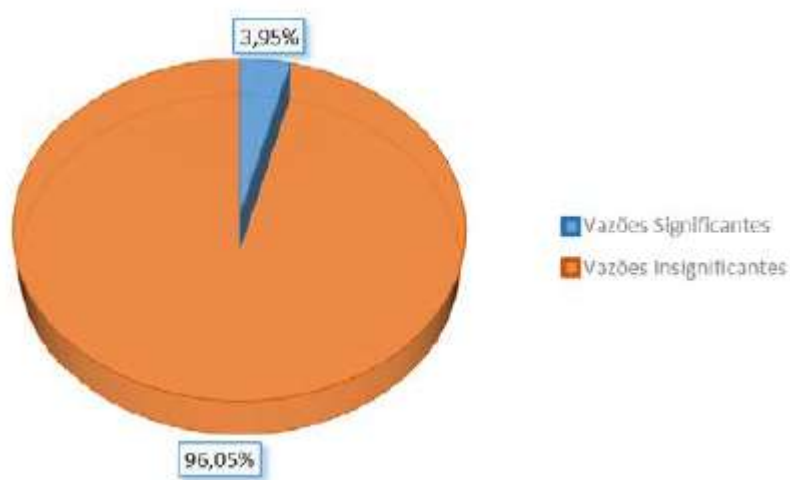


Figura 6: Percentual de cadastros de disponibilidade de vazões.

Na figura 6, verifica-se que 3,95% dos cadastros correspondem a vazões significantes e 96,34% são de vazões insignificantes.

A figura 7, demonstra o percentual correspondente ao tipo de outorga relacionado dentro do cadastro denominado signifiicante, ou seja, dentro dos 3,95% dos cadastros existente dentro do programa SIMLAM.

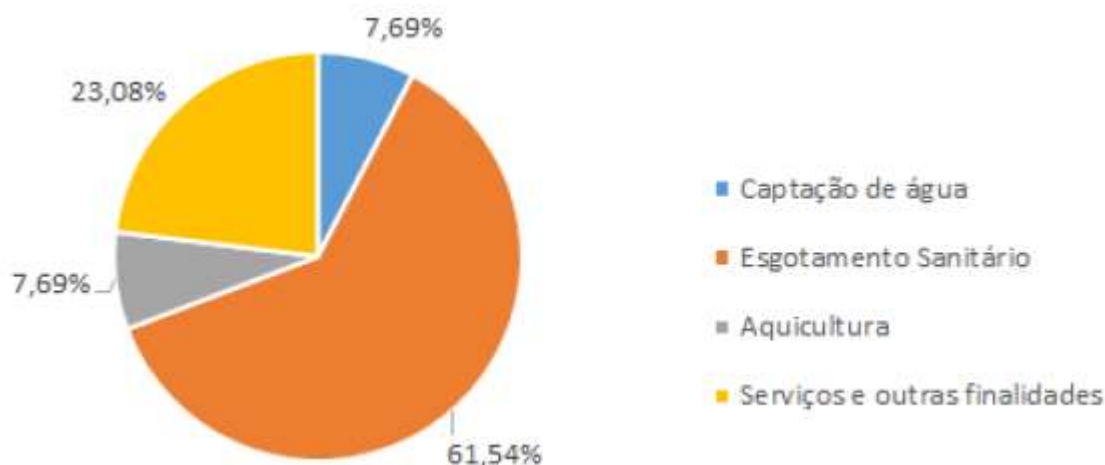


Figura 7: Percentual correspondente ao tipo de outorga.

Verifica-se que a figura 7, demonstra que somente 7,69% do cadastro se refere a outorga de captação de água, 61,54%, se refere a outorga de esgotamento sanitário, 7,69% do cadastro relacionado com aquicultura e 23,08% dos cadastros não possuem uma precisão do tipos de outorga fornecido sendo mencionado como serviços e outras finalidades.

O cadastro correspondente a captação de água, refere-se a outorga de retirada de vazão para um único usuário correspondente ao valor total de 1,177 m³/s da disponibilidade hídrica da Bacia do rio Coxipó.

Aferiu-se um total de 316 cadastros de vazões insignificantes, considerou-se estes como cadastros de retirada de água do manancial, assim, a vazão mínima de insignificante adotada pela Resolução nº 27 do CEHIDRO (2009) correspondente a 0,0005 m³/s, verifica-se uma indisponibilidade total de vazão de 0,158 m³/s. Ao se realizar a somatória da disponibilidade hídrica das vazões outorgadas para a captação de água, verifica-se que a vazão total retirada do corpo hídrico é de 1,335 m³/s.

Analisando o total de utilização do corpo hídrico para a realização de diluição do esgotamento sanitário, obteve-se um valor de 0,885 m³/s.

Portanto, em análise aos dados apresentados verificando-se que existe disponibilidade hídrica, de acordo com a Resoluções nº 27 do CEHIDRO (2009), correspondente a 2,55 m³/s para a captação de água. Entretanto a outorga de 1,177 m³/s, para um único usuário, fere o que determina o art. 5º, § 2º desta resolução na quantidade de 0,067 m³/s.

Analisando a disponibilidade hídrica somente de acordo com a Resolução nº 29 do CEHIDRO (2009), verifica-se que poderá ainda ser utilizado a quantidade de 1,0575 m³/s.

Se analisarmos essa mesma referencias considerando tão somente os meses de estiagem, verifica-se que os valores permitidos para a retirada de captação serão mais restritivos, correspondendo a um valor de 2,1965 m³/s, e ferindo-se o que determina o art. 5º, § 2º da Resoluções nº 27 do CEHIDRO (2009) na quantidade de 0,168 m³/s, já para o quesito de disponibilidade hídrica para esgotamento sanitário conforme Resolução nº 29 do CEHIDRO (2009), verifica-se que poderá ainda ser utilizado a quantidade de 0,88075 m³/s.

CONCLUSÕES

Em análise aos resultados obtidos conclui-se que:

O referido corpo hídrico possui uma grande variabilidade de suas vazões, apresentando uma amplitude de até 10,35 m³/s em relação a média das vazões mensais para todos os anos devendo ser melhor analisado para a realização da determinação da vazão ecológica mais adequada.

Consideração a média das vazões somente para o período de estiagem, verifica-se uma amplitude de variabilidade é muito menor correspondente a somente 0,09 m³/s. Conclui-se que a melhor representatividade da disponibilidade hídrica do rio Coxipó se refere a utilização de dados em período somente de estiagem. No entanto, faz-se necessário um estudo mais aprofundado do mesmo.

Mesmo com a utilização de valores mais restritivos, ou seja, utilização somente das médias correspondentes as vazões dos meses de estiagem, ainda se verifica que há uma disponibilidade hídrica para a referida Bacia hidrográfica.

A metodologia adotada para o cálculo da vazão ecológica determinada pela Secretaria de Estado e Meio Ambiente de Mato Grosso (SEMA/MT), não leva em consideração as variabilidades do recurso hídrico, devendo ser proposto novos estudo que agreguem e possibilitem determinar a vazão ecológica mais adequada ao rio Coxipó.

As captações e diluições são consideradas com metodologias separadas para a sua determinação, assim, serão necessários outros estudos que venham agregar essas duas variáveis em uma única equação. Isto poderá restringir ainda mais a utilização do recurso hídrico, porém poderá promover uma melhoria na qualidade deste recurso.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALVES, E. C. R. F. Monitoramento quali-quantitativo da bacia hidrográfica do rio Coxipó - MT: uma ferramenta para implementação da gestão participativa dos recursos hídricos. 2009, 283 f. Dissertação (Mestrado em Física Ambiental) - Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Cuiabá, 2009.
2. BRASIL. Lei Nº 9.433, de 8 de Janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Acessado em:<mma.gov.br> Acessado dia: 21/12/2015.
3. CAMARA, Ana Carolina Farias Coêlho. Análise da Vazão máxima outorgável e da introdução simplificada da qualidade da água no processo de outorga da bacia do rio Gramame (PB). Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, abr., 2003.
4. CONAMA. Vazão Ecológica e Vazão Ambiental. Apresentação da 41ª Reunião da Câmara Técnica de Controle e Qualidade Ambiental /CONAMA. Brasília; 23 de junho de 2010. Disponível em:<http://www.mma.gov.br/port/conama/reuniao/dir1306/Apresentacao_Vazao+ecologica+vazao+ambiental.pdf>. Acessado dia: 03 de março de 2016.
5. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução nº 16, de 08 de maio de 2001. – Estabelece critérios gerais para outorga de direito de uso de recursos hídricos. Disponível em:<http://www.aesa.pb.gov.br/legislacao/resolucoes/cnrh/16_2001_criterios_gerais_outorga.pdf>. Acessado dia: 17 de fevereiro de 2016.
6. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução nº 129, de 29 de junho de 2011. – Estabelece diretrizes gerais para a definição de vazões mínimas remanescentes. Disponível em:<<http://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/Resolucao-CNRH%20129.pdf>>. Acessado dia: 17 de fevereiro de 2016.
7. CRUZ, Rafael Cabral. Prescrição de vazão ecológica: aspectos conceituais e técnicos para bacia com carência de dados. 2005, 135 f. Tese de Doutorado (Pós Graduação em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.
8. KRAUSE, G. Política de Recursos Hídricos: Gestão Democrática e Ambiental das Águas. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 2015. Disponível em:<<http://www.mma.gov.br/port/cgmi/nossoamb/agua/lei/index.html>> Acessado dia: 21/12/2015.
9. MATO GROSSO. Plano Estadual de Recursos Hídricos. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. Cuiabá: KCM Editora, 2009.
10. MOLINARI, Bianca Santos. Avaliação da vazão ecológica do ponto de vista da qualidade das águas na bacia do rio Piabanha/RJ. Projeto de Graduação - Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE), Rio de Janeiro, set., 2011.

11. ROCHA, José Pedro Garcia da. Avaliação das ações antrópicas no meio físico a partir dos impactos sedimentológicos na bacia do rio Coxipó. Dissertação (Mestrado em engenharia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE), Rio de Janeiro, 2003.
12. Secretária de Estado de Meio Ambiente – SEMA/MT. Sistema Integrado de Monitoramento e Licenciamento Ambiental – SIMLAM. Disponível em:
< <http://monitoramento.sema.mt.gov.br/simlam/>> Acessado dia: 21/12/2015.
13. TOMAZ, Plínio. Vazão base e vazão mínima ecológica. In: TOMAZ, Plínio. Título do livro: Critério unificado: para manejo das águas em áreas urbanas. versão eletrônica: cap. 15, 2012. 31 p.
14. _____. Resolução CEHIDRO nº 27, de 09 de julho de 2009. Estabelecer os critérios técnicos a serem aplicados nas análises dos pedidos de outorga de captação superficial, quanto à disponibilidade hídrica, ao uso racional da água e à garantia de seus usos múltiplos. Disponível em:<sema.mt.gov.br>. Acessado dia: 21 de dezembro de 2015.
15. _____. Resolução CEHIDRO nº 29, de 09 de julho de 2009. Estabelece critérios técnicos referentes à outorga para diluição de efluentes em corpos de hídricos superficiais de domínio do Estado de Mato Grosso. Disponível em:<sema.mt.gov.br>. Acessado dia: 21 de dezembro de 2015.

Capítulo 5



10.37423/220405670

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA PRODUÇÃO DE ÁGUA POTÁVEL

Lorena Dornelas Marsolla

Universidade Federal do Espírito Santo

Edumar Ramos Cabral Coelho

Universidade Federal do Espírito Santo



Resumo: A maioria das A avaliação do ciclo de vida (ACV) é um método utilizado em sistemas de tratamento de água, na identificação de alternativas de tratamento que atendam critérios ambientais, econômicos e sociais. Neste trabalho serão analisados estudos que utilizaram metodologia de ACV em sistemas de tratamento de água visando à produção de água potável, utilizando método Proknow-C. Os resultados mostraram a necessidade de mais estudos na área, como melhoria e escolha de metodologias que permitam análise de multicritérios, uso de fontes alternativas de energia e avaliação em tecnologias de tratamento convencionais.

Palavras-chave: avaliação ciclo de vida, tratamento de água, água potável.

INTRODUÇÃO

A escassez hídrica é um desafio constante à humanidade, principalmente no quesito de fornecimento de água potável, levando às concessionárias adotarem alternativas para atendimento aos padrões de qualidade adequados, por meio da remoção de contaminantes físicos, químicos e biológicos.

Identificar alternativas de tratamento de água que atendam aos critérios ambientais, econômicos e sociais é um desafio. Processos de tratamento de água requerem esforços crescentes em termos de tecnologia, insumos, uso de produtos químicos e energia, o que podem ser causadores de impactos ambientais, além de agregar custos de tratamento (BÂRJOVEANU et al., 2019). Sendo assim, a avaliação do ciclo de vida (ACV) é utilizada como uma ferramenta de estratégia e eficaz na avaliação do ciclo de vida de produtos, processos e serviços (FANTIN et al., 2014). Ao realizar uma ACV e conhecer os impactos gerados, é possível adotar estratégias para controle dos impactos ambientais negativos e introduzir melhorias nos processos produtivos.

Segundo a norma ISO 14040 a ACV é compilação e avaliação das entradas, das saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida e a sua estrutura pode ser composta em quatro fases. A primeira fase é a definição dos objetivos e do escopo do estudo. Na segunda fase ocorre análise do inventário, que envolve a coleta dos dados necessários para o alcance dos objetivos do estudo em questão. A terceira fase refere-se à avaliação de impactos ambientais potenciais a partir dos resultados do inventário, visando à compreensão destes impactos. E por último, a fase em que acontece a interpretação dos resultados em conjunto, com a finalidade de fornecer conclusões e recomendações (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT, 2014).

No entanto, as metodologias adotadas para cumprimento destas etapas, as hipóteses feitas pelos profissionais e os dados utilizados são fundamentais na geração de resultados e interpretação do ciclo de vida.

Em sistemas de tratamento de água são relatadas dificuldades na avaliação do ciclo de vida. O projeto de estações de tratamento de água é dificultado pela grande diversidade de processos unitários, variação das condições de operação em relação à entrada da qualidade da água, solução técnica para atendimento às necessidades de tratamento e a variação das condições de operação no atendimento aos parâmetros de físico-químicos (MERY et al., 2013).

As revisões da literatura de ACV no tratamento de água são maneiras de analisar e discutir questões, sejam elas sobre a utilização de métodos que visem reduzir a variabilidade nos estudos, a identificação

de parâmetros-chaves a serem aplicados e discussão sobre a validade e confiabilidade do método adotado (FANTIN et al., 2014).

O presente artigo visa o uso da metodologia Proknow-C de avaliação do ciclo de vida em sistemas de tratamento de água para produção de água potável, e assim apresentar comparativos entre sistemas e identificar as lacunas de conhecimento.

MATERIAIS E MÉTODOS

Nesta pesquisa foi realizada revisão através da seleção de artigos sobre análise de ciclo de vida em estações de tratamento de água, e assim aplicar a metodologia ProKnow-C (Knowledge Development Process – Constructivist) proposto por (VILELA, 2012).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Seleção dos periódicos se baseou no levantamento do portfólio bibliográfico, apresentado na Figura 1. A pesquisa iniciou-se em outubro de 2020, nas bases de dados Web of Science, Science Direct e Scopus. Na busca, foram utilizadas as palavras-chave “*Life cycle assessment*” e “*dinking water*”, com aplicação da expressão booleana “and” para a ligação das palavras. Na própria base de dados foram aplicados filtros de seleção para os artigos: publicações entre os anos de 2010 a 2020, língua inglesa e artigos contendo as palavras chaves em seus títulos, palavras-chaves e resumos. Nesta busca, foram encontrados um total de 345 artigos. Todas as referências foram exportadas para um gerenciador *on line* de referências bibliográficas *End Note*. No gerenciador, aplicou-se a ferramenta de verificação de artigos duplicados, removendo os artigos repetidos, obtendo uma amostra 187 artigos.

A partir da amostragem dos 187 artigos na base do gerenciador *End Note*, iniciou-se a etapa de leitura dos títulos dos artigos, em que foram consideradas as referências alinhadas ao objetivo da pesquisa, selecionando 83 artigos. Na etapa seguinte, foi realizada a verificação de relevância científica com o auxílio da plataforma *Google Scholar*. Os 83 artigos foram consultados e divididos entre dois grupos: grupo 1 os artigos com relevância científica comprovada; e grupo 2 os artigos com reconhecimento científico ainda não comprovado. Os artigos que possuem relevância científica comprovada (grupo 1), foram considerados aqueles que possuem mais de dez citações, e os que não se enquadraram foram excluídos. Os artigos com reconhecimento científico ainda não comprovado (grupo 2), leva em consideração o ano de publicação. Neste caso, os artigos que foram publicados nos últimos dois anos (2019 e 2020) serão considerados, uma vez que não houve tempo hábil para possuírem numero de citações elevadas. A partir deste refinamento, foram selecionados 68 artigos para a leitura.

Foram lidos os resumos dos 68 artigos, na verificação do alinhamento dos resumos com o tema central da pesquisa, em que foram descartados aqueles que não apresentam um alinhamento satisfatório de acordo com a percepção do autor. Obtendo, nesta etapa, um total de 13 artigos. Após esse filtro, é realizada a leitura dos artigos por completo.

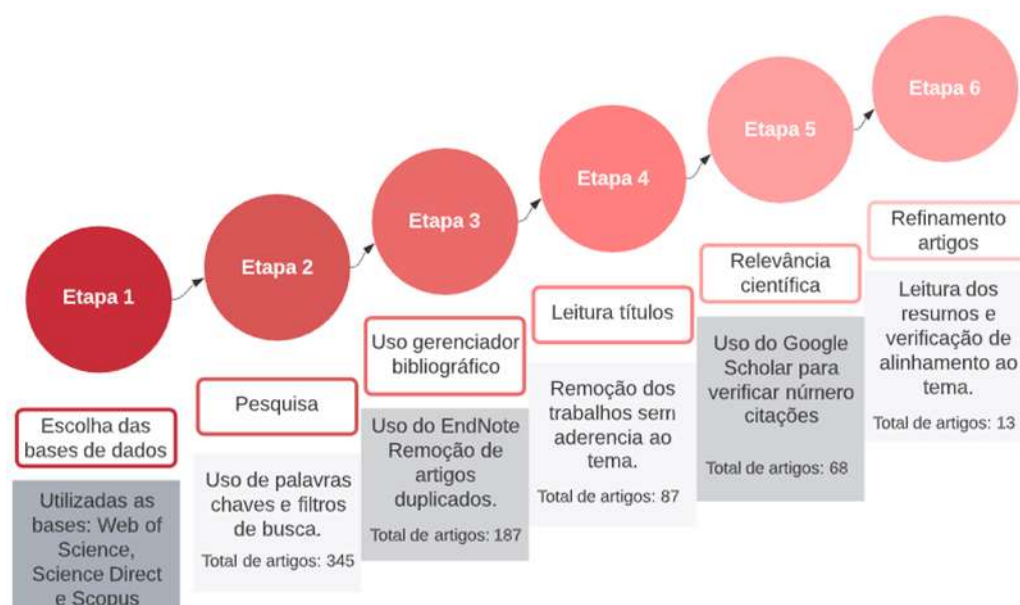


Figura 1- Etapas de pesquisa de seleção do portfólio bibliográfico segundo método ProKnow-C.

Com o portfólio bibliográfico definido parte-se para o processo de análise bibliométrica. Nesta análise foram considerados os parâmetros: publicações por ano, publicações por periódico, publicações por país e palavras chaves mais citadas.

Em relação ao número de publicações dos artigos por ano, foi observado que entre os anos de 2010 e 2020, o ano que obteve mais publicação foi no ano de 2019. O que demonstra relevância na atualidade a respeito de avaliação de ciclo de vida em sistemas. Dentre os países que mais contribuíram em estudos nesta temática foi a França, representando quase metade do número de citações entre os artigos analisados. O segundo país que se destaca é Luxemburgo, com duas citações. Outros países que contribuíram com a pesquisa, com uma citação cada, foram: Canadá, EUA, Espanha, Malásia, Noruega, Romênia e Turquia. Constatando a abordagem pelo tema em diferentes partes do mundo.

O periódico com mais publicações é o *Journal of Cleaner Production*, seguido do *Science of the Total Environment* (Figura 2). Os dois periódicos representam 06 dos 13 números totais de publicações, além de possuírem alto valor de impacto, fator de importância na avaliação de periódicos científicos em suas respectivas áreas.

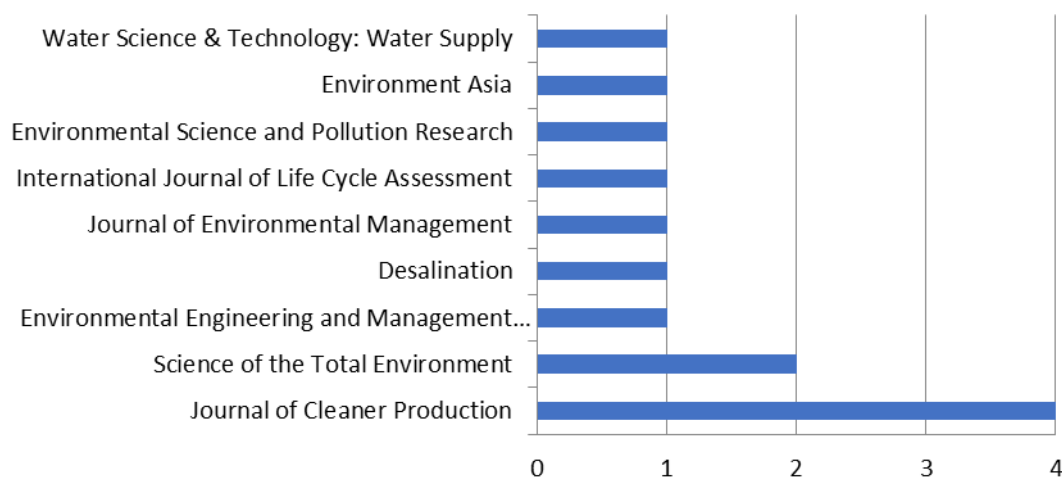


Figura 2 - Número de publicações por periódicos.

No mapeamento das palavras chaves citadas nos artigos foram relacionadas um total de 42 palavras. Dentre as quais, observou-se 05 palavras que foram citadas mais de uma vez. Assim descritas ordem decrescente, seguidas da quantidade de aparições: Life Cycle Assessment, 10; Drinking water, 5; Environmental impacts, 3; Energy, 2; Ecodesign, 2. Observa-se que as citações corroboram a aderência das palavras em relação ao tema desta pesquisa.

ANÁLISE SISTÊMICA

O objetivo e escopo do trabalho é a avaliação dos impactos ambientais associados ao tratamento da água para produção de água potável. Sendo assim, foi realizada análise sistêmica da AVC nesta temática.

Segundo Barjoneanu, et al. (2019) a ACV tem sido usada como instrumento na avaliação do uso total no ciclo da água, desempenho de tecnologias de tratamento, avaliação em cenários de desenvolvimento e avaliação de multicritério em questões de custos e energia.

A ACV também pode ser adotado como um instrumento na comparação entre instalações de produção de água. A técnica pode ser aplicada para aumentar a eficiência dos processos, na orientação de tomada de decisões e na avaliação de impactos ambientais Entretanto a comparação da ACV no tratamento da água baseada apenas nos impactos ambientais pode ser enganosa. Critérios de potabilidade devem ser definidos como limites da qualidade da água tratada por diferentes tecnologias, para comparação justa. Caso contrário, estações que tratam água de baixa qualidade podem ser prejudiciais em comparação com alternativas que utilizam águas brutas de alta qualidade (IGOS et al., 2013).

A comparação entre processos de produção de água potável é especial, principalmente por dois motivos: I) a qualidade da água final tratada, pois depende de vários parâmetros físico-químicos e varia de acordo com as etapas do tratamento; II) o desempenho do tratamento depende diretamente da qualidade da água dos recursos hídricos (IGOS et al., 2013). As atividades para fornecimento de água potável em processos de tratamento estão cada vez mais desafiadoras, pois regulamentações de qualidade estão mais restritivas, e a qualidade da água dos mananciais está diminuindo (JONES et al., 2019).

Trabalho realizado por Garfi e outros (2016) compara cinco diferentes tecnologias de tratamento e formas de oferta de água potável, considerando os impactos ambientais gerados. As tecnologias abordadas são tratamento convencional, tratamento convencional com planta de osmose reversa, tratamento convencional com osmose reversa doméstica e fornecimento de água mineral em garrafas de vidro e em garrafas PET. O autor constatou que entre os processos, a água mineral em garrafas de vidro foi o que apresentou piores resultados, devido ao consumo de matéria prima e energia na produção das garrafas, somado ao transporte do material; e o tratamento que apresentou o menor impacto foi o tratamento convencional, além de ser mais econômico.

Resultado similar foi demonstrado por Saad et al. (2019) na comparação entre diferentes estações de tratamento de água: a convencional e por ultrafiltração. Concluiu-se que há maior consumo de energia elétrica na tecnologia de ultrafiltração, fator que contribui para o esgotamento de recursos naturais. A tendência de consumo de energia e produtos químicos associados a impactos ambientais ao longo de nove anos, quando regulamentos ficam mais restritivos para qualidade da água, em que estipulam mais de 50 critérios a serem atendidos. Dessa maneira, demandará de melhorias na qualidade da água, gerando mais custos econômicos e impactos ambientais. Uma vez que a melhoria da qualidade determinará maior consumo de energia e produtos químicos (VENKATESH; BRATTEBØ, 2012).

O estabelecimento de limites na ACV em processos de tratamento de água é dificultoso. Uma vez que diferentes fatores podem estar relacionados para atendimento às necessidades de cada tratamento, seja pela configuração das estações, a tecnologia utilizada ou nos variáveis parâmetros de operação (AHMADI; TIRUTA-BARNA, 2015; MERY et al., 2013).

Os limites do sistema dependem das especificações tecnológicas e restrições de projeto. Há desafio na integração de critérios de projeto em plantas de tratamento de água, visando aspectos técnicos, econômicos e ambientais. Outro fator importante é a água a ser tratada, visto que os parâmetros são variáveis, como o tipo de corpo hídrico (superficial, subterrâneo, provenientes de dessalinização),

vazão, sazonalidade, características físicas, químicas e biológicas da água natural na chegada do tratamento, qualidade da água na saída do tratamento (MERY et al., 2013).

Os parâmetros de operação das estações de tratamento e a qualidade da água são determinantes no consumo de produtos químicos e energia elétrica. Sendo assim, nem sempre o sistema de tratamento mais adequado é com base em restrições econômicas, pois a indústria de tratamento de água é responsável por significativos impactos ambientais (BONTON et al., 2012).

No trabalho desenvolvido por Bârjoveanu et al., (2019) verificou-se que o contribuinte para o impacto ambiental da estação de tratamento de estudo é o consumo de eletricidade, seguido pelo consumo de produtos químicos. Para Saad et al. (2019) o impacto ambiental em uma grande estação de tratamento de água, é destacado pelo consumo de energia elétrica, que por sua vez depende da fonte de geração. Como forma de mitigar o impacto, são comparadas diferentes fontes de energia, revelando que a adoção de energia eólica há redução de 29 a 84% em todas as categorias de impactos investigadas.

Tais fatos tornam cada estação de tratamento única e específica. O inventário depende de especificações tecnológicas e restrições de projeto, assim o inventário parametrizado é importante para avaliar adequadamente os impactos ambientais dos processos de tratamento de água (MERY et al., 2013).

Segundo Igos et al. (2014) o uso de parâmetros como a vida útil do concreto e do aço da infraestrutura da estação de tratamento. Estes materiais são utilizados na construção de etapas do tratamento como o de desinfecção, ultrafiltração e filtro de areia.

Outro parâmetro utilizado em estudos de ACV é o volume de produção da água por determinada tecnologia, normalmente dado em 1m^3 . Esta unidade é utilizada na avaliação entre processos e desempenho de tecnologia, porém não considera parâmetros importantes, como qualidade da água bruta, eficiência de remoção de contaminante, entre outros (BÂRJOVEANU et al., 2019). No caso de comparação entre sistemas de tratamento, a adoção de 1m^3 de água tratada, considera que a água tratada pode ter padrões de qualidade diferentes, e que a água bruta pode ser de locais distintos (BONTON et al., 2012). Dessa forma os limites do sistema não estão definidos, não sendo possível comparar sistema de ACV com eficiência.

Para Igos et al., (2014) estudos publicados sobre ACV carecem de transparência e sofrem limitações de metodologias, o que poderá levar a má interpretação e ao mau uso dos resultados. As principais

limitações metodológicas são a falta de modelo sistemático para gerar e integrar alternativas de processo que minimizem os impactos ambientais, embora ainda produzem bons desempenhos econômicos (AHMADI; TIRUTA-BARNA, 2015).

Em trabalho feito por Mery et al. (2013) foi desenvolvida ferramenta integrativa de ACV aplicada a processos de tratamento de água. A ferramenta, denominada EVALEAU, visa abordar especificidades do tratamento de água, atendendo a alguns requisitos: avaliação em diferentes águas, avaliação de diferentes tecnologias de tratamento, influencia dos parâmetros de operação da estação, permite fácil modificação dos valores para cálculo de diferentes condições de trabalho, além de identificar os pontos mais influentes nos resultados de ACV. O modelo proporcionou abordar restrições de projeto e testar a escolha do melhor desing da planta, a partir das perspectivas de avaliação e ecodesign.

Vale salientar que faltam metodologias rigorosas para realização de ecodesign em plantas de processos de tratamento de água. Modelos matemáticos podem ser utilizados no apoio de atividades de ecodesign melhorando o sistema de processo, em considerar simultaneamente aspectos ambientais, técnicos, e econômicos (MERY et al., 2014).

A falta de aplicação de ferramenta, como a de otimização multi-objetivo, é observada em casos de produção de água potável em sistemas de tratamento convencionais. Visando esta necessidade, no trabalho realizado por (Ahmadi e Tiruta-Barna (2015) os autores combinam Modelagem de Processo, Avaliação de Ciclo de Vida e Otimização Multi Objetivo (ferramenta PM – LCA – MOO) para processos convencionais de produção de água potável, a fim de resolver os desafios de interconectar resultados de ACV e outros objetivos de processo conflitantes. Neste trabalho o autor complementa a ferramenta EVALEAU, incorporando cálculos de qualidade de água na saída do tratamento com base a atendimento a critérios e no estudo do eco-desing das plantas. O mesmo autor constatou que a planta estudada pode produzir água potável com qualidade superior ao estabelecido na legislação, e que a planta pode ser melhorada, em relação aos impactos e critérios de custos. Apesar dos dados positivos, as lacunas da aplicação desta ferramenta mostrou a necessidade de geração e identificação de alternativas ambientalmente corretas e uso de cenários de tratamento com estruturas maiores.

Abordagem por meio de otimização multi-objetivo foi avaliada por (Capitanescu et al. (2016) visando a melhoria econômica e de sustentabilidade em sistemas de tratamento de água potável. Segundo o autor este tipo de abordagem revelou valores ótimos de parâmetros operacionais, importante para tomadores de decisão. Embora a abordagem proposta tenha sido testada quanto ao custo versus

otimização do impacto ambiental de plantas de produção de água potável, continua sendo genérico para outros campos de aplicação.

O uso de abordagens multicritério em tratamento de água deve ser aplicado como auxílio à decisão e como uma alternativa em combinação com abordagem estatística (IGOS et al., 2013).

CONCLUSÕES

Foi observado que literatura disponível sobre tratamento de água é destinada a tecnologias de membranas, tendo poucas abordagens direcionadas ao tratamento de água convencional. No quesito de ACV na abordagem da água, os estudos se concentram em descrever os impactos gerados nas etapas de produção e distribuição da água, faltando esforços de ACV da construção e desativação das instalações de produção de água.

Vale ressaltar que grande parte dos impactos ambientais de estações de tratamento de água é pelo consumo de energia. Faz-se necessário estudos que visem a implementação e incentivos de energias renováveis como fatores integrantes ao sistema de análises. Outro fator importante é a utilização de metodologias que visem análise de critérios variados, em conjunto, para melhor resultado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AHMADI, A.; TIRUTA-BARNA, L. A process modelling-life cycle assessment-multiobjective optimization tool for the eco-design of conventional treatment processes of potable water. *Journal of Cleaner Production*, v. 100, p. 116–125, 2015.
2. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. ABNT NBR ISO 14040 Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Associação Brasileira de Normas Técnicas, p. 1–22, 2014.
3. BÂRJOVEANU, G. et al. Environmental performance evaluation of a drinking water treatment plant: A life cycle assessment perspective. *Environmental Engineering and Management Journal*, v. 18, n. 2, p. 513–522, 2019.
4. BONTON, A. et al. Comparative life cycle assessment of water treatment plants. *Desalination*, v. 284, p. 42–54, 2012.
5. CAPITANESCU, F. et al. Cost versus life cycle assessment-based environmental impact optimization of drinking water production plants. *Journal of Environmental Management*, v. 177, p. 278–287, 2016.
6. FANTIN, V. et al. A method for improving reliability and relevance of LCA reviews: The case of life-cycle greenhouse gas emissions of tap and bottled water. *Science of the Total Environment*, v. 476–477, p. 228–241, 2014.
7. GARFÍ, M. et al. Life cycle assessment of drinking water: Comparing conventional water treatment, reverse osmosis and mineral water in glass and plastic bottles. *Journal of Cleaner Production*, v. 137, p. 997–1003, 2016.
8. IGOS, E. et al. Cost-performance indicator for comparative environmental assessment of water treatment plants. *Science of the Total Environment*, v. 443, p. 367–374, 2013.
9. IGOS, E. et al. Life Cycle Assessment of water treatment: What is the contribution of infrastructure and operation at unit process level? *Journal of Cleaner Production*, v. 65, p. 424–431, 2014.
10. JONES, C. H. et al. A new framework for small drinking water plant sustainability support and decision-making. *Science of the Total Environment*, v. 695, p. 133899, 2019.
11. MERY, Y. et al. An integrated “process modelling-life cycle assessment” tool for the assessment and design of water treatment processes. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 18, n. 5, p. 1062–1070, 2013.
12. MERY, Y. et al. Formalization of a technical procedure for process ecodesign dedicated to drinking water treatment plants. *Journal of Cleaner Production*, v. 68, p. 16–24, 2014.
13. SAAD, A. et al. Life cycle assessment of a large water treatment plant in Turkey. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 26, n. 15, p. 14823–14834, 2019.

14. VENKATESH, G.; BRATTEBØ, H. Environmental analysis of chemicals and energy consumption in water treatment plants: Case study of Oslo, norway. *Water Science and Technology: Water Supply*, v. 12, n. 2, p. 200–211, 2012.
15. VILELA, L. O. Aplicação Do Proknow-C Para Seleção De Um Portifólio Bibliográfico E Análise Bibliométrica Sobre Avaliação De Desempenho Da Gestão Do Conhecimento. *Revista Gestão Industrial*, v. 8, n. 1, p. 76–92, 2012.

Capítulo 6



10.37423/220405679

INTELIGÊNCIA ARTIFICIAL NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA – ETA PARANAPIACABA

Marta Regina Inoue

Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP)

Agostinho de Jesus Gonçalves Geraldes

Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP)

Mauri Benedito Amaro da Silva

Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP)

David Albino Cardoso

Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP)

Silvia Schneider de Souza

Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP)



Resumo: Com o crescente aumento de inovações nos diversos segmentos de mercado, pesquisas sobre novas tecnologias de monitoramento da qualidade da água associadas a inteligência artificial vem se intensificando em diversos países no sentido de ganhar cada vez mais eficiência em seus serviços.

Na área de saneamento, os avanços tecnológicos nas análises laboratoriais para Estações de Tratamento de Água (ETAs) permitem que uma infinidade de dados seja coletada durante toda a atividade. O controle do processo é feito através de sensores e Inteligência Artificial. Esses sensores enviam dados para a nossa plataforma de gerenciamento online e proporciona ao usuário em tempo real todas as informações de seu sistema e eficiência.

Como solução para atendimento à Legislação de uma ETA localizada em uma área afastada, fez-se o estudo e implantou-se o processo de ensaios on line tanto para parâmetros físico-químicos como microbiológicos atendendo a Legislação vigente e controle de processo.

Palavras Chave – Automação, Monitoramento on line, Estação de Tratamento de Água, Inteligência Artificial, Ensaio Laboratoriais.

INTRODUÇÃO

A Estação de Tratamento de Água (ETA) deste estudo é uma estação de tratamento de água que abastece o distrito de um município, beneficiando cerca de 1360 habitantes e 400 ligações de água. A água que abastece a ETA provem de um manancial de uma área preservada, cujas características naturais são preservadas e a água da captação é resguardada em suas características naturais.

A Figura 1 apresenta a área de captação do manancial deste estudo.



Figura 1 – Captação da água

O monitoramento da qualidade da água é a ferramenta utilizada na obtenção de dados e geração destas informações tanto para diagnóstico quanto no acompanhamento de medidas mitigadoras e compensatórias previstas nos controles de processo.

Para atendimento a Portaria GM/MS n. 888, de 04 de Maio de 2021 do Ministério da Saúde, retificada em 24.05.2021, legislação vigente, é necessário a coleta e análise de parâmetros para atendimento na saída do tratamento.

O processo de tratamento de água necessita de presença de operadores para realização de análises físico-químicos e microbiológicos para atendimento a legislação.

A rotina de monitoramento da qualidade da água contínuo, ensaios para atendimento a legislação vigente e a localização existente da ETA, tornou-se necessário estudos por meio de tecnologia avançada para obtenção de monitoramento e gestão de processo de forma utilizando a inteligência artificial, substituindo o sistema existente anteriormente, que necessita de operadores, analistas, reagentes e equipamentos de laboratórios, tornando a ETA autônoma gerenciando de forma independente os ensaios físico-químicos e microbiológicos obtendo parâmetros conformes na saída da ETA conforme a legislação vigente e ensaios acreditados de acordo com o Cgcre/INMETRO.

A acreditação é um meio de determinar a competência técnica do laboratório para realizar ensaios.

Ela também oferece reconhecimento formal do laboratório, fornecendo meio para dar maior credibilidade dos resultados.

Para manter este reconhecimento, o laboratório é reavaliado periodicamente pelo Cgcre (INMETRO) para garantir o cumprimento contínuo dos requisitos, e para verificar se o seu padrão de operação está sendo mantido.

O laboratório participa de ensaios de proficiência como uma demonstração de competência técnica

OBJETIVO

O objetivo deste trabalho é ter uma Estação de Tratamento de Água (ETA) com um sistema de medição em tempo real de processo (ensaios) e com a concessão do Cgcre/INMETRO, tendo a confiabilidade dos resultados obtidos tanto para parâmetros físico-químicos (cloro residual livre, pH, cor, condutividade, turbidez e temperatura), quanto microbiológicos (coliformes totais e e.coli), de forma a garantir a eficiência do sistema e atendimento a legislação vigente totalmente automatizada.

METODOLOGIA

Com a evolução tecnológica cada vez maior e uso da inteligência artificial no nosso campo de trabalho, torna-se necessário incorporar soluções eficientes de forma a melhorar nosso sistema, onde se não houver este movimento pode ocasionar processos obsoletos, deficiências nos serviços prestados e principalmente falta de dados para evolução do monitoramento da atividade.

O uso da automação e a inteligência artificial possibilita impulsionar os pontos fortes do processo, reforçar áreas com deficiências e capacitar a força de trabalho para que se concentrem nas tarefas mais importantes.

A não implantação de automação e monitoramento da qualidade da água com uso da inteligência artificial torna o processo ineficiente, porque esta tecnologia proporciona processar grandes volumes de dados em uma fração do tempo que um ser humano levaria para desempenhar a mesma função, consequentemente ações são tomadas baseadas nos dados obtidos em tempo real e com resultados robustos, melhorando a performance do sistema.

O sistema convencional de monitoramento da qualidade da água tem um grande impacto financeiro, uma vez que necessita de operadores para verificar a qualidade da água de tempos em tempos e ajuste de processo, técnico de laboratório para realização de análise para cumprimento da legislação e equipamentos e reagentes para realizados de ensaios.

Para tornar a Estação de Tratamento de Água (ETA) totalmente automatizada necessitou de definir algumas etapas para o processo a saber:

Primeiro o local a ser instalado.

A Figura 2 apresenta o local escolhido onde já funcionava um laboratório de realização de ensaios de bancada.



Figura 2 – Local a ser instalado os equipamentos de monitoramento on line

A próxima etapa foi procurar no mercado e em feiras tecnológicas equipamentos que realizam ensaios para atendimento a Legislação vigente (Portaria GM/MS n. 888, de 04 de Maio de 2021 do Ministério da Saúde). A escolha do equipamento e da metodologia, foi baseado visando melhor custo/benefício, isto é, realização de ensaios sem geração de resíduo, sem uso de reagentes, possibilidade de realização de controle estatístico de processo no equipamento, menor tempo de ensaios e acreditação destes ensaios e principalmente do ponto de vista econômico que é a extinção de uso de reagentes para parâmetros físico-químicos e mão de obra para realização de coleta e ensaios laboratoriais e um sistema totalmente automatizado.

Foram escolhidos parâmetros baseado nos critérios para atendimento a legislação vigente, como cloro residual livre (CRL), cor aparente, turbidez, fluoreto e colimetria.

Testou-se equipamentos que atendem requisitos para acreditação dos ensaios de forma a garantir a credibilidade dos resultados.

O equipamento escolhido é robusto, compacto para medição “on line” dos parâmetros de cloro residual livre, pH, cor, condutividade, turbidez, temperatura e fluoreto num único sistema, sem uso de reagentes e sem geração de resíduo.

E outro equipamento para ensaios microbiológicos por batelada.

Após aquisição dos dois equipamentos, um para realizar o monitoramento dos parâmetros físico-químicos e outros para ensaios microbiológicos, adequou-se a área escolhido realizando ajuste de forma a ter os equipamentos instalados, pontos de coleta para checagem e sistema de telemetria para envio de dados.

A Figura 3 apresenta a nova área após realizados os ajustes necessários.



Figura 3 – Equipamentos de medição físico-químico e microbiológicos online instalados

Realizado a instalação, iniciou-se o processo de validação dos ensaios e este processo foi inserido no Sistema de Gestão da Qualidade existente na unidade, elaborando procedimentos operacionais de forma a tornar um processo padronizado.

Por ser um ensaio de método inovador, fez-se necessário à validação destes métodos de forma a garantir a confiabilidade dos resultados obtidos.

A Tabela 1 apresenta os parâmetros validados pelo monitoramento online.

Tabela 1: Parâmetros e Técnicas Analíticas Validadas.

PARÂMETROS	TÉCNICA ANALÍTICA	UNIDADE
<u>Físico-Químico</u>		
Cloro Residual Livre	Direto, Polarográfico	mg/L
Cor Aparente	Direto, Absorção de Luz Transmitida	UC
pH	Direto, Potenciométrico	-----
Turbidez	Direto, Absorção de Luz Transmitida	NTU
Condutividade	<i>Standard Methods</i> , Potenciométrico	μS/cm
<u>Microbiológico</u>		
Coliformes Totais	<i>Standard Methods</i> , substrato enzimático	P/A
<i>E.coli</i>	<i>Standard Methods</i> , substrato enzimático	P/A

Realizamos programas interlaboratoriais e ensaios de proficiência obtendo resultado satisfatório nas rodadas inscritas de forma a avaliar o desempenho dos resultados e monitoramento contínuo dos dados, evidenciando desta forma a obtenção de resultados confiáveis.

Após todo o processo o mesmo foi submetido para um organismo responsável, para que os nossos ensaios tenham o reconhecimento formal de que o laboratório está operando com sistema de qualidade documentado e tecnicamente competente segundo critérios estabelecidos por normas internacionais.

O diferencial inovador é que utilizamos o monitoramento on line para processo e para atendimento a Legislação.

RESULTADOS

No sistema de monitoramento on line, os parâmetros físico-químicos podem ser programados no intervalo desejado, no caso foi determinado um intervalo de 15 em 15 minutos, há o envio de resultados no sistema de telemetria e para os parâmetros microbiológicos o sistema é por batelada, podendo ser determinado no mínimo a cada 14 h ou ajustado de 24 h (tempo de incubação).

Esses valores foram validados por normas orientativas pela CgCRE (Coordenação Geral de Acreditação do Inmetro), comparando com métodos consagrados, reconhecidos e padronizados do Standard

Methods for the Examination of Water and Wastewater (AWWA) de forma a ter confiabilidade dos resultados apresentados.

Os resultados físico-químicos e microbiológicos são enviados diretamente para um programa do equipamento em tempo real, de qualquer lugar, podendo ser em excell (parâmetros físico-químicos), pdf, em gráfico e com posição geográfica, tornando uma ferramenta para tomadas de decisões de operação.

A Figura 4 apresenta a localização do sensor on line para parâmetros físico-químicos e os dados.

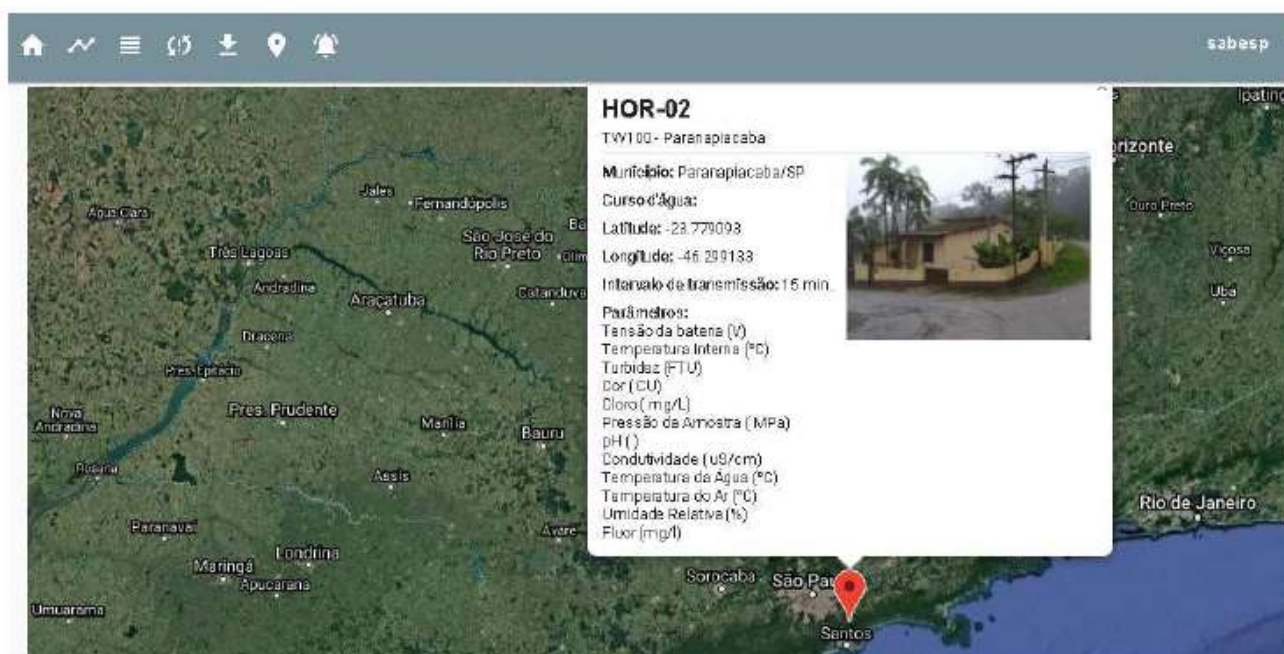


Figura 4 – Apresentação Geográfica do Sensor de Monitoramento online (parâmetros físico-químico)

A Figura 5 apresenta um exemplo de gráfico dos dados no intervalo solicitado, sendo também possível obter esses valores em pdf e excell.

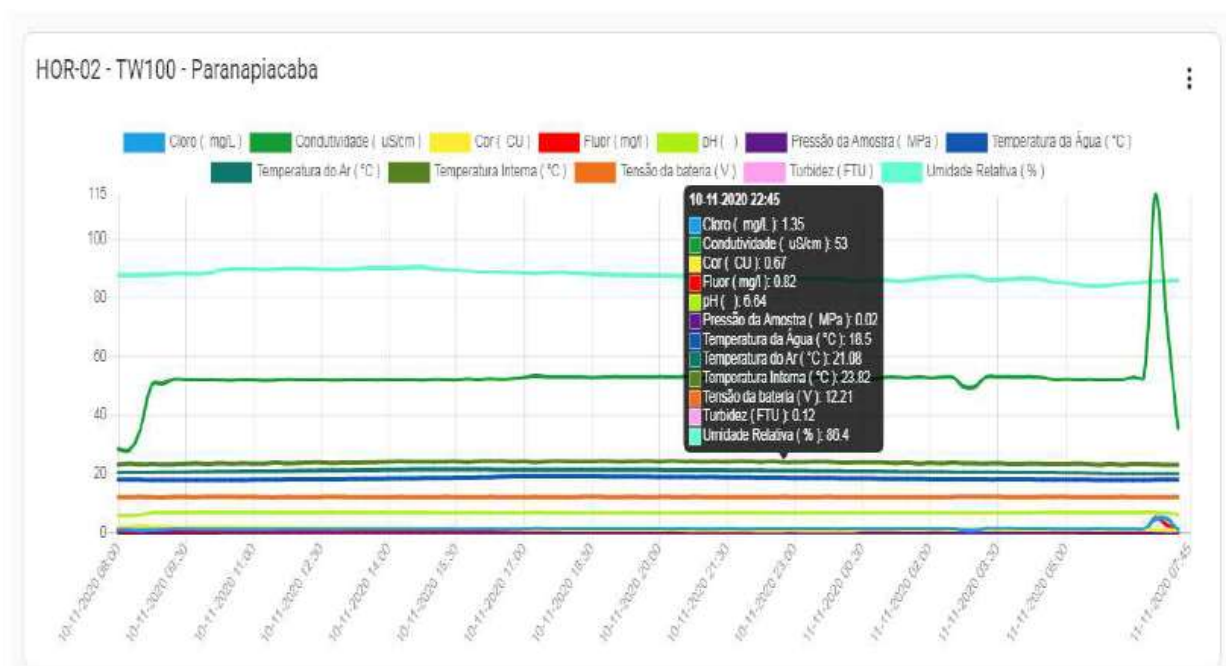


Figura 5 – Gráficos do Monitoramento on line dos parâmetros físico – químico

A Figura 6 apresenta o equipamento para ensaios de colimetria, onde no visor é possível visualizar o resultado e a sua tendência de contaminação ou ausência.



Figura 6 – Equipamento com visor do resultado para ensaios microbiológicos

A Figura 7 e 8 apresenta o sistema de envio de resultado de microbiológica para ensaio de coliformes totais ou *e. coli* informando os resultados já a tendência de ausência/presença, onde cada intervalo de é demonstrado por um ensaio por batelada.

Caso haja presença de coliformes totais/*e. coli* o resultado fica no intervalo em vermelho.

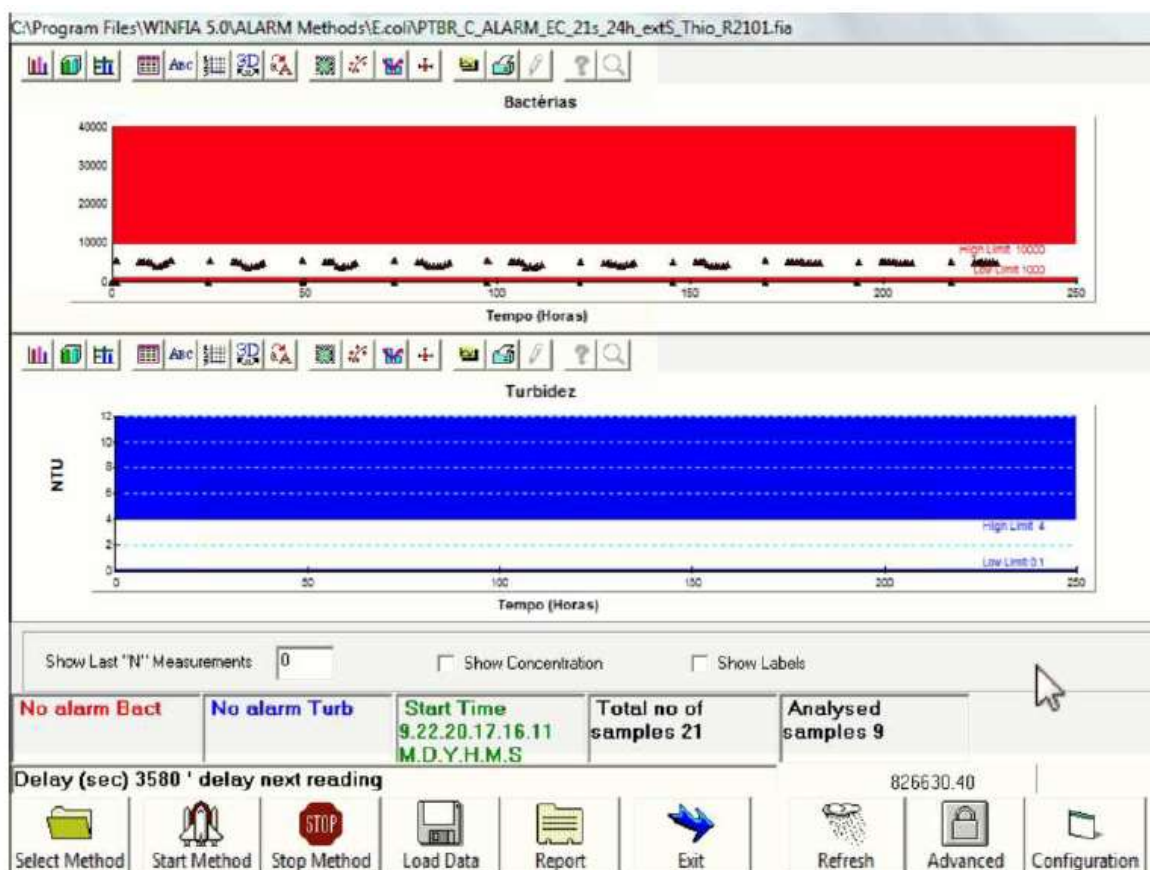


Figura 7 – Resultado dos ensaios de *e. coli* – resultados – ausentes

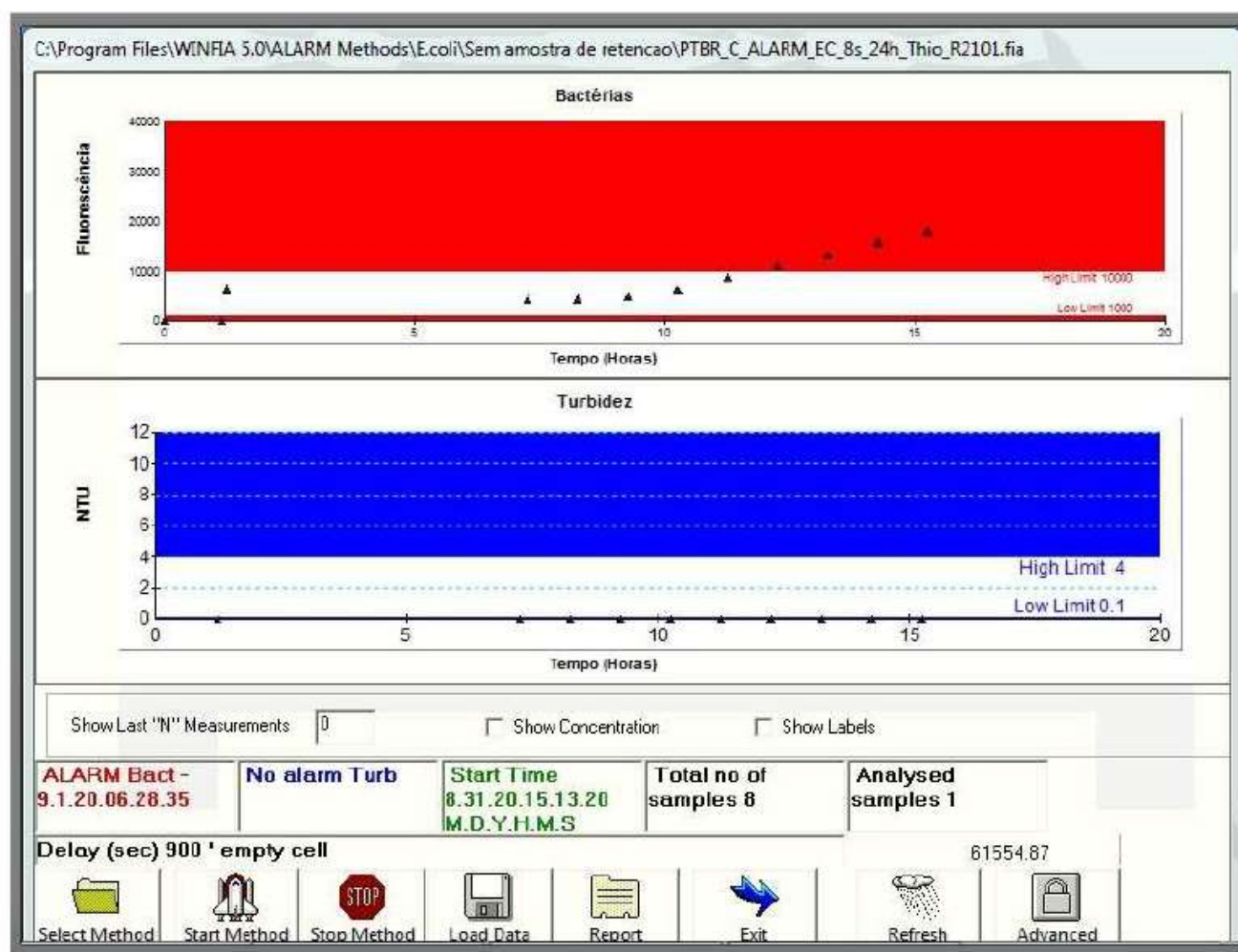


Figura 8 – Resultado dos ensaios de *e.coli* – resultados – presente

A Figura 10 e 11 apresenta o visor dos dados do equipamento para medição online dos parâmetros físico-químico.



Figura 10 – Resultado físico-químico (pH, cor aparente, turbidez, cloro residual livre e condutividade) online visualizado no equipamento

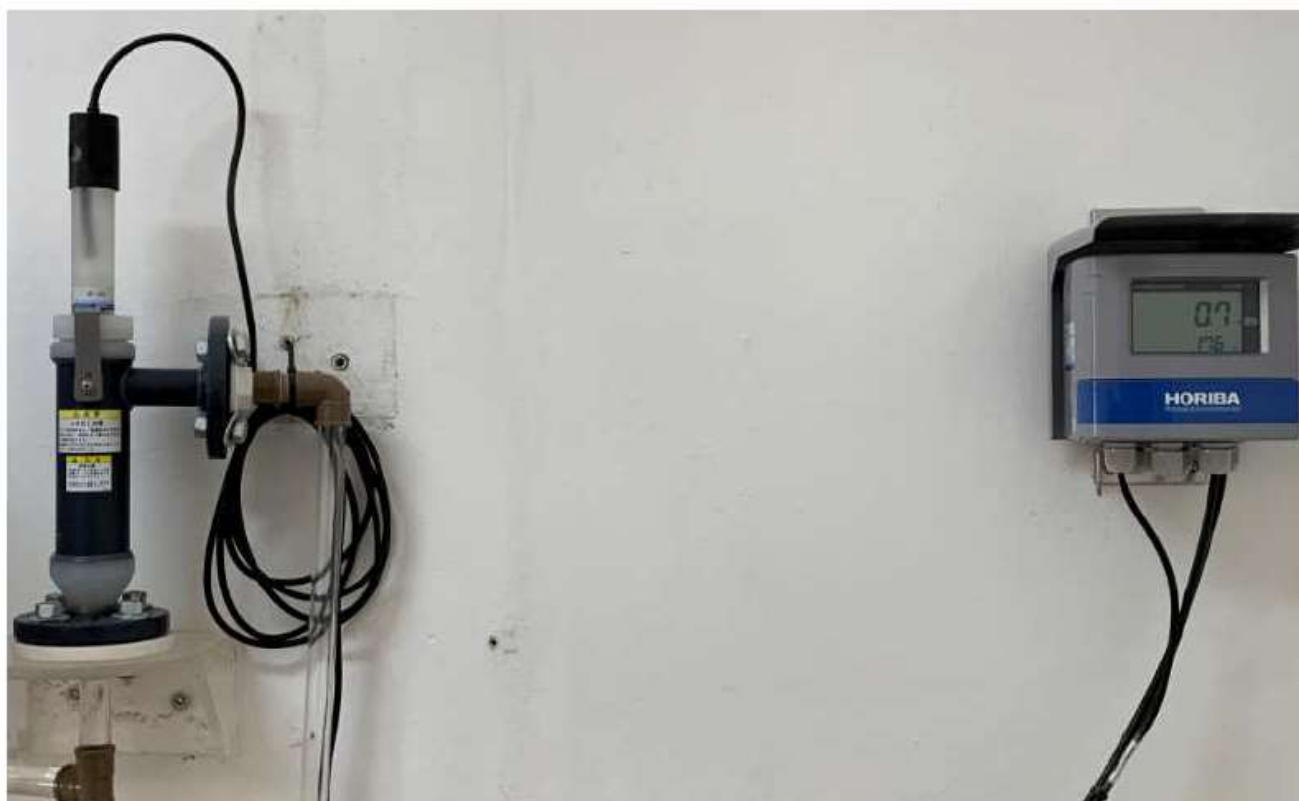


Figura 11 – Resultado de fluoreto online visualizado no equipamento

Com a implantação dos equipamentos para realização de ensaios e tempo real, houve redução de 100 % custo de mão de obra para realização coleta, transporte e análise para atendimento a Portaria GM/MS n. 888, de 04 de Maio de 2021 do Ministério da Saúde.

Eliminou 100 % de custo provenientes para realização de ensaios de processo.

Para os ensaios físico-químicos, tem-se a mais 800 % de resultados de monitoramento da qualidade da água, onde anteriormente cada analista realizava ensaio a cada duas horas (quantitativo mínimo exigido pela legislação) e agora são registrados resultados a cada 15 minutos.

Para os ensaios microbiológicos houve um aumento de 300 % de resultados, anteriormente realizava-se 2 ensaios semanais (quantitativo mínimo exigido pela legislação) e agora são registrados 36 ensaios mensais.

Um aspecto positivo dos ensaios físico-químico on line é a não geração de resíduo e nem uso de reagente para a realização do ensaio.

Além disso, após a implantação da automação na ETA a obtenção do resultado garante maior segurança e qualidade em toda a rede de tratamento e de distribuição de água.

DISCUSSÃO

Para a garantia de qualidade dos ensaios realizados on line (físico-químico) utilizamos a metodologia de realizar ensaios paralelos com equipamentos de bancado e metodologia do Standard Methods Examination of Water and Wastewater (AWWA) executado por outro laboratório com reconhecimento formal que está operando com sistema de qualidade documentado e tecnicamente competente segundo critérios estabelecidos por normas internacionais (Cgcre/INMETRO) e metodologia de referência.

De posse dos dois resultados é realizado a análise crítica dos dados de ambos os métodos e caso ocorra desvios ações são tomadas de forma a mitigar o problema.

Para isso, utiliza-se o DPR (Desvio-padrão relativo percentual) que representa o desvio padrão relativo em termo de percentagem. Estima a precisão de uma medida.

Todos os resultados analisados obtiveram-se $DPR < 20$, valor estimado pelo laboratório para critério de aceitação.

A diferença entre os resultados do de bancada e o online foram pequenas, demonstrando que os resultados têm confiabilidade.

Para o ensaio de e.coli no sistema colifast foram realizados 221 ensaios e no laboratório 68 ensaios no mesmo período.

Deste quantitativo, no colifast obteve-se 2 resultados positivos e no do laboratório nenhum resultado positivo.

Para os ensaios de laboratório são realizadas 2 coletas semanais enquanto no do colifast é a cada 24 horas.

Verificou-se que todos os ensaios realizados no laboratório (coletados 2 vezes na semana) deram ausentes e no do colifast, duas amostras apresentaram resultado positivo.

Os dias que o resultado deu presente não foi coletado no mesmo horário da amostra a ser levada no laboratório.

Pelos resultados apresentados demonstram que quanto maior o controle, é possível ter uma maior visão sistêmica do processo.

Isto porque, para os ensaios no colifast, como as coletas são a cada 24 horas de forma automatizada, isto é, não é necessária uma pessoa para ir no local, transportar e levar para o laboratório para analisar,

no caso do local onde foi instalado o equipamento; é possível ter um maior controle do processo e ter um histórico de dados do sistema, auxiliando na tomada de decisão do processo a fim de maximizar seu processo.

Para monitorar os resultados de processo e atendimento a legislação de forma automática usa-se a indicadores a saber:

Incidência das análises de aferição da qualidade da água fora do padrão - obter o mínimo de resultado fora do padrão.

- Incidência das análises de cloro residual fora do padrão - verificar e ações são tomadas imediatamente para mitigar resultados anômalos.
- Incidência das análises de turbidez fora do padrão - verificar e ações são tomadas imediatamente para mitigar resultados anômalos.
- Incidência das análises de e.coli fora do padrão - verificar e ações são tomadas imediatamente para mitigar resultados anômalos.
- Incidência das análises fora do padrão para aferição da qualidade da água tratada - tomar ações de forma imediata

Estes indicadores mensuram as ações desempenhadas no processo de forma a avaliar o rendimento e sua eficiência.

No mínimo anualmente, o laboratório participa de Programas de Ensaio de Proficiência que são estudos interlaboratoriais utilizados como ferramentas de avaliação externa e demonstração da confiabilidade dos resultados analíticos laboratoriais e caso constante desvios são tomadas ações de correção.

CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- Resultados em tempo real dos dados da Estação de Tratamento de Água (ETA) tanto para parâmetros físico-químicos como microbiológicos;
- Otimização da força de trabalho;
- Minimização de custos operacionais (serviços extraordinários e hora/homem, laboratório);
- Eliminação de custo de reagentes para os ensaios físico-químicos;
- Não geração de resíduo de ensaios físico-químico;
- Transparência dos ensaios para o cliente
- Maior controle do processo, pois tem maior quantidade de dados;
- Confiabilidade nos resultados, obtidos através da acreditação ISO/IEC 17025:2017.

O diferencial inovador é que muitas ETAs usam monitoramento on line para processo e tem ensaios laboratoriais para atendimento a Legislação.

Com estes equipamentos e com o Sistema de Gestão implantado foi possível realizar ensaios em tempo real e com resultados que podem ser utilizados para controle de processo e atendimento a Legislação vigente (Laboratório e Ensaio acreditado).

Com um sistema de medição em tempo real de processo (ensaios) e concessão do Cgcre/INMETRO, garantimos a confiabilidade dos resultados obtidos tanto para parâmetros físico-químicos (cloro residual livre, pH, cor, condutividade, turbidez e temperatura), quanto microbiológicos (coliformes totais e e.coli).

Esta automação de processo permitiu estabelecer os parâmetros de processos utilizados para a automação da estação de tratamento de água para abastecimento, de forma a garantir a eficiência do sistema e a otimização de recursos humanos e financeiros.

Recomenda-se também o uso deste sistema em unidades móveis de forma a realizar os mesmos ensaios em rede de distribuição de água, minimizando custo e problema de transporte, armazenamento, coleta de amostra, sem geração de resíduo, com a transparência do resultado obtido no momento do atendimento ao cliente, gerando informação, melhorando a imagem da empresa, ou mesmo em locais de grande circulação de pessoas, como escolas, hospitais, saída de reservatório de água de distribuição, monitorando este pontos para atendimento a Portaria GM/MS n. 888, de 04 de Maio de 2021 do Ministério da Saúde e informando em tempo real os parâmetros de qualidade de água que está sendo distribuídos à população.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. SPOLAOR, A.S. Automação nos Sistemas de Abastecimento de Água - Caso do Controle da Reservação de Distribuição, 2011. Dissertação de mestrado-Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas, 2011.
2. HENRIQUES, J.A., Proposição de Modelos de Predição de Desempenho de Estações Convencionais de Tratamento de Água Utilizando Redes Neurais Artificiais, 2019. Dissertação de doutorado-Universidade Federal de Minas Gerais, 2019.
3. TOMMASI, L.R., A degradação do Meio Ambiente, 1979.
4. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA; American Water Works Association - Awwa; Water Environment Federation - WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23 rd. Washington: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation, 2017.
5. EURACHEM, CITAC, Quantifying uncertainty in analytical measurement, Guide CG4, 3rd ed., Eurachem, 2012.
6. EVALUATION OF MEASUREMENT DATA — Guide to the expression of uncertainty in measurement, 2008.
7. INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL – INMETRO, DOQ-CGCRE-008 - Orientação sobre a validação de métodos de ensaios químicos, Revisão 09, junho de 2020.
8. INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL – INMETRO, Avaliação de dados de medição: guia para a expressão de incerteza de medição – GUM 2008.
9. INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL – INMETRO, NIT-DICLA-021 – Expressão da incerteza de medição por laboratórios de calibração. Revisão 10, julho de 2020.

Capítulo 7



10.37423/220405704

SISTEMA DE PRÉ-FILTRAÇÃO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO VIA FILTRAÇÃO EM DISCO

Samuel Lunardi

*Universidade Federal de Santa Maria -
campus Frederico Westphalen*

Marcelle Martins

*Universidade Federal de Santa Maria -
campus Frederico Westphalen*

Marcus Bruno Domingues Soares

*Universidade Federal de Santa Maria -
campus Frederico Westphalen*

Vanessa de Andrade Puhl

*Universidade Federal de Santa Maria -
campus Frederico Westphalen*



Resumo: Em diversas regiões do Brasil são observadas diferentes características de clima e relevo, o que influencia na qualidade das águas disponíveis e consequentemente no método de clarificação utilizado para cada uma. Águas superficiais tentem a receber uma maior carga de sólidos suspensos dependendo da quantidade de chuvas ocorrentes e da contribuição externa promovida pelo relevo em que o manancial está inserido. O presente estudo busca através da tecnologia de filtração em disco, remover previamente parte da matéria presente em água bruta responsável por aferir principalmente cor e turbidez na água, tornando facilitada a operação das etapas posteriores de tratamento em uma estação. A pesquisa testou um sistema de pré-tratamento de água para abastecimento composto por filtração em disco em variadas configurações, com taxa de filtração de $120\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Foram realizadas análises acerca da eficiência do sistema na remoção de características de cor verdadeira, cor aparente e turbidez, em um manancial superficial. O sistema não apresentou resultados expressivos na remoção dos das características supracitadas, sendo tais resultados vinculados à baixa concentração de sólidos presente na água bruta utilizada para o desenvolvimento das análises.

Palavras-chave: Porosidade; Remoção.

INTRODUÇÃO

A água para consumo humano apresenta-se em sua totalidade disponível em meio natural, principalmente em cursos d'água superficiais, encontrada majoritariamente em condições não potáveis, demandando tratamento prévio de modo a viabilizar sua distribuição à população. Tal fator pode ser atribuído a eventos naturais e também às consequências da crescente atividade antrópica, que acabam por alterar de maneira negativa a qualidade das águas (RICHTER; NETTO, 1991).

Para que sejam atingidos os padrões de potabilidade para características atribuídas à água fazem-se necessários tratamentos de alta eficiência e confiabilidade de operação, assim, quando não há atendimento de tais necessidades ocorre a ineficiência do processo, inviabilizando o uso da água como fonte de abastecimento. Ainda, o estudo da qualidade da água é fator determinante para que se possa adequar tecnologias necessárias para um tratamento eficiente. Deste modo, este estudo fará jus a demanda por estudos alternativos que buscam desenvolver tecnologias adequadas a qualidade de água em suas diferentes peculiaridades (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Tem-se a filtração com uma das etapas do tratamento de água mais difundidas e antigas utilizadas pela humanidade, compostas por filtros que se diferem tanto pelo sentido de fluxo quanto pela organização e caracterização da camada filtrante até mesmo pela pressão de fluxo exercida no sistema (LEME, 1990). Métodos de filtração que consistam em mais de um obstáculo para impurezas são pertinentes, pois promovem a separação material mais grosseiro da água bruta (GALVIS CASTAÑO; LATORRE MONTERO; VISSCHER, 1999). Em águas superficiais existe a presença de diversos tamanhos de partículas e impurezas se faz necessário métodos de tratamento que consistam em várias etapas, sendo a primeira delas o pré-tratamento, onde há a separação de sólidos grosseiros, material sedimentado e diversas partículas de tamanho avantajado (VERAS; DI BERNARDO, 2008).

Sólidos suspensos e dissolvidos são fatores diretamente ligados a problemáticas envolvidas na operação e manutenção de Estações de Tratamento de Água, tanto no que se refere aos resíduos gerados, quanto na demanda de produtos químicos para o tratamento. A necessidade de utilização de uma quantidade menor de coagulantes faz com que o lodo presente nos decantadores e filtros tenha menor volume, facilitando a limpeza e destinação. Tal problemática, fundamenta a utilização de pré-filtros concebidos com a finalidade de reduzir e/ou equalizar os parâmetros supracitados. O processo se torna menos oneroso, de fácil operação, existe um aumento na duração de carreiras de filtração e, por consequência, a melhora significativa no resultado final do tratamento (BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999). O presente estudo demonstra a eficiência da filtração em disco com observação dos

parâmetros físicos e químicos aplicada em um manancial superficial como medida de pré-tratamento de água.

MATERIAIS E MÉTODOS

O objeto de estudo se dá por um filtro de discos com captação de água proveniente de lago natural, pertencente na área de preservação permanente da Universidade Federal de Santa Maria Campus Frederico Westphalen-RS. A água é levada do lago até o sistema de filtração em disco via bombeamento a uma distância de 30 metros. O bombeamento é composto por uma unidade motobomba Schneider de 3cv e tubulação de recalque de 60 mm de diâmetro em PVC, demonstrados na Figura 1.

Figura 1: Sistema de transporte de água por bombeamento



Fonte: o autor.

O piloto de teste Azud Helix Automatic é fornecido pela empresa Novos Fluídos e fabricado pela empresa AZUD, que desenvolve tecnologias associadas a filtração de água, principalmente voltada para práticas de irrigação. O equipamento é composto por 4 válvulas solenoide, 2 compartimentos de filtração com capacidade de 500 discos sobrepostos, interligados por tubulações de 60 mm, e ainda é operado através de um painel de controle eletrônico que comanda as ações a serem executadas pelo sistema através de pulsos hidráulicos identificados por relés (AZUD, 2018). A Figura 2 demonstra a estrutura do piloto de pré-filtração Azud Helix Automatic juntamente a unidade de controle.

Figura 2: Sistema de transporte de água por bombeamento



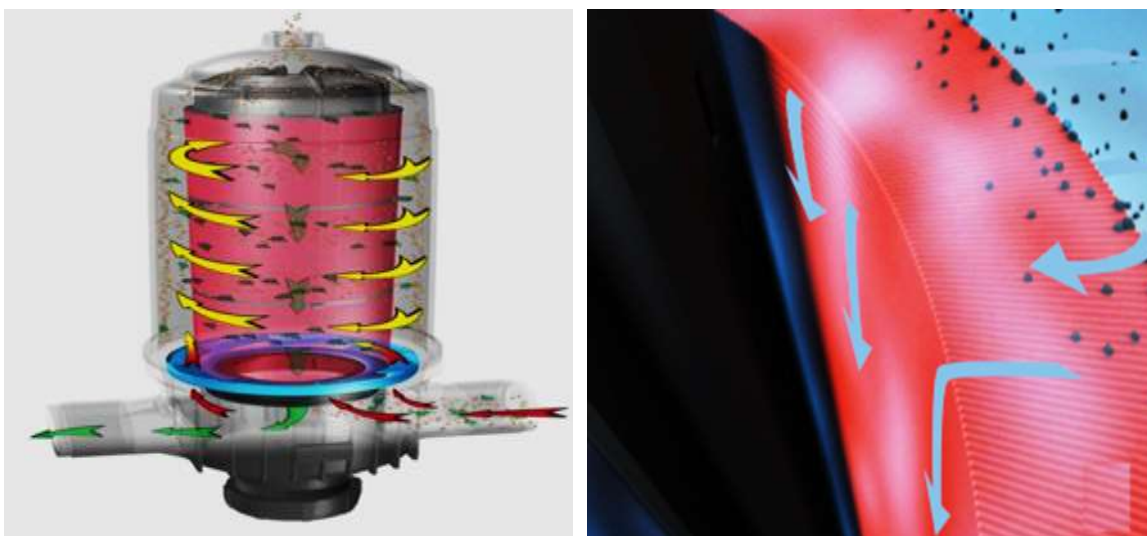
Fonte: o autor.

O sistema de Filtração em disco consiste em uma estrutura de tubulações e válvulas, arranjadas para que levem a água até cabeçotes de filtração, que simulam uma estrutura natural de filtros, onde há uma maior porosidade nas primeiras camadas, e uma menor ao fim do meio filtrante. O meio filtrante é composto por um conjunto de discos de vinil flexível, sendo que os mesmos tem sua superfície constituída por ranhuras em relevo, assim, quando sobrepostos, formam entre eles pequenos poros na escala de micron (AZUD, 2018).

A taxa de filtração utilizada durante o experimento foi de $120 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$, sendo que ao entrar no compartimento de filtração, sob a pressão mínima de 2 bar, e vazão de 3 l/s, o sistema direciona a água em sentido helicoidal, fazendo com que seja forçada a passar pelos poros, estes por sua vez, retém partículas maiores que a sua área de infiltração.

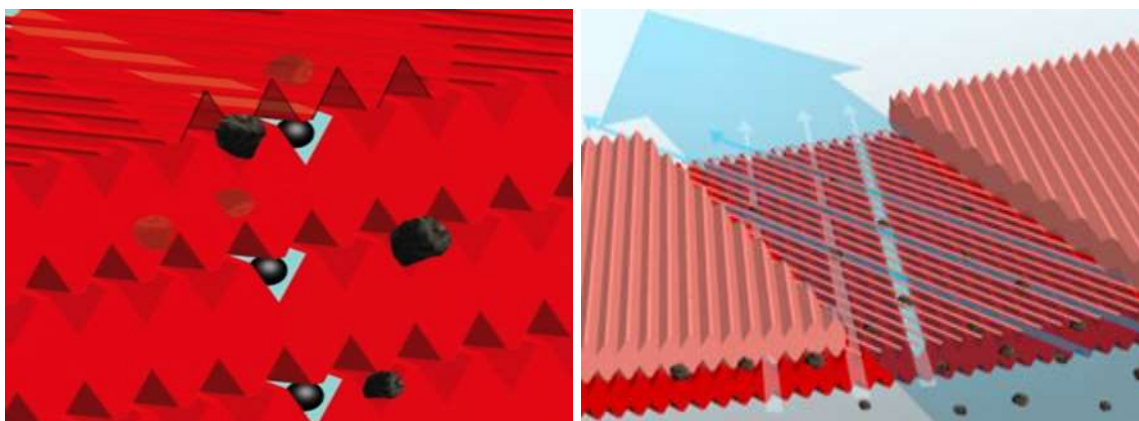
As Figuras 3, 4 e 5 demonstram o comportamento do sentido do fluxo interno do sistema assim como exemplifica o funcionamento da estrutura porosa dos discos.

Figura 3: Direcionamento do fluxo interno dos cabeçotes do sistema de filtração



Fonte: o autor.

Figura 4: Estrutura porosa do sistema formada pela sobreposição de discos



Fonte: o autor.

O equipamento tem sua limpeza programável e automática através da retrolavagem, que se dá pelo contra fluxo de água no interior dos compartimentos, onde há o fechamento da válvula de saída e abertura da válvula que comanda a limpeza.

O funcionamento conta com 5 configurações de filtros acoplados aos cabeçotes, sendo 100-20 μm , 100-50 μm , 50-20 μm , 50-5 μm e 20-5 μm , que operaram com um tempo de carreira de 2 horas, com aplicação de 2 repetições. Todos os tratamentos são postos em funcionamento no mesmo dia, com ordem sorteada, de modo que todos fossem submetidos às mesmas condições ambientais da água oriunda do manancial superficial. O fim da carreira se deu concomitante à limpeza programada no

equipamento, ou ao momento em que o equipamento registrou seu limite de perda de carga igual a 10 m.c.a.

Foram coletadas amostras de água filtrada em intervalos de 10 minutos, e de água bruta em intervalos de 30 minutos, para aferição dos parâmetros de cor verdadeira (Colorímetro Hach[®]), cor aparente (Colorímetro Hach[®]), (Turbidímetro Hach[®]), além de monitorados os valores de perda de carga internos do sistema através de pressostatos acoplados ao mesmo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

QUALIDADE DA ÁGUA

Os resultados de qualidade da água provenientes da filtração em disco aplicada como pré-tratamento para abastecimento são analisados atendo-se principalmente a eficiência de remoção de características físicas da água bruta, levando em consideração que quanto melhores os resultados, menores são as dificuldades de tratamento nas etapas seguintes.

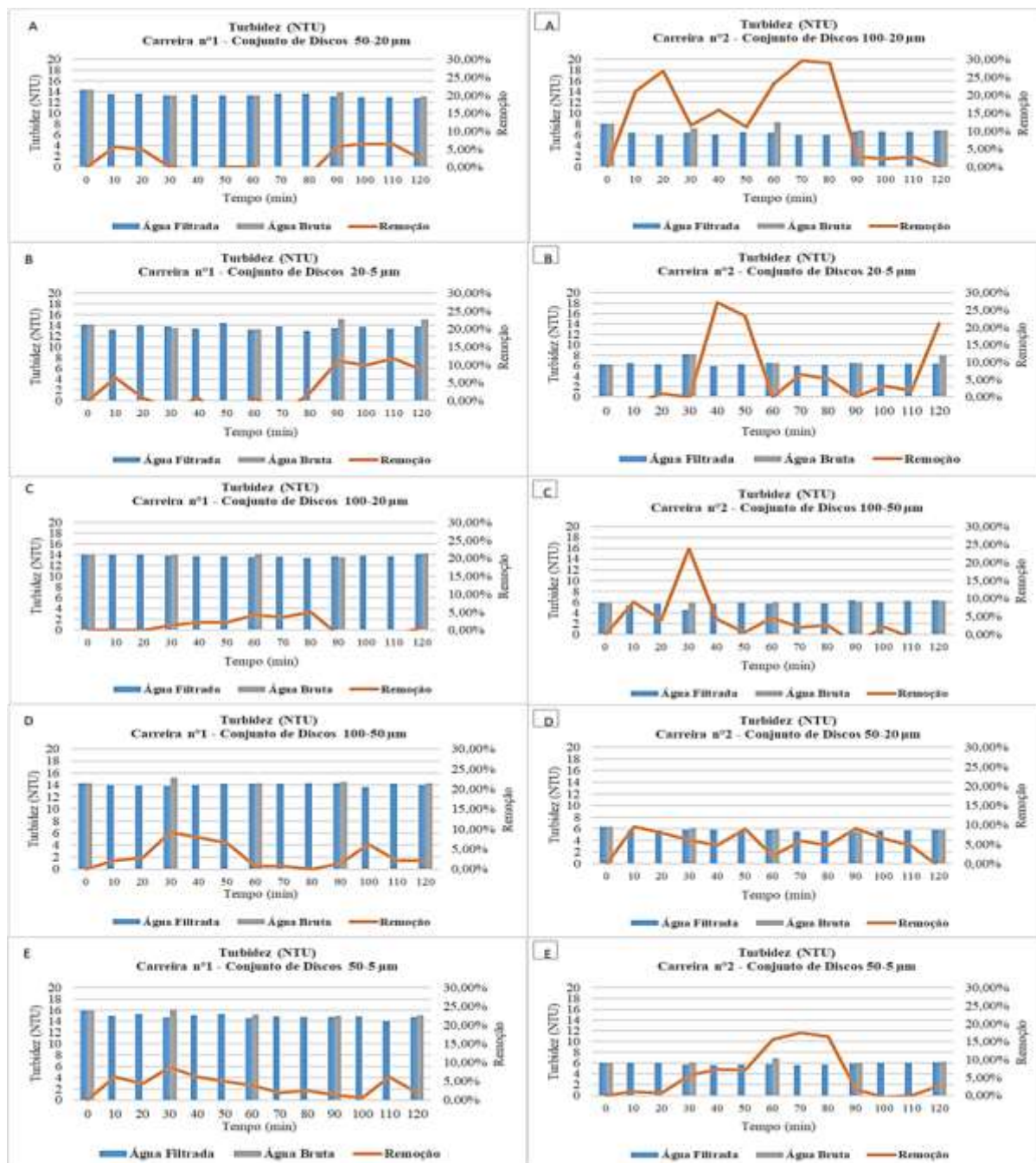
Após a realização das carreiras de filtração, os dados resultantes foram dispostos graficamente nas Figuras 5, 6 e 7 demonstrando o comportamento dos parâmetros físicos analisados antes e depois da passagem pelo sistema de filtração ao longo das carreiras, assim como o comportamento hidráulico do sistema (Figura 8). As colunas de filtros à esquerda referem-se à carreira n°1 e à direita a carreira n°2.

Os parâmetros de pH, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica não apresentaram variações consideráveis em ambas as carreiras, fato este já esperado levando em consideração que o equipamento promove essencialmente a remoção de características físicas através de um meio filtrante inerte. Ademais, também não houveram resultados consideráveis para sólidos sedimentáveis. É possível observar em alguns pontos onde os valores para os parâmetros de água filtrada foram maiores do que os de água bruta, na ocorrência desses casos a remoção foi considerada 0%.

A Figura 5 demonstra a sequência de gráficos respectivos a cada conjunto de discos condizentes a remoção do parâmetro de turbidez no decorrer dos 120 minutos das carreiras n°1 e n°2, sendo possível observar em ambas, inconstância das linhas de remoção percentual de turbidez que variam de 0 a 30%, assim como a baixa diferenciação entre as colunas de água bruta e água filtrada. Obteve-se como maior resultado médio de remoção para a carreira n°1, 3,79% para o conjunto de discos 50 – 5 µm (Gráfico E), considerando 15,48 NTU como turbidez média de água bruta.

Para a carreira n°2, fora obtido como maior valor de remoção médio 13,57 %, para o conjunto de discos 100 – 20 µm (Gráfico A), tendo 7,4 NTU como turbidez média da água bruta ao longo da carreira.

Figura 5: Gráficos de eficiência de remoção de turbidez para as carreira n°1 e n°2



Fonte: o autor.

Os gráficos referentes a eficiência do sistema com relação a remoção do parâmetro cor aparente, foram agrupados e demonstrados na Figura 6, onde são observadas grandes oscilações em picos aleatórios de remoção ao longo de ambas as carreiras, e também certa disparidade entre os valores de água bruta e filtrada, podendo este fato ser associado à remoção de microalgas pelo sistema. Foram

obtidos durante a carreira n°1 como maiores resultados médios de remoção para cor aparente de 3,21% com o sistema configurado com o conjunto de 50 – 20 μm (Gráfico A).

Para carreira n°2 obteve-se 8,05% de remoção percentual média do mesmo parâmetro com o sistema também configurado com o conjunto de discos 50 – 20 μm (Gráfico D).

Considerando valores médios de cor aparente de água bruta durante a carreira n°1, 159 uC, e para carreira n°2, 103 uC.

Figura 6: Gráficos de eficiência de remoção de Cor Verdadeira para as carreiras n°1 e n°2

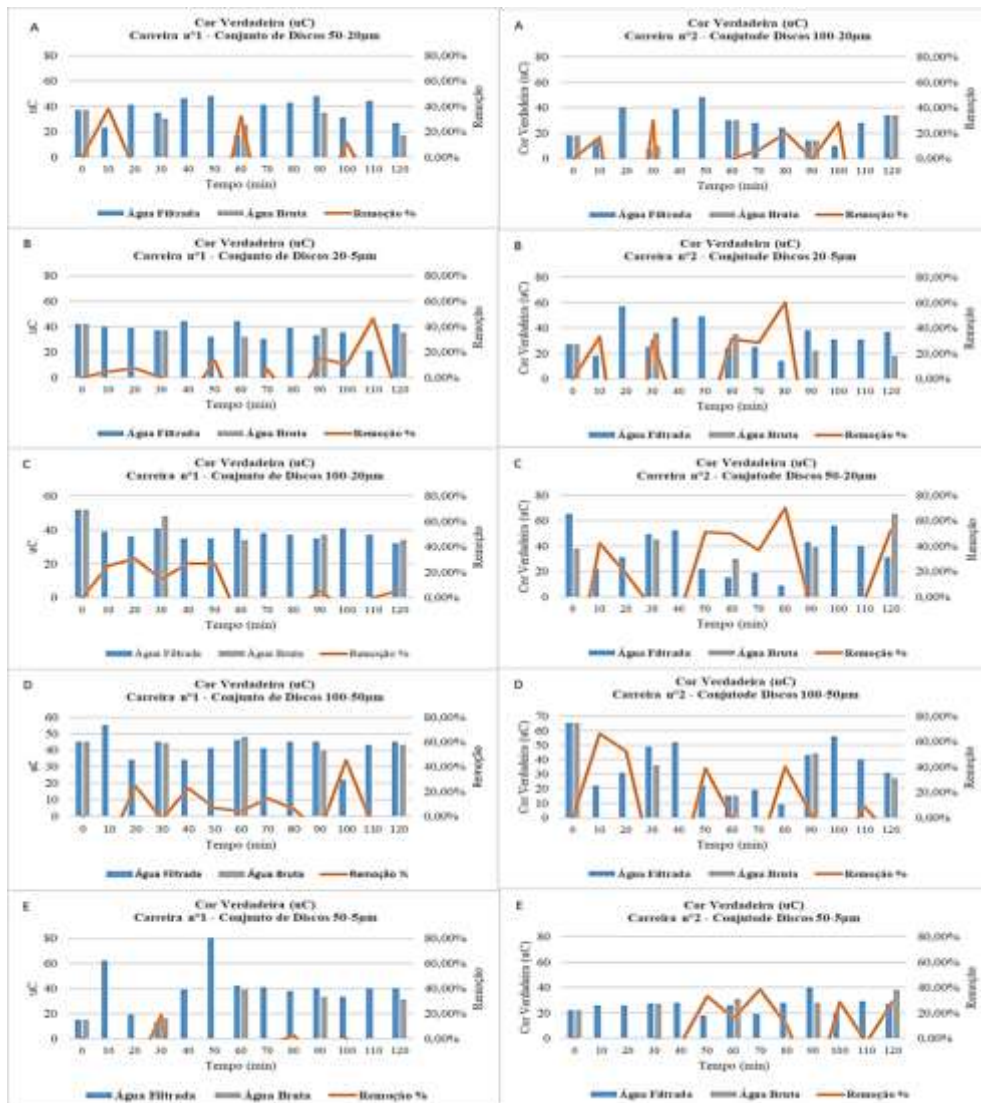


Fonte: o autor.

A figura 8 demonstra os gráficos referentes a eficiência do sistema em relação a remoção do parâmetro de cor verdadeira para as carreiras n° 1 e 2, onde a linha de remoção apenas apresentou alguns picos seguidos de remoção nula, e ao observar as diferenças entre água bruta e filtrada, é possível notar pontos onde a água filtrada apresenta maiores valores de cor verdadeira em relação a água bruta, possivelmente ocorrido pela presença de microalgas e de material dissolvido proveniente do fundo do lago que transpassaram a estrutura porosa do filtro.

Os maiores valores de remoção média para a carreira n°1 se deram em 6,45%, condizentes ao conjunto de discos 100 – 20 µm (Gráfico D), onde o valor médio para cor verdadeira da água bruta foi de 41 uC. Durante a carreira n°2 os maiores valores de remoção média forem de 12,98% para o conjunto 50 – 20 µm em uma média do parâmetro para água bruta de 43,4 uC.

Figura 7: Gráficos de eficiência de remoção de Cor Verdadeira para as carreiras n°1 e n°2



Fonte: o autor.

Quando comparados a resultados de sistemas usuais de pré-filtração por pedregulho tornam-se inexpressíveis, uma vez que sistemas com a taxa de filtração e porosidade semelhante chegam a remover em até 60% os parâmetros de turbidez e cor aparente, como é o caso do estudo realizado por Duarte et al. (2019).

PARÂMETROS HIDRÁULICOS

A Figura 8 demonstra o comportamento referente a perda de carga interna do sistema, aferido junto ao pressostato acoplado ao monitor do mesmo, onde é possível observar uma tendência à aceleração da perda de carga concomitante ao uso de combinações de discos com ranhuras de diâmetro menor. Este fenômeno é explicado na teoria da filtração, a qual considera o tipo de meio filtrante utilizado e parâmetros como tortuosidade e, principalmente, porosidade. Meios filtrantes que possuem porosidade menor apresentam retenção de material em suspensão mais efetivo, podendo os mesmos serem mais eficientes no melhoramento de parâmetros de qualidade da água. Materiais menos porosos podem ser associados a uma maior remoção de partículas, no entanto quanto maior a quantidade de material retido maior será a colmatação e mais curto será o tempo de carreira.

No presente estudo, embora os valores de perda de carga tenham atingido seu nível máximo em algumas carreiras com conjuntos de discos menores, o sistema não executou a retrolavagem automática, apresentando constância na colmatação dos poros do sistema, fato evidenciado pelo comportamento hidráulico na utilização de conjuntos de discos maiores onde em sua maioria a perda de carga permaneceu estável.



Figura 8: Gráficos de variação da perda de carga para as carreiras n°1 e n°2

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Defronte às análises dos parâmetros de turbidez, cor aparente, e cor verdadeira para os diferentes conjuntos de ranhuras, nota-se que o equipamento de FD, de modo geral, não apresentou remoção significativa de nenhum deles, e até mesmo apresentou piora dos resultados em alguns casos. Assim é possível concluir que quando utilizadas essas configurações do sistema para uma água bruta com

baixos valores de turbidez e cor, ocorre a dificuldade de destacar a eficiência a respeito do melhor conjunto de discos, uma vez que os melhores resultados não seguiram um padrão condizente à formatação de discos utilizadas. Aconselha-se submeter o equipamento a um maior número de repetições experimentais, assim como a utilização de água bruta com maiores valores de turbidez e cor, preferencialmente provindas de córregos e rios.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

AZUD. Manual do Usuário-Helix automatic pilot test.Múrcia, Epanha, 30p. 2019.

BERNARDO, L. D.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas. Rio de Janeiro, RJ: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999. (PROSAB

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. Métodos e técnicas de tratamento de água. São Carlos- SP: RiMa, 2005.

DUARTE, G. et al.. Análise da influência da taxa de filtração no desempenho de pré-filtros de pedregulho no tratamento de água para consumo humano. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais da ABES. Natal-RN: Abes, 2019. p. 1-7.

GALVIS CASTAÑO, G.; LATORRE MONTERO, J.; VISSCHER, J. T. Filtración en múltiples etapas : tecnología innovativa para el tratamiento de agua. Cali: Irc, 1999. 958803020X 9789588030203.

LEME, F. P. Teoria e técnicas de tratamento de água. Rio de Janeiro: 1990.

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. D. A. Tratamento de água: tecnologia atualizada. 1 ed. São Paulo - SP: 1991. 332 p. 978-85-212-0053-6.

VERAS, L. R. V.; DI BERNARDO, L. Tratamento de água de abastecimento por meio da tecnologia de filtração em múltiplas etapas - FiME Engenharia Sanitaria e Ambiental, 13, n. 1, p. 17, 2008.

Capítulo 8



10.37423/220405720

PROTÓTIPO DE ÁREA DE CONVIVÊNCIA COM REUTILIZAÇÃO DE MATERIAIS RECICLÁVEIS

Cláudio Jorge Cançado

Fundação João Pinheiro

Jouber Paulo Ferreira

Faculdade de Saúde e Ecologia Humana

Tálita Rodrigues de Oliveira Martins

Faculdade de Saúde e Ecologia Humana



Resumo: Este artigo foi elaborado buscando relatar iniciativas de gestão de resíduos sólidos inseridas em trabalhos acadêmicos interdisciplinares na Faculdade de Saúde e Ecologia Humana (FASEH) em Vespasiano/MG. A partir da demanda da comunidade acadêmica, em especial dos alunos dos Cursos de Engenharia Civil e Engenharia de Produção, para a construção de área de convivência para uso da comunidade, desenvolveu-se o presente projeto com dois objetivos fundamentais: integração da comunidade e uso de conceitos de sustentabilidade. Na metodologia utilizada para a construção foi necessário levar em consideração reflexões sobre o reaproveitamento e a utilização de materiais recicláveis executando-se pesquisas na internet em artigos e revistas, em bibliotecas, entre outros. A partir dos conceitos apreendidos, fez-se o desenvolvimento básico do projeto e o planejamento das etapas, observando-se os prazos definidos, a concepção do projeto e das equipes, levando-se em consideração os materiais a serem reaproveitados e a data de entrega do produto. Após o planejamento das etapas, partiu-se para a construção, envolvendo conceitos de trabalho em equipe, ciência dos materiais, planejamento da produção, reciclagem e reutilização de materiais e desenvolvimento de “soft skills”, alicerçadas em marcenaria e soldagem. Os resultados obtidos mostraram que a sustentabilidade pode ser uma realidade no dia a dia das pessoas, pois além de auxiliar na gestão dos resíduos sólidos, pôde-se obter um produto que proporcionou integração, conforto e lazer, para o convívio da comunidade acadêmica e do entorno da FASEH.

Palavras-chave: Área de Convivência, Reaproveitamento, Sustentabilidade.

INTRODUÇÃO

Com a questão do planejamento e gestão de resíduos sólidos urbanos cada vez mais complexa, a criatividade vem ganhando espaço, pois, sair do habitual é necessário para se contribuir com uma melhor qualidade de vida. A importância da reutilização de materiais e de materiais recicláveis, não só pelo baixo custo, se mostra essencial, pois além de reduzir o que vai para a destinação final, também auxilia na reutilização de materiais nobres.

Segundo a Lei no 12.305/2010, em seu artigo 3º, a reutilização é o processo de aproveitamento dos resíduos sólidos sem sua transformação biológica, física ou físico-química, sendo, no final, considerados materiais reaproveitáveis ou reutilizáveis. Já a reciclagem é o processo de transformação dos resíduos sólidos, o qual envolve a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos.

A partir de iniciativas de gestão de resíduos sólidos inseridas em trabalhos acadêmicos interdisciplinares na Faculdade de Saúde e Ecologia Humana (FASEH) em Vespasiano/MG e da demanda da comunidade acadêmica, em especial dos alunos dos Cursos de Engenharia Civil e Engenharia de Produção, foi proposta a criação de uma área para espaço de convivência, a fim de trazer conforto e lazer para a comunidade acadêmica da FASEH, levando em consideração o reuso e o reaproveitamento de materiais recicláveis, assim como a utilização mínima de novos materiais (quando não foi possível a reutilização), dando-lhe uma dupla função: integração da comunidade e uso de conceitos de sustentabilidade.

MATERIAIS E MÉTODOS

De acordo com Gil (2002), a pesquisa científica é o resultado de um estudo sistemático e lógico. O caminho pelo qual se chegou aos resultados chama-se método científico.

O tipo de pesquisa utilizado neste estudo foi à pesquisa aplicada, utilizando o conhecimento para a execução de um protótipo com reutilização de materiais recicláveis. A classificação quanto à natureza pode ser classificada como qualitativa, pois foi descrito o processo de execução de um produto aplicando o conceito de sustentabilidade. Já quanto aos fins é exploratória, devido ao aprofundamento melhor do tema com intuito do melhor esclarecimento de como executar um produto com materiais recicláveis e seus os benefícios para o meio ambiente. Quanto aos meios, a pesquisa é um estudo de caso, devido ao levantamento dos dados através de documentos sobre o assunto.

A metodologia utilizada foi embasada na coleta de dados com pesquisas sobre o assunto e projetos semelhantes existentes em diversas fontes (internet, biblioteca, artigos, entre outros). Já o desenvolvimento do projeto com uso de brainstorming, buscando o melhor projeto e a melhor escolha de materiais a serem utilizados em função de sua disponibilidade e aplicabilidade, visando a execução do projeto e a definição do projeto executivo do protótipo.

Antes da execução do projeto, fez-se o desenvolvimento do Memorial Descritivo com detalhamento de todo o projeto realizado, no qual foram relacionados, um a um, todos os itens para execução do protótipo do espaço de convivência da FASEH. De posse do memorial descritivo, fez-se plano de ação para cada equipe visando a divisão, o acompanhamento e o responsável de cada equipe para a realização das tarefas. Definido o planejamento (responsável, materiais e locais de recolhimento, etapas e datas), fez-se a execução do projeto.

RESULTADOS

No planejamento do protótipo, ficou definido que o mesmo seria inaugurado na semana de Engenharia da FASEH, a qual em outubro/2019, devendo todos os insumos, ferramentas e mão-de-obra necessária para execução estarem disponíveis no tempo planejado. Na execução do protótipo de espaço de convivência da FASEH, propôs-se as seguintes etapas:

Etapa 1

Definiu-se os insumos que seriam necessários na execução do protótipo, verificando-se e discutindo se o projeto para definir quais seriam, as quantidades e onde/como se conseguiriam os mesmos. Na execução do protótipo da área de convivência, o projeto inicial utilizado consta na Figura 1.

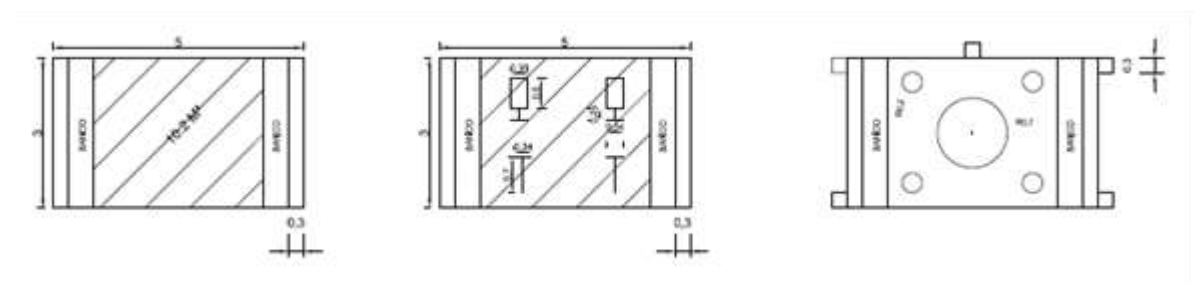


Figura 1: Projeto Inicial Área de Convivência FASEH.

Assim, definiu-se os seguintes insumos reutilizáveis e recicláveis para a construção do protótipo da área de convivência:

- Caixa Tetra Pak (Leite, suco e etc.);

- Pallets;
- Pneu;
- Placas de Eucatex;
- Colchão;
- Aro de bicicleta;
- Madeira.

Os demais insumos novos (não sendo possível a reutilização, inclusive por questões de segurança) incluindo-se materiais elétricos, foram:

- Tecido;
- Tomada 03 pinos e USB;
- Boquilha;
- Lâmpada;
- Aço;
- Parafusos e pregos;
- Roldanas.

Após a definição dos insumos recicláveis, reutilizáveis e novos, cada equipe, com apoio dos professores e coordenação do curso, ficou responsável por fazer a coleta em seus ambientes de trabalho e em casa para a construção do protótipo.

Etapas 2

A execução do protótipo de área de convivência da FASEH, foi realizada no Centro de Pesquisa da Engenharia (CPE). Após descrição do planejamento, conforme Memorial Descritivo e Plano de ação, cada equipe composta por alunos ficou responsável pela execução de uma parte do protótipo, supervisionada pelos professores, conforme Figuras 2 e 3.



Figura 2: Equipe pré-montagem estrutura metálica e equipe montagem estofado.



Figura 3: Equipe de pré-montagem dos *pallets* em madeira e equipe de montagem elétrica.

Cada coordenador acompanhou as datas do planejamento e cobraram o desempenho da equipe para alcançar os objetivos propostos, sendo que cada etapa foi acompanhada pelos professores, através do plano de ação. Após confecção da parte estrutural da área de convivência foi realizada a pré-montagem, visando a verificação de qualquer falha que pudesse impactar na montagem final, conforme Figura 4.



Figura 4: Equipe de pré-montagem dos *pallets* em madeira e equipe de montagem elétrica.

Os estofados (espumas para assentos e bancos de pneus), totem e as luminárias foram confeccionados no CPE, para posterior montagem na área de convivência, conforme Figura 5.



Figura 5: Confeção dos estofados e dos bancos de pneus.

Terminada a pré-montagem da estrutura e fabricação dos demais itens do protótipo de área de convivência, foi realizada a desmontagem da estrutura, assim como preparação para o transporte dos materiais do CPE até o prédio da engenharia, no qual foi montado o protótipo de área de convivência, conforme Figura 6.



Figura 6: Transporte e descarregamento dos materiais para a montagem do protótipo.

Após descarregamento dos materiais no prédio da engenharia, iniciou-se a montagem do protótipo de área de convivência em 20/10/2019, sendo feita a pintura da estrutura, assim como proteção das madeiras dos pallets com verniz e a montagem da elétrica, conforme Figura 7.



Figura 7: Montagem do protótipo e instalação elétrica.

Terminada a montagem, foram necessários retoques e acabamentos finais do protótipo, conseguindo-se atender ao objetivo proposto (Figura 8).



Figura 8: Acabamento e ajuste final da montagem dos estofados do protótipo.

Etapa 3

A inauguração da área para o espaço de convivência ocorreu na data programada (23/10/2019) no evento da semana da engenharia, com a participação de todo o corpo discente e docente da FASEH, conforme Figura 09.



Figura 9: Protótipo de área de convivência com uso de materiais reutilizáveis e recicláveis.

CONCLUSÕES

A construção do protótipo de espaço de convivência da FASEH ocorreu dentro de uma disciplina de trabalho interdisciplinar, na qual se trabalhou junto aos alunos os conceitos de reciclagem e reutilização, sustentabilidade, trabalho em equipe, ciência dos materiais, planejamento da produção e desenvolvimento de “*soft skills*”, alicerçadas em marcenaria e soldagem.

O envolvimento do corpo discente e docente dos cursos de Engenharias de Produção e Civil foi se consolidando ao longo do trabalho, através de interações em sala de aula e no CPE, culminando em um protótipo, sobre o qual se pensou, durante todo o trabalho, na sustentabilidade, adequabilidade e viabilidade do projeto, alicerçado em técnicas de engenharia e no uso de materiais recicláveis e reutilizáveis.

Como em vários projetos experimentais, ocorreram contratempos ligados à logística, clima e falta de recursos, os quais foram transpostos com criatividade e com extremo cuidado no que tange aos objetivos traçados.

Além do objetivo de se construir um protótipo, a proposta do projeto foi agregar na formação dos alunos de engenharia os conceitos de trabalho em equipe e sustentabilidade, reeducando a forma de pensar e de agir, buscando soluções adequadas aos parâmetros do projeto dentro de uma visão de

sustentabilidade e de agregar aos materiais reutilizáveis e recicláveis, abrindo a possibilidade de se pensar em soluções mais criativas e sustentáveis.

O protótipo construído tem sido utilizado pelo público em geral da FASEH, tanto para descanso, quanto para estudo, também servindo de ponto de interação dos alunos dos demais cursos da Faculdade. A partir de seu uso e da percepção de como o protótipo foi construído, o público começou a se conscientizar sobre os possíveis usos dos materiais reutilizáveis e recicláveis, e de como a correta utilização dos mesmos pode gerar produtos que atendam nossas necessidades, sem degradar ainda mais o meio ambiente.

Como sugestão de continuidade do projeto, sugere-se a construção de mais 03 áreas de convivência adaptadas a realidade local a serem doadas para a prefeitura municipal como eco pontos, sendo este espaço utilizados para programas de educação ambiental e como ponto de convivência da população.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BRAGA, B., HESPANHOL I., CONEJO, J.G.L., BARROS M.T.L., VERAS Jr., M.S., PORTO, M.F.A., NUCCI, N.L.R., JULIANO, N.M.A., EIGER, S. Introdução à Engenharia Ambiental. 2ª. ed. São Paulo: Editora ArtLiber, 2005.
2. BRASIL. Lei no 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União 2010;3 ago. [acessado em 06/03/2020]. Disponível em: <http://www.mnrc.org.br/biblioteca/legislacao/leis-e-decretos-federais/Lei%20%2012.305-2010%20Politica%20de%20Residuos%20Solidos.pdf/view>.
3. CALLISTER, W. D. Jr. Ciência e Engenharia de Materiais - Uma Introdução. 7ª. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2008.
4. COELHO, R. M. P. Reciclagem e desenvolvimento sustentável. Belo Horizonte: Editora Recóleo, 2009.
5. GIL, A. C. Como elaborar projetos de pesquisa. 4ª. ed. São Paulo: Atlas, 2002. 175 p.
6. MANO, E. B. Polímeros como Materiais de Engenharia. 3ª. ed. Rio de Janeiro: Editora Edgard Blucher, 2003.
7. PACHECO, E.B.A.V.; Mano E.B.; Bonelli C. Meio Ambiente, Poluição e Reciclagem. 2ª. ed. Rio de Janeiro: Editora Edgard Blucher, 2010.
8. GRIPPI, S. Lixo: Reciclagem e sua História. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2001.
9. ZANIN, M., MANCINI, S. Resíduos Plásticos e Reciclagem. São Carlos: Editora EDUFSCar, 2004.

Capítulo 9



10.37423/220405725

ESTUDO SOBRE A REMOÇÃO DE CONTAMINANTES EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUIDOS (SAC - WETLANDS) EM ELEVADA ALTITUDE, EM CONDIÇÕES DE CLIMA TEMPERADO

Jorge Alejandro García Zumalacarregui

*Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador -
Universidade de Cuenca, Equador*



Resumo: Este estudo trata a remoção de contaminantes em sistemas alagados construídos em elevada altitude em condições de clima temperado. Justifica-se em função dos resultados significativos obtidos na caracterização física, química e biológica realizada em escala real SAC (Sistema Alagado Construído - Wetlands) de fluxo subsuperficial e horizontal. A análise ocorreu em uma estação de tratamento de esgoto situada no planalto andino, no interior das instalações de um projeto minero-metalúrgico em Tres Lagunas, região localizada no povoado de Girón, no estado de Azuay, no Equador. A pesquisa implica prática e monitoramento com método que envolve águas residuais domésticas, atividades de campo, análises de laboratório e cálculo das variáveis de projeto a partir de cargas específicas e remoção de contaminantes. Foram obtidas para o sistema estudado remoções médias de 74 e 80% para Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO), 59 e 46% para o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e Fósforo (P) e 73, 85 e 89% para Óleos e Graxas e Coliformes Totais e Termotolerantes, respectivamente. Remoções de 28% foram alcançadas para Sólidos Totais (ST) e Sólidos Dissolvidos Totais (STD), de 26% para os Sólidos Suspensos Totais (SST) e de 93% para os Sólidos Sedimentáveis (SS). Os resultados dos parâmetros demonstraram eficaz funcionamento do sistema, com níveis de concentrações no efluente abaixo dos limites permissíveis para a descarga num corpo de água doce estabelecidos na lei equatoriana. Para a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Três Lagunas o Tempo de Retenção Hidráulica (TRH) foi de 4,05 dias, a carga orgânica superficial 1,93 vezes superior e a carga hidráulica encontram-se dentro da faixa ou do intervalo relatado. Tudo isso indica o potencial desse reator ou SAC para o tratamento de cargas orgânicas maiores, e, potencialmente, aumentar a cobertura de tratamento para pessoas (habitantes colidentes) que ainda podem ser conectados ao sistema.

Constatou-se a concepção, desenho e construção de sistemas de baixo custo para o tratamento de esgoto que fornece soluções que atingem pequenas populações, além de facilitar o cumprimento das normas de qualidade de efluentes estabelecidas pela legislação ambiental local, garantindo a proteção do meio ambiente e a qualidade de vida dos cidadãos.

PALAVRAS-CHAVE: Sistema de Tratamento Natural, Sistema Alagado Construído de Fluxo Subsuperficial Horizontal, Esgoto.

INTRODUÇÃO

A crescente preocupação das autoridades de saúde em todo o mundo está claramente refletida na legislação rigorosa dos países desenvolvidos, no que diz respeito aos limites máximos admissíveis de muitas substâncias em os efluentes de estações de tratamento e o controle sobre os limites de toxicidade dos efluentes. No entanto, devido às condições económicas graves em países em desenvolvimento, a eliminação das águas residuais é feita na maioria dos casos sem qualquer tratamento (García, J. 2003. p.4). Em uns, devido ao elevado valor que envolve as tecnologias convencionais e desenvolvidas. Em outros, devido a uma falta de consciência em relação à problemática dos vertidos dos efluentes à natureza e humanidade. Apesar de que em alguns países latino-americanos o governo fomenta uma adulada política de proteção ao meio ambiente, a falta de recursos económicos é um obstáculo na aplicação dos sistemas de tratamento. Como uma alternativa às técnicas convencionais para o tratamento de águas residuais foram desenvolvidas uma série de sistemas de tratamentos, os quais depuravam os contaminantes através de mecanismos de purificação baseados nas atividades ou processos existentes na natureza, por isso são chamados como "sistemas naturais de tratamento".

Estes sistemas requerem a mesma quantidade de energia por kg de gradiente contaminante do que as tecnologias convencionais, no entanto, a fonte é tomada a partir da natureza (García J, 2003. p.8). Processos físico-químicos, tais como filtração, decantação, absorção, foto-oxidação e fotossíntese, ligados à ação fitodepuradora da vegetação estabelecida contribuem grandemente para a ação depuradora ou tratamento realizado nesses sistemas.

Estudar a remoção de contaminantes em sistema alagado construído de escoamento subsuperficial horizontal (SAC), que trata as águas residuais domésticas em clima temperado (povoado Girón, província de Azuay -. Equador), de fato, fornecer conhecimentos sobre a concepção e construção de sistemas de baixo custo para o tratamento de águas residuais é uma forma importante de aumentar a proteção do meio ambiente e melhorar a qualidade de vida dos cidadãos, proporcionando uma solução de tratamento para as pequenas comunidades, facilitando o cumprimento das normas de qualidade dos efluentes estabelecidos pela legislação equatoriana ambiental.

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi realizado em um sistema horizontal de fluxo subsuperficial construído em uma altitude de 3.664 m.s.n.m A temperatura média anual é de 8,4 ° C, sendo os meses mais quentes, novembro e

dezembro, com temperaturas médias de 9,3 ° C e 9,2 ° C, respectivamente, a temperatura máxima é perto de 17 ° C e a mínima em torno de 2,2 ° C.

Ele foi construído com uma secção transversal trapezoidal com 20 metros de comprimento e 10 m de largura; utilizando uma relação 2:1, a profundidade de desenho foi de 0,5 metros. O SAC constitui uma etapa o sistema secundário de tratamento de esgoto, é imperativo notar que a água residuária antes de atingir o sistema está sujeito a um tratamento primário, ela é tratada no reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB), portanto. O SAC constitui o estágio secundário do tratamento.

Como planta aquática emergente é utilizada Totorá, espécie aquática emergente encontrada comumente em qualquer zona húmida natural do planalto andino, especialmente em condições climáticas semelhantes às da área de estudo ou estação de tratamento, ver Figura 1.

Fundamentos da planta aquática (Jardim Botânico de Missouri, 1995-2007):

- Família: *Cyperaceae*
- Gênero: *Totora* (CA Mey) Soják
- Nome Comum: Totorá
- Espécie Nativa Altitude Variável: 2500 - 3500 m.s.n.m



Figura 1: Planta aquática emergente. Totorá

A Figura 2 mostra um diagrama esquemático do sistema de tratamento de esgoto utilizado e os pontos onde se executaram as atividades de monitoramento e toma das amostras, para fazer posteriormente as análises uma vez iniciado o funcionamento, passando o tempo necessário para o êxito do desenvolvimento dos processos de remoção de contaminantes.

As atividades de monitoramento foram desenvolvidas, nos pontos de amostragem na entrada e saída do SAC, sempre, ao mesmo tempo, 11:00 horas, nas caixas de auditoria, cumprindo com os procedimentos estabelecidos para a preservação adequada de amostras segundo a Agência para a Proteção do Meio Ambiente dos Estados Unidos (EPA) e a Associação Oficial de Química Analítica (AOAC).

Parâmetros tais como: níveis de concentração de Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total (NTK), Nitrogênio Amônia (NH₃-N), Fósforo Total (P), Potencial Hidrogênio (pH), Sólidos Totais (ST), Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Sedimentáveis (SS), Óleos e Graxas, e Coliformes Totais e Termotolerantes foram determinados de acordo com métodos padronizados para as análises da água e esgoto, edição 21 e os métodos estabelecidos pela EPA.

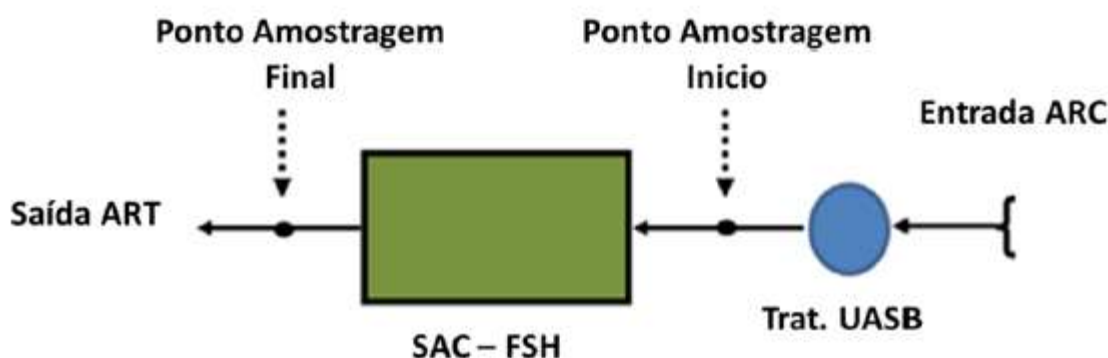


Figura 2: Esquema do Sistema de Tratamento de Esgoto – Pontos de Monitoramento. ETE Tres Lagunas

RESULTADOS OBTIDOS

Antes da avaliação e começo do estudo no SAC, uma caracterização do afluente foi executada. De acordo com os critérios de classificação para os esgotos apresentados no Metcalf e Eddy, 1996; no sistema recebe esgoto de esgoto com concentrações as quais lhe caracterizam de esgoto fraco - médio.

Tabela 1: Características do Esgoto Estudado – Classificação Média segundo Metcalf e Eddy

PARÂMETRO	UND.	Média	MAX.	MIN.
DBO	mg/L	300	482	154
DQO	mg/L	859	1600	425
NTK	mg/L	56	92	28
N-NH ₃	mg/L	10	15	5
P	mg/L	3	4	2
ST	mg/L	693	850	428
SDT	mg/L	537	780	325
SST	mg/L	155	365	50
SS	mg/L	0,13	0,72	0
Graxas	mg/L	2,59	3,8	1,4
Coli.Totais	Nº/100mL	1,5 x 10 ⁸	9,2 x 10 ⁸	1,1 x 10 ⁷
Coli.Fecais	Nº/100mL	1,4 x 10 ⁷	5,4 x 10 ⁷	1,1 x 10 ⁴

Os valores de eficiência para os parâmetros DBO e DQO foram de 80% e 74%, respectivamente, eles podem ser tratados como valores com níveis relativamente elevados de remoção, embora na literatura relata valores acima de 90% de eficiência. Isto sugere a eficácia deste sistema para remover contaminantes independentemente dos níveis das concentrações no afluente (García J, 2003). A remoção de Nitrogênio e Fósforo foi observada ao longo do estudo, a remoção% de Nitrogênio Total e Amoniacal do sistema foi de 59% para o NTK e 51% para o caso de N-NH₃, sendo os valores abaixo mostrados na literatura (80% NTK), (US EPA. 1988). Para o Fósforo se obtiveram 46% de remoção.

Tabela 2: Média das Porcentagens de Remoção dos Contaminantes ou Poluentes. ETE Tres Lagunas.

Parâmetro	% Remoção
DBO	74
DQO	80
NTK	59
N-NH ₃	51
P	46
ST	28
SDT	28
SST	25
SS	93
Graxas	73
Coli.Totais	85
Coli.Fecais	89

O percentual médio alcançado para remoção de ST e SDT foi de 28%, enquanto, para o parâmetro SST foi obtido um 26%. Embora baixas concentrações de SS, o sistema atingiu uma média de 94% de remoção. As correlações entre os ST, SST e SDT foram feitas, mostrando que tanto para afluentes como efluente, as correlações não são muito fortes, especificamente a relação entre os totais e os dissolvidos no afluente tem um coeficiente de correlação de 0,57 e efluente 0,32. Além disso, a relação entre os sólidos totais e os sólidos sedimentáveis em ambos os sites (afluente e efluente), não reflexaram relação alguma, devido a que seus coeficientes de correlação (0,002) foram baixos. Concentrações de Óleos e Graxas indicam a remoção eficaz deste parâmetro, de 73%.

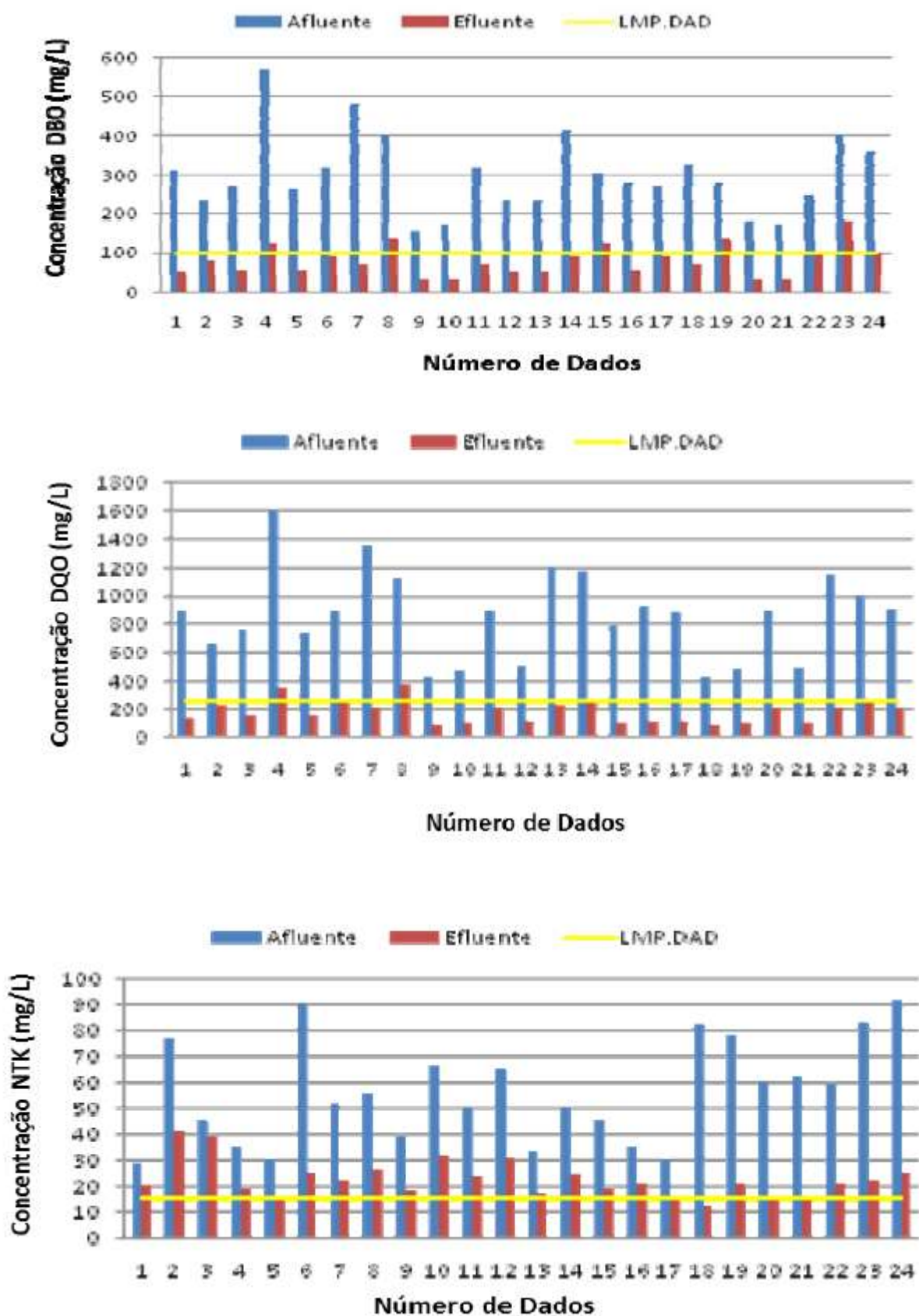
As Taxas de remoção microbiológica são apresentadas da seguinte forma: coliformes totais, 85%, e coliformes termotolerantes 89%.

As concentrações no efluente foram comparadas com os regulamentos em vigor, em especial com certos limites máximos admissíveis na Normativa de Qualidade Ambiental e Lançamento de Efluentes: Recursos Hídricos do Texto Unificação da Legislação Ambiental Secundaria (TULAS). As concentrações de DBO e DQO no efluente estão abaixo dos limites estabelecidos nos regulamentos ou legislação, demonstrando assim, a eficiência do sistema e sua utilização com sucesso no tratamento de esgotos, ver Figura 3.

Concentrações de NTK presentes na maioria das amostras encontram-se por acima do limite fixado no TULAS. Razão pelo qual, a descarga em corpos receptores de água doce não pode ser direta. Em relação ao Fósforo Total as concentrações na totalidade das amostras avaliadas se mentem abaixo do limite estabelecido; é interessante mostrar que as concentrações de entrada foram também abaixo deste valor, Figura 4.

Concentrações de Sólidos Totais na entrada e saída foram também comparadas com o valor estabelecido no limite pela legislação nacional para as descargas de água doce no capítulo VI do TULAS, quantificando eles podem-se observar concentrações deles abaixo do estabelecido. Nos Sólidos em Suspensão podem ser notados que, com a exceção de uma amostragem no efluente, o resto tem valores sempre abaixo do limite.

Níveis de coliformes no efluente sempre acima da norma indica que o sistema não cumpre com os limites para de remoção (> 99,9%).



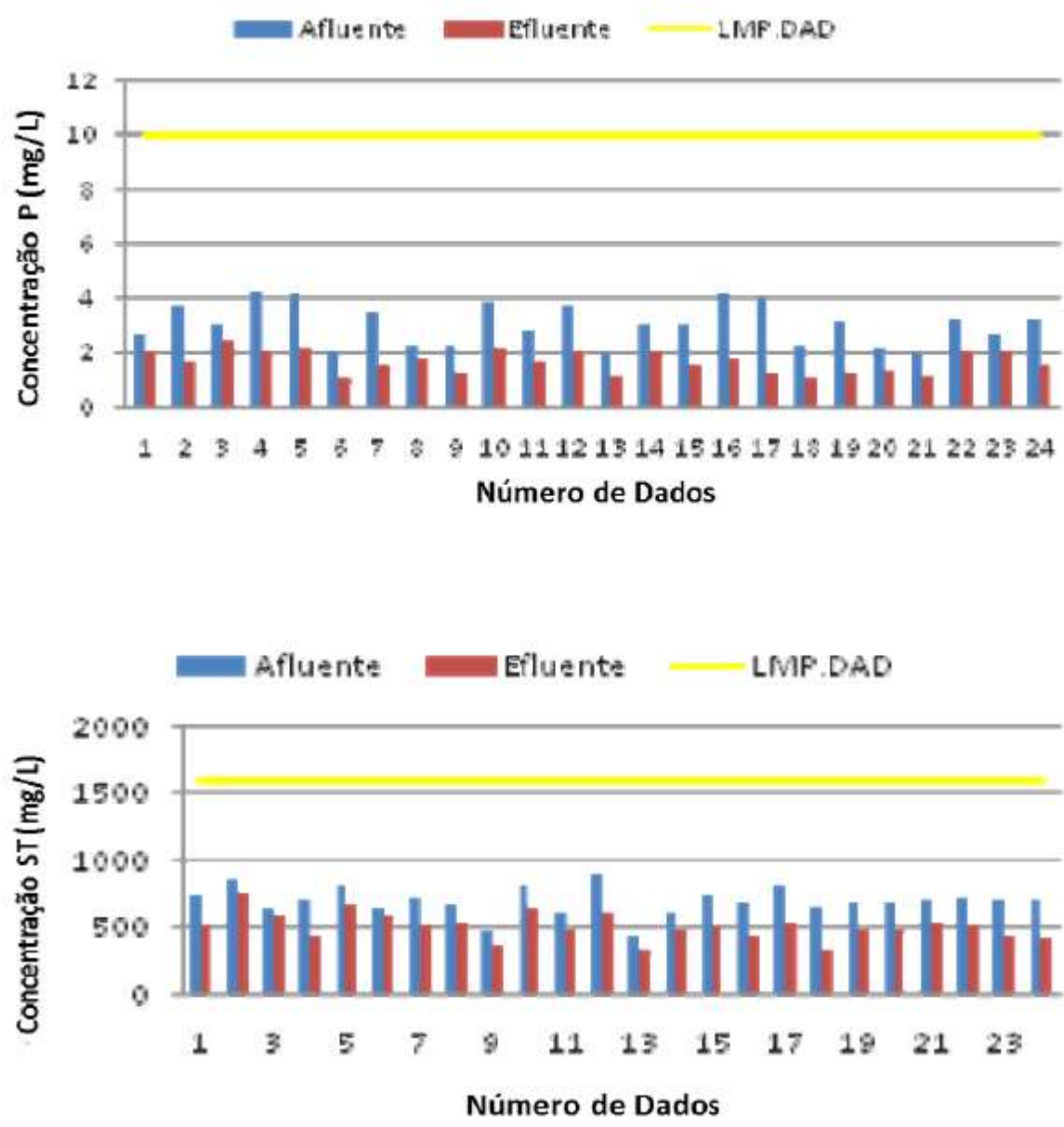


Figura 3: Comparação Concentração Efluente vs. Padrão do Lançamento. ETE Três Lagunas.

Os cálculos de carga orgânica superficial, carga hidráulica, coeficiente de degradação do sistema (k) e análise de população equivalente foram realizados. As dimensões do reator estudado determinam uma área superficial de 200 m^2 . A concentração média de matéria orgânica manteve-se cerca de 300 mg/L e a média de admissão ou fluxo no afluente ao reator foi de $0,1\text{ L/s}$.

Tabela 3: Parâmetros Calculados. ETE Tres Lagunas.

Parâmetros Calculados	Unid.	% Remoção
Área Superficial	m²	200
Volume	m³	100
Carga Orgânica Superficial	Kg/ha.d	129,6
Carga Hidráulica	m³/m² d	0,043
Tempo de Retenção Hidráulica	d	4,05
Coefficiente de Velocidade de Degradação	d⁻¹	0,329
População Equivalente	Pe	43
Metros Quadrados/Habitantes	m²/Pe	4,35

A carga orgânica superficial para este sistema no tempo estudado foi de 129,6 kg/ha.d e o tempo de retenção hidráulica é de 4,05 dias. Estes resultados demonstram que o reator localizado na província de Azuay trabalha 1,93 vezes acima da carga orgânica proposta por Metcalf e Eddy (1995) que é 67 Kg/ha.d, ver Tabela 3.

Durante o período de estudo a carga hidráulica do afluente do reator foi de 0,043 m³/m² d, encontrando-se o valor do sistema de trabalho dentro da faixa relatada para este tipo de tratamento (0.014-0.046 m³/m² d) Metcalf e Eddy (1995), ver Tabela 3.

O coeficiente de degradação do sistema (k), considerado a partir de uma cinética de primeira ordem para um reator de escoamento tampão, foi 0,329 k valor de d⁻¹. (Tabela 3).

A análise da população equivalente (ver, Tabela 3) foi determinada depois de fazer uma modificação na equação característica a ser aplicável, seu objetivo foi que possa ser utilizada para as condições do Equador; os dados foram obtidos a partir da regulamentação da Secretaria de Meio Ambiente e IEOS (1992) (Cárdenas, 2008). Os resultados mostram que a população equivalente que pode ser tratada no sistema alagado construído é de 46 habitantes e o número de metros quadrados exigidos per capita é de 4,35 m²/Pe, bem abaixo do valor expresso por Brix, H (1994 c), o que levanta 20 m²/Pe.

CONCLUSÕES

Este trabalho é uma contribuição para os estudos que estão sendo realizado sobre o uso de sistemas alagados construídos no tratamento das águas residuais onde se combinam processos de depuração ou saneamento de natureza física, química e biológica.

- Testes constituem uma contribuição para o conhecimento do funcionamento destes sistemas de tratamento de águas residuais domésticas (esgotos) nas condições de clima temperado em altitudes perto de 3600 metros sobre o nível do mar.
- Os Sistemas Naturais do Tratamento são eficazes na remoção de matéria orgânica, as remoções de DBO e DQO foram de 74% e 80% respectivamente. Os níveis de concentração do efluente durante o tempo todo que realizado o estudo cumpre nos limites de descarga de efluentes admissíveis num corpo de água doce.
- Na remoção de NTK, valores de até 59% foram obtidos apesar das condições climáticas (baixas temperaturas médias ($\pm 8^{\circ}\text{C}$)) inibirem o crescimento da vegetação propriamente adaptada. As plantas emergentes no sistema estão dispostas ao longo do comprimento e largura dele. Remoções de fósforo de 46% foram alcançadas.
- O percentual de remoção de sólidos foi ST = 28% SDT = 28%, SST = 26%. Por outro lado, um 93% foi obtido em relação à remoção de SS, este parâmetro tinha a característica de que num 58% das amostras no afluente não foram obtidos valores de concentração.
- O nível de remoção do parâmetro óleo e graxas foi de 73%, ele pode ser considerado alto, embora sua concentração inicial fosse muito baixa (5 mg/L).
- As remoções de coliformes foram de 66% para coliformes totais e 73% para coliformes termotolerantes.
- As flutuações nas concentrações dos afluentes não influenciam na remoção de contaminantes, o sistema trabalha em condições de estado estacionário e apresenta uma população microbiana bem adaptada para o ambiente e às características do esgoto a ser tratado, o tempo de retenção hidráulica foi de 4,05 dias.
- O sistema funcionou com carga orgânica de 1,93 vezes maior do que o relatado (Metcalf e Eddy (1995) (67 kg/ha.d)), 129,6 Kg/ha.d. A carga hidráulica (0,043 m³/m²d) se encontra dentro dos intervalos descritos na literatura (Metcalf e Eddy, 1995).
- O coeficiente da constante de degradação (k) de 0.329d⁻¹ fica abaixo de valores estudados e relatados em várias bibliografias. Isto confirma a estreita relação entre a taxa de degradação, temperatura e população microbiana adaptada para o ambiente e as características do esgoto a tratar.
- A área por pessoa servida foi reduzida 4,35 m²/Pe. A literatura relata área equivalente de 20 m²/Pe (Brix H, 1994 c).

AGRADECIMENTOS

À FAPEMIG (Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais), ao CNPq, ao DESA-UFMG e à Universidade de Cuenca (Equador) pelo apoio ao desenvolvimento deste estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS (RESUMO)

1. Brix, H. Constructed Wetland for municipal wastewater treatment in Europe. Global Wetlands: Old World and New. Misch w.J. (Ed), Elsevier Science. 1994 c.
2. García, J. Estudio de un Sistema de Tratamiento de Aguas Residuales. Tesis de Diploma para Ingeniero Químico. Gonzáles Díaz O. (Tutor). Facultad de Ingeniería Química. Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría (CUJAE). La Habana, Cuba. 2003.
3. Metcalf & Eddy. Ingeniería de las Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización. Madrid. Tercera Edición (en español), Ed. McGraw-Hill. 1995.
4. Reed, S C. Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment. U S Environmental Protection Agency Washington, D C. EPA 832-r-93-008. 1993
5. USEPA. Subsurface flow constructed Wetlands for wastewater treatment: A Technology Assessment Office of Water. USEPA 832-R_93-008. 1988.

Capítulo 10



10.37423/220405729

AVALIAÇÃO DO ATERRO SANITÁRIO DE MONTES CLAROS-MG, ATRAVÉS DO ÍNDICE DE QUALIDADE DE ATERRO DE RESÍDUOS (IQR)

Sheila Cristina Martins Pereira

Universidade Estadual de Montes Claros

Igor Patrik Santos

Faculdade Santo Agostinho



Resumo: Muitos aterros sanitários no Brasil têm se tornado lixão por falta de operação adequada. A tendência da civilização é o aumento da taxa de geração de resíduos, logo, é necessário adotar tecnologias para tratar e dispor os resíduos em locais onde são reduzidos os impactos ambientais. Neste viés, o presente estudo avaliou tecnicamente a operação do aterro sanitário privado localizado na cidade de Montes Claros/MG. A avaliação foi realizada por meio de visitas técnicas, análises de informações contidas em laudos emitidos ao órgão ambiental e aplicação do índice de qualidade de resíduos (IQR), de acordo com a metodologia elaborada pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Este método consiste em avaliar diversos itens e posteriormente identificar o enquadramento do aterro em condições adequadas ou inadequadas. A criticidade deste estudo é de suma importância, pois irá verificar e avaliar a operação e o controle das questões ambientais. Após a análise de vários itens e subitens contidos na planilha do IQR, o resultado obtido para o aterro foi de 9,6 pontos, sendo o mesmo classificado como “em condições adequadas”.

Palavras-chave: Resíduos sólidos, disposição final, meio ambiente.

INTRODUÇÃO

Conforme o levantamento divulgado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2017) 40,9% dos resíduos coletados em 2017 foram dispostos em locais inadequados por 3.352 municípios brasileiros, totalizando mais de 29 milhões de toneladas de resíduos em lixões ou aterros controlados, que não possuem o conjunto de sistemas e medidas necessárias para proteção do meio ambiente.

A disposição final dos resíduos deve ser realizada em aterro sanitários. Segundo Oblade et al. (2009) *apud* Ardenghi (2013), existem três fatores que influenciam diretamente na qualidade de um aterro sanitário, podendo ser de ordem sanitária, ambiental e operacional. Os fatores de ordem sanitária são a presença do fogo, fumaça, odor, vetores de doenças. Os fatores de ordem ambiental são geralmente a poluição do ar, das águas, do solo e o prejuízo à estética e paisagem local. E por fim a ordem operacional é o controle dos resíduos, controle dos tratamentos, entre outros.

A análise dos fatores citados anteriormente pode ser realizada utilizando-se o Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR), um questionário desenvolvido pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2015).

Assim, conforme metodologia adotada pela CETESB, na qualificação dos aterros sanitários, deve-se considerar o IQR, assim como, o IQR-valas (Índice de Qualidade de Aterros de Resíduos em Valas) e, por fim, o IQC (Índice de Qualidade de Usinas de Compostagem). São estes, portanto, os índices adotados para cada tipo de locais de tratamento e destinação final de resíduos (LIMA, 2018).

Essa metodologia indicada pela Cetesb, foi implantada em 2006 e conforme Lima (2018) vem ao longo dos anos sendo aperfeiçoada em planilhas de avaliações de aterros sanitários. E no inventário estadual dos resíduos sólidos urbanos - CETESB (2015), encontra-se o detalhamento da atual padronização das planilhas.

Em um estudo realizado por Lima et al. (2017), em que se aplicou a avaliação através do IQR em um aterro sanitário situado no interior do estado de São Paulo no ano de 2017, o autor demonstrou *in casu*, a acuidade de se avaliar. Especialmente, fiscalizar periodicamente essas áreas, uma vez que o aterro foi classificado como inadequado, podendo ser o foco de vários prejuízos para o meio ambiente.

No caso do estudo do aterro sanitário de Montes Claros-MG, aplicou-se a metodologia de IQR que é constituído por sete itens principais: estrutura de apoio; frente de trabalho; talude e bermas; superfície superior; estrutura de proteção ambiental; característica da área e outras informações.

Conforme Albertin et al. (2010) *apud* Alves (2015), cada um desses itens contém subitens, que recebem uma pontuação. Ao final ocorre a soma total de pontos que é dividida por 10 (sem recebimento de resíduos industriais) ou 11 (com recebimento de resíduos industriais).

Desta forma, o presente estudo avaliou o Aterro Sanitário de Montes Claros-MG, utilizando-se a metodologia do IQR desenvolvida pela CETESB.

METODOLOGIA

ÁREA DE ESTUDO

O aterro sanitário, localiza-se no município de Montes Claros/MG (Figura 1), e possui coordenadas geográficas 16°48'32.88" S (latitude) e 43°44'43.92" O (longitude). Situado na Rodovia MG 308, s/n – km 15, lugar conhecido como Fazenda Mimoso, Zona Rural.

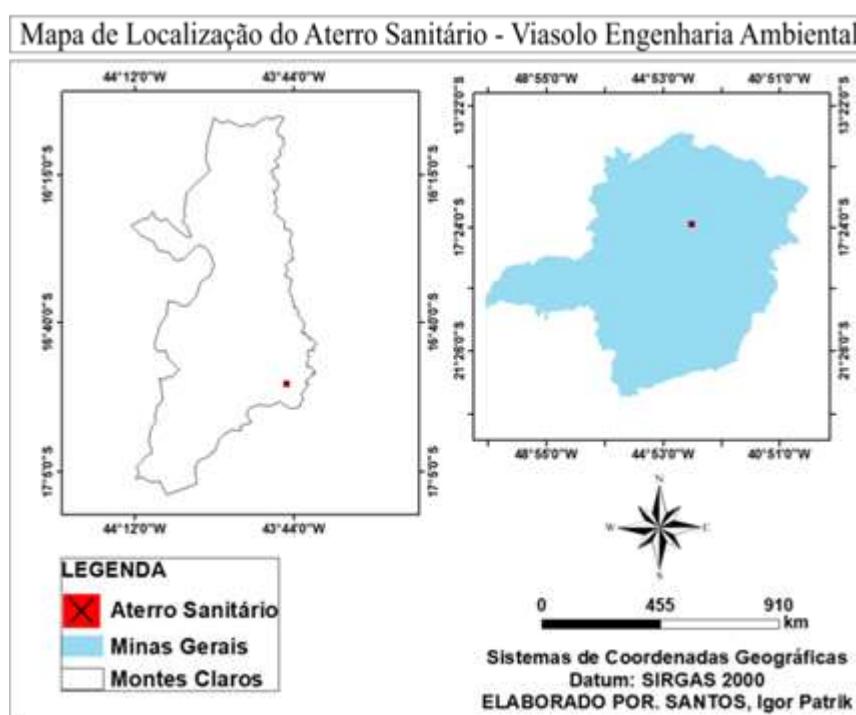


Figura 1: Localização do Aterro Sanitário no município de Montes Claros-MG.

A cidade de Montes Claros possui uma área de 3.582,034km², sendo que 38,7km² estão em perímetro urbano e o restante 3.543,354km² constituem a zona rural. Sua população, levando em consideração a estimativa do IBGE para o ano de 2017, é de 402.027 habitantes, com uma densidade demografia de 101,42 hab/km².

O município de Montes Claros insere-se na Bacia do Alto médio São Francisco, numa área de transição entre o domínio do cerrado e do domínio da caatinga. O clima predominante é o Tropical semiúmido, com temperatura média anual de 24°C. A precipitação média é de 1086,4 milímetros (mm) anuais. A umidade relativa do ar é de 67% podendo cair em determinados dias do ano para 30% ou até mesmo 20%. Sua altitude é de 638 metros. O relevo predominante é constituído de serras com a presença de rochas calcárias. Localiza-se entre as coordenadas 16º43'41" de latitude sul; 43º51'54" de longitude oeste (BARBOSA e FRANCA, 2014).

COLETA DE DADOS

Por ser o objeto de estudo um aterro sanitário convencional do tipo classe 2A, o índice adotado foi o IQR. Foram realizadas visitas no aterro sanitário visando a coleta de informações para o cálculo do IQR, sendo que as informações foram obtidas por meio de observações no empreendimento e dados fornecidos pelos responsáveis técnicos operacionais.

A metodologia aplicada baseia-se, sobretudo, em um questionário padronizado elaborado por técnicos da CETESB, que avaliam as características locais, operacionais e estruturais das instalações de disposição final de resíduos. Os dados coletados, permitem expressar as reais condições ambientais desses locais que, ao final, são classificados como adequados ou inadequados.

Sendo assim, a planilha de coleta de dados é dividida em três etapas, e possui diversos questionamentos e pontuações. Na primeira etapa, há itens e subitens direcionados à avaliação da estrutura de apoio, frente de trabalho, taludes e bermas, superfície superior e estrutura de proteção ambiental.

Na segunda etapa, apresentam-se outras informações que são agrupadas por subitens acerca de: evidência de catadores; queima de resíduos; presença de moscas, roedores, aves e outros animais, assim como, o recebimento de resíduos não autorizados.

Na terceira e última etapa, são enquadradas as características das áreas, com subitens sobre: a proximidade de núcleos habitacionais, a proximidade de corpos d'água, a vida útil do aterro e as restrições legais do uso do solo.

Ademais, em cada etapa apresenta-se um subtotal, sendo que a soma dos três subtotais atinge no máximo 100 pontos. E para determinar as condições do local e classificá-los em termos adequados ou inadequados (Tabela 1), utilizou-se a seguinte equação $((\text{subtotais } 1 + 2 + 3) / 10)$.

Tabela 1: Cálculo do IQR.

IQR	AValiação
0,0 a 7,0	Condições inadequadas
7,1 a 10,0	Condições adequadas

Após a verificação dos itens *in loco*, foi realizada a tabulação dos resultados e o diagnóstico real da situação do aterro sanitário.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Verificou-se com a análise inicial, que a área de disposição de resíduos sólidos é classificada como aterro sanitário convencional. Possui aproximadamente 131,65ha, sendo que 23ha serão destinados para a operação, de um total de 52,65ha, ou seja, o empreendimento utilizará cerca de 40% da área disponível. Aproximadamente 43ha (33%) da área são destinados a áreas verdes de preservação, compostas de matas nas encostas e ao longo da ferrovia, e de mata ciliar ao longo do córrego existente. Os outros 36ha (27%) é composto por área remanescente.

O processo de licenciamento iniciou-se em 2010, a licença de operação foi emitida em outubro de 2015 pela Superintendência Regional de Regularização Ambiental do Norte de Minas (SUPRAM). Conforme dados disponibilizados pela Viasolo, empresa responsável pelo aterro, as operações iniciaram em 24 de setembro de 2015 e até a data 31 de outubro de 2018, o aterro recebeu um total de 262.419 toneladas de resíduos sólidos, oriundos das cidades de Montes Claros, Bocaiuva, Guaraciama, Glaucilândia, Juramento e Itacambira. No aterro, a disposição final é realizada em etapas. Sendo que até o ano de 2018, operou-se a terceira do total de 12 etapas (células), com um recebimento médio de 7 mil toneladas/mês de resíduos sólidos urbanos.

A estrutura de apoio no que tange à portaria, balança e vigilância encontram-se adequados. A portaria é composta por porteiros 24 horas por dia. A balança é do tipo rodoviária com capacidade total de 80 toneladas, e em relação à vigilância é realizada 24 horas, 7 dias por semana, no qual 4 vigilantes se revezam em escalas de 12/36 horas.

O isolamento físico e visual (Figura 2) é composto por cerca de arame e a cortina arbórea composta pela espécie que segundo o comunicado técnico 104 da Embrapa Florestas dá-se o nome científico: *Mimosa Caesalpiniaefolia Benth*, sendo utilizado com nome comum: Sansão-do-campo (Figura 2a). O isolamento é realizado em toda a área que receberá os resíduos. Além do Sansão-do-campo, é realizado o plantio de *Eucalipto Corymbia citriodora*, conhecido popularmente como *Eucalipto*

Citriodora (Figura 2b), que conforme Araújo et al. (2012) tem como característica o rápido crescimento.



Figura 2a - Isolamento visual com cerva viva



Figura 2b - Eucalipto *Citriodora*.

O acesso à frente de descargas no período analisado encontra-se em condições adequadas, utiliza-se um trator D 170 para o recobrimento e manutenção da frente de serviço, as vias de acesso recebem diariamente umectação através de caminhão pipa. Toda a extensão é sinalizada com placas de orientações e alertas, medidas que permitem que veículos e máquinas pesadas trafeguem de forma segura.

A Tabela 2 apresenta a pontuação avaliada para cada subitem da estrutura de apoio. Para estes itens não foram observadas anormalidades.

Tabela 2: Pontuação avaliada quanto à Estrutura de Apoio.

ITEM	SUB-ITEM	AVALIAÇÃO	PESO	PONTOS
Estrutura de apoio	1 – Portaria, balança e vigilância	Sim/ suficiente Não / insuficiente	0 2	2
	2 – Isolamento físico	Sim/ suficiente Não / insuficiente	0 2	2
	3 – Isolamento visual	Sim/ suficiente Não / insuficiente	0 2	2
	4 – Acesso à frente de descargas	Adequado Inadequado	3 0	3

Fonte: Adaptado do Cetesb (2015)

No que tange à frente de serviço, é recomendado o acesso livre aos veículos, sem nenhum tipo de obstrução durante o ano. Em épocas de grandes índices pluviométricos conforme controle da estação meteorológica do próprio aterro, época compreendida entre outubro a fevereiro, a conservação do acesso, deve ser uma preocupação constante. O tamanho do acesso é de acordo com a frente de serviço, uma vez que é necessário existir uma área considerada para que os caminhões e máquinas pesadas consigam manobrar em cima do lixo.

A compactação dos resíduos é realizada por meio do trator esteira com movimentos ascendentes, sendo que o aterro opera com o modelo *New Holland* D170 que é a melhor indicação para atingir a eficiência, pois possui peso operacional mínimo de 16 toneladas. A compactação consiste na realização de 4 a 6 passagens no lixo conforme manual de orientações básicas da FEAM (2006), reduzindo a quantidade de vazios, conseguindo uma compactação de no mínimo 800kg/m³, ou seja, 0,8 toneladas de resíduos em 1m³.

Na Tabela 3, apresenta-se a pontuação avaliada para cada subitem da frente de serviço. Para estes itens não foram observadas condições inadequadas.

Tabela 3: Pontuação avaliada quanto à Frente de Trabalho.

ITEM	SUB-ITEM	AVALIAÇÃO	PESO	PONTOS
Frente de trabalho	5 – Dimensões da frente de serviço	Adequadas Inadequadas	0 5	5
	6 – Compactação dos resíduos	Adequada Inadequada	0 5	5
	7 – Recobrimento dos resíduos	Adequado Inadequado	0 5	5

Fonte: Adaptado da Cetesb (2015)

Em relação ao item taludes e bermas ambos estão conformados com inclinação de 1(V):2,5(H), seguindo orientação do projeto executivo, no período analisado os taludes e bermas não apresentaram vestígios de desmoronamentos.

Na camada final de cobertura, conforme FEAM (2006), deve proceder-se à sua cobertura com uma camada de argila compactada com cerca de 60 cm, ou de acordo com a espessura definida no projeto técnico. O projeto técnico do aterro definiu camada mínima de 50 cm, sendo enquadrado em condições adequadas.

No que diz respeito à proteção vegetal, observou-se que os taludes após a finalização recebem o plantio de gramas, pois conforme os responsáveis pela operação, esta técnica é de suma importância, uma vez que ajuda na estabilização do maciço, além de ser fundamental no escoamento das águas pluviais. Esta cobertura tem o papel de inibir a infiltração de águas pluviais no maciço de resíduos e evitar o aumento do percolado. Referente ao afloramento de chorume, nos meses avaliados não foram observados.

Na Tabela 4, apresenta-se a pontuação avaliada para cada subitem de taludes e bermas. Todos os itens foram avaliados como condições adequadas.

Tabela 4: Pontuação avaliada quanto aos Taludes e Bermas.

ITEM	SUB-ITEM	AVALIAÇÃO	PESO	PONTOS
Taludes e bermas	8 – Dimensões e inclinações	Adequadas Inadequadas	4 0	4
	9 – Cobertura de terra	Adequada Inadequada	4 0	4
	10 – Proteção vegetal	Adequada Inadequada	3 0	3
	11 – Afloramento de chorume	Não / raros Sim / numerosos	4 0	4

No que diz respeito ao item superfície superior (Figura 3), verificou-se que o nivelamento da superfície (Figura 3a) encontra-se em níveis adequados e segundo os responsáveis o nivelamento segue padrões do projeto técnico de 2%. Visualmente a homogeneidade da cobertura dos resíduos (Figura 3b) também é encontrada em níveis adequados.



Figura 3a – Nivelamento da superfície



Figura 3b - Homogeneidade da cobertura

Na Tabela 5, apresenta-se a pontuação avaliada para cada subitem da superfície superior.

Tabela 5: Pontuação avaliada quanto à Superfície Superior.

ITEM	SUB-ITEM	AVALIAÇÃO	PESO	PONTOS
Superfície superior	12 – Nivelamento da superfície	Adequado	5	5
		Inadequado	0	
	13 – Homogeneidade da cobertura	Sim	5	5
		Não	0	

Fonte: Adaptado da CETESB (2015)

A estrutura de proteção ambiental referente à impermeabilização do solo é adequada, visto que para a realização do processo, segundo o Engenheiro Ambiental do aterro, utiliza-se dupla face de impermeabilizante (Figura 4) contendo: Geomembrana de Polietileno de Alta Densidade Texturizada de 2mm (PEAD) (Figura 4a) e Geocomposto Bentonítico (GCL) (Figura 4b), sendo que este é um material que substitui a camada impermeabilizante de solo compactado promovendo um coeficiente de permeabilidade k igual à 5×10^{-11} cm/s, ou seja, seu coeficiente é 100.000 vezes mais eficiente no

quesito impermeabilização quando comparado à utilização de camadas de solo compactadas que atingem em média $5 \times 10^{-6} \text{cm/s}$.

O sistema também contém uma manta de proteção classificada como geotêxtil não tecido gramatura de 600g/m^2 . Além de utilizar dois tipos de mantas para proteção de impermeabilização, é utilizada uma terceira manta que é instalada e soldada sobrepondo o polietileno de alta densidade (PEAD), com o intuito de assegurar e aumentar a segurança da impermeabilização instalada, protegendo o PEAD de possíveis perfurações oriundas das movimentações das máquinas e caminhões, (Figura 4c) vista geral do sistema de impermeabilização.



Figura 4a - Implantação de Mantas PEAD 2mm

Fonte: Viasolo (2018)



Figura 4b - Aplicação do GCL

Fonte: Viasolo (2018)



Figura 4c - Vista geral do sistema de Impermeabilização

Fonte: Viasolo (2018)

A drenagem de percolado do aterro consiste no método de espinha de peixe, e todo o fluxo do percolado é direcionado para lagoas de acumulação por gravidade. Não é realizado tratamento do percolado no aterro, contudo, todo volume é armazenado em lagoas de acumulação e encaminhado para tratamento na Estação de Tratamento de Esgotos - ETE da Copasa S/A.

A drenagem provisória de águas pluviais é adequada, sendo que foram observados cordões de solo, que visa à interceptação de águas de chuva dimensionando para outra região, além de descidas hidráulicas provisórias.

Após verificação de drenagem definitiva de águas pluviais, foram observados a instalação de dispositivos como: canaleta de berma e canaleta meia cana, além da utilização da descida hidráulica (Colchão Reno) e bacias de sedimentação, que tem como finalidade a interceptação de águas pluviais propiciando a infiltração da água acumulada e a retenção de sedimentos para ela transportados.

A drenagem de gases (Figura 5) é composta por uma série difusa de drenos verticais (Figura 5a) interligados em sua base aos drenos horizontais (Figura 5b) de captação de líquidos percolados até a superfície final acabada do aterro sanitário, conforme definido no projeto básico.



Figura 5a - Intercepção dos drenos



Figura 5b - Drenos horizontais

Conforme a ABNT NBR 13896: 1997, o monitoramento das águas subterrâneas deverá ser realizado por pelo menos um poço localizado a montante e três a jusante do empreendimento, considerando o fluxo do lençol freático. Sendo assim, o monitoramento das águas subterrâneas do aterro consiste em quatro poços a jusante e quatro poços a montante, sendo que trimestralmente é realizada a coleta e análise destas águas.

De acordo com os dados obtidos por meio dos monitoramentos das águas subterrâneas, apresenta-se que o sistema de impermeabilização é eficaz (Tabela 6).

Tabela 6: Resultados de Ensaio - Poços de Monitoramento das Águas Subterrâneas

Resultados de Ensaio - Poços de Monitoramento das Águas Subterrâneas							
Parâmetro	Pontos	Unidade	VMP	dez/17	mar/18	jun/18	set/18
Cádmio Total	PMM 01	mg/L	0,005	<0,005	<0,0005	<0,0005	<0,000
	PMM 02	mg/L	0,005	PS	<0,0005	<0,0005	<0,0005
	PMM 03	mg/L	0,005	PS	PS	PS	OS
	PMM 04	mg/L	0,005	PS	PS	PS	OS
	PMJ 01	mg/L	0,005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
	PMJ 02	mg/L	0,005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
	PMJ 03	mg/L	0,005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
	PMJ 04	mg/L	0,005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Chumbo Total	PMM 01	mg/L	0,01	<0,005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
	PMM 02	mg/L	0,01	PS	<0,005	<0,0005	<0,0005
	PMM 03	mg/L	0,01	PS	PS	PS	OS
	PMM 04	mg/L	0,01	PS	PS	PS	PS
	PMJ 01	mg/L	0,01	<0,005	<0,005	<0,0005	<0,0005
	PMJ 02	mg/L	0,01	<0,005	<0,005	<0,0005	<0,0005
	PMJ 03	mg/L	0,01	<0,005	<0,005	<0,0005	<0,0005
	PMJ 04	mg/L	0,01	<0,005	<0,005	<0,0005	<0,0005
Cobre Dissolvido	PMM 01	mg/L	—	<0,005	0,007	<0,005	<0,005
	PMM 02	mg/L	—	PS	<0,005	<0,005	<0,005
	PMM 03	mg/L	—	PS	PS	PS	OS
	PMM 04	mg/L	—	PS	PS	PS	OS
	PMJ 01	mg/L	—	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
	PMJ 02	mg/L	—	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
	PMJ 03	mg/L	—	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
	PMJ 04	mg/L	—	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Nitrato Total	PMM 01	mg/L	10,00	<0,23	<0,23	<0,23	<0,23
	PMM 02	mg/L	10,00	PS	<0,23	<0,23	<0,23
	PMM 03	mg/L	10,00	PS	PS	PS	PS
	PMM 04	mg/L	10,00	PS	PS	PS	PS
	PMJ 01	mg/L	10,00	<0,23	<0,23	<0,23	<0,23
	PMJ 02	mg/L	10,00	<0,23	<0,23	<0,23	<0,23
	PMJ 03	mg/L	10,00	<0,23	<0,23	<0,23	<0,23
	PMJ 04	mg/L	10,00	0,3	<0,23	<0,23	<0,23
Nitrogênio Amoniacal	PMM 01	mg/L	1,50	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	PMM 02	mg/L	1,50	OS	0,05	0,05	<0,05
	PMM 03	mg/L	1,50	PS	PS	PS	PS
	PMM 04	mg/L	1,50	PS	PS	PS	PS
	PMJ 01	mg/L	1,50	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	PMJ 02	mg/L	1,50	<0,05	0,32	<0,05	0,08
	PMJ 03	mg/L	1,50	<0,05	0,05	0,12	0,05
	PMJ 04	mg/L	1,50	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
pH	PMM 01	—	6,0 a 9,5	7,9	6,3	7,1	6,72
	PMM 02	—	6,0 a 9,5	PS	7,2	6,43	6,75
	PMM 03	—	6,0 a 9,5	PS	PS	PS	PS
	PMM 04	—	6,0 a 9,5	PS	PS	PS	PS
	PMJ 01	—	6,0 a 9,5	8,36	6,1	5,95	6,46
	PMJ 02	—	6,0 a 9,5	8,63	6,1	6,05	5,74
	PMJ 03	—	6,0 a 9,5	8,65	6	6,05	5,89
	PMJ 04	—	6,0 a 9,5	8	6	6,04	6,01

Fonte: Viasolo (2018)

O monitoramento geotécnico é realizado por meio de piezômetros, pois tem característica de fornecer a carga de pressão no ponto em que foi instalado. Conhecida a carga de pressão, calcula-se a carga total naquele ponto, que é a cota de instalação acrescida da coluna de água (nos casos de aterro sanitário, nível do percolado) sobre o mesmo. Segundo a ABNT NBR 13896: 1997, o sistema de drenagem de um aterro sanitário deve ser dimensionado de forma a evitar a formação de uma lâmina de líquido percolado superior a 30 cm sobre a impermeabilização. Por meio de monitoramentos do nível de percolado no interior da massa de resíduos, pode-se concluir e atestar a eficiência do sistema de drenagem instalado. Seus resultados também orientam quanto à garantia e estabilidade do maciço e dos seus taludes. A Tabela 7 evidencia o monitoramento do piezômetro 01.

Tabela 7: Monitoramento do PZ-01

PZ-01 Locação						NORTE (Y)	ESTE (E)
						8.141.545,52	633.602,73
Cota base PZ 01	Leituras Mensais 2018	Cota Nível estático de percolado	Nível estático de percolado-CM	Nível de alerta	Observações	Precipitação mensal (mm)	média
688,30	Jan. 2018	688,37	7,00	7,00	Não se aplica	70,0	
688,30	Fev. 2018	688,40	10,00	10,00	Elevado índice pluviométrico	278,0	
688,30	Mar. 2018	688,36	6,00	6,00	Elevado índice pluviométrico	141,0	
688,30	Abr. 2018	688,36	6,00	6,00	Não se aplica	26,0	
688,30	Mai. 2018	688,33	3,00	3,00	Não se aplica	18,0	
688,30	Jun. 2018	688,33	3,00	3,00	Não se aplica	0,0	
688,30	Jul. 2018	688,33	3,00	3,00	Não se aplica	0,0	
688,30	Ago. 2018	688,33	3,00	3,00	Não se aplica	0,0	
688,30	Set. 2018	688,33	3,00	3,00	Não se aplica	10,0	

Fonte: Viasolo (2018)

Ressalta-se que o nível de percolado na base do aterro em cm menor que 0,3m é aceitável, sendo assim, o monitoramento geotécnico é de forma adequada.

Os efluentes gerados no aterro sanitário podem, também, ser encaminhados à ETE, devidamente licenciada, conforme acordo firmado entre os empreendedores do aterro e da ETE (FEAM, 2006). Desse modo, o percolado do aterro é encaminhado para uma lagoa de armazenamento localizado a jusante do maciço de resíduos, sendo bombeado para um caminhão-tanque através de um sistema de sucção e, em seguida, é transportada para a ETE da Copasa S/A para o devido tratamento.

Na Tabela 08 apresenta-se o item referente à estrutura de proteção ambiental, que por sua vez apresentou condições adequadas em todos seus subitens. Apresenta-se também o somatório de todos os itens avaliados referentes ao subtotal 1, atingindo a pontuação máxima de 86 pontos.

Tabela 8: Pontuação avaliada quanto à Estrutura de Proteção Ambiental

ITEM	SUB-ITEM	AVALIAÇÃO	PESO	PONTOS
Estrutura de Proteção Ambiental	14- Impermeabilização do solo	Sim / Adequada (N. Preencher item 15)	10	10
		Não / Inadequada (Preencher item 15)	0	
	15- Prof. Lençol freático (P) x Permeabilidade do solo (K)	P > 3m, K < 10-6 cm/s	4	N/A
		1 <= P <= 3m, K < 10-6 cm/s	2	
		Condição inadequada	0	
	16- Drenagem de chorume	Sim / Suficiente	4	4
		Não / Insuficiente	0	
	17- Tratamento de chorume	Sim / Adequado	4	4
		Não / Inadequado	0	
	18- Drenagem provisória de águas pluviais	Suficiente / Desneces.	3	3
		Não / Insuficiente	0	
	19- Drenagem definitiva de águas pluviais	Suficiente / Desneces.	4	4
		Não / Insuficiente	0	
	20- Drenagem de gases	Suficiente / Desneces.	4	4
		Não / Insuficiente	0	
	21- Monitoramento de águas subterrâneas	Adequado	4	4
		Inadequado / Insufic.	1	
		Inexistente	0	
	22- Monitoramento geotécnico	Adequado / Desneces.	4	4
		Inadequado / Insufic.	1	
		Inexistente	0	
SUBTOTAL 1			86	86

Fonte: Adaptado da CETESB (2015)

No que diz respeito a outras informações, no aterro não é permitida a presença de catadores e nem a queima de resíduos, todo o resíduo é compactado e coberto.

Segundo o Engenheiro responsável é variável a ocorrência de odores e presença de moscas, a tendência é que em épocas chuvosas o odor fique mais forte e elevada a taxa de proliferação de moscas. As medidas mitigadoras para o combate do odor são: redução da frente de serviço e cobertura mais rápida, e em relação às moscas a unidade utiliza armadilhas com atrativo orgânico para controle, entretanto nos dias das visitas percebeu-se odor moderado e verificou-se a existência de moscas.

No período analisado não houve detecção de muitas aves, uma vez que o aterro tem como técnica a repulsão através de foguetes e um equipamento chamado por eles de “espanta pássaro”, seu funcionamento é automático através de um tubo de metal ligado a um sistema alimentado a gás e bateria, que emite sinais sonoros de acordo com a programação, variando entre intervalos de 45 a 495 segundos.

O aterro é para Resíduos Sólidos Urbanos- Classe 2A podendo receber apenas resíduos com características domiciliares. Segundo os responsáveis, todos os funcionários são treinados para identificar outros tipos de resíduos, além das inspeções visuais que são realizadas mensalmente, sendo assim, assegura-se que o aterro não recebe nenhum resíduo que não seja classe 2A.

O preenchimento da Tabela 9 foi avaliado conforme a disponibilidade dos dados oriundos dos responsáveis do aterro.

Tabela 9: Pontuação avaliada quanto às Outras Informações

ITEM	SUB-ITEM	AVALIAÇÃO	PESO	PONTOS
Outras Informações	23- Presença de catadores	Não	2	2
		Sim	0	
	24- Queima de Resíduos	Não	2	2
		Sim	0	
	25- Ocorrência de moscas e odores	Não	2	0
		Sim	0	
	26- Presença de aves e animais	Não	2	2
		Sim	0	
	27- Recebimento de resíduos não autorizados	Não	2	2
		Sim	0	
	28- Recebimento de resíduos industriais	Sim (Preencher item 29)		Não
		Não (Ir p/item 30)		
	29- Estruturas e procedimentos	Suficiente / Adequado	10	N/A
		Insuficiente / Inadeq.	0	
SUBTOTAL 2.1			10	8
SUBTOTAL 2.2			20	-

Fonte: Adaptado da CETESB (2015)

O aterro encontra-se limítrofe com um condomínio rural, ou seja, bem próximo a núcleos habitacionais, segundo informações dos responsáveis o condomínio foi construído após o início do processo de licenciamento, a distância mínima de núcleos habitacionais foi respeitada no processo de obtenção da LO.

Dentro da área do aterro sanitário, que segundo informações dos responsáveis é de aproximadamente 131,5ha, encontra-se um córrego intermitente popularmente chamado de Mimoso e está localizado em um raio de aproximadamente 500 metros da operação.

A vida útil do aterro é de 35 anos, no final da operação o aterro terá 12 etapas com um total de 13 camadas contendo 05 metros de altura totalizando uma altura final de 65 metros. Em relação às restrições do solo, não possui.

Na Tabela 10, apresenta-se a pontuação da característica da área avaliada para cada subitem.

Tabela 10: Pontuação avaliada quanto à Característica da área

ITEM	SUB-ITEM	AVALIAÇÃO	PESO	PONTOS
Característica da área	30- Proximidades de núcleos habitacionais	>= 500 m	2	0
		< 500 m	0	
	31- Proximidades de corpos de água	>= 200 m	2	2
		< 200 m	0	
	32- Vida útil da área	<= 2 anos		-
		2 < x <= 5 anos		
		> 5 anos	X	
	33- Restrições legais ao uso do solo	Sim		Não
		Não	X	
	SUBTOTAL 3		4	2

Fonte: Adaptado da CETESB (2015)

Para o cálculo do IQR, aplicou-se a equação $(\text{SUBTOTALS } 1+2.1+3) / 10$, obtendo o resultado do IQR.

$$\text{IQR} = (8+8+2) / 10 = 9,6$$

equação (1)

Os resultados obtidos demonstraram que o aterro de Montes Claros apresenta o índice de 9,4 pontos, sendo classificado como “em condições adequadas”.

CONCLUSÃO

O simples fato de implantar um aterro sanitário não é garantia de sustentabilidade em relação à disposição final de resíduos sólidos. Destaca-se que a instalação de um aterro sanitário repercute em significativa degradação ambiental e, por esse motivo, deve seguir normas rígidas em sua implantação e operação.

Conclui-se que o aterro sanitário de Montes Claros, após a avaliação do IQR, índice proposto pela CETESB, está seguindo todas as medidas propostas pelo projeto técnico e legislações aplicáveis (ABNT NBR 8419:1992 e ABNT 13.896:1997).

O controle da operação realizada pelos gestores está de acordo com a maioria dos itens e subitens da metodologia, sendo que o aterro foi analisado e classificado em condições adequadas com uma pontuação de 9,6.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8419 – Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos: Definições. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.
2. ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13896 – Aterros de resíduos não perigosos – critérios para projeto, implantação e operação: Definições. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.
3. ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICAS E RESÍDUOS ESPECIAIS. Panorama dos Resíduos sólidos no Brasil – 2017. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/download-panorama-2017/>> Acesso em: 15 out. 2018.
4. ALVES, J. E. P. Índice de qualidade de aterro de resíduos: um estudo de caso nos municípios de Campo Mourão e Cianorte–Paraná. 2015. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 2015.
5. ARAUJO, H. J.; MAGALHÃES, W. L. E.; OLIVEIRA, L. C. Durabilidade de madeira de eucalipto citriodora (*Corymbia citriodora* (Hook.) K.D. Hill & L.A.S. Johnson) tratada com CCA em ambiente amazônico. Acta Amaz. vol. 42. nº1 Manaus mar. 2012. 49 – 58.
6. ARDENGHI, C. T. Avaliação da área de disposição final de resíduos sólidos urbanos de Paranavaí–PR com base no índice de qualidade de aterro de resíduos (IQR) - Campo Mourão2 2013. 102f. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2013.
7. BARBOSA, R. S.; FRANÇA, I. S. A Invenção do Semiárido Montes Clarence e a Percepção da População Sobre o Clima do Município. Revista Argumento Nº 8 - 01, 2014. Disponível em <http://www.cienciassociais.unimontes.br/arquivos/ed_08/Romulo%20Soares%20Barbosa.pdf> Acessado em 28 abr. 2018.
8. CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares: Relatório de 2015. Disponível em:

<<http://solo.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/34/2013/12/residuos-solidos-domiciliares-2015.pdf>>. Acesso em 19 set. 2018.
9. Embrapa Florestas - Comunicado Técnico - Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia*) árvore de múltiplo uso no Brasil. Disponível em

<<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/309651/1/comtec104.pdf>> Acessado em 19 set. 2018.
10. FARIA, F. S. Índice de Qualidade de Aterros de Resíduos Urbanos. 2002. 312f. Tese (Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Programa de Pós – Graduação de Engenharia, Rio de Janeiro, 2002.
11. FEAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Orientações básicas para a operação de aterro sanitário / Fundação Estadual do Meio Ambiente. — Belo Horizonte: FEAM, 2006.

12. IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo demográfico, 2010. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/montes-claros/panorama>> Acesso em: 13 abr., 2018.
13. LIMA, P. G. Um estudo sobre os resíduos sólidos urbanos depositados em um aterro sanitário de uma cidade do noroeste paulista. 2018. – Dissertação (Mestrado em Agronegócios e Desenvolvimento) – Faculdade de ciências e engenharia – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2018.
14. LIMA P. G.; TAMARINDO, U. G. F.; FORTI, J. C.; BRAGA JÚNIOR, S. S. (2017) - Avaliação de um aterro sanitário por meio do índice de qualidade de resíduos sólidos. Brazilian Journal of Biosystems Engineering. v.11(1): 88-106, 2017.

Capítulo 11



10.37423/220405751

ESTUDO E DESENVOLVIMENTO DE SUBPRODUTOS OBTIDOS A PARTIR DE ÓLEOS E GORDURAS RESIDUAIS

Thalita Diane Barbosa Couto

Instituto Federal da Bahia

Jadson dos Santos França

Instituto Federal da Bahia

Dyego Martins Costa

Instituto Federal da Bahia

Lin Kan

Instituto Federal da Bahia



Resumo: Os Óleos e a Gorduras Residuais, provenientes do processo de frituras de alimentos, encontram-se entre os resíduos que são parcialmente gerenciados de acordo com o seu destinação final ou descartados sem nenhum controle, apresentando um grave risco ao meio ambiente. Nesse contexto, a transformação dos OGRs em subprodutos de maior valor agregado, seria portanto benéfico a população, ao meio ambiente e ao mercado, uma vez que esse resíduo retornaria a cadeia produtiva como um novo produto. Com esse objetivo, o projeto inicia-se com a pesquisa de reações químicas, aditivos químicos e formulações de produtos de mercado já existentes. Baseado na reação de transesterificação, analisa a reatividade dos OGRs com diferentes álcoois alquílicos com e sem adição de catalisador. Por fim busca, por meio do uso de aditivos químicos, obter melhores propriedades para o subproduto desenvolvido a fim de atender as exigências de mercado, baseando-se no retorno dado por voluntários.

Palavras-chave: OGRs; Desenvolvimento de subprodutos; Desenvolvimento sustentável.

INTRODUÇÃO

Os óleos e gorduras são substâncias hidrofóbicas, de origem animal, vegetal ou mesmo microbiana, formadas predominantemente de produtos de condensação entre “glicerol” e “ácidos graxos” chamados triglicerídeos.

Tanto os óleos e gorduras residuais são, na sua maioria, descartados inadequadamente, por exemplo, pelos ralos de pia e lixões, como consequência, poluem córregos, riachos, rios e solo, impactando cada vez mais na saúde do planeta e das pessoas.

No Brasil, parte do óleo vegetal residual proveniente do consumo humano é destinado a fabricação de sabões e, em menor volume, à produção de biodiesel. Os sabões são feitos pela saponificação de gorduras e óleos.¹

Enquanto que para a produção do biodiesel, a principal rota de obtenção utilizada industrialmente, em nosso país e no mundo, é a transesterificação de triacilglicerídeos obtendo como produtos dessa reação biodiesel e glicerol.

A produção de sabão artesanal nos programas de educação ambiental no mundo inteiro é uma das alternativas mais populares para o reaproveitamento do mesmo. Contudo esse sabão é normalmente de baixa qualidade e de baixa preferência pelos usuários. O motivo dessa recusa parte do pressuposto que, nos dias de hoje, há numerosas ofertas e variedades de sabonetes em barra, líquidos, com diferentes formatos, cores e essências e com preço mais baixo.

Os OGRs, como matéria prima para a produção de biodiesel pela Petrobrás na Região Metropolitana de Salvador, é coletada das cooperativas de materiais reciclados, que fazem o prétratamento após coleta nos estabelecimentos comerciais. Entretanto, esse tratamento não é possível para todas regiões do país, visto que é necessário que haja proximidade entre as cooperativas e as usinas de biodiesel para que seja rentável a coleta do óleo, uma vez que o valor monetário agregado com o pré-tratamento dos OGRs e a venda dos mesmos para a Petrobrás é bastante baixo.

Em vista de uma nova gestão desses resíduos, buscou-se produzir novos subprodutos a partir desses resíduos que possuísse maior valor agregado e que fosse bem aceito pela sociedade. Para que assim se torne uma nova alternativa de sustentabilidade ambiental e econômica para o desenvolvimento da sociedade moderna.

Inicialmente, ao atender as solicitações das cooperativas e associações da Rede de OGR da Bahia, realizou-se o levantamento preliminar sobre a presença de sólidos retidos no processo de filtração durante o pré-tratamento dos OGRs, denominados borras. A expectativa inicial para esses resíduos era a produção de sabão uma vez que estas possuem um alto conteúdo de ácidos graxos saponificados e portanto acreditava-se que seriam uma excelente matéria prima para obtenção de ácidos graxos.¹

O projeto de desenvolvimento de subprodutos nasceu a partir das solicitações das cooperativas e associações da Rede de OGR da Bahia em encontrar um destino adequado para os sólidos retidos no processo de filtração durante o pré-tratamento dos OGRs, denominados borras. Esses sólidos foram postos em contato com reagentes de diversas categorias: ácidos e bases fortes e fracos, soluções orgânicas e salinas durante mais de um mês. Observou-se que as borras são praticamente inertes. Consequentemente, o desenvolvimento de subprodutos a partir das borras foi descontínuo. As atenções foram direcionadas para o OGRs.



Figura 1. Resíduos de filtração e decantação. (Acervo Próprio)

O ponto de partida desse trabalho foi analisar os processos de transformações químicas envolvidas na produção de biodiesel a partir de diversas fontes oleagenosas, como soja, mamona, sebo bovino, OGRs, etc.

Existem três mecanismos para obtenção deste combustível: a pirólise, a micro-emulsificação e a transesterificação. Dentre os métodos citados acima, a reação de transesterificação é o método mais utilizado para produzir biodiesel.²

A transesterificação é uma reação entre um éster e um álcool, com formação de outro éster e outro álcool. . No caso específico de produção de biodiesel, esta é uma reação entre um triglicerídeos e álcool metílico ou etílico na presença de catalisador ácido ou básico. Os produtos dessa reação são biodiesel (éster) e glicerol (alcohol).²

Os catalisadores ácidos promovem a protonação do oxigênio do grupo carbonila (C=O), conforme é apresentado na Figura 2 , facilitando o ataque nucleófilo do álcool na molécula de triglicerídeo na figura abaixo. Geralmente, a catálise ácida ocorre numa velocidade muito inferior a catálise básica.³

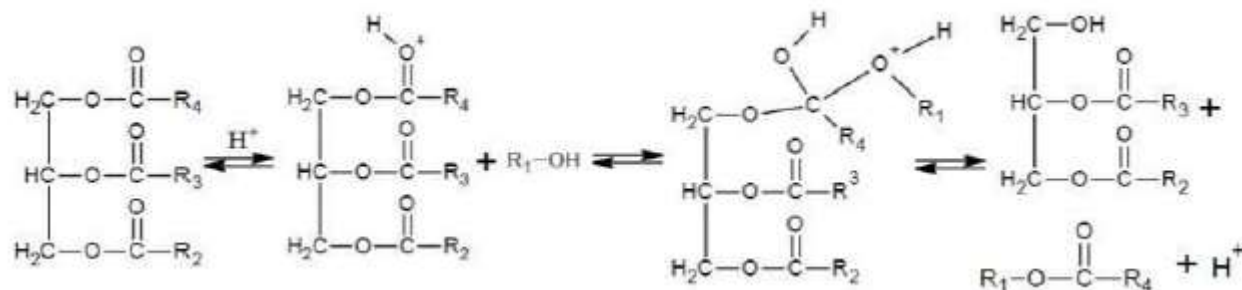


Figura 2. Mecanismo da transesterificação via catálise ácida. (SILVA, 2013)

O processo catalisado por bases, a espécie ativa ataca a carbonila do triglicerídeo, originando um composto tetraédrico intermediário, a partir do qual o éster alquílico e o ânion correspondente ao diglicerídeo são formados, conforme mecanismo da Figura 3. Por ser uma reação rápida e necessitar de uma menor razão molar álcool/triglicerídeo, em comparação com a ácida é o mais utilizado industrialmente. Contudo, necessita de um controle maior das condições da reação pois a presença de água conduz à perda irreversível da hidrólise lipídica, podendo formar a emulsificação de sabão ou produzir um consumo maior do catalisador.^{2,3,4}

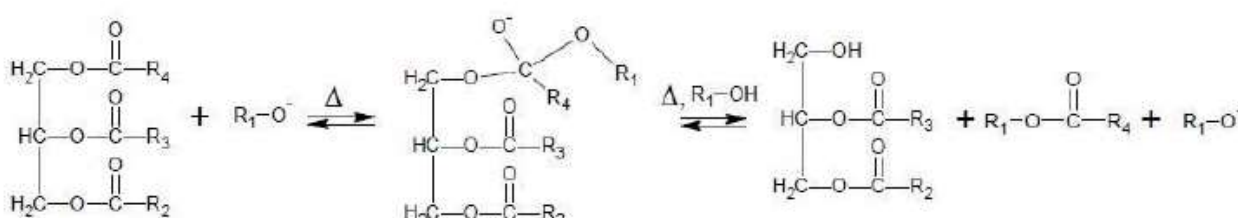


Figura 3 . Mecanismo da transesterificação via catálise básica. (SILVA, 2013)

OBJETIVO

O projeto teve o objetivo inicial de agregar valor as materiais retidas (borras) nos filtros do pré-tratamento dos OGRs. A criação de subprodutos a partir das borras poderia fornecer uma fonte adicional de renda e trabalho para o fortalecimento das cooperativas. Esses subprodutos poderiam ser produzidos pelas próprias cooperativas, a médio e longo prazo, através de transferência de tecnologia social.

Após meses de investigação, as borras se mostraram bastante impérvios aos ataques químicos com reagentes altamente oxidantes e redutores. Consequentemente a proposta inicial de criar subprodutos a partir das borras foi descartada e os esforços foram redirecionados para a criação de subprodutos a partir de um outro resíduo mais abundante e também de grande valor agregado. A nova matéria prima para a criação de subproduto é o próprio OGR. Um vez que este é também uma fonte abundante de matéria prima com grande potencial para ser se agregar valor.

METODOLOGIA & MATERIAIS

As metodologias utilizadas no desenvolvimento de subprodutos a partir dos OGRs iniciaram-se com pesquisas de caráter teórico (levantamento bibliográfico das possíveis reações químicas) e seguiu-se para as fases concomitantes de exploração de formulações e testes experimentais dos subprodutos. As diversas formulações dos subprodutos foram avaliadas continuamente e os resultados retroalimentados num processo de exploratório de desenvolvimento contínuo. As reações aconteceram nas temperaturas de 100°C e 200°C e pressão atmosférica. A razão estequiométrica dos reagentes eram aproximadamente 20% de excesso de álcoois.

A duração das reações era aproximadamente uma hora após atingir a temperatura proposta.

O desenvolvimento de subprodutos envolve a identificação e caracterização de algumas propriedades físicoquímicos- organolépticos dos subprodutos através de testes juntos aos potenciais consumidores. A presença de novos subprodutos foi confirmado através das análises na cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE) no Departamento de Química do IFBA.

Os voluntários foram recrutados e subprodutos foram alocados e testados pelos mesmos e suas opiniões foram registradas, analisadas e retroalimentadas na tentativa de melhorar a qualidade dos subprodutos. A apresentação visual da embalagem e a percepção dos subprodutos são critérios críticos para os para obter opiniões favoráveis dos consumidores. Os subprodutos também passaram por alguns estágios como melhoria visual e organoléptica.

DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

As reações análogas foram formuladas e implementadas alterando temperatura e tempo de reação. Diversos álcoois alquílicos de cadeia longa foram selecionados como reagentes das reações e três classes de subprodutos criados a partir de cada uma dessas classes são denominados classe OK, OC e OE.

Observando os meios reacionais após o seu resfriamento, notamos que os subprodutos da classe OC e OE se tornaram sólidos pastosos de coloração bege. Em contrapartida, os subprodutos da classe OK permaneceram no estado líquido viscoso após reação e resfriamento obtendo uma coloração amarronzada.

Inicialmente, as reações foram planejadas à 100°C e vários subprodutos foram criados, testados e propriedades físicas anotadas. Esses primeiros subprodutos foram testados nas superfícies de plástico rígido, plástico emborrachado, madeira e couro. A Figura 4 mostra que em alguns casos, os benefícios foram bastante evidentes e em um dos casos, a solidificação de um dos reagentes sem corante esbranquiçou o sapato.

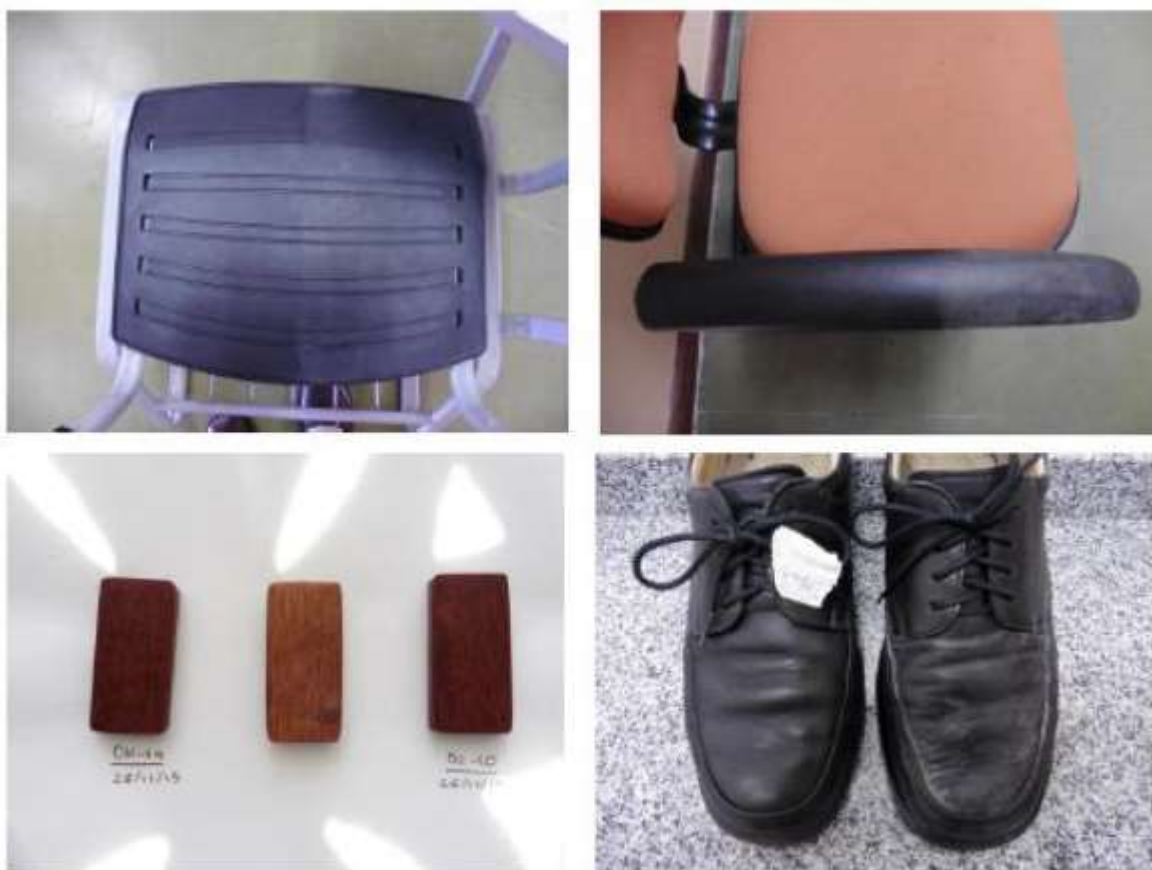


Figura 4. Resultados da Aplicação de Subprodutos em Objetos de Uso Cotidiano - Cadeira, Apoio de braço, Peças de madeira, e Sapato. (Acervo Próprio)

O resultado de teste no sapato indicou a existência da possibilidade que os subprodutos produzidos na temperatura de 100°C serem meramente misturas dos reagentes e os pontos de fusão davam indícios dessa hipótese. A cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE) foi usada para identificação

dos subprodutos e verificou-se que a 100°C, havia pouco indicio que reação acontecera e que as soluções reativas eram essencialmente a mistura dos reagentes.

As condições da reação foram então revisadas para 200°C por um hora ou mais. Nessas condições, os OGRs se aproximavam do seu ponto de fulgor(280°C) e o monitoramento dos meios reacionais indicaram mudanças tanto na coloração quando da fase líquida que passou de uma coloração amarelada para acobreada, como pode indicada pela Figura 5 quanto na geração diferentes vapores e fumaças ao longo do acréscimo de temperatura.

A medida que o produto resfriava e igualava a sua temperatura a do ambiente este se solidificava obtendo o produto que foi denominado de cera e que comparada com a produzida em condições anteriores, mostra-se mais pastosa tanto para a classe OC e OE.

Em seguida, reservou-se uma parte do produto obtido e essa quantidade foi submetida a aquecimento a 200° C por mais uma hora obtendo-se assim um produto com tonalidade pouco mais escura se comparado ao de partida, mas que pouco se distinguiram. Esse comportamento foi observado para a classe OC e OE, a classe OK manteve-se no estado líquido à temperatura ambiente, Figura 6.



Figura 5. Reagentes sob aquecimento, fim da reação química e solidificação do produto após atingir temperatura ambiente. (Acervo próprio)



Figura 6. Suproduto da classe OK a à temperatura ambiente (Acervo próprio)



Figura 7. Fim da reação química com catalisador alcalino. (Acervo próprio)

Ao fazer uso de um catalisador básico, o subproduto no estado líquido adquiriu coloração tão escura que se aproximou da cor preta, nas 3 classes de subprodutos, conforme Figura 7, entretanto ao atingiram a temperatura ambiente as classes OC e OE retornaram ao estado sólido com a cor bege, entretanto a classe OK adquiriu uma coloração marrom escuro e textura gelatinosa.

Os produtos das reações sob as condições revisadas foram testadas e comparadas com as de 100°C. Os resultados se mostraram bastante diferente no ponto de fusão e nos testes de CLAE. A Figura 8 ratifica a presença de produtos em comparação com os reagentes no CLAE.

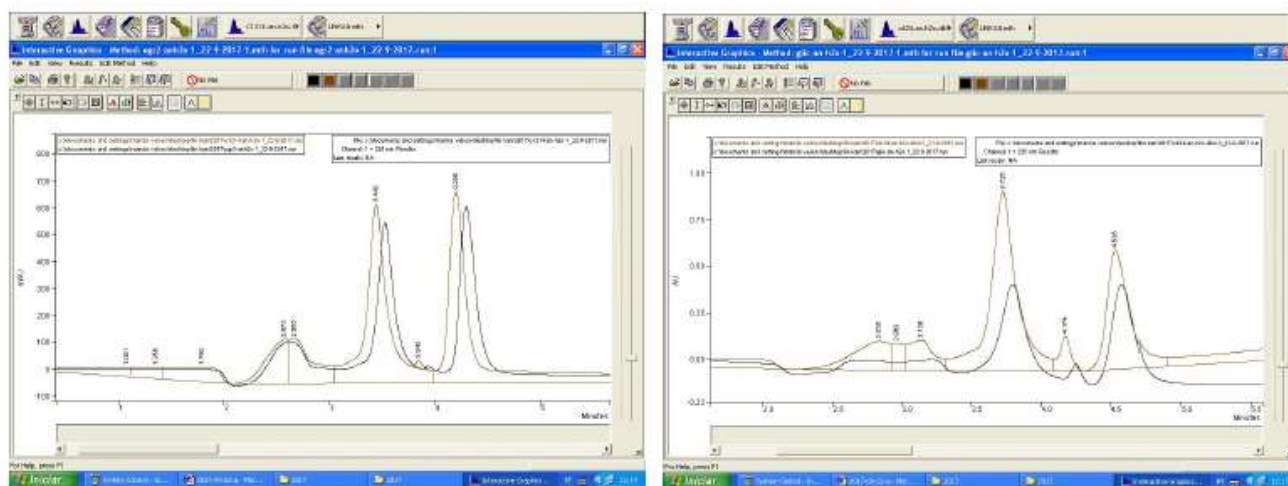


Figura 8. Resultados da CLAE: Esquerda=Reagentes; Direita=Produtos

Os voluntários foram encontrados e foram instruídos para aplicar o subproduto de maneira usual nos móveis no domicílio dos próprios voluntários. O subproduto, sem aditivos, foi testado e aplicado durante duas semanas. As donas de casa acharam que o produto era bom ou muito bom, de fácil aplicação e fornecia brilho adequado. Todas as três donas de casa acharam da necessidade de eliminar o cheiro potencialmente enjoativo, mesmo que o odor desaparecesse logo após a aplicação. Esse defeito era significativo para que os usuários optassem pelos produtos comerciais.

Os três classes de subprodutos também foram distribuídos para 4 sapateiros profissionais que voluntariamente aceitaram testar os subprodutos sem custo e ônus. Eles acharam que as ceras sólidas incolores não forneciam brilho esperado, mas sugeriram que poderiam usa-las com hidratante ou amaciante de couro. A cera líquida foi a que deu mais brilho, mas sua aparência oleosa não era atrativa. Por fim, cheiro novamente foi um incômodo aceitável e sugeriram uma de coloração preta.

As três classes de subprodutos também foram aplicados em compensados de madeira e expostas subsequentemente à água a fim de determina qualitativamente a possibilidade de seu uso com veículo de solubilidade de ingredientes ativos e agente de impermeabilização. Os resultados qualitativos obedeceram a ordem de hidrofobicidade dos reagentes iniciais, sendo os subprodutos da classe OE forneceu melhor proteção contra água.

Dois aditivos foram incluídos na nova formulação: corante preto e essência de chá verde. As embalagens dos subprodutos também foram modificadas de recipientes de 100ml para 20ml. A nova embalagem criou uma aparência de produto comercial, conforme Figura 9.



Figura 9. Subprodutos desenvolvidos em Embalagens para distribuição. (Acervo Próprio)

As ceras com nova formulação e com aditivos foram testadas novamente no par de sapatos de coloração preta usado anteriormente, e observou-se que apesar da melhoria a cera incolor ainda deixava um pouco esbranquiçado, mas a cera preta dava bons resultados, conforme Figura 10.



Figura 10. Sapatos antes da aplicação da cera e sapatos com aplicação do suproduto OE de coloração preta e incolor testados respectivamente nos sapatos da esquerda para direita (Acervo Próprio)

Simultaneamente, o teste foi expandido para 9 sapateiros voluntários. Com as novas alterações feitas, e sendo distribuídas novamente, obteve-se retornos positivos e negativos. Alguns dos voluntários perceberam diferenças em relação a textura da cera que se tornou mais pastosa e de fácil aplicação, gostaram da nova formulação da graxa/cera. Houve preferência em relação a graxa com corante sendo obtidos por alguns que há paridade os produtos existentes no mercado, Figura 11 mas sua maioria continuou achando sem brilho principalmente as incolores.



Figura 11. Suproduto OE de coloração preta testado no sapato inferior comparado com produto usado pelo sapateiro no seu dia a dia representado pelo sapato superior (Acervo Próprio)

Dentre as classes trabalhadas, as ceras OE e OC proporcionaram melhores resultados sendo praticamente imperceptível a diferença entre elas, oferecendo um brilho opaco sendo preferencialmente utilizada em sapatos com coloração opaca. Em relação a OK, esta inicialmente foi preferida devido a sua coloração mais escura e por oferecer mais brilho dentre as testadas, entretanto após os primeiros testes foi caracterizada como oleosa e com o tempo perdeu a consistência causando um sentimento de insegurança por parte dos sapateiros em utilizá-la e portanto deixou de ser testada. Em relação ao cheiro, este foi elogiado por todos, entretanto, foi notado que com o passar de um tempo a essência ficava fraca e o produto voltava a ter o odor desagradável levando a recusa de alguns usuários em testá-los. Em relação a cera de coloração preta, essa segundo os sapateiros apresentaram melhor desempenho.

CONCLUSÃO FINAL

De modo geral, o produto foi bem aceito por alguns usuários, mas sendo inferior a algumas marcas líderes de mercado em relação ao brilho. Entretanto, assim como essas marcas também não garantem brilho em todos os tipos de materiais, o produto aqui desenvolvido também possui melhor aplicabilidade em certos materiais do que em outros podendo então ser considerado um produto intermediário uma vez que não abrange uma grande faixa de consumidores. É necessário avançar nos estudos de aditivos de modo aperfeiçoar o produto de modo a fixar sua essência por mais tempo, acrescentar reagentes de lhe proporcionem brilho, verificar o seu prazo de validade entre outros.

A criação de uma cera sustentável é uma ideia promissora para o mundo moderno. Visto que, há uma crescente preocupação com o meio ambiente e com a busca pela sustentabilidade. O desenvolvimento desse subproduto trará benefícios para toda a sociedade, por propiciar, a médio e longo prazo, a redução do descarte incorreto de OGRs, o fortalecimento das cooperativas e a substituição das matérias primas virgens das ceras atualmente existentes no mercado, pois com a criação de um produto com maior valor econômico agregado, a reutilização desses resíduos tende a tornar-se-á mais viável e rentável.

AGRADECIMENTOS

O Grupo de Pesquisa agradece o apoio financeiro do CNPq-SETEC/MEC através do Edital 17/2014.

Agradecemos o apoio e a colaboração dos Professores Walter Gomes e Núbia Ribeiro do Departamento de Química no CLAE, o empenho dos estudantes Nina Santiago, Isabella Sherazade, Desirée Oiticica, Isabella Porto Oliveira do Curso de Engenharia Química, e a participação das donas de casa e dos sapateiros por testarem os diversos produtos e contribuir na melhoria do projeto com os seus feedbacks.

REFERÊNCIAS

1. SOLOMONS, T. W. G.; FRYHLE, C. B. Química orgânica. 9. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2009. volume 2.
2. SILVA, R. A., Estudo da transesterificação de óleo de soja, residual de fritura e linhaça visando a obtenção de parâmetros a serem aplicados na automação de planta piloto. Dissertação de Mestrado. Programa de pós-Graduação em ciência dos materiais. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2013.
3. BRUICE, P.Y., Química Orgânica. 4ª. Edição. São Paulo: Pearson Prentice Hall. Vol 2., 2006
4. Macedo, G.A., Macedo, J.A. “Produção de biodiesel por transesterificação de óleos vegetais” no Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento. 32. Pg 38-46, 2004

Capítulo 12



10.37423/220405753

DESEMPENHO DE UM SISTEMA COMBINADO REATOR UASB E LODO ATIVADO NO PROCESSO DE DESNITRIFICAÇÃO EM ESGOTO SANITÁRIO

Israel Nunes Henrique

*Professor da Universidade Federal do Oeste
do Pará (UFOPA)*

José Tavares de Sousa

*Professor da Universidade Estadual da
Paraíba (UEPB)*

Beatriz Susana Ovruski de Ceballos

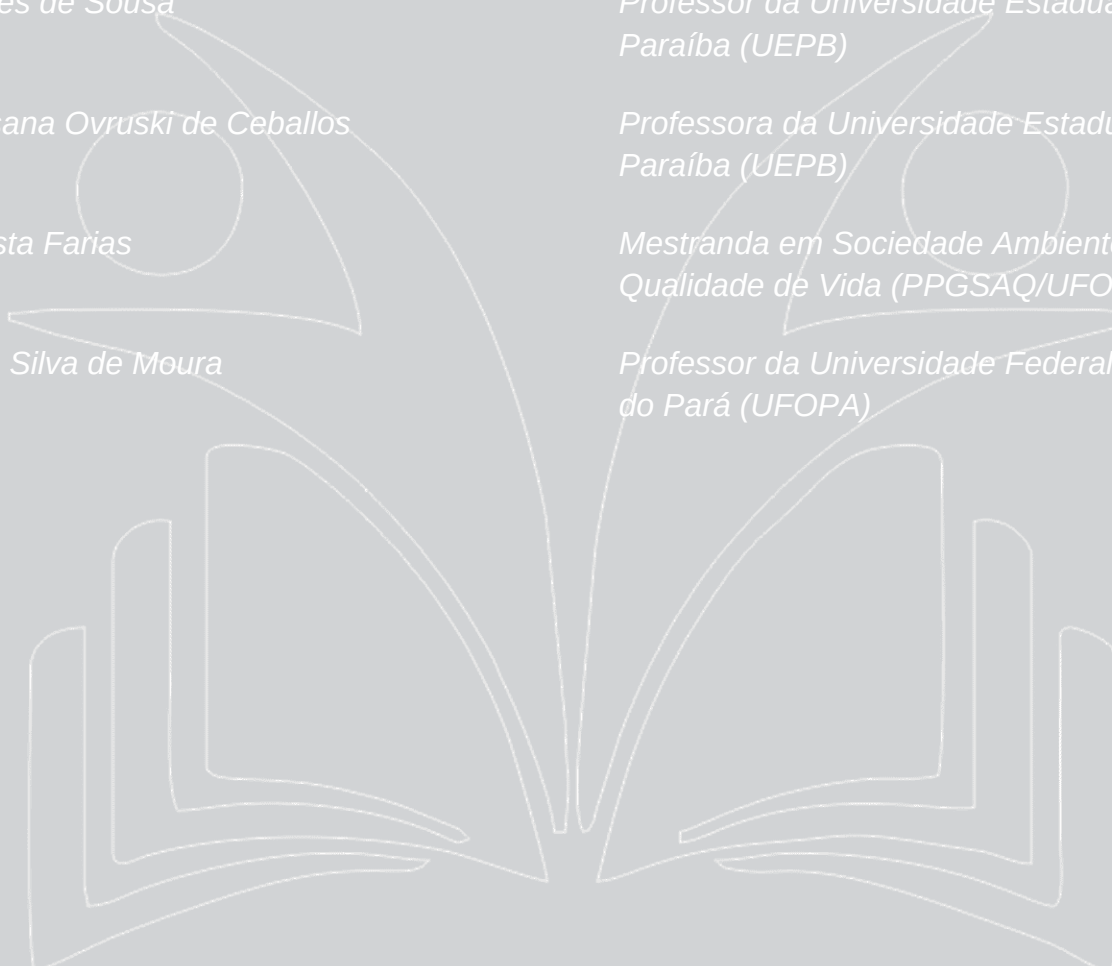
*Professora da Universidade Estadual da
Paraíba (UEPB)*

Natana Costa Farias

*Mestranda em Sociedade Ambiente e
Qualidade de Vida (PPGSAQ/UFOPA)*

Lucinewton Silva de Moura

*Professor da Universidade Federal do Oeste
do Pará (UFOPA)*



Resumo: A desnitrificação é o processo de redução do nitrato a nitrogênio molecular, que está associada a ganho de elétrons. Neste processo as bactérias atuantes são heterotróficas que utilizam carbono orgânico como fonte doadora de elétrons. Em alguns casos os esgotos sanitários não possuem material carbonáceo suficiente ou apresentam baixo teor desse material solúvel, dificultando o processo de desnitrificação em sistemas de lodos ativados, exigindo fonte externa de carbono. Este trabalho avaliou o desempenho de um sistema combinado reator anaeróbio tipo UASB e lodo ativado não-convencional denominado de Reator Aerado com Meio Suporte Submerso Imobilizado (RAMSI), tratando esgoto bruto doméstico com o objetivo de promover a desnitrificação com consequente remoção de material carbonáceo, utilizando como fonte de carbono o lodo anaeróbio produzido no próprio reator UASB. Os resultados mostraram que o sistema combinado UASB + RAMSI foi capaz de remover de forma eficiente o material carbonáceo (81%) e NTK (89,3%).

Palavras-chave: Reator UASB, Lodo Ativado, Desnitrificação.

INTRODUÇÃO

No tratamento biológico de esgotos, diversas configurações de sistemas experimentais têm sido utilizadas, na busca de melhoria na remoção dos macronutrientes presentes nas águas residuárias, como nitrogênio e fósforo. Ao longo dos anos estes sistemas têm passado por transformações consideráveis, resultando em tratamento cada vez mais econômico e eficiente (Guimarães, 2003).

Os reatores anaeróbios utilizados no tratamento de esgotos domésticos apresentam eficiência de remoção de material carbonáceo em torno de 70% e baixíssima remoção de nutrientes, exigindo pós-tratamento.

Os sistemas aeróbios de tratamento de esgotos apresentam-se como uma das principais tecnologias utilizada para tratamento de esgotos domésticos e industriais face à boa qualidade do efluente gerado, com baixas concentrações de DBO, DQO, sólidos em suspensão e a possibilidade de remoção de nutrientes.

Dentre os sistemas de tratamento de esgotos, os sistemas conjugados anaeróbio-aeróbio vêm se destacando desde a década de 80 (van Haandel & Marais, 1999). Com a remoção de grande parte do material orgânico afluente no pré-tratamento anaeróbio, diminui a capacidade de oxigenação para o tratamento no processo aeróbio, reduzindo importantes custos operacionais, mantendo-se a mesma qualidade do efluente.

Este trabalho teve como objetivo verificar o desempenho de um reator UASB seguido de lodo ativado não-convencional, quanto à remoção de matéria orgânica, sólidos e nitrogênio, aplicando um procedimento de recirculação (UASB – RAMSI) com o propósito de estimular a desnitrificação.

MATERIAIS E MÉTODOS

A fase experimental ocorreu durante os meses de maio a julho de 2008. O experimento foi realizado na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES) localizada em área pertencente à Companhia de Águas e Esgotos do Estado da Paraíba (CAGEPA), no município de Campina Grande – PB, com coordenadas geográficas de 07° 14' 22''S e 35° 53'05''W e altitude de 550 m, e onde está instalado o laboratório do grupo de Pesquisa do Programa em Saneamento Básico (PROSAB).

Foram operados dois sistemas em escala piloto, um reator UASB construído em acrílico com forma cilíndrica e capacidade volumétrica de 8,4 litros, seguido de um sistema de lodo ativado não-

convencional denominado de reator aerado com meio suporte submerso imobilizado (RAMSI), também em acrílico e de forma cilíndrica com capacidade volumétrica de 12,6 litros. O esquema da Figura 1 ilustra a configuração dos dois sistemas.

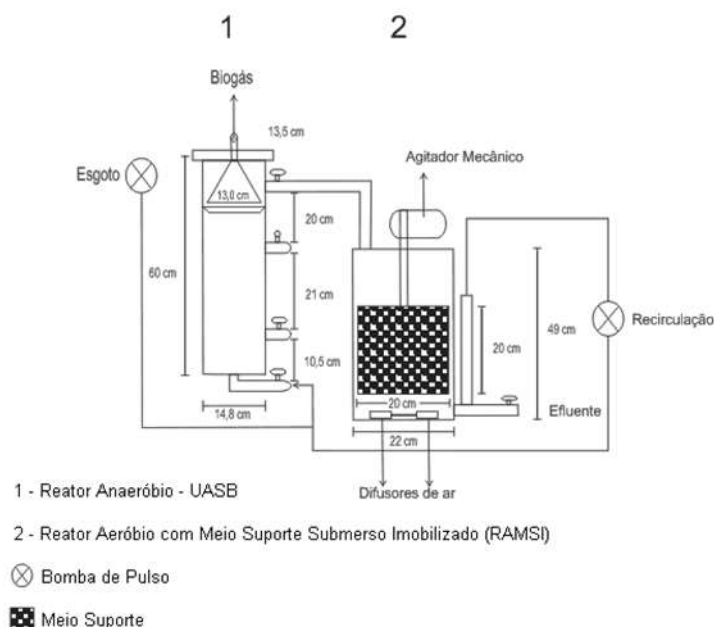


FIGURA 1. Esquema de alimentação e recirculação do reator anaeróbico UASB seguido de reator de lodo ativado

O reator UASB funcionou com tempo de retenção celular (TRC) de 30 dias e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 4,0 horas, enquanto que o sistema de lodo ativado trabalhou com idade de lodo de 10 dias e TDH de 2,0 horas.

O meio suporte empregado foi esponja de fibra sintética com dimensões de 12 x 8 x 2 cm, cortada em cubos de 2 cm³ (Figura 2a) e fixadas em uma cesta metálica acoplada a um agitador mecânico (Figura 2b). A esponja sintética possui um volume ocupacional de 5%.

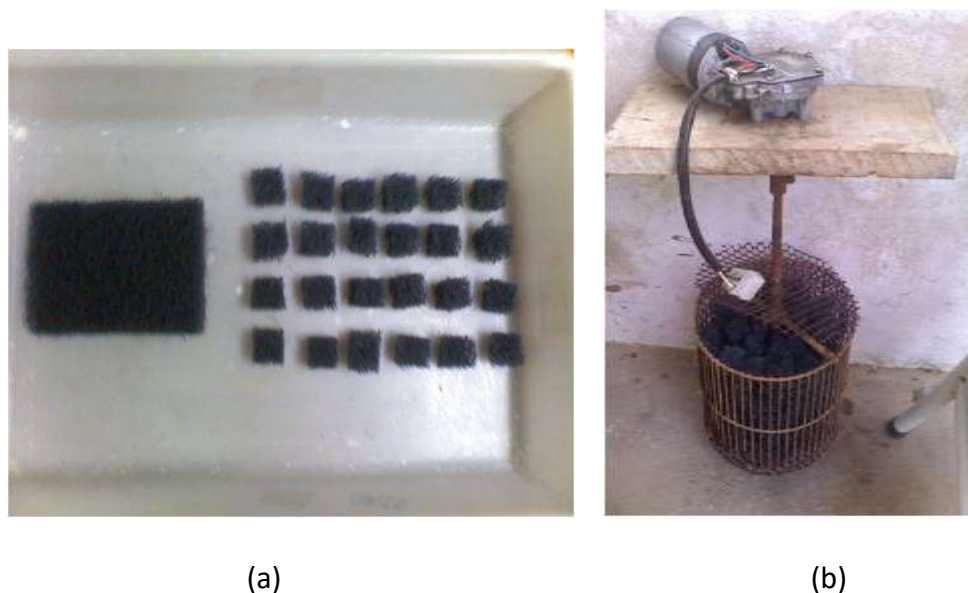


FIGURA 2: (a) Corte da esponja sintética para utilização como meio suporte (b) Esponja no interior da cesta aderida ao agitador mecânico.

O sistema experimental foi programado para funcionar em bateladas sequenciais com ciclos de 12 horas cada e, portanto, 2 ciclos.dia⁻¹. A Figura 3 mostra a configuração operacional do sistema com o tempo de duração dos períodos expresso em horas.

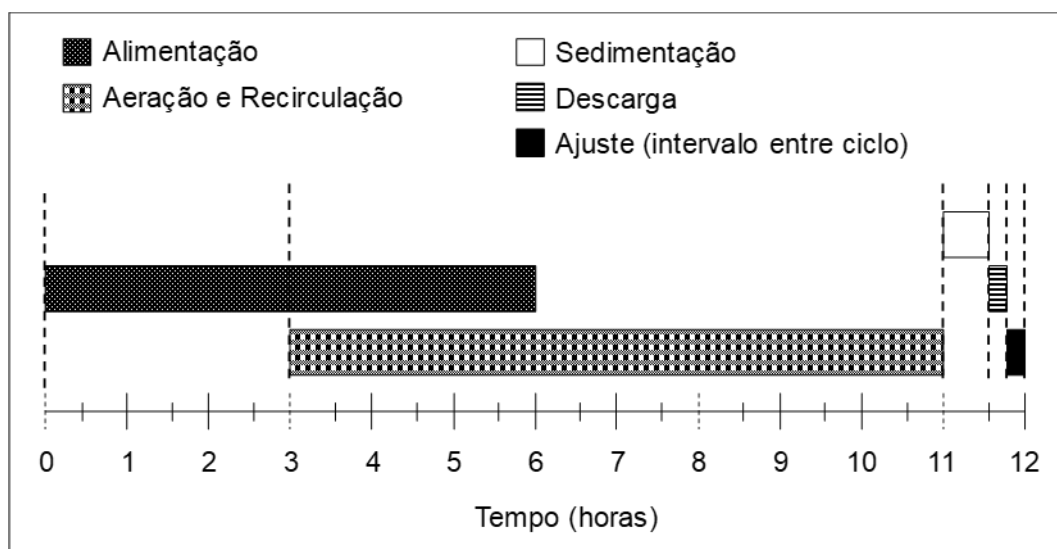


FIGURA 3. Distribuição temporal das fases operacionais do sistema combinado UASB-RAMSI

PROCEDIMENTO DE ALIMENTAÇÃO E RECIRCULAÇÃO DO SISTEMA COMBINADO

(1) o reator UASB foi alimentado com esgoto bruto (EB) pela parte inferior do sistema;

(2) o efluente digerido advindo do reator UASB alimentava o sistema de Lodo Ativado (sistema com meio suporte e aerado);

(3) o efluente contido no sistema de lodo ativado era mantido aerando e recirculando pelo reator UASB, entrando simultaneamente pela parte inferior do sistema anaeróbio;

(4) o volume recirculado foi de 2 vezes o volume afluente do reator UASB, compreendendo *Afluente-Recirculação* **1:2**.

(5) depois de finalizada o tempo de recirculação o efluente do RAMSI foi sedimentado e descartado como efluente final.

A Tabela 1 contém os principais parâmetros operacionais avaliados durante a investigação experimental.

TABELA 1. Parâmetros operacionais utilizados durante a fase experimental

Parâmetros	Valor
Vazão média aplicada de EB ($\text{m}^3.\text{dia}^{-1}$)	0,024
Vazão média de recirculação ($\text{m}^3.\text{dia}^{-1}$)	0,072
Carga orgânica média aplicada ($\text{KgDQO}.\text{m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$)	0,452
Carga nitrogenada média aplicada ($\text{KgNTK}.\text{m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$)	0,050

PROCEDIMENTO ANALÍTICO

Os parâmetros analíticos determinados foram Demanda Química de Oxigênio (DQO), pH, Alcalinidade Total (AT), Ácidos Graxos Voláteis (AGV), Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Voláteis (STV), Sólidos Suspensos Totais, (SST), Sólidos Suspensos Voláteis, (SSV), Sólidos Sedimentáveis, Fósforo total e solúvel, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), N-amoniaco (NH_4^+), Nitrato (NO_3^-) e Nitrito (NO_2^-).

As determinações de alcalinidade e ácidos graxos voláteis obedeceram ao método Kapp (1994) apud Buchauer (1998), enquanto que as demais análises seguiram as recomendações analíticas do Standard Methods – APHA, 1998.

RESULTADOS

Na Tabela 2 são apresentados os valores médios e desvio padrão dos resultados dos parâmetros físicos e químicos avaliados.

Os sistemas estudados se mantiveram na faixa de pH em torno de 7 – 8 e os valores de temperatura próximos de 23°C, considerados adequados para os processos sob estudo; as pequenas oscilações observadas não comprometeram o experimento.

Verifica-se na Tabela 2 que a concentração de DQO ao final do processo de tratamento apresentou percentual de remoção em torno de 90%. Essa porcentagem é superior ao encontrado por Isoldi et al., (2005) tratando efluentes de parboilização com o mesmo propósito de desnitrificação em reator anaeróbio (84%) trabalhando com tempo de detenção hidráulica de 16 horas e monitorado por 10 meses.

Mesmo com baixo tempo de detenção hidráulico o reator UASB apresentou eficiência de remoção de DQO de 81%. A distribuição das concentrações da DQO é apresentada na Figura 4.

TABELA 2. Características físicas e químicas do esgoto bruto e dos efluentes

Parâmetros	EB	UASB	RAMSI
pH	7,15 - 7,90	7,59 - 8,00	7,30 - 8,12
Temperatura (°C)	23,8 ± 1,1	22,9 ± 0,8	23,1 ± 1,1
AT (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	442,7 ± 76	310,9 ± 74	175,2 ± 59
DQOt (mgO ₂ .L ⁻¹)	452 ± 104	87 ± 24	44 ± 18
NTK (mg.L ⁻¹)	49,6 ± 14	18 ± 6	5,3 ± 3
NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	39,9 ± 11	16,7 ± 7	4,1 ± 2
NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	-	0,6 ± 0,2	1,1 ± 0,6
NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	-	14,5 ± 2,8	22,7 ± 2,9
Pt (mg.L ⁻¹)	6,9 ± 2,7	5,0 ± 2,2	5,2 ± 2,0
P-PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	4,9 ± 1,9	4,8 ± 2,0	4,6 ± 1,6
ST (mg.L ⁻¹)	1084 ± 179	947 ± 176	928 ± 172
STV (mg.L ⁻¹)	262 ± 124	162 ± 94	140 ± 75
SST (mg.L ⁻¹)	145 ± 109	25 ± 13	21 ± 3
SSV (mg.L ⁻¹)	84 ± 68	15 ± 5	11 ± 3

Os sistemas foram configurados para favorecer a remoção de matéria orgânica e nitrogênio, portanto, não apresentaram condições favoráveis para possível remoção de fósforo, conforme mostrado na Tabela 2.

O sistema combinado UASB + RAMSI produziu um efluente final com baixa concentração de sólidos suspensos voláteis, apresentando-se bastante clarificado com 11mgSSV.L⁻¹, o qual representa uma remoção de 87%.

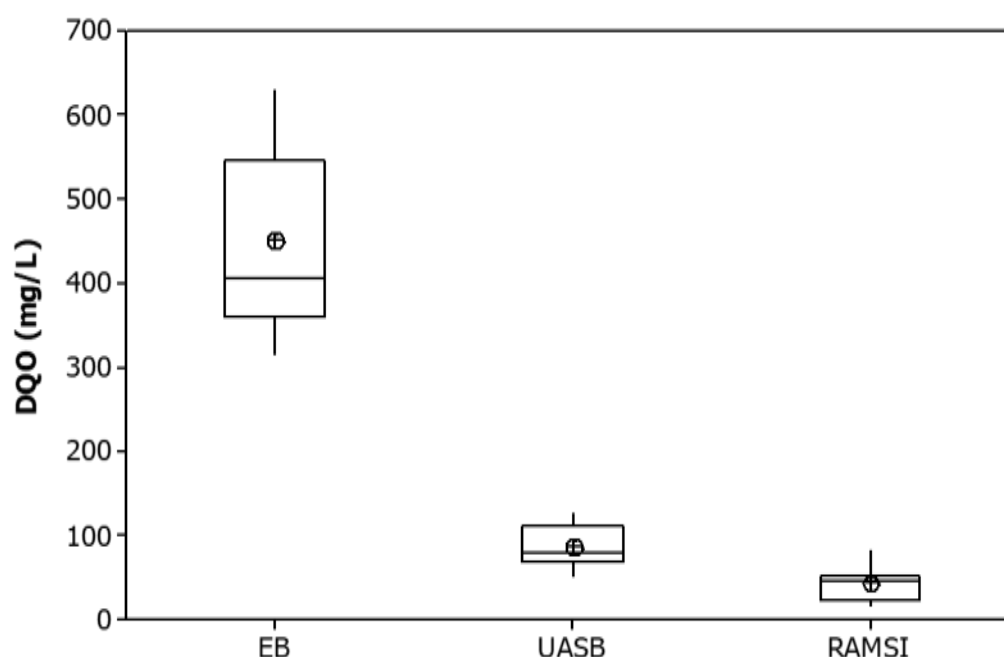


FIGURA 4. Representação dos valores de DQO nos sistemas estudados (box-plot) durante a fase experimental

Observa-se na Figura 4 que 50% dos dados de DQO estiveram entre 361 e 547mgDQO.L⁻¹ com uma amplitude de intervalo interquartil (d) de 185 mgDQO.L⁻¹, para um intervalo de confiança de 95%.

Com o processo de recirculação no reator UASB os valores de DQO variaram de 51 a 128mgDQO.L⁻¹, e o efluente final descarregado pelo sistema RAMSI teve variações entre 16 e 81mgDQO.L⁻¹, culminando com uma remoção total de DQO de 90%.

O consumo médio de 268mgCaCO₃.L⁻¹ da alcalinidade mostrou a capacidade de nitrificação do sistema de lodo ativado (Figura 5). Através da estequiometria é possível calcular o valor teórico da nitrificação completa, que fica em torno de 37,5mgN-NO₃.L⁻¹.

No processo de desnitrificação ocorre recuperação de alcalinidade no sistema. O efeito da amonificação, nitrificação e desnitrificação sobre a alcalinidade podem ser deduzidas por simples relação estequiométrica (van Haandel e Marais, 1999). No processo de amonificação há produção de alcalinidade ou de 50g por mol de amônia (14g N) amonificado; no processo de nitrificação há consumo de alcalinidade de 2x50 = 100g CaCO₃ por mol N (14g) e no processo de desnitrificação produz-se 50g CaCO₃ por mol N. As variações da alcalinidade podem ser expressas como:

$$(\Delta \text{Alc}/\Delta N)_{\text{amonificado}} = 50/14 = \mathbf{3,57 \text{ mgCaCO}_3.\text{mg.N}^{-1}} \quad (\text{a})$$

$$(\Delta \text{Alc}/\Delta N)_{\text{nitrificação}} = -50/14 = \mathbf{-7,14 \text{ mgCaCO}_3.\text{mg.N}^{-1}} \quad (\text{b})$$

$$(\Delta \text{Alc}/\Delta N)_{\text{desnitrificação}} = 50/14 = \mathbf{3,57 \text{ mgCaCO}_3.\text{mg.N}^{-1}} \quad (\text{c})$$

O sistema RAMSI apresentou pouca variabilidade de alcalinidade, mantendo os valores num intervalo interquartil de $62 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$.

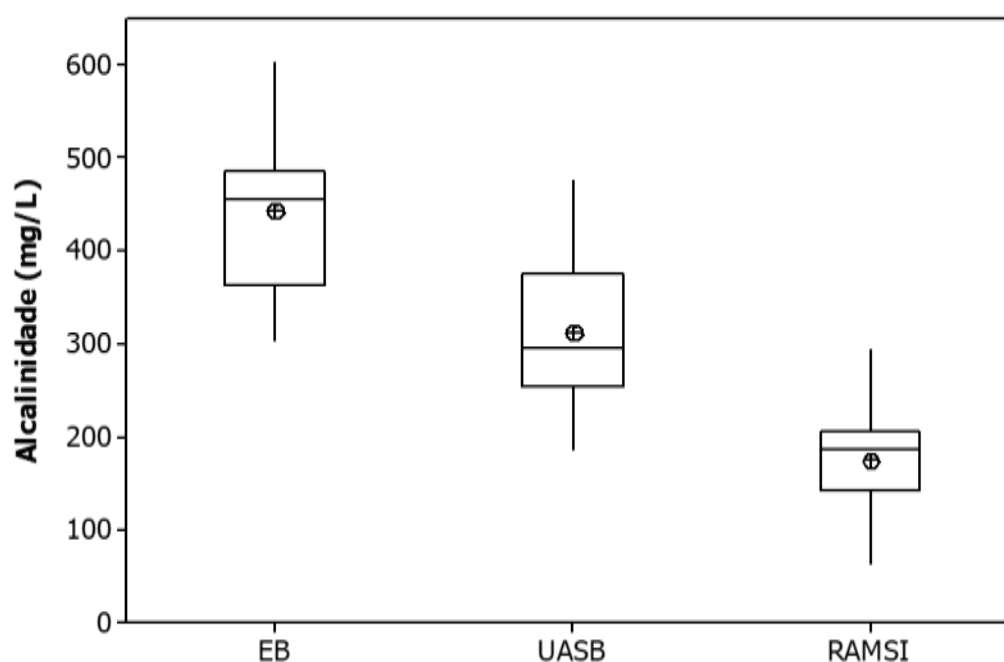


FIGURA 5. Representação dos valores de alcalinidade total nos sistemas estudados (box-plot) durante a fase experimental

A concentração de NTK no EB durante a fase experimental expressa a um nível de significância de 95%, mostrou que 50% dos dados variaram entre 38 e 59 mgNTK.L^{-1} com concentração média de 50 mgNTK.L^{-1} (Figura 6).

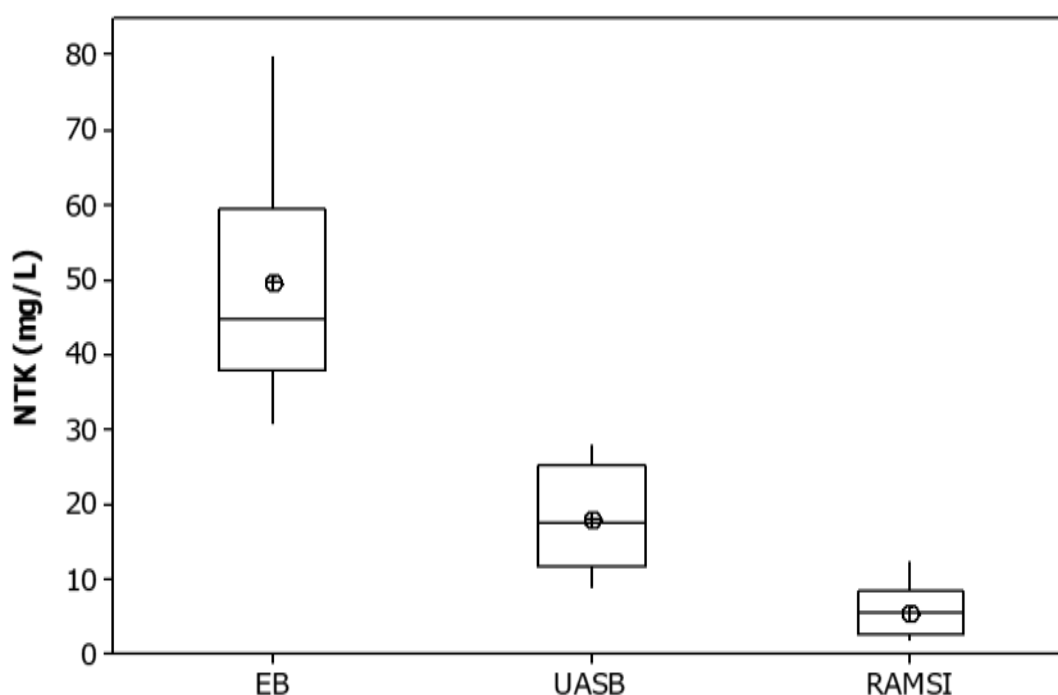


FIGURA 6. Representação dos valores de NTK nos sistemas estudados (box-plot) durante a fase experimental

As concentrações de NTK no efluente do UASB mostrou que 50% dos dados representados pelos quartis Q1 e Q3, mantiveram-se entre 12 e 25mgNTK.L⁻¹, respectivamente, e para o efluente final (efluente descarregado pelo sistema RAMSI) esses valores flutuaram entre 2 e 8mgNTK.L⁻¹.

Os dados obtidos evidenciam que o sistema combinado UASB + RAMSI apresentou boa capacidade de remoção de NTK no efluente final de 89,3%, entretanto, teve modesto percentual de desnitrificação (36%).

Sousa e Foresti (1999), usando lodo anaeróbio e passando o efluente nitrificado por fluxo ascendente, durante 30 semanas, alcançaram eficiência de remoção de nitrato de 72%. Isoldi et al. (2005), tratando efluente de parboilização com sistema combinado UASB + reator aeróbio e volume de 4L e 3,6L, respectivamente, obtiveram eficiência de remoção de NTK de 83%, com expressiva desnitrificação, removendo 94% do nitrato para uma carga aplicada de aproximadamente 0,07kgN-NO₃.m⁻³.d⁻¹, num período de 5 meses.

CONCLUSÕES

Os autores concluem que:

O sistema combinado UASB + RAMSI mesmo operando com baixo TDH foi capaz de remover de forma eficiente o material carbonáceo (81%), SST (86%), NTK (89,3%) e N-amoniaco (89,7%).

Durante a fase de operação do sistema combinado UASB + RAMSI, a remoção do nitrato foi considerada favorável, portanto, o material orgânico presente no reator se mostrou boa fonte de carbono para a desnitrificação, no entanto, insuficiente.

O sistema combinado UASB + RAMSI mostrou-se promissor quanto à remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão e boa parte do material nitrogenado.

Para melhorar o desempenho do sistema os autores propõem modificações com relação à concentração de oxigênio, período de aeração e melhoria na distribuição do efluente nitrificado dentro do reator anaeróbio, com intuito de favorecer a desnitrificação no processo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th. Washington: American Public Health Association, 1998.
2. BUCHAUER, K. A. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in effluents to waste – water and sludge treatment processes. Water S. A. v. 1, n.24, p. 49 – 56, 1998.
3. GUIMARÃES, P. Sistema de lodo ativado em bateladas sequenciais para pós-tratamento de esgoto digerido em um reator UASB. 2003. (Tese de Doutorado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal – RN, 199p. 2003.
4. ISOLDI, L. A.; KOETZ, P. R.; ISOLDI, L. A. Pós-tratamento de efluente nitrificado da parboilização de arroz utilizando desnitrificação em reator UASB. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. v.10 n.4, 7p, 2005.
5. SOUSA, J. T.; FORESTI, E. Utilização de lodo anaeróbio como fonte externa de carbono no processo de desnitrificação de águas residuárias. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.3, n.1, p.69-73, 1999.
6. VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. O. O comportamento do sistema de lodo ativado – Teoria e aplicação para projeto e operação. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, Epgraf, 472 p. 1999.

Capítulo 13



10.37423/220405758

DESAGUAMENTO DE ESCUMA E LODO DE ESGOTO EM LEITO DE SECAGEM COM ADIÇÃO DE CAL E USO DE BOLSAS DRENANTES

David Garcia

Companhia de Saneamento do Paraná



Resumo: O RALF – Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado é uma tecnologia bastante utilizada no tratamento de esgoto nas empresas de saneamento brasileiras, principalmente por não consumir energia elétrica em sua operação, porém apresenta algumas limitações quanto ao atendimento à portaria referente ao padrão de lançamento devido a formação de grande quantidade escuma e lodo proveniente do processo a qual contribui para geração do mal odor pela escuma e ineficiência no tratamento do esgoto doméstico. O acúmulo de escuma na superfície dos reatores de lodo fluidizados - RALFS podem prejudicar o desempenho dos sistemas em diversas formas como exemplo a diminuição do espaço útil, arraste de material sobrenadante dentre outros. Esse trabalho tem como premissa a separação da escuma em meio aquoso com a adição da cal virgem utilizando bag como meio filtrante aliada à facilidade de operação na retirada quanto no transporte objetivando a utilização de menor espaço físico na disposição dos leitos de secagem além da mitigação dos problemas de odores produzidos pelo processo de tratamento de esgoto sendo esses o objetivo desse trabalho. Diversos trabalhos foram desenvolvidos mostrando a necessidade da retirada de escuma dos reatores de tratamento de esgoto com a finalidade de melhor o tratamento. Neste trabalho será abordado a melhor forma de retirada desse material dos RALF's principalmente em ETEs de pequeno porte. Durante as pesquisas para realização desse trabalho, foi verificado que a Sanepar possui 203 ETEs operando no estado do Paraná das quais 96,10% possui reator anaeróbio como principal unidade de tratamento, e na mesma pesquisa foi requerida a caracterização da escuma em três ETEs do estado dos parâmetros como: ST, STF, STV, pH, DQO, O&G, carbono orgânico, P, N-Kjeldahl, N-amoniaco, N-nitrato, N-nitrito, Z, S, Na, Mg, Ca, Hg, Cu, Cr, Mo, Se, K, Pb, e Ni, espécies inorgânicas (Cd, Ba, As), coliformes termotolerantes, Salmonella spp, ovos de helmintos e os potenciais caloríficos foram determinados. Esse trabalho específico foi iniciado na ETE Tibagi na cidade de Tibagi – Pr, outorgado com capacidade de tratamento de 45 L/s, visto que havia a necessidade de otimização do tempo de secagem e espaço físico na disposição da secagem da escuma nos leitos e a busca de minimizar a emissão de odores na operação da retirada de escuma, claramente comprovada na execução desse trabalho. O desaguamento de escuma em leitos de secagem é uma prática que já ocorre em diversas ETEs do estado, e são realizados estudos sobre as taxas de aplicação. Mediante essa necessidade, era necessário propor uma forma de otimizar um menor tempo e custo possível o qual será apresentado aqui.

Palavras chave: Resíduos do saneamento. Sólidos flutuantes. Tratamento de resíduos. Odores. Lodo.

INTRODUÇÃO

Etapas de remoção de resíduos são necessárias para garantir o funcionamento correto dos processos de transporte e de tratamento de esgoto e, conseqüentemente, para assegurar a despoluição ambiental. Entre os resíduos removidos nos processos de tratamento de esgoto estão os sólidos grosseiros (incluindo o lixo descartado, indevidamente, na rede de esgoto), os sólidos sedimentáveis (removidos de desarenadores), a espuma e o lodo.

Esses resíduos devem ser removidos para não comprometer o desempenho de bombas e reatores, pois causam entupimento e assoreamento, comprometendo os processos e a eficiência de Estações Elevatórias de Esgoto (EEE) e Estações de Tratamento de Esgoto (ETE). Também devem receber tratamento específico visando sua adequação para destinação final.

A espuma, constituída por materiais por materiais flutuantes, como óleos e graxas, materiais particulados e lodo, em reatores anaeróbios tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) acumula tanto na superfície do compartimento de decantação quanto no interior do separador trifásico (SOUZA et al., 2006; ROSS, 2015). Este acúmulo, além de comprometer a eficiência do tratamento, reduz a área útil do reator na superfície do separador trifásico impede o desprendimento de biogás e provoca o desvio do gás para o compartimento de decantação. No compartimento de decantação pode ocasionar o rompimento de lona (quando da existência desta) devido ao pressionamento sobre ela (SANEPAR, 2018).

Além da remoção, também é necessário adequar a espuma para destinação final, por meio de etapas de tratamento que incluem: desaguamento, estocagem, controle de maus odores, controle de vetores e transporte.

O desaguamento objetiva reduzir a umidade e o volume, otimizando e reduzindo custos nas etapas de estocagem, transporte e disposição final. Também promove a redução da produção de lixiviados e chorume durante a estocagem.

No Paraná, onde a Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar) é responsável pela operação de um dos maiores conjuntos de ETEs com sistema anaeróbio do país (SANEPAR, 2011), o desaguamento da espuma em leitos de secagem é a alternativa mais empregada. No entanto, usualmente, um leito é selecionado, dentro do conjunto de leitos disponível em uma ETE, para realizar exclusivamente o desaguamento de espuma, sendo popularmente denominado de leito de sacrifício. Quando comparado com o desaguamento de lodo de esgoto, o desaguamento da espuma em leito de

secagem acarreta em colmatção num período mais curto além de exigir uma camada mais espessa de areia sobre os tijolos. Essa quantidade de areia é removida junto com a espuma seca, elevando o volume de resíduo a ser disposto (ROSS, 2015).

Dessa forma, com o objetivo de otimizar o uso dos leitos de secagem para o desaguamento de espuma, prevenido a sua colmatção, propõe-se o uso de Bolsas Drenantes (BIG BAG) sobre os leitos de secagem. Alternativa também promove a otimização do processos de carregamento e transporte do resíduo para destinação final. O Big Bag é um contentor flexível, normalmente, utilizado para transporte e armazenamento de materiais líquidos, granulados ou em pó.

MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho foi realizado na ETE de Tibagi, município de Tibagi, Paraná. A ETE possui três unidades de Reator Anaeróbio de Manto de Lodo e Fluxo Ascendente (RALF) com 45 L/s-1 de capacidade nominal total e com uma vazão operacional média de 19 L s⁻¹. Possui 7 leitos de secagem com uma área total de desaguamento de 356 m².

Figura 1 - Processo de retirada no Ralf



Fonte – David Garcia

Para o desaguamento da espuma sobre o leito de secagem, inicialmente construíram-se estruturas suportes de madeira, com dimensões de 1,25 m de largura, 1,10 altura e 4,80 comprimento(Figura 2), após realizados os testes com resultados satisfatórios, foram construídos suportes de metal com dimensões de 1,50 m de largura 1,50 m de altura e 4,50m de comprimento (Figura 4) nas quais os Big

Bags foram fixados. Confeccionados em tecido de polipropileno e costurados com revestimentos internos de polietileno, os Big Bags possuíam as seguintes dimensões: 1,10 m de largura, 1,40 de altura e 1,10 m de comprimento, com capacidade para 1,7 m³. Esses contentores contam com quatro alças fixadas nas laterais que facilitam o manuseio no processo de enchimento e de manipulação, transporte e disposição final por caminhão tipo munck (Figura 8).

A espuma descartada no Big Bag é proveniente do Reator 3, que entrou em operação no ano de 2017, o qual possui dispositivos para retirada e transporte da espuma até o leito de secagem. Os demais reatores, em operação desde 1995, não possuem os referidos dispositivos. A cada 15 dias são descartados cerca de 20 m³ (volume bruto) de espuma do reator 3.

Figura 2 – Big Bags instalados sobre o leito de secagem (estruturas em madeira iniciadas para ensaio)



Fonte – David Garcia

Figura 3 – Aspecto da espuma depositada no Big Bag.



Fonte – David Garcia

Figura 4 – Big Bags instalados sobre o leito de secagem em estruturas metálicas



Fonte – David Garcia

Para o carregamento e a descarga da espuma no Big Bag, utilizou-se caminhão de sucção, e adaptou-se uma tubulação na saída da tubulação, que conduz a espuma até ao leito de secagem

Figura 5 – Retirada de espuma com caminhão de sucção



Fonte – David Garcia

Figura 6 – Retirada de espuma com caminhão de sucção



Fonte – David Garcia

Figura 7 – Retirada de espuma com caminhão de sucção.



Fonte – David Garcia

Figura 8 – Transporte e disposição final



Fonte – David Garcia

Figura 9 – Desaguamento de lodo de processo físico-químico.



Fonte – Jorge Fisher

Também poderia ser uma alternativa a ser testada para o desaguamento de lodo de ETA, material que também apresenta potencial de colmatção de leitos de secagem.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

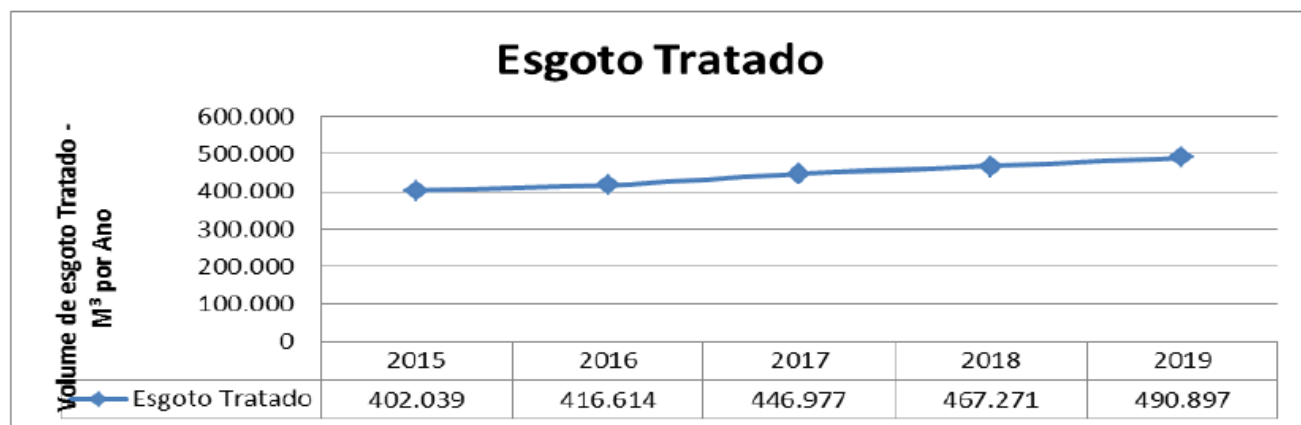
O desaguamento de espuma em Big Bags sobre o leito de secagem possibilitou a redução de um volume inicial de 20,4 m³ para 6,8 m³ num período de 1,5 dias. O percolado infiltra pelo leito de secagem retornando para o sistema de tratamento de esgoto.

Em um período de 12 meses, não foi verificada a colmatção do leito de secagem.

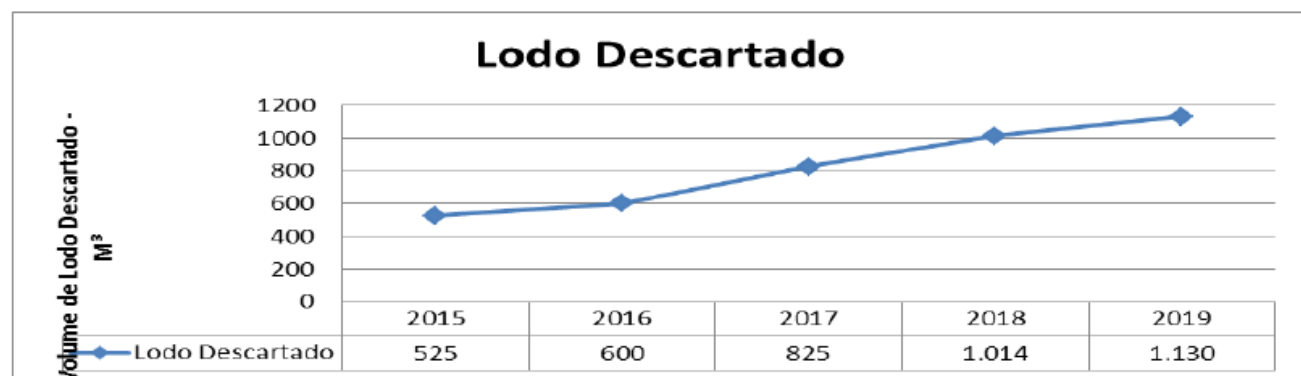
O método de desaguamento simplificou o processo de carregamento e destinação da espuma para o aterro sanitário, sendo o carregamento realizado por em caminhões munck.

Tivemos um aumento do volume de esgoto tratado e de lodo retirado. om as devido a otimização dos leitos de secagem pudemos melhorar o IRL (índice de remoção de lodo), conforme podemos demonstrar nos gráficos a seguir:

RESULTADO

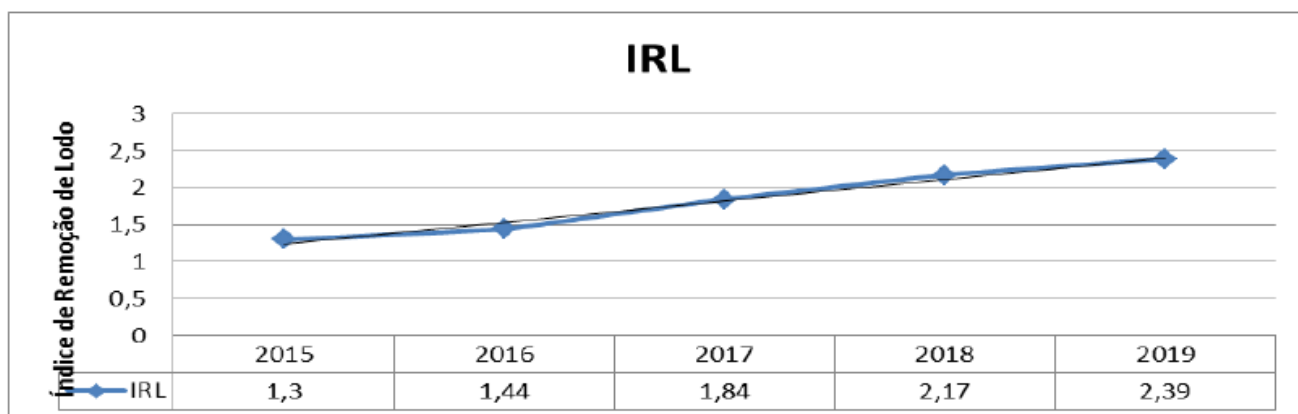
VOLUME DO ESGOTO TRATADO

Volume de lodo retirado em m³

RESULTADO**VOLUME DE ESGOTO RETIRADO**

Volume de lodo retirado em m³

Fonte Sisweb (SANEPAR)

ÍNDICE DE REMOÇÃO DE LODO – IRL

Volume de lodo retirado em m³

Fonte Sisweb (SANEPAR)

CONCLUSÃO

O uso de Big Bags sobre leitos de secagem para o desaguamento de espuma, otimizou o uso dos leitos de secagem reduzindo a quantidade de resíduos a ser encaminhada ao destino final, uma vez que a areia do leito de secagem não é transportada junto com o resíduo.

Esse processo reduziu o tempo de carregamento pois não utiliza mão de obra para a retirada da espuma do leito de secagem. Operação normalmente necessária quando da utilização do leito para o desaguamento.

Esta alternativa de desaguamento também é promissora nas ETEs que estão instalados processos físico-químicos para pós-tratamento de esgoto, uma vez que esses processos aumentam a geração de lodo em ETEs que normalmente não possuem quantidade suficiente de leitos de secagem para atender esse aumento de geração de lodo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFIAS

COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ (SANEPAR). MN/OPE/0041 - Gerenciamento de Resíduos Sólidos de Sistemas de Esgoto. Curitiba: Sistema Normativo da Sanepar (SNS). 2018. 18p.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ (SANEPAR). Sanepar apoia simpósio sobre tratamento anaeróbio de esgoto. 2011. Disponível em: <<http://site.sanepar.com.br/noticias/sanepar-apoia-simposio-sobre-tratamento-anaerobio-de-esgoto-07/04/2011>>. Acesso em: 21 nov. 2018.

ROSS, B. Z. L. Escuma de reatores anaeróbicos tratando esgotos domésticos em escala real: produção, caracterização e proposição de parâmetros para seu gerenciamento. Tese - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Curitiba, 2015. 144 f.

SOUZA, C. L.; AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Production and characterization of scum and its role in odour control in UASB reactors treating domestic wastewater. Water Science & Technology, v. 54, p. 201-208, 2006.

Capítulo 14



10.37423/220405762

QUESITOS PARA AVALIAÇÃO DE PROJETOS DE SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA DE LOTEAMENTOS RESIDENCIAIS

Reinaldo Pereira de Queiroz

*Companhia Ambiental do Estado de São
Paulo – CETESB*

Luciano Zanella

Instituto de Pesquisas Tecnológicas

Wolney Castilho Alves

Instituto de Pesquisas Tecnológicas



Resumo: Apesar da sistemática desenvolvida para ordenar o parcelamento do solo para fins urbanos no Brasil e no estado de São Paulo, processos inadequados de urbanização e impacto ambiental acompanham a expansão das cidades brasileiras. Dentre esses impactos estão aqueles sobre o ciclo hidrológico, o que abrange alterações de qualidade e quantidade das águas superficiais e subterrâneas devido às alterações do regime de escoamento das águas pluviais. A ocorrência desses impactos torna necessária a adequada captação e direcionamento da água que escoa superficialmente no meio urbano, de maneira que os prejuízos à sociedade e ao meio ambiente sejam mitigados. Essa é a função do sistema de drenagem urbana.

No Brasil, o parcelamento do solo para fins urbanos é regulamentado pela Lei Federal nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979. No estado de São Paulo, o Decreto nº 52.053, de 13 de agosto de 2007 estruturou o Grupo de Análise e Aprovação de Projetos Habitacionais – GRAPROHAB, um colegiado composto por diversos órgãos, vinculado à Secretaria da Habitação e ao qual cabe analisar e deliberar sobre projetos de loteamentos residenciais. A análise dos projetos exige o encaminhamento, a cada integrante do GRAPROHAB, de diversos documentos, dentre os quais o Projeto de Drenagem Urbana.

Considerando o exposto, neste trabalho é proposta a aplicação de uma seleção de quesitos para avaliação de projetos de sistemas de drenagem urbana de loteamentos residenciais utilizados no estado de São Paulo.

O ponto de partida deste trabalho foi a avaliação do processo de parcelamento do solo e dos procedimentos de aprovação de loteamentos vigentes no estado de São Paulo. Foram apurados os dados e informações solicitados pelos integrantes do GRAPROHAB e aqueles necessários para elaboração de um projeto de sistema de microdrenagem urbana e para o dimensionamento dos dispositivos que constituem esse sistema. Foram também levantados os principais problemas associados à drenagem urbana e as medidas não convencionais aplicadas. A partir das análises realizadas, elaborou-se uma série de quesitos para análise de projetos de drenagem urbana, de forma a auxiliar Municípios e os integrantes do GRAPROHAB a analisar projetos de parcelamento do solo urbano e a mitigar impactos sobre o ciclo hidrológico decorrentes desses loteamentos residenciais.

Palavras-Chave: Drenagem urbana; parcelamento do solo, avaliação de projetos; manejo de águas urbanas.

INTRODUÇÃO

No Brasil, o parcelamento do solo para fins urbanos é regulamentado pela Lei Federal nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979. No estado de São Paulo o Decreto nº 52.053, de 13 de agosto de 2007 estruturou o GRAPROHAB, um colegiado composto por diversos órgãos vinculado à Secretaria da Habitação e ao qual cabe analisar e deliberar sobre projetos de loteamentos residenciais. A análise dos projetos exige o encaminhamento, a cada integrante do GRAPROHAB, da documentação exigida, dentre a qual consta Projeto de Drenagem Urbana.

A despeito da regulamentação existente e de toda a sistemática desenvolvida para ordenar o parcelamento do solo para fins urbanos tanto no Brasil quanto no estado de São Paulo, processos inadequados de urbanização e os impactos ambientais a eles associados acompanham a expansão das cidades brasileiras,. Dentre esses impactos estão aqueles sobre o ciclo hidrológico, em especial as alterações causadas no ciclo das águas pluviais.

Segundo Tucci (2003) o escoamento pluvial pode produzir inundações e impactos na área urbana devido a dois processos que ocorrem de maneira isolada ou combinada: inundação devido à impermeabilização e inundações de áreas ribeirinhas.

Com a urbanização, a cobertura do solo apresenta menor permeabilidade, o que resulta em menor infiltração e maior escoamento superficial. Com o aumento do escoamento superficial e da velocidade desse escoamento, a água precipitada sobre a área urbanizada atinge mais rapidamente a seção do curso d'água, o que resulta num aumento mais rápido da vazão nessa seção.

Durante a ocorrência de chuvas de maior intensidade (menos frequentes) o fluxo no curso d'água aumenta e ocupa uma seção maior do que aquela do canal regular, resultando em inundação de áreas marginais. Essa inundação, denominada inundação ribeirinha, torna-se um problema à medida que essas áreas marginais são ocupadas pela população. Quando a frequência das inundações é baixa a população passa a desconhecer ou mesmo desprezar o risco de sua ocorrência, aumentando assim o interesse por essas áreas e a pressão por sua ocupação.

Além dos impactos sobre o ciclo hidrológico já citados, a urbanização resulta também na modificação da qualidade da água superficial e subterrânea. Tais impactos decorrem da contaminação das águas pluviais por esgotos ou durante o escoamento superficial nas áreas urbanas.

Assim, vê-se que a água que escoar superficialmente no meio urbano precisa ser captada e direcionada adequadamente, de maneira a serem minimizados os prejuízos à sociedade e ao meio ambiente. Essa é a função do sistema de drenagem urbana.

Os equipamentos que compõem os sistemas de drenagem urbana são agrupados em dois sistemas distintos: microdrenagem e macrodrenagem. O sistema clássico de microdrenagem é composto pelos pavimentos das ruas, guias e sarjetas, dispositivos de captação e galerias primárias (aquelas conectadas somente aos dispositivos de captação). Já o sistema de macrodrenagem é constituído por canais secundários: aqueles que recebem as águas conduzidas pelos canais primários. A maior parte das soluções adotadas em sistemas de drenagem desenvolvidos para novos loteamentos residenciais se restringem a sistemas de microdrenagem.

As soluções de drenagem urbana podem ainda ser divididas em dois grupos: sistemas clássicos (ou tradicionais) e sistemas alternativos, também denominados sistemas compensatórios. Os sistemas clássicos ou sistemas tradicionais são as soluções cujo objetivo é o afastamento rápido das águas pluviais das áreas ocupadas, são as soluções mais comumente adotadas na concepção de sistemas de drenagem urbana. Já a adoção de medidas compensatórias visa, como sugere a denominação dessas medidas, compensar os impactos da urbanização sobre o ciclo hidrológico, reduzindo o impacto do empreendimento no regime de escoamento e infiltração existente antes de sua implantação.

Segundo o Manual de Orientação para Aprovação de Projetos Habitacionais (SÃO PAULO, 2011) um projeto de drenagem deve conter: planta de drenagem, utilizando como base o projeto urbanístico; plantas com representação das bacias e sub-bacias; plantas com os perfis transversais das galerias de águas pluviais, desenhos com detalhamentos de eventuais estruturas especiais; memorial descritivo; indicação de tanques e reservatórios e indicação de lagos de retenção. Já segundo Bidone e Tucci (1995, p. 79) e São Paulo (2012), os principais dados necessários para elaboração de projeto de sistema de microdrenagem urbana são: planta de localização; planta geral da bacia contribuinte em escala igual ou maior que 1:10.000; levantamento topográfico e respectiva planta planialtimétrica da área abrangida pelo projeto, em escala maior que 1:2.000; cadastro das redes existentes de águas pluviais ou outras que possam ser impactadas pelo sistema a ser instalado e dados relativos ao curso d'água receptor.

Para Noccetti (2009, p. 22) a responsabilidade pela gestão do sistema de macrodrenagem e microdrenagem é originalmente da Prefeitura Municipal, havendo o envolvimento dos governos

estaduais e federais à medida que os sistemas de drenagem urbana abrangem áreas de dois ou mais municípios.

A dificuldade dos municípios em realizarem o controle da drenagem urbana pode ser atribuída a alguns fatores, dentre os quais podem ser destacados a baixa escolaridade e capacitação técnica dos profissionais, a mudança de administrações, a grande rotatividade de pessoal e a falta de acesso à informação para os usuários do sistema (NOCETTI, 2009, p. 8).

O presente trabalho objetiva a proposição de uma relação de quesitos a serem utilizados pelos Municípios e pelos integrantes do GRAPROHAB na avaliação de projetos de sistemas de drenagem urbana de loteamentos residenciais no Estado de São Paulo, de modo a auxiliar a análise dos projetos de parcelamento do solo urbano e a mitigação dos impactos sobre o ciclo hidrológico decorrentes desses loteamentos.

MATERIAIS E MÉTODOS

A partir da revisão bibliográfica realizada foram formulados questionamentos que pudessem orientar a análise de projetos de drenagem urbana.

Os assuntos abordados nessa revisão foram:

- Parcelamento do solo no estado de São Paulo;
- Dados e informações solicitados pelo GRAPROHAB;
- Dados necessários para elaboração de um projeto de sistema de microdrenagem e para o dimensionamento dos dispositivos que constituem esse sistema;
- Principais problemas associados à drenagem urbana;
- Medidas não convencionais de drenagem urbana.

A partir do levantamento de como é feito o parcelamento do solo no estado de São Paulo, quais os dados e informações solicitados pelo GRAPROHAB e os dados necessários para elaboração de um projeto de sistema de microdrenagem, a análise de projeto de drenagem urbana pode ser conduzida pelas seguintes questões:

- É apresentada planta geral da bacia contribuinte, em escala igual ou maior a 1:10.000, que possibilite avaliar contribuições externas ao sistema de drenagem proposto?
- É apresentada planta de drenagem, em escala igual ou maior a 1:2.000, utilizando como base o projeto urbanístico e onde seja representada a topografia do terreno?
- Na planta de drenagem são indicadas as dimensões (comprimentos, diâmetros ou medidas das seções não circulares), declividades, profundidades, cotas de fundo e topo dos poços de visita, o sentido do escoamento das águas pluviais nas vias e quadras e seções transversais das vias?

- São apresentadas plantas com representação das bacias e sub-bacias? É apresentado memorial descritivo, contendo planilha de cálculo?

Considerando as informações apuradas referentes ao dimensionamento dos dispositivos de microdrenagem, podem ser utilizadas as seguintes questões para orientar a análise dos projetos de drenagem:

- A relação intensidade-duração-frequência utilizada para a determinação das chuvas de projeto é adequada para a região onde o empreendimento será instalado?
- Foi utilizado período de retorno fundamentado em normas e bibliografia relacionada ao tema, com valor superior a 2 anos?
- A determinação das vazões de projeto (deflúvio) foi feita por meio do Método Racional ou por outro método adequadamente justificado?
- São adotados coeficientes de escoamento superficial adequados, baseados em literatura relacionada?
- É feita avaliação da capacidade de escoamento em todos os trechos das galerias propostas, baseado em metodologia adequadamente justificada?
- Para avaliação da capacidade de escoamento das galerias, são utilizados coeficientes de rugosidade adequados, baseados em literatura relacionada?
- Em todos os trechos das galerias as velocidades do escoamento são inferiores a 5,0m/s ou a outro valor cuja adoção é adequadamente justificada e que considera o material da tubulação?
- Considerando os principais problemas associados à drenagem urbana, as medidas não convencionais e as características dos sistemas “clássicos” de drenagem urbana, cada projeto pode ser analisado considerando as seguintes questões:
- São previstos dispositivos de dissipação de energia nos locais onde haverá lançamento de águas pluviais (em cursos d’água ou componentes da macrodrenagem)?
- São delimitados o leito maior e o leito maior excepcional associados aos cursos d’água onde haverá lançamentos do sistema de drenagem proposto?
- O projeto apresenta uma avaliação dos impactos sobre a vazão do escoamento no sistema de drenagem ou cursos d’água existentes à jusante?
- São previstos dispositivos ou outras medidas para mitigação dos impactos sobre a vazão do escoamento nos cursos d’água ou dispositivos de macrodrenagem situados à jusante?
- O projeto apresenta avaliação dos impactos sobre a qualidade do escoamento dos cursos d’água à jusante do loteamento?
- São previstas medidas para mitigação dos impactos sobre a qualidade dos cursos d’água que irão receber as águas pluviais conduzidas pelo sistema de drenagem proposto?

RESULTADOS

Como resultado da análise dos temas abordados foram elaborados os quesitos que compõem o *check list* apresentado no Quadro 1. A aplicação desse *check list* visa permitir uma fácil verificação e análise

de projetos de sistemas de drenagem urbana, destacando os quesitos não atendidos pelos mesmos. Assim, durante a análise de determinado projeto, todo quesito cuja resposta obtida nessa análise seja “não” corresponde a uma falha potencial apresentada por esse projeto.

A análise de projetos de sistemas de drenagem urbana a partir dos quesitos apresentados no Quadro 1 pode revelar os principais problemas que esses sistemas poderiam apresentar após sua instalação. Uma vez identificados tais problemas, poderá ser solicitada a alteração do projeto ou mesmo sua reprovação.

A análise de um determinado projeto de drenagem urbana a partir dos quesitos formulados pode revelar que esse projeto não atende, por exemplo, ao quesito “a” que faz referência à apresentação da planta geral da bacia contribuinte. Tal informação é fundamental já que a concepção de sistemas de drenagem urbana que não considera todas as áreas de contribuição – incluindo àquelas não inseridas na área a ser loteada – resulta em dispositivos sub dimensionados.

Projetos que não atendem ao quesito “p” não atenderiam aos requisitos de avaliação de impactos a jusante já que não apresentariam delimitação dos leitos maior e maior excepcional associados aos cursos d’água existentes, de forma que esse projeto não avalia o risco de alagamentos associados à elevação do nível dos cursos d’água durante eventos extremos de precipitação, o que poderá prejudicar a captação, escoamento e disposição das águas pluviais pelo sistema de drenagem.

Destaca-se ainda que a execução do parcelamento do solo urbano sem avaliação dos impactos sobre o escoamento superficial e sem adoção de medidas compensatórias de drenagem urbana, isto é, a execução de um sistema cujo projeto não atende, por exemplo, os quesitos “q” e “r”, resultaria no aumento, durante eventos de precipitação, das vazões observadas em cursos d’água e nas estruturas que compõem a macrodrenagem situados à jusante do novo parcelamento.

A mitigação dos impactos sobre o escoamento superficial associados ao parcelamento do solo urbano e a redução dos riscos de prejuízos à população devido ao aumento do escoamento superficial à jusante dos novos parcelamentos são aspectos abordados pela análise dos quesitos “q” e “r”. Assim, a obrigatoriedade de todos os projetos de drenagem urbana elaborados para novos loteamentos atender esses quesitos constitui uma forma de modernizar o conceito de drenagem urbana, conceito que deve incorporar a busca pela redução do impacto do empreendimento e não o simples afastamento “mais rápido possível” das águas pluviais.

Quadro 1 – *Check list* com quesitos a serem utilizados na avaliação de projetos de drenagem urbana

Item	Quesitos	Verificação		
		Sim	Não	Não se aplica
a	É apresentada planta geral da bacia contribuinte, em escala igual ou maior a 1:10.000, que possibilite avaliar contribuições externas ao sistema de drenagem proposto?			
b	É apresentada planta de drenagem, em escala igual ou maior a 1:2.000, utilizando como base o projeto urbanístico e onde seja representada a topografia do terreno?			
c	Na planta de drenagem são indicados os comprimentos, diâmetros (ou outras medidas das seções não circulares) e declividades dos condutos?			
d	Na planta de drenagem são indicadas as profundidades, cotas de fundo e topo dos poços de visita?			
e	São apresentadas plantas com representação das bacias e sub-bacias?			
f	Na planta de drenagem ou planta de bacias é informado o sentido do escoamento das águas pluviais nas vias e nas quadras?			
g	É apresentado memorial descritivo, contendo planilha de cálculo?			
h	A relação intensidade-duração-frequência utilizada para a determinação das chuvas de projeto é adequada para a região onde o empreendimento será instalado?			
i	É utilizado período de retorno fundamentado em normas e bibliografia relacionada ao tema, com valor superior a 2 anos?			
j	A determinação das vazões de projeto (deflúvio) é feita por meio do Método Racional ou por outro método adequadamente justificado?			
k	São adotados coeficientes de escoamento superficial adequados, baseados em literatura relacionada?			
l	É feita avaliação da capacidade de escoamento em todos os trechos das galerias propostas, baseado em metodologia adequadamente justificada?			
m	Para avaliação da capacidade de escoamento das galerias são utilizados coeficientes de rugosidade adequados, baseados em literatura relacionada?			
n	Em todos os trechos das galerias as velocidades do escoamento são inferiores a 5,0m/s ou a outro valor cuja adoção é adequadamente justificada e que considera o material da tubulação?			
o	São previstos dispositivos de dissipação de energia nos locais onde haverá lançamento de águas pluviais?			
p	São delimitados o leito maior e o leito maior excepcional associados aos cursos d'água onde haverá lançamentos do sistema de drenagem proposto?			
q	O projeto apresenta uma avaliação dos impactos sobre a vazão do escoamento no sistema de drenagem ou cursos d'água existentes à jusante?			
r	São previstos dispositivos ou outras medidas para mitigação dos impactos sobre a vazão do escoamento nos cursos d'água ou no sistema de macrodrenagem situados à jusante?			
s	O projeto apresenta avaliação dos impactos sobre a qualidade do escoamento dos cursos d'água à jusante do loteamento?			
t	São previstas medidas para mitigação dos impactos sobre a qualidade dos cursos d'água que irão receber as águas pluviais conduzidas pelo sistema de drenagem proposto?			

Fonte: Queiroz (2015).

CONCLUSÕES

A partir das informações obtidas durante o desenvolvimento desse trabalho, conclui-se que é necessário o estabelecimento critérios uniformes e de fácil avaliação para o processo de aprovação de projetos de drenagem urbana para novos parcelamentos do solo.

Uma vez constatada a necessidade, foram elaborados vinte quesitos organizados sob a forma de um *check list* que levam em consideração um conjunto de critérios considerados mínimos para a aprovação de um projeto de drenagem urbana desenvolvido para um loteamento residencial. Destaca-se que os quesitos foram desenvolvidos considerando o processo de aprovação do projeto de drenagem urbana e não a produção propriamente dita do projeto.

A aplicação dos quesitos apresentados no Quadro 1 pode auxiliar as Prefeituras Municipais e os integrantes do GRAPROHAB a analisar projetos de parcelamento do solo urbano e mitigar impactos sobre o ciclo hidrológico decorrentes desses loteamentos residenciais.

Recomenda-se que os quesitos formulados sejam utilizados como apoio na análise e aprovação de projetos de loteamentos residenciais. Recomenda-se ainda que esses quesitos sejam divulgados para que possam ser utilizados por empreendedores durante a elaboração de projetos de loteamentos residenciais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BIDONE, F. R. A.; TUCCI, C. E. M. Microdrenagem. In: TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L. L.; BARROS, M. T. (Org.) Drenagem Urbana. Porto Alegre: ABRH/Editora da Universidade/UFRGS, 1995. p. 428.

BRASIL. Lei nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979. Dispõe sobre o parcelamento do solo urbano e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 20 dez. 1979.

NOCETTI, T. F. A visão dos atores no sistema de drenagem urbana: uma análise crítica na gestão dos recursos humanos. 2009. 175 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009.

QUEIROZ, R. P. Avaliação do processo de aprovação de sistemas de drenagem urbana de loteamentos residenciais do município de Sorocaba – SP. 2015. 110 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Tecnológicas, São Paulo, 2015.

SÃO PAULO. (Estado). Decreto nº 52.053, de 13 de agosto de 2013. Reestrutura o Grupo de Análise e Aprovação de Projetos Habitacionais - GRAPROHAB e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo. 14 ago. 2007.

SÃO PAULO (Estado). Manual de Orientação para Aprovação de Projetos Habitacionais. São Paulo: Secretaria da Habitação do Estado de São Paulo, 2011. 128 p.

SÃO PAULO (cidade). Manual de drenagem e manejo de águas pluviais: aspectos tecnológicos; diretrizes para projetos. São Paulo: SMDU, v. III, 2012. 128 p.

TUCCI, C. E. M. Águas Urbanas. In: BERTONI, J. C.; TUCCI, C. E. M. (Org.) Inundações Urbanas na América do Sul. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2003.

Capítulo 15



10.37423/220505817

CAMINHOS DE CONECTIVIDADE NO ESPAÇO URBANO

Marina Pannunzio Ribeiro

Universidade Federal de São Carlos

Kaline de Mello

Universidade Federal de São Carlos

Roberta Aversa Valente

Universidade Federal de São Carlos



Resumo: O planejamento das florestas tropicais, como a conservação e aumento da conectividade entre os remanescentes florestais da paisagem, caminha no sentido de diminuir os impactos ecológicos relacionados a diminuição da biodiversidade. Os espaços verdes compostos por áreas naturais e seminaturais, urbanas e periurbanas, desempenham um papel fundamental na conservação da biodiversidade urbana, que além de garantir os serviços ecossistêmicos, trazem melhorias para a saúde física e mental dos habitantes urbanos. O objetivo principal deste trabalho foi delinear caminhos de conectividade entre as áreas naturais e as seminaturais da paisagem urbana. Técnicas de geoprocessamento e da Teoria dos Grafos foram utilizadas para avaliação da conectividade entre as áreas naturais e seminaturais. As espécies-focais utilizadas foram as aves florestais endêmicas da Mata Atlântica. A simulação do movimento das espécie-focais resultou nos caminhos das ligações-ótimas. Os caminhos foram caracterizados considerando uma faixa de 100m de largura. Obteve-se um total de 2.351 ligações-ótimas, proporcionando a ligação das áreas naturais e seminaturais municipais. As conexões foram compostas em sua maioria por remanescentes florestais (34,04%), campos antrópicos de vegetação pioneira (23,90%) e áreas urbanas (19,08%), que representam a classe de maior representatividade da matriz. A conectividade das áreas naturais e seminaturais da paisagem urbana envolve a conservação de remanescentes presentes em área particulares, a restauração ou enriquecimento de áreas como campos antrópicos de vegetação pioneira e restauração de zonas ripárias, além da conservação e restauração das áreas institucionais. Dessa forma é possível direcionar esforços para o desenvolvimento de ações planejamento urbano com foco na resiliência urbana.

Palavras-chave: Planejamento urbano. Florestas tropicais. Geoprocessamento.

1 INTRODUÇÃO

O enfrentamento às mudanças climáticas (HE *et al.*, 2015), o gerenciamento dos recursos naturais de maneira sustentável (MELLO *et al.*, 2020) e a reversão do declínio da biodiversidade global (BENINDE; VEITH; HOCHKIRCH, 2015) colocaram as cidades no centro das questões relacionadas ao bem-estar da humanidade atual e futura (GRIMM *et al.*, 2008). Espera-se que até 2050, quatro em cada cinco pessoas viverão em cidades, implicando em novas áreas urbanas a serem construídas (CHILDERS *et al.*, 2019). O crescimento da população e das atividades econômicas demandam espaço e recursos naturais, convertendo áreas naturais em outros usos do solo e, assim, transformando as paisagens (SMITH *et al.*, 2018).

As mudanças no uso e cobertura dos solos resultam na extinção e fragmentação de habitats (MCDONALD; KAREIVA; FORMAN, 2008; MCKINNEY, 2006) que impactam os processos ecológicos, a conectividade da paisagem, ameaçam a biodiversidade (MARTON *et al.*, 2015; MCKINNEY, 2002) e consequentemente os serviços essenciais ecossistêmicos (OUYANG *et al.*, 2016). O provimento dos serviços ecossistêmicos, tanto a quantidade quanto a qualidade são diretamente dependentes da diversidade de espécies, genes e ecossistemas (TEEB, 2010). O declínio da biodiversidade afeta o provimento desses serviços que são fundamentais para o bem-estar e saúde da humanidade (DÍAZ *et al.*, 2006; PICCHARILLO; RANIERI, 2019).

O atual estudo da Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES) aponta as alterações no uso da terra, as mudanças climáticas e as mudanças na distribuição de espécies, como as principais fontes de perturbações ecológicas, e relacionam isso com o aumento de doenças emergentes e pandemias, que incluem gripes, HIV/AIDS e COVID-19 (HORTON, 2020; IPBES, 2020; THE LANCET PLANETARY HEALTH, 2021). De fato, a saúde humana e a biodiversidade estão estreitamente conectadas (CAMPBELL *et al.*, 2011). E assim como a saúde humana depende da biodiversidade, a manutenção da biodiversidade depende do planejamento das florestas tropicais de forma a garantir a conectividade entre elas (HADDAD *et al.*, 2015).

Paisagens tropicais, urbanas e periurbanas, frequentemente apresentam baixos índices de cobertura florestal, e podem estar expostas a quedas abruptas na biodiversidade e nos processos ecológicos (BANKS-LEITE *et al.*, 2014; MARTENSEN, ALEXANDRE CAMARGO *et al.*, 2012). A Mata Atlântica é um *hotspot* de biodiversidade (LAURANCE, 2009), e cada dia mais vulnerável às mudanças climáticas, que tem promovido um grande impacto sobre a biodiversidade nos biomas (BELLARD *et al.*, 2014).

Dentre as ações de planejamento das florestas tropicais, está a conservação e aumento da conectividade entre os remanescentes florestais da paisagem, visando a ampliação dos movimentos de dispersão de espécies (BAGUETTE *et al.*, 2013; BRASIL, 2006; FAGAN; CALABRESE, 2006). O planejamento de conservação e conexão de fragmentos florestais caminha no sentido de equilibrar as compensações entre a expansão urbana e a conservação da biodiversidade (HONG *et al.*, 2017; MARTENSEN, ALEXANDRE C.; PIMENTEL; METZGER, 2008; PARKS; MCKELVEY; SCHWARTZ, 2013).

Os espaços verdes urbanos compostos por áreas naturais e seminaturais, urbanas e periurbanas, desempenham um papel fundamental na conservação da biodiversidade, garantindo os serviços ecossistêmicos nas cidades, que incluem a regulação climática, polinização e controle de pragas em cultivos, entre outros (BUSH; DOYON, 2019). Além disso, as áreas naturais e seminaturais da paisagem, como os parques urbanos, proporcionam aos habitantes das cidades melhorias da saúde física e mental e melhores experiências ao ar livre (SHANAHAN *et al.*, 2015; UN; WHO, 2020). A conectividade planejada entre esses espaços já estabelecidos traz, além dos benefícios de aumento de áreas verdes e o impacto na diversidade vegetal e animal, a equidade socioambiental, servindo como estruturas de transformação social e ambiental nas cidades, de maneira a beneficiar os seres humanos, incluindo grupos sociais desfavorecidos, sem acesso a áreas verdes (LOVELL; TAYLOR, 2013).

A crescente complexidade urbana e as profundas incertezas da atual “Era Pandêmica”, trazem indagações sobre o relacionamento da população urbana com a natureza e colocam o planejamento territorial como um facilitador para a saúde e o bem-estar nas cidades (WHEELER *et al.*, 2020). Assim, o planejamento integrado de uma cidade no nível de paisagem unindo as áreas naturais e seminaturais pode contribuir para a transformá-las em ambientes saudáveis e equitativas, além de resilientes em relação às mudanças climáticas (DEPIETRI; MCPHEARSON, 2017; IPBES, 2019; UN; WHO, 2020).

2 OBJETIVOS

O objetivo principal deste trabalho foi delinear caminhos de conectividade entre as áreas naturais e as seminaturais da paisagem urbana. Por objetivos específicos teve-se a identificação dos possíveis caminhos de ligações-ótimas entre as áreas naturais e seminaturais e, ainda, a avaliação dos padrões de uso e cobertura do solo dos caminhos de ligações-ótimas e a preposição de corredores de conectividade eficientes, os quais contribuam com a resiliência e equidade socioambiental na cidade.

3 METODOLOGIA

3.1 ÁREA DE ESTUDO

Localizada na porção sul da Mata Atlântica brasileira, na bacia hidrográfica do rio Sorocaba e Médio Tietê, a área de estudo é o município de Sorocaba. A cidade possui uma área total de aproximadamente 45.000 ha, sendo caracterizada como urbanizada e altamente fragmentada, com remanescentes florestais pequenos e, muitas vezes, pouco conectados (MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016; RIBEIRO; MELLO; VALENTE, 2020a).

O município possui 99% dos habitantes vivendo em área urbana, sendo considerada a maior aglomeração urbana da região Metropolitana de Sorocaba (IBGE, 2020). As áreas metropolitanas são entendidas como aglomerações urbanas compostas por uma cidade principal ligada a outras cidades próximas ou áreas urbanas ou suburbanas vizinhas (UN-HABITAT, 2020).

3.2 MAPA DIGITAIS

O mapa de uso e cobertura do solo utilizado neste estudo possui exatidão global de 93,23% e foi produzido por Ribeiro, Mello e Valente (2020a), pelo método de classificação supervisionada de máxima verossimilhança (MAXVER).

Para tanto, foram utilizadas imagens do satélite CBERS-4 (resolução espacial de 10m; bandas espectrais: verde, vermelho e infravermelho próximo, ano de 2016) fornecidas gratuitamente pelo INPE. Utilizou-se, ainda, o limite municipal do IBGE (2019), para se ter o mapeamento apenas dentro dos limites da área de estudo.

Assim, obtive o município com a presença de áreas urbanas (37,36%), campos antrópicos de vegetação pioneira (21,70%), área florestal (17,58%), culturas agrícolas temporárias (11,71%), silvicultura (6,30%), várzea e zonas ripárias (3,01%), culturas agrícolas permanentes (1,36%), corpos d'água (0,79%) e áreas de mineração (0,20%).

A rede hidrográfica foi obtida junto a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb – <http://cetesb.sp.gov.br>). Já as malhas viária e ferroviária junto ao Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT – <http://dnit.gov.br>). Ambos os mapas estavam na escala 1:50.000 e estavam disponíveis gratuitamente.

Os limites das Unidades de Conservação municipais (UCs), parques urbanos e o zoneamento urbano foram fornecidos pela Prefeitura Municipal de Sorocaba, em arquivos vetoriais.

3.3 SUPERFÍCIE DE RESISTÊNCIA

Os valores das superfícies de resistência representam as facilidades ou dificuldades que as espécies-focais adotadas encontram ao atravessar os diversos usos e coberturas do solo (RIBEIRO *et al.*, 2017). Para este estudo, eles foram adquiridos em Ribeiro, Mello e Valente (2020b), que consideraram a opinião de especialistas sobre o movimento de espécies de aves florestais endêmicas da Mata Atlântica.

Os valores médios de resistência foram: (1) fragmentos florestais dentro das UCs, (2) área florestal, (65) silvicultura, (70) Culturas agrícolas temporárias, (30) Campos antrópicos de vegetação pioneira, (50) Culturas agrícolas permanentes, (10) Várzea / Zonas ripárias, (100) Áreas urbanas, (100) Áreas de mineração, (70) Corpos d'água, (50) Rios, (90) Malha Viária e ferroviária.

3.4 CAMINHOS DE LIGAÇÕES-ÓTIMAS

Com os dados da superfície de resistência, realizou-se o traçado dos caminhos, chamados aqui de caminhos de ligações-ótimas, entre as áreas naturais e as seminaturais na paisagem urbana através da Teoria dos Grafos (SAURA; RUBIO, 2010). Os caminhos de ligações-ótimas são os trajetos resultantes de um modelo de dispersão de espécies ponderados por valores de resistência (PINTO; KEITT, 2009). As avaliações de conectividade funcional utilizando a Teoria dos Grafos tem a vantagem de requerer poucos dados biológicos (ETHERINGTON, 2016) e além disso, possuir potentes algoritmos matemáticos que minimizam as subjetividades dos modelos (HOFMAN *et al.*, 2018).

Não foi estipulado um limite de distância para a dispersão da espécie estudada (aves florestais endêmicas da Mata Atlântica). Quando determinado o caminho mais eficiente entre duas áreas foi estabelecida a ligação-ótima entre eles (PINTO; KEITT, 2009; URBAN *et al.*, 2009; FOLTÊTE; CLAUZEL; VUIDEL, 2012).

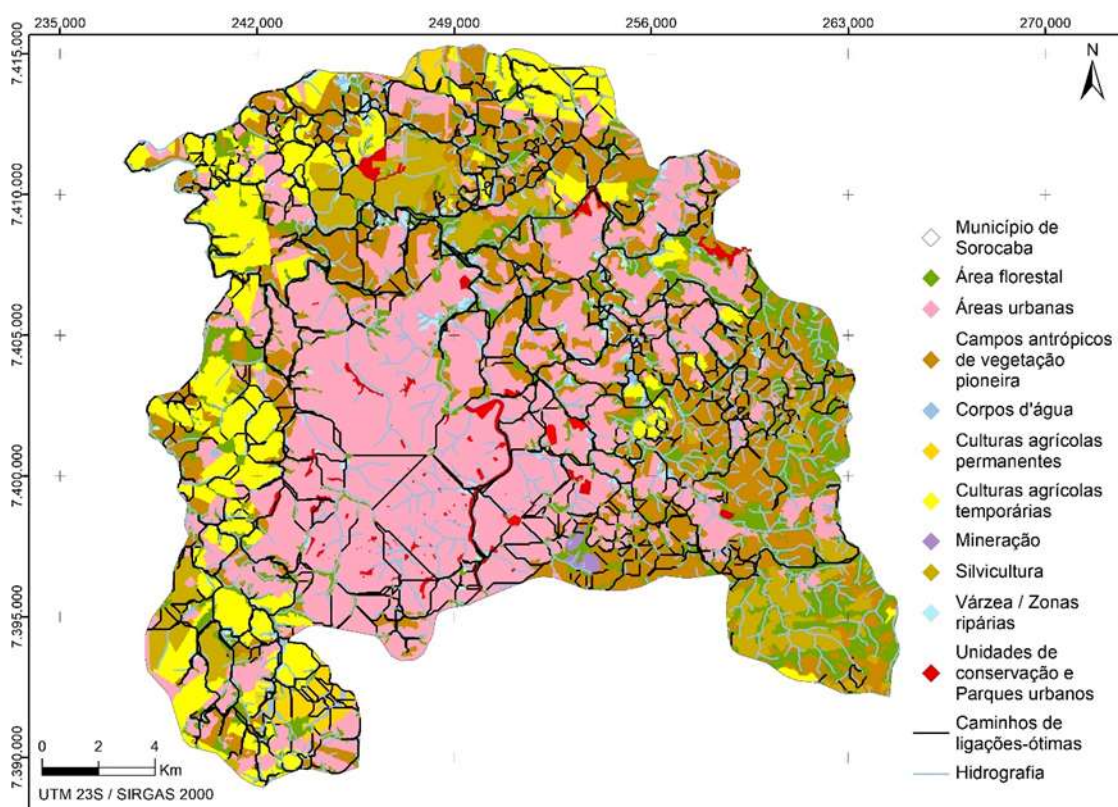
Para a caracterização quantitativa do uso e cobertura do solo dos caminhos de ligações-ótimas foi estabelecida uma faixa de 100 m de largura, sendo 50m de cada lado em relação aos eixos dos caminhos. A largura do corredor foi baseada na resolução CONAMA n.º 09, de 24 de outubro de 1996, que estabelece critérios para definição de corredores ecológicos. O Art. 3 dessa resolução define que "a largura dos corredores será fixada previamente em 10% (dez por cento) do seu comprimento total, sendo que a largura mínima será de 100m" (CONAMA/BRASIL, 1996).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesse estudo o uso de cenários de dispersão de espécies de aves florestais endêmicas da Mata Atlântica sob uma superfície de resistência permitiu identificar os caminhos prioritários de conectividade entre as áreas naturais e seminaturais de Sorocaba (Figura 1).

Identificou-se 2.351 ligações-ótimas, as quais são responsáveis pela interconexão entre os remanescentes naturais com as áreas de praças e parques da paisagem, delineando, dessa forma, a nossa proposta de conectividade entre áreas naturais e seminaturais urbanas.

Figura 1: Caminhos de ligações-ótimas sobrepondo o mapa de uso e cobertura do solo de Sorocaba, Estado de São Paulo, Brasil, para o ano de 2019.



Fonte: Adaptado de Ribeiro, Mello e Valente (2020).

Apenas 2,25% dos remanescentes florestais estão em áreas protegidas (i.e., UCs), o restante se encontra em áreas institucionais municipais ou propriedades particulares. As áreas institucionais como parques e praças de uma cidade são os locais públicos em que, na vida cotidiana, as pessoas se movimentam. Trazer melhorias da natureza para esses espaços públicos ajuda a promoção da saúde e bem-estar da população urbana. Ambientes naturais verdes podem ter um efeito positivo na saúde física e mental das pessoas (UN; WHO, 2020). Assim, as áreas institucionais municipais podem servir de apoio a conectividade florestal urbana. Além disso, as ações de restauração florestal para Sorocaba

podem ser direcionadas as áreas institucionais amparadas por esse estudo técnico-científico de conectividade funcional da paisagem urbana.

Os caminhos de ligações-ótimas delineados são compostos majoritariamente por áreas florestais (34,04%), que representam 17,58% da paisagem. Nessa matriz urbana os corredores traçados ocorrem em grande parte entre fragmentos com áreas menores de dez (10) ha, visto que estes representam cerca de 84,9% do total dos remanescentes da paisagem. Considerando o grupo de fauna selecionado (i.e., aves florestais endêmicas da Mata Atlântica), e ainda que com essas características, esses remanescentes constituíram-se a melhor alternativa para a conexão entre as áreas naturais e seminaturais da paisagem. Os pequenos fragmentos são essenciais em uma paisagem fragmentada como a da área de estudo visto que funcionam como trampolins ecológicos, quando não são capazes de manter populações de espécies nativas a longo prazo, passando a ser de grande importância para os animais migratórios (BAUM *et al.*, 2004; SAURA; BODIN; FORTIN, 2014). Assim, a manutenção e restauração dos pequenos fragmentos na paisagem urbana de Sorocaba é imprescindível para a manutenção da biodiversidade urbana.

A segunda classe de maior representatividade nos caminhos de ligações-ótimas são os campos antrópicos de vegetação pioneira (23,90%), encontrados com frequência na área de estudo, representando 21,70% da paisagem. Essas áreas podem representar uma alternativa para as espécies que não conseguem transpor áreas com maiores valores de resistência (como áreas urbanas), sendo as ações de restauração ou enriquecimento uma alternativa para potencializar o uso dessas áreas pelas espécies nativas (LATAWIEC *et al.*, 2015). Além disso, embora a zona rural do município (zona de chácaras urbanas) seja de apenas 19,87% (SOROCABA, 2014), na Mata Atlântica, os proprietários privados de terra são obrigados pelo Código Florestal a manter como reservas naturais 20% de suas propriedades (Reserva Legal), além das áreas ripárias florestadas ou a Área de Preservação Permanente (APPs) com no mínimo 30 m de largura, dessa forma, consequentemente, existe um acúmulo significativo de restauração legalmente exigida na região (UEZU; METZGER, 2016), que se executadas poderão trazer novos desenhos conectivos na paisagem. Assim, as ações de incentivo da conservação de vegetação nativa em propriedades particulares são necessárias para garantir a manutenção das florestas urbanas (GUZMÁN WOLFHARD; RAEDIG, 2019).

Além das florestas nativas e campos antrópicos, os caminhos de ligações-ótimas possuem áreas com mais altos valores de resistência, como áreas urbanas (19,08%), várzea/zonas ripárias (9,55%), culturas agrícolas temporárias (7,80%), silvicultura (2,21%), culturas agrícolas permanentes (1,97%), além de

corpos d'água e mineração (1,45%). A área urbana é a maior classe da paisagem com 37,36%, sendo formada por áreas industriais, comerciais e residenciais. As zonas de chácaras urbanas e zonas de conservação ambiental do município detêm 27,60% dos remanescentes florestais, enquanto as demais zonas (industriais, comerciais e residenciais) detêm o restante dos fragmentos. Além disso, os parques e praças públicas do município estão majoritariamente localizados em áreas urbanizadas, sendo, portanto, caminhos necessários de serem percorridos pelas espécies escolhidas neste estudo de conectividade. É importante salientar que como não houve estipulação de limite de distância a serem percorridas pelas espécies. Assim, os caminhos de ligações-ótimas promoveram a ligação de todos os remanescentes da paisagem, independente da distância ou uso e cobertura solo. Contudo, observa-se que os caminhos procuram usos do solo de menor resistência ao deslocamento como os fragmentos florestais e várzeas, e quando não há alternativa, as áreas urbanas.

Nos caminhos traçados entre as áreas naturais e seminaturais da paisagem, observa-se que muitos deles seguem trajetos próximos aos cursos d'água, se utilizando das áreas de várzea e zonas ripárias protegidas (APPs) para o percurso. As zonas ripárias têm uma importância fundamental na conectividade dos *habitats* em ambientes urbanos (ATKINSON; LAKE, 2020), contudo as alterações urbanas mais visíveis se dão diretamente nos canais fluviais, como por exemplo na canalização dos rios em função do crescimento urbano (LI *et al.*, 2016; PALMER; RUHI, 2019). A oferta e a qualidade das águas no Brasil e no mundo são influenciadas não só pelas condições meteorológicas mas também pelo mau gerenciamento das bacias hidrográficas, incluindo a reduções de florestas ripárias, legalmente estipuladas, e o aumento do desmatamento de cabeceiras (COHEN, 2016; MELLO; RANDHIR, 2018). Em Sorocaba as áreas de APPs representam 18,90% (8.499 ha) da paisagem e apenas 44,7% dessa área é ocupada por remanescentes florestais, sendo o restante tomado por atividades agrícolas, áreas urbanas e campos antrópicos (MELLO *et al.*, 2014). Assim, considera-se de grande importância a continua conservação e até a restauração das zonas ripárias do município de Sorocaba, o que traria além do aumento das florestas urbanas, a melhoria na qualidade das águas.

Corredores ribeirinhos reduzem a erosão (MACEDO *et al.*, 2018), filtram sedimentos e poluentes do escoamento superficial (DABNEY; MOORE; LOCKE, 2006), bloqueiam a radiação solar para moderar temperatura da água (SWEENEY, 1992), fornecem habitat (ŞEKERCIOĞLU *et al.*, 2015), e ainda contribuem para as mediações de inundações (ATKINSON; LAKE, 2020; COOPER; HISCOCK; LOVETT, 2019). Ações de restauração das redes ripárias e várzeas dos rios do município de Sorocaba, são estratégias de manejo necessárias para a região (RIBEIRO; MELLO; VALENTE, 2020a). Esse tipo de ação

pode trazer além de todas as melhorias já citadas a potencialização da conectividade entre remanescentes florestais da paisagem, aumentando a biodiversidade da região (MELLO *et al.*, 2018; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017).

O planejamento territorial visando a conexão entre remanescentes florestais urbanos e periurbanos de regiões tropicais como a da área de estudo, são soluções que caminham no sentido de diminuir os impactos ecológicos relacionados a diminuição da biodiversidade e das mudanças climáticas, beneficiado direta e indiretamente a saúde pública (UN; WHO, 2020). A ligação entre as áreas naturais e as seminaturais da paisagem, como os parques urbanos, podem proporcionar a curto-prazo o aumento de fluxos biológicos na paisagem urbana, a mitigação da poluição do ar e das ilhas de calor e colaborar efetivamente com melhoria na qualidade da água, além de proporcionar melhores experiências ao ar livre para a população urbana e equidade socioambiental (MEEROW, 2020; MELLO *et al.*, 2020; RICHARDS; EDWARDS, 2017; WHEELER *et al.*, 2020).

5 CONCLUSÃO

Os trajetos delineados para Sorocaba resultaram em 2.351 ligações-ótimas, proporcionando a ligação das áreas naturais e seminaturais presentes na paisagem. As conexões foram compostas em sua maioria por remanescentes florestais, que são áreas de baixa resistência para aves endêmicas tropicais.

As zonas ripárias, funcionando como corredores ripários, apresentaram um papel fundamental para as conexões e os campos antrópicos de vegetação pioneira apareceram como a segunda classe de maior representatividade nos caminhos de ligações-ótimas evidenciando-se como áreas potenciais para projetos de restauração florestal. As áreas urbanas que sobressaem como a classe de maior representatividade da matriz estão fortemente presentes nos caminhos delineados entre áreas naturais e seminaturais (representando 19,08%), visto que os parques urbanos se encontram majoritariamente em áreas urbanas.

O planejamento das florestas tropicais, como a conservação e aumento da conectividade entre os remanescentes florestais da paisagem, caminha no sentido de diminuir os impactos ecológicos relacionados a diminuição da biodiversidade. Ligando as áreas naturais e seminaturais da paisagem, através da conservação de remanescentes presentes em áreas particulares, restauração ou enriquecimento de áreas como os campos antrópicos de vegetação pioneira, a restauração de zonas ripárias além da conservação e restauração das áreas institucionais municipais é possível direcionar

esforços para o desenvolvimento de ações planejamento urbano com foco na sustentabilidade e resiliência urbana.

REFERÊNCIAS

- ATKINSON, Samuel F; LAKE, Matthew C. Prioritizing riparian corridors for ecosystem restoration in urbanizing watersheds. *PeerJ* v. 8, p. e8174 , 4 Fev. 2020.
- BAGUETTE, Michel et al. Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* v. 88, n. 2, p. 310–326 , Mai 2013.
- BANKS-LEITE, Cristina et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science* v. 345, n. 6200, p. 1041–1045 , 29 Ago. 2014.
- BAUM, K A et al. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* v. 85, n. 10, p. 2671–2676 , Out. 2004.
- BELLARD, Céline et al. Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. *Global Ecology and Biogeography* v. 23, n. 12, p. 1376–1386 , Dez. 2014.
- BENINDE, Joscha; VEITH, Michael; HOCHKIRCH, Axel. Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters* v. 18, n. 6, p. 581–592 , Jun. 2015.
- BRASIL (Ed.). O corredor central da mata atlântica: uma nova escala de conservação da biodiversidade. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conservação Internacional e Fundação SOS Mata Atlântica, 2006. p. 46. Disponível em:
<http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_corredores/_publicacao/109_publicacao10072009110911.pdf>. Acesso em: 14 fev. 2019. 85-7738-014-9.
- BUSH, Judy; DOYON, Andréanne. Building urban resilience with nature-based solutions: How can urban planning contribute? *Cities (London, England)* v. 95, p. 102483 , Dez. 2019.
- CAMPBELL, Kathryn et al. Strengthening international cooperation for health and biodiversity. *Ecohealth* v. 8, n. 4, p. 407–409 , Dez. 2011.
- CHILDERS, Daniel L. et al. Urban Ecological Infrastructure: An inclusive concept for the non-built urban environment. *Elementa: Science of the Anthropocene* v. 7 , 1 Jan. 2019.
- COHEN, Daniel Aldana. The Rationed City: The Politics of Water, Housing, and Land Use in Drought-Parched São Paulo. *Public Culture* v. 28, n. 2 79, p. 261–289 , Mai 2016.
- CONAMA/BRASIL. RESOLUÇÃO CONAMA no 9, de 24 de outubro de 1996. Publicada no DOU no 217, de 7 de novembro de 1996, Seção 1, páginas 23069-23070. Disponível em:
<<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=208>><http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=208>>. Acesso em: 13 jan. 2019.
- COOPER, Richard J.; HISCOCK, Kevin M.; LOVETT, Andrew A. Mitigation measures for water pollution and flooding. In: VON HAAREN, Christina; LOVETT, Andrew A.; ALBERT, Christian (Eds.). . *Landscape Planning with Ecosystem Services: Theories and Methods for Application in Europe*. Landscape Series. Dordrecht: Springer Netherlands, 2019. 24 v. p. 359–379. 978-94-024-1679-4.

DABNEY, Seth M.; MOORE, Matthew T.; LOCKE, Martin A. Integrated management of in-field, edge-of-field, and after-field buffers. *Journal of the American Water Resources Association* v. 42, n. 1, p. 15–24, Fev. 2006.

DEPIETRI, Yaella; MCPHEARSON, Timon. Integrating the Grey, Green, and Blue in Cities: Nature-Based Solutions for Climate Change Adaptation and Risk Reduction. In: KABISCH, Nadja et al. (Eds.). *Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas. Theory and practice of urban sustainability transitions*. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 91–109. 978-3-319-53750-4.

DÍAZ, Sandra et al. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology* v. 4, n. 8, p. e277, 15 Ago. 2006.

ETHERINGTON, Thomas R. Least-Cost Modelling and Landscape Ecology: Concepts, Applications, and Opportunities. *Current Landscape Ecology Reports* v. 1, n. 1, p. 40–53, Mar. 2016.

FAGAN, William F.; CALABRESE, Justin M. Quantifying connectivity: balancing metric performance with data requirements. In: CROOKS, Kevin R.; SANJAYAN, M (Eds.). *Connectivity Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. p. 297–317. 9780511754821.

GRIMM, Nancy B et al. Global change and the ecology of cities. *Science* v. 319, n. 5864, p. 756–760, 8 Fev. 2008.

GUZMÁN WOLFHARD, Lorena Valeria; RAEDIG, Claudia. Connectivity conservation management: linking private protected areas. In: NEHREN, Udo et al. (Eds.). *Strategies and Tools for a Sustainable Rural Rio de Janeiro. Springer series on environmental management*. Cham: Springer International Publishing, 2019. p. 155–171. 978-3-319-89643-4.

HADDAD, Nick M et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* v. 1, n. 2, p. e1500052, 20 Mar. 2015.

HE, Chunyang et al. Alternative future analysis for assessing the potential impact of climate change on urban landscape dynamics. *The Science of the Total Environment* v. 532, p. 48–60, 1 Nov. 2015.

HOFMAN, Maarten P.G. et al. Enhancing conservation network design with graph-theory and a measure of protected area effectiveness: Refining wildlife corridors in Belize, Central America. *Landscape and Urban Planning* v. 178, p. 51–59, Out. 2018.

HONG, Wuyang et al. Sensitivity evaluation and land-use control of urban ecological corridors: A case study of Shenzhen, China. *Land Use Policy* v. 62, n. 62, p. 316–325, Mar. 2017.

HORTON, Richard. Offline: COVID-19 is not a pandemic. *The Lancet* v. 396, n. 10255, p. 874, 26 Set. 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 17 fev. 2021.

IBGE. Malha Municipal - IBGE. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/15774-malhas.html?=&t=o-que-e>>. Acesso em: 23 fev. 2021.

IPBES. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Zenodo p. 56 , 2019.

IPBES. Workshop Report on Biodiversity and Pandemics of the Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). Zenodo , 2020.

LAURANCE, William F. Conserving the hottest of the hotspots. *Biological Conservation* v. 142, n. 6, p. 1137 , Jun. 2009.

LI, Feng et al. Urban ecological infrastructure: an integrated network for ecosystem services and sustainable urban systems. *Journal of Cleaner Production* , Fev. 2016.

LOVELL, Sarah Taylor; TAYLOR, John R. Supplying urban ecosystem services through multifunctional green infrastructure in the United States. *Landscape Ecology* v. 28, n. 8, p. 1447–1463 , Out. 2013.

MACEDO, Diego R et al. Development and validation of an environmental fragility index (EFI) for the neotropical savannah biome. *The Science of the Total Environment* v. 635, p. 1267–1279 , 1 Set. 2018.

MARTENSEN, Alexandre C.; PIMENTEL, Rafael G.; METZGER, Jean Paul. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation* v. 141, n. 9, p. 2184–2192 , Set. 2008.

MARTENSEN, Alexandre Camargo et al. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology* v. 26, n. 6, p. 1100–1111 , Dez. 2012.

MARTON, J M et al. Geographically isolated wetlands are important biogeochemical reactors on the landscape. *Bioscience* v. 65, n. 4, p. 408–418 , 1 Abr. 2015.

MCDONALD, Robert I.; KAREIVA, Peter; FORMAN, Richard T.T. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation* v. 141, n. 6, p. 1695–1703 , Jun. 2008.

MCKINNEY, MICHAEL L. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *Bioscience* v. 52, n. 10, p. 883 , 2002.

MCKINNEY, Michael L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* v. 127, n. 3, p. 247–260 , Jan. 2006.

MEEROW, Sara. The politics of multifunctional green infrastructure planning in New York City. *Cities (London, England)* v. 100, p. 102621 , Mai 2020.

MELLO, Kaline De et al. Cenários ambientais para o ordenamento territorial de áreas de preservação permanente no município de Sorocaba, SP. *Revista Árvore* v. 38, n. 2, p. 309–317 , Abr. 2014.

MELLO, Kaline De et al. Multicriteria evaluation for protected area definition aiming at water quality improvement. *Floresta e Ambiente* v. 25, n. 3 , 28 Mai 2018.

MELLO, Kaline De et al. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management* v. 270, p. 110879 , Set. 2020.

MELLO, Kaline De; TOPPA, Rogério Hartung; CARDOSO-LEITE, Eliana. Priority areas for forest conservation in an urban landscape at the transition between atlantic forest and cerrado. *CERNE* v. 22, n. 3, p. 277–288 , Set. 2016.

MELLO, Kaline; RANDHIR, Timothy. Diagnosis of water crises in the metropolitan area of São Paulo: policy opportunities for sustainability. *Urban Water Journal* v. 15, n. 1, p. 53–60 , 2 Jan. 2018.

OUYANG, Zhiyun et al. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital. *Science* v. 352, n. 6292, p. 1455–1459 , 17 Jun. 2016.

PALMER, Margaret; RUHL, Albert. Linkages between flow regime, biota, and ecosystem processes: Implications for river restoration. *Science* v. 365, n. 6459 , 20 Set. 2019.

PARKS, Sean A; MCKELVEY, Kevin S; SCHWARTZ, Michael K. Effects of weighting schemes on the identification of wildlife corridors generated with least-cost methods. *Conservation Biology* v. 27, n. 1, p. 145–154 , Fev. 2013.

PICHARILLO, CAROLINE; RANIERI, VICTOR EDUARDO LIMA. Payment for environmental services: guidelines for identifying priority areas focusing on biodiversity*. *Ambiente & sociedade* v. 22 , 2019.

PINTO, N; KEITT, T H. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. *Landscape Ecology* v. 24, p. 253–266 , 1 Jan. 2009.

RIBEIRO, John Wesley et al. LandScape Corridors (Is corridors): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. *Methods in Ecology and Evolution* v. 8, n. 11, p. 1425–1432 , Nov. 2017.

RIBEIRO, Marina Pannunzio; MELLO, Kaline De; VALENTE, Roberta Avena. Avaliação da estrutura da paisagem visando à conservação da biodiversidade em paisagem urbanizada. *Ciência Florestal* v. 30, n. 3, p. 819–834 , 1 Set. 2020a.

RIBEIRO, Marina Pannunzio; MELLO, Kaline De; VALENTE, Roberta Avena. Urban ecological network. *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades* v. 8, n. 68 , 22 Dez. 2020b.

RICHARDS, Daniel R.; EDWARDS, Peter J. Using water management infrastructure to address both flood risk and the urban heat island. *International Journal of Water Resources Development* v. 34, n. 4, p. 1–9 , 22 Ago. 2017.

SAURA, Santiago; BODIN, Örjan; FORTIN, Marie-Josée. Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology* v. 51, n. 1, p. 171–182 , Fev. 2014.

SAURA, Santiago; RUBIO, Lidón. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* , Jan. 2010.

ŞEKERCIOĞLU, Çağan H. et al. Tropical countryside riparian corridors provide critical habitat and connectivity for seed-dispersing forest birds in a fragmented landscape. *Journal of ornithology / DO-G* v. 156, n. S1, p. 343–353 , Dez. 2015.

SHANAHAN, D F et al. The Health Benefits of Urban Nature: How Much Do We Need? *Bioscience* v. 65, n. 5, p. 476–485 , 1 Mai 2015.

SMITH, Welber Senteio et al. Urban biodiversity: how the city can do its management? *Biodiversity International Journal* v. 2, n. 2, p. 246–251 , 11 Mai 2018.

SOROCABA. Prefeitura Municipal de Sorocaba. Disponível em: <<https://www.sorocaba.sp.gov.br/>>. Acesso em: 24 fev. 2021.

SWEENEY, Bernard. W. Streamside forests and the physical, chemical, and trophic characteristics of piedmont streams in eastern north america. *Water Science and Technology* v. 26, n. 12, p. 2653–2673 , 1 Dez. 1992.

TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB. Disponível em: <<http://www.teebweb.org/publication/mainstreaming-the-economics-of-nature-a-synthesis-of-the-approach-conclusions-and-recommendations-of-teeb/>>. Acesso em: 7 ago. 2020.

THE LANCET PLANETARY HEALTH. A Pandemic Era. *The Lancet. Planetary Health* v. 5, n. 1, p. e1 , Jan. 2021.

UEZU, Alexandre; METZGER, Jean Paul. Time-Lag in Responses of Birds to Atlantic Forest Fragmentation: Restoration Opportunity and Urgency. *Plos One* v. 11, n. 1, p. e0147909 , 28 Jan. 2016.

UN-HABITAT. The New Urban Agend. [S.l.]: United Nations Human Settlements Programme (UN-Habitat), 2020. Disponível em: <<http://www.unhabitat.org>>. Acesso em: 17 jan. 2021.978-92-1-132869-1.

UN; WHO (Eds.). Integrating health in urban and territorial planning: a sourcebook . Geneva: UN-Habitat and World Health Organization, 2020. Disponível em:

<https://unhabitat.org/sites/default/files/2020/05/1-final_highres_20002_integrating_health_in_urban_and_territorial_planning_a_sourcebook.pdf>. Acesso em: 4 jun. 2020. 978-92-4-000317-0.

VALENTE, Roberta Aversa; PETEAN, Felipe Coelho de Souza; VETTORAZZI, Carlos Alberto. MULTICRITERIA DECISION ANALYSIS FOR PRIORITIZING AREAS FOR FOREST RESTORATION. *CERNE* v. 23, n. 1, p. 53–60 , Mar. 2017.

WHEELER, M et al. Sports and urban biodiversity: framework for achieving mutual benefits for nature and sports in cities. Gland, Switzerland: IUCN, International Union for Conservation of Nature, 2020. 9782831720784.