

ARTIGOS TÉCNICOS, NOTA TÉCNICA E REVISÃO DE LITERATURA

- Modelagem computacional de ressalto hidráulico em canal urbano
- Avaliação da coagulação/floculação como pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando coagulantes químico e natural.
- Caracterização de lodo anaeróbio produzido em reatores de manta de lodo de baixo tempo de retenção sólidos
- Estudo do crescimento da microalga *Scenedesmus acuminatus* (Lagerheim) Chodat 1902 em águas residuárias
- Flotação por ar dissolvido aplicada no tratamento de efluente de leitos de drenagem
- Oposição e mecanismos de compensação econômica para aterros sanitários
- Implantação de planilha de controle para coleta de dados de qualidade de água de córregos na região Norte de São Paulo
- Prospecção das Interdependências entre Água, Energia e Alimento no Brasil
- Simulação do decaimento de cloro residual livre em reservatórios de distribuição de água
- Otimização da remoção de nutrientes em sistema de zona de raízes por meio do uso de argila expandida e carvão ativado granular no leito filtrante
- Aplicação do Modelo Força Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta (FPEIR) para Gestão dos Recursos Hídricos em João Pessoa-PB
- Fármacos em águas residuárias: efeitos ambientais e remoção em wetlands construídos
- Avaliação da toxicidade do lodo de estação de tratamento de água e esgoto, antes e após vermicompostagem, usando teste de germinação com semente de alface (*Lactuca sativa*)

A Revista DAE é classificada pelo QUALI/CAPES como periódico B2 na área de engenharia 1 e está adicionada/indexada nas seguintes bases:



editorial

Prezados leitores,

A revista DAE é o periódico de engenharia sanitária mais antigo do Brasil, com sua primeira edição datada de 1936, por isso é sempre importante conhecer um pouco da sua história. Concebida no conceito de acesso aberto (open access), a revista não cobra taxas de processamento nem de submissão de artigos e oferece acesso livre imediato ao seu conteúdo, seguindo o princípio de que disponibilizar gratuitamente o conhecimento científico ao público proporciona maior democratização mundial do conhecimento. A Revista DAE conta com um software de acesso livre (Open Resource), que atende a boa parte dos requisitos das principais bases de indexação, estando já indexadas a Latindex, ULRICHSWEB, Portal de Periódicos da CAPES, LIVRE e ao diretório Diadorim. A Revista DAE encontra-se técnica e financeiramente sob a responsabilidade da Sabesp (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), sendo considerada um de seus braços de *Open Innovation*. Procura manter total imparcialidade e transparência no sistema de submissão e aprovação de artigos, seguindo rígidas regras de qualificação determinadas pela Capes (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), instituição que avalia os periódicos científicos brasileiros. Todo o processo de revisão dos artigos é feito no conceito duplo-cego, em que os revisores não sabem o nome dos autores do trabalho e os autores não sabem o nome dos revisores. Na busca da melhoria contínua, estamos reforçando todos os nossos esforços para elevá-la à melhor categoria possível, de forma a atender e superar as expectativas de nossos leitores, autores pareceristas e todos os colaboradores. A partir desta edição, ampliamos o número de páginas de 130 para 180, com o objetivo de acelerar a publicação de nosso banco de artigos de aprovados. Desejamos a todos uma excelente leitura!



Engª Cristina Knorich Zuffo

EDITORA-CHEFE

Missão

A Revista DAE tem por objetivo a publicação de artigos técnicos e científicos originais nas áreas de saneamento e meio ambiente.

Histórico

Iniciou-se com o título Boletim da Repartição de Águas e Esgotos (RAE), em 1936, prosseguindo assim até 1952, com interrupções em 1944 e 1945. Não circulou em 1953. Passou a denominar-se Boletim do Departamento de Águas e Esgotos (DAE) em 1954 e Revista do Departamento de Águas e Esgotos de 1955 a 1959. De 1959 a 1971, passou a denominar-se Revista D.A.E. e, a partir de 1972, Revista DAE. Houve, ainda, interrupção de 1994 a 2007. Relançada em 2007 a revista está qualificada pela CAPES como periódico B2 e está indexada a dois diretórios: Latindex e Diadorim.

Publicação

Trimestral (janeiro, abril, julho e outubro)

Diretoria de Tecnologia, Empreendimentos e Meio Ambiente – T
Superintendência de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação Tecnológica –
TX

Rua Costa Carvalho, 300 – Pinheiros – 05429 000

São Paulo – SP – Brasil

Tel (11) 3388 9422 / Fax (11) 3814 5716

Editora-Chefe

MSc Engenheira Cristina Knorich Zuffo

Editora Científica.

MSc Engenheira Iara Regina Soares Chao

Conselho Editorial

Prof. Dr. Pedro Além Sobrinho (Universidade de São Paulo – USP), Prof. Dr. Cleverton Vitório Andreoli (Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar), Prof. Dr. José Roberto Campos (USP), Prof. Dr. Dib Gebara (Universidade Estadual Paulista – Unesp), Prof. Dr. Eduardo Pacheco Jordão (Universidade Federal do Rio de Janeiro), Prof. Dr. Rafael Kospchitz Xavier Bastos (Universidade Federal de Viçosa), Prof. Dr. Wanderley S. Paganini (Faculdade de Saúde Pública da USP), Profª. Drª. Emilia Wanda Rutkowskí (Universidade Estadual de Campinas – Unicamp), Prof. Dr. Marcos Tadeu (USP), Profª. Drª. Dione Mari Morita (Escola Politécnica da USP), Profª. Drª. Angela Di Bernardo Dantas (Universidade de Ribeirão Preto/UNAERP). Coordenação da Eng. Cristina Knorich Zuffo (Sabesp).

Idiomas

Serão aceitos artigos escritos em português e inglês

Projeto Gráfico, Diagramação e Revisão

Beatriz Martins Gomes 29772393832

ISSN 0101-6040

As opiniões e posicionamentos expressos nos artigos são de total responsabilidade de seus autores e não significam necessariamente a opinião da Revista DAE ou da Sabesp.

Veja a revista eletrônica na internet:

<http://www.revistadae.com.br>

Óleo e água não se misturam

A solução é reciclar

Não jogue óleo na rede de esgoto ou no solo, nem em ralos e vasos sanitários.

Cada litro de óleo de fritura pode poluir até 25 mil litros de água, se descartado de forma errada.

Uma solução mais responsável e ecológica é reciclar para fabricar sabão e biocombustível.

Ao se desfazer do óleo usado, utilize garrafas PET usadas, embalagens de amaciantes ou de sucos.

Leve seu óleo usado até um dos pontos de coleta para que seja descartado de forma correta.

Conheça o PROL - Programa de Reciclagem de Óleo de Fritura no site www.sabesp.com.br



Capa Crédito: ACERVO SABESP - Serra da Mantiqueira

nesta edição

ARTIGOS TÉCNICOS, NOTAS TÉCNICAS E REVISÃO DE LITRATURA

7 Modelagem computacional de ressalto hidráulico em canal urbano
Computer modeling of hydraulic jump in urban channel

17 Avaliação da coagulação/floculação como pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando coagulantes químico e natural
Post-treatment of landfill leachate by coagulation/flocculation using chemical and natural coagulants

24 Caracterização de lodo anaeróbio produzido em reatores de manta de lodo de baixo tempo de retenção sólidos
Characterization of anaerobic sludge produced on short solid retention time reactor

35 Estudo do crescimento da microalga *Scenedesmus acuminatus* (Lagerheim) Chodat 1902 em águas residuárias
Study of the growth of Microalgae Scenedesmus acuminatus (Lagerheim) Chodat 1902 in Wastewater

49 Flotação por ar dissolvido aplicada no tratamento de efluente de leitos de drenagem
Dissolved air flotation applied to drainage effluent treatment

65 Oposição e mecanismos de compensação econômica para aterros sanitários
Opposition and mechanisms of economic compensation to solid waste disposal facilities

78 Implantação de planilha de controle para coleta de dados de qualidade de água de córregos na região Norte de São Paulo
Implementation of control scheme for water quality data collection of streams in the North region of São Paulo city

86 Prospecção das Interdependências entre Água, Energia e Alimento no Brasil
Prospecting the Nexus of Food, Energy and Water in Brazil

92 Simulação do decaimento de cloro residual livre em reservatórios de distribuição de água
Simulation of free residual chlorine decay in water distribution reservoirs

104 Otimização da remoção de nutrientes em sistema de zona de raízes por meio do uso de argila expandida e carvão ativado granular no leito filtrante
Optimization of nutrient removal in root zone system through the use of expanded clay and granular activated carbon in media filter

118 Aplicação do Modelo Força Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta (FPEIR) para Gestão dos Recursos Hídricos em João Pessoa-PB
Driver-Pressure-State-Impact-Response Framework Applied to Water Resources Management in João Pessoa City-PB

137 Fármacos em águas residuárias: efeitos ambientais e remoção em wetlands construídos
Pharmaceuticals in wastewater: environmental effects and removal in constructed wetlands

156 Avaliação da toxicidade do lodo de estação de tratamento de água e esgoto, antes e após vermicompostagem, usando teste de germinação com semente de alface (*Lactuca sativa*)
Sludge toxicity assessment of water and sewage treatment plant before and after vermicomposting, using germination test with lettuce seed (Lactuca sativa)

168 PUBLICAÇÕES

169 EVENTOS

Modelagem computacional de ressalto hidráulico em canal urbano

Computer modeling of hydraulic jump in urban channel

• **Data de entrada:**
25/09/2017

• **Data de aprovação:**
26/02/2018

Francisco Guedes Cavalcante* / Paulo Roberto Lacerda Tavares / Renato de Oliveira Fernandes / Pétrus Eduardo Feliciano de Sá

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.028>

Resumo

Com o objetivo de avaliar o processo de transição de regime, apresentam-se discussões sobre a geração de ressalto hidráulico em um canal urbano, avaliando os efeitos da variação de rugosidade das paredes e da declividade longitudinal do canal, por meio de modelagem computacional, utilizando o software HEC-RAS. De forma específica, analisam-se simulações na porção artificial de canal do rio Granjeiro, localizado no município do Crato, no Estado do Ceará, Brasil. Considerando que o canal se caracteriza, longitudinalmente, por dois trechos com declividades diferentes, foram avaliados cenários com diferentes rugosidades da parede do canal. A análise evidenciou que a modificação na rugosidade por meio de uma completa reforma nas paredes do canal desloca a formação do ressalto hidráulico para uma posição 340 m a jusante, mas ainda localizando-se na parte urbana do canal.

Palavras-chave: Ressalto Hidráulico. HEC-RAS. Rugosidade.

Abstract

In order to evaluate the regime transition process, we present discussions about the hydraulic jump generation in an urban canal, evaluating the effects of the wall roughness variation and the longitudinal slope of the canal, through computational modeling, using the software HEC-RAS. Specifically, simulations are analyzed in the artificial portion of the Granjeiro river channel, located in the city of Crato, State of Ceará, Brazil. Considering that the channel is characterized, longitudinally, by two stretches with different slopes, and scenarios with different roughness of the channel wall were evaluated. The analysis showed that the change in roughness through a complete remodeling of the canal walls displaces the formation of the hydraulic jump to a position 340 m downstream, but still located in the urban part of the canal.

Keywords: Hydraulic Jump. HEC-RAS. Roughness.

Francisco Guedes Cavalcante – Graduado em Engenharia Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - Campus Juazeiro do Norte. Mestre em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) pela Universidade Federal do Ceará.

Paulo Roberto Lacerda Tavares – Doutor em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) pela Universidade Federal do Ceará. Professor Adjunto IV da Universidade Federal do Cariri, no curso de graduação em Engenharia Civil. Professor do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará.

Renato de Oliveira Fernandes – Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Campina Grande. Doutor em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) pela Universidade Federal do Ceará. Professor Adjunto da Universidade Regional do Cariri.

Pétrus Eduardo Feliciano de Sá – Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Cariri. Mestrando em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) pela Universidade Federal do Ceará.

***Endereço para correspondência:** Rua Domingos Coelho Correia, Barbalha, CE. E-mail fguedes100@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Estudos de modelagem hidráulica em canais artificiais são essenciais para projetos de drenagem urbana. Os problemas associados a um sistema de drenagem urbana ineficiente são diversos, entre os quais inundações de áreas baixas e erosão das superfícies de canais e de solos, podendo causar prejuízos sociais, ambientais e econômicos.

Os modelos computacionais de modelagem hidrológica e hidráulica têm ganhado espaço devido à crescente evolução da capacidade de processamento dos hardwares, o que tem permitido a utilização mais frequente dessa ferramenta e vem se tornando uma alternativa cada vez mais interessante (ARAÚJO FILHO; OTA, 2016).

Existem várias ferramentas computacionais para modelagem hidráulica de canais, entre as quais pode ser destacado o modelo *Hydrologic Enginnering Center's River Analisis System* - HEC-RAS (USACE, 2010). O HEC-RAS consiste em um software que permite o cálculo hidráulico de escoamento unidimensional, em regime permanente e não permanente, para canais naturais e artificiais. Os cálculos podem ser realizados em regimes subcrítico, supercrítico e misto, em que poderão ocorrer mudanças do regime torrencial para fluvial ou de fluvial para torrencial.

As aplicações do HEC-RAS como ferramenta para estudos de escoamento em canais naturais ou artificiais são várias, entre as quais podemos citar Cabral, Campos e Silveira (2016), que utilizaram uma integração entre HEC-RAS e HEC-HMS com um SIG para obter informações acerca da área de inundação provocada pela cheia do Rio Granjeiro, Crato, Ceará. Fernandez, Mourato e Moreira (2013) utilizaram o HEC-RAS em comparação com LISFLOOD-FP, na delimitação de zonas inundáveis, no rio Lis, Portugal. Oliveira et al. (2016) utilizaram o HEC-RAS para determinar o limite da faixa de inundação para o parque linear do córrego macambira em Goiânia. Calçada et al.

(2004) recorreram ao HEC-RAS para proceder à delimitação de áreas inundáveis em Timor Leste. Rao e Hromadka II (2016) utilizaram o modelo HEC-RAS e o WSPG em modelagem numérica de escoamento rapidamente variado. Ead e Rajaratnam (2002) buscaram entender os efeitos da rugosidade da parede do canal na formação dos ressaltos hidráulicos e concluíram que o aumento da rugosidade favorece a ocorrência e reduz o comprimento do ressalto hidráulico em relação aos formados em canais de paredes lisas.

O ressalto hidráulico é um fenômeno que se caracteriza pela superfície da água que sobe abruptamente _formam-se rolos de superfície com grande quantidade de energia dissipada (CHAUDHRY, 2008). A variação da declividade longitudinal e a rugosidade do canal interferem na formação do ressalto hidráulico. Particularmente em canais íngremes, o ressalto hidráulico pode ser classificado em quatro tipos: *A-Jump*, quando tem formação no início do aclave; *B-Jump*, se ocorre sobre parte do aclave; *C-Jump*, se coincide com o início do aclave e *D-Jump*, se iniciar e terminar sobre a parte inclinada do canal (KATEB; DEBABECHE; RIGUET, 2015). Esses tipos de ressaltos têm sido objeto de muitas pesquisas. Carollo, Ferro e Pampalone (2012), por exemplo, propuseram uma nova equação para o cálculo do comprimento de ressalto produzido em canais rugoso e do tipo *B-Jump*. Bejestan e Shokrian (2014), seguindo a mesma tendência, desenvolveram uma expressão matemática para a relação de profundidade alternada de *B-Jump* em leito inclinado.

O ressalto hidráulico é uma das formas mais comuns de dissipação de energia nos escoamentos em canais (TRIERWEILER NETO, MARQUES, 2008). As flutuações de pressões, de velocidades e do nível da água geram turbulências no escoamento que são características do processo de dissipação de energia (DAI et al. 2016). Nes-

se sentido, graves problemas podem ocorrer em canais urbanos devido à dissipação localizada de energia. Tais problemas estão associados à destruição do canal e a alagamentos das áreas marginais à jusante, com elevado risco de produzir danos físicos e materiais à população.

Este estudo apresenta discussões sobre a geração de ressalto hidráulico em um canal urbano, avaliando a variação de rugosidade das paredes e da declividade longitudinal do canal, por meio de modelagem computacional, utilizando o software HEC-RAS. De forma específica, analisam-se simulações na porção artificial de canal do rio Granjeiro, localizado no município do Crato, Estado do Ceará, Brasil. O canal caracteriza-se, longitudinalmente, por dois trechos com declivi-

dades diferentes, e foram avaliados cenários com diferentes rugosidades da parede do canal.

2 MATERIAS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo corresponde a todo o trecho do canal do Rio Granjeiro que teve parte da calha de solo natural substituída por concreto (Figura 1) em decorrência dos danos causados pela cheia do ano de 2011. O canal atravessa o centro urbano do município de Crato-CE, abrangendo parte do bairro Pimenta, o bairro do Centro e pequena parte do bairro Palmeiral, com extensão de aproximadamente 2.240 metros.

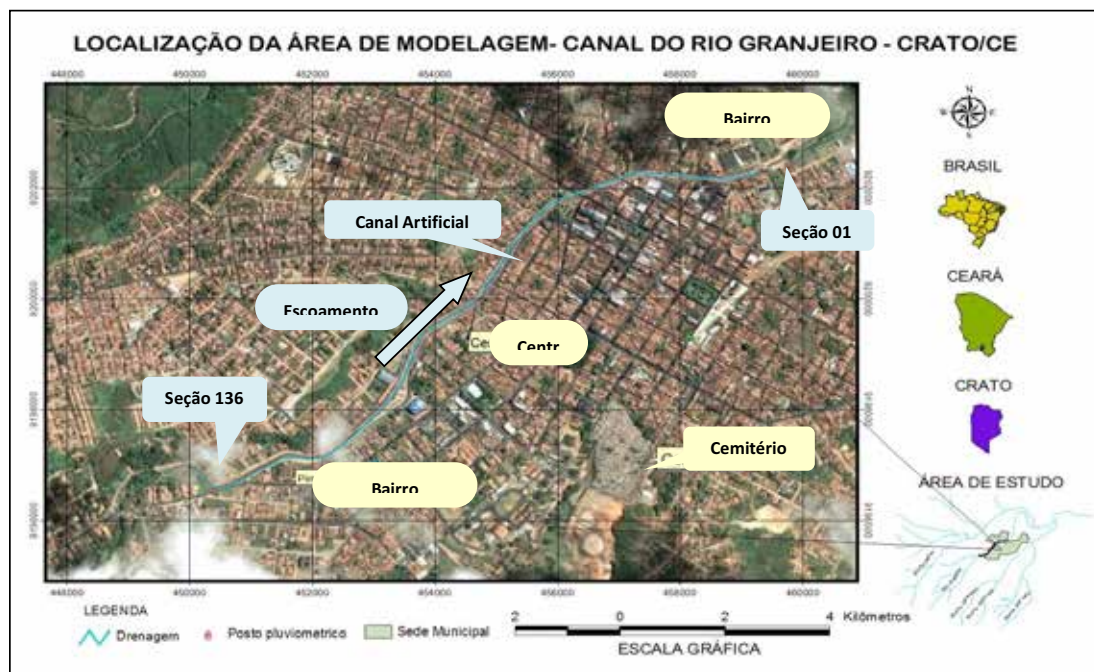


Figura 1: Localização da área de modelagem (Silva, 2013).

O canal do Rio Granjeiro está localizado entre as coordenadas UTM's E-453378 N-9199841, DATUM SIRGAS 2000, com altitude ortométrica de 459,43 metros em formato trapezoidal. No primeiro quilômetro se concentraram os maiores danos da cheia de 2011, e no trecho erodido o

solo natural teve que ser estabilizado e recomposto (Figura 2). Após a reconstrução do canal, além da seção padrão trapezoidal (Figura 2A), outra seção foi construída (Figura 2B). Dessa forma, a seção transversal do canal não é uniforme e apresenta trechos com estreitamento do leito.

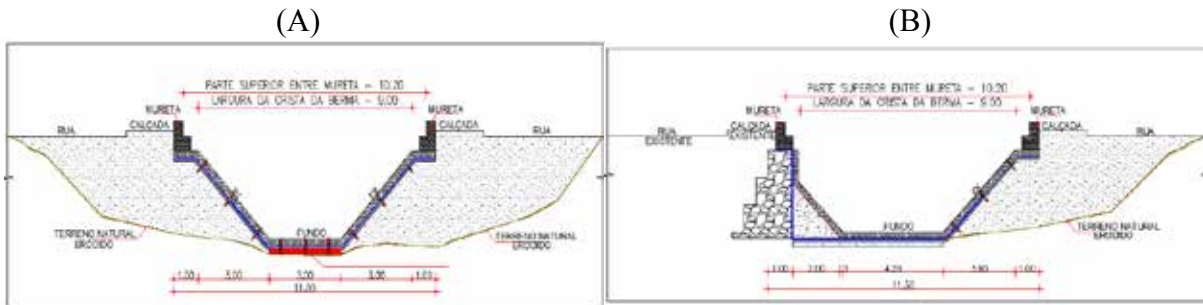


Figura 2: Representação da seção padrão do canal com indicação do solo que foi necessário recompor (A) e seção transversal do trecho do reformado (B).

2.2 Dados observados e simulação da vazão afluente ao canal.

Para modelagem do comportamento hidrológico e hidráulico da bacia hidrográfica, foram necessários dados hidrológicos observados e morfométricos. Assim, para suprir parte desses dados, que estão ausentes na maioria das bacias urbanas, é comum utilizar técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento com auxílio dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) (ex. RIBEIRO; LIMA, 2011, AMARAL; RIOS, 2012).

Os dados morfométricos da bacia hidrográfica e do canal em estudo foram obtidos por meio do ArcGIS 9.3 integrado com a extensão HEC-GeoRAS e o apoio do *software* GPS TrackMaker Pro (SILVA, 2013). Além disso, foram lançadas sobre o traçado discretizado pelo HEC-RAS 136 seções transversais, com dados de campo, obtidas de levantamento geodésico concedido pelo Departamento de Arquitetura e Engenharia do Ceará (DAE-CE). As 136 seções foram enumeradas em ordem decrescente, de montante para jusante. Conside-

rando as declividades longitudinais, o canal foi dividido em dois trechos. O trecho 1 compreende a parte reformada e corresponde ao comprimento da seção 41 até a seção 136 (mais a montante), totalizando 935m, com declividade de 0,0268 m/m. O trecho 2 possui comprimento de 1.305m, declividade de 0,0061 m/m, estando entre a seção 1 (ponto mais a jusante) e a seção 41.

A vazão afluente ao canal foi obtida pelo *software* HEC-HMS por meio do método do SCS (USDA, 1986). No método SCS, a geração do escoamento superficial direto é determinada a partir da precipitação acumulada em um evento específico e da retenção potencial do solo (equações I e II).

$$Pe = \frac{(P - 0,2.S)^2}{P + 0,8.S}, \text{ se } P > 0,2.S \quad (I)$$

$$S = \frac{25.400}{CN} - 254 \quad (II)$$

Em que: P_e é a precipitação efetiva, ou escoamento superficial (mm); P é a precipitação acumulada de um evento (mm); S é a retenção potencial do solo (mm) e CN é chamado de “número da curva” (adimensional).

O valor do Número da Curva (CN) médio foi obtido pela caracterização do uso e ocupação da bacia hidrográfica. Para a modelagem da vazão, adotaram-se as seguintes considerações: (i) evento de chuva com período de retorno de 50 anos; (ii) distribuição espacial uniforme da precipitação por toda a bacia; (iii) distribuição temporal da precipitação pelo o método do hietograma dos blocos alternados; (iv) chuva máxima estimada pela equação de chuvas intensas do município do Crato e (v) duração do evento igual ao tempo de concentração da BHG, que contempla a vazão máxima no seu exutório, calculado pelo método do SCS. O tempo de simulação foi de 4 horas e houve verificação dos dados a cada dois minutos, sem considerar armazenamento no rio. A caracterização e o estudo hidrológico da bacia do Rio Granjeiro foram realizados por Moreira (2013).

A vazão afluyente ao canal nos trechos selecionados (trecho 1 e 2) para o período de retorno de 50 anos foi de 256,3 m³/s. O valor do período de retorno adotado é muito usado para projeto de

drenagem em áreas urbanas residenciais e comerciais, como é o caso da área de estudo.

2.3 Modelagem hidráulica

A fim de avaliar o comportamento do ressalto hidráulico sob condições de mudanças de rugosidade e declividade longitudinal do canal, foram realizadas duas simulações no HEC-RAS. Uma simulação foi feita com o canal na condição atual (simulação 1), considerando o valor de 0,013 para o coeficiente de Manning nos taludes laterais e fundo do canal no trecho reformado (trecho 1) e que corresponde cerca de 40% da extensão do canal. A declividade longitudinal média desse trecho é de 0,0268 m/m. Nos 60% restantes (trecho 2), com 0,0061 m/m de declividade e que não recebera reforma, adotou-se um coeficiente de rugosidade de 0,013 apenas para os taludes laterais e 0,023 para o fundo do canal (Tabela 1).

A simulação 2 avaliou a possibilidade de reconstrução total do canal em concreto pré-moldado, mantendo as declividades de cada trecho, leito limpo e coeficiente de rugosidade de 0,013 para toda a extensão e superfície. Os valores de rugosidades adotados nas duas simulações são os valores recomendados na literatura técnica (BAPTISTA; LARA, 2003).

Tabela 01: Descrição dos parâmetros usados nas simulações.

| Simulação | Trecho 1 (L=935m) | | | Trecho 2 (L=1.305m) | | |
|-----------|---------------------|------------------------|-------------------|---------------------|------------------------|-------------------|
| | Rugosidade do fundo | Rugosidade dos taludes | Declividade (m/m) | Rugosidade do fundo | Rugosidade dos taludes | Declividade (m/m) |
| 1 | 0,013 | 0,013 | 0,0268 | 0,023 | 0,013 | 0,0061 |
| 2 | 0,013 | 0,013 | | 0,013 | 0,013 | |

Para simular o escoamento permanente e gradualmente variado, o HEC-RAS usa as equações da energia e da continuidade em um processo iterativo para o cálculo do perfil da linha da água. A equação (III) mostra a expressão base para o cálculo da linha de energia entre duas seções transversais consecutivas (USACE-a, 2010).

$$WS_2 + \frac{\alpha_2 \cdot v_2^2}{2 \cdot g} = WS_1 + \frac{\alpha_1 \cdot v_1^2}{2 \cdot g} + h_{L(1,2)} \quad (III)$$

Em que:

WS_1, WS_2 (m): elevações da superfície da água;

α_1, α_2 : coeficiente de ponderação das velocidades;

v_1, v_2 (m/s): velocidades médias;

g (m/s²): aceleração da gravidade;

$h_{L(1,2)}$ (m): perda de carga hidráulica entre as seções.

A equação da força específica (Equação IV), derivada da equação do momento, é utilizada, no HEC-RAS, para determinar o tipo de regime do escoamento e para descrever a ocorrência dos ressaltos hidráulicos (USACE-b, 2010).

$$F_E = \frac{Q^2 \beta}{gA} + Ay \quad (IV)$$

Em que:

F_E (m): força específica;

A (m²): área de fluxo na qual há movimento;

β coeficiente de momento;

Q (m³/s): vazão;

y (m): profundidade da superfície da água para o centróide da área.

A avaliação da energia nas diferentes seções do canal foi realizada a partir do número de Froude (Equação V). O número de Froude igual à unidade indica que o fluxo está em estado crítico, quando é menor que a unidade o escoamento é classificado como subcrítico e quando é superior à unidade o escoamento é considerado supercrítico.

$$Fr = \frac{v}{\sqrt{gy_h}} \quad (V)$$

Em que:

Fr (adimensional): número de Froude;

v (m/s): velocidade média do escoamento;

g (m/s²): aceleração da gravidade;

y_h (m): altura hidráulica do escoamento.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A análise da energia foi feita tomando como base o número de Froude, o qual propicia a observação da mudança de regime de escoamento torrencial para fluvial ou vice e versa. De acordo com o número de Froude, para a Simulação 1 (que apresenta maior rugosidade no trecho 2), com coeficiente de Manning variando entre as laterais e o fundo do canal e período de retorno de 50 anos, a mudança de regime de torrencial para fluvial ocorre na seção 32, que se encontra a 1.220m do início do canal (Figura 3A).

Na Simulação 2, que considera o canal completamente reformado com concreto pré-moldado, a alteração de regime foi deslocada para a seção 24, que está a 1.560 m do início do canal (Figura 3B). Observa-se que nas duas situações o escoamento retorna ao regime supercrítico, mas na Simulação 1 o escoamento fluvial se processa em uma maior

extensão do canal em comparação com o escoamento fluvial na Simulação 2. Esse resultado indica, como consequência real para a Simulação 1, que a onda de inundação se inicia numa seção

mais a montante, determinando uma maior área de inundação que a obtida na Simulação 2 e, portanto, representando potencial de prejuízos mais abrangente à população ocupante da região.

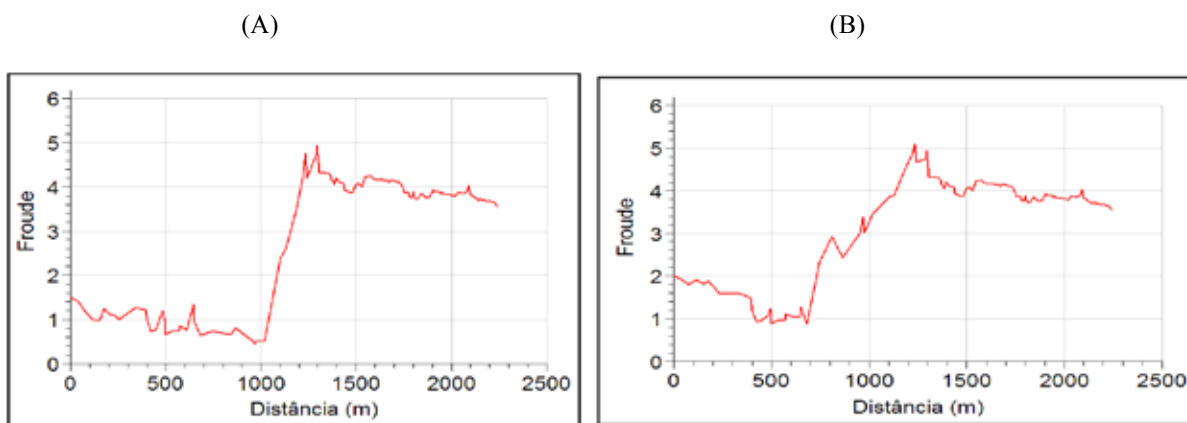


Figura 3: Distribuição longitudinal de energia no escoamento do canal rio Granjeiro, Crato, CE, representada pelo nº de Froude, associadas ao período de retorno de 50 anos na simulação 1 (A) e simulação 2 (B).

Os perfis de velocidade no escoamento mostraram que, para a Simulação 1, o valor é em média de 17,44 m/s, enquanto na simulação 2 ele aumentou para 18,69 m/s. Foi verificado, na Simulação 1, que em 42,41% das seções do canal o escoamento apresenta valores de velocidades acima de 20 m/s (Figura 4A) e 44,64% para a Simulação 2 (Figura 4B). Na figura 4 observa-se que a velocidade permanece alta até a seção de mudança do

regime do fluido em ambas as simulações. Essas verificações corroboram os dados anteriores referentes à alta energia envolvida no escoamento do canal. O fato de o fluxo possuir altas velocidades, o que geralmente implica elevadas energias, favorece a desestabilização dos taludes e o consequente desmoronamento das margens. Dessa forma, qualquer obstrução ao longo do canal oferece grande risco para a integridade do leito.

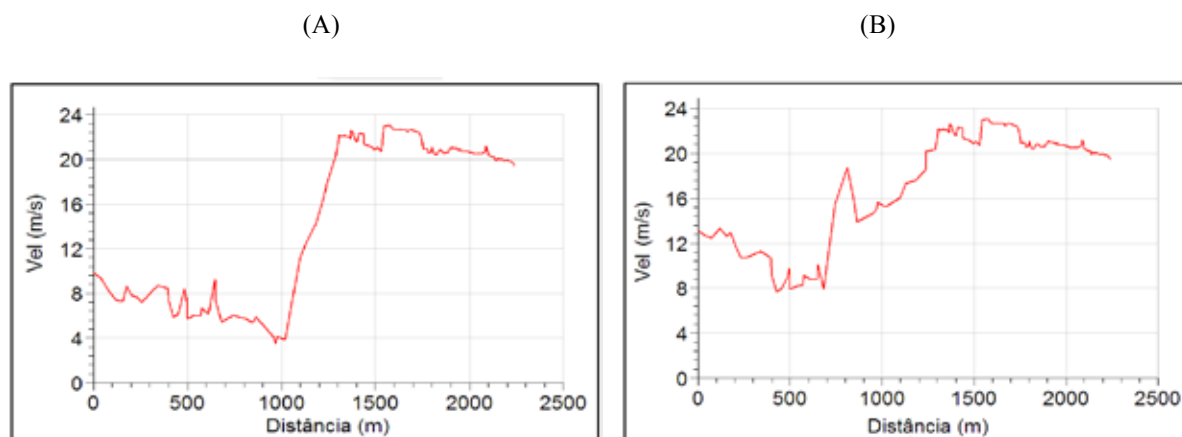


Figura 4: Distribuição longitudinal de velocidades médias no escoamento do canal rio Granjeiro, Crato, CE, associadas ao período de retorno de 50 anos na simulação 1 (A) e simulação 2 (B).

Para a classificação do tipo de ressalto hidráulico formado, avaliou-se a localização da ocorrência em relação aos trechos em declive. Ficou constatada, para ambas as simulações, que o ressalto hidráulico ocorre apenas no trecho 02, em declive, sendo, portanto, classificado como ressalto do tipo D-Jump (Figura 5A, 5B). Essa ocorrência caracteriza a concentração do fenômeno em um comprimento relativamente pequeno do canal, favorecendo um processo destrutivo bem localizado. Outro resultado que corrobora a caracte-

rística estacionária do ressalto hidráulico são os valores do número de Froude superiores a 4,5 nas seções a montante da elevação da linha d'água, onde o escoamento é supercrítico. Essa situação representa, na prática, um elevado potencial de dissipação de energia numa extensão pequena de canal e que provoca danos consideráveis à estrutura dessa parte artificial e urbana do rio Granjeiro, como pode ser observado na Figura 6, que mostra um trecho destruído do canal após o evento de chuva intensa ocorrido em janeiro de 2011.

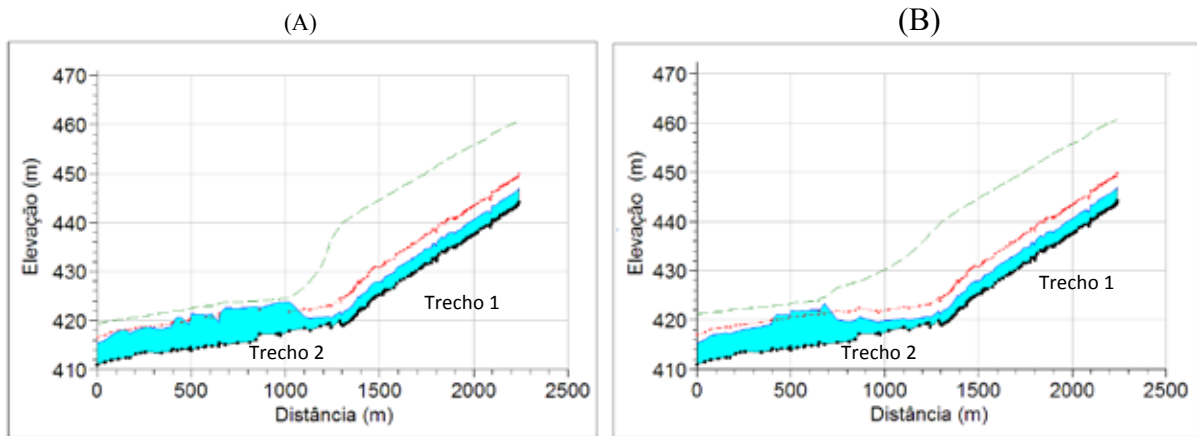


Figura 5: Representação longitudinal da elevação do escoamento no canal do rio Granjeiro, Crato, CE, associado ao período de retorno de 50 anos para a simulação 1 (A) e simulação 2 (B).



Figura 6: Canal do rio Granjeiro destruído após evento de chuva ocorrido no ano de 2011

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A modelagem computacional realizada representou a ocorrência do ressalto hidráulico no canal do rio Granjeiro, Crato, CE, e mostrou os altos valores de energia e de velocidade no escoamento superficial, que constantemente causam prejuízos na área urbana desse município.

As simulações mostraram que a elevada energia no escoamento do canal estudado é dissipada numa faixa localizada e explica, parcialmente, o processo destrutivo e de inundação provocado por eventos extremos de chuvas, como a ocorrida no ano de 2011, quando se registrou a desestabilização dos taludes, o desmoronamento das margens e o transbordamento do canal, causando prejuízos à cidade do Crato, CE, Brasil.

O estudo evidenciou que o trecho com maior declividade (trecho 1) não apresenta tendência de formação do ressalto hidráulico, e que a ocorrência desse fenômeno é totalmente no trecho de menor declividade (trecho 2). A análise também mostrou que a redução da rugosidade do fundo do canal no trecho de menor declividade com o uso do concreto como revestimento deslocaria o ressalto para uma posição 340 m a jusante do local que ocorre nas condições atuais. Apesar de a intervenção construtiva citada a dissipação da energia ocorreria na parte urbana do canal e ainda apresentaria potenciais prejuízos a população.

A análise dos resultados mostrou que a utilização de sistemas de macrodrenagem tradicionais, que se baseia apenas na condução da água, é insuficiente para a solução dos problemas de erosão e de inundação causados pela dissipação de energia associada ao ressalto hidráulico na área estudada. Para minimizar tais problemas recomenda-se combinar intervenções estruturais, que historicamente são usadas, com intervenções não estruturais, como, por exemplo, o planejamento do uso e da ocupação do solo para favorecer a infiltração de água e reduzir as vazões afluentes ao canal.

5 AGRADECIMENTOS

Ao Laboratório de Hidroinformática da Universidade Federal do Cariri (UFCA) pelo suporte técnico, e ao Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento Científico (CNPq) pelo aporte financeiro por meio do processo 134028/2015-5.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMARAL, A. B.; RIOS, A. S. Geoprocessamento: Mapeamento do uso e ocupação do solo no alto curso do rio piedade. **Revista de Geografia**, p. 1-8, 2012.
- ARAÚJO FILHO, M, F; OTA, J, J. Modelagem computacional tridimensional de um vertedouro de baixa queda. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v.21, n 2. porto Alegre. 2016. <https://dx.doi.org/10.21168/rbrh>.
- BAPTISTA, M. B.; COELHO, M. M. L. P. **Fundamentos de Engenharia Hidráulica**. Belo Horizonte: Editora UFMG/Escola de Engenharia da UFMG, 2003. 2. ed. rev.
- BEJESTAN, M,S; SHOKRIAN, M. Mathematical Expression for the B-Jump Sequent Depth Ratio on Sloping Bed. **Journal of Civil Engineering**. 19(3):790-795, 2015. <https://doi.org/10.1007/s12205-013-0434-6>.
- CABRAL, S, L; CAMPOS, J, N, B; SILVEIRA, C, S. Integração do sig, hec/hms e hec/ras no mapeamento de área de inundação urbana: aplicação à bacia do rio granjeiro-CE. São Paulo, UNESP, **Geociências**, v. 35, n. 1, p.90-101, 2016.
- CALÇADA, M.; PORTELA, M. M.; MATOS, J. **Análise de Cheias e Delimitação de Zonas Inundáveis em Timor Leste - Abordagem por Modelação Geográfica**. Instituto Superior Técnico, 16 p. 2004.
- CAROLLO, F, G, G; FERRO, V; PAMPALONE, V. New expression of the hydraulic jump roller length. **Journal of hydraulic engineering**, November.2012. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000634](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000634).
- CHAUDHRY, M, H. **Open Channel Flow**. Springer. 2 Edition. New York, 2008. ISSN 0733-9429/91/0009-1195.
- EAD, S, A; RAJARATNAM, N. Hydraulic Jumps on Corrugated Beds. **Journal of hydraulic engineering**. July, 2002. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2002\)128:7\(656\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2002)128:7(656)).
- FERNADEZ, P; MOURATO, S; MORREIRA, M. Comparação dos modelos hec-ras e lsflood-fp na delimitação de zonas inundáveis. **Revista Recursos Hídricos**, Vol. 34, Nº 1, 63-73, 2013.
- GHARANGIK, M; CHAUDHRY, M, H. Numerical simulation of hydraulic jump. **Journal of Hydraulic Engineering**. 117(9), 1991.

HOUGHTALEN, R. J.; HWANG, N. H. C.; AKAN, A. O. **Engenharia hidráulica**. São Paulo: Pearson Education do Brasil, 2012.

KATEB, S; DEBABECHE, M; RIGUET, F. Hydraulic jump in a sloped trapezoidal channel. **Energy Procedia**, 74, 251 – 257, 2015. [https:// doi: 10.1016/j.egypro.2015.07.591](https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.07.591).

MOREIRA, A. A. C. **Modelagem Hidrológica da Bacia do Rio Granjeiro – Crato –CE Composição do Cenário Atual e Simulações de Uso e Ocupação do Solo**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). 2013. Universidade Federal do Cariri.

OLIVEIRA, F, A; et al. Determinação do limite da faixa de inundação com uso do hec-ras para o parque linear do córrego macambira em Goiânia. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**. Vol 11 - nº 1, 57-66. 2016.

PORTO, R, M. **Hidráulica básica**. 4 ed. São Carlos, EESC-USP, 2006.

PRA, M. DAI; PRIEBE, P. DOS S.; TEIXEIRA, E. D.; MARQUES, M. G. Avaliação das Flutuações de Pressão em Ressalto Hidráulico pela Dissociação de Esforços. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** [online]. 2016, vol.21, n.1, pp.222-231. ISSN 2318-0331. [https:// dx.doi.org/10.21168/rbrh.v21n1.p222-231](https://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v21n1.p222-231).

RAO, P; HROMADKA II, T, V. Numerical modeling of rapidly varying flows using HEC RAS and WSPG models. **SpringerPlus**, 2016. [https:// doi 10.1186/s40064-016-2199-0](https://doi.org/10.1186/s40064-016-2199-0).

RIBEIRO MELO, C. B.; LIMA SOUZA, R. N. Simulação de Inundações Urbanas a partir da Integração de Técnicas de Geoprocessamento à Modelagem Hidráulica e Hidrológica. **Revista de Geografia**. p. 1-9, 2011.

SILVA, T A. **Modelagem Hidráulica Do Canal Do Rio Granjeiro, Crato/CE, Utilizando O Programa Computacional HEC-RAS**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). 2013. Universidade Federal do Cariri.

TRIERWEILER NETO, E, F; MARQUES, M, G. Análise do Campo de Pressões em Ressalto Hidráulico Submerso a Jusante de uma Comporta. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Volume 13 n.4, 55-68, 2008. [https:// doi:10.21168/rbrh.v13n4.p55-68](https://doi.org/10.21168/rbrh.v13n4.p55-68).

U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. **HEC-RAS River Analysis System: User's Manual, version 4.1**. Hydrologic Engineering Center, 790 p. 2010a.

U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. **HEC-RAS River Analysis System: Hydraulic Reference Manual, version 4.1**. Hydrologic Engineering Center, 411 p. 2010b.

USDA - UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Urban Hydrology for Small Watersheds**. EUA: USDA, 1986.

Avaliação da coagulação/floculação como pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando coagulantes químico e natural

Post-treatment of landfill leachate by coagulation/flocculation using chemical and natural coagulants.

- **Data de entrada:**
15/03/2017
- **Data de aprovação:**
26/02/2018

Camila de Almeida Porto* | Mariana Maciel Almeida de Andrade | Camila de Mello Silva | Elson Santos da Silva | Elisângela Maria Rodrigues Rocha

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.029>

Resumo

Neste trabalho, a coagulação/floculação, utilizando-se cloreto férrico e *Moringa oleifera* como coagulantes, foi avaliada para o pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário proveniente de um sistema de lagoas de estabilização. Aplicou-se um planejamento fatorial 2^2 com ponto central em triplicada para cada coagulante. As variáveis-respostas foram: cor verdadeira, DQO e turbidez. O cloreto férrico alcançou remoção de 80% de cor, 64% de DQO e 90% de turbidez para uma concentração de 400 mg Fe^{+3} . L^{-1} e pH 5. A *Moringa oleifera* obteve remoção de 69% de cor, 62% de turbidez e pequena remoção de DQO, utilizando-se 4000 mg. L^{-1} e pH 4. Ambos os coagulantes apresentaram elevadas eficiências de remoção de cor e turbidez, entretanto o coagulante natural necessita de um melhor preparo para que contribua também na remoção de DQO.

Palavras-chave: Tratamento físico-químico. Cloreto férrico. *Moringa oleifera*.

Abstract

In this work, coagulation/flocculation, using ferric chloride and Moringa oleifera as coagulants, was evaluated for post-treatment of landfill leachate. A 2^2 factorial design with triplicate center point was performed for each coagulant. The variables-responses were true colour, COD and turbidity. The ferric chloride removed 80% color, 64% COD and 90% turbidity at a concentration with 400 mg Fe^{+3} . L^{-1} and pH 5. Moringa oleifera obtained removal of 69% color, 62% Turbidity and insignificant removal of COD, using 4000 mg. L^{-1} and pH 4. Both coagulants presented high efficiencies, however the natural coagulant needs a better preparation to also contribute with removal of COD.

Keywords: Physical-chemical treatment. Ferric chloride. *Moringa oleifera*.

Camila de Almeida Porto – Engenheira Ambiental pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Mestranda em Engenharia Civil e Ambiental pela UFPB.

Mariana Maciel Almeida de Andrade – Engenheira Ambiental pela UFPB. Pós-graduação em andamento em Sistema de Gestão Integrada da Qualidade, Meio Ambiente, Segurança e Saúde do Trabalho e Responsabilidade Social. Engenheira Ambiental da Prefeitura Municipal de Pesqueira (PE).

Camila de Mello Silva – Engenheira Ambiental pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Mestranda em Engenharia Civil e Ambiental pela UFPB.

Elson Santos da Silva – Engenheiro Ambiental pela Laureate International Universities. Mestre em Energias Renováveis pela UFPB. Doutorando em Ciências e Engenharia de Materiais pela UFPB. Técnico em Saneamento do Laboratório de Saneamento da UFPB.

Elisângela Maria Rodrigues Rocha – Engenheira Sanitarista pela Universidade Federal do Pará. Mestre em Engenharia Civil/Geotécnica Ambiental pela Universidade Federal de Pernambuco. Doutora em Engenharia Civil/Saneamento Ambiental pela UFC. Professora do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da UFPB.

***Endereço para correspondência:** Rua Prefeito Joaquim Pessoa Passos, 92, João Pessoa, PB. E-mail: camila.aporto@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Em 2015, cerca de 80 milhões de toneladas de resíduos foram gerados no país, e cerca de 53% desse montante foram dispostos em aterros sanitários (ABRELPE, 2015). O aterro sanitário, mesmo sendo a forma de disposição ambientalmente adequada (BRASIL, 2010), está associado à geração de lixiviado e gases, subprodutos perigosos que necessitam de tratamento (CASTILHO JUNIOR, 2003; KULIKOWSKA & KLIMIUK, 2008).

O lixiviado é o líquido resultante da água contida nos resíduos, dos produtos de degradação biológica e dos materiais dissolvidos e suspensos carregados pela água infiltrada (GOMES, 2009). Esse efluente pode apresentar elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, cloretos, matéria orgânica e metais (KAWAHIGASH et al., 2014). Seu tratamento requer uma combinação de técnicas, cada uma atuando em um contaminante específico, para alcançar os limites de lançamentos da legislação ambiental (MALER et al., 2015).

Nesse contexto, o pós-tratamento físico-químico por meio da coagulação-floculação-sedimentação apresenta-se como uma alternativa para a remoção de compostos recalcitrantes, não removidos pelo tratamento biológico (CASTRO, YAMASHITA & SILVA, 2012). Alguns trabalhos já aplicaram esse tratamento em lixiviado de aterro sanitário e obtiveram elevadas remoções de DQO (>50%), como Amor et al. (2015), Aguilar et al. (2011), Loureiro et al. (2014), Maler et al. (2015), Pedroso et al. (2011).

A coagulação é aplicada na precipitação de partículas dissolvidas e na desestabilização de suspensões coloidais, seguida pela floculação, que aglutina as partículas coaguladas de modo a possibilitar sua separação por decantação (RICHTER, 2009). Primeiramente uma agitação rápida é aplicada para aumentar a interação entre as partículas. Em seguida, a agitação lenta é aplicada para ajudar a formação de flocos mais

densos e, por fim, cessa-se a agitação para a decantação dos flocos formados (YADAV & DIKSHIT, 2016). As variáveis intervenientes desse processo são pH, dosagem de coagulante/floculante, condições de mistura, tempo de sedimentação e temperatura (RICHTER, 2009; SAHU & CHAUDHARI, 2013; TEH et al., 2016).

Os coagulantes mais utilizados são sulfato de alumínio e cloreto férrico, entretanto apresentam desvantagens, como produção de lodo e alteração de pH (EBELING et al., 2003). O aperfeiçoamento desse processo tem caminhado para a utilização de materiais à base de plantas, destacando-se a não toxicidade e a natureza biodegradável como principais vantagens (TEH et al., 2016). Dentre os coagulantes naturais, a *Moringa oleifera* é o coagulante mais estudado (YIN, 2010).

De maneira geral, a *Moringa oleifera* é investigada para o tratamento de água, entretanto poucos trabalhos investigam sua aplicação para efluentes (PEDROSO et al., 2011). Assim, este trabalho objetivou avaliar o processo de coagulação/floculação/sedimentação utilizando um coagulante químico – cloreto férrico (FeCl₃) e um coagulante natural – *Moringa oleifera*, na remoção de matéria orgânica, como pós-tratamento do lixiviado do proveniente do sistema de lagoas do Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa (ASMJP).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Lixiviado de aterro sanitário

O lixiviado foi coletado na segunda lagoa facultativa do sistema de tratamento do Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa (ASMJP) em outubro de 2016 e refrigerado a 4°C no Laboratório de Saneamento (CT – UFPB). A caracterização físico-química do efluente (Tabela 1) foi realizada de acordo com o *Standard Methods* (APHA, WWA & WEF, 2005).

Tabela 1 – Caracterização do lixiviado proveniente do ASMJP.

| Parâmetro | Valor | Método |
|---|-----------|------------------------------------|
| Corverdadeira (mg Pt-Co. L ⁻¹) | 6.375,00 | Platino-cobalto |
| DBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹) | 356,00 | Respirométrico |
| DQO _{solúvel} (mg O ₂ L ⁻¹) | 3.734,55 | Refluxação fechada e colorimétrico |
| Ferro total (mg. L ⁻¹) | 5,21 | Fenantrolina |
| pH | 8,49 | Eletrométrico |
| Sólidos Totais (mg. L ⁻¹) | 11.344,44 | Gravimétrico |
| Sólidos Totais Fixos (mg. L ⁻¹) | 8.874,44 | |
| Sólidos Totais Voláteis (mg. L ⁻¹) | 2.470,00 | |
| Turbidez (NTU) | 131,00 | Nefelométrico |

2.2 Procedimento experimental

O planejamento fatorial 2² completo com ponto central em triplicata foi realizado com base em resultados preliminares (PORTO et al., 2017), totalizando 7 amostras para cada coagulante. As

variáveis e os níveis estudados são apresentados nas Tabelas 2 e 3 para o FeCl₃ e a *Moringa oleifera*, respectivamente. As variáveis-resposta foram DQO, cor verdadeira e turbidez. O pH final e o lodo gerado também foram determinados.

Tabela 2 – Variáveis e níveis estudados no planejamento fatorial 2² para o FeCl₃.

| VARIÁVEIS | NÍVEIS | | |
|--|--------------|-------------|--------------|
| | Inferior (-) | Central (0) | Superior (+) |
| [Fe ⁺³] (mg. L ⁻¹) | 300 | 400 | 500 |
| pH | 4 | 5 | 6 |

Tabela 3 – Variáveis e níveis estudados no planejamento fatorial 2² para a *Moringa oleifera*.

| VARIÁVEIS | NÍVEIS | | |
|----------------------------------|--------------|-------------|--------------|
| | Inferior (-) | Central (0) | Superior (+) |
| [Moringa] (mg. L ⁻¹) | 1400 | 2700 | 4000 |
| pH | 4 | 5 | 6 |

Os experimentos foram realizados no equipamento Jar test com 300 mL de lixiviado, aplicando-se uma mistura rápida de 130 rpm durante 60 segundos e uma mistura lenta de 40 rpm por 10 minutos e tempo de decantação de uma hora.

A eficiência de cada parâmetro foi determinada pela Equação 1. Ressalta-se que as eficiências dos parâmetros de cor verdadeira e DQO foram em relação ao lixiviado no pH das respectivas amostras em virtude das reduções ocasionadas pelo ajuste do pH, como relatam Amor et al. (2015).

$$E (\%) = \frac{(X - X_i)}{X} \cdot 100 \quad (1)$$

Sendo,

E = Eficiência;

X = Parâmetro da amostra bruta;

Xi = Parâmetro da amostra tratada.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização do lixiviado de aterro sanitário

O sistema de tratamento do lixiviado do ASMJP é composto por 11 lagoas: 3 decantação, 2 anaeróbica, 2 facultativas, 2 charcos, 1 reservação e 1 recirculação, caracterizando um tratamento de natureza biológica (ASMJP, 2016). O efluente coletado apresentava coloração escura e odor desagradável. A partir da sua caracterização (Tabela 1), observou-se que o efluente ainda tem elevado potencial contaminante (DQO = 3.734,55 mg O₂. L⁻¹ e cor verdadeira = 6.375,00 mg. L⁻¹), impossibilitando seu lançamento nos corpos hídricos.

Também foi possível classificá-lo como lixiviado antigo devido à baixa relação DBO₅/DQO (~0,10) e pH alcalino (8,49) (RENOU et al., 2008). Dessa for-

ma, tratamentos físico-químicos são recomendados para esse tipo de lixiviado, uma vez que há predominância de compostos de difícil degradação.

3.2 Cloreto férrico

As maiores remoções de cor verdadeira (80%), DQO (64%) e turbidez (90%) foram observadas nas amostras 5, 6 e 7, referentes ao ponto central (400 mg Fe⁺³. L⁻¹ e pH 5) (Tabela 4). Outros trabalhos relataram condições semelhantes, como Felici et al. (2013), que alcançaram remoções de 98% de cor verdadeira e 89% de DQO com 400 mg Fe⁺³. L⁻¹ e pH 3 e Maler et al. (2015) removeram 96% de cor verdadeira e 78% de DQO com 350 mg Fe⁺³. L⁻¹ e pH 4,0.

Tabela 4 – Eficiências, geração de lodo e variação do pH das amostras tratadas com FeCl₃.

| Amostra | [Fe ⁺³] | pH | Cor verdadeira (%) | DQO (%) | Turbidez (%) | Lodo (mL. L ⁻¹) | ΔpH |
|---------|---------------------|----|--------------------|---------|--------------|-----------------------------|-------|
| 1 | - | - | 47,98 | 37,86 | 36,80 | 300 | -1,44 |
| 2 | + | - | 42,58 | 48,96 | 37,31 | 300 | -1,53 |
| 3 | - | + | 19,70 | 27,18 | -12,69 | 167 | 0,09 |
| 4 | + | + | 46,47 | 42,31 | -9,39 | 233 | -0,11 |
| 5 | 0 | 0 | 79,89 | 65,94 | 91,04 | 333 | -2,24 |
| 6 | 0 | 0 | 79,89 | 62,71 | 89,82 | 333 | -2,16 |
| 7 | 0 | 0 | 79,19 | 62,71 | 90,33 | 333 | -2,20 |

Quanto à variação de pH (Tabela 4), as amostras apresentaram consideráveis variações no pH inicial, com exceção das amostras 3 e 4, indicando uma capacidade de tamponamento do meio no pH 6. O ponto central (amostras 5, 6 e 7) apresentou a maior redução de pH, superior à redução da amostra 2 com uma concentração maior de coagulante. Isso evidencia a complexidade do efluente e a elevada influência dessas variáveis na eficiência do processo.

Em relação à geração de lodo (Tabela 4), as amostras não apresentaram grandes diferenças, sobretudo entre as amostras 1-2 e 5-7 apesar

da diferença nas eficiências. Gandhimathi et al. (2013) observaram uma variação de mais de 500 mL. L⁻¹ de lodo formado entre as amostras nas mesmas concentrações de FeCl₃ deste trabalho sem ajuste de pH.

As amostras 3 e 4 apresentaram incremento de partículas em suspensão, o que gerou uma turbidez acima do valor inicial, representando uma eficiência negativa. Essas amostras também geraram menos lodo, indicando a formação de flocos menores, que necessitam de maior tempo de decantação. A eficiência de remoção de cor ver-

dadeira e DQO não foram influenciadas devido à centrifugação prévia antes da análise.

Na Figura 1 é mostrado o aspecto visual das amostras tratadas com FeCl₃ após uma hora de

decantação. É possível observar que as amostras 5, 6 e 7 exibem a maior clarificação, mas apresentam quantidades semelhantes de lodo formado com as amostras 1 e 2.

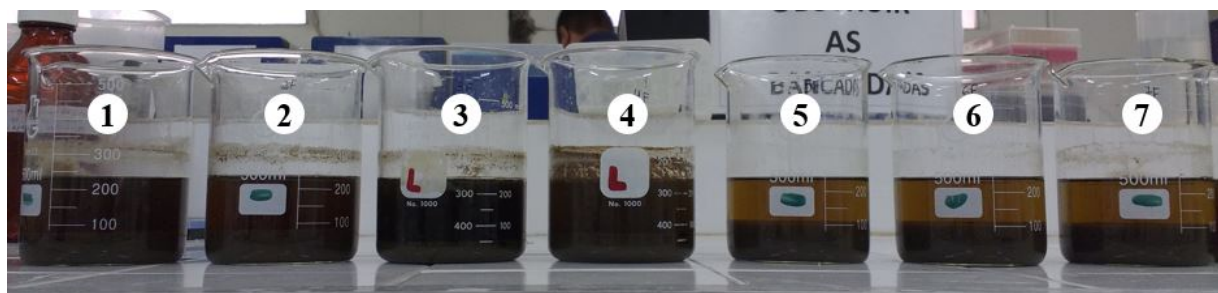


Figura 1 – Amostras após uma hora de decantação tratadas com FeCl₃.

3.3 *Moringa oleifera*

A amostra 2 (4000 mg.L⁻¹ e pH 4) apresentou as maiores remoções de cor verdadeira (69%) e turbidez (62%) (Tabela 5). Ressalta-se que houve aumento de DQO em todas as amostras, com exceção

da amostra 2 (pouco significativo). Possivelmente, a remoção de DQO não foi observada devido à adição de matéria orgânica do próprio coagulante. Yin (2010) adverte que tal fato pode ocorrer em razão do modo de preparo do coagulante natural.

Tabela 5 – Eficiências, lodo gerado e variação de pH das amostras tratadas com *Moringa oleifera*.

| Amostra | [Moringa] | pH | Cor verdadeira (%) | DQO (%) | Turbidez (%) | Lodo (mL L ⁻¹) | ΔpH |
|---------|-----------|----|--------------------|---------|--------------|----------------------------|-------|
| 1 | - | - | 43,35 | -1,71 | 15,48 | 83 | -0,41 |
| 2 | + | - | 68,79 | 0,47 | 62,18 | 167 | -0,34 |
| 3 | - | + | 35,96 | -14,34 | -172,84 | 33 | 0,39 |
| 4 | + | + | 28,08 | -37,39 | -27,92 | 83 | 0,40 |
| 5 | 0 | 0 | 17,11 | -8,56 | -150,00 | 83 | -0,12 |
| 6 | 0 | 0 | 14,29 | -23,86 | -129,95 | 83 | -0,16 |
| 7 | 0 | 0 | 14,99 | -2,79 | -135,03 | 83 | -0,14 |

Yamaguchi (2012) também relatou aumento de DQO utilizando a *Moringa oleifera* (9000-1200 mg. L⁻¹) em diferentes pH (6 a 8), mesmo com o filtrado da solução do coagulante. Já Pedroso et al. (2011) obtiveram remoção de DQO (54%) utilizando a *Moringa oleifera* em solução (2500 mg. L⁻¹, pH 4). Entretanto, as amostras foram previamente filtradas para as análises.

Com relação ao lodo gerado, a amostra 2 também apresentou a maior formação de lodo com 167 mL. L⁻¹ (Tabela 6). Todas as amostras apresentaram pequenas variações de pH após a adição do coagulante, e apenas as amostras 3 e 4 tiveram aumento de pH.

Na Figura 2 são apresentadas as amostras tratadas com *Moringa oleifera* após uma hora de decantação, destacando-se a amostra 2 com a maior clarificação e a maior formação de lodo.

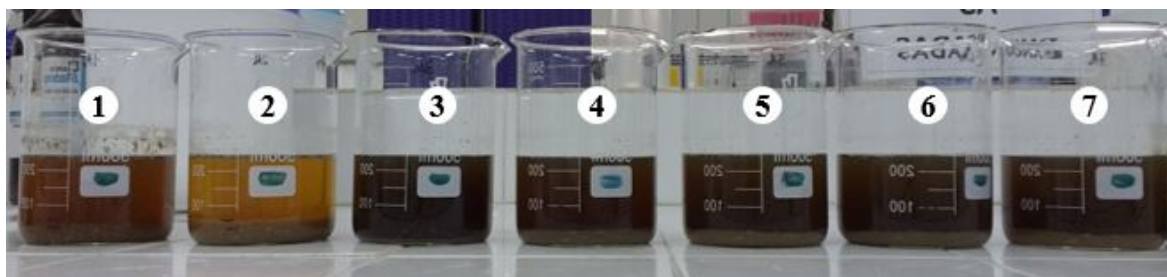


Figura 2 – Amostras após uma hora de decantação tratadas com Moringa oleifera.

3.4 Comparação entre os coagulantes

Os coagulantes apresentaram remoções semelhantes de cor verdadeira e turbidez, e apenas o coagulante químico foi capaz de remover DQO (Tabela 6). Entretanto, o coagulante químico apresentou maior variação de pH e formação de lodo quando comparado ao coagulante natural.

Essas constatações estão de acordo com a literatura. Segundo Nishi et al. (2011), as vantagens

do uso da moringa estão relacionadas com a não alteração do pH do meio e a menor quantidade de lodo gerado, além de ser um coagulante biodegradável e não tóxico. Como desvantagem, pode-se mencionar a quantidade de coagulante natural necessária, dez vezes maior do que o coagulante químico. Outra desvantagem é o possível incremento de DQO. Uma alternativa, conforme Yin (2010), é o preparado mais purificado do coagulante, mas isso encarece o processo.

Tabela 6 – Quadro comparativo dos coagulantes estudados

| Coagulante | Melhor condição | Redução do pH | Lodo gerado (mL L ⁻¹) | Remoção (%) |
|-------------------------|---|---------------|-----------------------------------|--------------------|
| FeCl ₃ | 400 mg Fe ⁺³ . L ⁻¹ pH 5 | 2,20 | 333 | DQO: 64 |
| | | | | Cor verdadeira: 80 |
| | | | | Turbidez: 90 |
| <i>Moringa oleifera</i> | 4000 mg. L ⁻¹ pH 4 | 0,34 | 167 | DQO: 0,5 |
| | | | | Cor verdadeira: 69 |
| | | | | Turbidez: 62 |

4 CONCLUSÃO

Ambos os coagulantes apresentaram resultados satisfatórios para o pós-tratamento do lixiviado de aterro sanitário, como exceção na remoção de DQO pela *Moringa oleifera*. Ainda assim, o coagulante natural destaca-se como alternativa viável em virtude do caráter não-tóxico, entretanto requer o aperfeiçoamento de técnicas de preparação para a sua utilização.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUILAR, H. A. N. et al. Physicochemical treatment (coagulation-flocculation-fenton) of mature leachates from Tuxtla Gutierrez, Chiapas landfill. **Sustain Environment Research**, v. 21, n. 5, p. 313-319, 2011.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; THE AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; THE WATER ENVIRONMENT FEDERATION (APHA; AWWA; WEF). **Standards methods for the examination of water and wastewater**, 21th ed. Washington, DC, 2005.

- AMOR, C. et al. Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 286, p. 261–268, 2015.
- Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE). **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2015**. 2015.
- Aterro Sanitário Metropolitan de João Pessoa (ASMJP). **Monitoramento do Aterro Sanitário Metropolitan de João Pessoa - Relatório de Atividades (Maio e Junho)**. 2016.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. 2010.
- CASTILHO JUNIOR, A. B. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Projeto PROSAB. RiMa, Rio de Janeiro, p. 294, 2003.
- CASTRO, A. P.; YAMASHITA, F.; SILVA, S. M. C.P. Adição de polieletrólito ao processo de floculação no pós-tratamento de lixiviado por coagulação-floculação-sedimentação. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 25-32, 2012.
- EBELING, J. M. et al. Evaluation of chemical coagulation/flocculation aids for the removal of suspended solids and phosphorus from intensive recirculating aquaculture effluent discharge. **Aquacultural Engineering**, v. 29, p. 23–42, 2003.
- FELICI, E. M. et al. Remoção de carga orgânica recalcitrante de lixiviado de resíduos sólidos urbanos pré-tratado biologicamente por coagulação química-floculação-sedimentação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18. n.2, p. 177–184, 2013.
- GANDHIMATHI, R et al. Use of combined coagulation-adsorption process as pretreatment of landfill leachate. **Iranian Journal Environmental Health Science Engineering**, v. 10, n. 1, 2013.
- GOMES, L. P. (Coord.). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. **Projeto PROSAB**. ABES, Rio de Janeiro, p. 360, 2009.
- KAWAHIGASH, F. et al. Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com carvão ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 235–244, 2014.
- KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. The effect of landfill age on municipal leachate composition. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 5981–5985, 2008.
- LOUREIRO, M. A. et al. Tratamento de lixiviado de aterros sanitários urbanos utilizando os processos oxidativos avançados combinados a coagulação/floculação. *In: XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química*. Florianópolis, Santa Catarina, 2014.
- MALER, C. L. et al. Sequência de tratamentos para lixiviado de aterro sanitário utilizando os processos físico-químico convencional e Fenton como pós-tratamento. **Revista DAE**, nº 1999, p. 47–57, 2015.
- NISHI, L. et al. Coagulação/floculação com sementes de *Moringa oleifera Lam* para remoção de cistos de *Giardia spp.* e oocistos de *Cryptosporidium spp.* da água. *In: III International Workshop Advances in Cleaner Production*, São Paulo, p. 10, 2011.
- PORTO, C. A.; ANDRADE, M. M. A.; LUCENA, L. G.; SILVA, E. S.; ROCHA, E. M. R. Redução de cor e turbidez no pós-tratamento de lixiviado antigo de aterro sanitário por coagulação/floculação/sedimentação. *In: Congresso ABES/FENASAN*, São Paulo, 2017.
- PEDROSO, K. et al. Avaliação da tratabilidade do lixiviado do aterro de Maringá – PR com a utilização de coagulantes naturais. **Engenharia e Tecnologia**, v. 3, n. 2, p. 47–52, 2011.
- RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, p. 468–493, 2008.
- RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo. Blucher, 2009.
- SAHU, O. P.; CHAUDHARI, P. K. Review on Chemical treatment of Industrial Waste Water. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, v. 17, n. 2, p. 241–257, 2013.
- TEH, C. Y. et al. Recent Advancement of coagulation-flocculation and its application in wastewater treatment. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, n. 55, p. 4363 – 4389, 2016.
- YADAV, J. S.; DIKSHIT, A. K. Effect of pretreatment by coagulation on stabilized landfill leachate during anaerobic treatment. **Cogent Environmental Science**, v. 2, p. 13, 2016.
- YAMAGUCHI, T. E.S. Aplicação de coagulantes naturais no tratamento de lixiviado de resíduos urbanos. Monografia. (Trabalho de conclusão de curso em Engenharia Ambiental). 2012. Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente.
- YIN, C-Y. Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment. **Process Biochemistry**, v. 45, n. 9, p. 437–1444, 2010.

Caracterização de lodo anaeróbio produzido em reatores de manta de lodo de baixo tempo de retenção sólidos

Characterization of anaerobic sludge produced on short solid retention time reactor in water treatment

- **Data de entrada:**
05/06/2017
- **Data de aprovação:**
26/02/2018

Ysa Helena Diniz Morais de Luna* | Wilza da Silva Lopes | Jose Tavares De Sousa | Wilton Silva Lopes DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.030>

Resumo

O tratamento do esgoto tem como consequência a produção de lodo biológico. Este trabalho investigou a influência de baixos tempos de retenção de sólidos (TRS) em reatores anaeróbios de manta de lodo nas características do lodo e analisou a eficiência dos reatores. Os reatores apresentaram TRS de 2, 6, 8, 10 e 20 dias, tempo de retenção hidráulico de 4 horas e volume útil de 2 litros. Houve aumento na concentração de nitrogênio, fósforo e de substâncias poliméricas extracelulares (EPS), e diminuição da concentração dos produtos microbianos solúveis (SMP), com o aumento do TRS. Quanto à eficiência, os reatores de TRS 2, 6 e 8 dias apresentaram remoções de DQO solúvel entre 30-40%, enquanto o de TRS de 10 e 20 dias apresentaram 64 e 58% respectivamente. O lodo de excesso dos reatores foi de 1,69 gST/d no reator de TRS de 2 dias, e de 0,30 gST/d no de 20 dias, que por meio de técnicas de tratamento podem vir a ser aproveitados para a produção de biogás e a recuperação de nutrientes.

Palavras-chave: Tratamento anaeróbio. Composição de lodo. Material solúvel. Substâncias poliméricas extracelulares (EPS).

Abstract

Sewage treatment results in the production of biological sludge. This study investigated the influence of low solids retention times (STR) on anaerobic sludge blanket reactors on sludge characteristics and analyzed the efficiency of these reactors. The reactors presented a STR of 2, 6, 8, 10 and 20 days, a hydraulic retention time of 4 hours and a 2-liter volume. There was an increase in the nitrogen, phosphorus and extracellular polymeric substances (EPS) concentrations, and an decreased of the soluble microbial products (SMP) concentrations, with the increase of the STR. As efficiency, reactors at STR of 2, 6 and 8 days showed soluble COD removals between 30-40%, whereas reactors at STR of 10 and 20 days were found to present 64 and 58%, respectively. The excess sludge from the reactors was of 1.69 gST / d for 2 days SRT reactor and 0.30 gST / d for 20 days STR reactor, which by means of treatment techniques can be used for the production of biogas and recovery of nutrients.

Keywords: Anaerobic treatment. Composition of sludge. Soluble material. Extracellular polymeric substances (EPS).

Ysa Helena Diniz Morais de Luna – Engenheira Ambiental pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Mestre em Ciência e Tecnologia pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

Wilza da Silva Lopes – Engenheira Sanitária e Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Mestre em Engenharia Civil e Ambiental (UFCG). Doutoranda em Engenharia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

Jose Tavares De Sousa – Bacharel em Química (UEPB). Mestre em Engenharia Civil e Ambiental (UFPB). Doutor em Engenharia Civil (EESC). Professor Doutor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

Wilton Silva Lopes – Químico Industrial (UEPB). Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente (UFPB). Doutor em Química (UFPB). Professor Doutor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA). Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

***Endereço para correspondência:** Rua Golfo de San Fernando, nº 210, Intermares, CEP 58102-138, Cabedelo, PB. E-mail: ysa_luna@outlook.com.

1 INTRODUÇÃO

Os lodos gerados no tratamento de esgotos são geralmente classificados conforme a fase do tratamento em que foram originados. Assim, são designados como lodo primário o lodo originado no decantador primário, lodo secundário aquele originado nos processos de conversão biológica de tratamento, e lodo terciário o resultado de um processo terciário (biológico ou químico) de tratamento.

Em 2001, Andreoli e colaboradores citaram que a produção de lodo no Brasil estava estimada entre 150 mil e 220 mil toneladas de matéria seca por ano, mas há uma potencial tendência de ocorrer um incremento substancial na quantidade de lodo a ser disposto na década seguinte. Calculou-se que para a população urbana daquele ano (116 milhões de habitantes), caso o esgoto se fosse integralmente tratado, seria necessária uma produção de 325 mil a 473 mil toneladas de lodo por ano. Na região metropolitana de São Paulo, a produção diária das cinco maiores ETEs foi de cerca de 750 toneladas/dia de lodo (base seca) no ano de 2015 (SABESP, 2017), o que mostra a necessidade de medidas de tratamento e disposição desse material.

Os sistemas de tratamento devem conjugar baixos custos de implantação e operação, simplicidade operacional, índices mínimos de mecanização e sustentabilidade do sistema como um todo, bem como promover a recuperação e a utilização dos subprodutos gerados. Para o tratamento do lodo, a digestão anaeróbia é considerada a opção mais sustentável, devido à opção de destinar o resíduo para fins mais ecológicos (biossólido), e pela possibilidade de obtenção de biogás, além de ter um custo relativamente baixo (RANI et al., 2012).

O processo de digestão anaeróbia, que realiza decomposição biológica da matéria orgânica na ausência de oxigênio livre molecular, apresenta

algumas vantagens, tais como: redução do volume de lodo pela retirada da água, transformação da matéria orgânica altamente putrescível em matéria orgânica relativamente mais inerte, ou em resíduo inorgânico, recuperação de energia na forma de metano, e, finalmente, promove uma condição para disposição adequada segundo as normas vigentes (APPELS et al., 2008; KIM et al., 2003; XU et al., 2014).

A microbiologia da digestão anaeróbia é complexa, envolvendo vários grupos de microrganismos. Quatro processos principais podem ser observados: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, e um equilíbrio ecológico entre os tipos de microrganismos anaeróbios é essencial para a eficiência do sistema de tratamento.

A caracterização do lodo é importante, uma vez que esse resíduo pode ser uma fonte valiosa de materiais como os nutrientes, as proteínas e os carboidratos. Esses componentes de diferentes classes podem ser representados por Produtos Microbianos Solúveis (SMP), que são fracamente ligados às células ou estão dissolvidos; e pelas Substâncias Poliméricas Extracelulares (EPS), que estão fortemente ligadas à célula. Sendo o EPS de maior interesse, uma vez que se acumulam na superfície das células formando uma camada protetora e que também serve de reserva de energia para períodos críticos (LIU et al., 2013). Essa camada é composta em sua maioria por carboidratos e proteínas secretadas por microrganismos, bem como por produtos da lise celular e hidrólise de macromoléculas (SHENG et al., 2010).

Portanto, faz-se necessário conhecer a composição de lodos anaeróbios gerados em reatores de baixo tempo de retenção de sólidos (TRS), uma vez que podem-se buscar alternativas para o aproveitamento dos recursos no lodo, bem como o desempenho desses reatores nessa configuração, pois há uma relativa falta de conhecimento

sobre o tema, uma vez que há possibilidade de utilizar reatores de baixo TRS como “decantadores” que surgem na tentativa de minimizar o volume de lodo a ser tratado, uma vez que é gerada uma menor quantidade de lodo do que nos decantadores primários.

Tais lodos anaeróbios de baixo TRS ainda não estabilizados apresentam grandes quantidades de material orgânico biodegradável, e ainda não foi relatada a avaliação de seus componentes para que, mediante seu tratamento anaeróbio, haja o aproveitamento de seu potencial para produção de biogás e recuperação de nutrientes.

2 OBJETIVOS

Avaliar o desempenho de reatores anaeróbios de manta de lodo de diferentes tempos de retenção

de sólidos (2, 6, 8, 10 e 20 dias), de modo a analisar sua influência na caracterização dos principais constituintes do lodo.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Sistema experimental e operação

Foram monitorados reatores anaeróbio de fluxo ascendente (em escala de bancada), com volume de 2 L, tempo de detenção hidráulico (TDH) de 4 horas, vazão de 12 L/d e tempo de retenção de sólidos (TRS) variando de 2, 6, 8, 10 e 20 dias, os quais foram instalados e operados nas dependências da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES), local pertencente à Universidade Estadual da Paraíba (Campus I – Campina Grande/PB).

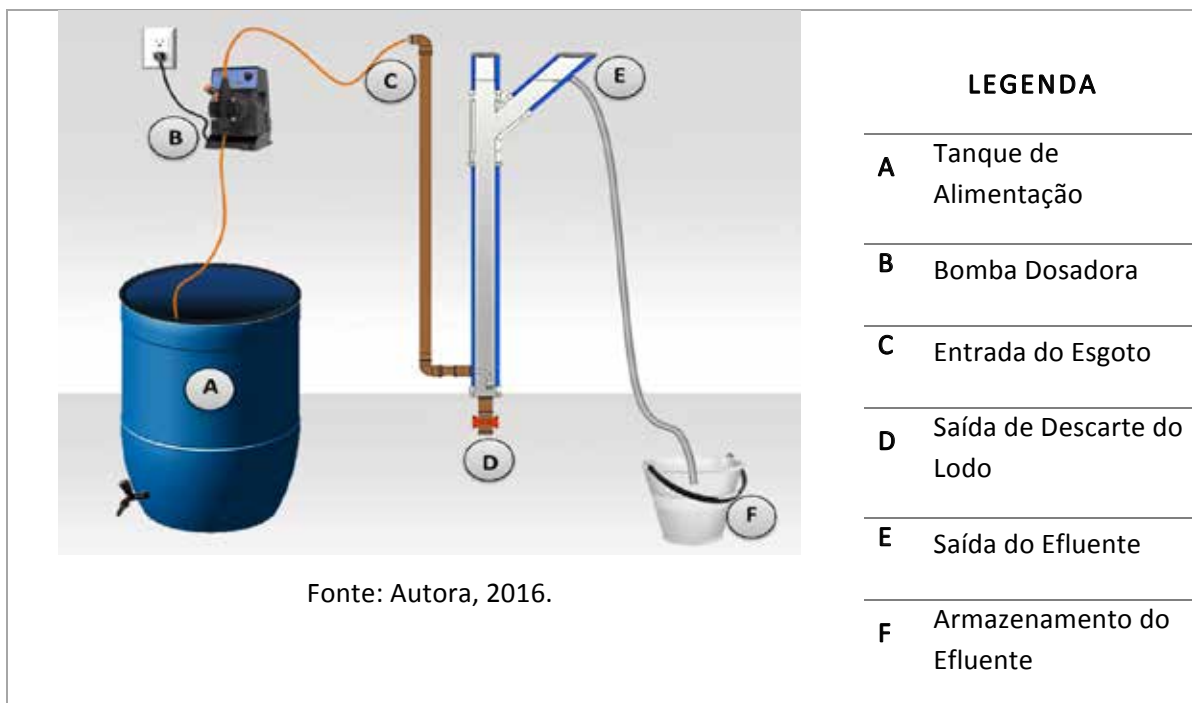


Figura 1. Desenho esquemático do sistema utilizado.

O sistema (Figura 1) foi alimentado diariamente, com esgoto sanitário proveniente do interceptor leste da rede coletora da cidade de Campina Grande, que era conduzido por bombeamento para o tanque de alimentação com homogeneizador mecânico (A), no qual havia limpeza diária com esvaziamento do volume residual do dia anterior e enchimento com esgoto fresco; esse esgoto era direcionado aos reatores através de bombas dosadoras (B) de vazões fixas. O afluente era introduzido nos reatores na parte inferior (C), e de modo ascendente o esgoto entrava em contato com a manta de lodo. A seguir, o efluente era coletado (E) e armazenado (F).

O esgoto sanitário utilizado no experimento apresenta como principais características: pH 7,62, alcalinidade total 454,8 mg CaCO₃/L, ST 1820 mg/L, SSV 360 mg/L, DQO total 764,5 mg/L, DQO solúvel 271,7 mg/L, fósforo total 14,5 mg/L e nitrogênio total Kjeldhal (NTK) 87,8 mg/L.

3.2 Coleta e análises

As coletas e análises dos lodos foram realizadas semanalmente, totalizando 6 coletas para os reatores de TRS de 2, 6 e 8 dias e 5 coletas para os reatores de TRS de 10 e 20 dias. Uma alíquota do volume de descarte se destinava às análises físico-químicas detalhadas na Tabela 1.

O método de descarte consistiu na retirada de todo o conteúdo do reator, seguida da homogeneização do mesmo, ou seja, lodo e sobrenadante (licor misto). Em seguida, efetuou-se a retirada do volume de descarte correspondente ao TRS do reator e o restante do material retornou para o reator. Do montante a ser descartado foi recolhida uma alíquota de 100mL de licor misto da amostra de lodo para realização das análises. O efluente tratado também foi coletado para verificação da eficiência do tratamento.

Tabela 1. Análises realizadas para a caracterização dos lodos anaeróbios estudados.

| Análise | Metodologia/referência |
|------------------------|---|
| Sólidos e suas frações | Sólidos Totais, Fixos e Voláteis em amostras sólidas e Semisólidas (2540 G) APHA (2012) |
| DQO total e solúvel | Refluxação Fechada, (5520 C) APHA (2012) |
| Nitrogênio total | Método Macro Kjeldahl, 4500-Norg B APHA (2012) |
| Fósforo total | Método do Ácido Ascórbico, 4500 – P E APHA (2012) |
| Alcalinidade | Método da Titulação, 2320 B APHA (2012) |
| pH | APHA (2012) |
| Carboidratos | Dubois et al. (1956) |
| Proteínas | Lowry (mod. by Frølund et al. (1996)). |
| AGV | Kaap (1984) apud Mota et al. 2015 |
| EPS | Li e Yang (2007). |

3.3 Preparação das amostras de lodo

Para as análises de sólidos e suas frações, DQO total (DQOT), Fósforo total e Nitrogênio total (NTK) utilizou-se a amostra de licor misto composta por

lodo in natura coletada e utilizada diretamente. Nas análises de pH, ácidos graxos voláteis (AGV) e alcalinidade total (AT) foi utilizado o sobrenadante após centrifugação (3500 rpm por 15 minutos) da amostra de licor misto. Para as análises de DQO

solúvel (DQOS), proteínas e carboidratos solúveis, utilizou-se o sobrenadante centrifugado filtrado em membrana de fibra vidro (GF-2, diâmetro 47 mm) de poro de 0,45 µm. Foram realizadas diluições quando necessário.

A nomenclatura das amostras representa o valor do TRS aplicado, ficando assim chamados de R2, R6, R8, R10 e R20 os reatores com TRS de 2, 6, 8, 10 e 20 dias.

4 RESULTADOS

4.1 Caracterização dos Lodos Anaeróbios.

O pH apresentou valores médios de $7,50 \pm 0,14$ e $8,06 \pm 0,08$, mínimo e máximo respectivamente nos reatores R2 e R10. Os valores de pH observados encontram-se dentro dos valores citados como condições ótimas para a digestão anaeróbia, sendo na faixa de pH 6,6 a 8,0 (CHERNICHARO, 2007), mostrando, dessa forma, que os reatores estudados apresentaram uma faixa de pH adequada para que o processo anaeróbio ocorresse de maneira adequada e estável.

No presente estudo observou-se nos lodos do R6 e R8 valores mais elevados de AGV, $109,75 \pm 53$ e $103,76 \pm 23$ mgHÁc/L-1 respectivamente, e os

demais reatores apresentaram valores na faixa de $44,77 \pm 19,0$ a $61,40 \pm 22,0$ mgHÁc/L-1, corroborando com Bouzas et al. (2007), que obtiveram dados de produções máximas de AGV em um TRS entre 6 e 8 dias.

Quanto aos valores de alcalinidade, os lodos dos reatores apresentaram concentrações médias que variaram de $380,67 \pm 219,00$ a $563,80 \pm 116,17$ mgCaCO₃/L, no R20 e R6 respectivamente, mostrando uma suave diminuição após o R8.

Os valores de sólidos totais e suspenso dos lodos apresentaram uma tendência de crescimento do R2 ao R8, com concentrações de sólidos totais que variaram de $13,53 \pm 2,54$ g/L no R2 e de $22,68 \pm 1,57$ g/L no R8. No R10 e R20, esses valores se mostraram bastante semelhantes, $20,54 \pm 1,75$ g/L e $20,69 \pm 1,56$ g/L. Observou-se que a fração volátil representava a maior parte do lodo, alcançando uma média de 70% dos sólidos totais. Esse valor é considerado adequado para lodos de tratamento de esgoto.

A Tabela 2 apresenta os valores médios para DQO total e solúvel, NTK e fósforo total e a Tabela 3 apresenta os valores percentuais de nitrogênio e fósforo em função dos sólidos totais.

Tabela 2. Valores médios e desvios padrão de Nitrogênio (NTK), Fósforo total, DQO_T e DQO_S.

| | NTK (g/kg ST) | Fósforo total (g/kg ST) | DQO _T (g O ₂ /L) | DQO _S (mg O ₂ /L) |
|-----|------------------|----------------------------|---|--|
| R2 | 41,1 ± 1,8 | 12,6 ± 2,2 | 20,5 ± 4,1 | 309,4 ± 70,6 |
| R6 | 42,4 ± 2,4 | 12,2 ± 0,7 | 17,9 ± 8,2 | 312,0 ± 133,3 |
| R8 | 46,2 ± 2,9 | 11,9 ± 1,7 | 33,1 ± 3,0 | 247,8 ± 109,5 |
| R10 | 54,0 ± 1,8 | 19,3 ± 4,7 | 25,5 ± 1,5 | 171,5 ± 70,9 |
| R20 | 52,6 ± 1,9 | 16,0 ± 3,6 | 27,2 ± 2,7 | 132,1 ± 70,3 |

Tabela 3. Relações NTK/ST e Fósforo/ST.

| | R2 | R6 | R8 | R10 | R20 |
|----------|------|------|------|------|------|
| N/ST (%) | 4,1% | 5,5% | 4,6% | 5,4% | 5,3% |
| P/ST (%) | 1,2% | 1,1% | 1,2% | 1,7% | 1,6% |

N – Nitrogênio Total Kjeldahl; ST- Sólidos Totais; P- Fósforo total.

Os valores médios das concentrações de fósforo e NTK (Tabela 2) mostram que as concentrações de NTK variaram de 38,38 a 54,49 g/kg ST. Quanto ao fósforo, os valores médios variaram de 11,22 a 19,31 g/kg ST. É relevante observar que tanto as concentrações de nitrogênio como as de fósforo tendem a aumentar com o aumento do TRS. Isso se explica devido à assimilação do nitrogênio e do fósforo presentes no esgoto, causada pelo anabolismo da biomassa de lodo que cresce dentro dos reatores e pela assimilação de compostos nitrogenados e fosforados pela camada de EPS formada nos flocos de lodo.

Segundo Metcalf e Eddy (2016), os valores percentuais de nitrogênio com relação aos sólidos totais (N,%-ST) para lodos secundários devem aparecer na faixa de 2,4% a 5%. Para o fósforo, a relação fósforo e sólidos totais (P,%-ST) deve aparecer dentro de uma faixa de 2,8 a 11,0%. As relações obtidas observadas na Tabela 3 demonstraram que para todos os lodos a relação do nitrogênio com os ST apresentou valores dentro da faixa. No entanto, foram observados valores muito baixos para a relação fósforo e ST, na qual todos os lodos estudados se apresentaram na faixa de lodo primário citada por Metcalf e Eddy (2016), 0,8% a 2,8 %. Isso pode ser justificado devido ao baixo TRS dos reatores anaeróbios, uma vez que não se realiza todo o processo de digestão anaeróbia pelo processo sintrófico das bactérias.

Quanto aos valores de DQO, observa-se na Tabela 2 que houve um crescimento nos valores de DQO_T até o R8, e em seguida uma sutil diminuição, seguindo uma tendência de aumento com o aumento do TRS. Esse comportamento se assemelha ao comportamento observado pelas frações voláteis dos sólidos, e isso pode ser justificado uma vez que existe uma relação entre os valores de SSV da biomassa e a DQO_T .

A porção solúvel apresentou um decréscimo nas concentrações de DQO_S , sendo o valor médio da maior concentração de $0,178 \pm 0,03 \text{ gO}_2\text{L}^{-1}$ encontrada no R8, e a mais baixa no R10 com valor de $0,098 \pm 0,03 \text{ gO}_2\text{L}^{-1}$. A DQO_S dos efluentes observada na Tabela 2 demonstra que em TRS de 2 a 6 dias há a liberação de material solúvel correspondendo à característica acidogênica da etapa da digestão anaeróbica. Em TRS maiores que 6, pode-se observar valores menores da DQO_S pois começa a ocorrer um consumo bastante elevado da DQO_S , uma vez que as metanogênicas surgem no consórcio microbiano. Essa ideia corrobora o afirmado por Miron et al. (2000), sendo esses os reatores onde a digestão anaeróbia passa a ocorrer de forma completa, convertendo os compostos solúveis em metano.

Com relação às EPS e ao SMP, foram analisados em termos de proteínas e carboidratos, sendo estes os principais componentes do lodo (SHENG et al., 2010). Li e Yang (2007) completam essa infor-

mação citando que tanto no EPS como no SMP as proteínas apresentaram-se em maior quantidade, e os carboidratos em menor quantidade. No presente estudo, as concentrações de proteínas foram maiores que as de carboidratos (Figura 2), corroborando os autores citados.

Nesse estudo de caracterização dos lodos anaeróbios provenientes de reatores com baixo TRS, os maiores valores médios para proteínas e carboidratos foram encontrados no R2, sendo 5,88 e 1,56 g/kgST, e os menores valores médios no R20, sendo 0,76 e 0,25 g/kgST. Observa-se que a concentração do material solúvel diminui significativamente com o aumento do TRS, corroborando Li e Yang (2007), e isso pode ser justificado uma vez

que, no processo de tratamento, os microrganismos vão assimilando o material solúvel que está presente na fração líquida, formando assim os agregados das células, ajudando na formação da estrutura do floco do lodo.

Segundo Barker e Stuckey (1999), a produção de SMP tende a diminuir com o aumento do TRS para um mínimo, e então tende a aumentar novamente, indicando a existência de um TRS ótimo para minimizar a produção de SMP, que para sistemas anaeróbios é de aproximadamente TRS de 25 dias. Sendo assim, no presente trabalho, o valor mínimo ocorreu no TRS de 20 dias, seguindo o mesmo comportamento entre a influência do TRS e a concentração de SMP do referido autor.

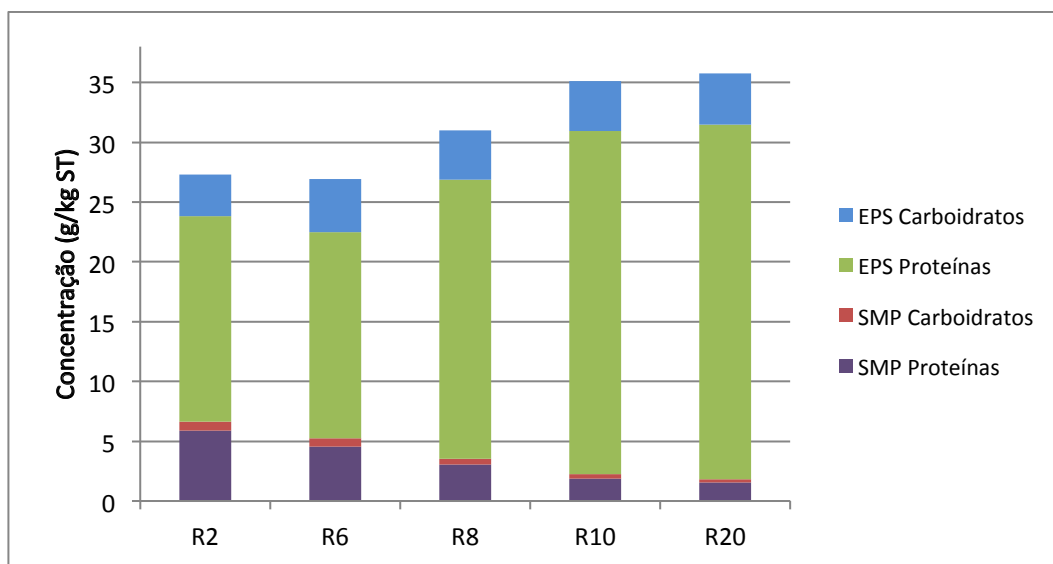


Figura 2. Distribuição de Carboidratos e Proteínas em EPS e SMP.

Segundo Barker e Stuckey (1999), a produção de SMP tende a diminuir com o aumento do TRS para um mínimo, e então tende a aumentar novamente, indicando a existência de um TRS ótimo para minimizar a produção de SMP, que para sistemas anaeróbicos é de aproximadamente TRS de 25 dias. Sendo assim, no presente trabalho, o valor mínimo ocorreu no TRS de 20 dias, seguindo o mesmo comportamento entre a influência do TRS e a concentração de SMP do referido autor.

No que se refere à concentração de EPS, observou-se também uma concentração de proteínas predominante em relação à de carboidratos. Os valores de proteínas máximos e mínimos foram de 17,16 e 29,65 g/kgST no R2 e R20 respectivamente, mostrando uma tendência de aumento da concentração ao longo do TRS. Para os valores máximos de carboidratos no EPS, foi de 4,41 e 3,5 g/kgST nos reatores R6 e R2 respectivamente, apresentando valores muito próximos entre si e sem mostrar grandes variações com o TRS, conforme encontrado no estudo de Li e Yang (2007).

A dinâmica do SMP e EPS no reator é fundamental para o bom funcionamento do sistema. Luna

et al. (2014) mostraram que a diminuição do SMP ocorre uma vez que o consumo de SMP pelos microrganismos é maior do que a produção, isso porque utilizam esse material como fonte de carbono; enquanto o EPS tem como principal função a adesão celular, criando a matriz para formação dos grânulos.

Sendo assim, observa-se que o aumento do TRS promoveu a diminuição do SMP, uma vez que esse consumo favorece a formação de aglomerados, aumentando os níveis de EPS, representando elevada atividade biológica, que permite melhor remoção de DQO.

4.2 Eficiência de remoção reatores anaeróbios de manta de lodo de fluxo ascendente

O desempenho dos reatores anaeróbios de manta de lodo de fluxo ascendente foi avaliado a partir da remoção de DQO solúvel. De acordo com a Figura 3, a eficiência de remoção encontrada nos reatores com TRS de 2 a 8 dias é baixa, situando-se entre 30-40%, e alcançando valores maiores nos reatores 10 e 20 dias apresentando remoções de 64 e 58%.

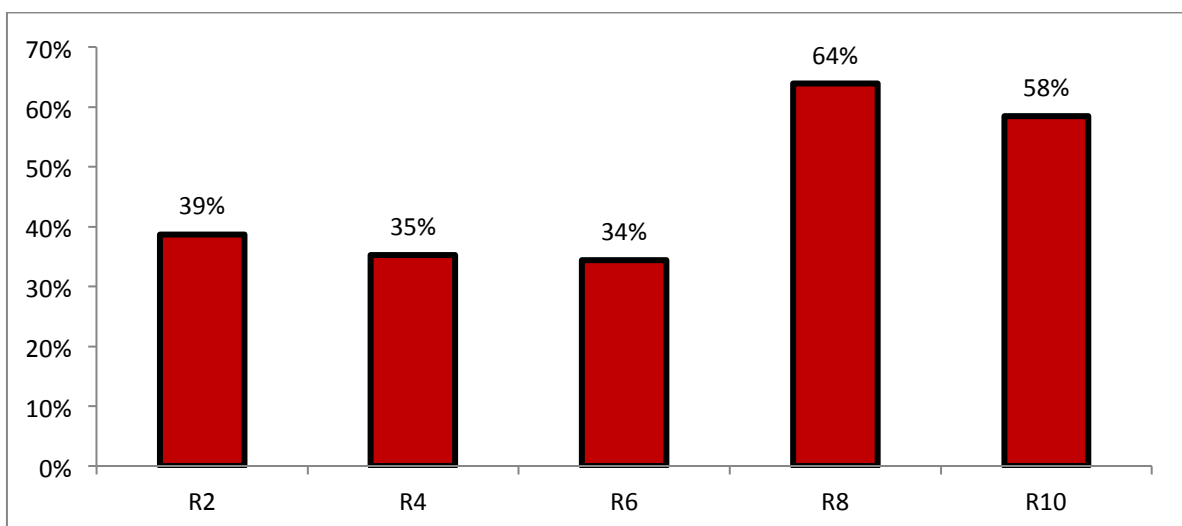


Figura 3. Valores remoção da DQO solúvel por reator.

Santiago-Díaz e Salazar-Peláez (2017), utilizando um sistema de tanque séptico e UASB com dois compartimentos, obtiveram uma remoção de DQO solúvel de 54,8% e DQO total de 75,2%. Al-Shayah e Mahmoud (2008) encontraram um percentual de 56% na DQO em um sistema tanque séptico UASB com único compartimento.

Observando esses valores, percebe-se que os reatores anaeróbios de manta de lodo de fluxo ascendente de baixos TRS apresentaram no R10 e R20 desempenho dentro dos valores encontrados na literatura. Quanto ao R2, R6 e R8, eles apresentaram percentuais de remoção de DQO solúvel abaixo. Segundo Van Hann del et al. (2015), a idade de lodo ou TRS do reator é um parâmetro fundamental no tratamento; quanto menor for o TRS, maiores serão as concentrações de DQO no efluente e menor será a fração digerida no lodo.

Luna et al. (2014) relataram que a maior atividade biológica, bem como níveis mais altos de remoção de DQO, foram encontrados quando ocorreram níveis mais elevados de EPS no reator. O presente estudo também apresentou as maiores remoções de DQO nos reatores que apresentaram maiores concentrações de EPS no lodo, os quais R10 e R20.

A Tabela 4 apresenta os valores médios de sólidos totais de entrada e que são gerados diariamente nos reatores e compõem os lodos em cada reator anaeróbio estudado.

Tabela 4. Valores médios de entrada e produção de lodo nos reatores.

| Reatores | Entrada Esgoto (g/d) | Saída Lodo (g/d) |
|----------|----------------------|------------------|
| R2 | 21,84 | 3,38 |
| R6 | | 3,85 |
| R8 | | 5,67 |
| R10 | | 5,87 |
| R20 | | 5,91 |

Com base nos valores da Tabela 4 percebe-se o aumento de sólidos totais em função do aumento

do TRS, ou seja, quanto maior o TRS, maior será a quantidade de lodo (sólidos) gerado. Ressalta-se que os dados apresentados referem-se à massa de sólidos gerada nos reatores, mas parte desse lodo vem a ser retirada diariamente dos reatores como descarte (chamado lodo de excesso), os quais 1,69 g, 0,64 g, 0,71 g, 0,59 g e 0,30 g para o R2, R6, R8, R10 e R20, respectivamente.

Salienta-se que o baixo TRS não permite a realização da digestão anaeróbia completa, fazendo com que esse lodo não esteja tão estabilizado quanto os gerados nos tratamentos onde há digestão anaeróbia completa. Assim, técnicas podem ser utilizadas para o tratamento e o aproveitamento do lodo, buscando associar a estabilização do lodo à produção de energia e à recuperação de nutrientes.

5 CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

A partir do estudo do lodo anaeróbio em diferentes TRS, foi possível observar que o pH e a alcalinidade não apresentaram alterações bruscas e promoveram condições ótimas para o desenvolvimento de todo o consórcio microbiológico necessário para efetuar a digestão anaeróbia. Com isso houve o crescimento da microbiota, representado pelo aumento valores de SSV ao longo do TRS.

Observando os valores presentes nos lodos percebeu-se que o material solúvel (proteínas e carboidratos) diminuiu com o aumento do TRS, pois se formaram agregados de células que utilizaram o material solúvel, indicando o início da fase metanogênica nos lodos de TRS mais elevados. Por outro lado, o nitrogênio e o fósforo no lodo aumentaram com TRS, fato que se deve ao acúmulo de matéria orgânica (microrganismos) no lodo e ao aumento de materiais aderidos à camada de EPS.

A DQO total nos lodos anaeróbios seguiu uma tendência de aumento de sua concentração com o aumento do TRS; no entanto, o R8 apresentou maiores concentrações. Na DQO solúvel, entretanto, foi observado o decréscimo com o aumento do TRS, fato explicado pelas condições acidogênicas nos lodos R2, R6 e R8 e pelo consumo dos materiais solúveis no R10 e R20, prevalecendo condições metanogênicas.

As frações de matéria orgânica analisadas demonstraram que os lodos anaeróbios apresentam uma quantidade baixa de SMP e elevadas quantidades de EPS em TRS mais elevados. Logo, pode-se dizer que há maior quantidade de material biodegradável em lodos de TRS mais elevados.

Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente de baixo TRS deste estudo promoveram remoção de DQO solúvel de até 68%. Também proporcionaram um volume de lodo menor que aqueles gerados nos decantadores primários; isso porque o volume de lodo descartados nesse sistema é inferior, variando de 1,69 a 0,30 g/d. Apesar de os lodos não estarem estabilizados, há possibilidade de buscar técnicas para tratamento do lodo aplicando a digestão anaeróbia com potencial para produção de biogás e a recuperação dos nutrientes presente nos lodos.

6 AGRADECIMENTOS

Agradecemos o apoio à presente pesquisa dado pela CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), pelo CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) e pela FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos), na concessão de suporte financeiro para as atividades realizadas.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AL-SHAYAH, M.; MAHMOUD, N. Start-up of an UASB-septic tank for community on-site treatment of strong domestic sewage. **Bioresource Technology**, vol. 99, p. 7758–7766, 2008.
- ANDREOLI, C. V. (Org.). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro : RiMa, FINEP/PROSAB, ABES, p. 282, 2001.
- APHA. American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington, p. 1360, 2012.
- APPELS, L.; BAEYENS, J.; DEGREVE, J.; DEWIL, R. Principles and potential of the anaerobic digestion os waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**. Vol.34. p.755-781. 2008.
- BARKER, D. J.; STUCKEY, D. C. A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems. **Water Research**, vol. 33, n°. 14, p. 3063–3082, 1999.
- BOUZAS, A.; RIBES, J.; FERRER, J.; SECO, A. Fermentation and elutriation of primary sludge: Effect of SRT on process performance. **Water Research** vol. 41. p.747-756. 2007.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Biological Wastewater Treatment Series**. Volume 4: Anaerobic Treatment. IWA Publishing, London, UK, p. 176, 2007.
- DUBOIS, M.; GILLES, K.A.; HAMILTON, J.K.; REBERS, P.A.; SMITH, F. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. **Analytical Chemistry**, n. 28, p. 350-356, 1956.
- FRØLUND, B.; PALMGREN, R.; KEIDING, K.; NIELSEN P. H.; Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin. **Water Research**, vol. 30, n° 8, p.1749-1758, 1996.
- KIM, J.; PARK,C.; KIM, T.; LEE, M.;KIM, S; KIM, S-W.; LEE, J. Effects of Various Pretreatments for Enhanced Anaerobic Digestion with Waste Activated Sludge. **Journal of Bioscience and Bioengineering**. Vol 95, n.3, p.271-275. 2003.
- LI, X. Y.; YANG, S. F. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge. **Water Research**, Vol 41, p. 1022-1030, 2007.
- LIU, X.; DONG, B.; DAI, X. Hydrolysis and acidification of dewatered sludge under mesophilic, thermophilic and extreme thermophilic conditions: Effect of pH. **Bioresource Technology**, n. 148, p.461-466, 2013.
- METCALF & EDDY. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de recursos**. 5ª edição - Porto Alegre: AMGH, 1980 p., 2016.

MIRON, Y.; ZEEMAN, G.; VAN LIER, J. B.; LETTINGA, G. The role of sludge retention time in the hydrolysis and acidification of lipids, carbohydrates and proteins during digestion of primary sludge in cstr systems. **Water Research**, vol. 34, n. 5, p. 1705–1713, 2000.

MOTA, V. T.; SANTOS, S. F.; ARAÚJO, T. A.; AMARAL, M. C. S. Evaluation of titration methods for volatile fatty acids measurement: effect of the bicarbonate interference and feasibility for the monitoring of anaerobic reactors. **Water Practice & Technology**, vol 10, n. 3, p. 485-495, 2015.

LOWRY, O.; ROSEBROUGH, N.; FARR, A.; RANDALL, R. Protein measurement with the folin phenol reagent. **J. Biol. Chem.** 193, P.265–275, 1951.

LUNA, H.J.; BAÊTA, B.E.L.; AQUINO, S.F.; RODRÍGUEZ SUSAS, M.S. EPS and SMP dynamics at different heights of a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR). **Process Biochemistry**, vol. 49, p. 2241–2248, 2014.

RANI, R.U.; KALIAPPAN, S.; KUMAR, S.A.; BANU, J.R. Combined treatment of alkaline and disperser for improving solubilization and anaerobic biodegradability of dairy waste activated sludge. **Bioresource Technology**, n. 126, p. 107-116, 2012.

SABESP. **Destinação Final de Lodos de ETAs e ETEs**, 2015. Disponível em: <<https://www.tratamentodeagua.com.br/artigo/destinacao-final-de-lodos-de-et-as-e-et-es/>>. Acesso em: 05 de out. 2017.

SANTIAGO-DÍAZ, A. L and SALAZAR-PELÁEZ, M. L. Start-up phase of a UASB-septic tank used for high strength municipal wastewater treatment in Mexico. **Water Practice & Technology**, vol.12, nº. 2, p. 287-294, 2017.

SHENG, G.P.; YU, H. Q.; LI X. Y. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: A review. **Biotechnology Advances**, vol 28, p. 882-894, 2010.

VAN HAANDEL, A.; SANTOS, S. L.; CHAVES, S. R. M.; COSTA, J. W. N. Influência do projeto do separador de fases no desempenho do reator UASB no tratamento de águas residuais municipais. **Revista DAE**, v. 63, p. 69-80, 2015.

XU, J.; YUAN, H.; LIN, J.; YUAN, W. Evaluation of thermal, thermal-alkaline, alkaline and electrochemical pretreatments on sludge to enhance anaerobic biogas production. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 45, p. 2531–2536, 2014.

Estudo do crescimento da microalga *Scenedesmus acuminatus* (Lagerheim) Chodat 1902 em águas residuárias

Study of the growth of Microalgae Scenedesmus acuminatus (Lagerheim) Chodat 1902 in Wastewater

- **Data de entrada:**
28/06/2017
- **Data de aprovação:**
15/03/2018

Iana Chaiene de Araujo Vidal* | Weruska Brasileiro Ferreira | Maniza Sofia Monteiro Fernandes |
Thiago Santos de Almeida Lopes | William de Paiva

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.031>

Resumo

As microalgas são fontes potenciais de produção de biocombustíveis. Todavia, o alto custo de cultivo ainda inviabiliza o processo. Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi avaliar a produção de microalgas utilizando como meio alternativo as águas residuárias. A microalga estudada foi a *Scenedesmus acuminatus*, cultivada em meio Wright's Cryptophyte (WC), sob a qual foram adicionadas diferentes concentrações de efluente para avaliar os parâmetros cinéticos, produtividade de biomassa e lipídica e as remoções de DQO. Constatou-se que a concentração ideal de desenvolvimento para tal microalga é de 100% de efluente em seu meio. A remoção de DQO foi mais eficiente no cultivo com 80% de efluente, alcançando redução de 32,8%. A biomassa da *S. acuminatus* cultivada com adição de 100% de efluente apresentou produção de 10,42% de lipídios. Os métodos estatísticos indicaram forte correlação entre os parâmetros velocidade específica de crescimento, tempo de geração e remoção de DQO; já a produtividade apresentou correlação moderada com todos os parâmetros, exceto com a variável correspondente à remoção de DQO. A viabilidade da inserção do efluente resultante do tratamento anaeróbio de esgoto doméstico no cultivo das microalgas foi comprovada quando se detectou excelente adaptação e consequente desenvolvimento da microalga submetida a diferentes proporções do efluente em seu cultivo.

Palavras-chave: Microalgas. Biocombustíveis. Águas residuárias.

Iana Chaiene de Araujo Vidal – Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental (UEPB). Mestrado em andamento em Engenharia Civil e Ambiental (UFCG).

Weruska Brasileiro Ferreira – Bacharel em Engenharia Química (UFPB). Mestre em Engenharia Química (UFCG). Doutorado em Engenharia Química (UFCG). Professora do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UEPB.

Maniza Sofia Monteiro Fernandes – Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental (UEPB). Mestre em Engenharia Química (UFCG). Doutorado em andamento em Engenharia Química (UFCG).

Thiago Santos de Almeida Lopes – Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental (UEPB). Mestrado em andamento em Engenharia Civil e Ambiental (UFPB).

William de Paiva – Licenciado em Matemática (UEPB). Bacharel em Engenharia Civil (UFPB). Mestre em Engenharia Civil (UFCG). Doutor em Engenharia Civil (UFPE). Professor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UEPB.

***Endereço para correspondência:** Rua Floriano Peixoto nº 913, Ingá, PB. E-mail: iana-chaiene@hotmail.com.

Abstract

*Microalgae are potential sources of biofuel production; however, cultivation high costs still makes the process impractical. In this way, the purpose of this article was to evaluate the microalgae production using wastewater as a culture alternative medium. The microalgae studied was *Scenedesmus acuminatus*, grown in Wright's Cryptophyte (WC) medium, under which different effluent concentrations were added to evaluate kinetic parameters, biomass and lipid yield and COD removals. It was found that the optimal concentration for developing these microalgae was 100% effluent in its medium. The COD removal was more efficient in the culture with 80% effluent reaching a reduction of 32.8%. The biomass of *S. acuminatus* cultivated with 100% effluent addition showed 10.42% of lipid production. The statistical methods indicated a strong correlation between the parameters specific growth rate, generation time and COD removal, since productivity showed moderate correlation with all parameters, except with the corresponding variable to COD removal. The insertion viability of effluents generated from anaerobic treatment of domestic sewage in microalgae cultivation was proven when it was detected an excellent adaptation and consequent microalgae growth after submitted to different proportions of the effluent in its culture.*

Keywords: Microalgae. Biofuels. Wastewater.

1 INTRODUÇÃO

O mundo atual está enfrentando muitos desafios ambientais, como a crise energética, a poluição da água, do ar e do solo e o aquecimento global, e outros. Destes, a crise energética apresenta-se como um dos problemas mais críticos neste novo milênio.

O esgotamento das reservas de combustíveis fósseis, vinculado ao aumento da procura global de energia e sua associação com a emissão de gases do efeito estufa, eclodiu na necessidade do desenvolvimento de fontes energéticas alternativas renováveis, biodegradáveis, de produções limpas e atóxicas, que apresentem custo competitivo com as atuais fontes de energia e que ocasionem os menores impactos possíveis ao meio ambiente.

Nesse contexto, uma alternativa que tem se destacado é o uso de biocombustíveis, definido como energias renováveis, oriundas de produtos vegetais e animais, que liberam de maneira significativa menor quantidade de poluentes em relação aos combustíveis derivados do petróleo (SILVA e KONRADT-MORAES, 2005).

O biocombustível que vem se destacando no cenário mundial atualmente é representado em sua maioria pelos derivados de culturas terrestres, tais como: soja, milho e cana-de-açúcar. No entanto, vem a cada dia sendo pressionado pelo mercado de alimentos devido à necessidade de enormes áreas de terra agricultáveis para sua produção, além de contribuir com a escassez de água e o desmatamento da flora natural (VIEIRA, 2013). Como solução para essa questão, surgem as microalgas, uma opção atraente para aliar o seu alto teor energético à facilidade de absorção de grande quantidade de CO₂ durante seu processo de crescimento (VIDAL, 2016).

Segundo Lourenço (2006), as microalgas são microrganismos fotossintéticos que utilizam energia solar associada com água e o gás carbônico (CO₂) para produzir biomassa, sendo a fotossíntese o processo chave para transformar a energia solar em formas de energia disponível para toda vida orgânica no ambiente. Assim, as microalgas vêm sendo consideradas como uma fonte potencialmente útil para a produção de biodiesel, pois sua produtividade supera a de qualquer vegetal comercialmente produzido no mundo, sendo os

rendimentos em óleo por hectare equivalente de área utilizada, de ordens de grandeza superiores às das oleaginosas tradicionais (CHISTI, 2007).

Apesar do grande potencial das microalgas, o cultivo desses organismos em seu meio de cultura sintético tem custos elevados. Para diminuir os custos e viabilizar o cultivo desses seres autotróficos, tem-se utilizado como alternativa bastante inovadora a utilização de águas residuárias. Com essa nova vertente, é possível obter a redução desses custos, promover maior incentivo ao reúso da água, produzir biomassa microalgal com valor de mercado competitivo e atenuar os gastos associados aos sistemas de tratamento de efluentes (PITTMAN et al., 2011).

Antes do lançamento em corpos de águas, a depender de sua classificação, faz-se necessário que o esgoto sanitário seja previamente tratado, atingindo os padrões estabelecidos na resolução CONAMA nº 430/2011. O tratamento mais difundido atualmente é o biológico, e este pode ser aeróbio ou anaeróbio, estando inserido nessas duas formas diversas configurações e modalidades de tratamento (VIDAL, 2016).

Segundo Von Sperling (2016), o reator UASB (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket) é considerado uma tendência em tratamento de esgotos no país. Esse sistema apresenta vantagens quando diz respeito à quantidade de área requerida para seu funcionamento, baixo custo de operação, manutenção e simplicidade operacional. Contudo, tem-se uma reduzida capacidade de suportar cargas tóxicas, extenso intervalo de tempo para o início do sistema, suscetibilidade a variações ambientais e há necessidade de pós-tratamento (CHERNICHARO, 1997).

A retirada de nutrientes em águas residuárias ajuda a preservar o corpo aquático receptor do efluente, pois a presença de fósforo e nitrogênio, em combinação com o CO₂, acelera o processo de eutrofização do corpo hídrico (CHEIS, 2014). Vidal (2016) destaca que, sendo o efluente do re-

ator UASB rico nesses nutrientes, as microalgas podem utilizá-los para seu crescimento e desenvolvimento, diminuindo os custos de alimentação e manutenção do cultivo.

Desse modo, quando há a utilização do esgoto pós-tratado em reator UASB como substrato para as microalgas, evita-se o pós-tratamento desse efluente, além de não o lançar diretamente em corpos hídricos, direcionando-o para fins mais nobres: reduzindo a quantidade de água total no cultivo das microalgas, diminuindo a quantidade de meio sintético utilizado, reduzindo os custos para sua produção, além de uma posterior geração de energia limpa e renovável a partir deste processo (VIDAL, 2016).

Muitas microalgas são utilizadas no tratamento de águas residuárias por promoverem a depuração das águas quando absorvem os contaminantes e os nutrientes solúveis em quantidades maiores do que precisam para seu crescimento, resolvendo assim os problemas de acumulação de biomassa do processo e de eutrofização (MULBRY, 2008).

A espécie da microalga *Scenedesmus acuminatus* (Lagerheim) Chodat 1902 destaca-se por sua elevada produtividade lipídica, assim como de biomassa, o que favorece a produção de biocombustíveis. Além disso, apresenta-se como candidata em potencial para mitigação das emissões de CO₂ e remediação de águas residuárias (BAUMGARTNER et al., 2013).

Baseado nessa questão, este artigo teve por objetivo avaliar o potencial biotecnológico da microalga *Scenedesmus acuminatus* para fins de produção de biocombustível, estudando-a por meio dos parâmetros cinéticos, produtividade de biomassa, remoção da demanda química de oxigênio e concentração de lipídios, utilizando como meio de cultura efluente de tratamento anaeróbio de esgoto doméstico a fim de promover um destino adequado para esses resíduos líquidos, bem como reduzir o custo dos cultivos.

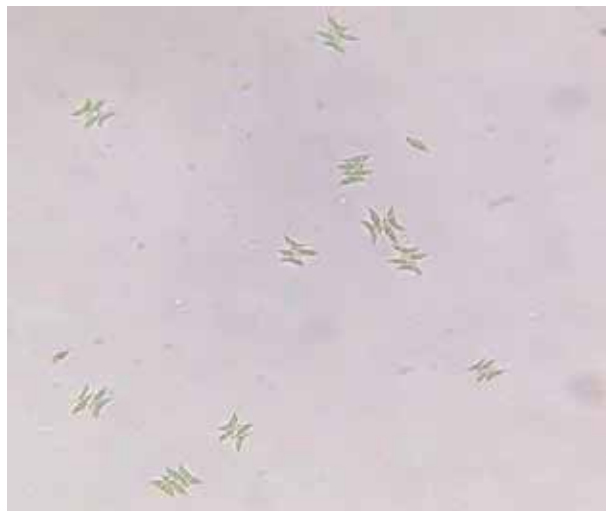
2 METODOLOGIA

2.1 Microalga *Scenedesmus acuminatus*

O presente estudo foi realizado no Laboratório de Saneamento Ambiental situado no Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade

Estadual da Paraíba, localizado na cidade de Campina Grande - PB. A cepa da microalga *Scenedesmus acuminatus* (Figura 1) utilizada nesse estudo foi fornecida pela Universidade Federal de Campina Grande.

Figura 1 - Fotomicrografia da microalga *Scenedesmus acuminatus*



Fonte: Autores (2016).

2.2 Meio de Cultivo

Para o cultivo da *Scenedesmus acuminatus* utilizou-se o meio sintético *Wright's Cryptophyte* (WC), desenvolvido por Guillard e Lorenzen (1972).

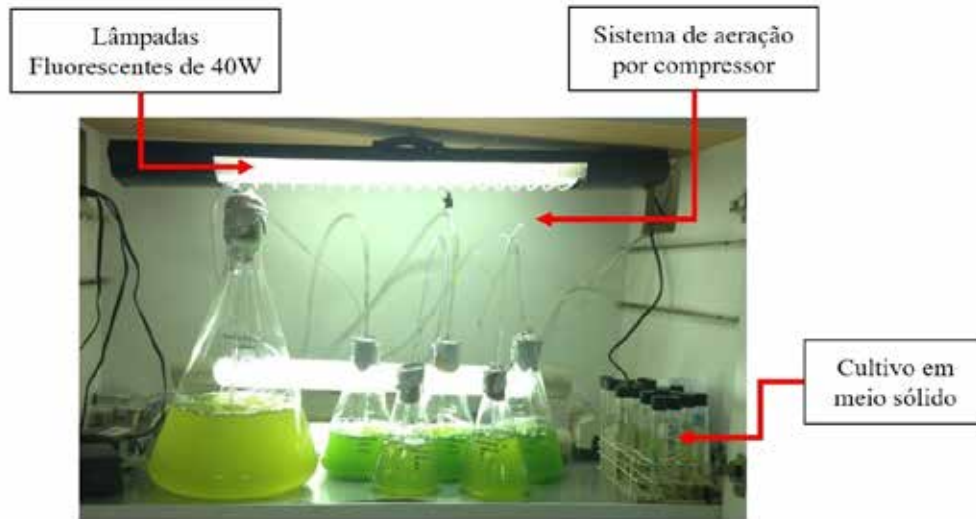
Com o intuito de verificar a concentração de melhor adaptação da *Scenedesmus acuminatus*, adicionou-se o efluente de UASB em diferentes proporções ao meio de cultura (20%, 30%, 50%, 70%, 80% e 100%). Essas proporções indicam que, por exemplo, 20% do volume do meio de cultivo foi de efluente de UASB.

O efluente do reator UASB foi fornecido pela Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários, localizada na cidade de Campina Grande-PB. Salienta-se que o esgoto bruto da cidade apresentou DQO de 810 mg.L⁻¹ e com o tratamento anaeróbico este revelou uma redu-

ção para 432,5 mg.L⁻¹. O pH do efluente foi de 8 e a temperatura de 25°C, sendo este armazenado sob refrigeração.

2.3 Aclimação dos Cultivos

A aclimação dos cultivos foi realizada de modo a estabelecer um ambiente propício para a otimização do crescimento da *Scenedesmus acuminatus*. As culturas foram desenvolvidas em erlenmeyres de 500mL, que foram utilizados como fotobioreatores e incubados a temperatura de 26°C±2, com agitação por meio de injeção direta de ar comprimido para garantir a homogeneização do meio e expostos por um período de 12 horas à iluminação de lâmpadas fluorescentes de 40W. A Figura 2 ilustra as condições de aclimação adotadas para o desenvolvimento da microalga.

Figura 2 - Aclimação dos cultivos da microalga

Fonte: Autores (2016).

2.4 Determinação dos Parâmetros Cinéticos

Hiss (2001) descreve o procedimento para determinação dos parâmetros cinéticos, e estes são relatados a seguir:

2.4.1 Crescimento

Com o auxílio da microscopia óptica (aumento de 400x), foi possível determinar o crescimento das microalgas, avaliando-se a densidade celular em função do tempo de cultivo em cada uma das unidades experimentais. As amostras foram retiradas após o início dos cultivos, a cada 24 horas, para contagem de células em câmara de Neubauer, determinando, desse modo, a densidade celular expressa em número de células por mililitro de cultivo (células.mL⁻¹).

A contagem de células foi realizada em triplicata. O número de células corresponde à média geométrica das três contagens. O tempo de cultivo foi expresso pela quantidade de dias decorridos desde o início da inoculação (período de adap-

tação – fase lag) até o alcance máximo da densidade celular (fase estacionária). Os gráficos de dispersão foram plotados para representar as curvas de crescimento da *S. acuminatus*, em que o eixo das abscissas corresponde ao o tempo de cultivo em horas e o eixo das ordenadas ao número de células. mL⁻¹.

2.4.2 Velocidade Específica de Crescimento

A velocidade de crescimento é diretamente proporcional à concentração de microrganismos em um dado instante. A fração pela qual a população cresce na unidade de tempo é dada por $\mu_{m\acute{a}x}$, que representa a velocidade específica de crescimento e tem unidade de tempo h⁻¹. Na fase exponencial (ou logarítmica), essa velocidade é constante e máxima, sendo μ_x igual a $\mu_{m\acute{a}x}$. A velocidade específica de crescimento foi calculada por meio da equação (1).

$$\ln X = \mu_{m\acute{a}x} \cdot (t - t_i) + \ln X_i \quad (1)$$

A representação em função do tempo de cultivo na fase exponencial resulta em uma reta com coeficiente angular igual a velocidade específica máxima de crescimento $\mu_{m\acute{a}x}$.

2.4.3 Tempo de geração

A fase exponencial também é caracterizada pelo tempo de geração (t_g), que é o tempo necessário para dobrar o valor da concentração celular ($X = 2X$). O tempo de geração foi calculado por meio da equação (2):

$$t_g = \frac{\ln 2}{\mu_{m\acute{a}x}} = \frac{0,693}{\mu_{m\acute{a}x}} \quad (2)$$

Como $\mu_{m\acute{a}x}$ é constante então t_g também é constante nesta fase.

2.5 Determinação da Produtividade

As análises de produtividade da biomassa cultivada em laboratório foram realizadas em triplicata no início e fim dos cultivos. Foram utilizadas cápsulas de evaporação, como meio suporte da biomassa de *Scenedesmus acuminatus*. Estas foram levadas para a estufa na temperatura de 60°C, visando evaporar toda umidade existente até atingir peso constante. A diferença entre a quantidade de biomassa no fim e no início do cultivo dividido pelo seu respectivo tempo equivale à produtividade da microalga.

2.6 Análise de remoção da demanda química de oxigênio (DQO)

As análises de DQO foram realizadas nos cultivos suplementados com as diferentes proporções de efluente de UASB (20%, 30%, 50%, 70%, 80% e 100%), no intuito de verificar se a *Scenedesmus*

acuminatus promoveria boa redução da DQO, ou seja, da carga poluidora, implicando no tratamento do efluente.

Para realização dessa análise foi utilizado o método recomendado pelo Standard Methods for the examination of water and wastewater (APHA, 2005). As análises foram realizadas nos meios de cultivo antes do inóculo das microalgas para evitar interferências nas leituras causadas pelas células. Após o tempo de estudo que serviu para acompanhar o crescimento das microalgas, separou-se as microalgas dos cultivos por meio da centrifugação e analisou-se a DQO dos sobrenadantes oriundos da separação. Desse modo, foi possível comparar os valores de DQO_{inicial} e DQO_{final} para verificar se a microalga *Scenedesmus acuminatus* promoveu a biorremediação no resíduo líquido em estudo.

2.7 Determinação de Lipídios

Os lipídios foram determinados por meio do método descrito por Folch et al. (1957), que consiste em submeter as amostras à extração por meio de uma mistura de clorofórmio e metanol (2:1) seguida de evaporação do solvente em estufa a 105°C. Devido à resistência da parede celular das microalgas o método foi adaptado, sendo introduzido uma etapa de rompimento celular com o uso de banho ultrassônico.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O cultivo de microalgas tem sido associado a um grande potencial para produção de biocombustíveis. Uma das limitações para essa produção em escala industrial é a disponibilidade de suplementos nutricionais de baixo custo (CHISTI, 2007). Portanto, têm-se realizado diversos estudos com o cultivo de microalgas em efluentes, como uma forma de minimizar os custos inerentes à produção de biocombustíveis a partir das

microalgas (BENEMANN, 2009). Citam-se os estudos de Rossi (2013) e Silva (2014) como exemplos dessa nova vertente.

Para estudar a cinética de crescimento celular em função das diferentes concentrações oferecidas aos cultivos, foram plotadas curvas de crescimento para cada experimento (Figura 3), e assim foram avaliados os parâmetros cinéticos (crescimento celular, velocidades específicas máximas de crescimento e tempos de geração), produtividades de biomassa, remoção da demanda química de oxigênio de cada cultivo com o objetivo de identificar as condições que melhor promoveram o desenvolvimento da microalga em estudo.

A partir dessas curvas observou-se que todas as concentrações favoreceram um excelente desenvolvimento celular da *Scenedesmus acuminatus*, em que todos os cultivos atingiram densidade celular na ordem de 10^7 células.mL⁻¹ ao final dos cultivos.

A curva de crescimento da *Scenedesmus acuminatus* em meio de cultivo WC contendo 20% de efluente de UASB apresenta pequena fase lag, que indicou boa adaptação da microalga nessa proporção do efluente. O cultivo iniciou com $1,39 \times 10^6$ células.mL⁻¹ e finalizou com $1,28 \times 10^7$ células.mL⁻¹, e teve duração de 9 dias.

Os resultados experimentais da *Scenedesmus acuminatus* em meio de cultivo WC contendo 30% de efluente de UASB evidenciaram crescimento mais lento que o cultivo anterior; no entanto, foi o que atingiu a maior densidade celular ($3,55 \times 10^7$ células.mL⁻¹) dentre os demais cultivos.

O cultivo da *Scenedesmus acuminatus* em WC com adição de 50% de efluente de UASB foi o único a iniciar a fase de declínio no nono dia. Tal cultivo iniciou com densidade celular de $2,17 \times 10^6$ células.mL⁻¹ e alcançou a concentração máxima

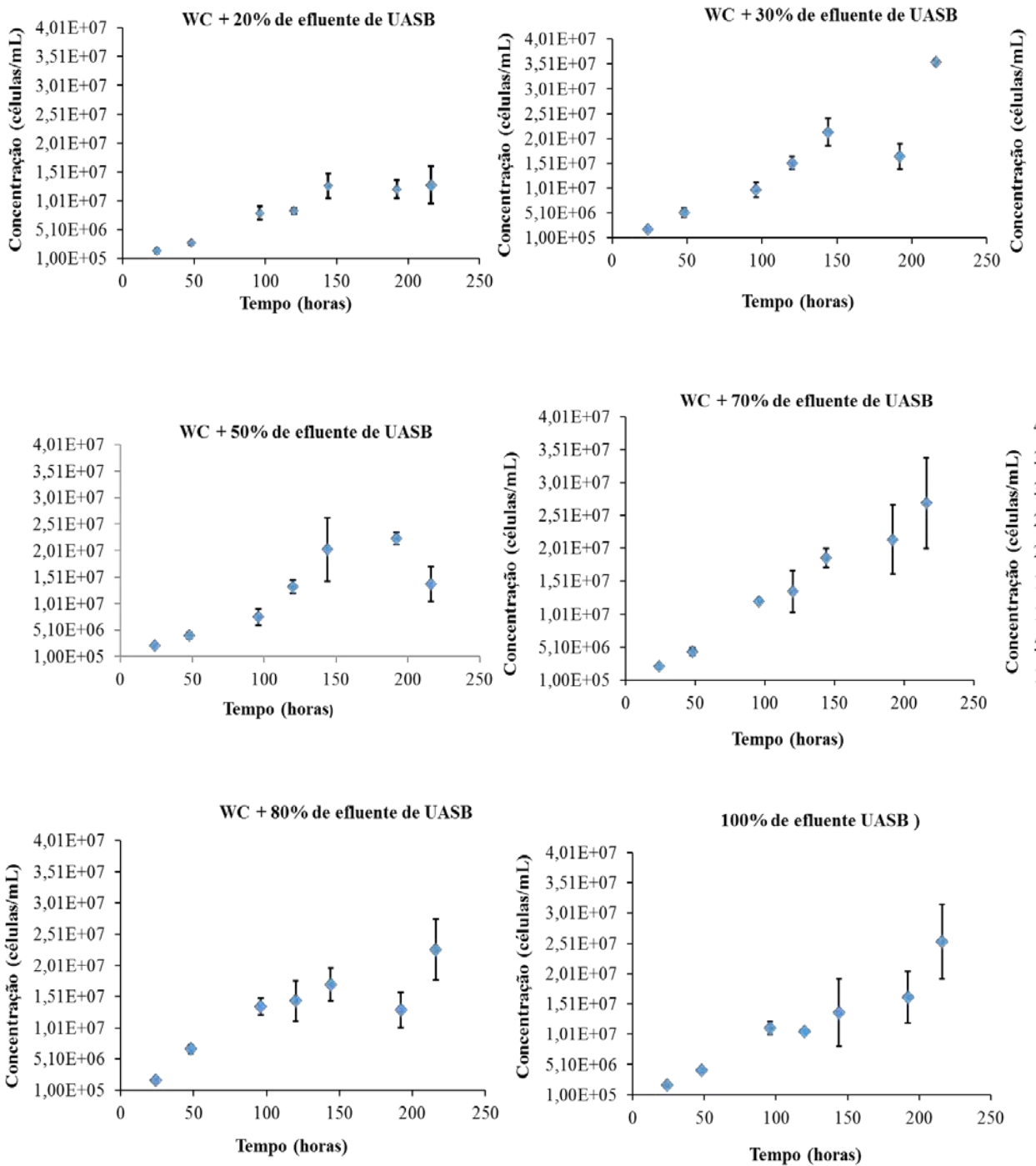
$2,24 \times 10^7$ células.mL⁻¹ no oitavo dia. Rossi (2013), em estudos com a *Scenedesmus acuminatus*, concluiu que as maiores densidades celulares ao final do período de cultivo (16º dia) foram obtidas na concentração de 50% do efluente doméstico de reator UASB.

O cultivo da microalga reportada no estudo em meio WC contendo 70% de efluente de UASB apresentou crescimento contínuo, com rápida adaptação e acelerado desenvolvimento microalgal. O cultivo iniciou com $2,15 \times 10^6$ células.mL⁻¹ e alcançou uma concentração máxima de $2,70 \times 10^7$ células.mL⁻¹ após nove dias.

Os dados experimentais da microalga em estudo, cultivada em WC com adição de 80% de efluente de UASB foram bastante expressivos, provando que o efluente de UASB não é tóxico para as microalgas em estudo e que favorece o seu crescimento, podendo ser utilizado em altas concentrações no meio de cultivo e ainda reduzir os custos ao substituir parcialmente o meio sintético. O cultivo iniciou com $1,67 \times 10^6$ células.mL⁻¹ e finalizou com $2,26 \times 10^7$ células.mL⁻¹.

Assim como o cultivo anterior, os dados experimentais da *Scenedesmus acuminatus* cultivada em 100% de efluente de UASB, ou seja, sem o meio sintético WC exprimiram excelente e constante crescimento das microalgas, mostrando que apenas os nutrientes presentes no efluente de UASB são suficientes para o seu desenvolvimento. O cultivo durou 9 dias e iniciou com $1,68 \times 10^6$ células.mL⁻¹, ao seu término contou com $2,54 \times 10^7$ células.mL⁻¹. Salienta-se que o descarte do meio sintético viabiliza o cultivo da *Scenedesmus acuminatus* para a produção de biocombustíveis ao mesmo tempo em que essa microalga, ao utilizar os nutrientes do efluente, está promovendo seu tratamento.

Figura 3 - Curvas de crescimento da *Scenedesmus acuminatus* em meio WC suplementado com diferentes proporções de efluente de UASB



3.1 Parâmetros Cinéticos, Produtividade e Remoção de DQO

Para avaliação mais aprofundada dos cultivos realizados, a Tabela 1 exibe um resumo dos parâmetros cinéticos, das produtividades de biomassa e da remoção da demanda química de oxigênio dos cultivos de *Scenedesmus acuminatus* sob di-

versas condições de suplementação orgânica com efluente de UASB. A condição de 0% de efluente indica o cultivo da microalga apenas em meio WC, e a condição de 100% indica o cultivo apenas em efluente de UASB. As demais condições correspondem à utilização do meio WC e do efluente de UASB em conjunto, sob diferentes proporções.

Tabela 1 - Parâmetros avaliados nos cultivos de *Scenedesmus acuminatus* suplementados com efluente de UASB

| Efluente de UASB (%) | Velocidade específica $\mu_{m\acute{a}x}$ (h^{-1}) | Tempo de geração (h) | Produtividade de biomassa ($g.L^{-1}.d^{-1}$) | Remoção de DQO (%) |
|----------------------|--|----------------------|---|--------------------|
| 0 | 0,0360 | 19,25 | 0,09560 | - |
| 20 | 0,0239 | 29,00 | 0,09215 | 15,3 |
| 30 | 0,0225 | 30,81 | 0,09689 | 13,9 |
| 50 | 0,0168 | 41,26 | 0,08348 | 15,6 |
| 70 | 0,0235 | 29,50 | 0,08385 | 25,3 |
| 80 | 0,0270 | 25,67 | 0,09607 | 32,8 |
| 100 | 0,0254 | 27,29 | 0,08444 | 30,1 |

Fonte: Autores (2016).

O cultivo realizado com efluente de UASB na proporção de 80% apresentou a melhor velocidade específica de crescimento e, conseqüentemente, o melhor tempo de geração dentre as demais proporções, valores que demonstram pequena distância quando comparados aos valores com cultivo isento do efluente. Destaca-se que os parâmetros cinéticos obtidos a partir do cultivo com 100% de efluente apresentaram grande semelhança com o de 80%, indicando que essas concentrações de efluente de UASB promoveram o melhor desenvolvimento da microalga.

Quando foi avaliada a produtividade de biomassa dos cultivos, percebeu-se que a *Scenedesmus acuminatus* alcançou os maiores valores quando foi cultivada nas menores porcentagens de efluente de UASB, chegando a uma produtividade de $0,0969 g.L^{-1}.d^{-1}$. Esses valores podem ser justificados pela predominância do meio sintético específico da microalga, por meio do

qual a microalga está adaptada e desenvolve-se melhor. Destaca-se, ainda, um alto valor de produtividade no cultivo com 80% de efluente de UASB, valor que pode ter sofrido influência devido à alta quantidade inicial de biomassa (não verificado nos outros cultivos) que se encontrava presente no início do cultivo e que favoreceu seu desenvolvimento.

Dzuman (2013) cultivou a microalga *Scenedesmus acuminatus* em meio Chu padrão e reciclado, com temperatura de $20 \pm 2^{\circ}C$, iluminação com fotoperíodo de 12 horas de luz e aeração efetuada por compressor conectado a um borbulhado contínuo com vazão de $1L.min^{-1}$ de ar, alcançando, após 10 dias, uma produtividade de biomassa de $0,068 g.L^{-1}.d^{-1}$.

Rossi (2013) cultivou em batelada simples na condição otimizada em efluente (50%) cepas de *Scenedesmus acuminatus*. Esta apresentou produtividade de biomassa de $0,034 g.L^{-1}.d^{-1}$.

Já Baumgartner et al. (2013) cultivaram a microalga *Scenedesmus acuminatus* em diferentes meios de cultura, sendo eles meio MC, DM, NPK (10:10:10) e NPK (20:5:10), em que o cultivo utilizando o meio MC apresentou a melhor produtividade de biomassa algácea em função do tempo ($0,0811 \text{ g.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$). Em comparação com o atual estudo, verifica-se que as produtividades encontradas em todos os cultivos foram superiores às referências citadas, revelando que tais cultivos apresentaram excelente cinética de crescimento à microalga *Scenedesmus acuminatus*.

A Tabela 1 também mostra dados de remoção de DQO, obtidos por meio de análises realizadas no início e no fim de todos os cultivos. Pode-se observar que nas concentrações de 80% e 100% de efluente de UASB a microalga reduziu a DQO em 32,8% e 30,1%, respectivamente, sendo esses os melhores resultados e proporções para promover o tratamento do efluente e assim diminuir a sua carga poluidora. Esses valores podem induzir baixa remoção da DQO; contudo o reator UASB onde era gerado o efluente foi operado com alto tempo de detenção hidráulica (12h), recebia microaeração, resultando em eficiência em torno de 70%; logo, a parte mais assimilável já estava consumida, havendo apenas compostos complexos de difícil assimilação pela microalga.

Silva (2014) utilizou esgoto sanitário biodigerido para cultivar a microalga *Scenedesmus* sp. em reatores tipo airlift, e atingiu uma remoção de DQO de 36%, valor bem próximo ao alcançado nesse estudo.

De modo geral, as concentrações de 80% e 100% se destacaram na maioria das análises. Ambas apresentaram as melhores cinéticas de crescimento microalgal e os melhores valores de redução na DQO. Buscando a viabilidade econômica para a produção de biocombustí-

veis, optou-se pela concentração de 100%, pois assim os gastos decorrentes do meio sintético serão ausentes.

É importante ressaltar que todas as concentrações de efluente de UASB promoveram o crescimento da microalga em estudo, podendo qualquer uma ser utilizada em larga escala para a produção de biocombustíveis. O que influenciará na escolha da proporção ideal é o objetivo que se pretende alcançar, seja ele focar na produção de biocombustíveis, seja focar na redução de custos, seja focar na biorremediação do efluente.

3.2 Lipídios na *Scenedesmus acuminatus*

A partir da concentração ótima (100% de efluente de UASB) obtida por meio dos estudos discutidos na seção anterior, foi realizado um cultivo em maior escala (fotobioreator de 6L) para assim quantificar o teor de lipídios contido na biomassa microalgal.

Para essa quantificação foi empregado o método descrito por Folch et al. (1957) na extração dos lipídios, e assim foi possível determinar que, para uma concentração de 100% de efluente de UASB, a *Scenedesmus acuminatus* apresentou um teor de lipídios de 10,42%.

Radmann e Costa (2008), por meio do método proposto por Folch et al., realizaram a quantificação de lipídios totais da microalga *Scenedesmus obliquus* e obtiveram teor lipídico de 6,18%. Baumgartner (2011) realizou extração de lipídios da microalga *Scenedesmus* sp. pelo método de Bligh e Dyer e obteve 8,3% de lipídios totais. Chng et al. (2016) realizaram estudos de extração da microalga *Scenedesmus dimorphus* utilizando a metodologia adaptada de Bligh e Dyer e alcançou teor de 14%.

3.3 Análise Estatística

Para verificar o nível de relação entre os parâmetros descritos na Tabela 1 foi realizado o estudo da matriz de correlação para a microalga *Scenedesmus acuminatus*.

A Tabela 2 apresenta a matriz de correlação entre os parâmetros avaliados para a *Scenedesmus acuminatus*. Constata-se, de modo geral, grande número de parâmetros que se correlacionam entre si, com correlações que chegam à ordem de +/- 0,99.

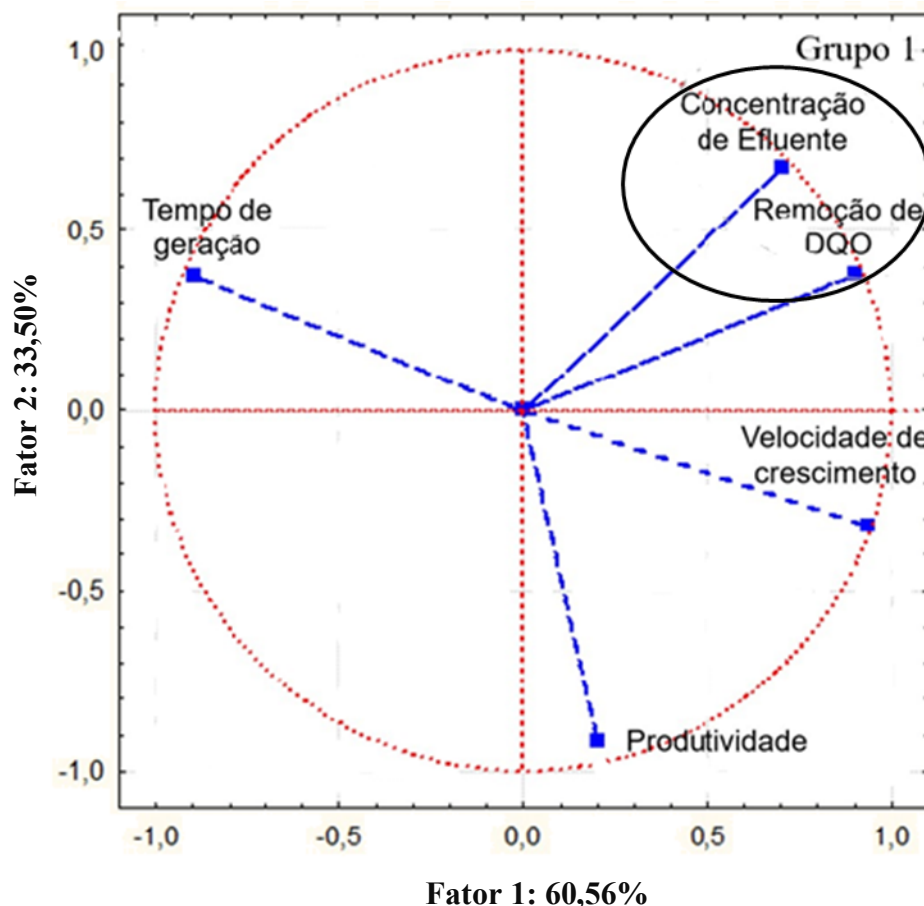
Para essa microalga a remoção de DQO apresentou-se como fator importante para determinados parâmetros, como exemplo para a concentração de efluente de UASB, revelando correlação bastante expressiva e também correlação com a velocidade específica e com o tempo de geração. Essas correlações indicam que reduções eficientes de DQO acontecerão em concentrações elevadas de efluente de UASB com altas velocidades específicas e baixos tempo de geração. Destaca-se correlação moderada (0,4 até 0,6) da produtividade com os demais parâmetros, a exceder com a remoção de DQO.

Tabela 2 - Matriz de correlação para a *Scenedesmus acuminatus*

| Variáveis | % Efluente de UASB | Velocidade específica | Tempo de geração | Remoção de DQO | Produtividade |
|-----------------------|--------------------|-----------------------|------------------|----------------|---------------|
| Efluente de UASB | 1 | | | | |
| Velocidade específica | 0,42 | 1 | | | |
| Tempo de geração | -0,34 | -0,99 | 1 | | |
| Remoção de DQO | 0,91 | 0,70 | -0,62 | 1 | |
| Produtividade | -0,41 | 0,43 | -0,44 | -0,11 | 1 |

Fonte: Autores (2016).

Uma maneira de identificar a formação de grupos com afinidades equivalentes é a Análise em Componentes Principais (ACP). Nesse âmbito, a Figura 4 apresenta os parâmetros que se relacionam e são semelhantes entre si.

Figura 4 - Análise em Componentes Principais para *Scenedesmus*

Fonte: Autores (2016).

Observa-se que a projeção de variação dos dados nos dois eixos principais explicam aproximadamente 95% (Fator 1 + Fator 2) da variabilidade do processo, representando uma ótima correlação entre os dados.

A ACP para *Scenedesmus acuminatus* apresentada na Figura 4 mostra a formação de um grupo correlacionado mais intimamente, e as demais variáveis apareceram de forma isolada. Os resultados obtidos corroboram com a matriz de correlação para esta microalga, expondo a formação de elementos com dispersão semelhante.

Verifica-se que no grupo 1 há uma estreita correlação entre a concentração de efluente com a remoção de DQO, conforme já discutido na matriz de correlação. Destaca-se que ocorreram correlações negativas para essa análise de ACP, verificando inverso de proporcionalidade entre a velocidade específica e o tempo de geração. Além disso, vale salientar que a produtividade apresentou moderada correlação com os demais parâmetros.

4 CONCLUSÕES

Mediante a avaliação do potencial biotecnológico da microalga *Scenedesmus acuminatus* foi possível concluir:

- A produtividade elevada da biomassa de microalgas a partir de águas residuárias oriundas do tratamento de esgoto doméstico indica que esse método de cultivo é viável para geração de biocombustível, avaliado como uma das muitas abordagens utilizadas para produção de energia sustentável e renovável.
- A viabilidade da inserção do efluente resultante do tratamento anaeróbico de esgoto doméstico no cultivo das microalgas foi comprovada quando se observou excelente adaptação e consequente desenvolvimento da microalga submetida a diferentes proporções do efluente em seu cultivo.
- Associando a eficiência do tratamento anaeróbico com o tratamento realizado pelas microalgas foi obtida uma remoção total em torno de 80% da DQO inicial do esgoto doméstico.
- A microalga *Scenedesmus acuminatus* mostrou caminho bastante promissor para a produção do biodiesel a partir da extração de lipídios de sua biomassa, tendo em vista ter apresentado em sua composição teor de lipídios bastante significativo.

Diante da comprovação da viabilidade do cultivo dessa microalga em águas residuárias, pode-se partir para a próxima frente de estudo, que será a produção do biocombustível em si, analisando com mais detalhes os custos desse processo para uma escala real e fazendo comparações com os preços dos combustíveis utilizados atualmente a fim de elucidar a competitividade do biocombustível.

5 REFERÊNCIAS

- APHA, AWWA, WPCF. **Standard methods for examination of water and wastewater**. Washington, 2005. 1134 p, 19ª ed.
- BAUMGARTNER, T.R.S. **Cultivo e extração de óleo das microalgas *Scenedesmus sp.* e *Spirulina sp.* para a síntese de ésteres visando à produção de biodiesel**. 124 p. 2011. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Maringá-PEQ/UEM, Paraná.
- BAUMGARTNER, T. R. S. et al. Avaliação da produtividade da microalga *Scenedesmus acuminatus* (Lagerheim) Chodat em diferentes meios de cultivo. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 11, n. 2, 2013.
- BENEMANN, J.R. **Microalgal Biofuels: A Brief Introduction**. **Benemann Associates and MicroBio Engineering, Walnut Creek, CA**, 2009.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1997.
- CHEIS, D. Remoção de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, no tratamento de esgotos. **Revista TAE**, ed. nº 18, 2014.
- CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae beats bioethanol. **Trends in Biotechnol**, v.26, n. 3, p. 126-131, 2007.
- CHNG, L. M.; CHAN, D. JC; LEE, K. T. Sustainable production of bioethanol using lipid-extracted biomass from *Scenedesmus dimorphus*. **Journal of Cleaner Production**, v. 130, p. 68-73, 2016.
- CONAMA. RESOLUÇÃO CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes**. Brasília: CONAMA, 2011.
- DZUMAN, M. J. **Efeito da reciclagem repetida do meio de cultivo da microalga *Scenedesmus sp.* para a produção de biodiesel**. 100p. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- FOLCH, J.; LESS, M.; SLOANE S. G. H. A simple method for the isolation and purification of total lipides from animal tissues. **Journal of Biological Chemistry**, v. 226, n.1, p.497-509, 1957.
- HISS, Haroldo. Cinética de processos fermentativos. **Biologia industrial**, v. 2, p. 93-122, 2001.
- LOURENÇO, S. O. **Cultivo de Microalgas Marinhas: Princípios e Aplicações**. 1 ed. São Paulo: RiMa, 2006.
- MULBRY, W. et al. Treatment of dairy manure effluent using freshwater algae: algal productivity and recovery of manure nutrients using pilot-scale algal turf scrubbers. **Bioresource technology**, v. 99, n. 17, p. 8137-8142, 2008.

PITTMAN, J. K.; DEAN, A. P.; OSUNDEKO, O. The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. **Bioresource technology**, v. 102, n. 1, p. 17-25, 2011.

RADMANN, Elisangela Martha; COSTA, Jorge Alberto Vieira. Conteúdo lipídico e composição de ácidos graxos de microalgas expostas aos gases CO₂, SO₂ e NO. **Revista Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1609-1612, 2008.

ROSSI, R. A. **Seleção de microalgas dos gêneros Desmodesmus e Scenedesmus produtoras de lipídeos: otimização do cultivo e aplicação do efluente doméstico de reator UASB como substrato alternativo à produção de biodiesel**. 2013. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP), São Carlos.

SILVA, Débora Andreatta da. **Produção de biomassa de microalgas cultivadas em esgoto sanitário biodigerido visando a produção de biodiesel**. 2014.

SILVA, D. A. **Produção de biomassa de microalgas cultivadas em esgoto sanitário biodigerido visando a produção de biodiesel**.

106 f. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciência dos Materiais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

SILVA, J. M.; KONRADT-MORAES, L. C. Vantagens e desvantagens dos biocombustíveis e dos combustíveis fósseis. **Anais do SEMEX**, v. 5, n. 5, 2015.

VIDAL, I. C.A. **Estudo da potencialidade de produção de biocombustíveis entre as microalgas Chlorella sp. e Scenedesmus sp. cultivadas em águas residuárias**. 2016. 103p. Monografia (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2016.

VIEIRA, T. Q. **Uso de resíduos líquidos no cultivo da microalga Chlorella sp, com potencial para produção de biocombustíveis**. 2013. 61p. Monografia (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2013.

VON SPERLING, M. **Urban wastewater treatment in Brazil**. Inter-American Development Bank, 2016.

Flotação por ar dissolvido aplicada no tratamento de efluente de leitos de drenagem

Dissolved air flotation applied to drainage effluent treatment

• **Data de entrada:**
27/09/2017

• **Data de aprovação:**
15/03/2018

André Luiz de Oliveira* | Nilton Fernandes de Oliveira

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.032>

Resumo

Neste trabalho foi avaliada a qualidade da água de lavagem de filtros e do lodo de decantador da Estação de Tratamento de Água Bom Jardim, localizada na cidade de Uberlândia-MG, após tratamento sequencial por leito de drenagem, flotação por ar dissolvido e filtração (LD-FAD-F), todos em escala de bancada. Foram avaliados os efluentes de leitos de drenagem compostos de três tipos de mantas geotêxteis distintas (LD1, LD2 e LD3). Os experimentos foram conduzidos inicialmente sem adição de agente coagulante ou auxiliar de coagulação/floculação na FAD, e em seguida foram conduzidos experimentos nos quais foram avaliadas as dosagens de Sulfato de Alumínio de 5, 10 e 15 mg/L. Os resultados obtidos confirmaram a eficiência do sistema e sua potencialidade de utilização no tratamento desse tipo de resíduo de ETA. Independentemente do leito de drenagem avaliado, o sistema FAD-F foi capaz de remover, em média, 95% de cor aparente, 98% de turbidez e 80% de cor verdadeira.

Palavras-chave: Leito de Drenagem. Flotação por Ar Dissolvido. Filtração.

Abstract

In this study, we evaluated the quality of the filter backwash water and sludge decanter Water Treatment Plant, located in Uberlandia, Minas Gerais, after sequential treatment with drainage bed, dissolved air flotation and filtration (LD -FAD-F), all in bench scale. They were evaluated effluent drainage bed made up of three distinct types of geotextile webs (LD1, LD2 and LD3). The experiments were first conducted without adding coagulant or aids in the coagulation/flocculation FAD and were then conducted experiments in which we evaluated the aluminum sulfate dosages of 5, 10 and 15 mg/L. The results obtained confirmed the efficiency of the system and their potential use in the treatment of such WTS. Regardless of the drainage bed evaluated FAD-F system was able to remove, on average, 95% of apparent color, turbidity 98% and 80% true color.

Keywords: System Draining Beds. Dissolved Air Flotation. Filtration.

André Luiz de Oliveira – Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestre e Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC-USP). Professor Associado da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia.

Nilton Fernandes de Oliveira – Engenheiro Ambiental pela Universidade de Uberaba (UNIUBE). Mestre em Engenharia Civil, com ênfase em Infraestrutura Engenharia Urbana, Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia.

***Endereço para correspondência:** Av. João Naves de Ávila, 2121, Bloco 1Y, UFU - Campus Santa Mônica, Uberlândia-MG. CEP: 38408-100. E-mail: andreoliveirafeciv@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Os leitos de drenagem surgiram de uma adaptação dos leitos de secagem convencionais basicamente pela introdução de mantas geotêxteis como meios filtrantes. Os primeiros trabalhos para caracterização e avaliação da capacidade filtrante de tais mantas surgiram na década de 90. Até então, o leito de secagem tradicional era o sistema natural de desaguamento de resíduos de ETAs mais utilizado e não apresentou alterações significativas estruturais até a proposição do leito de drenagem, em que houve a substituição da areia pela manta geotêxtil. A partir daí os leitos de drenagem foram avaliados em função da eficiência de filtração e da vida útil do material sintético, da interferência do diâmetro dos poros dos geotêxteis na colmatação e na qualidade da água drenada, além de diversos outros estudos.

A técnica de leito de drenagem assemelha-se à filtração, em que as partículas formam uma torta na superfície do meio filtrante e essa massa de sólidos retida também atua como filtro (RICHTER, 2001). No leito de drenagem, o tempo de remoção da água constitui-se na soma do tempo de drenagem e de evaporação da água, evidenciando, desta maneira, a importância das condições climáticas e de drenagem neste procedimento.

Dentre os trabalhos desenvolvidos com leitos de drenagem, destacam-se aqueles elaborados por Martel (1989), Theriault (1991), Koerner & Koerner (1992), Cordeiro et al. (2001), Achon e Cordeiro (2003), Mendonça et al. (2004), Mortara (2011), Barroso (2007) e Santos (2012).

Martel (1989) avaliou em escala de laboratório a eficiência de um sistema natural de desaguamento, constituído de coluna de acrílico com diâmetro de 15 cm e funil na base para recolhimento do drenado no tratamento de lodo congelado. Na base da coluna foi posicionado o leito composto por cascalho, manta geotêxtil, areia

e novamente geotêxtil para evitar a mistura do lodo com a areia do sistema. O autor avaliou a interferência do congelamento e descongelamento do lodo no desaguamento do mesmo. Os resultados observados não foram conclusivos quanto à sua eficiência, evidenciando a necessidade de mais estudos em que fossem observados outros parâmetros de controle, como o clima da região de implantação do sistema.

Theriault (1991) observou um menor tempo de drenagem quando substituiu a areia do leito de secagem por manta geotêxtil e reforçou as vantagens e benefícios do sistema natural de desaguamento, destacando os baixos custos para implementação em função principalmente da exigência de menores áreas.

Para Cordeiro et al. (2001), em locais onde há a disponibilidade de grandes áreas próximas às ETAs, a adoção desses leitos é a solução mais fácil, uma vez que não são elevados os custos relacionados ao transporte do lodo e de retorno da água drenada. Para instalação de um leito de drenagem, é interessante que a área esteja situada em cotas mais baixas que os decantadores, evitando o bombeamento do lodo bruto.

Achon e Cordeiro (2003) destacam o desempenho dos leitos de drenagem, observando tempo de desaguamento do lodo de 7 dias, enquanto lagoas de lodo podem levar até meses para a remoção da água. Comparando o desaguamento de lodos gerados a partir de aplicação de distintos coagulantes, relatam que lodos de ETAs com cloreto de poli alumínio ou sulfato de alumínio, quando submetidos ao desaguamento por leito de drenagem, apresentam como resultado final redução semelhante de volume e porcentagem de sólidos totais. No entanto, o tempo de drenagem foi menor para o lodo com cloreto de poli alumínio.

Barroso (2007), após extensa investigação a respeito da aplicação de leitos de drenagem para

tratamento do lodo de ETAs com diferentes coagulantes primários, observou que o desempenho desse sistema para redução de volume alcançou cerca de 80% e 90% para os lodos de sulfato de alumínio e poli cloreto de alumínio e teor de sólidos de 30% a 90%, sem consumo de energia ou adição de produtos químicos, respectivamente. Na fase de drenagem, verificou que, independentemente do tipo e volume de lodo aplicado, a vazão de drenagem foi maior quanto menor o valor da taxa de aplicação de sólidos. O dreno/filtro constituído pelas mantas apresentou grande capacidade drenante de água livre e uma distribuição de tamanho dos poros capaz de reter partículas floculentas ou discretas.

Santos (2012) avaliou a influência parcial das condições climáticas no funcionamento de leitos de drenagem. Para tanto, avaliou o desempenho de seis leitos de drenagem em escala reduzida em diferentes condições de taxa de aplicação de sólidos (*TAS*). Em três leitos de drenagem, a influência das condições climáticas foi parcialmente limitada pela manutenção lateral de anteparos (que impediam a ação dos ventos na superfície dos leitos). Ao final dos experimentos, concluiu que os leitos de drenagem parcialmente protegidos produziram, para o mesmo tempo de ensaio, lodo com umidade 50% superior ao dos leitos de drenagem sem os anteparos laterais. Ressalta que, mesmo assim, as concentrações de sólidos obtidas foram elevadas; entretanto, para um tempo maior de operação. Esse trabalho foi importante no sentido de mostrar que, mesmo em condições climáticas desfavoráveis, o sistema de leito de drenagem pode ser usado com sucesso para o desaguamento de lodo de ETAs. Já em termos de qualidade do drenado, ressalta-se que não foram observadas diferenças significativas uma vez que as características deste tipo de efluente estão ligadas diretamente às características do geotêxtil utilizado na base do LD. Observa-se no drenado presença de sólidos suspensos e de metais precipitados (principalmente

os utilizados na coagulação). Este efluente mostra-se, portanto, susceptível ao tratamento por algum processo físico-químico de separação de fases, como é o caso do sistema de flotação por ar dissolvido (*FAD*).

Dentre as diversas modalidades de flotação, a *FAD* é a mais utilizada na área de saneamento, com eficiência comprovada no tratamento de água de abastecimento, em especial quando se trata de água de reservatório eutrofizado, e também no tratamento de efluentes, principalmente secundários, com vários trabalhos já publicados que corroboram sua aplicação também para esse fim.

A flotação tem várias vantagens sobre a sedimentação por gravidade, destacando-se: possibilidade de produção de água de melhor qualidade; operação em taxas de aplicação mais altas, resultando em estações de tratamento mais compactas; início de operação mais rápido; concentração de sólidos no lodo significativamente superior à produzida na sedimentação e menor tempo de detenção em uma estação de tratamento. Malley e Edzwald (1991) realizaram um estudo em que a flotação por ar dissolvido (*FAD*) foi comparada à sedimentação por gravidade (*SG*) em experimentos de laboratório, utilizando águas naturais e sulfato de alumínio como coagulante. Os ensaios de *FAD* foram conduzidos em um flotador de bancada e produziram resultados de turbidez remanescente significativamente inferiores aos obtidos com sedimentação para dois tipos de águas naturais, particularmente em temperaturas mais baixas. A diferença no desempenho entre *FAD* e *SG* pode ser explicada devido ao tamanho e densidade das partículas, temperatura e velocidade de sedimentação descritas pela *Lei de Stokes*. Os autores concluíram que a grande quantidade de microbolhas gerada durante a recirculação proporcionou condições (oportunidades) adequadas para a colisão entre as partículas e bolhas

de gás, reduzindo, assim, o tempo de floculação de 20 minutos obtido na sedimentação para 5 minutos na flotação, para obter os mesmos valores de turbidez remanescente.

O sistema de flotação por ar dissolvido (*FAD*) é composto basicamente de dois subprocessos: coagulação/floculação, responsável pela desestabilização das partículas e formação dos flocos e flotação, responsável pela remoção dos flocos por meio da agregação em microbolhas de ar. Lundh, Jonsson e Dahlquist (2002) afirmam que o mecanismo de flotação por ar dissolvido é descrito por pequenas bolhas de ar que aderem às partículas suspensas presentes na água; a ideia é gerar aglomerados com menor densidade que a água, causando a ascensão do floco até a superfície. As bolhas de gás são geradas pela redução da pressão de um fluxo de água saturada com ar. Uma parcela de ar dissolvido é liberada em forma de pequenas bolhas, usualmente menores que 100 μm de diâmetro, da fase líquida para a gasosa. Para Di Bernardo (2001), o tamanho das bolhas é muito importante na flotação, pois bolhas pequenas, além de apresentarem maior superfície específica para a mesma quantidade de ar, necessitam deslocar menor quantidade de água da superfície das partículas onde vão aderir. Existe relação entre o diâmetro médio da bolha e a pressão de saturação, sendo que, em geral, o diâmetro da bolha é maior quanto menor for a pressão, dependendo do tipo de difusor. Segundo Hahn (1982), o tamanho das bolhas é da ordem de 100 μm (ou menores) em sistemas de tratamento de águas residuárias.

Segundo Adin (1999), a remoção de sólidos particulados (já existentes ou formados pela coagulação/floculação) deve-se principalmente à habilidade que as pequenas bolhas têm para capturar os sólidos particulados/flocos. De fato, Edzwald (1995) afirma que a eficiência da *FAD* é fundamentalmente dependente da formação de pequenas bolhas de ar (dependente da pressão

de saturação) e do contato promovido entre essas bolhas e os flocos na zona de reação.

Independentemente de se prever um sistema de tratamento que emprega a sedimentação ou a flotação para remoção dos sólidos suspensos obtidos na floculação, na sequência do tratamento geralmente são previstas unidades de filtração, que têm a função de remover partículas suspensas e coloidais e microrganismos presentes na água que escoam através de um meio poroso, que atravessaram as unidades precedentes. Assim sendo, a filtração é o processo final da maioria das estações de tratamento de água no Brasil, antes da desinfecção e, atualmente, em configurações mais modernas, compõe sistemas de pós-tratamento de esgoto (OLIVEIRA, 2007).

De acordo com Di Bernardo (2001), a retenção de impurezas pela filtração é considerada resultado de dois mecanismos distintos, porém complementares: aderência e transporte. Os mecanismos de transporte são impacto inercial, interceptação, sedimentação, difusão e ação hidrodinâmica, e os mecanismos de aderência são interação combinada das forças eletrostáticas e de *Van Der Waals* e interação química. Iniciado o funcionamento e considerando constante a vazão afluyente a um filtro, as partículas são pouco a pouco retidas nos vazios intergranulares, causando diminuição das dimensões destes. Há, portanto, com o tempo, um conseqüente aumento da velocidade intersticial e força de cisalhamento. Esses dois fatores são responsáveis pelo arraste de partículas para subcamadas inferiores do meio filtrante até o momento em que estas atravessam completamente o leito, ocorrendo transpasse, um dos critérios de parada de uma carreira de filtração quando se está tratando água de abastecimento. Já para o pós-tratamento de efluentes, pode-se intuir que a carreira de filtração é dependente principalmente da carga hidráulica máxima disponível no filtro, devido aos requisitos menos restritivos de qualidade da

água produzida, em termos de turbidez e cor, entre outros, dependendo da aplicação do efluente tratado. Imagina-se que as características de água de lavagem de filtros e decantadores de ETAs, em termos de turbidez, aproximam-se mais das de efluentes oriundos de pós-tratamento de águas residuárias do que das características da água que deixa a unidade de decantação de ETA. De maneira geral, a adequação dos filtros para obtenção de melhor desempenho no tratamento de água ou efluente é uma questão de ponderação entre configuração do leito filtrante, taxa de filtração, dosagem de produtos químicos em vista da eficiência de remoção necessária e custos aceitáveis (determinados pela configuração do filtro, energia para limpeza e custo do produto químico) (OLIVEIRA, 2007).

Neste sentido, o presente trabalho buscou investigar a aplicação do sistema de Flotação por Ar Dissolvido seguido de Filtração no tratamento de lodo de decantador e água de lavagem de filtro de ETA após passagem por Leito de Drenagem. Diversos trabalhos sobre o tema já foram conduzidos, entretanto com foco no lançamento do drenado em corpos de água ou retorno para o processo de tratamento.

2 METODOLOGIA

Neste trabalho foi avaliada a qualidade da água de lodo de decantador e de lavagem de filtros da Estação de Tratamento de Água Bom Jardim, na cidade de Uberlândia-MG, após tratamento nas unidades sequenciais de leito de drenagem (LD), flotação por ar dissolvido (FAD) simulada no *floteste* e filtração, todos em escala de bancada. Foram utilizados três LD de características se-

melhantes, à exceção do tipo de manta geotêxtil utilizada em cada um deles. Foram utilizados três jarros do equipamento *Floteste* para a simulação da FAD, cada um recebendo efluente de um LD, e na sequência de cada jarro foram dispostos filtros com granulometrias semelhantes. Portanto, a sequência de tratamento do efluente composto por lodo de ETA e água de lavagem de filtros foi leito de drenagem, flotação por ar dissolvido e filtro: LD-FAD-F.

2.1 Descrição das instalações

As alíquotas de lodo de decantador e de água de lavagem de filtros foram coletadas na Estação de Tratamento de Água "Renato de Freitas" (ETA Sucupira), na cidade de Uberlândia/MG. Os *Leitos de Drenagem* eram compostos por tubos de PVC de 150 mm de diâmetro com 0,5 m de altura, base com cap de PVC com diâmetro de 150 mm no qual eram posicionadas a brita e a manta geotêxtil. A área de fundo (A_p) era de 0,0178 m², e a capacidade máxima (volume - V), de 8,8 L. Sua parte inferior era dotada de registro de esfera para coleta do drenado. Os geotêxteis, base dos LD, eram da marca *BIDIM*, do tipo não tecido agulhado de filamentos contínuos (100% poliéster), descritos pelo fabricante como *RT-21*, *RT-26* e *RT-31* e foram escolhidos a partir do trabalho realizado por Santos (2012), que comprovou serem os de melhor desempenho hidráulico e que produziram drenados de melhor qualidade dentre 16 avaliados. Neste trabalho, os protótipos de Leito de Drenagem com os geotêxteis *RT-21*, *RT-26* e *RT-31* são identificados como *LD1*, *LD2* e *LD3*, respectivamente. A Tabela 1 ilustra, conforme o fabricante, suas principais características.

Tabela 1 – Propriedades hidráulicas e físicas dos geotêxteis que compuseram os LD

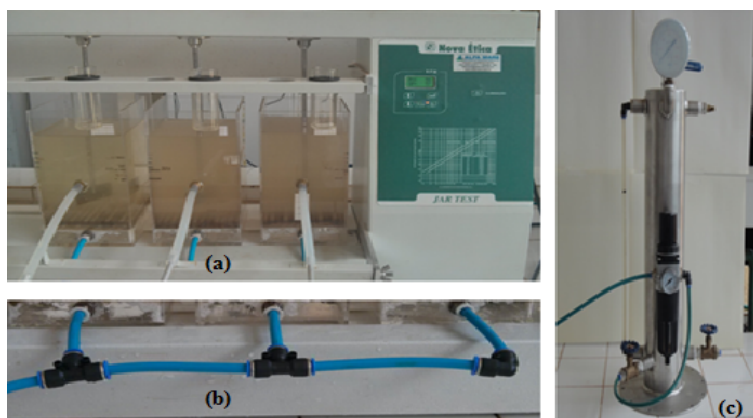
| Propriedades | RT-21 (LD1) | RT-26 (LD2) | RT-31 (LD3) |
|---|-------------------------------------|-------------|-------------|
| Permissividade (s ⁻¹) | 1,1 | 0,8 | 0,8 |
| Fluxo de água (Lmin-1m ⁻²) | 3,420 | 2,760 | 2,340 |
| Condutividade hidráulica (cms ⁻¹) | 0,37 | 0,37 | 0,37 |
| Abertura aparente (mm) | 0,150 | 0,150 | 0,125 |
| Matéria-prima e tecnologia | 100% poliéster-filamentos contínuos | | 0,43 |

Fonte: Adaptado de BIDIM (2011)

O equipamento *floteste* era constituído de uma câmara de pressurização, três jarros para coagulação-floculação-flotação e conjunto agitador. Os jarros eram de acrílico transparente com dimensões de fundo de 115x115mm². A base de

cada jarro era composta por duas placas de acrílico, espaçadas de 5 mm. Estes eram conectados à câmara de saturação, da qual recebia água saturada com ar. Na Figura 1 são mostrados os componentes do *floteste* e acessórios.

Figura 1 – Equipamento *floteste* (FAD) e acessórios



Legenda: a) equipamento *floteste* com destaque para jarros, misturadores, tubulação de coleta de amostras, b) tubulações de entrada de água saturada, c) câmara de saturação

A placa inferior dos jarros era constituída de canais para condução de água saturada com ar para distribuição rápida e homogênea, preenchendo o espaço situado abaixo da placa superior. A placa superior continha orifícios de 2 mm de diâmetro, espaçados de 10 mm, que

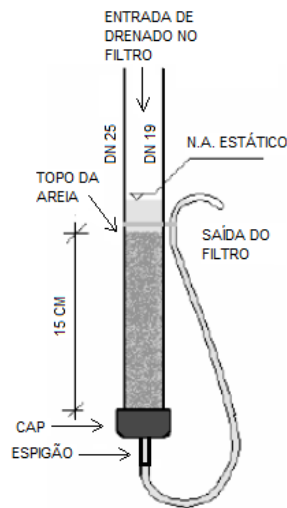
proporcionavam perda de carga suficiente para tal distribuição.

A *câmara de saturação* era constituída de aço inox com diâmetro interno de 100 mm, altura 400 mm e capacidade de 3,14 L de água. A parte superior da câmara era dotada de registro tipo esfera, vál-

vula tipo agulha, manômetro e filtro de ar comprimido com manômetro. Já a base da câmara era constituída de dois registros de esfera com a função de ajustar a entrada de ar e saída de água saturada e uma válvula agulha de ajuste fino para alimentação dos jarros.

Os filtros, posicionados na saída de cada um dos jarros, eram de PVC rígido DN 25, com diâmetro interno de 19 mm e CAP na parte inferior conectado a espigão e mangueira para saída do líquido filtrado, conforme Figura 2.

Figura 2 – Detalhes dos filtros utilizados no tratamento do drenado



O meio filtrante tinha espessura de 15 cm e era composto por areia de granulometrias semelhantes para cada filtro. Para evitar o carreamento da areia junto com o filtrado, os filtros eram dotados de tela na parte inferior, posicionados dentro do CAP, com espessura da malha inferior à granulometria da areia. Para evitar o surgimento de caminhos preferenciais nos filtros, na parede interna de cada um deles foi aderida uma fina camada de areia. O meio filtrante foi escolhido conforme proposto por Centurione Filho e Di Bernardo (2002), ou seja, foi utilizada a granulometria de 0,42 mm em todos os filtros, escolhida de três avaliadas no trabalho: 0,42 mm, 0,84 mm e 1,19 mm. A cada início de ensaio a areia era lavada com água corrente utilizando-se uma peneira de granulometria

de malha inferior, e, posteriormente, repousada em água destilada. A areia era colocada no interior dos filtros utilizando um funil e água destilada. Para evitar a formação de vazios no interior dos filtros, era feita a compactação da areia batendo na parte inferior do filtro (CAP) com um bastão de vidro. Esse procedimento era realizado até que a espessura do meio filtrante atingisse 15 centímetros (Figura 2). A saída de água dos filtros era posicionada um pouco acima do topo do meio filtrante para que ficasse sempre submerso e fosse evitado o surgimento de pressões negativas em seu interior. Os três filtros foram fixados no suporte de madeira e presos na bancada, de forma que a entrada de cada um deles coincidissem com as saídas dos jarros.

2.2 Desenvolvimento do trabalho

Para a realização dos ensaios foi utilizada como amostra bruta uma composição (mistura) de lodo de decantador e água de lavagem de filtro. Tal medida foi de suma importância para a garantia de dois parâmetros de controle cruciais: volume suficiente de drenado, utilizado posteriormente na flotação e filtração (*FAD-F*), e taxa de aplicação de sólidos (*TAS*). Como a *TAS* nos leitos de drenagem (*LD*) geralmente é medida em termos de quilos de sólidos totais por metro quadrado de leito (KgST.m^{-2}), nota-se que para uma dada *TAS*, quanto maior a concentração de sólidos na amostra a ser tratada, menor o volume necessário de amostra; por outro lado, quanto menor a concentração de sólidos, maior o volume de amostra necessário. Neste trabalho foi utilizada a *TAS* de $3,5 \text{ Kg ST.m}^{-2}$, extraída do trabalho de Santos (2012), cujas configurações mais adequadas foram aqui utilizadas. Para garantia dessa *TAS* foi necessária, como supracitado, a composição da amostra de lodo (decantador e filtro) uma vez que se utilizada apenas amostra de lodo do decantador, por ser muito concentrada, não haveria volume suficiente de drenado para tratamento nas unidades *FAD-F* seguintes. Ressalta-se que a “mistura” das amostras de lodo traz mudanças significativas apenas na concentração de sólidos, uma vez que a origem do lodo é a mesma e, portanto, guardando as mesmas características das amostras individuais.

Como o objetivo deste trabalho foi avaliar a aplicação da *FAD-F* no tratamento de efluente de *LD*, preliminarmente foram produzidas alíquotas de drenado em quantidade suficiente para condução dos ensaios. Portanto, foram conduzidos experimentos com os *LD* apenas na fase de drenagem, ou seja, não foram avaliadas as concentrações de sólidos no lodo retido ao longo do tempo. Nessa fase, após homogeneização da mistura do lodo do decantador com a água de lavagem dos filtros (efluente de composição)

para a *TAS* de $3,5 \text{ kg ST.m}^{-2}$, foi adicionado em cada protótipo do leito de drenagem um volume de $4,7 \text{ L}$ com concentração de sólidos totais igual a $0,013066 \text{ kgL}^{-1}$, sabendo que a área de fundo do protótipo do *LD* era $0,017671 \text{ m}^2$, ou seja, o efluente de composição era descarregado em volume pré-determinado em função da *TAS* já definida. A taxa de aplicação de sólidos supracitada foi fixada para todos os experimentos. Após colocação do efluente de composição dentro do *LD*, era aberto o registro de esfera locado em sua base para dar início à fase de drenagem. O estabelecimento do fim dessa fase foi conforme Barroso (2007) na situação em que era alcançada a vazão de $0,04 \text{ Lmin}^{-1}$, correspondente a 10 mL de drenado em 15 minutos. Os drenados dos *LDs*, assim como o efluente de composição, foram caracterizados quanto ao pH, turbidez, cor aparente e cor verdadeira.

Após passagem da água do efluente de composição pelos *LDs*, era retirada uma alíquota de 2 L e adicionada em cada um dos três jarros do *floteste* (unidade de *FAD*). Depois de transcorridos os tempos de mistura rápida e mistura lenta (floculação), a água saturada com ar (oriunda da câmara de saturação) era encaminhada para cada um dos jarros. Conhecendo-se o volume de água em cada jarro e estabelecendo-se uma taxa de recirculação de 10%, foi possível calcular o volume adicional de água saturada para cada jarro. Ao término da introdução de água saturada eram aguardados 36 segundos ($0,6 \text{ min}$) para coleta das amostras de água flotada e posterior encaminhamento para os filtros, uma vez que a velocidade de flotação (V_f) considerada neste trabalho foi de 10 cmmin^{-1} . Eram coletados 50 mL de amostra na saída de cada jarro e de cada filtro para as análises dos parâmetros pH, turbidez, cor verdadeira e aparente. Como os filtros são de bancada e o fluxo não é contínuo (com duração relativa ao volume do jarro), não foram verificadas carreiras de filtração, indiferentes para o presente estudo, ou seja, apenas foi veri-

ficada a capacidade de retenção dos sólidos em cada um dos leitos filtrantes.

Os ensaios com o sistema composto por *LD-FAD-F* foram conduzidos utilizando-se concentrações do coagulante sulfato de alumínio na unidade de *FAD* nas concentrações de 0, 5, 10 e 15 mgL^{-1} . Os parâmetros de controle da *FAD* foram mantidos constantes em: mistura rápida (tempo de mistura rápida - $T_{mr} = 10$ s, gradiente médio de velocidade de mistura rápida - $G_{mr} = 1000$ s^{-1}), floculação (tempo de floculação - $T_f = 10$ min, gradiente médio de velocidade de floculação - $G_f = 25$ s^{-1}) e flotação (pressão de saturação - $P_{sat} = 400$ KPa, tempo de saturação - $T_{sat} = 8$ min, velocidade de flotação - $V_f = 10$ cm/min e taxa de recirculação - $R = 10\%$).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção são descritos e discutidos os resultados relativos à caracterização da água de estudo e simulação de tratamento em equipamento de bancada composto pelas unidades de leito de drenagem, flotação por ar dissolvido e Filtração.

3.1 Caracterização da água de estudo

A água de estudo (efluente de composição) apresentou turbidez de aproximadamente 7000 UNT, cor verdadeira de aproximadamente 40 uH e pH de 6,7. Já os drenados do *LD1*, *LD2* e *LD3* apresentaram, para estes parâmetros, os valores apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Caracterização dos drenados do *LD1*, *LD2* e *LD3*

| Parâmetro | Unidade | <i>LD1</i> | <i>LD2</i> | <i>LD3</i> |
|----------------|---------|------------|------------|------------|
| pH | - | 7,8 | 7,9 | 7,8 |
| Turbidez | UNT | 72 | 125 | 132 |
| Cor verdadeira | uH | 42 | 29 | 49 |
| Cor aparente | uH | 250 | 281 | 307 |

Observa-se grande eficiência dos *LD* na remoção de turbidez de 98%, independentemente da manta geotêxtil de composição dos *LD*. Essa eficiência na redução de turbidez é semelhante às obtidas em outros trabalhos conduzidos na mesma linha como Santos (2012), Barroso (2007), Fontana (2004), entre outros. As variações nos valores de cor verdadeira podem ser creditadas a erros inerentes à sua determinação, e também podem ser explicadas pelo fato de não ter havido precipitação química na passagem da água de mistura pelos *LD*, uma vez que esse processo ocorreu anteriormente, na origem do lodo. Essa explicação pode ser válida, visto que a cor verdadeira expressa a presença de substâncias dissolvidas, com a amostra praticamente isenta de partículas em suspensão.

3.2 Ensaio com as unidades de *FAD* e filtração (*FAD-F*) com diferentes dosagens de coagulante na *FAD*

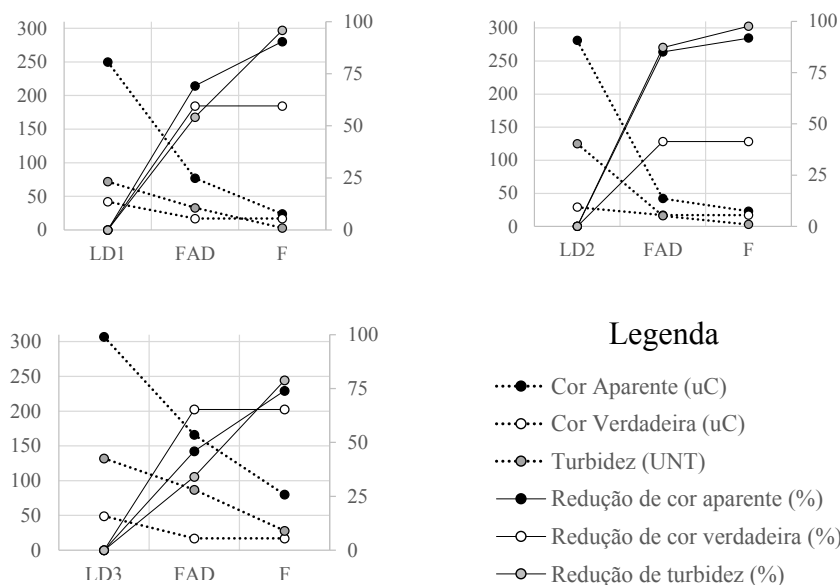
Os resultados obtidos no tratamento do efluente dos *LDs* nas diferentes configurações de ensaio foram apresentados em separado para melhor entendimento da evolução do trabalho e, posteriormente, foi feita uma análise conjunta.

3.2.1 Ensaio sem utilização de coagulante na *FAD*

Inicialmente foram conduzidos experimentos sem a utilização de coagulantes químicos no processo de coagulação/floculação que antecede a introdução de água saturada com ar na *FAD*.

A Figura 3 mostra os resultados obtidos para o sistema FAD→F sem a adição de coagulante no tratamento dos drenados do LD1, LD2 e LD3.

Figura 3 – Resultados de remoção de cor verdadeira, cor aparente e turbidez sem adição de coagulante no tratamento dos drenados do LD1, LD2 e LD3



A hipótese básica desse procedimento era que, mesmo sem agentes coagulantes externos adicionais, haveria redução de turbidez na FAD-F. Vale lembrar que no drenado, pela sua origem, havia presença de sais metálicos. Considerando-se o efluente do LD1 verifica-se uma redução global significativa dos valores de cor aparente e turbidez, 90% e 96%, respectivamente, o que demonstra a grande eficiência do sistema. É possível observar, mesmo em escala reduzida, o bom desempenho do filtro na retenção de impurezas. Apesar de não ser possível a reprodução do que acontece em sistemas reais, é possível inferir a importância dessa etapa na sequência de tratamento. Os valores de cor verdadeira na saída do F mantiveram-se constantes em relação à FAD, ou seja, as substâncias dissolvidas que conferem cor

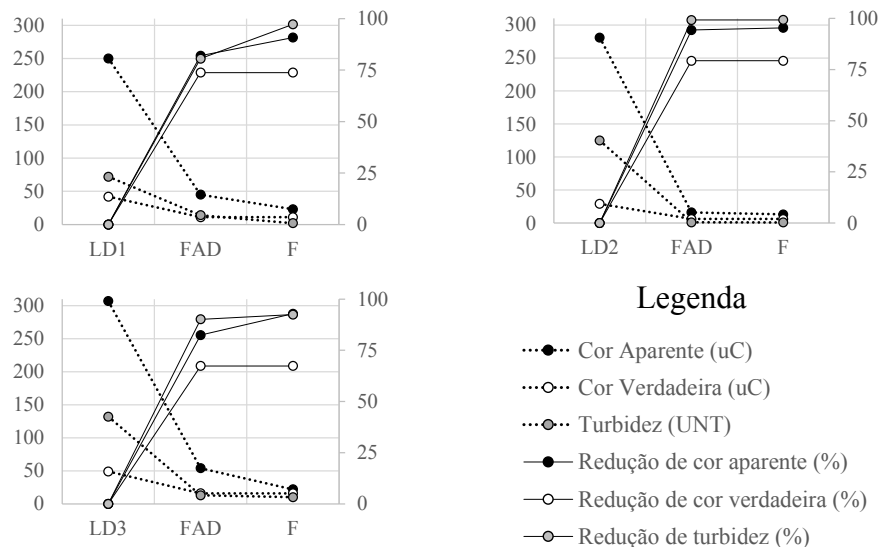
não foram retidas. De fato, essas substâncias seriam removidas se adsorvidas pelo meio filtrante ou se precipitadas e retidas, situações, portanto, não observadas. Avaliando-se o sistema com efluente do LD2 verifica-se a remoção de 85% de cor aparente e de 87% de turbidez, havendo alteração significativa nos valores de cor verdadeira apenas na FAD, pelas razões já descritas. O mesmo comportamento é observado quando avaliado o sistema com efluente do LD3. A partir dos resultados obtidos foi possível verificar a robustez da FAD que, mesmo sem adição de qualquer agente coagulante externo, foi suficiente para produzir efluente de muito boa qualidade se comparado à qualidade do drenado. Observa-se que a inclusão dos filtros proporcionou um polimento final no efluente, e que, para usos menos restritivos, o efluente produzido pode ser utilizado.

3.2.2 Ensaios com adição de 5 mg/L de sulfato de alumínio na FAD

Utilizando-se no processo de floculação da FAD 5 mg/L de sulfato de alumínio como coagulante, foram obtidos os resultados mostrados na Figura 4. Como os efluentes dos LD1, LD2 e LD3 foram os mesmos para todos os experimentos, suas características em termos de turbidez e cor também se mantiveram. Avaliando-se a eficiência de tratamento do efluente do LD1, observa-se uma redução global de 91%, 74% e 97% de cor aparente, cor verdadeira e turbidez, respectivamente, com residuais de 23, 11 uC e 2 UNT. Nota-se a boa qualidade do efluente final produzido. A Figura 4 mostra a variação dos parâmetros analisados dos drenados dos LDs após passagem pe-

las unidades de FAD e F, além da eficiência de remoção em cada unidade. Não houve remoção de cor verdadeira no filtro; de fato, como já avaliado para o sistema sem adição de coagulante, esse parâmetro é melhor removido a partir da coagulação química, fenômeno intrínseco do processo de tratamento anterior (FAD), pouco representativo no processo de filtração. Considerando-se o efluente do LD2, o sistema FAD-F alcançou eficiência de 95%, 7% e 99% na remoção de cor aparente, cor verdadeira e turbidez, respectivamente. Observa-se que a dosagem de 5 mgL⁻¹ de sulfato de alumínio proporcionou efluente com turbidez inferior a 1 uT, ratificando a grande eficiência do sistema. Tratando o efluente do LD3, o sistema obteve eficiência ligeiramente inferior, entretanto, acima de 90% para turbidez.

Figura 4 - Resultados de remoção de cor verdadeira, cor aparente e turbidez com adição de 5 mgL⁻¹ de sulfato de alumínio no tratamento dos drenados do LD1, LD2 e LD3

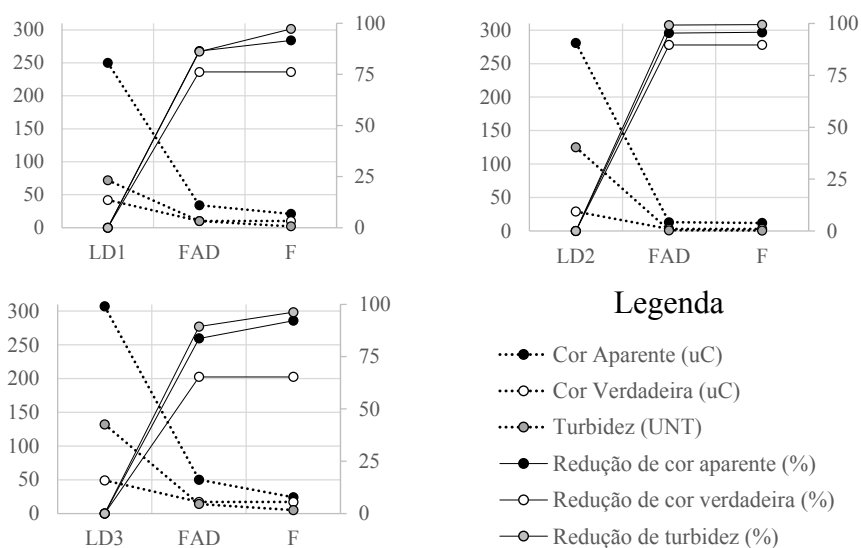


3.2.3 Ensaios com adição de 10 mg/L de sulfato de alumínio na FAD

Conforme ilustra a Figura 5, verifica-se na FAD remoção de 86% de cor aparente, 86% de turbidez e 76% de cor verdadeira para efluente do LD1;

considerando-se o sistema FAD-F foram observadas eficiências de remoção de 92%, 97% e 76%. Assim como nos outros experimentos, não houve remoção de cor verdadeira, esta relacionada a compostos dissolvidos.

Figura 5 - Resultados de remoção de cor verdadeira, cor aparente e turbidez com adição de 10 mgL⁻¹de sulfato de alumínio no tratamento dos drenados do LD1, LD2 e LD3

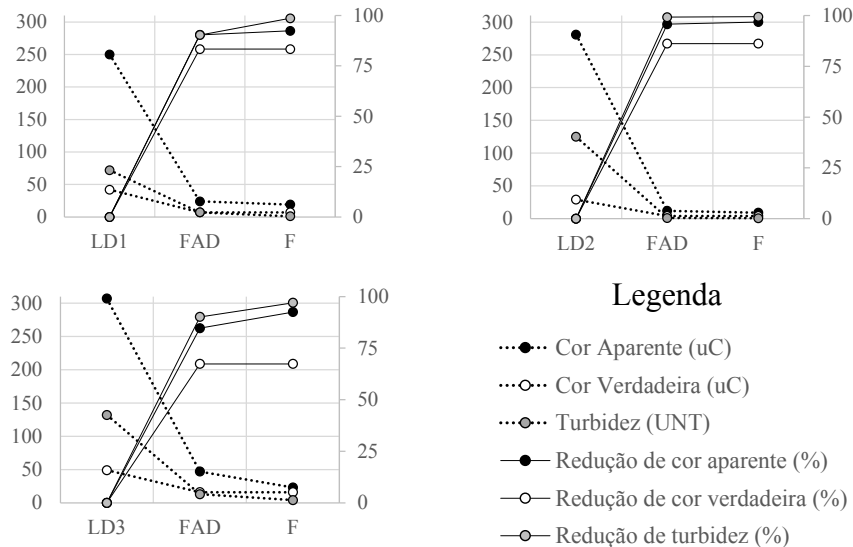


Para o LD2 verifica-se, após a FAD, remoção de 95% de cor aparente, 99% de turbidez e 90% de cor verdadeira. Esses resultados expressam a boa eficiência de remoção já na unidade FAD, com residual de turbidez próximo de 1 uT. Quando avaliado o sistema FAD-F, a eficiência é ainda maior, a não ser para cor verdadeira, a qual não apresenta alteração. As eficiências de remoção relativas ao tratamento do efluente do LD3 são compatíveis com as aqui observadas.

3.2.4 Ensaios com adição de 15 mgL⁻¹de sulfato de alumínio na FAD

A Figura 6 mostra os resultados obtidos para o sistema FAD-F com adição de 15 mgL⁻¹de sulfato de alumínio no processo de coagulação/floculação na FAD, na qual podem ser observados os resultados para os parâmetros cor verdadeira, cor aparente e turbidez para as unidades do sistema LD-FAD-F.

Figura 6 – Resultados de remoção de cor verdadeira, cor aparente e turbidez com adição de 15 mgL⁻¹ de Sulfato de Alumínio no tratamento dos drenados do LD1, LD2 e LD3



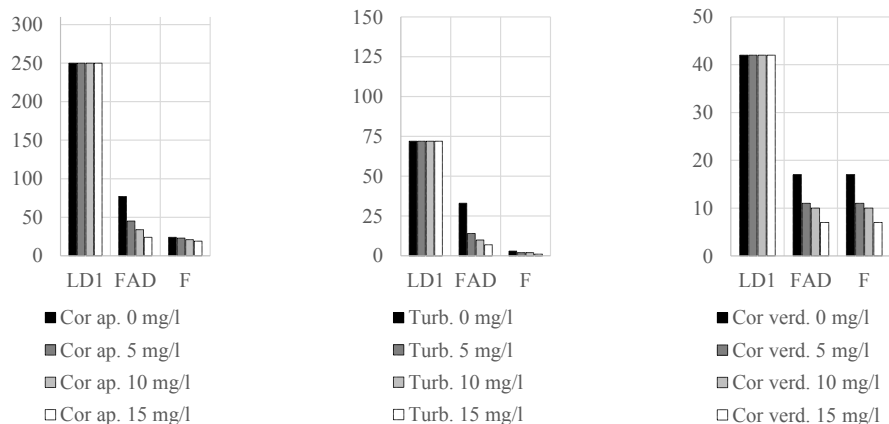
São observadas, já na FAD, eficiências de remoção acima de 90% para cor aparente e turbidez, considerando-se o tratamento do drenado de qualquer um dos LDs. Nota-se melhora significativa na eficiência de remoção quando aumentada a dosagem de sulfato. Comparando-se a qualidade da água na saída do sistema com a qualidade na entrada da unidade de FAD, são verificadas eficiências globais de remoção de cor aparente, turbidez e cor verdadeira de aproximadamente 94%, 99% e 80% e com residuais de 15 uC, 1 UNT e 5 uC, respectivamente.

3.2.5 Análise da remoção de cor aparente, turbidez e cor verdadeira em função da dosagem de coagulante para cada um dos LDs

As Figuras 7, 8 e 9 mostram, para o LD1, LD2 e LD3, as eficiências de redução de cor verdadeira,

cor aparente e turbidez, sem adição de coagulante, com adição de 5, 10 e 15 mgL⁻¹ de Sulfato de Alumínio. Conforme Figura 7, que ilustra os resultados obtidos para o tratamento do drenado do LD1, percebe-se uma ligeira melhora na eficiência de remoção, traduzida nesta figura pela diminuição dos residuais observados. Para cor verdadeira não é observada nenhuma alteração, considerando-se a remoção nos filtros, independentemente da concentração de sulfato de alumínio. Como já mencionado, a filtração não é hábil na remoção de compostos dissolvidos, e sim na remoção de partículas suspensas na massa líquida, conforme comprovado pela redução de cor aparente e turbidez.

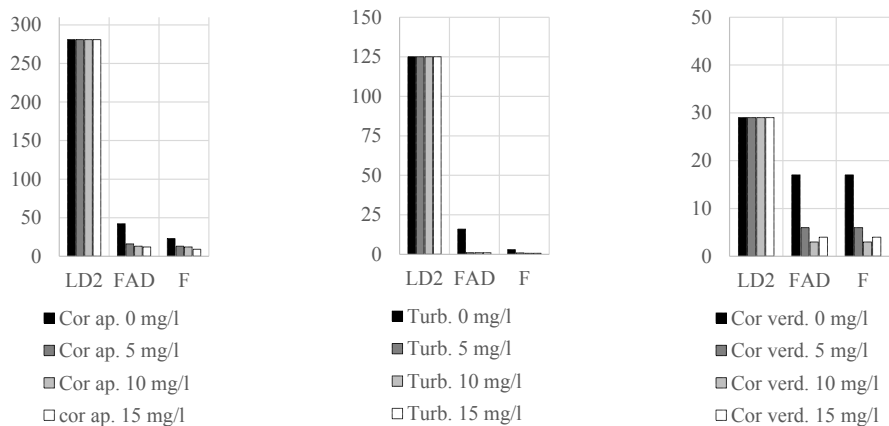
Figura 7 - Resultados de remoção de cor verdadeira, cor aparente e turbidez no tratamento do drenado do LD1 para as dosagens de sulfato testadas



A Figura 8 sintetiza os resultados obtidos no tratamento do drenado do LD2. Como nos demais casos, não houve remoção de cor verdadeira no filtro; entretanto, como esperado, o aumento da

dosagem de sulfato resultou em ganho de eficiência do sistema. No caso específico da turbidez foram encontrados, independentemente da dosagem de coagulante, valores próximos de zero.

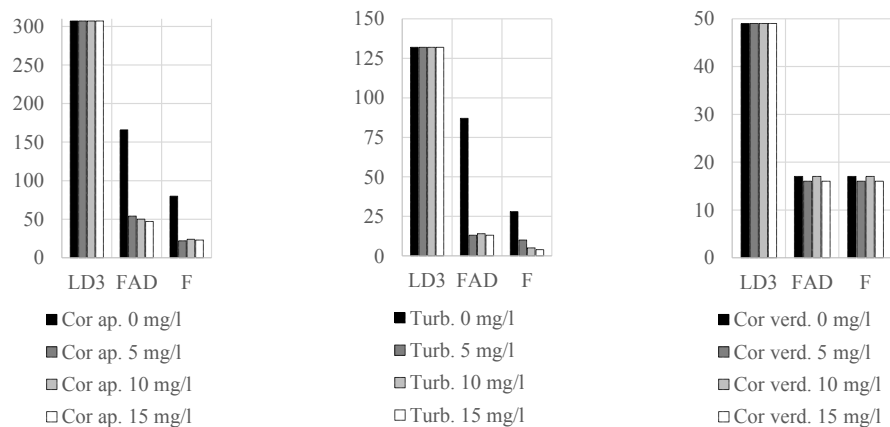
Figura 8 – Resultados de remoção de cor verdadeira, cor aparente e turbidez no tratamento do drenado do LD2 para as dosagens de sulfato estudadas



Conforme Figura 9, que ilustra os resultados obtidos para o tratamento do drenado do LD3, a eficiência do sistema não é modificada consideravelmente

quando utilizadas as dosagens de sulfato de alumínio de 5, 10 e 15 mgL⁻¹, ou seja, é possível que a dosagem ótima esteja próxima da menor utilizada.

Figura 9 – Resultados de remoção de cor verdadeira, cor aparente e turbidez no tratamento do drenado do LD3 para diversas dosagens de coagulante



Ressalta-se que o sistema promoveu efluente de boa qualidade e que estudos mais aprofundados podem gerar resultados mais conclusivos e talvez viabilizar seu uso para produção de água potável a partir desse tipo de resíduos de ETA.

4 CONCLUSÕES

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar a potencialidade da aplicação do sistema LD-FA-D-F no tratamento de lodo de ETA e, portanto, ele foi alcançado. A premissa básica era a de que os íons metálicos existentes no efluente dos LDs pudessem contribuir para utilização de processos físico-químicos de separação de fases. Para tanto, foram conduzidos, inicialmente, experimentos sem adição de coagulante na FAD e, posteriormente, foram conduzidos experimentos com dosagem de 5, 10 e 15 mgL⁻¹ de Sulfato de Alumínio. Apesar de haver remoção de turbidez e cor sem adição de coagulante, foi observada uma melhora nos resultados com sua utilização, produzindo água de elevada qualidade, conside-

rando-se apenas os parâmetros monitorados. Ressalta-se que essa configuração mostrou-se promissora e é possível que seja uma boa alternativa à recirculação de água no próprio sistema, e certamente ao lançamento em curso de água; entretanto, estudos mais aprofundados devem ser conduzidos, principalmente no que diz respeito à segurança sanitária da água produzida se o objetivo for o uso potável. Sugere-se a utilização de outros coagulantes, variação mais ampla dos parâmetros envolvidos nos processos e, principalmente, ampliação de escala.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA

- ADIN, A. Particle Characteristics: a Key Factor in Effluent Treatment and Reuse. **Water Science and Technology**, v 40, n 4-5, pp 67-74, 1999.
- ACHON, C. L.; CORDEIRO, J. S. Gerenciamento de lodo de ETAs - Remoção de água livre através de Leitões de secagem e Lagoas. **Anais...** Joinville: 22º.Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003.
- BARROSO, M. M. **Influência das micro e macropriedades dos lodos de Estações de Tratamento de Águas no desaguamento**

por LD. 2007. 249f. Tese (Doutorado). 2007. Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR), São Carlos.

CORDEIRO J. S., SALES A., POSSATO J. F., COSTA C. R., SOUZA F. R., ACHON C. L., BUTLER A. M., FREITAS A. A. Remoção de água de lodo de ETAs através de leitos de secagem modificados e incorporação da fase sólida em matrizes de cimento inclusive com o reaproveitamento do entulho de construção. 282p. In: ANDREOLI C. V. **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. PROSAB 2 – TEMA IV. Rio de Janeiro, 2001.

DI BERNARDO, L. **Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento**. ABES, Rio de Janeiro, 2001.

EDZWALD, J. K. Principles and Applications of Dissolved Air Flotation. **Water Science and Technology**, v 31, n 3-4, pp 1-23, 1995.

KOERNER G. R., KOERNER R. M. Leachate Flow Rate Behavior through Geotêxtil and Soil Filters and Possible Remediation Methods. **Geotextiles and Geomembranes**, n.11, p. 401-430, 1992.

LUNDH, M.; JONSSON, L.; DAHLQUIST, J. The Influence of Contact Zone Configuration on the Flow Structure in a Dissolved Air Flotation Pilot Plant. **Water Research**, v. 36, p. 1585-1595, 2002.

MALLEY JR., J. P.; EDZWALD, J. K. Laboratory comparison of DAF with conventional treatment, **Journal AWWA**, Sept. 1991, 56-61.

MARTEL C. J. Dewaterability of freeze-thaw conditioned sludges. **Journal WPCF**, v. 61, n. 2, p. 237-241, 1989.

MENDONÇA M. B., CAMMAROTA M. C., FREIRE D. D. C. EHRlich, M. A new procedure for treatment of oily slurry using geotextile filters. **Journal of Hazardous Materials**, n. 110, p. 113-118, 2004.

MORTARA F. C. **Utilização de LD no desaguamento de lodos anaeróbios**. 2011. 242f. Dissertação (Mestrado). 2011. Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR).

OLIVEIRA, A. L. **Floto-Filtração como pós-tratamento do efluente de reator anaeróbio tratando esgoto sanitário**. 233 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). 2007. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2007.

RICHTER, C. A. **Tratamento de lodos de estações de tratamento de água**. Editora Edgard Blucher Ltda, São Paulo, 2001.

SANTOS, B. **Avaliação da aplicação do sistema de Leito de Drenagem como tratamento de lodo da estação de tratamento de água Bom Jardim em Uberlândia-MG**. Dissertação de Mestrado, 2012.

THÉRIAULT, S. M. **The use of Geotextile Membranes for the dewatering of Aerobically Digested Sludge**. 11f. Dissertação (Mestrado). 1991. The University of New Brunswick, Canadá, 1991.

Oposição e mecanismos de compensação econômica para aterros sanitários

Opposition and mechanisms of economic compensation to solid waste disposal facilities

- **Data de entrada:**
12/05/2017
- **Data de aprovação:**
15/03/2018

Marco Antonio Pereira Querol* / Carla Mittelstaed / Cleverson Vitorio Andreoli / José Henrique de Faria

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.033>

Resumo

Apesar de os aterros sanitários serem uma das tecnologias mais viáveis à disposição final de resíduos, tais instalações sofrem forte oposição. O artigo visa a contribuir com o entendimento desse processo de oposição e avaliar alguns mecanismos de compensação econômica como meio de reduzir a oposição a essas instalações. A partir de uma revisão bibliográfica, e com o uso do modelo de sistema de atividades, propõe-se um modelo de representação dos elementos que interagem e que podem levar à oposição de um aterro. Esse modelo inspira-nos a criar um método para avaliar alguns mecanismos de compensação econômica em uso no Brasil. O estudo prossegue com um breve resumo dos principais mecanismos de compensação econômica usados no Brasil. Aplicando-se os critérios, observa-se que nenhum mecanismo consegue atender simultaneamente a todos os critérios propostos, o que nos leva a sugerir a necessidade de combinar mecanismos que gerem renda e emprego direto à população com mecanismos que gerem benefícios sociais à população afetada.

Palavras-chave: Compensação econômica. Aterros sanitários. Oposição.

Abstract

Although landfills are one of the most viable waste disposal technologies, such facilities suffer strong opposition. The article aims to contribute to the understanding of this opposition process and to evaluate some mechanisms of economic compensation as means for reducing opposition of these facilities. From a bibliographical review, and with the use of the activity system model, a model is proposed, representing the elements that interact and that can lead to the opposition of a landfill. This model inspires us to create a method to evaluate some mechanisms of economic compensation in use in Brazil. The study proceeds with a brief summary of the main mechanisms of economic compensation in use in Brazil. Applying the criteria, it is observed that no mechanism can simultaneously meet all the proposed criteria, which leads us to suggest the need to combine mechanisms that generate income and direct employment to the population with those that generate social benefits to the affected population.

Keywords: Economic compensation. Landfills. Opposition.

Marco Antonio Pereira Querol – Professor-adjunto no Departamento de Engenharia Agrônoma da Universidade Federal de Sergipe (UFS). Professor credenciado no Programa de Pós Graduação em Saúde Pública da FSP - USP. Doutor em Educação de Adultos pela Universidade de Helsinque, Finlândia. Mestre em Manejo de Conhecimento Agroecológico e Mudanças Sociais pela Universidade de Wageningen, Holanda (2004). Graduado em Engenharia Agrônoma pela Universidade de São Paulo (ESALQ-USP).

Carla Mittelstaed – Engenheira e Diretora do Departamento de Resíduos Sólidos do Instituto das Águas do Paraná. Graduada em engenharia civil pela Universidade Federal do Paraná (1977). Fez especialização em MBA em Gestão Ambiental na Pontifícia Universidade Católica do Paraná (2004).

Cleverson Vitorio Andreoli – Engenheiro Agrônomo pela Universidade Federal do Paraná. Mestre em Ciências do Solo pela Universidade Federal do Paraná. Doutor em Meio Ambiente e Desenvolvimento pela Universidade Federal do Paraná. Professor no mestrado profissional em Governança e Sustentabilidade do ISAE. Diretor da empresa de consultoria ambiental Andreoli Engenheiros Associados.

José Henrique de Faria – Graduado em Ciências Econômicas pela Faculdade de Administração e Economia FAE-PR. Fez especialização em Política Científica e Tecnológica no IPEA/CNPq. Mestre em Administração pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul - PPGA/UFRGS. Doutor em Administração pela Universidade de São Paulo - FEA/USP. Fez pós-doutorado em Labor Relations no Institute of Labor and Industrial Relations - ILIR - University of Michigan.

***Endereço para correspondência:** Departamento de engenharia Agrônoma - Universidade Federal de Sergipe. Av. Marechal Rondon s/n. CEP: 49100-000. São Cristóvão-SE E-mail: mapquero@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a geração de Resíduos Sólidos Urbanos vem crescendo de forma constante. A disposição final desses resíduos representa um desafio de gestão que requer o desenvolvimento e aperfeiçoamento de tecnologias que sejam de fácil aplicabilidade, baixo custo de implantação, operação e manutenção e que resultem na melhoria da qualidade de vida (ANDREOLI, 2001).

O aterro sanitário é uma das soluções econômica e ambientalmente mais viáveis em relação ao depósito final de resíduos sólidos urbanos, pois consiste em uma disposição controlada de resíduos que, quando bem projetada e manejada, reduz riscos ambientais e à saúde pública. Ele requer investimentos relativamente baixos e é de implantação rápida, permitindo a redução das emissões de gases de efeito estufa, odor e contaminação de recursos hídricos e o aproveitamento do biogás como fonte alternativa de energia (PORTELA e RIBEIRO, 2014).

Embora os aterros sanitários sejam uma das tecnologias de disposição final com aplicabilidade e operação mais fáceis, e tenham um custo relativamente baixo, tais instalações carregam uma imagem negativa, que cria uma forte rejeição social e política à sua implementação. Tal efeito é conhecido como efeito "Not in My Backyard" - NIMBY ("Não no Meu Quintal") ou "Locally Unwanted Land Uses Syndromes (Síndrome de Usos Locais Indesejados da Terra) (LEVINSON, 1999; DOUGLA, DONALD 1999; POL et. al., 2002; RYUNOSUKE, ROMEU 2009).

Diversos trabalhos já foram realizados destacando os fatores relacionados à oposição de instalações indesejadas, como aterros sanitários, prisões e usinas de energia nuclear (PETTS 1994; JEFFREY 2005; SHEEBA, MOHD 2008; GIOVANNI et al. 2013). Entre os fatores apontados na literatura, podem-se destacar preocupações em relação a problemas de saúde, poluição, poeira,

barulho, cheiro, riscos de acidentes, destruição da natureza, desvalorização das propriedades próximas (DAVID et al. 2009; LORENZO 2009).

No Brasil, uma forma de redução à oposição a aterros é a ideia de compensação financeira por danos ambientais, apoiada no princípio poluidor-pagador que, no Brasil, é regulamentado pela Lei n. 6.938 de 1981. Esse princípio impõe que o poluidor/predador tem a obrigação de recuperar ou indenizar pelos danos causados. Em um estudo feito pelo Ipea, Motta e Sayago (1998) fazem uma proposta de instrumentos econômicos para a redução do lixo urbano. Nesse estudo, os autores apresentam alguns instrumentos econômicos usados ao redor do mundo.

Apesar dos avanços para entender os elementos ou fatores que afetam a oposição aos aterros sanitários, a grande maioria desses estudos não apresenta uma unidade teórica de análise que ajude a entender o que é a oposição e como os diferentes elementos que levam à oposição interagem levando a essa situação oposta.

Este artigo tem como objetivos: a) entender o fenômeno de oposição a aterros sanitários pela proposição de um modelo de representação do sistema de atividade de gestão de risco; 2) apresentar quatro critérios de avaliação de mecanismos de compensação econômica para a redução da oposição a aterros sanitários.

O estudo tem início com uma revisão bibliográfica acerca dos fatores de oposição. Tal revisão não visa a ser uma pesquisa extensiva de todos os artigos sobre o tema, mas sim constituir uma amostra dos elementos e mecanismos citados na literatura, a fim de construir e ilustrar o esquema teórico proposto no artigo. A revisão apresentará os principais elementos que afetam a oposição, que são classificados utilizando-se um modelo chamado de sistema de atividade. Esse modelo inspira-nos a criar um método e alguns critérios para avaliar os mecanismos de compensação.

O estudo prossegue com um breve resumo dos principais mecanismos de com-pensação econômica em uso no Brasil. Finalmente, avaliam-se esses mecanismos com os cri-térios propostos e se discute quais métodos têm maior chance de reduzir a oposição local aos aterros sanitários.

2 ELEMENTOS DE OPOSIÇÃO

Nesta seção, apresentam-se os elementos que levam à oposição aos aterros sanitários. Esses elementos são classificados em 3 grupos gerais relacionados: a) ao sujeito e sua percepção de risco; b) à comunidade e sua participação no processo de planejamento e tomada de decisões; e c) aos aspectos físicos locais e seus respectivos riscos.

2.1 O sujeito e a percepção de risco

Entende-se como sujeito as pessoas que agem em uma atividade que, neste caso, são os potenciais oponentes ao aterro sanitário. Esses sujeitos podem ser membros da comunidade afetada ou simpatizantes. Fatores como o tamanho da família, por exemplo, número de dependentes, casa própria, tempo de residência e de renda, foram encontrados em estudos anteriores e influenciam fortemente atitudes sobre riscos ambientais (PORTNEY, 1991).

Os impactos psicológicos e sociais estão relacionados com a percepção social do risco, a alta complexidade do processo de atribuição de causas e a percepção de desigualdade na distribuição desigual do risco. Apesar de a instalação poder beneficiar a comunidade ou região como um todo, em muitos casos a distribuição desigual do risco é muitas vezes percebida como uma injustiça. Mesmo cidadãos que não são diretamente afetados por projetos ambientais podem adotar posições políticas públicas que refletem as preocupações coletivas. Como apontam Green

& Cowden (1992), o autointeresse muitas vezes afeta mais o comportamento dos tomadores de decisão do que um indicador da opinião pública.

Um dos pré-requisitos fundamentais para aumentar a aceitabilidade dos aterros é compreender como uma comunidade ou município percebe um aterro sanitário, e as possíveis razões pelas quais as comunidades são contra certos projetos. Segundo Gallagher e colaboradores (2005), a familiaridade e a consulta por parte das autoridades são sempre importantes para a implantação de aterros, mesmo depois de um aterro sanitário já estar em operação por alguns anos. Portanto, o processo de tomada de decisão deve se basear em informações produzidas por meio de métodos científicos, nos quais se determine a base/natureza/origem em que se sustenta a oposição e quão generalizada é a oposição dentro de uma comunidade (HUNTER E LEYDEN, 1995). Ao compreender melhor a oposição pública, os tomadores de decisão podem estar em uma posição melhor para responder a essas preocupações (BENFORD, MOORE, & WILLIAMS, 1993). Compreender a forma como a população local entende as ameaças e as percepções de risco, de certo modo, permite antecipar suas reações potenciais (TAKAHASHI E DEAR, 1997).

O conhecimento geral do público é importante porque afeta a condição na qual o público vai tomar medidas para apoiar ou não as políticas públicas (JOHNSON E SCICCHITANO, 2012). Compreender as percepções pode ajudar os planejadores a entender que tipo de informação é necessária aos opositores, quem deverá apresentá-la e como o público utilizaria e interpretaria essas informações (SHIVELY, 2007).

A percepção de risco é também diretamente afetada pela comunicação de riscos (LOBER E GREEN, 1994). Abordagens contemporâneas à avaliação do risco enfatizam a importância de se considerar não só os riscos científicos formais

de um problema de instalação de implantação, mas também os riscos socialmente percebidos daqueles suscetíveis de serem afetados por uma instalação (KASPERSON et al., 1992). A percepção de riscos pode ser influenciada pela forma ou modo como riscos são comunicados às partes afetadas (PORTNEY, 1991). A comunicação pode ser feita por meio de um "simples" fornecimento de informações sobre os riscos de forma singular. Tal comunicação deve ser entendida como um círculo virtuoso de comunicação entre fontes confiáveis de informações e o público afetado (PORTNEY, 1991; BELSTEN, 1996).

Para fomentar o consenso, é importante que as pessoas envolvidas na comunicação de risco se proponham a criar um ambiente em que o diálogo sobre os riscos potenciais possa ocorrer. Programas de comunicação de risco devem abordar não só questões de riscos técnicos mas também de riscos associados à redução nos valores dos imóveis e aos impactos na qualidade de vida (KASPERSON, GOLDING e TULER 1992).

Drew e colaboradores (2004) argumentam que a transparência da informação é essencial e o uso de tecnologia de comunicação baseada em computação pode ser um meio eficaz de comunicação para apontar os riscos de impactos de projetos não desejáveis. Portanto, uma atenção especial deve ser dada à comunicação de riscos para evitar a oposição fundada na desconfiança da população, na suspeita dos setores públicos e na percepção dos tomadores de decisão (SHEPHERD & BOWLER, 1997).

2.2 A comunidade e a participação social

Muitas vezes não basta apenas comunicar os riscos à comunidade. É necessário também envolvê-la no processo de planejamento e tomada de decisões. Um estudo feito no Canadá por Khun e Ballard (1998) mostra que casos baseados em

critérios 'top-down' sofreram forte rejeição social, enquanto casos baseados nos princípios da descentralização da tomada de decisão, e com forte participação pública, tiveram sucesso e não registraram efeito NIMBY. Esses autores argumentam que um afastamento da comunidade no processo de tomada de decisão pode ter consequências catastróficas para um projeto. Uma abordagem meramente baseada em uma racionalidade técnica, como foi o caso de Ontário e British Columbia, no Canadá, pode levar o projeto a ser barrado ou até uma infraestrutura já instalada a ser fechada.

Segundo Kemp (1992), a oposição a instalações não desejáveis é uma reação normal, uma resposta à forma como uma política ou uma proposta de planejamento é conduzida. A reação de oposição a uma proposta e ao processo de como algo é decidido é uma manifestação da forma ineficaz de participação do público, principalmente quando o público é convidado a participar apenas quando as principais decisões já foram tomadas (KEMP, 1992).

Mas por que a forma como as decisões são tomadas afeta a aceitabilidade de aterros? A oposição deve-se ao fato de que o estilo não participativo de tomada de decisão não permite o aprendizado coletivo, o reconhecimento das diferentes perspectivas e a adaptação da proposta às demandas locais.

2.3 Aspectos físicos locais e riscos socioeconômicos e ambientais

A implantação de aterros sanitários pode levar a impactos econômicos, tais como a desvalorização de propriedades próximas aos aterros, o que pode levar à rejeição da população local à sua implementação em um determinado local (HITE et al., 2001). Estima-se que o valor dos imóveis próximos a aterros sanitários em operação é reduzido em até 4% (MCCLELLAND et al. 1990),

podendo chegar a 6% (BOUVIER et al., 2000). Os impactos econômicos podem levar à oposição aos aterros, como a desvalorização dos imóveis próximos aos aterros sanitários. Estudos mostram que há uma diminuição no valor que as pessoas estão dispostas a pagar por imóveis próximos a instalações consideradas “indesejadas” (BOUVIER et al. 2000).

As condições físicas relacionadas ao local influenciam o risco. Por exemplo, o efeito da distância da população afetada do aterro. Quanto menor a distância, maior a oposição, pois maior será a percepção de risco (MONTAÑO et al., 2012). A distância dos aterros sanitários está relacionada à percepção de risco ou de perigo. Há uma preocupação dos indivíduos com a redução do seu bem-estar (SLOVIC, 1987; LOBER e GREEN, 1994).

2.4 O Modelo do sistema de atividade de gestão de risco

A oposição, ou ações de oposição, está relacionada a atividades locais das pessoas afetadas pela instalação indesejada. Nessas atividades, as pessoas estão constantemente avaliando os riscos que ameaçam a obtenção dos seus resultados esperados. Para entender a oposição, temos que entender os elementos que compõem a estrutura do sistema de atividade em estudo e que medeiam a ação de gestão de risco.

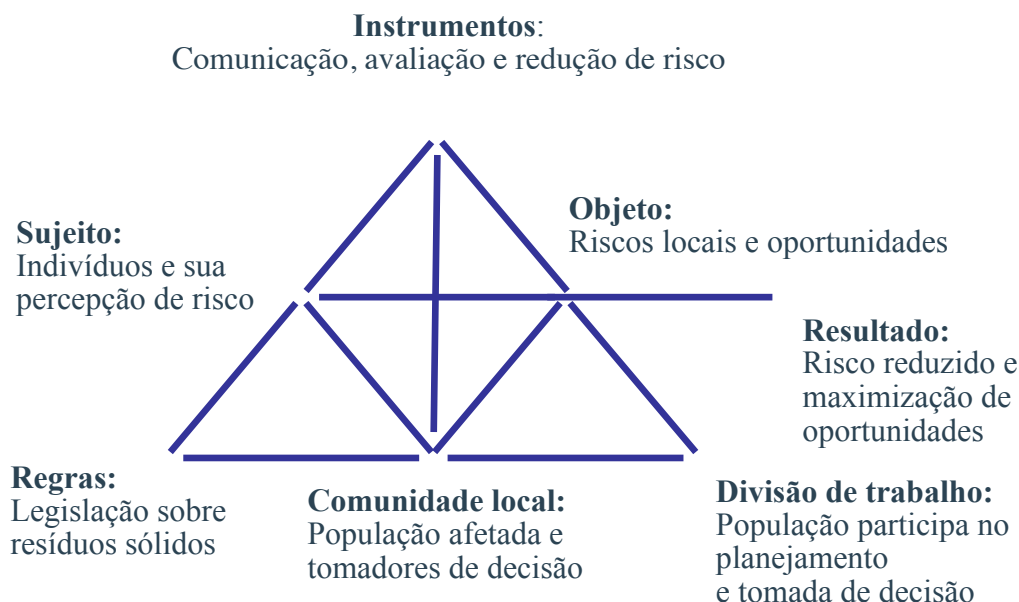
A Teoria da Atividade (ENGESTROM, 2016) sugere que toda atividade humana, independentemente do tipo, tem elementos básicos comuns. Toda atividade tem um sujeito que está

conduzindo ações para transformar um objeto. No caso da gestão de risco, o sujeito pode ser entendido como o opositor que toma ações para minimizar os riscos que ameaçam as suas atividades. Atividades humanas são mediadas por mediadores técnicos e sociais. Os mediadores técnicos são as informações, teorias, métodos, pressuposições, conhecimento, percepção, assim como as ferramentas psicológicas ou tecnológicas para gerir o risco. Além dessas ferramentas, o sujeito faz uso também de outros elementos sociais como: comunidade local, regras e divisão de trabalho.

Aplicando os elementos citados anteriormente ao modelo do sistema de atividade, obtém-se um modelo hipotético de representação da atividade de gestão de risco que pode levar à oposição ou à aceitabilidade dos aterros. Se o sujeito perceber que o aterro leva a um risco que pode afetar a sua atividade, ele pode tomar ações de oposição. Caso o sujeito veja o aterro como uma oportunidade de renda ou de melhoria de sua qualidade de vida, ele poderá tomar ações de aceitabilidade.

O modelo de sistema de atividade sugere que a oposição ou aceitabilidade de uma estrutura depende de como ela é percebida, se é um risco ou uma oportunidade. Isso sugere que para que os mecanismos de compensação cumpram sua função de redução da oposição eles têm que reduzir o risco e maximizar as oportunidades geradas pela infraestrutura. Esse será o principal critério a ser utilizado para a avaliação dos mecanismos atualmente utilizados no Brasil.

Figura 1: Modelo de sistema de atividade da gestão de riscos relacionado a instalações indesejadas.



3 MÉTODO DE AVALIAÇÃO DE MECANISMOS DE COMPENSAÇÃO

Para avaliar os mecanismos em uso no Brasil, utilizam-se dois princípios: a) se o mecanismo traz benefícios diretos e indiretos à comunidade afetada; b) se ele transforma um risco em uma oportunidade capaz de satisfazer às necessidades da comunidade local. Esses princípios são operacionalizados segundo quatro critérios: 1) geração de renda e de empregos no município-sede; 2) valorização das propriedades ao redor do aterro; 3) benefícios à população diretamente afetada; e 4) uso de recursos públicos. Os critérios estão resumidos, a seguir, na Tabela 1.

Um aspecto importante bastante reconhecido e valorizado pelos representantes políticos e pela população é a capacidade de um empreendimento contribuir para a geração de empregos e renda. Nesse trabalho, a criação de empregos e renda ao município-sede é considerada um aspecto desejável. Quanto maior o número de empregos e renda gerados no município-sede, mais eficiente será o mecanismo de compensação para prevenir e minimizar o efeito NYMB.

Uma das razões que levam ao efeito NYMB é a desvalorização das propriedades próximas aos aterros sanitários. Na literatura, sugere-se que o efeito NYMB pode ser diminuído por meio da minimização ou compensação dessa desvalorização. Portanto, faz-se necessário avaliar a capacidade do mecanismo de compensar a depreciação das propriedades próximas ao aterro sanitário.

Além de oferecer garantias de que riscos relacionados aos aterros sanitários serão minimizados, tais como odor e risco de explosão, é importante também trazer benefícios sociais diretos à população local afetada (ex: asfaltamento de rua, construção de creches e escolas, postos de saúde, praças, biblioteca). Dessa forma se avaliará se os mecanismos de compensação oferecem benefícios à população local afetada. Quanto mais benefícios, melhor será o mecanismo de compensação.

A dependência de recursos públicos para o funcionamento dos mecanismos de compensação econômica, além de consumir recursos escassos que poderiam ser alocados para outros investimentos,

também submete o mecanismo a decisões políticas e, portanto, deixa seu funcionamento vulnerável à vontade política. Além disso, o uso de recursos públicos cria necessidade de uma série de

processos burocráticos, tais como licitações, que geram custos extras para o funcionamento do mecanismo e criam a necessidade de fiscalização interna e externa do seu funcionamento.

Tabela 1: Critérios para avaliação dos mecanismos de compensação econômica para redução de oposição local a aterros sanitários.

| Critério | Baixo | Médio | Alto |
|--|--|-------------------------------|--|
| Geração direta de emprego e renda para a população afetada | Não gera empregos locais | Gera empregos indiretos | Pode gerar empregos diretos à população local |
| Valorização das propriedades próximas ao aterro sanitário | Não altera o preço das propriedades locais | | Pode valorizar as propriedades locais |
| Benefícios sociais à população diretamente afetada | Não prevê a construção de infraestrutura local | Prevê infraestrutura indireta | Prevê construção de infraestrutura direta no local |
| Uso de recursos públicos | < 10% dos recursos públicos | 10 - 50% de recursos públicos | > 50% de recursos públicos |

4 PRINCIPAIS MECANISMOS DE COMPENSAÇÃO ECONÔMICA UTILIZADOS NO BRASIL

Medidas de compensação podem ser adotadas para minimizar as perdas de bem-estar da população, as quais deveriam incorporar, além das perdas reais no valor das propriedades, a diminuição da expectativa média de vida por morar próximo ao aterro. Em termos econômicos, a compensação monetária funciona se o montante da compensação é grande o suficiente para compensar as externalidades negativas da instalação proposta (FREY, OBERHOLZER-GEE e EICHENBERGER 1996). Um exemplo de compensação direta são os subsídios tributários a propriedades rurais e financiamento de escolas e estradas locais (BACOT, BOWEN e FITZ-GERALD, 1994).

Outros meios de compensação têm sido propostos para tratar a desvalorização de propriedade. Um método que tem sido usado para lidar com os impactos de desvalorização de propriedades é a garantia de valor de propriedade, que pode ter o efeito de mitigar a oposição durante o processo de implantação (ZEISS e ATWATER, 1989). Outro método é a criação de um seguro de compensação similar ao proposto por Fischel (2001), que

reembolsaria os proprietários que venham a ter seus valores reduzidos ou a não aumentar o valor de acordo com a vizinhança ou com o índice de preços regional.

No entanto, a estratégia de compensação pode não ser viável em certos casos, devido ao ambiente político em que as decisões de planejamento e implantação são tomadas. Nesse ambiente, os princípios morais desempenham um papel importante e, portanto, incentivos monetários são frequentemente subestimados (FREY, OBERHOLZER-GEE e EICHENBERGER 1996). Alguns autores, porém, chamam a atenção para o fato de que em certas situações a compensação pode ser percebida como um suborno e pode realmente fortalecer a oposição local (FREY et al., 1996).

No Brasil, a ideia de compensação financeira por danos ambientais é apoiada no princípio poluidor-pagador, regulamentado pela Lei n. 6.938 de 1981. Esse princípio impõe ao poluidor e predador a obrigação de recuperar ou indenizar pelos danos causados. Em um estudo feito pelo Ipea, Motta e Sayago (1998) fazem uma proposta de instrumentos econômicos para redução do lixo urbano. Nesse estudo, os autores apresentam

alguns instrumentos econômicos usados ao redor do mundo. Em um estudo posterior, Motta (2006) apresenta alguns dos instrumentos usados no Brasil; dentre eles destaca-se a cobrança pelo uso da água em bacias hidrográficas, tarifa de esgoto industrial baseada no conteúdo de poluentes, compensação financeira devido à exploração dos recursos naturais, compensação fiscal por área de preservação e taxas florestais (MOTTA, 2006).

4.1 ICMS Ecológico

A primeira forma de ação de compensação econômica é por meio de transferências fiscais que funcionam como recompensa financeira pela introdução de práticas ambientalmente mais corretas como, por exemplo, controle ou tecnologias mais limpas. Alguns exemplos dessa forma de compensação são: subsídios ajuda fiscal, sistema de consignação e incentivo financeiro por conformidade.

Um exemplo de transferência fiscal no Brasil é o chamado ICMS Ecológico. O “ICMS Ecológico” prevê o repasse de uma parcela do ICMS arrecadado pelos Estados para ser destinada à preservação ambiental. O ICMS Ecológico funciona como um incentivo para os municípios investirem na preservação ambiental, servindo como uma fonte de renda importante para muitos deles atuando, dessa forma, como um grande instrumento de fomento ao desenvolvimento sustentável.

O Paraná foi o primeiro estado brasileiro a instituir o ICMS Ecológico como uma forma de compensar os municípios pela restrição de uso do solo em locais protegidos, uma vez que algumas atividades econômicas são restritas ou mesmo proibidas em determinados locais a fim de garantir sua preservação. Felizmente, mostrou-se um ótimo meio de incentivar os municípios a criar ou defender a

criação de mais áreas de preservação e a melhorar a qualidade das áreas já protegidas com o intuito de aumentar a arrecadação.

4.2 Pagamento mensal por tonelada

Uma forma de compensação é cobrar algum pagamento por uma unidade de poluição (ex: por tonelada de resíduo) gerada, ou impacto negativo, com o objetivo de forçar o agente impactante a buscar mecanismos de redução de poluentes. No Paraná, por exemplo, foi aprovada uma Proposta de Emenda à Constituição (PEC) que determina o pagamento mensal de compensação financeira aos municípios que abriguem aterros sanitários na Região Metropolitana. Essa PEC acrescenta dois parágrafos ao artigo 26 da Constituição do Estado, determinando, por meio de norma estadual, que os municípios que possuem restrições ao desenvolvimento socioeconômico e limitações ambientais ou urbanísticas, em virtude de receberem resíduos sólidos metropolitanos, têm direito à compensação financeira. Uma limitação importante dessa legislação estadual de compensação financeira é que se dirige às concessionárias de serviços públicos cuja atividade se beneficie das restrições em uma proporção de 10% do valor da tonelada de lixo depositada.

4.3 Mecanismos de apoio a atividades econômicas locais

Outra forma de compensação econômica é a criação de mercados que permitem a compra e venda de direitos de poluição como, por exemplo, os mecanismos de comercialização de créditos de carbono. Nos países em desenvolvimento, como o Brasil, existe o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo.

Uma alternativa de compensação econômica indireta seria apoiar a instalação de um distrito

industrial de empresas relacionadas à indústria da reciclagem nas áreas ao redor dos aterros sanitários, podendo trazer ao município benefícios diretos e indiretos. Para tanto, poderia se estabelecer um raio em torno do aterro sanitário que determine uma área prioritária para indústrias de reciclagem. A implantação desses distritos requer uma visão de longo prazo, exigindo que tal iniciativa seja considerada já durante o processo de localização de áreas de implementação do aterro. Do ponto de vista econômico e social, tal iniciativa promoveria a criação de emprego e renda. Essa iniciativa seria também uma forma indireta de compensação de uma potencial desvalorização dos imóveis ao redor dos aterros sanitários. Isso poderia diminuir o efeito de oposição por parte da comunidade local e do município à implementação dos aterros no local. A viabilidade dessa iniciativa requer incentivos fiscais e tributários para a produção como, por exemplo, o abatimento do Imposto de Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS). Outras formas de estimular a implementação desse tipo de indústria ao redor dos aterros sanitários são subsídios como fornecimento de terreno e crédito com taxas de juros subsidiadas.

Outra forma de estimular a aceitação dos aterros é permitir o uso do biogás pelo município que abriga essas estruturas. Hoje, os créditos de carbono provenientes da mitigação de gases do efeito estufa são formas significativas de compensação financeira. O uso do biogás e de créditos de carbono pode significar uma renda adicio-

nal considerável aos municípios-sede, de forma a estimular a sua implementação.

4.4 Melhoria da infraestrutura social local

Conforme discutido acima, inevitavelmente, os aterros sanitários, por mais bem operados que sejam, têm impactos sobre as comunidades locais, tais como desvalorização de imóveis, trânsito de caminhões, odor, etc. Uma forma de compensar tais inconvenientes é a instalação de infraestrutura compensatória como escolas, postos de saúde e melhoria das vias locais de acesso.

Existem outros tipos de instrumentos políticos não econômicos para gestão ambiental para influenciar o comportamento social como, por exemplo, aqueles baseados na responsabilidade do próprio agente impactante e de controle, pelas forças de mercado (ex: pressão da opinião pública sobre o agente impactante; pressão exercida por companhias de seguro; consumismo ambiental; acesso privilegiado a financiamento). Outro exemplo de instrumento privado de gestão ambiental é o ISO 14.000; porém, neste estudo, o foco está nos mecanismos de compensação financeira e econômica.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da avaliação dos mecanismos de compensação econômica selecionados estão sumarizados no Quadro 1. A seguir, discute-se a avaliação de cada um dos mecanismos.

Quadro 1: Avaliação de mecanismos de compensação econômica em uso no Brasil.

| Mecanismo | Geração direta de emprego e renda para população afetada | Valorização das propriedades | Benefícios sociais à população diretamente afetada | Uso de recursos públicos |
|---------------------------------------|--|------------------------------|--|--------------------------|
| ICMS Ecológico | Baixo | Baixo | Médio | Alto |
| Taxa diferenciada por Ton. de resíduo | Baixo | Baixo | Baixo | Alto |
| Mecanismo de Desenvolvimento Limpo | Médio | Médio | Baixo | Baixo |
| Distritos industriais de reciclagem | Alto | Alto | Baixo | Baixo |
| Uso do Biogás | Alto | Médio | Baixo | Baixo |
| Infraestrutura social | Baixo | Alto | Alto | Baixo |

O ICMS ecológico é uma forma indireta de compensação financeira a um município pela existência de aterros sanitários nele. Os recursos são repassados às prefeituras podendo ou não ser transformados em serviços à população local afetada. Esse mecanismo utiliza basicamente recursos advindos de impostos (ICMS), portanto é classificado com alto uso de recursos públicos.

Estudos mostram o impacto positivo do ICMS Ecológico na Gestão de Resíduos Sólidos em vários estados como em Minas Gerais (PRADO FILHO e SOBREIRA, 2007). Prado Filho e Sobreira (2007) mostram que o incentivo em Minas Gerais do ICMS Ecológico traz importantes benefícios ambientais aos municípios, embora ainda seja reduzido o número dos contemplados por esse fomento à gestão dos resíduos sólidos urbanos.

A taxa diferenciada por tonelada aplicada aos municípios membros de um consórcio de aterro compartilhado tem um perfil parecido ao do ICMS ecológico. Esse mecanismo não gera empregos diretos, não valoriza as propriedades próximas e gera benefícios apenas indiretos, tendo uma alta dependência de recursos públicos, uma vez que faz uso de recursos advindos de taxas de serviço de coleta de lixo. Ambos têm limitada capacidade de redução de oposição da comunidade local afetada, dado que são poucos os benefícios gerados a ela.

O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, o fomento à formação de Distritos Industriais de Reciclagem e o Uso do Biogás tiveram um perfil de avaliação parecido, tendo potencial de gerar empregos e renda à população local e valorizar as propriedades locais. Desses três mecanismos, talvez o mais desejado, por ter maior potencial de geração de emprego e renda e valorização das propriedades, é a criação de um distrito industrial para industriais de reciclagem. Outra vantagem desses três mecanismos é a baixa dependência de recursos públicos. Por outro lado, os três mecanismos não geram benefícios sociais diretos à população afetada (ex: serviços de saúde, entretenimento e educação).

Uma vantagem dos distritos industriais de reciclagem é a consolidação de mercado de recicláveis viabilizando a reciclagem de produtos de menor rentabilidade devido a custos de transporte. Tal iniciativa é um importante estímulo para que empresas da indústria de reciclagem se instalem no local e gerem emprego e renda no município-sede do aterro sanitário. Indiretamente, tal iniciativa traria economias de escala e escopo para as indústrias por compartilharem a mesma infraestrutura para reciclar vários produtos. Por exemplo, essa prática poderia reduzir custos com transporte do material, estimulando a consolidação de um mercado local de produtos recicláveis.

Finalmente, o mecanismo de instalação de infraestrutura social (creche, escolas, praças, etc.) obviamente é o mecanismo que apresenta um maior potencial de gerar benefícios sociais diretos à população afetada. Dependendo da infraestrutura, esse mecanismo tem o potencial de valorizar as propriedades próximas. Uma desvantagem desse mecanismo é a alta dependência de recursos públicos.

6 CONCLUSÕES

Este trabalho teve por objetivo: a) propor um modelo de representação hipotética da atividade de gestão de risco que pode levar à oposição; e b) apresentar e testar quatro critérios para avaliação de mecanismos de compensação econômica para redução da oposição a aterros sanitários.

O modelo proposto apresenta os elementos que medeiam a ação de avaliação do risco e podem desencadear uma oposição ou aceitabilidade dos aterros sanitários. O modelo sugere três meios de reduzir a oposição: 1) modificando a percepção de risco por meio da comunicação e da participação social no processo de planejamento e tomada de decisões; 2) adoção de mecanismos de redução de riscos; 3) compensação econômica por meio da geração de benefícios à população local afetada.

A primeira forma de reduzir a oposição é pelo envolvimento da população afetada desde o início do processo de elaboração da problemática dos resíduos sólidos até a busca de locais para os aterros sanitários, pois permite um aprendizado da situação, e formação de apoio político. Para tanto, é importante que haja a participação da população afetada para que se mantenha informada e possa expressar suas preocupações, oferecer sugestões e opiniões. Além disso, é importante que haja mecanismos

de compensação econômica que transformem riscos em oportunidades.

No artigo, propomos um quadro analítico para avaliar mecanismos de compensação econômica para aterros sanitários compartilhados: geração direta de emprego e renda para população afetada, valorização das propriedades, benefícios sociais à população diretamente afetada e uso de recursos públicos. Esses critérios foram usados para avaliar alguns mecanismos de compensação econômica usados no Brasil.

A avaliação desses mecanismos mostra que mecanismos como o ICMS Ecológico e o pagamento diferenciado por tonelada de resíduos têm potencial de gerar benefício à população do município em geral, eles não necessariamente beneficiam diretamente a população afetada e, portanto, têm um potencial limitado de minimizar a oposição e alta dependência de recursos públicos. Os mecanismos de formação de um distrito industrial de reciclagem, o uso do biogás e o Desenvolvimento Limpo têm um alto potencial de gerar emprego e renda, valorizar as propriedades locais e baixa dependência de recursos públicos, porém geram poucos benefícios sociais.

Portanto, observa-se que nenhum mecanismo consegue atender a todos os critérios propostos simultaneamente, o que nos leva a sugerir a necessidade de combinar mecanismos. Por exemplo, cominar um mecanismo que gere renda e emprego direto à população local afetada com um mecanismo que lhe gere benefícios sociais.

Independentemente do mecanismo adotado, um aspecto importante que deve ser considerado é a participação e o controle da sociedade no planejamento e no funcionamento do mecanismo. Nenhum dos mecanismos em uso (e propostos) garante a participação em controle social. Esse aspecto depende mais da gestão do mecanismo do que da forma de compensação escolhida.

Devido à grande importância da participação e controle social, enfatizamos que tanto o planejamento como o funcionamento dos mecanismos de compensação deve levar em consideração a sociedade e a população local afetada.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREOLI, C. V. **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro: Rima, ABES, 2001.

BACOT, H.; BOWEN, T.; FITZGERALD, M. R. Managing the solid waste crisis. **Policy Studies Journal**, v. 22, n. 2, p. 229-244, 1994.

BELSTEN, L. A. Environmental risk communication and community collaboration. In: **Earthtalk: Communication empowerment for environmental action**, p. 27-41, 1996.

BENFORD, R. D., MOORE, H. A., & WILLIAMS, JR., J. A.. In whose backyard?: Concern about siting a nuclear facility. **Sociological Inquiry**, v. 63, p. 30-48, 1993.

BOUVIER, R. A., HALSTEAD, J. M., CONWAY, K. S., & MANALO, A. B.. The Effects of Landfills on Rural Residential Property Values: Some Empirical Evidence. **Journal of Regional Analysis and Policy**, v. 30, n.2, p. 23-38, 2000.

DAVID, L., JOHANN, F., & PAUL, H. B. Flooding of municipal solid waste landfills—An environmental hazard? **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 12, p. 3674-3680, 2009.

DOUGLAS, J. L., & DONALD, P. G. . NIMBY or NIABY: A logit model of opposition to solid waste disposal facility siting. **Journal of Environmental Management**, v. 40, n.1, p. 33-50, 1999.

DREW, CHRISTINA H., TIMOTHY L. NYERGES, AND THOMAS M. LESCHINE. Pro-moting transparency of long-term environmental decisions: The Hanford decision mapping system pilot project. **Risk Analysis**. v. 24, n.6, p. 1641-64, 2004.

ENGSTROM, Y. **Aprendizagem Expansiva**. Campinas, SP, Pontes Editores, p. 370, 2016.

FISCHEL, W. A. Why are there NIMBYs?. **Land economics**, v. 77, n. 1, p. 144-152, 2001.

FREY, BRUNO S., AND FELIX OBERHOLZER-GEE.. Fair sitting procedures: An empirical analysis of their importance and characteristics. **Journal of Policy Analysis and Management** v. 15, n. 3, p. 353-76, 1996.

GALLAGHER, L., FERREIRA, S., & CONVERY, F. J. **Public attitudes towards solid waste landfill infrastructure: changes in perception over space and time**. University College Dublin. School of Geography, Planning and Environmental Policy, 2005.

GIOVANNI, D. F., SABINO, D. G., & IAN, D. W. Public perception of odour and environmental pollution attributed to MSW treatment and disposal facilities: A case study. **Waste Management**, v. 33, n.4, p. 974-987, 2013.

GREEN, D. P., & COWDEN, J. A. Who protests: Self-interest and white opposition to bus-ing. **The Journal of Politics**, v. 54, n.2, p. 471-496, 1992.

HITE, D., CHERN, W., HITZHUSEN, F., & RANDALL, A. Property-value impacts of an environmental disamenity: the case of landfills. **The Journal of Real Estate Finance and Economics**, v. 22, v.2-3, p. 185-202, 2001.

HUNTER, S., LEYDEN, K., NIMBY: Explaining opposition to hazardous waste facilities. **Police Studies Journal**. v. 23, n.4, p. 601-619, 1995.

JEFFREY, W. An estimation of the social costs of landfill siting using a choice experiment. **Waste Management**, v. 25, n.3, p. 329-330, 2005.

JOHNSON, R. J., SCICCHITANO, M. J. Don't Call Me NIMBY: Public Attitudes Toward Solid Waste Facilities. **Environment and Behavior**. v. 44, n.3 p. 410- 426, 2012.

KASPERSON, R. E., GOLDING, D., & TULER, S. Social distrust as a factor in siting hazardous facilities and communicating risks. **Journal of Social Issues**, v. 48, p. 61-187, 1992.

KEMP, R. **The politics of radioactive waste disposal**. Manchester University Press, Manchester, 1992.

KHUN, R. G., BALLARD, K. R. Canadian innovations in siting hazardous waste management facilities. **Environmental Management**. v. 22, n.4, p. 533-545, 1998.

LEVINSON, A. NIMBY taxes matter: the case of state hazardous waste disposal taxes. **Journal of Public Economics**, v. 74, n. 1, p. 31-51, 1999.

LOBER, D.J. & GREEN, D.P. NIMBY or NIABY: A logit model of opposition to solid waste disposal facility siting. **Journal of Environmental Management**, v.40, p. 33-50, 1994

LORENZO, G.. A review of waste management practices and their impact on human health. **Waste Management**, v. 29, n.8, p. 2227-2239, 2009.

MCCLELLAND, G. H., SCHULZE, W. D., & HURD, B. The Effect of Risk Beliefs on Property Values: A Case Study of a Hazardous Waste Site1. **Risk analysis**, v. 10, n.4, p.485-497, 1990.

MONTAÑO, M., RANIERI, V. E. L., SCHALCH, V., FONTES, A. T., DE CASTRO, M. C. A. A., & DE SOUZA, M. P. Integração de critérios técnicos, ambientais e sociais em estudos de alternativas locais para implantação de aterro sanitário. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 61-70, 2012.

MOTTA, R. S., & SAYAGO, D. E. **Propostas de instrumentos econômicos ambientais para a redução do lixo urbano e o reaproveitamento de sucatas no Brasil**. Rio de Janeiro: IPEA, 1998.

MOTTA, R. S. **Economia Ambiental**. Rio de Janeiro: FGV, 2006.

PETTS, J. Effective waste management: Understanding and dealing with public concerns. **Waste Management & Research**, v.12, n.3, p. 207–222, 1994.

POL, E., MORENO, E., GUARDIA, J., IHIGUEZ, L. Identity, quality of life and sustainability in an urban suburb of Barcelona: adjustment to City-Identity- Sustainability network structural model. **Environmental Behaviour** v.34, n. 1, p. 67-80, 2002.

PORTELLA, M. O., RIBEIRO, J. C. J. Aterros sanitários: aspectos gerais e destino final dos resíduos. **Revista Direito Ambiental e Sociedade**, v. 4, n. 1, p. 115-134, 2014.

PORTNEY, P. **Siting Hazardous Waste Treatment Facilities: The NIMBY Syndrome**. Auburn House, New York, 1991

PRADO FILHO, J. F., SOBREIRA, F. G. Desempenho Operacional e Ambiental de Unida-des de Reciclagem e Disposição Final de Resíduos Sólidos Domésticos Financiadas Pelo Icms Ecológico de Minas Gerais. **Engenharia Sanitária Ambiental**. 12, 1, 52-61, 2007

RYUNOSUKE, K., & ROMEU, G.. More than a decade of conflict between hazardous waste management and public resistance: A case study of NIMBY syndrome in Souselas (Portugal). **Journal of Hazardous Materials**, v. 172, n.2–3, p. 1681–1685, 2009.

SHEEBA, K., & MOHD, N. F. An analytic network process model for municipal solid waste disposal options. **Waste Management**, v. 28, n. 9, p. 1500–1508, 2008.

SCHIVELY, C. Understanding the NIMBY and LULU phenomena: Reassessing our knowledge base and informing future research. **Journal of Planning Literature**, v.21, p.255–266, 2007.

SHEPHERD, A. & BOWLER, C. Beyond the requirements: Improving public participation in EIA. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 40, n. 6, p. 725–738, 1997.

SLOVIC, P. Perception of risk. **Science**, v. 236, n. 4799, p. 280-285, 1987.

TAKAHASHI, L. M., & DEAR, M. J. The changing dynamics of community opposition to human service facilities. **Journal of the American Planning Association**, v. 63, n. 1, p. 79-93, 1997.

ZEISS, C., & ATWATER, J. Waste facility impacts on residential property values. **Journal of Urban Planning and Development**, v. 115, n.2, p. 64-80, 1989.

Implantação de planilha de controle para coleta de dados de qualidade de água de córregos na região Norte de São Paulo

Implementation of control scheme for water quality data collection of streams in the North region of São Paulo city

- **Data de entrada:**
19/07/2017
- **Data de aprovação:**
19/03/2018

Fabio Richard Flausino* | Amarilis Lucia Casteli Figueiredo Gallardo

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.034>

Resumo

Este trabalho visa apresentar a implantação de planilha de controle para coleta de dados de qualidade de água de córregos da região norte da cidade de São Paulo, como Mandaqui, Charles D’Gaulle e Elisa Maria. Implementando essa ação, as tomadas de decisões tornam-se imediatas à comunicação dos problemas relatados nas planilhas de controle e contribuem efetivamente para que a manutenção e a limpeza dos córregos sejam realizadas com maior qualidade. Todas as fichas de coleta devem ser preenchidas conforme os dados solicitados, e devem ser anexadas fotos dos locais visitados e encaminhadas ao responsável do programa Córrego Limpo, para providências imediatas.

Palavras-chave: Córrego. Poluição. DBO. Programa Córrego Limpo.

Abstract

This work presents the implementation of a control sheet in the process of collecting streams from the north of the city of São Paulo, such as Mandaqui, Charles D’Gaulle and Elisa Maria. By implementing this action, the decision making becomes immediate to the communication of the problems reported in the control worksheets and contributes effectively to the maintenance and cleaning of the streams is performed with higher quality. All the collection forms must be filled in according to the requested data, as well as the photos must be taken and sent to the person responsible for the Córrego Limpo program, for immediate action.

Keywords: Stream. Pollution, BOD.

Fabio Richard Flausino – Mestrando em Gestão Ambiental e Sustentabilidade pela Universidade Nove de Julho (Uninove). Engenheiro Ambiental pela Universidade de Santo Amaro (Unisa). Tecnólogo em Mecânica pela Faculdade de Tecnologia de São Paulo (Fatec). Técnico em Sistemas de Saneamento na Sabesp.

Amarilis Lucia Casteli Figueiredo Gallardo – Pós-doutora em Ciências Ambientais pela School of Environmental Sciences da University of East Anglia. Professora Doutora do Programa de Mestrado Profissional em Administração - Gestão Ambiental e Sustentabilidade e do Programa de Mestrado em Cidades Inteligentes e Sustentáveis na Universidade Nove de Julho (Uninove). Professora Doutora do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP).

***Endereço para correspondência:** Rua Alberto Andaló, 208, São Paulo - SP. E-mail: fflausino@sabesp.com.br

1 INTRODUÇÃO

A ocupação desordenada e irregular do solo, principalmente nas margens dos córregos (Júnior, Neves, Ruiz, Gallardo, Cortês & Cerantola, 2014), na consolidação da urbanização na cidade de São Paulo, vem causando a deterioração da qualidade dos recursos hídricos (Jacobi, Fracalanza & Sanchez, 2015).

A ocupação das encostas e fundos de vale, devido aos inúmeros problemas sociais (Maricato, 2003), acarreta descartes irregulares em corpos d'água urbanos, que dificultam a despoluição e manutenção dos córregos.

As bacias hidrográficas são as unidades físicas para o planejamento, execução e gestão das ações de drenagem e esgotamento sanitário nas áreas urbanas (Silva & Porto, 2003). Integram, juntamente com o abastecimento de água e a coleta e destinação final de resíduos sólidos, o amplo conceito de saneamento ambiental. Nesse sentido, é interesse das administrações públicas o equacionamento integrado dessas demandas sanitárias, por meio de ações coordenadas para a obtenção de resultados efetivos e perceptíveis pela população urbana.

A escassez hídrica, a necessidade de manutenção dos corpos d'água e a inserção da sociedade como atores na mudança de atitude em relação ao meio ambiente (Jacobi, Fracalanza & Sanchez, 2014), vêm fundamentando a necessidade de atitudes proativas para limpeza e manutenção da qualidade dos corpos d'água na cidade de São Paulo.

Nesse contexto de promoção de melhoria da qualidade dos corpos d'água urbanos da cidade de São Paulo, teve início, em 2007, o Programa Córrego Limpo (PCL), como uma parceria entre a Prefeitura da cidade de São Paulo e a Sabesp. Nas primeiras etapas do PCL, realizadas até 2012, foram recuperados 149 córregos dos 300 córregos da cidade de São Paulo (São Paulo, 2014),

O PCL apresenta resultados positivos ao monitoramento da qualidade das águas dos córregos já despoluídos (Sabesp, 2014), e procura sempre a melhoria contínua em seus métodos para atender requisitos da empresa, focando principalmente na atitude socioambiental, buscando o desenvolvimento sustentável (Sabesp, 2014).

A utilização de ferramentas de verificação, como a criação da planilha de controle para determinação de anomalias visualmente perceptíveis no monitoramento da qualidade de água dos córregos, integra a melhoria do processo, ao permitir o registro de problemas para ciência dos responsáveis pela manutenção das redes coletoras de esgoto na bacia dos córregos. O correto preenchimento da planilha de controle possibilita a redução do período em que o córrego fica poluído, pelo envio da planilha aos gestores imediatamente após a coleta de dados, dando celeridade às ações de remediação dos córregos e garantindo o foco da manutenção direcionado ao atendimento do problema relatado no documento.

Este estudo foi concebido para relatar e intensificar a procura pela melhoria contínua do processo de coleta de córregos, visando aperfeiçoar os procedimentos de controle para manutenção da limpeza dos corpos d'água na região Norte da cidade de São Paulo.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Segundo Barbieri, Vasconcelos, Andreassi, Vasconcelos (2010), toda inovação sustentável é definida pela introdução de melhorias significativas para empresa que proporcione simultaneamente benefícios na esfera social e ambiental.

Pesquisa realizada em 2011 pela Faculdade de Arquitetura e Urbanismo (FAU) da USP propõe que o planejamento urbano das cidades seja feito a partir das suas bacias hidrográficas, aliando a recuperação das águas dos córregos e a rein-

introdução da natureza aos projetos de habitação social. A identificação da poluição e de problemas de assoreamento de cursos d'água auxilia na busca por soluções de melhoria para a área do córrego, como descrito por Alves, Souza, Alcantara (2011).

Conforme (Alvim, 2008), o gerenciamento da bacia hidrográfica é fundamental para monitorar o meio ambiente como um todo. Nesse contexto, a despoluição de córregos torna-se fundamental para a manutenção de um ambiente saudável à vida humana. Destaca-se que a falta dessa gestão integrada das bacias hidrográficas é um dos principais fatores para não se atingir o objetivo de limpeza dos rios urbanos (Anelli, 2015). A despoluição de córregos, a preservação da natureza e, principalmente, a reurbanização de comunidades em áreas ocupadas com serviço de saneamento básico precário encontram-se entre as medidas necessárias para a melhoria da qualidade dos cursos d'água urbanos (Ferreira, 2016). O PCL apresenta resultados positivos no monitoramento da qualidade das águas dos córregos já despoluídos (Sabesp, 2014). Porém, devido às características do parâmetro de controle DBO (demanda bioquímica de oxigênio), que determina o efeito dos impactos causados por despejos industriais e residenciais (Schulz, Molz, Miranda & Pires, 2014), algumas anomalias só eram detectadas 5 (cinco) dias após a coleta, pois a DBO é um teste padrão, realizado a uma temperatura constante e durante um período de incubação também fixo (5 dias). Os maiores aumentos em termos de DBO em um corpo d'água são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica (Derisio, 2012); conseqüentemente, a qualidade das águas ficava comprometida por longo período, gerando reclamações da comunidade. Analisando a inserção de ferramentas de controle interativas pode-se verificar sensível melhoria na qualidade dos corpos d'água per-tinentes ao PCL, ainda mais efetiva nas bacias

onde há aplicação da gestão integrada (Silva, Porto, 2012).

3 METODOLOGIA

A implantação da planilha de controle no processo de coleta de água em córregos da região Norte da cidade de São Paulo foi incorporada ao processo como estudo de caso descritivo (Yin, 2015), após a realização de levantamentos de dados, análises históricas e pesquisa em arquivos de dados da Sabesp.

A incorporação da planilha como parte do processo de coleta intensificou a integração entre diversas áreas da empresa (operacional, técnica, manutenção, engenharia, qualidade). Os dados após a coleta foram analisados e disponibilizados para todos os principais envolvidos no processo. As observações realizadas pelos técnicos definiram a estratégia a ser tomada em uma nova etapa do processo. O monitoramento dos córregos do programa é realizado mensalmente por meio de uma coleta da água do córrego para análise da DBO, OD, Ph, Temperatura e DQO, sendo que o parâmetro utilizado para determinar a condição de qualidade é a DBO. O procedimento de coleta é realizado conforme Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Godoi, 2008), e utilizado pela Sabesp como padrão segundo o Procedimento-Operacional-PO-AG0314-V.1.

4 ANÁLISE E DISCUSSÃO SOBRE RESULTADOS

A prática em questão otimizou a tomada de decisão aproveitando a experiência dos colaboradores com a integração do processo, desde a manutenção das redes coletoras até a divulgação do resultado da DBO, visto o papel dos colaboradores na conservação ambiental do

córrego (Godoi, 2008), fiscalizando as ações degradantes, como descarte irregular de lixo provocado. A satisfação das pessoas com a melhoria de sua qualidade de vida está representa-

da pela despoluição dos córregos e a melhoria da imagem da companhia de saneamento que atende a cidade diante da sociedade (Bevilacqua & Hourneaux, 2015).

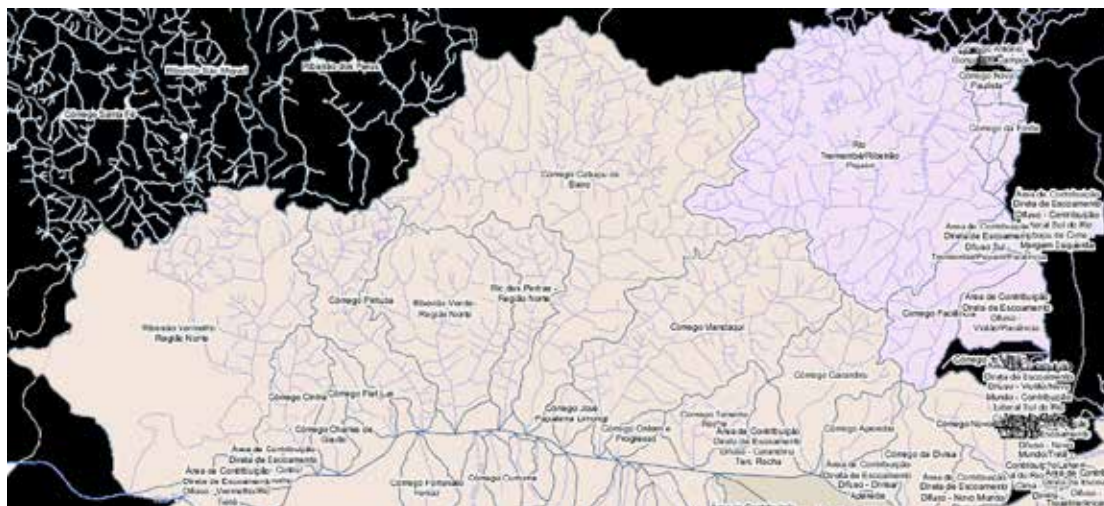


Figura 1 - Mapa de córregos na região Norte de São Paulo

Fonte – SIGNOS – SABESP

Os materiais utilizados para este estudo de caso abrangem referências teóricas da metodologia, informações do processo coletadas em visita aos córregos, fotos e resultados de análises realizadas em laboratórios da Sabesp credenciados pelo INMETRO. A partir desses materiais foi criada a planilha de controle, que contém os seguintes itens:

Odor: A presença de odor é bem característica quando existe presença de lançamento de esgotos nos córregos, e sua avaliação é fundamental para detectar previamente potenciais focos de poluição;

Cor: Presença de elementos que alterem visivelmente o aspecto da água dos córregos;

Chuvas: A ocorrência de chuvas no período imediatamente anterior ou durante momento de coleta é fundamental para a avaliação da qualidade

da água com a contribuição da poluição difusa e de lançamentos das galerias nos córregos.

Registro de imagem, no momento da coleta, do técnico coletando a água, do local exato da coleta e do frasco com a água do córrego em seu devido frasco.

O desenvolvimento da planilha de controle de coleta de dados de qualidade de água nos córregos ocorre por meio da identificação dos requisitos para cada função do processo, que são as saídas de cada etapa do processo relatadas nos requisitos do produto. Os requisitos fornecem as informações das metas que devem ser atingidas em cada etapa do processo, fornecendo à equipe as informações básicas para que sejam identificados os potenciais tipos de falha.


Para assegurar a continuidade e a eficiência da análise é recomendado que a equipe do Programa Córrego Limpo se mantenha estável durante o de-

envolvimento do levantamento de processo de coleta de dados no ato das coletas dos córregos.

Por meio da aplicação da metodologia de controle pela planilha de controle no processo de

coleta de água em córregos na região norte da cidade de São Paulo (Figura 2), é possível detectar possíveis problemas que poderão afetar o meio ambiente, a saúde e a qualidade da água.

FICHA DE COLETA



PROGRAMA CÓRREGO LIMPO

R. CONSELHEIRO SARAIVA Nº 519 - SANTANA - CEP 02037-021 (TEL. 2971-4068)

| | |
|--|--|
| <small>responsável pelo coleta</small> Gérson | <small>Nº de amostra</small> 577671 |
| <small>UNIDADE</small> MNEE | |

| | |
|--------------------------------|-----------------------------------|
| <small>FICHA</small> 001/12 | <small>DATA</small> 05/11/2012 |
|--------------------------------|-----------------------------------|

IDENTIFICAÇÃO DAS AMOSTRAS

| Córrego | Local da Coleta | Hora da Coleta | Odor | Chuva | Cor | Hiperlink Fotos | Outros |
|-----------------|--|----------------|------------|-------|---------|---------------------------|--------|
| BIQUINHA | R. Bicicleta s/nº | 09:06 | sem cheiro | seco | limpido | 13/Biquin | |
| BIQUINHA PTO2 | Av. das Gueixas, s/nº | 09:35 | sem cheiro | seco | turvo | Biquin | |
| CARAJÁS PTO2 | R. Antônio dos Santos Neto, 147 | 08:37 | sem cheiro | seco | turvo | 13/Carajá | |
| DR. MARREY | R. Antônio Domingues de Carvalho, s/nº | 10:02 | sem cheiro | seco | turvo | DS 01.130 | |
| GABRIEL COVELLI | R. Gabriel Covelli, s/nº x Av. Eng. Caetano Alvares s/nº | 10:30 | sem cheiro | seco | turvo | DS 01.130 | |
| OURO GROSSO | Av. Eng. Caetano Alvares, s/nº | 10:45 | sem cheiro | seco | turvo | DS 01.130 | |
| BIQUINHA | R. Bicicleta s/nº | 12:18 | sem cheiro | seco | turvo | Biquin | |
| BIQUINHA PTO2 | Av. das Gueixas, s/nº | 12:40 | sem cheiro | seco | limpido | Biquin | |
| CARAJÁS PTO2 | R. Antônio dos Santos Neto, 147 | 13:05 | sem cheiro | seco | limpido | 13/Carajá | |

PARÂMETROS DE CAMPO
 CLASSE DA AMOSTRA (A/R/F/T)
 DQO

SAMPLES

INSTRUÇÕES PARA PREENCHIMENTO:

ODOR: SEM CHEIRO / COM CHEIRO / FÉTIDO

CHUVA: SIM / SECO

COR: LÍMPIDO / TURVO / ESCURO

HIPERLINK FOTOS: LINK DAS IMAGENS FEITAS PELOS TÉCNICOS COM DATA E HORA

Figura 2 – Ficha de coleta padrão
Fonte – SABESP

O planejamento, o desenvolvimento e o gerenciamento para a solução do problema deram-se por meio do monitoramento da qualidade das águas dos córregos, por meio do ensaio de DBO, obedecendo aos padrões de trabalho já estabelecidos nos programas corporativos da empresa. Utilizou-se o PCL para tratar não apenas da despoluição do córrego (Rodrigues, 2016), mas para aplicar a ferramenta de gestão com ampla visão sistêmica que possibilitasse a tratativa de

todos esses problemas com o objetivo de melhorar o meio ambiente e a qualidade de vida da população. Após implantação do controle, a verificação das ações passou a ser contínua.

Como padrões de trabalho, foram realizadas as seguintes etapas:

- Execução de inspeções em campo com vistoria do sistema de coleta

- Diagnóstico/Varredura (conhecimento crítico) para o diagnóstico operacional da bacia de esgotamento.
- Elaboração da planilha de acompanhamento para subsidiar as tomadas de decisões imediatas (Figura 2).

O estudo de caso em questão representou diversos benefícios, como a experiência dos cola-

boradores com a integração do processo desde a manutenção das redes coletoras até a divulgação do resultado da DBO (Figura 2), dado o papel de responsabilidade atribuído aos colaboradores na conservação ambiental do córrego (Bevilacqua & Hourneaux, 2015). A Figura 3 apresenta os resultados do controle da qualidade da água com o uso da planilha.

| CÓRREGO | Data Despoluição | META | | | | | | |
|--------------------------------------|------------------|------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| | | DBO [mg/L] | JUL | AGO | SET | OUT | NOV | DEZ |
| Flor de Maio Pto 1 | | ≤ 30 | 12 | 8 | 15 | 7 | 150 | 5 |
| Água Preta Pto 1 | | ≤ 30 | 11 | 8 | 11 | 6 | 7 | 5 |
| Água da Prata | | ≤ 30 | 5 | 5 | 5 | 6 | 18 | 10 |
| Alfredo Soncini | | ≤ 30 | 12 | 5 | 5 | 14 | 13 | 8 |
| Carandaí | | ≤ 30 | 38 | 26 | 18 | 12 | 9 | 14 |
| Recanto dos Humildes | | ≤ 30 | 7 | 14 | 5 | 9 | 29 | 0 |
| Tremembé | | ≤ 30 | 6 | 5 | 8 | 5 | 11 | 9 |
| Vila Aurora | | ≤ 30 | 17 | 42 | 68 | 21 | 10 | 13 |
| Adão Ferraris | | ≤ 30 | 34 | 50 | 95 | 24 | 18 | 28 |
| Afl. Pq. Jaraguá | | ≤ 30 | 7 | 10 | 5 | 6 | 12 | 7 |
| Divisa | | ≤ 30 | 9 | 29 | 106 | 8 | 37 | 20 |
| Jardimirim | | ≤ 30 | 12 | 7 | 11 | 7 | 9 | 5 |
| Rua Dora | | ≤ 30 | 38 | 160 | 95 | 37 | 29 | 21 |
| Ferrão | | ≤ 30 | 10 | 16 | 12 | 21 | 10 | 16 |
| City Jaraguá | | ≤ 30 | 5 | 7 | 5 | 7 | 5 | 5 |
| Pq. Itaguaçu | | ≤ 30 | N | N | 5 | 8 | 5 | 5 |
| São Bento - Pça. Gal. Fernando V. Pa | | ≤ 30 | N | N | 125 | 15 | 17 | 18 |
| s Remédios - Pça. Capitão Mor Bota | | ≤ 30 | N | N | 135 | 10 | 5 | 6 |
| angalot - Rua Joaquim de Oliveira Fr | | ≤ 30 | N | N | N | 18 | 54 | 5 |
| Nº de Córregos Despoluídos | | | 27 | 27 | 30 | 31 | 31 | 31 |
| Nº de Córregos Acima da meta | | | 4 | 6 | 11 | 1 | 5 | 2 |
| Atendimento a Meta [100 %] | | | 85% | 78% | 63% | 97% | 84% | 94% |

Figura 3 - Controle da DBO
Fonte: SABESP

5 CONCLUSÃO

Este artigo foi produzido com a finalidade de contribuir com informações sobre a implantação da planilha para coleta de dados de qualidade de água nas atividades de monitoramento do Programa Córrego Limpo, que é uma nova ferramenta implementada na busca pela melhoria contínua no processo de coleta de água em córregos.

O trabalho de identificação, constatação e eliminação das fontes poluidoras é de fundamental importância para a tomada de decisões que visam mitigar a poluição nos córregos (Godoi, 2008), reforçando a necessidade de aprimorar as ferramentas de controle desse processo.

Antes da implantação desta ferramenta, o processo de tomada de decisão era reativo à divulgação dos resultados das coletas, e não possuía a devida integração entre corpo técnico de campo e de engenharia para a solução dos problemas (Bevilacqua & Hourneaux, 2015).

Após a implantação desta ferramenta, verificou-se que o resultado das análises de DBO dos córregos (Dora - destacado na figura 2) encontram-se de acordo com o limite estabelecido para definir a condição das águas dos córregos para ser considerado “Córrego Limpo”.

Demonstrou-se com o estudo de caso que as ações de intervenção podem ser tomadas em um tempo menor e, assim, agilizar a contenção dos efeitos do esgoto lançado *in natura* nos córregos. A eficiência na solução do problema está diretamente ligada à cadeia de informações que foi formada por todos os envolvidos no processo por meio do uso da planilha.

A necessidade de despoluição dos córregos em uma cidade com sérios problemas de planejamento urbano, como São Paulo, é evidente e demonstra a dificuldade devido a inúmeras interferências sociais, políticas e técnicas (Rodrigues, 2016). Conclui-se que uma melhor integração

entre as partes envolvidas, proporcionada pelo uso da planilha, é fundamental para que os processos de melhoria sejam eficazes.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES, K. S., SOUZA M. A., ALCÂNTARA M.C.T.D. Inovações Tecnológicas na Sensibilização de Moradores - Uma Proposta a Ser Aplicada Para a Preservação do Córrego Caquente, Ouro Preto - Minas Gerais. In: Semana de Ciências e Tecnologia (03) (2011). **Anais...** Ouro Preto, MG, Brasil, pp. 93-97.
- ALVIM, A. T. Políticas ambientais e urbanas em áreas. **Cadernos metrópole** (19). 2011. São Paulo, SP, Brasil, pp. 143-164.
- ANELLI, R. L. Uma nova cidade para as águas urbanas. **Estudos Avançados USP** (29). 2015. São Paulo, SP, Brasil. p. 05.
- BARBIERI, J. C., VASCONCELOS, I. F. G., ANDREASSI, T., VASCONCELOS, F. C. **Inovação e Sustentabilidade: Novos Modelos e Proposições**. ERA (50). 2010. São Paulo, SP, Brasil, pp 146-154
- BEVILACQUA, N., HOURNEAUX, F.JR., (2015). **Alinhamento Estratégico: Estudo de Caso da Despoluição da Bacia do Córrego do Mandaqui**. Cleaner Production Towards a Sustainable Transition. São Paulo, SP, Brasil, pp. 01-10.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (SABESP). **40 anos de Educação Sanitária e Ambiental no Saneamento**. 2014. São Paulo.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (SABESP). **Balanço Consolidado do Programa Córrego Limpo Abril/2013**. 2013
- COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (SABESP). RDPG PNQS IGS Gestão Sócio Ambiental. 2013.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (SABESP). . Intranet Sabesp. Obtido em: 23.05.2016. Recuperado em <http://portal.sabesp.com.br>
- DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 2012. 4. ed. atual. São Paulo: Oficina de Textos.
- FERREIRA, I. A. . Análise do Projeto Parque Linear do Córrego do Bispo. **Revista LABVERDE** (04). 2016. São Paulo, SP, Brasil, pp. 207-225.
- GODOI, E. P. **Monitoramento de Água Superficial Densamente Poluída – O Córrego Pirajussara**, São Paulo, SP, Brasil, IPEN - USP, pp. 01-117.
- JACOBI, P. . Governança ambiental, participação social e educação para a sustentabilidade. In: Phillipp, A. et al. (eds.). **Gestão da natureza pública e sustentabilidade**. São Paulo, Manole. pp 343-361.

JACOBI, P. R. FRACALANZA, A. P., SANCHEZ, S.S.. Governança da água e inovação na política de recuperação de recursos hídricos na cidade de São Paulo. **Cadernos metrópole** (17). 2015. São Paulo, SP, Brasil, pp. 61-81.

JÚNIOR, S.P.R., NEVES, S.S., RUIZ, M.S., GALHARDO, A. L. C. F., CORTÉS P. L., CERÂNTOLA, A.P. C. Governança colaborativa aplicada à gestão de conflitos socioambientais na despoluição de córregos na cidade de São Paulo. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**. 2014. São Paulo, SP, Brasil, pp. 113-134.

MARICATO, E. Metrópole, legislação e desigualdade. **Revista Estudos Avançados**. 2003. São Paulo, SP, Brasil, v. 17, n. 48, p. 151-164.

RODRIGUES, M.. **Implementando a participação: interações estatais e sócio estatais no Programa Córrego Limpo da Sabesp**. 2016. USP. São Paulo, SP, Brasil, pp 16-17.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE (SMASP). **Caderno de Gestão Ambiental**. 2004. 2ª. ed. São Paulo:

SILVA, M.F.B. **Análise da qualidade das águas do Córrego Fundo Araxá - Minas Gerais**. 2013. Conic Semesp, UNICID. Araxá, MG, Brasil, pp. 1-10

SILVA, R, P., PORTO, M, F, A. **Gestão urbana e gestão das águas: caminhos da integração**. 2003.

SCHULZ, F., MOLZ, C, H., MIRANDA, L. A. S., PIRES, A. C. P. Avaliação Metodológica na Determinação de DBO5 por Respirometria e Luminescência. *In: Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental*, 2014, Porto Alegre, RS, Brasil, pp. 1-7.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa, IIE, 2003. São Carlos, SP, Brasil, pp 1-15.

Yin, R.K (2015) *Planejamento e Métodos* (5ª ed.). Porto Alegre: Bookman.

Prospecção das Interdependências entre Água, Energia e Alimento no Brasil

• **Data de entrada:**
09/08/2017

• **Data de aprovação:**
26/03/2018

Prospecting the Nexus of Food, Energy and Water in Brazil

José Anderson do Nascimento Batista* | Edson Cezar Wendland | Klebber Teodomiro Martins Formiga DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.035>

Resumo

A gestão dos recursos hídricos no Brasil constitui-se um enorme desafio devido às pressões das demandas domésticas e globais por alimento, renovação da matriz energética e conservação ambiental. Não obstante possuir uma das legislações mais completas do mundo, o país, assim como toda a comunidade internacional, tem tido sua capacidade de gestão ambiental testada diante da intensificação dos conflitos em torno do uso da água. Tais conflitos tendem a se tornar ainda mais intensos devido ao crescimento da população, à globalização dos mercados, que se reflete nos recursos hídricos por meio do tráfego de água virtual e ao aquecimento global. A capacidade de gerenciamento do recurso hídrico, portanto, perpassa pela inteligência e pelo gerenciamento das demandas e por sua compatibilização com a conservação ambiental das bacias hidrográficas. Esse último aspecto, determinado pelo correto valor da água, é a chave para o equilíbrio do balanço hídrico das bacias. Tal determinação afetará não apenas a sistemática de soluções de eventuais conflitos pela água, mas também a efetividade das políticas de conservação ambiental e de avanços tecnológicos em torno das futuras mudanças de paradigma do uso da água que vierem a ocorrer no país, conforme já tem ocorrido em países desenvolvidos. Neste sentido, as oportunidades para o aumento da eficiência do sistema brasileiro de gestão de recursos hídricos passam pelo mapeamento e pelo enfrentamento das interdependências existentes entre água, energia e produção de alimento no país.

Palavras-chave: Interdependência entre água, energia e alimento. Recursos hídricos. Conflito pelo uso da água.

José Anderson do Nascimento Batista – Doutor em Ciências da Engenharia Ambiental (USP). Mestre em Engenharia Sanitária (UFRN). Engenheiro Civil (UFRN). Professor Doutor do Departamento de Recursos Hídricos da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp.

Edson Cezar Wendland – Doutor em Engenharia Civil (Universidade de Bochum). Mestre em Engenharia Mecânica (UFRGS). Engenheiro Civil (UFMT). Professor Titular do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, USP.

Klebber Teodomiro Martins Formiga – Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento (USP). Mestre em Engenharia Civil e Ambiental (UFCG). Engenheiro Civil (UFPB). Professor Adjunto do Departamento de Hidráulica e Saneamento, da Escola de Engenharia Civil da UFG.

***Endereço para correspondência:** Rua Saturnino de Brito, 224, Cidade Universitária, Campinas, SP, CEP 13083-889. E-mail: nbatista@fec.unicamp.br.

Abstract

The water resources management in Brazil consists an enormous challenge before domestic and global demands for food, energy matrix renewal and environmental conservation. Although Brazil has one of the world's most complete legislation, its environmental management capacity has been tested, just like all the rest of the international community, for the water use conflict intensification. Such conflicts potentially intensify after the population grow, the market globalization which mostly reflects in the water resources throughout the virtual water traffic, and the global warming. The water resources management capacity, therefore, comes after the water use demands intelligence and management and its compatibilization to the watershed environmental conservation. The environmental conservation itself is mostly achieved after an appropriated water valuation, which is a key factor to the balance of the water budget all over the watersheds. Such achievement will affect not only the way water use conflicts are solved, but also the effectiveness of environmental conservation measures and the technological advances for the coming changes in water use in the country, since it has already begun in developed countries. In this sense, opportunities to the Brazilian water management system efficiency increase depend on mapping and facing rising problems from the food production, energy generation and water conservation in that country.

Keywords: Nexus of food, energy and water. Water resources. Water use conflicts.

1 INTRODUÇÃO E OBJETIVO

A água é um recurso natural essencial a todas as atividades produtivas, ao saneamento básico e à preservação do ambiente. Por outro lado, o valor econômico da água tem sido subestimado, de modo que a política nacional dos recursos hídricos não tem sido eficaz nem na preservação do ambiente, nem no garantimento do abastecimento público, nem no suporte ao setor produtivo, quer das atividades existentes quer do desenvolvimento futuro. Parte da imprevisibilidade dos fenômenos de escassez hídrica, pelos quais qual passou o país nos últimos vinte anos, desde a lei federal 9.433, deve-se ao fato de ainda não ter sido completada a regulamentação e a implantação de seus instrumentos em todos os estados, como previsto naquela lei. Uma outra parte deve-se à articulação precária entre a União e os Estados em torno dos conflitos decorrentes do uso múltiplo da água, a qual, em graus mais severos, tem levado ao colapso de sistemas de reservação. A Unesco, em recente relatório anual sobre o desenvolvimento mundial da água (WWAP, 2014), trouxe pela primeira vez o tema do gerenciamento de recursos hídricos de forma

indissociável da geração de energia (elétrica e de combustão) e da produção de alimentos. Em tal abordagem, propõe-se que os países operacionalizem meios de conscientização dos usuários acerca das interdependências entre os recursos hídricos, energéticos e alimentares e, portanto, um potencial para uma maior integração dos mercados usuários da água. Para que tal integração tenha regulação efetiva, o estado deve prover políticas e instrumentos efetivos e flexíveis, subsidiados tecnicamente pelo monitoramento de dados dos sistemas hídricos.

Mesmo sendo a água um bem comum, observa-se que a sua exploração como tal não tem refletido seu correto valor econômico, incorrendo em custos mais elevados aos serviços nos cenários de escassez do que eventualmente esses serviços teriam em um cenário de controle preventivo. O desequilíbrio entre os usos da água reflete desvios de prioridade que acabam se sobrepondo à política de recursos hídricos. Por sua vez, tais desvios são resultado, eventualmente, do desconhecimento dos órgãos participantes da gestão de recursos hídricos a respeito das interde-

pendências existentes entre uso e conservação da água inerentes a outros bens de produção, como alimentos e energia. Tais interdependências acarretam implicações tanto nas demandas de cada bem (incluindo as demandas de água) como no comportamento da oferta de cada bem (incluindo-se também a própria conservação hídrica). Esta revisão de literatura, portanto, tem a finalidade de reunir os principais estudos científicos existentes neste tema, o qual tem efervescido dentro da comunidade científica durante a presente década, e oferecer um panorama das atuais pressões exercidas mutuamente entre os três setores no mundo. São apresentados dados nacionais de atividades que integram produção energética, alimentícia e a conservação de recursos hídricos. Trabalhos futuros devem focar o levantamento de casos, diagnósticos e soluções não-estruturais que estabeleçam pontes entre tais setores no país, como estratégia de antecipação a situações de conflitos pelo uso da água.

2 INTERDEPENDÊNCIA ÁGUA-ENERGIA

Grande parte das tecnologias utilizadas no atual parque de geração elétrica mundial utiliza geradores mecânicos movimentados por água, quer na forma líquida, quer seja na forma de vapor. No Brasil, a participação das usinas hidroelétricas tem caído aos 64%, em troca do crescimento das modalidades termoelétricas e termonucleares, que respondem com 32,5% (EPE, 2016). O uso da água na produção atual de energia, entre eletricidade e combustão, corresponde globalmente a 15% do volume de água global captada, sendo 11% o consumo (SCANLON et al., 2017). Em termos de consumo de água, esse montante corresponde à participação de todo o setor de saneamento na matriz de consumo hídrico médio mundial. As interdependências entre água e energia acontecem não obstante o consumo. O uso não-consuntivo de água para a gera-

ção hidroelétrica desempenha papel decisivo no gerenciamento dos recursos hídricos devido ao controle de grande parte do volume de água armazenado a montante de suas barragens. Na outra mão, tem-se que o consumo energético relacionado ao tratamento e transporte de água no setor de saneamento participa com apenas 2,3% do consumo elétrico do país (SNSA, 2017; EPE, 2016). O consumo de água nos sistemas de irrigação agrícola e na indústria do Brasil corresponde a aproximadamente dez vezes o consumo do saneamento. Portanto, embora não haja dados oficiais, o consumo de eletricidade necessário para o uso da água nos sistemas de irrigação e na indústria, por analogia ao consumo no saneamento, seria razoavelmente estimado em 23% do consumo de energia.

3 INTERDEPENDÊNCIA ENERGIA-ALIMENTO

A participação da produção de alimentos no consumo de energia é significativa. A estimativa global aponta que 30% do consumo de toda energia produzida, incluindo-se combustão e eletricidade, é realizado pelo setor agropecuário (SCANLON et al., 2017). Embora não tenha sido encontrado o consumo em nível nacional, essa taxa inclui o consumo tanto dos sistemas de irrigação como o consumo energético do escoamento da produção. Por outro lado, entre 25 e 30% da produção mundial de alimentos é estimada como perda entre os vários estágios do seu percurso, que representa, conseqüentemente, não apenas de perda de energia, mas também de água (SCANLON et al., 2017). Por outro lado, a diversificação da matriz energética no Brasil, a qual inclui combustão e eletricidade, implica na participação de recursos de origem vegetal, como biomassa e carvão vegetal, com 25% da capacidade instalada, enquanto as fontes hidráulicas correspondem sobre a matriz energética com apenas 11% (EPE, 2016). Está prevista até 2024 a manutenção da participação da oferta de biomassa para a geração elétrica de

12,5%, acompanhando o crescimento do parque gerador (EPE, 2015). O aumento da produção de biomassa para a produção de energia, desde os anos oitenta, trouxe impactos na agricultura e, conseqüentemente, alterações da cobertura dos solos das bacias hidrográficas. Por outro lado, os efeitos dessas pressões sobre os recursos hídricos ainda não foram avaliados quantitativamente no país. Ao mesmo tempo, a atividade agrícola implica sobre as próprias demandas energéticas levando pressão aos sistemas de transportes de carga.

4 INTERDEPENDÊNCIA ALIMENTO-ÁGUA

A agricultura brasileira participa de forma majoritária do mercado doméstico, como também desempenha papel importante no cenário do mercado internacional. Em nível global, assim como no Brasil, a produção de alimentos, em maior ou menor medida é dependente do uso da irrigação, totalizando 70% do volume global de água captada e 90% do consumo desta água, incluindo-se a agricultura de sequeiro (SCANLON et al., 2017). Por outro lado, os conflitos pelo uso da água na atividade agrícola e sua contribuição para a conservação dos recursos hídricos são lados de uma mesma moeda. A qualidade da água bruta em captações da bacia do Piracicaba, por exemplo, com unidades de conservação em menos de 10% da extensão da sua área de drenagem, segundo Medeiros et al. (2011), em relatório ao UNEP-WCMC, gera custos específicos entre 2,5 e 12,9 vezes maior que em captações com unidades de conservação em mais de 15% da sua área de drenagem. Outras atividades econômicas também contribuem para a baixa qualidade da água bruta no local, com o lançamento de um montante elevado de cargas poluidoras remanescentes. Por outro lado, segundo estudos realizados no cerrado, a taxa de recarga direta (diretamente relacionada às vazões de base) apresenta taxas superiores em áreas de plantio

do que em áreas de silvicultura e de vegetação nativa (LUCAS E WENDLAND, 2016). Essa conclusão é reforçada, ainda, pela observação de quedas nas taxas de recarga associadas ao aumento de densidade de ocupação da própria vegetação nativa (OLIVEIRA et al., 2016). A literatura científica descreve o comportamento inversamente proporcional entre a recarga direta e a evapotranspiração e seus mecanismos ainda nos anos 1970 (HOWARD E LLOYD, 1979; SOPHOCLEOUS E PERRY, 1985; FINCH, 1998). De acordo com Finch (1998), a influência negativa da vegetação sobre a recarga direta e, conseqüentemente, a vazão de base, ocorrem de acordo com a profundidade da zona radicular das plantas. Rost et al. (2008) realizaram estudo global em que quantificaram o consumo de água por evapotranspiração em áreas agrícolas com 7200 km³ a.a., além de 8155 km³ a.a. em áreas de pasto. O estudo também quantificou qual o consumo realizado em áreas de conservação, tendo sido obtido com 44.700 km³ a.a. Comparativamente, a expansão agrícola implica em uma redução da taxa de evapotranspiração em relação a áreas preservadas, em média com 2,8% em escala global, enquanto o efeito sobre as descargas fluviais é de um acréscimo de 5,0% (1.764 km³ a.a.). O estudo mostra que o cômputo do consumo de água, inclusive para a manutenção do ecossistema, é importante para o gerenciamento dos recursos hídricos, pois, neste caso, permite mensurar a demanda que cabe à preservação de ecossistemas terrestres. Parte do uso de água pela agricultura, ainda, corresponde à vazão necessária para a autodepuração de cargas poluidoras remanescentes lançadas nos cursos d'água. Nesse caso, o uso de água para a autodepuração corresponde a uma sobrecarga adicionada ao ecossistema aquático. A vazão responsável pela autodepuração deve, portanto, ser acrescida ao balanço hídrico de forma superavitária em relação à vazão ecológica. Um período de balanço hídrico inferior à vazão ecológica corresponde a um período de déficit eco-

lógico, cuja valoração econômica ainda permanece sem métodos de avaliação (ARTHINGTON et al., 2006). A determinação do método adequado para a avaliação da vazão ecológica tem sido tema de diversos estudos científicos, ainda não tendo sido encontrada uma metodologia simples para a estimativa desta demanda (e.g. MURPHY et al., 2013).

Usuários agrícolas, portanto, acarretam implicações sobre a oferta de recursos hídricos de duas maneiras: sobre a qualidade da água, não obstante a redução das perdas por evapotranspiração, e pelo consumo expressivo de água, nos casos em que é utilizada irrigação. A produção agrícola brasileira tem sido pressionada também pelo aumento internacional da demanda por água virtual. A China, maior consumidora mundial de soja, em meados dos anos noventa transferiu sua demanda de água referente à produção de soja para outros países interessados em fornecer o produto, inclusive o Brasil, estabelecendo uma transferência internacional de água virtual (BROWN-LIMA, COONEY, CLEARY, 2013). Assim como em nível internacional, o Brasil realiza transferência de água virtual também no próprio país. Bem conhecida por todos, a discrepância de conservação de recursos hídricos na bacia amazônica, bem como a discrepância de valor da terra no sul e sudeste do país, tem levado o produtor de alimento e o gerador de energia a pressionarem cada vez mais aquela bacia em busca da água necessária para suas atividades.

5 CONCLUSÃO

A política nacional de recursos hídricos adota o princípio do uso múltiplo dos reservatórios. Conhecer as interdependências entre as demandas hídricas é mapear possíveis cenários de conflitos pelo uso da água atuais e futuros, sendo esse mapeamento o primeiro passo para a construção de um saber técnico-científico que deverá

melhor nortear as políticas nacionais de soluções de conflito pelo uso da água. Tais cenários de conflito tendem a se agravar mediante eventos extremos climáticos (secas e inundações), ambientais (degradação dos mananciais) e sócio-econômicos (crescimento das demandas). Por sua vez, os cenários de déficit hídrico, que possuem um determinado período de retorno planejado para pelo menos 10 anos, tornam-se cada vez mais intensos e frequentes, devido ao crescimento da demanda e à degradação dos recursos hídricos, produzindo secas com desdobramentos inéditos e inesperados a cada novo período crítico. O enfrentamento dos conflitos, por exemplo, durante períodos de seca, é feito, quando possível, por meio do aumento da oferta hídrica, o que, pode-se dizer, é um paradigma utilizado frequentemente pela engenharia nacional. Em determinadas situações em que o aumento de oferta hídrica implica em custos impraticáveis, como por vezes o da desapropriação, devido ao elevado valor da terra em economias mais desenvolvidas, torna-se necessário buscar soluções alternativas, sendo para isso necessário que haja a viabilização destas em relação àquelas. O momento no qual ocorre a substituição de uma solução que exhibe custos impraticáveis pela busca de novas soluções consiste em uma quebra de paradigma, conforme bem descrevem Gleick e Palaniappan (2010). O período crítico prolongado dos últimos seis anos e os custos impeditivos de algumas transposições no estado da Califórnia, Estados Unidos, por exemplo, tem levado o governo a implantar programas de conservação e reuso de água, ainda que em princípio estes tenham custos duas a quatro vezes mais altos que a implantação de reservatórios no passado (MARIE, 2016). No Brasil, a ocorrência de um período de estiagem com período de recorrência de 100 anos e os conflitos pelo uso da água nas regiões hidrográficas economicamente mais ativas do país (Paraná, Atlântico Leste e São Francisco) configuraram o período de escassez

de água mais severo e impactante à economia brasileira da história (BRAGA E KELMAN, 2016; KELMAN, 2015). As mudanças de paradigma por que passaram a matriz elétrica e a matriz agrícola nacionais, que levaram respectivamente a sua descentralização e expansão, têm configurado cenários de conflitos pelo uso da água no Brasil e no mundo. Esse fato aponta para o esgotamento do modelo de solução baseado na expansão da oferta hídrica, que evidencia a necessidade de soluções institucionais de conservação da água, quer no meio ambiente, quer no âmbito da atividade usuária.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BRAGA B., KELMAN J. Facing the challenge of extreme climate: the case of Metropolitan Sao Paulo. **Water Policy**. Disponível em: <http://wp.iwaponline.com/content/early/2016/10/27/wp.2016.113.abstract>.
- BROWN-LIMA, C., COONEY M., CLEARY D. An overview of the Brazil-China soybean trade and its strategic implications for conservation. **The nature conservancy**. 2013. p21.
- EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Balanco Energético Nacional 2016**. Rio de Janeiro. 2016. 292p.
- EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Plano Decenal de Expansão de Energia 2024**. Brasília. 2015. 467p.
- FINCH, J.W. Estimating direct groundwater recharge using a simple water balance model – sensitivity to land surface parameters. **Journal of Hydrology**, Volume 211, Ed. 1–4, Novembro 1998, Págs. 112-125.
- GLEICK P.H., PALANIAPPAN M. Peak water limits to freshwater withdrawal and use. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 107 (25): 11155–11162 DOI: 10.1073/pnas.1004812107, 2010.
- HOWARD, K.W.F., LLOYD, J.W. The sensitivity of parameters in the Penman evaporation equations and direct recharge balance. **Journal of Hydrology**, Volume 41, Issue 3, 1979, Pages 329–344.
- KELMAN J. Water Supply to the Two Largest Brazilian Metropolitan Regions. **Aquatic Procedia** 5: 13–21 DOI: 10.1016/j.aqpro.2015.10.004. 2015.
- LUCAS, M., WENDLAND, E. Recharge estimates for various land uses in the Guarani Aquifer System outcrop area. **Hydrological Sciences Journal**. v61(7). pp1253–62. 2016.
- MARIE, S. S. **What Will Be the Cost of Future Sources of Water for California?** Relatório à CPUC. EUA, CA, 16p. 2016.
- OLIVEIRA, P. T. S., LEITE, M. B., MATTOS, T., NEARING, M. A., Russell, L. S., XAVIER, R. o., MATOS, D. M. S. , WENDLAND, E. Groundwater recharge decrease with increased vegetation density in the Brazilian cerrado. **Ecohydrology**. v10(1). 2016.
- ROST, S., GERTEN, D., BONDEAU, A., LUNCHT, W. t, ROHWER, J., SCHAPHOFF, S., Agricultural green and blue water consumption and its influence on the global water system, **Water Resources Res.**, 44, W09405. 2008.
- SCANLON, B. R., RUDDLELL, B. L., REED, P. M., HOOK, R. I., ZHENG, C., TIDWELL, V. C., SIEBERT, S. The food-energy-water nexus: Transforming science for society. **Water Resources Res.**, 53. 2017.
- SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2015**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2017. 212 p.
- SOPHOCLEOUS, M., PERRY, C. A., Experimental studies in natural groundwater-recharge dynamics: The analysis of observed recharge events, **Journal of Hydrology**, Volume 81, Issue 3, 1985, Pages 297-332.
- WWAP (UNITED NATIONS WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME). 2014. **The United Nations World Water Development Report 2014: Water and Energy**. Paris, Unesco.

Simulação do decaimento de cloro residual livre em reservatórios de distribuição de água

Simulation of free residual chlorine decay in water distribution reservoirs

• **Data de entrada:**
09/08/2017

• **Data de aprovação:**
26/03/2018

George Antonio Belmino da Silva* / Celeide Maria Belmont Sabino Meira /
Cícero Fellipe Diniz de Santana / Mônica de Amorim Coura / Rui de Oliveira /
Ruth Silveira do Nascimento / Whelton Brito dos Santos

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.036>

Resumo

O objetivo deste estudo foi avaliar a degradação da qualidade da água em reservatórios de distribuição do sistema integrado de abastecimento de água da cidade de Campina Grande, Paraíba. A determinação dos coeficientes cinéticos de decaimento de cloro residual livre foi levada a efeito com a aplicação dos modelos de 1ª ordem, 1ª ordem paralela, 1ª ordem limitada e ordem n. O coeficiente de velocidade de degradação de 1ª ordem foi considerado adequado para a descrição do decaimento do cloro residual livre e para a simulação do seu comportamento empregando o software EPANET 2.0. Uma importante conclusão do estudo foi que a variação temporal da concentração simulada de cloro residual livre refletiu o modo de operação de cada reservatório.

Palavras-chave: Degradação da qualidade da água. Decaimento de cloro residual livre. Cinética do cloro em reservatórios de distribuição.

Abstract

The objective of this study is to evaluate the degradation of water quality in distribution reservoirs of the integrated water supply system of Campina Grande City, Paraíba state, northeast Brazil. The determination of kinetic coefficients of free residual chlorine decay was carried out through the application of the following models: 1st order, parallel 1st order, limited 1st order, and nth order. The 1st order degradation rate coefficient was considered adequate for both the description of the free residual chlorine decay and the simulation of its behavior by using the software EPANET 2.0. An important conclusion of the study was that the temporal variation of the simulated free chlorine residual concentration reflected the mode of operation of each reservoir.

Keywords: Degradation of water quality. Free residual chlorine decay. Chlorine kinetics in distribution reservoirs.

George Antonio Belmino da Silva – Engenheiro Sanitarista e Ambiental (UEPB). Mestre em Engenharia Civil e Ambiental (UFMG).

Celeide Maria Belmont Sabino Meira – Engenheira Civil, Arquiteta e Urbanista. Mestra em Engenharia Civil (UFPB). Doutora em Recursos Naturais (UFCG). Professora do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (UEPB).

Cícero Fellipe Diniz de Santana – Engenheiro Sanitarista e Ambiental (UEPB). Mestre e Doutorando em Engenharia Civil e Ambiental (UFCG).

Mônica de Amorim Coura – Graduada em Química (Fundação Universidade Regional do Nordeste). Mestra em Engenharia Civil (UFPB). Doutora em Recursos Naturais (UFCG). Professora do Unidade Acadêmica de Engenharia Civil (UFCG).

Rui de Oliveira – Engenheiro Civil (UEMA). Mestre em Engenharia Civil (UFPB). PhD em Engenharia Civil (Leeds University). Professor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (UEPB).

Ruth Silveira do Nascimento – Licenciada em Matemática (UEPB). Engenheira Civil. Mestra em Engenharia Civil (UFPB). Doutora em Recursos Naturais (UFCG). Professora do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (UEPB).

Whelton Brito dos Santos – Engenheiro Sanitarista e Ambiental (UEPB). Mestre em Engenharia Civil e Ambiental (UFCG). Doutorando em Recursos Naturais (UFCG).

***Endereço para correspondência:** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, Rua Baraúnas, 351 - Bairro Universitário, Campina Grande, PB. CEP: 58428 - 500. E-mail: george_belmino@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

A água na saída de uma estação de tratamento de água (ETA) é geralmente de boa qualidade e livre de contaminantes. Entretanto, durante o transporte, a água sofre um processo de degradação de sua qualidade devido ao tempo de detenção e ao estado de conservação e manutenção da rede, podendo representar risco à saúde e à segurança da população abastecida (MUNAVALLI e KUMAR, 2004; NASCIMENTO et al., 2016; AL-JASSER, 2007).

Para proteger a saúde pública, a desinfecção é aplicada à água tendo como objetivo secundário manter um residual de desinfetante em todo o sistema de distribuição, garantindo esse residual mesmo nas extremidades do sistema, limitando o crescimento bacteriano (FISHER et al., 2011; CLARK e SIVAGANESAN, 2002; LECHEVALLIER, 1999). O cloro é o desinfetante amplamente usado no mundo, produzindo eficientes resultados em sistemas públicos de abastecimento de água. Porém o cloro reage com diversas substâncias presentes na água, o que provoca o decaimento de sua concentração (CLARK et al., 1995; BOCCELLI et al., 2003; ROSSMAN et al., 1994). Esse decaimento pode ser entendido como ocorrendo em dois estágios: primeiro o cloro reage com compostos mais reativos (matéria inorgânica) e, paralelamente, reage com compostos menos reativos (matéria orgânica) (VIEIRA et al., 2004). Nas últimas décadas, vários estudos foram realizados em diversos países sobre o decaimento do cloro na água potável, e vários modelos foram propostos para descrever a cinética de decaimento desse desinfetante.

O controle da qualidade da água de consumo humano, levado a efeito pelo serviço de abastecimento, representa importante aspecto do processo de gestão de sistemas de abastecimento de variáveis graus de complexidade. Esse processo de gestão, baseado na política de fornecimento de água de boa qualidade em quantidade satis-

fatória à totalidade da população destinatária do serviço de abastecimento, deve envolver planejamento e gerenciamento contínuos, o que deve implicar na contínua tarefa de tomada de decisões apoiada em fundamentação científica. Por seu turno, a vigilância, levada a efeito pela autoridade de saúde e outro importante elemento do processo de gestão da qualidade da água, deve desenvolver ações para garantir o fornecimento de água potável segura, constituindo fator de promoção da saúde da população. Em ambos os casos, controle e vigilância, a adoção de modelos de simulação da qualidade da água torna-se indispensável, particularmente em sistemas de abastecimento de média a alta complexidades.

O objetivo deste estudo é avaliar a degradação da qualidade da água em reservatórios de distribuição do sistema integrado de abastecimento de água da cidade de Campina Grande, Paraíba, com base na determinação de coeficientes cinéticos de decaimento de cloro residual livre (CRL).

2 FUNDAMENTAÇÃO

2.1 Decaimento de cloro na massa líquida

As características da água e do sistema de abastecimento (SAA), além dos modos de operação e manutenção, determinam as reações que ocorrem na massa líquida, tornando-se difícil a determinação de um coeficiente de velocidade de degradação de desinfetante (k_b) padrão para qualquer tipo de SAA. Embora diversos autores, entre os quais Bocelli (2003) e Vieira (2004), tenham apresentado propostas para estimar k_b , esse parâmetro está muito ligado à natureza da água, tornando difícil dizer qual das proposições é melhor e, portanto, qual será o comportamento real da curva de decaimento de cloro livre. Devido à sua simplicidade, os modelos de primeira ordem são os mais utilizados; contudo, na maioria das vezes, não conseguem descrever com a exatidão

necessária o decaimento do cloro nos sistemas de distribuição (CLARK e SIVAGANESAN, 2002), tornando adequado testar o ajuste de outros modelos de decaimento.

A Tabela 1 apresenta os modelos propostos por Haas e Karra (1984) para descrever o decaimento do cloro na desinfecção de águas residuárias, mas que têm sido propostos na literatura como capazes de representar o decaimento desse desinfetante em SAA.

Tabela 1 – Modelos de decaimento de cloro

| Modelo | Equação integrada | Parâmetros ajustáveis | |
|-------------------------|--|-----------------------|-------------|
| Primeira ordem | $C = C_0 \times \exp(-kt)$ | k | Equação (1) |
| Enésima ordem | $C = \left[kt(n-1) + \left(\frac{1}{C_0}\right)^{(n-1)} \right]^{-\frac{1}{n-1}}$ | k, n | Equação (2) |
| Primeira ordem limitada | $C = C^* + (C + C^*)e^{-kt}$ | k, C* | Equação (3) |
| Primeira ordem paralela | $C = xC_0e^{(-k_1t)} + C_0(1-x)e^{(-k_2t)}$ | k1, k2, x | Equação (4) |

Fonte: Haas & Karra (1984).

Onde: C é, em todos os modelos, a concentração de cloro residual livre num determinado tempo t, C₀ é, onde aplicável, a concentração inicial, k é a constante de velocidade de decaimento de cloro nos três primeiros modelos, C* é a concentração limite de cloro (mgCl₂/L) que, no modelo de ordem limitada, é considerada uma parte da concentração inicial que não reage, sendo o decaimento exponencial de primeira ordem dependente da parte complementar (C₀-C*). No modelo de enésima ordem, é a ordem da reação e a constante de velocidade é proporcional à enésima potência da concentração C. O modelo de primeira ordem paralela assume que existam duas constantes específicas de velocidade: uma parte (xC₀) da concentração inicial de cloro decai exponencialmente com constante específica de velocidade k₁, e a outra (1-x)C₀ decai exponencialmente com constante específica de velocidade k₂.

De acordo com Vieira et al. (2004), o modelo de primeira ordem paralela foi o que apresentou o melhor ajuste ao real comportamento do consumo de cloro livre na massa líquida, por apresentar

dois estágios de degradação do cloro, sendo o inicial mais rápido, no qual ocorrem rápidas reações do cloro com organismos e substâncias presentes na água, e o segundo estágio mais lento, no qual estão presentes menos matérias para reagir com o desinfetante, o que difere do modelo de primeira ordem que é bastante empregado nas modelações da qualidade da água.

Para Munavalli e Kumar (2003), o decaimento do cloro na massa de água está, de certa forma, definido e pode ser cabível admitir reações de primeira ordem nos modelos de qualidade.

O desempenho dos modelos que representam o decaimento do cloro depende dos valores dos seus respectivos parâmetros para a representação do decaimento de cloro na rede, sendo necessário considerar alguns pontos, como a representatividade, a complexidade para determinação de parâmetros, a flexibilidade e a praticidade do modelo adotado (SALGADO, 2008).

A literatura aponta a necessidade de incorporar nos modelos os fatores que influenciam o decai-

mento do cloro, como a temperatura, a concentração inicial de cloro, a concentração de matéria orgânica natural e as condições hidráulicas do escoamento, de maneira a deixá-los mais robustos (FIGUEIREDO, 2014).

Os diferentes parâmetros dos vários modelos são estimados por meio da aplicação dos modelos a ensaios experimentais de laboratório, denominados genericamente por testes da garrafa (*bottle tests*) (POWELL et al., 2000).

2.2 Degradação da qualidade da água em reservatórios de distribuição

A degradação da qualidade da água em reservatórios está diretamente relacionada com a sua estagnação, a qual tem relação com o tempo de permanência da água. Fatores como o modo de operação, o volume do reservatório e a demanda de água no setor atendido determinam o tempo de permanência. O plano de manutenção do reservatório também exerce influência sobre a degradação da qualidade da água, por prever a descarga de sedimentos e a limpeza do reservatório.

Um tempo de permanência elevado propicia o crescimento de bactérias e a perda de desinfetante residual, dificultando a manutenção de concentrações ótimas de cloro residual livre (CRL) na rede de distribuição de água. Além disso, é necessário que haja uma boa mistura da água no reservatório, sendo imprescindível uma reno-

vação do seu volume, reduzindo a estagnação da água (PIZARRO, 2012). A renovação de água no reservatório está diretamente relacionada à demanda de água da rede, variando as concentrações de CRL no seu interior de acordo com o ciclo diário de consumo.

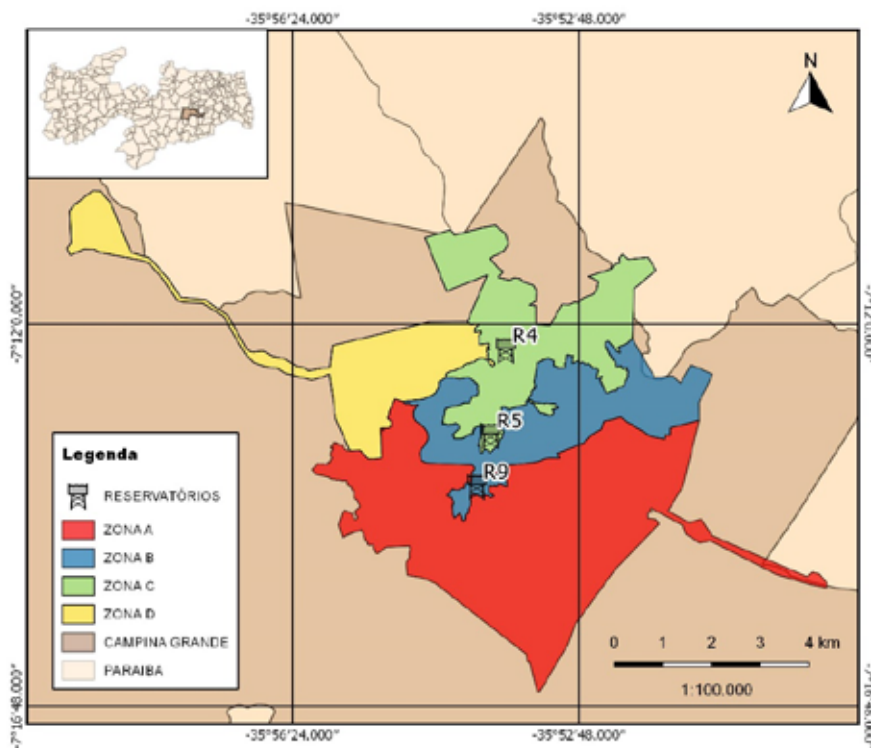
A operação dos reservatórios é um fator que deve ser levado em consideração na avaliação da degradação da qualidade da água. Reservatórios que operam como poço de sucção permitem grande renovação da água; já reservatórios operados em batelada, em ciclos de enchimento/ esvaziamento, favorecem a estagnação e, conseqüentemente, a maior degradação da qualidade e uma maior demanda de cloro residual livre (NASCIMENTO et al., 2016).

3 METODOLOGIA

3.1 Caracterização da área de estudo

O objeto de estudo deste trabalho são os reservatórios de distribuição R9, R5 e R4 que compõem o sistema de abastecimento de água da cidade de Campina Grande (7°13'20,34"S e 35°52'24,48"O), sede do município homônimo situado na mesorregião do Agreste Paraibano apresentando uma população estimada de 407.754 habitantes (IBGE, 2016).

A rede é dividida em quatro Zonas de Pressão, A, B, C e D. A Figura 1 ilustra a localização das zonas e dos reservatórios estudados.

Figura 1 - Localização dos reservatórios R9, R5 e R4 e zonas de pressão

Os reservatórios R9 e R5 são os dois principais do sistema de distribuição de água e são responsáveis pelo recebimento de águas provenientes do sistema adutor de água tratada. O R9 tem capacidade de 29.000 m³, recebe água de três adutoras de água tratada, com diâmetros de 500, 700 e 800 mm, e abastece as Zonas de Pressão A e D, onde se encontram aproximadamente 61% das economias atendidas pelo sistema.

O reservatório R5 tem capacidade de 8.000 m³, é alimentado por uma derivação da adutora de 700 mm e abastece as Zonas de Pressão B e C, onde estão localizados bairros que possuem elevado índice de população flutuante, igrejas, colégios, comércios e clínicas. Essas Zonas de Pressão estão situadas nas partes norte e central da cidade, possuem 50.445 economias e abrangem os bairros mais comerciais da cidade.

O reservatório R4 abastece parte da Zona de Pressão C, tem capacidade de 10.000 m³, sendo alimentado

diretamente pelo reservatório R5. Esse sistema de alimentação (R5-R4) tem ênfase neste trabalho por possibilitar a avaliação da qualidade de água de reservatórios em série, comuns no sistema de abastecimento de água de Campina Grande.

3.2 Determinação das constantes cinéticas de degradação de cloro residual livre nos reservatórios

O decaimento do cloro residual livre foi avaliado por meio do “teste da garrafa”, que permite medir unicamente o efeito das reações que ocorrem no seio da água. Esse teste consiste em coletar amostras de água em fracos âmbar, mantidos sob condições controladas de temperatura e luminosidade, para posterior determinação do cloro residual livre em intervalos regulares de tempo. Foram testadas águas coletadas em torneiras localizadas imediatamente após a saída de cada um dos três reservatórios investigados.

Os testes foram realizados semanalmente, no período de junho a dezembro, durante cinco campanhas para cada reservatório com ensaios com duração total de 75 minutos, em intervalos de 15 minutos entre uma determinação e outra.

A determinação do CRL foi realizada por meio do método titulométrico DPD-SFA, conforme descrito no Standard methods for the examination of water and wastewater (APHA, AWWA, WEF, 2012). O monitoramento da temperatura, durante os testes, foi realizado com um termômetro infravermelho modelo CEM DT – 8867H tipo K 3002F.

A determinação dos coeficientes cinéticos de degradação de cloro residual livre foi realizada por meio de ajustes de modelos, de 1ª ordem, 1ª ordem limitada, 1ª ordem paralela e ordem n, aos dados experimentais obtidos pelo teste da garrafa, sendo esses ajustes realizados com base no método dos mínimos quadrados, e os parâmetros de cada modelo estimados por meio da minimização da soma dos quadrados dos resíduos utilizando a ferramenta “Solver” do software Microsoft Excel 2013 pelo método “*trial and error*”, conforme detalhado no parágrafo seguinte.

O ajuste dos modelos com base nos dados experimentais foi realizado utilizando as seguintes etapas: 1) Cálculo das concentrações de CRL ao longo do tempo no modelo a partir da concentração inicial experimental; 2) Cálculo dos quadrados dos resíduos entre os valores experimentais e os estimados pelo modelo ao longo do tempo; 3) Obtenção do somatório dos quadrados dos resíduos; 4) Aplicação da ferramenta “Solver” para a minimização desse somatório, variando os parâmetros do modelo. Os parâmetros ajustáveis de cada modelo estão listados na Tabela 1.

3.3 Simulação do comportamento do cloro residual livre

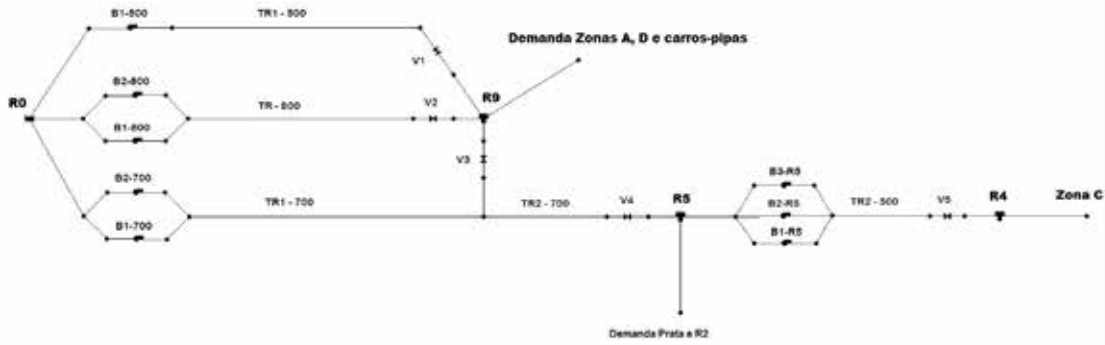
Com o uso do software EPANET 2.0, foi realizada a simulação do comportamento da qualidade da água, com o traçado da rede (Figura 2) construído a partir da planta real do sistema de abastecimento de água da cidade de Campina Grande.

A água que abastece os reservatórios de distribuição estudados é proveniente do reservatório (RO) de água tratada. Localizado na estação de tratamento, funcionando em sua capacidade máxima como poço de sucção, foi considerado no modelo como reservatório de nível fixo (RNF). A concentração inicial de CRL atribuída para esse reservatório foi de 5,0 mgCl₂/L, correspondente ao valor mais frequente de CRL na saída do reservatório, segundo boletins de monitoramento da qualidade da água fornecidos pelo setor de controle da qualidade de água da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA).

Por seu turno, os reservatórios R9, R5 e R4 foram considerados como reservatórios de nível variado (RNV) por operarem continuamente recebendo e distribuindo água nova.

O tempo de duração total da simulação foi de 336 horas (duas semanas), apresentando uma configuração básica com intervalos iguais a 5 segundos para os cálculos hidráulicos e de qualidade, com o objetivo de representar melhor o comportamento hidráulico e a distribuição do cloro residual livre. O uso de um tempo igual para os intervalos ajuda na coerência da simulação, devido aos módulos computacionais determinantes das condições de qualidade da água apresentarem dependência com o modelo hidráulico (NASCIMENTO, 2016).

Figura 2 – Traçado da rede de abastecimento



4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As determinações de CRL ao longo do tempo obtidas pelo teste da garrafa foram plotadas em gráficos, conforme apresentado nas Figuras 3 a 5.

Figura 3 – Testes da garrafa no reservatório R9

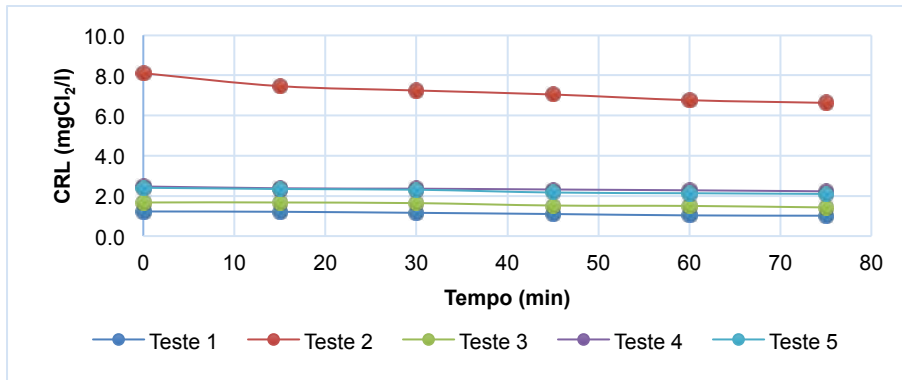


Figura 4 – Testes da garrafa para o reservatório R5

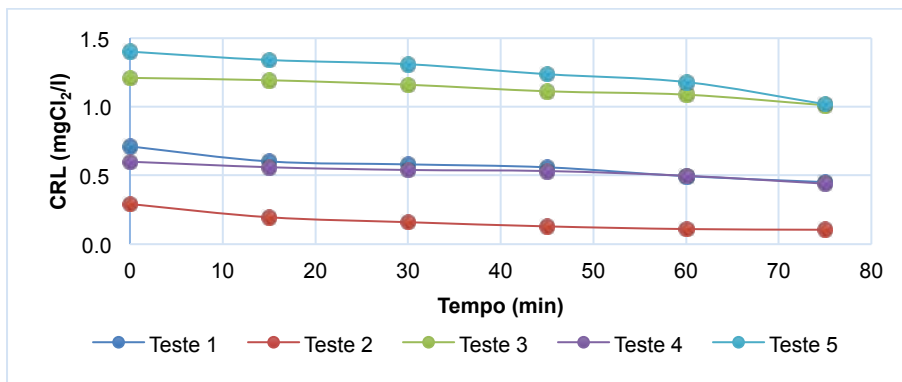
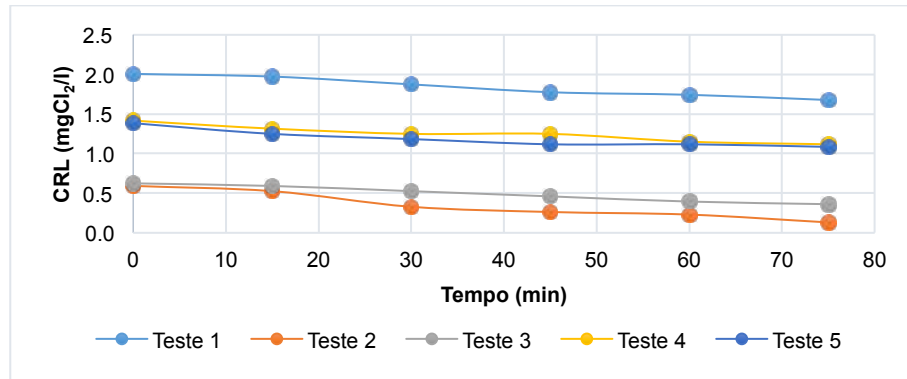


Figura 5 – Testes da garrafa para o reservatório R4



A realização dos ensaios teve como objetivo determinar as constantes cinéticas de decaimento do CRL na massa líquida (k_p), que descrevem a velocidade em que ocorrem as reações do cloro com diversos compostos presentes na água. De acordo com as figuras apresentadas, pode ser verificado que o CRL em solução vai decaindo ao longo do tempo, devido a reações de oxirredução com as espécies químicas e microbianas presentes na água. A temperatura média estimada com base na monitoração dessa variável ao longo dos testes foi de 26,6 °C.

Os valores médios de pH das águas dos reservatórios de distribuição analisados variaram entre 6,7 e 7,0.

4.1 Coeficientes cinéticos de decaimento

As Figuras 6 a 8 apresentam os ajustes dos modelos cinéticos para os testes de decaimento de CRL referentes aos reservatórios R9, R5 e R4, respectivamente. Essas figuras referem-se a testes considerados típicos para cada reservatório e que foram escolhidos para ilustrar os ajustes dos modelos cinéticos.

Figura 6 – Decaimento do cloro residual livre na água do reservatório R9

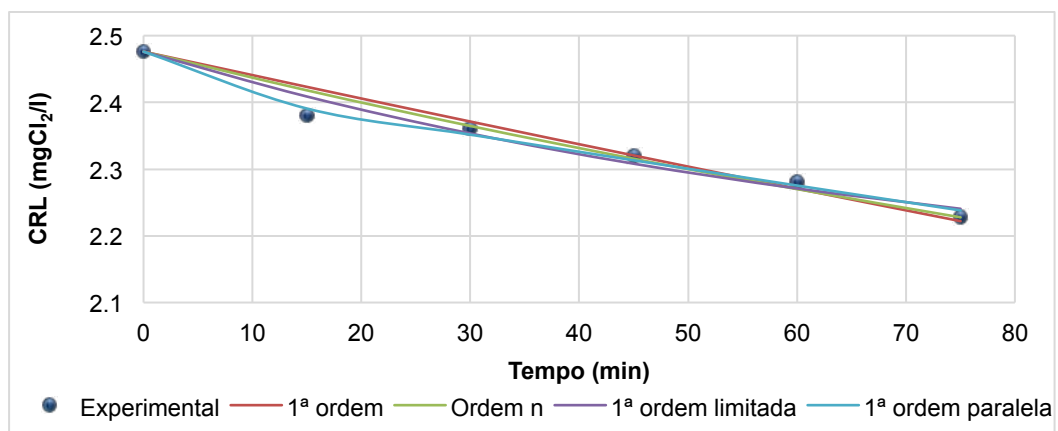


Figura 7 – Decaimento do cloro residual livre na água do reservatório R5

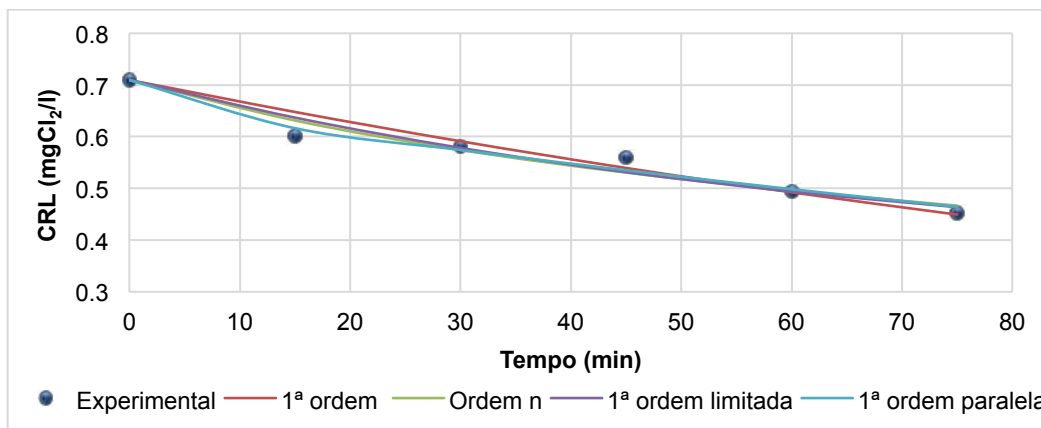
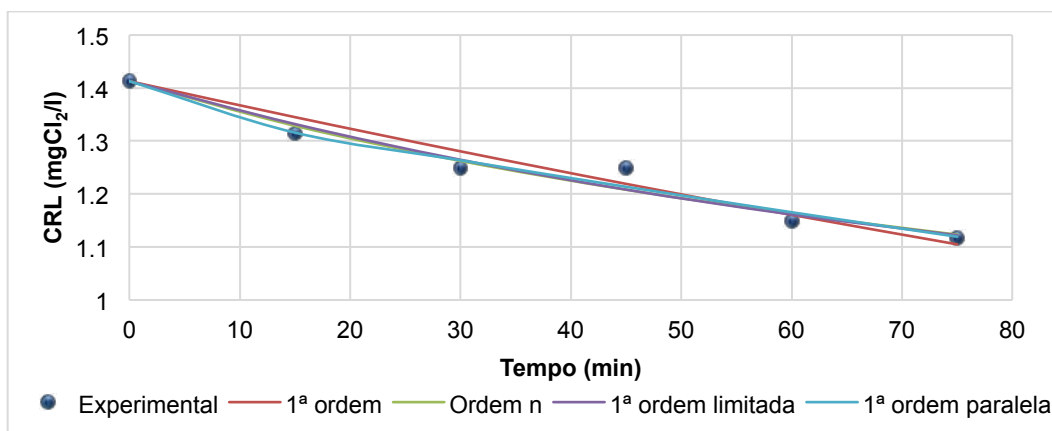


Figura 8 – Decaimento do cloro residual livre na água do reservatório R4



A Tabela 2 apresenta os valores médios e os respectivos desvios padrões de todos os coeficientes de decaimento do cloro residual livre e de correlação obtidos nos diferentes testes da garrafa para cada modelo estudado.

Tabela 2 – Valores médios obtidos para os modelos estudados

| Modelo cinético | Parâmetro ajustável | R9 | | R5 | | R4 | |
|-------------------|---------------------|--------|----------------|--------|----------------|--------|----------------|
| | | *n = 5 | | *n = 5 | | *n = 5 | |
| | | Média | σ_{n-1} | Média | σ_{n-1} | Média | σ_{n-1} |
| 1ª ordem | k | 0,0022 | 0,0006 | 0,0064 | 0,0062 | 0,0068 | 0,0061 |
| | R | 0,9344 | 0,0257 | 0,9258 | 0,0139 | 0,9377 | 0,0572 |
| Ordem n | k | 0,0014 | 0,0015 | 0,0536 | 0,1054 | 0,0037 | 0,0043 |
| | n | 2,1309 | 2,2332 | 1,1169 | 1,5381 | 3,2300 | 3,9856 |
| | R | 0,9532 | 0,0223 | 0,9505 | 0,0287 | 0,9755 | 0,0127 |
| 1ª ordem limitada | k | 0,0116 | 0,0081 | 0,0143 | 0,0151 | 0,0149 | 0,0127 |
| | C* | 2,3349 | 2,3624 | 0,3631 | 0,2033 | 0,4357 | 0,5162 |
| | R | 0,9484 | 0,0329 | 0,9314 | 0,0446 | 0,9695 | 0,0157 |
| 1ª ordem paralela | k1 | 0,0021 | 0,0009 | 0,0061 | 0,0016 | 0,0073 | 0,0084 |
| | k2 | 0,3065 | 0,3576 | 0,1736 | 0,2660 | 0,3144 | 0,2678 |
| | x | 0,9938 | 0,0581 | 1,7797 | 1,2879 | 1,0211 | 0,1280 |
| | R | 0,9791 | 0,0123 | 0,9673 | 0,0272 | 0,9845 | 0,0110 |

* n= número de testes.

A maioria dos autores tende a considerar o coeficiente de correlação como principal critério para a hierarquização no processo de escolha dos modelos cinéticos. Como pode ser verificado, os coeficientes de correlação médios referentes ao ajuste de todos os modelos cinéticos foram muito elevados, superiores a 0,92, mas os modelos de 1ª ordem limitada, 1ª ordem paralela e ordem n apresentaram coeficientes mais elevados e mais semelhantes entre si.

Os coeficientes de correlação referentes ao modelo de 1ª ordem paralela foram os mais elevados, o que, à primeira vista, parece demonstrar um melhor ajuste do modelo, conforme descrito por Vieira et al. (2004) e Beza (2005). Mas um exame mais acurado dos coeficientes k_1 e k_2 mostra uma contradição no significado desses coeficientes, os quais devem descrever reações rápidas e lentas, respectivamente. O ajuste, no entanto, mostra o contrário: o que deve estar associado ao relativamente curto período, somente 75 minutos, de duração do teste da garrafa, sugerindo que esse modelo só deve ser considerado para ensaios de longa duração.

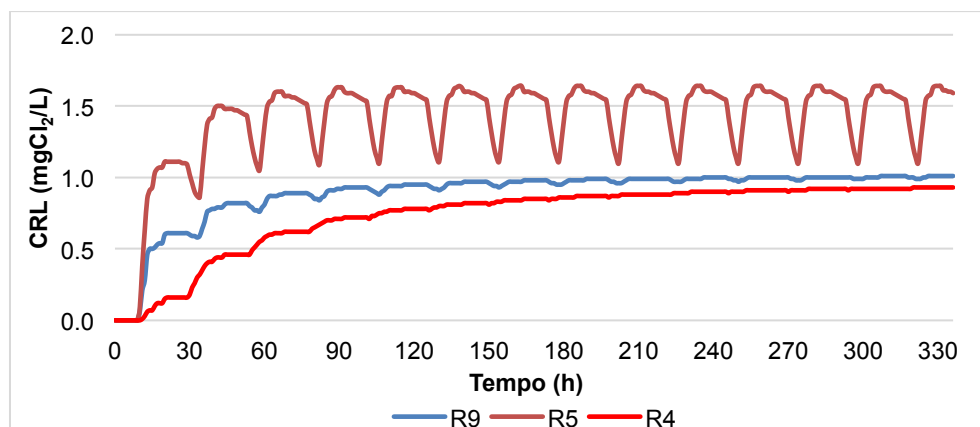
Pelo critério do coeficiente de correlação, os modelos de ordem n e de primeira ordem limitada apresentam bons resultados, mas o software si-

mulador EPANET 2.0 apresenta limitações para a simulação do decaimento do cloro residual livre conforme esses modelos cinéticos. O simulador exige o uso de uma única ordem n para a simulação do comportamento do desinfetante, mas os resultados mostraram diferentes ordens para os três reservatórios analisados, inviabilizando a adoção desse modelo para simulação. Por seu turno, a adoção do modelo de primeira ordem limitada exigiria a introdução de rotinas de programação que possibilitassem a inserção dos valores da concentração do desinfetante que não reage (C^*). Assim, apesar de apresentar o menor coeficiente de correlação, o modelo de primeira ordem, em virtude de ser amplamente reconhecido como capaz de representar o comportamento cinético do cloro residual livre, além de ser mais simples computacionalmente, entre outras vantagens, foi o modelo escolhido para a aplicação no simulador.

4.2 Simulação do decaimento do cloro

A simulação do decaimento do cloro residual livre na massa líquida dos reservatórios, ilustrada na Figura 9, foi feita utilizando os coeficientes cinéticos de 1ª ordem.

Figura 9 – Simulação da variação temporal do cloro residual livre nas águas dos reservatórios R9, R5 e R4



A Figura 9 apresenta a simulação do comportamento do CRL para um intervalo de tempo de duas semanas, podendo ser observados ciclos de variação da concentração de CRL nos reservatórios, coincidindo com os ciclos diários de consumo e, conseqüentemente, com a renovação da água.

O reservatório R5 apresenta uma concentração de cloro mais elevada e uma variação considerável no ciclo diário por operar como poço de sucção, experimentando, portanto, renovação contínua de água. A queda da concentração observada no gráfico coincide com o período de maior consumo, a partir das 17h. Logo após, a concentração de cloro vai aumentando conforme a entrada de água nova, contrastando com o comportamento dos reservatórios R9 e R4, operados essencialmente como reservatórios de distribuição, nos quais não é observado esse ciclo de variação. O R9 é um reservatório de grandes dimensões e elevado tempo de detenção hidráulica, resultando numa maior estagnação da água e, conseqüentemente, maior grau de degradação do desinfetante. Por outro lado, o reservatório R4 por ser operado em série com o R5, apresenta concentrações mais baixas e mantém um perfil de simulação temporal típico de reservatórios de distribuição, como o R9.

5 CONCLUSÕES

A simulação do decaimento do cloro residual livre, indicador sentinela, é uma importante ferramenta no processo de tomada de decisão no âmbito da gestão da qualidade da água;

O modelo cinético de 1ª ordem demonstrou ser adequado para descrever o decaimento do cloro residual livre em reservatórios de distribuição de água;

A variação temporal da concentração simulada de cloro residual livre refletiu o modo de operação de cada reservatório. O perfil temporal da

concentração do desinfetante no reservatório R5, que opera como poço de sucção, apresentou variações associadas às variações de consumo de água no ciclo diário, contrastando com os perfis dos reservatórios R9 e R4, que são operados como reservatórios de distribuição de água.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AL-JASSER, A.O. Chlorine decay in drinking-water transmission and distribution systems: Pipe service age effect. **Water Research**. 41 (2): 387-396. 2007.
- APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22th ed. Washington, D.C. 2012.
- BELEZA, J. M. B. B. **Simulação das concentrações de cloro residual e trihalometanos em redes de distribuição de água para consumo humano**. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, 2005.
- BOCCELLI, D. L., TRYBY, M. E., UBER, J. G., SUMMERS, R. S. A reactive species model for chlorine decay and THM formation under rechlorination conditions. **Water Research**. 37 (11): 2654-2666. 2003.
- CLARK R. M., ROSSMAN L. A., WYMER L. J. Modeling distribution system water quality: regulatory implications. **Journal of Water Resources Planning and Management ASCE** 121 (6): 423-428. 1995.
- CLARK, R., SIVAGANESAN, M. Predicting Chlorine Residuals in Drinking Water: Second Order Model. **Journal of Water Resources Planning and Management ASCE**. 128 (2): 152-161. 2002.
- FIGUEIREDO, D. M. D. **Modelação do decaimento do cloro em sistemas de abastecimento de água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente). Técnico Lisboa, 2014.
- FISHER, I.; KASTL, G.; SATHASIVAN, A. Evaluation of suitable chlorine bulk-decay models for water distribution systems. **Water Research**. 45 (16): 4896-4908. 2011.
- HAAS C. N., KARRA S. B. Kinetics of Wastewater Chlorine Demand Exertion. **Journal WPCF**, 56 (2): 170-173. 1984.
- LECHEVALLIER, M. The case for maintaining a disinfectant residual. **Journal of American Water Works Association** 91 (1), 86-94.1999.
- MUNAVALLI, G.R., KUMAR M. S. M. Dynamic simulation of multi-component reaction transport in water distribution system. **Water Research**. 38 (8): 1971-1988. 2004.

NASCIMENTO, R.S. **Modelo conceitual para a gestão da qualidade da água em sistemas de abastecimento de médio porte.** 2007. 198f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande. 2016.

NASCIMENTO, R.S.; CURI, R.C.; CURI, W.F.; OLIVEIRA, R.; SANTANA, C.F.D.; MEIRA, C.M.B.S. Simulação de alterações numa ETA convencional de porte médio para a produção de água segura. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos.** 21 (2): 439-450. 2016.

PIZARRO, R. G. N. P. **A mistura em reservatórios de sistemas de distribuição de água: Um estudo de caso.** Mestrado Integrado em Engenharia Civil - 2011/2012 - Departamento de Engenharia Civil, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal, 2012.

POWELL, J. C.; HALLAM, N. B.; WEST, J. R.; FORSTER, C. F.; SIMMS, J. Factors which control bulk chlorine decay rates. **Water Research.** 34 (1): 117-126. 2000.

ROSSMAN, L. A., CLARK, R. M., GRAYMAN, W. M. Modelling chlorine residuals in drinking water distribution systems. **Journal of Environmental Engineering ASCE.** 120 (4): 803-820. 1994.

SALGADO, S. R. T. **Estudo dos parâmetros do decaimento do cloro residual em sistema de distribuição de água tratada considerando vazamento.** Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

VIEIRA, P., COELHO, S. T., LOUREIRO, D. Accounting for the influence of initial chlorine concentration, TOC, iron and temperature when modelling chlorine decay in water supply. **Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA.** 53(7): 453-467. 2004.

Otimização da remoção de nutrientes em sistema de zona de raízes por meio do uso de argila expandida e carvão ativado granular no leito filtrante

Optimization of nutrient removal in root zone system through the use of expanded clay and granular activated carbon in media filter

- ▶ **Data de entrada:**
06/12/2017
- ▶ **Data de aprovação:**
26/03/2018

Fábio Campos* | Mariana Thomaz Gamboa Sá | Yoshie Abe Spinoza | Rodrigo de Freitas Bueno

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.037>

Resumo

O presente estudo teve por objetivo avaliar a eficiência de um sistema de zona de raízes contendo em seu leito filtrante, além de areia e brita, carvão ativado granular (CAG) e argila expandida, no tratamento de esgoto doméstico, com vistas à otimização da remoção de nutrientes. O experimento foi realizado em uma região de clima do tipo BSh (classificação de Köppen e Geiger) com temperatura média de 24,4 °C e pluviosidade média anual de 469 mm, mantendo-se em monitoramento por 164 dias (24/04 a 05/10/2017), sendo operado com fluxo subsuperficial vertical afogado, com TDH de 2,8 dias e taxa de aplicação superficial de 125L/m².d. A carga média introduzida de matéria orgânica, de nitrogênio e fósforo foi, respectivamente, de 0,048 kgDBO/m².d, 0,01 kgNTK/m².d e 0,002 kgP-PO₄⁻³/m².d. Foi possível obter um efluente altamente clarificado com uma eficiência média de remoção de matéria orgânica em termos de DBO e DQO de 93%, de NTK de 46,5% e de fósforo total de 83%. Dadas as características do processo e a configuração da unidade piloto, pode-se aventar a hipótese de que a presença do CAG e, sobretudo, da argila expandida na composição do leito filtrante, podem ter colaborado positivamente na obtenção de tais índices de eficiência. Assim sendo, foi possível otimizar a remoção de nutrientes no sistema de tratamento por zona de raízes, mediante a introdução de elementos específicos como meio filtrantes, além de demonstrar tratar-se de uma eficaz ferramenta a ser implementada em modelos descentralizados de coleta/tratamento de esgotos.

Palavras-chave: Meio filtrante. Wetland construída. Ecosystema.

Fábio Campos – Professor Doutor do curso de Gestão Ambiental da Escola de Artes e Ciências Humanas da USP (EACH-USP).

Mariana Thomaz Gamboa Sá – Graduanda do curso de Gestão Ambiental da Escola de Artes e Ciências Humanas da USP (EACH-USP).

Yoshie Abe Spinoza – Graduanda do curso de Gestão Ambiental da Escola de Artes e Ciências Humanas da USP (EACH-USP).

Rodrigo de Freitas Bueno – Professor adjunto do curso de Engenharia Ambiental e Urbana da Universidade Federal do ABC (UFABC).

*Endereço para correspondência: Rua Kalil Mikail, 9. Parque Paulistano/São Paulo-SP. CEP 08080-440. E-mail: fcampos@usp.br.

Abstract

The present study aimed to evaluate the efficiency of a root zone system containing sand and gravel, granular activated carbon (GAC) and expanded clay, in the domestic sewage treatment, in order to optimize the removal of nutrients. The experiment was carried out in a BSh (Köppen and Geiger classification) climate region with a mean temperature of 24.4° C and a mean annual rainfall of 469 mm, being monitored for 164 days (04/04 to 05/10/2017), being operated with drowned vertical subsurface flow, with TDH of 2.8 days and surface application rate of 125L/m².d. The average organic matter, nitrogen and phosphorus load introduced were, respectively, 0.048 kgDBO/m².d, 0.01 kgNTK/m².d and 0.002 kgP-PO₄⁻³/m².d. It was possible to obtain a highly clarified effluent with an average removal efficiency of organic matter in terms of BOD and COD of 93%, NTK of 46.5% and total phosphorus of 83%. Given the characteristics of the process and the configuration of the pilot unit, it can be hypothesized that the presence of GAC and, above all, of the expanded clay in the composition of the filter bed, may have contributed positively to the achievement of such efficiency indices. Thus, it was possible to optimize the nutrient removal in the root zone treatment system by introducing specific elements as a filter media, in addition to demonstrating that it is an efficient tool to be implemented in decentralized collection/treatment models sewage.

Keywords: Filter media. Eco-sanitation. Wetland constructed.

1 INTRODUÇÃO

O tratamento de esgoto sanitário de forma descentralizada trata os esgotos domésticos próximo de sua fonte geradora, podendo ser implementado em áreas rurais ou em pequenas comunidades periféricas dos grandes assentamentos humanos (zonas periurbanas), tendo como principal característica apresentar baixos custos de investimento, de operação e de manutenção. Tais sistemas geralmente são aplicados a comunidades com menos de 2.000 habitantes, podendo ser complementados por outras operações unitárias, como sedimentação, filtração, flotação e oxidação biológica (RODRÍGUEZ, 2009).

Em geral, boa parte dos processos empregados nesse tipo de configuração são denominados genericamente de ecossaneamento, basicamente melhorias dos processos que ocorrem normalmente nos ecossistemas, com a vantagem de não necessitarem de investimentos tecnológicos e demandarem poucos insumos químicos (ZANELLA, 2008). Esses sistemas ecológicos têm como princípio o paradigma da permacultura, sendo

considerados, portanto, técnicas adequadas do ponto de vista sociocultural e acessíveis às comunidades carentes (BENJAMIN, 2013).

Dentre os processos descritos na literatura associados a esse modelo de saneamento, destacam-se as Wetlands Construídas, sistemas que copiam as wetlands naturais – áreas alagadas de forma permanente ou sazonal, com presença maciça de vegetação – sendo aplicadas para remover matéria orgânica, sólidos e nutrientes dos esgotos (SALATI, 2003). A primeira wetland construída a exercer funcionalidade foi na cidade de Othfresen em 1974, e o procedimento foi nomeado como RZM - Root Zone Method (Método de Zona de Raízes).

O sistema de zona de raízes pode ser caracterizado como módulos cultivados que utilizam macrófitas aquáticas emergentes aprofundadas no terreno e inteiradas com instrumentos de sustentação, tais como rochas, cascalho, areia, solo, entre outros; além de apresentarem métodos de impermeabilização para evitar que o solo ou até mesmo o lençol freático seja

contaminado com o efluente, podendo utilizar, como exemplos, geomembranas, argila, lona plástica, etc (BRIX, 1987). Por se tratar de um sistema com escoamento sub-superficial, fundamentado no processo de filtração, o leito filtrante desempenha um importante papel no tratamento (PHILIPPI et al., 2007).

Em geral, o emprego de areia em conjunto com a brita na composição do leito filtrante tende a proporcionar uma ação física (retenção) e bioquímica (oxidação), que auxilia na ação dos microrganismos presentes no biofilme formado nos rizomas das macrófitas (ZANELLA, 2008).

Carvão ativado granular (CAG) pode, também, ser utilizado como meio filtrante, em função de sua capacidade de adsorção auxiliar na concentração de nutrientes, substratos e oxigênio na superfície do carbono, agilizando na formação do biofilme e no aumento do tempo de contato entre o microrganismo e o substrato, promovendo uma diminuição no tempo de aclimação da microbiota (DUSSERT & STONE, 1994).

A argila expandida apresenta-se como uma excelente opção para composição do meio filtrante, por ser considerada um material leve, resistente, com inércia química, estabilidade dimensional, poroso, com grande área superficial além de ser de baixo custo e fácil aquisição em grandes quantidades. (BARBOSA, 2006). Sua presença pode favorecer a redução na colmatação do sistema e melhorar a retenção de nutrientes, otimizando o crescimento das macrófitas (METCALF & EDDY, 2004).

Segundo Ramos et al. (2017), sistemas baseados nas wetlands construídas apresentam limitações na remoção de fósforo e nitrogênio; o manual de wetlands da USEPA (2000) relaciona a remoção desses nutrientes à assimilação sazonal das plantas e à sorção aos sólidos afluentes que são removidos, tornando o processo muito limitado. Dessa forma, o uso da argila expandida pode

apresentar um ganho na eficiência devido à sua capacidade de adsorver e precipitar compostos fosfatados (ALBUQUERQUE et al., 2010).

Nesse sentido, os estudos que buscam compreender o funcionamento e possíveis aperfeiçoamentos no processo de tratamento por zona de raízes são fundamentais para a aplicação de maneira coerente e otimizada às diversas condições encontradas.

2 OBJETIVOS

Esse estudo teve por objetivo avaliar a eficiência na remoção dos nutrientes nitrogênio e fósforo presentes em esgoto doméstico, além dos demais parâmetros de interesse sanitário (matéria orgânica e sólidos), em uma unidade piloto, operada como sistema de zona de raízes, com fluxo subsuperficial vertical afogado, tendo como componentes do leito filtrante, além de areia e brita, CAG e argila expandida.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

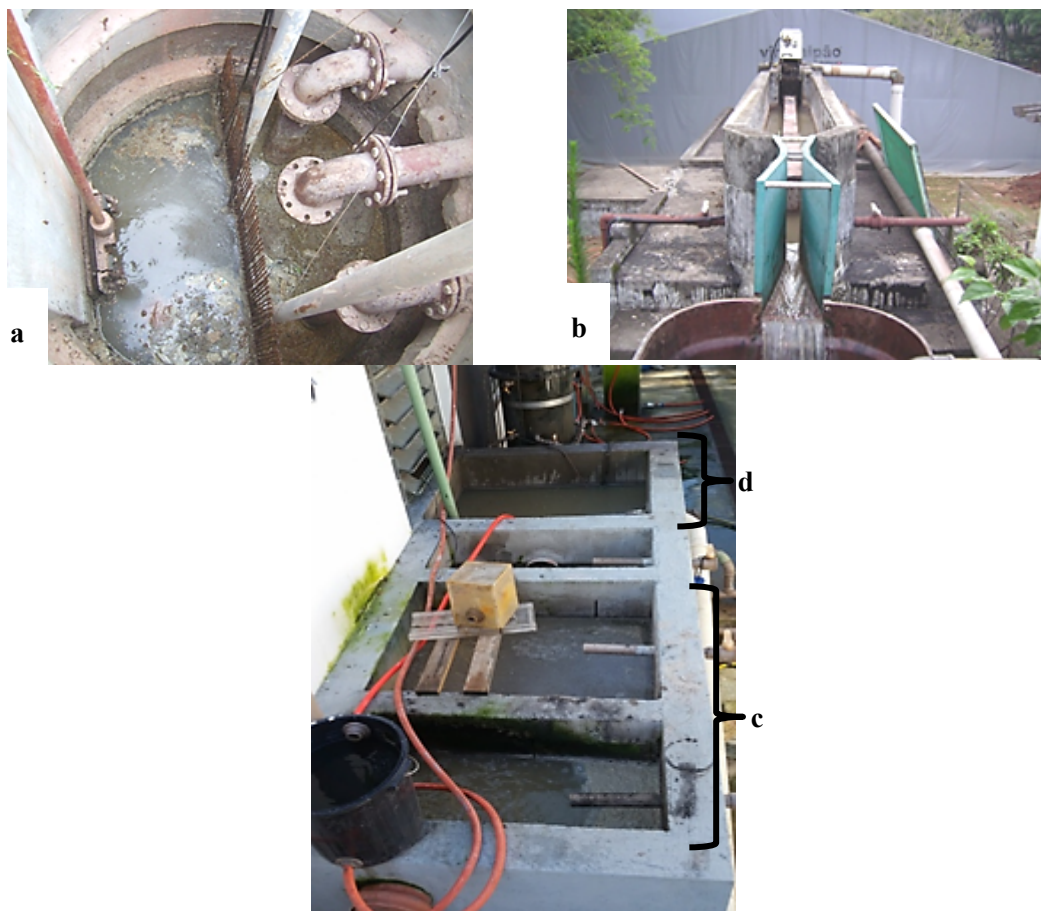
A pesquisa foi desenvolvida por meio de experimento em escala piloto, sendo posto em operação um sistema de tratamento de esgoto por zona de raízes, dimensionado para operar com fluxo vertical subsuperficial afogado, confeccionado em recipiente de polietileno de alta densidade (PEAD), mediante a introdução de conexões hidráulicas necessárias para aplicação e retirada do esgoto e efluente, respectivamente.

O experimento foi realizado em uma região de clima do tipo BSh (classificação de Köppen e Geiger) com temperatura média de 24,4 °C e pluviosidade média anual de 469 mm (Climate-Data.org). Seu monitoramento iniciou-se em 24 de abril de 2017, mantendo-se até o dia 05 de outubro de 2017, totalizando 164 dias de estudo.

O esgoto sanitário que alimentou a unidade piloto foi proveniente do CRUSP – Conjunto Residencial da Universidade de São Paulo –, sendo recalcado para a área em que se encontrava a unidade piloto por meio de uma estação elevatória (EE), a qual consistia em um poço de sucção executado em concreto armado com duas bombas submersíveis operando intermitentemente. Na chegada

do esgoto à área da pesquisa, o mesmo era submetido a um tratamento preliminar composto por peneiramento e desarenação, sendo em seguida encaminhado, por meio de uma calha parshall, até a caixa de gordura, e, por fim, para o poço de sucção de onde era derivado e aplicado ao reator por meio de uma bomba de diafragma de 12 V. A Figura 1 ilustra essas etapas.

Figura 1 – Vista da EE e do Tratamento Preliminar



a – Elevatória de Esgoto; **b** – Peneira, Canal de Areia e Calha Parshall; **c** – Caixa de Gordura; **d** – Poço de Alimentação

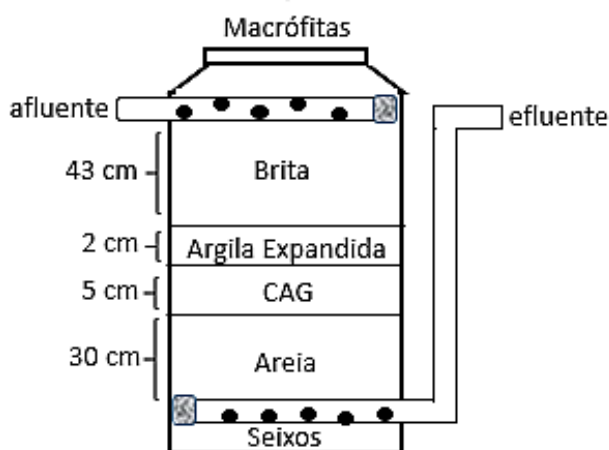
A unidade piloto foi projetada com vistas ao tratamento de esgoto doméstico produzido por uma pessoa por residência, admitindo-se a geração per capita de 140 L/hab.d e adotando-se a relação habitante/área de 1 m². Em função da área útil do reator (0,16 m²), obteve-se a vazão

de projeto de 20 L/d. Essa vazão de esgoto foi aplicada por meio de uma bomba de diafragma ligada a um temporizador, mantendo a alimentação intermitente oito vezes ao dia, sendo sete programações com duração de um minuto e uma programação com duração de 2 minutos.

O fundo do reator foi preenchido por seixos como meio suporte para as conexões hidráulicas e, em seguida, foi constituído o leito filtrante com 4 camadas de diferentes meios suportes, sendo eles no sentido de baixo para cima: areia grossa; carvão ativado granular (GAG) com granulome-

tria entre 1 e 1,5 mm; argila expandida com granulometria de 15 a 25 mm e brita nº 2. Na base do reator, junto a camada de brita, foram plantadas 04 mudas de *Cyperus giganteus*; 03 mudas de *Colocasia esculenta*; 02 mudas de *Zingiber officinale* e 01 muda de *C. x. generalis* (Figura 2).

Figura 2 – Desenho esquemático da unidade piloto



Por meio da realização de ensaio para determinação de vazios em cada meio filtrante, partindo-se do volume total do reator (220 L), foi obtido o volume real da unidade piloto, bem como os volumes ocupados por cada camada do leito filtrante. Obteve-se, nessa configuração, um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 2,8 dias e a uma taxa de aplicação superficial de 125 L/m².d, valores

semelhantes aos aplicados por Andrade (2012) e dentro da faixa sugerida por Kletecke (2011), para sistemas de fluxo subsuperficial.

A Tabela 1 apresenta um resumo com as principais características físicas do reator e o arranjo do leito filtrante utilizados nessa pesquisa.

Tabela 1 – Características físicas do reator da unidade piloto

| Características do Reator | | Características do Leito Filtrante | |
|---------------------------|---------------------|------------------------------------|---------------------------------|
| Altura útil | 0,8 m | Areia | Altura: 30 cm Volume: 17,6 L |
| Diâmetro | 0,56 m | CAG | Altura: 5 cm Volume: 4,2 L |
| Área útil | 0,16 m ² | Argila Expandida | Altura: 2 cm Volume: 1,8 L |
| Volume útil | 220 L | Brita | Altura: 43 cm |
| Volume real | 56 L | | Volume: 32,4 L |

Para evitar interferência da precipitação, a unidade piloto foi coberta por um filme translúcido de polietileno de baixa densidade (PEBD) com o mínimo de bloqueio da radiação solar.

Tanto o esgoto como o efluente produzido pelo processo foram caracterizados duas vezes por semana por meio da determinação das variáveis Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5,20}$); Demanda Química de Oxigênio (DQO); série nitrogenada; fósforo total e ortofosfato solúvel; alcalinidade; pH; sólidos em suspensão totais, fixos e voláteis (SST, SSF, SSV).

As metodologias analíticas utilizadas seguiram a 21ª edição do Standard Methods for Examina-

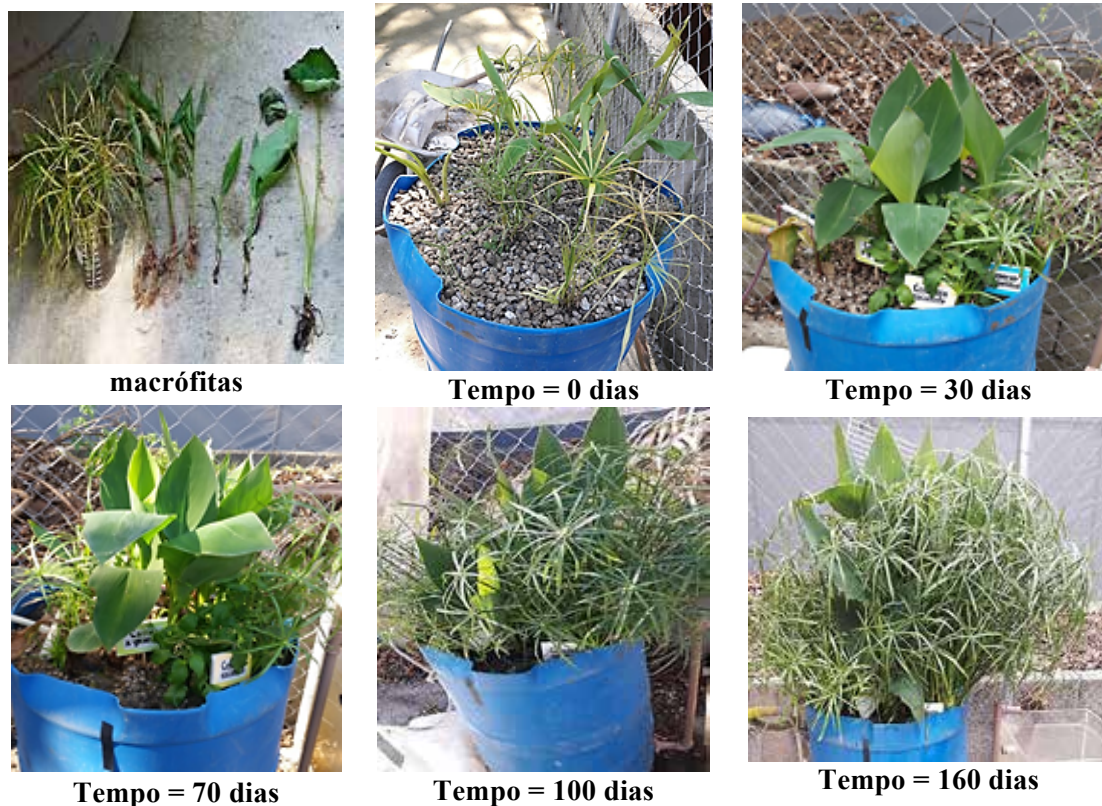
tion of Water and Wastewater, da APHA / AWWA / WEF (2005).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Desenvolvimento das Macrófitas

As macrófitas desempenham um importante papel no sistema de tratamento por zona de raízes, quer seja provendo meio para desenvolvimento de biofilme ou na absorção de nutrientes, por isso é importante sua adaptação e desenvolvimento. A Figura 3 apresenta o crescimento das espécies ao longo do tempo de estudo.

Figura 3 – Desenvolvimento das macrófitas na unidade piloto



Como pode ser visualizado nas imagens da Figura 3, todas as macrófitas tiveram uma boa adaptação ao meio, evidenciando desenvolvimento típico em sistemas de fluxo afogado onde, em função do TDH (2,8 dias), há maior oferta hídrica

e facilidade de captação de nutrientes (ANDRADE, 2012).

4.2 Caracterização do Esgoto Decantado

A Tabela 2 apresenta os resultados referentes ao monitoramento do esgoto, afluente à unidade piloto.

Tabela 2 – Caracterização do Esgoto Afluente à Unidade Piloto (n = 21)

| Variável | Média/ Desvio Padrão | Variável | Média/ Desvio Padrão |
|--|-------------------------|---|-------------------------|
| DBO (mgO ₂ /L) | 381±102 | P _{sol} (mgP-PO ₄ ⁻³ /L) | 5,1±1,3 |
| DQO (mgO ₂ /L) | 627±186 | Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L) | 194±61 |
| NKT (mgN/L) | 74±29 | pH | 6,5±1,4 |
| N-NH ₄ ⁺ (mgN-NH ₄ ⁺ /L) | 52±18 | SST (mg/L) | 216±113 |
| Ptotal (mgP-PO ₄ ⁻³ /L) | 12,1±4,6 | SSV (mg/L) | 189±99 |

Deve-se ressaltar que, por volta do 24º dia de operação, ocorreu uma modificação no sistema de tratamento preliminar, com uma alteração na configuração da caixa de gordura/poço de sucção, fazendo com que o tempo de detenção hidráulica nesses compartimentos fosse diminuído, minimizando a decantação dos sólidos, e, dessa forma, obtendo-se um relativo aumento nas concentrações das variáveis monitoradas. Isso explica os valores dos desvios padrões obtidos.

Em relação à caracterização do esgoto, comparando-se os resultados médios obtidos para carga orgânica e nutrientes com os valores típicos de literatura, observa-se que o mesmo pode ser classificado como forte; já em relação aos sólidos presentes, situa-se como médio (METCALF & EDDY, 2004).

Levando-se em conta a média de DBO encontrada no esgoto aplicado à unidade piloto, verificou-se que o sistema operou com uma carga de carregamento superficial de 0,048 kgDBO/m².d, ou 0,08 kgDQO/m².d. Silva (2013) aplicou uma carga de 0,0214 kgDBO/m².d. em sua pesquisa com wetlands; Andrade (2012) manteve seu sistema de zona de raízes com uma carga inferior ao obtido

do nesse estudo, de 0,037 kgDQO/m².d, por meio de aplicação de esgoto sintético em seu experimento; Platzer (2007), operando um sistema de zona de raízes, empregou 0,0487 kgDQO/m².d; Sezerino (2006) cita uma carga de 0,04 kgDQO/m².d em sua pesquisa com wetland construída. Assim sendo, a unidade piloto operou dentro de parâmetros relativos à carga orgânica superficial com valores condizentes ao observado na literatura. Para carga nitrogenada, a unidade piloto manteve-se com um valor médio de aplicação superficial de 0,01 kgNTK/m².d, igual ao utilizado por Sezerino (2006) em seu estudo.

Em relação ao componente fósforo, o alto valor obtido no monitoramento do esgoto afluente deve-se à contribuição promovida pelas águas residuárias advindas de um restaurante lançadas na mesma rede coletora empegada na alimentação da unidade piloto. Dessa forma, obteve-se valor médio de 0,002 kgP-PO₄⁻³/m².d, bem superior ao observado em Silva (2013), que manteve seu sistema com uma carga de 0,00015 kgP-PO₄⁻³/m².d. Esse fato, contudo, contribuiu positivamente para os fins dessa pesquisa, que foram, justamente, avaliar o comportamento do sistema operado para remoção desse elemento.

4.3 Parâmetros operacionais

Os dados aqui apresentados demonstram o funcionamento da unidade piloto, comparando afluente (entrada) e efluente (saída).

4.3.1 Temperatura, pH e Alcalinidade

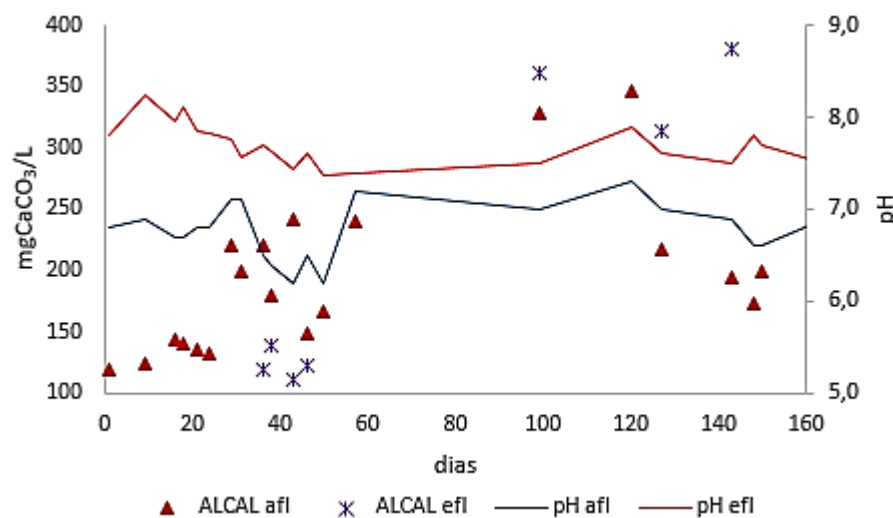
Os dados de temperatura tanto para o afluente como para o efluente variaram entre 20 e 28 °C, mantendo-se, como já mencionado, na média prevista para a região. De uma forma geral, tais valores não representam um fator limitante para as reações biológicas e processos físico-químicos observados no sistema de tratamento.

Os valores de pH apresentaram uma relativa estabilidade em ambos os pontos de coleta, como pode ser observado na Figura 4. No afluente,

obteve-se como média um pH de $6,8 \pm 0,3$ e no efluente, $7,7 \pm 0,2$. Kadlec e Knight (1996) comentam que o pH, em sistemas do tipo wetlands construídas, pode sofrer influência das características do leito filtrante, variando entre 6,74 e 7,8.

Já em relação à alcalinidade, de acordo ainda com a Figura 3, constata-se um progressivo aumento em seus valores, tanto no afluente como no efluente, sendo que o primeiro teve uma média de concentração de $194 \pm 60,8$ mgCaCO₃/L e o segundo, $191 \pm 143,6$ mgCaCO₃/L. Em alguns pontos, a alcalinidade do efluente superou a do afluente, fato esse observado nos trabalhos de Silva (2013) e Andrade (2012). É possível, como bem aponta Andrade (2012), que a eficiente remineralização da matéria orgânica e consequente maior liberação de carbono inorgânico possam ter influenciado os resultados.

Figura 4 – Série Histórica das variáveis pH e Alcalinidade obtidas no afluente e efluente (n=21)

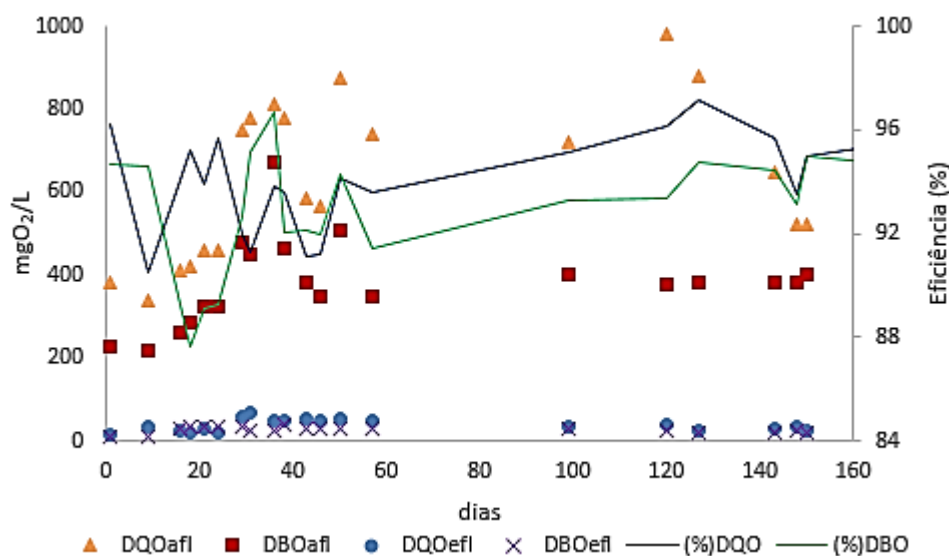


4.3.2 Remoção de Matéria Orgânica e Sólidos

Como pode-se observar na Figura 4, o sistema operou dentro de uma relativa estabilidade referente às concentrações de DQO/DBO afluente, sendo constatado um aumento abrupto a partir do 20º dia, em função da modificação já citada

no sistema de tratamento preliminar. No que tange à eficiência do processo, foi possível obter uma concentração média de DQO no efluente de $37 \pm 14,8 \text{ mgO}_2/\text{L}$ e de DBO, de $27 \pm 7,3 \text{ mgO}_2/\text{L}$, resultando em uma remoção média de cerca de 93% em ambos os processos.

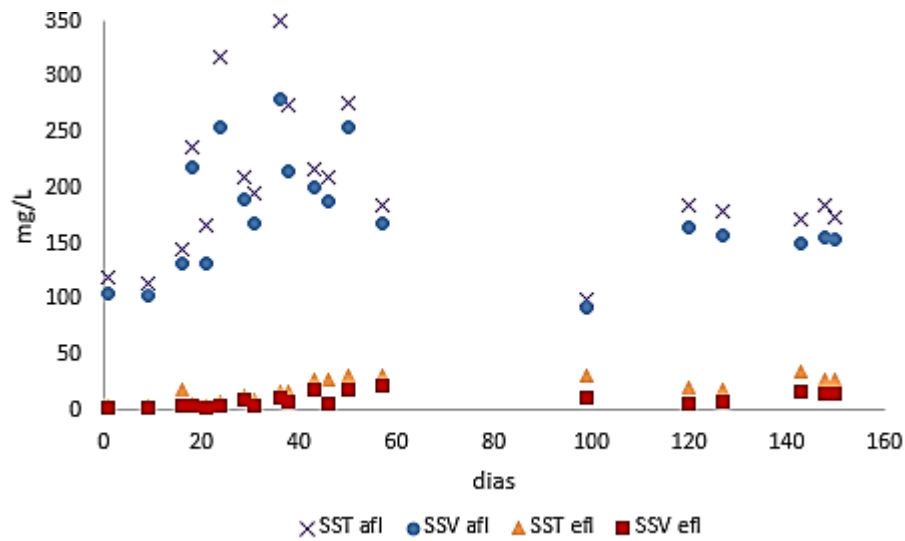
Figura 5 – Série Histórica das Variáveis DQO/DBO obtidas no afluente e efluente (n=21)



Os índices alcançados de eficiência de remoção de matéria orgânica são condizentes com o esperado para processos similares ao empregado nesse estudo; segundo von Sperling (2005), sistemas de wetlands construídas que possuem adequada manutenção, são capazes de atingir até 85% de remoção de matéria orgânica. Silva (2013) obteve em seu experimento uma eficiência média de 77% para DQO; Andrade (2012) chegou a valores em torno de 95% de remoção de DQO; Almeida et al. (2010) relatam redução de 90,7% para DBO e de 81,1% para DQO; Schirmer et al. (2009), ope-

rando uma ETE de zona de raízes, conseguiram uma redução média de 80% em termos de DQO; Zanella (2008), no seu estudo com wetland, obteve eficiência de 58,3% para DBO e de 71,5% para DQO. Deve-se ressaltar, entretanto, o papel do meio filtrante composto pelo CAG na composição da eficiência obtida, sobretudo na retenção da matéria orgânica coloidal.

Em relação à remoção de sólidos, tem-se na Figura 6 a série histórica das variáveis SST e SSV, medidas para afluente e efluente.

Figura 6 – Série Histórica das Variáveis SST e SSV obtidas no afluente e efluente (n=21)

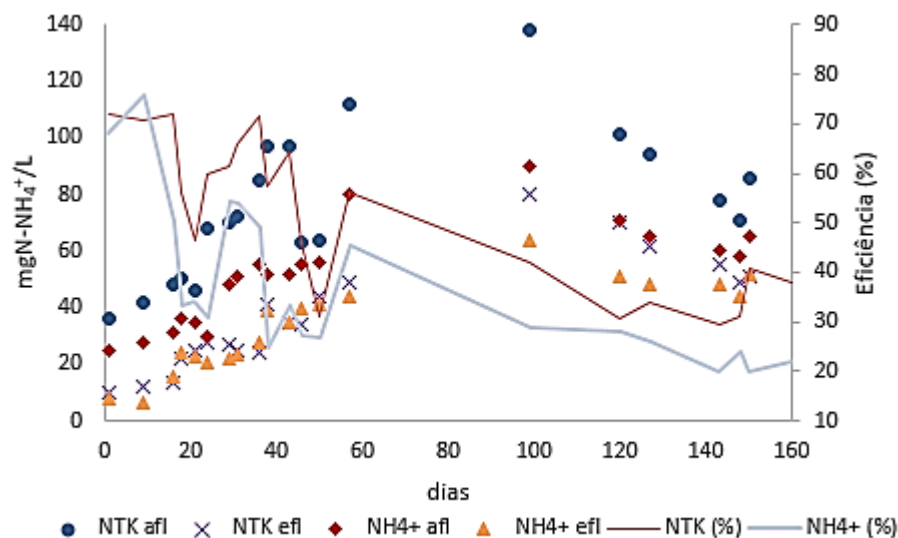
O sistema de zona de raízes operou com uma eficiência média de 90% na remoção de sólidos em suspensão totais, produzindo um efluente altamente clarificado, com valores médios de $20 \pm 10,4$ mg/L de SST e de $10 \pm 6,0$ mg/L para SSV. A relação SSV/SST observada no efluente foi de 0,5, indicando uma possível contribuição de material inorgânico advindo do leito filtrante.

Os baixos valores de sólidos presentes no efluente demonstram a eficácia do leito filtrante na retenção de material particulado. Valores semelhantes aos obtidos nesse estudo foram relatados por Silva (2013), que chegou a concentrações médias de 12 e 9 mg/L para SST e SSV, respectivamente.

4.3.3 Remoção de Nutrientes – Nitrogênio e Fósforo

De acordo com a Figura 7, pode-se verificar um aumento nas concentrações de NTK e nitrogênio amoniacal em torno do 20º dia, pelos motivos já esclarecidos, mantendo picos de elevação ao longo de todo o tempo de monitoramento. O afluente obteve uma concentração média de NTK de $76,4 \pm 25,3$ mgN/L e de N-NH_4^+ de $52,4 \pm 17,1$ mgN- NH_4^+ /L; o efluente forneceu valores médios de $38,6 \pm 19,4$ mgN/L como NTK e $34,3 \pm 15,4$ mgN- NH_4^+ /L.

Figura 7 – Série Histórica das Variáveis NTK e $N-NH_4^+$ obtidas no afluente e efluente (n=21)



Os dados referentes à eficiência do processo em estudo dão conta de uma remoção média de 51,2% de NTK e de 37% para $N-NH_4^+$; valores próximos aos obtidos em pesquisas similares. Mendonça (2015), em uma estação de tratamento de esgoto em escala real, composta por uma wetland construída híbrida de fluxo subsuperficial vertical seguida por uma de fluxo subsuperficial horizontal precedido de tanque séptico, obteve remoção em torno de 40% para nitrogênio total e em torno de 23% para nitrogênio amoniacal; Queiroz et al. (2014), estudando o processo de wetland construída com a utilização de suportes filtrantes e macrófitas equivalentes às da zona de raízes, chegou à remoção média de 54,5% de NTK; Silva (2013) apresentou eficiências globais obtidas para NTK e $N-NH_4^+$ durante o período de monitoramento de sua unidade piloto, de 48% e 35%, respectivamente; Monteiro (2009), em uma unidade experimental de wetland de fluxo horizontal subsuperficial no tratamento de águas cinzas, apresentou eficiência de 27% de NTK e 13% do nitrogênio amoniacal; Dornelas (2008), em seu estudo com wetlands construídas com fluxo horizontal sub-

superficial, atingiu remoção de 23% e 22% para NTK e $N-NH_4^+$, respectivamente.

É sabido que o sistema de escoamento subsuperficial com fluxo vertical favorece um maior arraste de oxigênio, em função de a percolação do efluente ser mais rápida que no fluxo horizontal; logo, é o procedimento mais indicado quando se deseja oxidar amônia; uma configuração muito usual, quando se desejam bons índices de remoção de matéria orgânica e nitrogenada, é o fluxo híbrido, onde há a combinação em série de sistemas com fluxo horizontal e vertical (PHILIPPI e SEZERINO, 2004; SALATI, 1998).

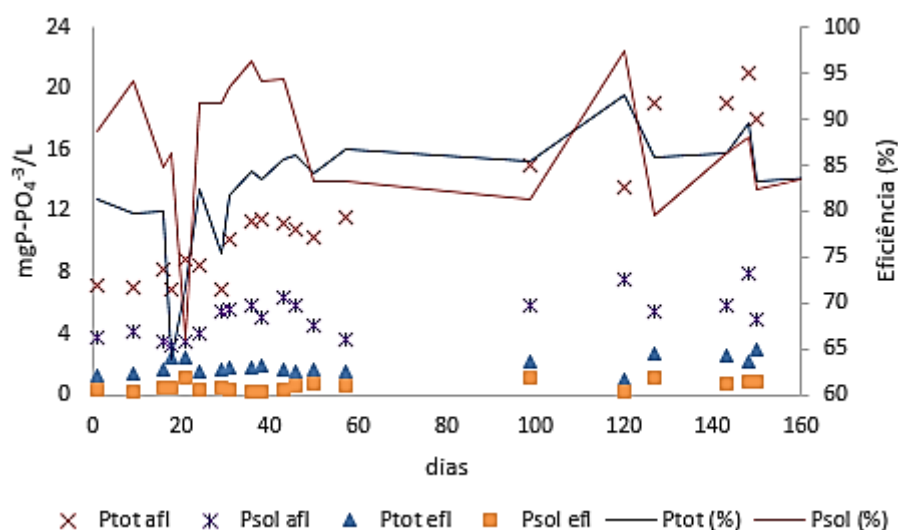
Entretanto, segundo Albuquerque et al. (2010), vários trabalhos têm relatado uma boa remoção de amônia com o uso de argila expandida. Em seu estudo monitorando um sistema de wetlands construídas recebendo efluentes após tratamento primário com tempo de detenção hidráulica nominal igual a 5,7 dias, observou eficácia na remoção de nitrogênio amoniacal, variando de 57 a 85%; Oliveira (2008), utilizando a argila expandida em seu sistema, obteve eficiências de 95% de remoção de nitrogênio amoniacal.

Dessa forma, pode-se inferir na hipótese de que a remoção de compostos nitrogenados possa ter sido influenciada positivamente em função de processos físicos e químicos, associados a adsorção e retenção do poluente nas camadas de CAG e, sobretudo, argila expandida, uma vez que a configuração do fluxo de alimentação adotado no processo em estudo não favoreça o fenômeno da nitrificação, como comentado acima; ademais, os dados de alcalinidade já analisados reforçam essa ideia, além do fato de que o efluente do sistema forneceu valores médios bem baixos para nitrito e

nitrito, sendo de $0,34 \pm 0,3$ mgN-NO₂⁻/L e $0,41 \pm 0,2$ mgN-NO₃⁻/L, respectivamente.

No que diz respeito à variável fósforo, o presente estudo obteve valores médios para o afluente de fósforo total de $12,1 \pm 4,5$ mgP-PO₄⁻³/L e fósforo solúvel de $5,1 \pm 1,3$ mgP-PO₄⁻³/L; já para o efluente, a média manteve-se entre $2,0 \pm 0,6$ mgP-PO₄⁻³/L para fósforo total, e de $0,6 \pm 0,3$ mgP-PO₄⁻³/L para fósforo solúvel, gerando uma eficiência média de 83% e 87% para remoção de fósforo total e solúvel, respectivamente. A Figura 8 apresenta o comportamento da série histórica para essas variáveis.

Figura 8 – Série Histórica das Variáveis P_{tot} e P_{sol}, obtidas no afluente e efluente (n=21)



Em pesquisa realizada por Queiroz (2014), houve uma remoção média de 66,9% para fósforo; Silva (2013) chegou a uma eficiência global de seu sistema híbrido de wetlands de 38% de remoção; Andrade (2012), em seu sistema piloto de zona de raízes em fluxo afogado obteve remoção de fósforo em torno de 46%; Zanella (2008) apresentou o valor de 27,7% de eficiência; isso posto, os valores alcançados nesse estudo são superiores aos comumente encontrados na literatura.

Segundo Lohmann (2011), em sistemas convencionais de tratamento, a remoção média de fósforo é entre 30% e 45%; Oliveira e von Sperling (2005), ao estudarem mais de uma centena de estações de tratamento de esgoto operando no país, com as mais diversas tecnologias, apresentam valores de eficiência de remoção de fósforo da ordem de 23% a 46%, o que torna os dados obtidos nessa pesquisa muito interessantes, uma vez que o processo foi capaz de reter, em média 0,2 gP-PO₄⁻³/dia.

Assim sendo, tal qual se aventou em relação à retenção dos compostos nitrogenados, a presença da camada de argila expandida pode ter influenciado o comportamento do processo, conferindo, graças a sua afinidade com o elemento, o aumento no rendimento observado no estudo.

5 CONCLUSÃO

A unidade piloto objeto desse estudo manteve-se em funcionamento e monitoramento por cerca de 6 meses, sendo que durante esse período o acompanhamento de parâmetros físico-químicos e biológicos tanto do afluente como do efluente do sistema demonstraram estabilidade e satisfatória eficiência na remoção de sólidos, matéria orgânica e nutrientes, dentro da capacidade observada no processo.

A presença da camada de CAG no leito filtrante ofereceu, no início do teste, um certo receio em relação à possível colmatção e aumento da perda de carga no reator; entretanto, tal fato não ocorreu. Sua presença, atrelada à camada de argila expandida no leito filtrante, pode ser apontada como o diferencial da pesquisa, podendo ter contribuído positivamente na produção de um efluente clarificado, com valores superiores a 90% para remoção de matéria orgânica, e da ordem de 46% para NTK e 83% para fósforo total. Em relação às macrófitas, observou-se um crescimento normal, indicando uma boa adaptação à presença do esgoto aplicado como afluente.

Em linhas gerais, o uso do sistema de tratamento por zona de raízes mostrou-se uma eficaz ferramenta a ser implementada em modelos descentralizados de coleta/tratamento de esgotos domésticos, tanto pela facilidade de construção e operação como pelos resultados obtidos; além de consorciar-se a premissas de sustentabilidade, tão importantes e presentes nos dias atuais.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA/AWWA/WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21ª Edição, Washington DC. 2005.

ALBUQUERQUE, A., OLIVEIRA, J., SEMITELA, S., AMARAL, L. Evaluation of the Effectiveness of Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands for Different Media. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 6, p. 820-825. 2010.

ALMEIDA, R.A., PITALUGA, D.P.S., REIS, R.P.A. Tratamento de Esgoto Doméstico por Zona de Raízes Precedida de Tanque Séptico. **Revista Biocências**, UNITAL, vol. 16, no. 1, pp 73-81, 2010.

ANDRADE, H. H. B. **Avaliação do Desempenho de Sistemas de Zona de Raízes (Wetlands Construídas) em Escala Piloto Aplicados ao Tratamento de Efluente Sintético**, Dissertação (Mestrado). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2012.

BARBOSA, Samuel Alves. **Avaliação de Biofiltro Aerado Submerso no Pós-tratamento de Efluente de Tanque Séptico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2006.

BENJAMIN, Amboko M. **Bacia de evapotranspiração: Tratamento de efluentes domésticos e de produção de alimentos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Lavras, 2013.

BORDIN, F. **Estudo da Remoção de Matéria Orgânica Carbonácea, Nitrogênio Amoniacal e Fósforo em Lixivado Pré-Tratado de Aterro Sanitário Empregando *Thipha* em wetlands**. Dissertação (Mestrado). Universidade Rio dos Sinos, RS, 2010.

BRIX, H. Treatment of Wastewater in the Rhizosphere of Wetland Plants –The RootZone Method. **Water Science and Technology**. Vol. 19. p.107-118. 1987.

Climate-Data.org - site observado em outubro de 2017: <https://pt.climate-data.org/location/706571>.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. Apresentada à Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, 2008.

DUSSERT, B. W.; VAN STONE, G. R. The Biological Activated Carbon Process for Water Purification. **Water Engineering & Management**, v. 141, n. 12, 1994, pp. 22-4.

KADLEC, R.H. E KNIGHT. **R.L.Treatment Wetlands**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 1996, 893p.

KLETECHE, R.M. **Remoção/Exportação de Nutrientes de Esgoto Doméstico Utilizando Plantas Ornamentais: *Hedychium coronarium*, *Heliconia psittacorum*, *Cyperus alternifolius* e *Colocasia es-***

clenta. Tese (Doutorado). Universidade de Engenharia Agrícola da UNICAMP, SP, 2011.

LOHMANN, G. **Caracterização de uma Estação de Tratamento de Esgoto por Zona de Raízes Utilizando Variáveis Abióticas e Microbiológicas**. 2011. 93p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). UTFPR. Curitiba, 2011. Disponível em: < <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/321>>. Acesso em: 11 jul. 2017.

MENDONÇA, A. A. J. **Avaliação de um Sistema Descentralizado de Tratamento de Esgoto Doméstico em Escala Real Composto por Tanque Séptico e Wetland Construída Híbrida**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo - SP, 2015.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4ª edição, G. Tchobanoglous, F. L. Burton, H. D. Stensel (Editores), McGraw-Hill, Nova York. 2004.

MONTEIRO, R. C. M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo "wetlands" para tratamento de água cinza visando o reuso não potável**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, SP, 2009.

OLIVEIRA, S.M.A.C., von SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em Operação no País, Compreendendo Diversas Tecnologias. Parte I – Análise de Desempenho. **Revista de Engenharia Ambiental**, vol. 10, no. 04, pp 347-357, 2005.

PHILIPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: Utilização de filtros plantados com macrófitas**. 1 ed. Florianópolis: Ed. do Autor, 2004. 144 p.

PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P.H.; OLIJNYK, D.P.; KOSSATZ, B., **Eficácia dos Sistemas de Tratamento de Esgoto Doméstico e de Água para Consumo Humano Utilizando Wetlands Considerando Períodos Diferentes de Instalação e Diferentes Substratos e Plantas Utilizados**. Relatório Final apresentado à Universidade Federal de Santa Catarina – Centro Tecnológico, 2007.

PLATZER, C., SENF, C., HOFFMANN, H., CARDIA, W., COSTA, R.H.R., Dimensionamento de Wetland de Fluxo Vertical com Nitrificação – Adaptação de Modelo Europeu para as Condições Climáticas do Brasil. In: **Anais 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. ABES. 2007

QUEIROZ et al. Aplicação de sistemas de wetlands construídos operando como unidades de polimento de efluentes de reatores UASB. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA)**. v. 2, n. 1 – p. 108, 2014.

RAMOS, N. F. S.; BORGES, A. C.; GONÇALVES, G.C.; MATOS, A.T. Tratamento de Águas Residuárias de Suinocultura em Sistemas Alagados Construídos, com *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* Cultivadas em Leito de Argila Expandida. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 01, pp 123-132, 2017.

RODRÍGUEZ, L. B. El tratamiento descentralizado de aguas residuales domésticas como alternativa sostenible para el saneamiento periurbano en Cuba. **Revista Ingeniería Hidráulica y Ambiental**, vol. XXX, nº. 1, 2009.

SALATI, E. Utilização de Sistemas de Wetlands Construídas para o Tratamento de Águas. **Revista O Biológico**. V.65. n.1. 2003.

SALATI, E. **Controle de qualidade de águas através de sistemas de wetlands construídos**. Rio de Janeiro: FBDS, 1998. Disponível em: <http://www.fbds.org.br/Apresentacoes/Controle_Qualid_Agua_Wetlands_ES_out06.pdf>. Acesso em: 10 agosto 2017.

SEZERINO, P.H. **Potencialidade dos Filtros Plantados com Macrófitas (Constructed Wetlands) no Pós-Tratamento de Lagoas de Estabilização sob Condições de Clima Subtropical**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.

SCHIRMER, Waldir Nagel et al. Tratamento de esgoto por zona de raízes em comunidade rural – Parte 2: avaliação. **Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient**, Curitiba, v. 7, n. 2, p.165-173, abr./jun. 2009.

SILVA, M.V. **Avaliação da Aplicabilidade de Sistema de Wetland Construído Híbrido no Tratamento de Esgoto Sanitário**. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Centro Universitário SENAC, 2013.

UCKLER, E.F. **Eficiência do Capim Vetiver no Tratamento de Esgoto Sanitário**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia Civil da Universidade Federal de Goiás, GO, 2012.

USEPA – United States Environmental Protection Agency, **Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater**. Environmental Agency Protection. 2000. Disponível em <http://water.epa.gov/type/wetlands/restore/upload/constructed-wetlands-design-manual.pdf>. Acesso em 05 agosto 2017.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol 1. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005.

VYMAZAL, J. & KRÖPFELOVÁ, L. **Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Subsurface Flow** (Series of Environmental Pollution). v. 14, Springer. 566 p.2008.

ZANELLA, L. **Plantas Ornamentais no Pós-Tratamento de Efluentes Sanitários: Wetlands-Construídos Utilizando Brita e Bambu como Suporte**. Tese (Doutorado). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - UNICAMP, 2008,

Aplicação do Modelo Força Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta (FPEIR) para Gestão dos Recursos Hídricos em João Pessoa-PB

Driver-Pressure-State-Impact-Response Framework Applied to Water Resources Management in João Pessoa City-PB

- **Data de entrada:**
20/05/2017
- **Data de aprovação:**
27/03/2018

Cibelle Mara Rezende Felinto* | Márcia Maria Rios Ribeiro | Cybelle Frazão Costa Braga

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.038>

Resumo

Nesse estudo objetivou-se identificar a sustentabilidade da utilização dos recursos hídricos em João Pessoa - PB. Foram identificadas as principais forças motrizes, pressões, estado do meio ambiente e impacto sobre os recursos hídricos exercidos por essa cidade nas bacias hidrográficas em que ela está inserida, bem como as referidas medidas de respostas existentes e potenciais. Para alcançar o objetivo pretendido, a pesquisa utilizou-se do Sistema de Indicadores de Sustentabilidade Força Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta (FPEIR). Após a montagem da respectiva matriz do Sistema, foram selecionados indicadores para caracterizar a sustentabilidade das bacias. Esses indicadores ajudaram a analisar a disponibilidade e a qualidade das águas superficiais da região estudada. A aplicação do modelo FPEIR mostrou que os mananciais das duas bacias que abastecem João Pessoa não estão sendo geridos sustentavelmente.

Palavras-chave: Recursos Hídricos. Indicadores. Sistema de Indicadores de Sustentabilidade.

Abstract

This study aimed to identify the sustainability of water resources use in João Pessoa – PB, Brazil. We identified the main driving forces, pressures, environmental state and impact on water resources exerted by this city in its water basins, as well as the respective measurements of existing and potential responses. To achieve the objective, this study used the Driver-Pressure-State-Impact-Response Sustainability Indicators System (DPSIR). After creating the respective matrix of the System, indicators were selected to characterize the sustainability of the basins. These indicators helped to analyze the availability and quality of surface waters in the studied region. The application of the DPSIR model demonstrated that the sources of the two basins supplying João Pessoa are not being managed sustainably.

Keywords: Water Resources. Indicators. Sustainability Indicators System.

Cibelle Mara Rezende Felinto – Engenheira Ambiental. Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela Universidade Federal de Campina Grande.

Márcia Maria Rios Ribeiro – Engenheira Civil. Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal da Paraíba. Doutora em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Professora do Departamento de Engenharia Civil pela Universidade Federal de Campina Grande.

Cybelle Frazão Costa Braga – Engenheira Civil. Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal da Paraíba. Doutora em Recursos Naturais pela Universidade Federal de Campina Grande. Professora do Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia da Paraíba.

***Endereço para correspondência:** Universidade Federal de Campina Grande, Rua Aprígio Veloso, 882 - Universitário, Campina Grande - PB, CEP 58429-900. E-mail: cibellemara.ambiental@gmail.com.



1 INTRODUÇÃO

A gestão integrada dos recursos hídricos pressupõe o uso sustentável das águas superficiais e subterrâneas, considerando o desenvolvimento de novas técnicas de apropriação e reaproveitamento das águas impróprias para o consumo (GRANEK et al., 2010; BAKKER, 2012). No Brasil, a Lei nº 9.433/1997 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) com os objetivos de: “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos”; “incentivar a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável”; bem como “a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais” (BRASIL, 1997).

O desenvolvimento sustentável pode ser mensurado por indicadores, e a Cúpula da Terra de 1992 reconheceu o papel importante que estes podem desempenhar na ajuda à tomada de decisões (CNUMAD, 1992; JUN et al., 2011). Os indicadores de sustentabilidade relacionados aos recursos hídricos podem considerar todos os fatores que influenciam a sustentabilidade da bacia hidrográfica, permitindo, assim, o detalhamento das características necessárias à análise da área (JUN et al. 2011; CAMPOS, 2013).

Um dos modelos mais usados para sistematizar problemas ambientais é o Sistema de Indicadores de Sustentabilidade Força Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta (FPEIR ou DPSIR, Driver-Pressure-State-Impact-Response). O modelo PER foi baseado no modelo ER (Estresse-Resposta, SR em inglês), criado por Anthony Friend e David Rapport em 1979, pelo Statistics Canada. Esse modelo, por meio de uma matriz de indicadores, procura unir duas perspectivas de desenvolvimento consideradas opostas, a econômica e a ecologista. Essa matriz apresenta as relações

entre as perturbações no meio ambiente. Tais perturbações podem ser consideradas tensões, acarretando estresses que devem ser minimizados e/ou eliminados com algum tipo de resposta, seja essa uma lei, decreto ou até mesmo ações sociais (FRIEND & RAPPORT, 1979). De acordo com a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE, 1993), o modelo PER é baseado em um conceito de causalidade no qual as atividades humanas exercem pressões sobre o ambiente que mudam a sua qualidade e a quantidade dos recursos naturais ("Estado") e a sociedade responde a essas mudanças por meio de políticas ambientais, econômicas e setoriais ("resposta social").

O modelo PEIR é baseado na relação entre causa e efeito, uma vez que as atividades humanas exercem pressão sobre os recursos naturais, alterando o estado do meio ambiente em termos quantitativos e qualitativos. Assim o ambiente e, conseqüentemente, a sociedade, sofrem impactos; como respostas a esses impactos, a sociedade busca soluções para enfrentá-los, como leis, resoluções e ações sociais (PNUMA, 2007; LU et al., 2014).

A partir da estrutura PER/PEIR, a Agência Europeia de Meio Ambiente (EEA, 1999) desenvolveu o modelo Força Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta (FPEIR), que é o mais completo da linhagem da metodologia ER. De acordo com essa Agência, esse modelo mostra as conexões entre as causas dos problemas ambientais, seus impactos e as respostas da sociedade de forma integrada.

Os componentes da matriz FPEIR, conforme a Agência Europeia de Meio Ambiente – EEA (1999) podem ser entendidos como:

Força Motriz: possui o intuito de descrever os desenvolvimentos sociais, demográficos e econômicos nas sociedades e as alterações correspondentes nos estilos de

vida, os níveis globais de padrões de consumo e produção.

Pressão: busca descrever a evolução da liberação de substâncias (emissões), agentes físicos e biológicos, a utilização de recursos e o uso do solo. As pressões exercidas pela sociedade são transportadas e transformadas em uma variedade de processos naturais que se manifestam em mudanças nas condições ambientais.

Estado: pretende dar uma descrição da quantidade e qualidade dos fenômenos físicos (como a temperatura), fenômenos biológicos (como unidades populacionais de peixes) e fenômenos químicos (tais como a concentração atmosférica de CO₂) em uma determinada área.

Impacto: tem como objetivo descrever os impactos sobre as funções sociais e econômicas sobre o meio ambiente tais como, o fornecimento de condições adequadas

para a saúde, a disponibilidade de recursos e a biodiversidade.

Resposta: refere-se às respostas por grupos (indivíduos) na sociedade, bem como as tentativas do governo para prevenir, compensar, melhorar ou adaptar-se às mudanças no estado do ambiente. Algumas respostas sociais podem ser consideradas como forças motrizes negativas, uma vez que procuram redirecionar as tendências prevaletentes nos padrões de consumo e produção. Outras respostas objetivam aumentar a eficiência dos produtos e processos, por meio de estímulo do desenvolvimento e a implantação de tecnologias limpas (EEA, 1999, p. 8 - 11).

É possível encontrar muitas aplicações do Sistema de Indicadores de Sustentabilidade FPEIR para analisar problemas ambientais distintos e, também, casos específicos no setor de recursos hídricos (Tabela 1).

Tabela 1: Aplicação do modelo FPEIR no setor de recursos hídricos.

| Autores | Abordagem | Aplicação do Modelo FPEIR |
|----------------------|---|---|
| Walmsley (2002) | Construiu uma estrutura para medir o desenvolvimento sustentável em sistemas de captação de água utilizando o quadro de indicadores FPEIR | O quadro FPEIR foi aplicado para identificar as questões-chave na gestão da captação na África do Sul, e desenvolver um conjunto de indicadores para avaliar as captações em todo o país. |
| Chung e Lee (2009) | Desenvolveram uma metodologia para avaliar a priorização de alternativas usando um modelo contínuo de simulação de quantidade/qualidade da água, bem como técnicas de tomada de decisão multicritérios. | Todos os critérios para o desenvolvimento do índice de avaliação alternativo foram selecionados com base no modelo FPEIR, com um conceito de avaliação da sustentabilidade. |
| Jun et al. (2011) | Desenvolveram um novo quadro para quantificar a vulnerabilidade espacial para a gestão sustentável dos recursos hídricos utilizando índices de vulnerabilidade hidrológicos. | Os autores aplicaram o modelo FPEIR na seleção de todos os indicadores apropriados de impactos das mudanças climáticas. |
| Sun et al. (2016) | Avaliaram a sustentabilidade da utilização da água e de forma abrangente as mudanças na sustentabilidade do sistema de recursos hídricos na cidade de Bayannur, com base no modelo FPEIR e no método do processo hierárquico analítico (AHP). | Com base nos indicadores estabelecidos pelo modelo FPEIR, avaliaram a sustentabilidade da utilização da água de uma forma mais ampla. |
| Pires et. al. (2017) | Avaliaram como os indicadores relacionados ao uso e gerenciamento de água se deparam com um conjunto de critérios de sustentabilidade. | Os indicadores foram classificados de acordo com a estrutura FPEIR e os subcomponentes desse quadro abordam questões diversas, buscando avaliar a vulnerabilidade humana no contexto das ameaças aos recursos hídricos. |

Esta pesquisa objetivou realizar uma análise dos problemas de recursos hídricos na cidade de João Pessoa-PB, inserida na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba, com o uso do modelo FPEIR. Indicadores foram selecionados para identificar as principais forças motrizes, pressões, o estado do ambiente e impactos sobre os recursos hídricos na própria João Pessoa e bacias hidrográficas que abastecem aquela cidade. O estudo traz como resultado a construção da matriz FPEIR com os indicadores que mostram a situação das bacias em estudo, bem como as possíveis respostas para lidar com a situação.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

Localizada na porção oriental da Paraíba, João Pessoa tem uma área de 211,475 km², sendo 160,76 km² de área urbanizada e 49,69 km² com preservação ambiental. Teve uma população estimada de 791.438 habitantes em 2015 (IBGE, 2015).

A área dessa cidade está inserida 89,97% na Bacia Hidrográfica do rio Paraíba, na sub-região do Baixo Curso do rio Paraíba, que é uma das quatro divisões fisiográficas da bacia, mais especificamente na porção sedimentar costeira e 10,03% na Bacia Hidrográfica do rio Gramame. A sub-região da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba, onde a cidade está inserida, é tida como a mais desenvolvida economicamente do Estado, possui grandes áreas agrícolas e intenso comércio na região metropolitana de João Pessoa (SOUZA et al., 2010). A Mata Atlântica é o principal bioma da área de estudo. O clima é do tipo mediterrâneo ou nordestino seco, com estação seca no verão e chuvas no inverno. A temperatura média é de 26°C. O primeiro semestre é o mais chuvoso, com uma média anual de 1.500 mm, variando entre 1.200 mm e 1.700 mm (PARAÍBA, 2006).

A cidade de João Pessoa é abastecida pelas duas bacias onde está inserida (Figura 1). Esse abastecimento é realizado, principalmente, pelos reservatórios Marés e Gramame-Mamuuba. Em breve receberá complementação pela adutora transli-torânea Abiaí-Popocas (PIRES, 2015).



Figure 1: Bacia do rio Paraíba, Região do Baixo Curso do rio Paraíba e Bacia do rio Gramame.

Fonte: Adaptado de Geo Portal AESA (2016)

A Bacia Hidrográfica do rio Paraíba é a segunda maior bacia do Estado, sendo um importante sistema hidrográfico com grande área no semiárido brasileiro. Seja na sua parte semiárida ou litorânea, a bacia se apresenta com conflitos pelo uso da água. As demandas de água são referentes ao abastecimento urbano, indústrias, irrigação e turismo. Na Bacia Hidrográfica do rio Gramame está o principal reservatório flu-

vial da região litorânea do Estado, o Gramame-Mamuaba (PARAÍBA, 2006).

2.2 Percurso Metodológico

A estrutura do modelo contempla cinco etapas (Figura 2), que se constituem no percurso metodológico da pesquisa.

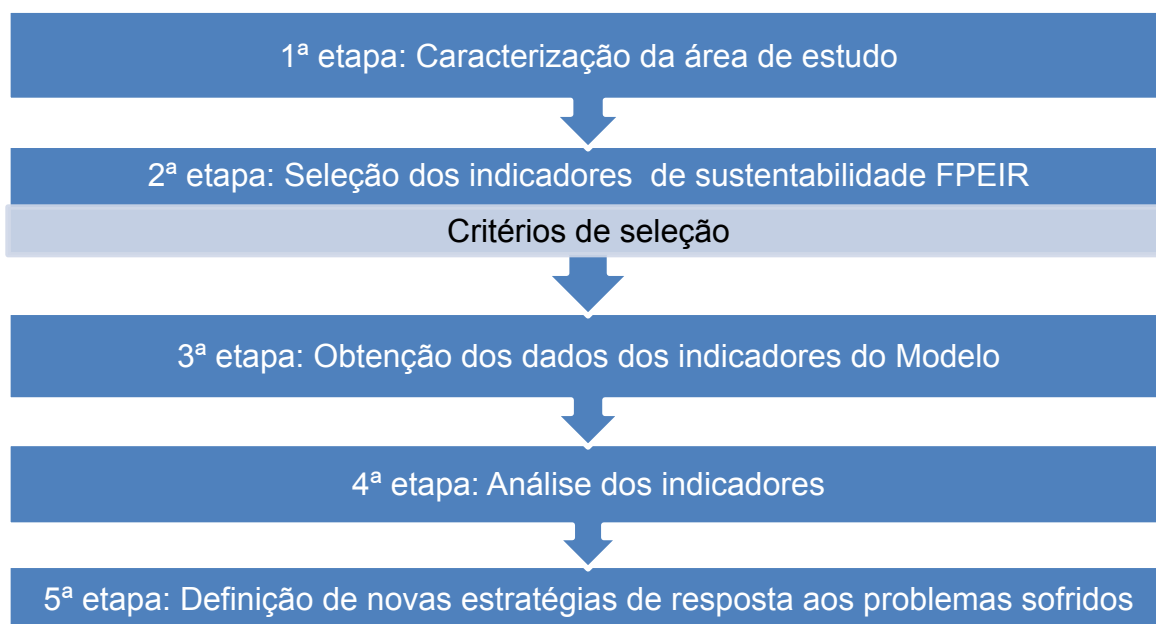


Figura 2: Estrutura do Percurso Metodológico

Na **1ª etapa**, foi realizada a caracterização socioeconômica de João Pessoa, com dados referentes à sua demografia e urbanização, e o uso dos recursos hídricos nos mais diferentes setores.

Na **2ª etapa**, foram selecionados os indicadores de sustentabilidade apoiando-se nos critérios definidos em OCDE (1993):

Com relação à relevância política e à utilidade para os usuários, um indicador ambiental deve:

- fornecer uma imagem representativa das condições ambientais, as pressões sobre o ambiente ou respostas da sociedade;
- ser simples, fácil de interpretar e capaz de mostrar as tendências ao longo do tempo;
- ser sensível às mudanças no ambiente e atividades humanas relacionadas;
- fornecer uma base para comparações internacionais;

- ser de âmbito nacional ou aplicável às questões ambientais regionais de importância nacional;
- ter um valor limiar ou de referência para compará-lo a fim de que os usuários sejam capazes de avaliar o significado dos valores associados.

Em relação à solidez analítica, um indicador ambiental deve:

- ser teoricamente bem fundado em termos técnicos e científicos;
- basear-se em normas internacionais e consenso internacional sobre a sua validade;
- prestar-se a estar ligado a modelos econômicos, previsão e sistemas de informação.

Com relação à mensurabilidade, os dados necessários para dar suporte ao indicador devem ser:

- prontamente disponíveis ou disponíveis em uma relação custo/benefício razoável;
- adequadamente documentados e de qualidade conhecida;
- atualizados em intervalos regulares, de acordo com procedimentos seguros (OCDE, 1993, p. 7).

Três desses critérios são considerados mais importantes na formulação de indicadores para a pesquisa: o fornecimento de uma imagem representativa das condições ambientais; a simplicidade e a facilidade de interpretação e a disponibilidade de dados de boa qualidade.

Nesta pesquisa, os indicadores foram organizados de acordo com o modelo sugerido pela Agência Europeia de Meio Ambiente - EEA (1999) em cinco dimensões: Força Motriz, Pressão, Estado, Impacto, Resposta. A esquematização desse modelo pode ser visualizada na Figura 3.

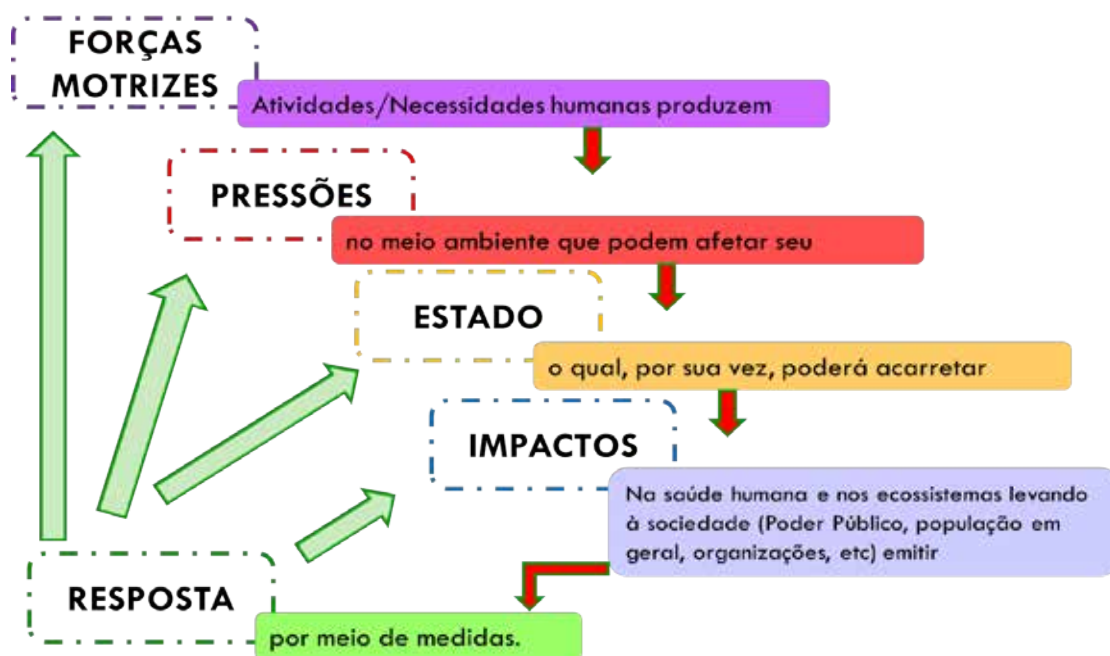


Figura 3: Modelo Força Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta (FPEIR)
 Fonte: OECD (1993); PNUMA (2004); AEE (1999).

A partir do indicador “estado” do modelo, foram selecionados os indicadores de pressão que interferem no estado, e as forças motrizes ou propulsoras para a ocorrência da pressão. Em seguida, foram selecionados os indicadores de impacto, mostrando quais os impactos sofridos decorrentes da força motriz e da pressão humana. Por último, foram selecionados os indicadores de resposta, contendo as medidas existentes para evitar, minimizar ou reparar os problemas ambientais. Tais respostas podem ser direcionadas para uma ou mais dimensões do modelo.

A obtenção dos dados encontra-se na 3ª etapa metodológica. Nesta foram consultados documentos municipais, regionais, nacionais, trabalhos científicos e órgãos gestores para a obtenção dos dados. Após essa coleta de dados, na

4ª etapa, os indicadores foram analisados, com o objetivo de verificar se a gestão dos recursos hídricos, na área de estudo, está sendo realizada de forma a promover a sustentabilidade da bacia, que é o objetivo principal da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH).

Por último, na 5ª etapa, foram identificadas e sugeridas novas estratégias para solucionar ou minimizar os problemas ambientais relacionados aos recursos hídricos na área de estudo.

2.3 Construção do Sistema de Indicadores de Sustentabilidade FPEIR

Considerando os três critérios citados anteriormente, foi construído o quadro FPEIR, mostrado na Figura 4.

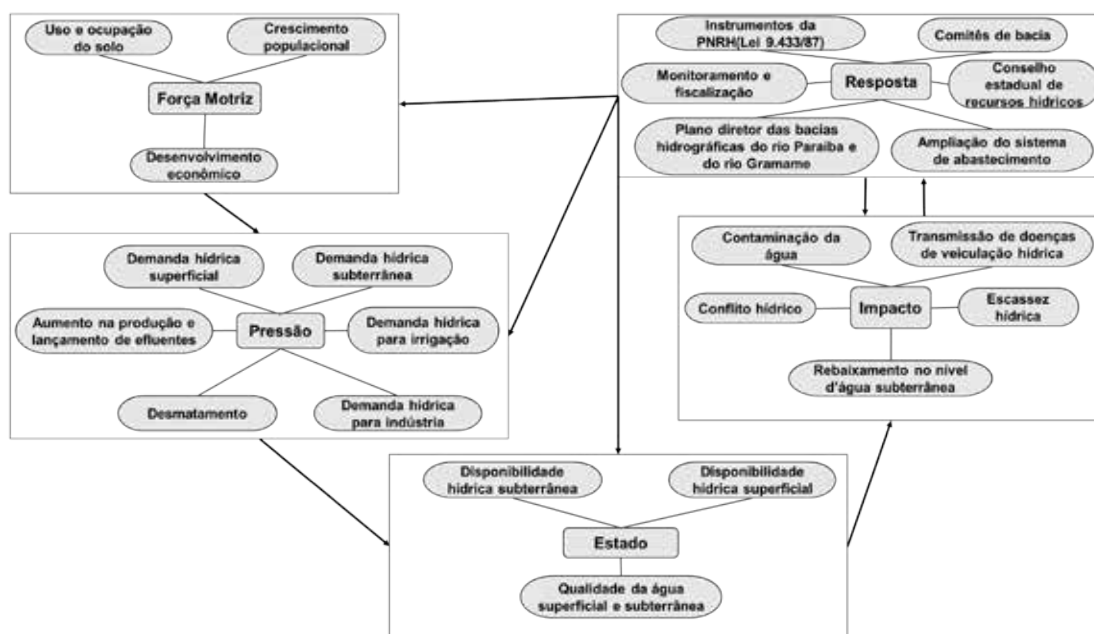


Figure 4: Dimensões com os respectivos indicadores que compõem o Sistema de Sustentabilidade Força Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta para o caso de estudo.

Após a construção do quadro, foi construída outra matriz, apresentada na Figura 5, tendo como ponto de partida o "estado". A partir do indicador de estado, foram selecionados indicadores de pressão, força motriz ou propulsora para a ocor-

rência de pressão e indicadores de impacto, que identificam quais são os impactos decorrentes da força motriz e pressão humana. Finalmente foram selecionados indicadores de resposta, contendo as medidas existentes para evitar, minimizar ou remediar problemas ambientais.

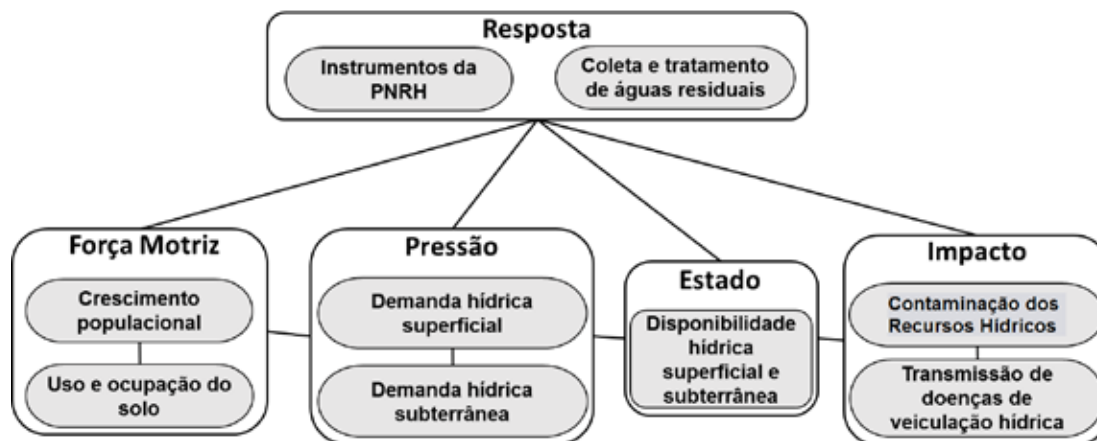


Figura 5: Matriz FPEIR para a dimensão estado "disponibilidade hídrica superficial e subterrânea".

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Indicador de Força Motriz

3.1.1 Crescimento populacional

A população da cidade de João Pessoa cresceu de 597.937 para 723.515 habitantes, no ano de 2000 para o de 2010, sendo 720.785 da zona urbana e 2.730 da zona rural. Teresina, capital do Piauí, e Aracaju, capital do Sergipe, são capitais de mesmo porte de João Pessoa.

Analisando o aumento da população urbana e rural dessas cidades para os anos de 1980,

1991, 2000, 2010 e 2015, pode-se observar que a população urbana de João Pessoa aumentou cerca de 120% nos últimos 30 anos, a de Teresina, cerca de 126%, e a de Aracaju, cerca de 98%. Assim, a capital João Pessoa apresenta um crescimento similar ao de outras capitais do mesmo porte no Brasil.

A capital paraibana possui uma densidade demográfica de 3.421,28 hab/km² e apresenta uma taxa de crescimento decrescente, que pode ser observada na Tabela 2.

Tabela 2: Taxa de crescimento populacional interanual de João Pessoa.

| Cidade | 1980 – 1991 | 1991 - 2000 | 2000 – 2010 |
|-------------|-------------|-------------|-------------|
| João Pessoa | 3,81% | 2,06% | 1,92% |

Fonte: IBGE - Censo Demográfico (1980; 1991; 2000; 2010).

Considerando a Tabela 2, verifica-se que a taxa de crescimento entre 1980 e 1991 aponta para um crescimento mais intenso, com uma taxa superior a 3%. Em contrapartida, na última década, essa taxa foi reduzida para quase a metade. A redução na intensidade de crescimento da população da capital paraibana indica uma condição favorável para a sustentabilidade das bacias na qual a cidade está inserida, visto que um crescimento menos acelerado possibilita aos órgãos gestores tempo e condição para planejar o espaço ocupacional.

3.1.2 *Uso e ocupação do solo*

O Plano Diretor da cidade de João Pessoa é instrumento estratégico para orientar o desempenho dos agentes públicos e privados na produção e gestão do espaço urbano. Ele tem como objetivo garantir o desenvolvimento integrado das funções sociais da cidade, assegurando o uso socialmente justo da propriedade e do solo urbano e preservar, em todo o seu território, os bens culturais, o meio ambiente, bem como, promover o bem-estar da população (JOÃO PESSOA, 2009).

O município de João Pessoa teve a sua área territorial detalhada pelo Relatório Final: Estudo 3 - Crescimento Urbano, do Plano de Ação Sustentável de João Pessoa (JOÃO PESSOA, 2014). Nele foram identificadas áreas homogêneas de crescimento e de classes de análise que forneceram uma classificação do uso e ocupação do solo real. Assim, o município foi dividido em duas áreas integradas: aquelas que são formadas por áreas urbanas e as demais, formada por áreas não urbanas.

De acordo com este Relatório, 70% do território de João Pessoa, cerca de 15.885,17 ha, consiste em áreas urbanas. Destas, 63% são áreas residenciais e 23% são áreas verdes. O restante de 30% do território, cerca de 6.845,89 ha, é composto por áreas não-urbanas, com 3019,48 ha formados por áreas rurais para o desenvolvimento da agricultura.

Nos anos de 1991, 2000 e 2010, a expansão da área urbana foi constante nas porções norte, oeste e central (SOUZA et al., 2016). Em muitas cidades, a expansão da área urbana é feita sem planejamento e de forma inadequada. Isso compromete a sustentabilidade da área, já que muitas vezes a população habita lugares perto de cursos de água, o que pode afetar a qualidade e, respectivamente, a sua quantidade. João Pessoa não foge dessa realidade na medida em que tem habitação inadequada perto do rio Jaguaribe, alternando seu curso de água, bem como a sua qualidade.

3.2 Indicador de Pressão

3.2.1 *Demanda superficial*

A cidade de João Pessoa demanda água, principalmente, de duas bacias diferentes: da Bacia Hidrográfica do rio Gramame e da Região do Baixo Curso do rio Paraíba (RBCRP). Para calcular a vazão de demanda de água superficial, apresentada na Tabela 3, foram consideradas as destinadas aos usuários outorgados, com outorga em andamento e aqueles que apresentam outorga vencida. Essas vazões são destinadas ao abastecimento, irrigação, aquicultura, comercial, industrial e descarga de efluentes.

Tabela 3: Demanda de água superficial outorgada e cadastrada.

| Cidades abastecidas pelas bacias Gramame e RBCRP | Número de usuários cadastrados e outorgados (2015) | | Demanda atendida por água subterrânea 2015 (m ³ /ano) | |
|--|--|-------|--|----------------|
| | Gramame | RBCRP | Gramame | RBCRP |
| João Pessoa | 43 | 102 | 162.053.608,11 | 142.531.961,30 |
| Outras cidades | 93 | 297 | 28.517.441,66 | 183.178.589,05 |
| Total | 136 | 399 | 190.571.049,77 | 325.710.550,35 |

Fonte: AESA (2015). RBCRP = Região do Baixo Curso do Rio Paraíba.

De acordo com a Tabela 3, pode-se observar que a cidade de João Pessoa tem a maior demanda de água. Cerca de 85% da água retirada da Bacia Hidrográfica do rio Gramame destinam-se a satisfazer a demanda de João Pessoa; o restante é destinado às outras seis cidades que são subsidiadas por ela.

Em relação à Região do Baixo Curso do rio Paraíba, a cidade de João Pessoa requer 43,7% da demanda de água dessa região para satisfazer as suas necessidades. Os outros 56,3% são destinados ao atendimento da demanda das outras 26 cidades que são abastecidas por essa região.

Do valor total de 304.585.569,41m³/ano que são retirados das duas bacias para subsidiar as necessidades de João Pessoa, 80.633.224,20 m³/ano se destinam ao abastecimento.

De acordo com Naime (2010), cerca de 80% da água de abastecimento é transformada em esgoto sanitário. Partindo dessa premissa, é possível inferir que 64.506.579,36 m³/ano da água retirada pelos usuários de João Pessoa para abastecimento são transformados em esgoto.

3.2.2 Demanda Hídrica Subterrânea

A água subterrânea para abastecer a cidade de João Pessoa é retirada de poços localizados em diferentes pontos nas duas bacias que abastecem a cidade. Na Tabela 4 tem-se, para João Pessoa e demais cidades da região abastecidas pela Bacia do rio Gramame e pela Região do Baixo Curso do Rio Paraíba, os usuários cadastrados naquelas bacias e suas respectivas demandas que são atendidas por água subterrânea.

Tabela 4: Número de usuários cadastrados e outorgados e suas respectivas demandas hídricas atendidas por água subterrânea.

| Cidades abastecidas pelas bacias Gramame e RBCRP | Número de usuários cadastrados e outorgados (2015) | | Demanda atendida por água subterrânea 2015 (m ³ /ano) | |
|--|--|-------|--|---------------|
| | Gramame | RBCRP | Gramame | RBCRP |
| João Pessoa | 76 | 601 | 15.459.127,26 | 38.138.432,05 |
| Outras cidades | 63 | 179 | 3.531.003,50 | 5.510.630,45 |
| Total | 139 | 780 | 18.990.130,76 | 43.649.062,50 |

Fonte: AESA (2015). RBCRP = Região do Baixo Curso do Rio Paraíba.

Ainda que o volume anual superficial seja maior que o subterrâneo, este apresenta um maior número de usuários nas duas bacias que abastecem João Pessoa. Cerca de 50% dos usuários da Bacia do rio Gramame se utiliza de água subterrânea, sendo que João Pessoa retira 81% do volume anual dessa bacia. O volume retirado pelos usuários outorgados é de 15.265.455,70 m³/ano. O valor de 193.671,56 m³/ano se refere ao volume dos usuários com outorga em andamento. A bacia não apresenta nenhum usuário de água subterrânea com outorga vencida (AESAs, 2015). Assim sendo, a vazão subterrânea demandada é a soma das vazões requeridas pelos usuários outorgados e com outorga em andamento.

Quanto aos usuários subterrâneos da RBCRP, 66% são de João Pessoa. Esses retiram cerca 87% do volume anual desta Bacia. Desse volume, 35.850.337,97 m³/ano é retirado pelos usuários outorgados; 2.279.334,08 m³/ano, pelos usuários com outorga em andamento, e 8.760,00 m³/ano, pelos usuários com outorga vencida.

3.3 Indicador de Estado

3.3.1 Disponibilidade hídrica superficial

A disponibilidade hídrica superficial máxima representa, em volume ou vazão, a maior fração do potencial fluvial que pode ser disponibilizada para uso (PARAÍBA, 2006). O Plano Estadual de Recursos Hídricos adotou como disponibilidade máxima para a Bacia do rio Paraíba o valor de 40% do potencial fluvial. Para a Bacia do rio Gramame, a disponibilidade máxima foi adotada como 50% do potencial fluvial.

A Tabela 5 apresenta um balanço hídrico negativo, pois a demanda foi superior à disponibilidade máxima das bacias em estudo, o que reflete negativamente para a sua manutenção sustentável.

Tabela 5: Disponibilidade máxima superficial, demanda hídrica e balanço hídrico para 2015.

| Bacias | Disponibilidade máxima (m ³ /ano) | Demanda 2015 | RBCRP |
|---------|--|----------------|----------------|
| Gramame | 179.760.000 | 190.571.049,77 | -10.811.049,77 |
| RBCRP | 317.570.000 | 325.710.550,35 | -8.140.550,35 |
| Total | 497.330.000 | 516.281.600,12 | -18.951.600,12 |

Fonte: Paraíba (2006); AESA (2015).

O balanço hídrico deficitário apresentado na Tabela 5 tem consequências, também, para o aspecto qualitativo das bacias estudadas. A redução das vazões dos rios provoca uma menor capacidade de autodepuração para os corpos hídricos envolvidos.

3.3.2 Disponibilidade hídrica subterrânea

A Tabela 6 mostra um balanço hídrico positivo. A demanda atendida por água subterrânea foi in-

ferior à disponibilidade máxima subterrânea oferecida pelas bacias. Entretanto, como os dados do PERH-PB (PARAÍBA, 2006) são antigos, não é possível inferir sobre as atuais condições de disponibilidade hídrica das bacias em estudo. Isso ressalta a necessidade da atualização periódica desses dados.

Tabela 6: Disponibilidade máxima subterrânea e demanda hídrica de 2015.

| Bacias | Disponibilidade máxima (m ³ /ano) | Demanda 2015 | RBCRP |
|---------|--|---------------|---------------|
| Gramame | 67.960.080 | 18.990.130,76 | 48.969.949,24 |
| RBCRP | 60.013.008 | 43.649.062,50 | 16.363.945,50 |
| Total | 127.973.088 | 62.639.193,26 | 65.333.894,74 |

Fonte: PARAÍBA, (2006); AESA, (2015).

3.4 Indicador de Impacto

3.4.1 Contaminação dos Recursos Hídricos

Os recursos hídricos das bacias estudadas mostram alteração na sua qualidade. Alguns rios da RBCRP sofrem com a interferência das atividades antrópicas, principalmente pela urbanização desordenada e pelo lançamento clandestino de esgotos sanitário, doméstico e industrial. Um exemplo dessa degradação é o rio Cuiá, que anteriormente era enquadrado na classe 1 e 2, segundo a resolução CONAMA 357/2005 que classifica as águas superficiais doces, salobras e salinas do Território Nacional, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes.

Medeiros (2012) analisou a qualidade da água do rio Cuiá, após comparar com os limites estabelecidos na resolução CONAMA 357/2005, concluiu que o rio possui uso limitado por estar na classe 4, podendo ser utilizado principalmente para harmonia paisagística e navegação. As águas subterrâneas da RBCRP demonstraram comprometimento da sua qualidade e essa contaminação se dá, principalmente, pela presença de coliformes totais e *Escherichia coli* nas águas dos poços (MEDEIROS, 2012). Essa contaminação impede o seu uso para consumo humano sem tratamento adequado.

A bacia do Rio Gramame vem sendo degradada com o lançamento de efluentes das fábricas do distrito industrial de João Pessoa desde a década de 80. Esses efluentes e seus componentes químicos, dentre os quais alguns metais pesados, somados aos efluentes domésticos, seriam

os maiores responsáveis pela degradação desse ecossistema (GARCIA et al., 2008).

Lira (2011), utilizando os dados da SUDEMA-PB em 2010, avaliou a qualidade da água dos rios Gramame, Mumbaba e Mussuré. Esses rios são afetados pelas cargas poluidoras, oriundas principalmente do Distrito Industrial. O riacho Mussuré, por atravessar o Distrito Industrial de João Pessoa, recebe sua carga poluidora. O rio Mumbaba e o rio Gramame, a jusante do reservatório Gramame-Mamuaba, sofrem degradação da sua qualidade ao entrar em contato com o riacho Mussuré, mudando o seu enquadramento de classe 2 para a classe 3.

Em relação às águas subterrâneas, de acordo com Targino (2012), os valores de nitrato encontrados nos poços acima do máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 396/2008 e a Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde são reflexos da utilização excessiva de agrotóxicos e fertilizantes à base de nitrogênio, principalmente os utilizados no cultivo de cana-de-açúcar e abacaxi. Tais poços estão localizados na Região do Alto Curso da Bacia do rio Gramame, no qual a utilização desses produtos é mais intensa (TARGINO, 2012). Esses produtos entram em contato com as águas superficiais por escoamento e/ou infiltração e acabam por atingir o lençol subterrâneo. Dessa forma, a contaminação da Bacia do rio Gramame ocorre devido aos processos industriais e às atividades agrícolas desenvolvidas na área ou na região próxima à bacia. Assim, esse indicador mostra que é necessário que as autoridades e órgãos competentes monitorem a qualidade da água e desenvolvam medidas para a sua melhoria.

3.4.2 Transmissão de doenças de veiculação hídrica

A DATASUS (dados de 2010 a 2015) registrou na cidade de João Pessoa casos de doenças de veiculação hídrica como a febre tifoide e paratifoide,

de, diarreia e gastroenterite, amebíase e cólera. Não há informações sobre a giardíase e hepatite A. A Figura 6 mostra os casos registrados em João Pessoa de doenças de veiculação hídrica de janeiro de 2010 a novembro de 2015.

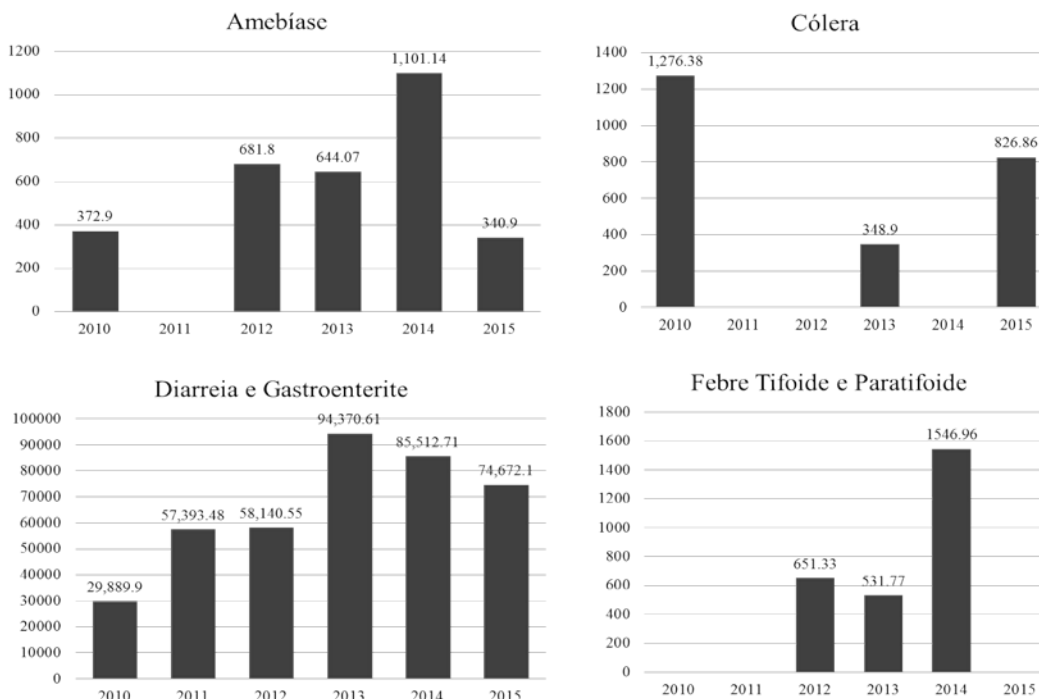


Figura 6: Número de casos registrados de doenças de veiculação hídrica
 Fonte: DATASUS, 2010 a 2015.

A DATASUS não apresenta o número de ocorrências dessas doenças em alguns anos, principalmente no ano de 2011, como se pode visualizar na Figura 6. João Pessoa apresentou um maior número de ocorrência das doenças amebíase e a febre tifoide e paratifoide no ano de 2014, sendo que a amebíase apresentou uma grande redução em 2015. Ambas as doenças são transmitidas pelas descargas do intestino que contaminam as mãos, as roupas e os alimentos, e se são lançadas sem tratamento em corpos d'água podem contaminá-los e, assim, infectar outras pessoas.

A população de João Pessoa apresentou um maior número de casos de diarreia e gastroenterite no ano de 2013, tendo uma leve redução nos anos seguintes. A incidência dessas doenças é maior em locais onde a população não tem acesso à água encanada e tratamento, rede de esgoto, e/ou destino adequado para os resíduos sólidos.

João Pessoa, apesar de ter apresentado uma redução na ocorrência desses casos nos anos de 2010 para 2013, registrou aumento de casos em 2015. Isso pode ter ocorrido devido a um déficit na qualidade dos serviços básicos de saneamento, uma

vez que os efluentes domésticos, se lançados nos corpos receptores sem tratamento, podem contaminá-los e infectar os seus usuários.

A incidência desses casos pode servir como um indicador da qualidade de saneamento básico da cidade. A deficiência do sistema de abastecimento de água faz os usuários buscarem por outras fontes de água de qualidade duvidosa. Para esse aspecto, a região se mostra com baixo grau de sustentabilidade.

3.5 Indicador de Resposta

3.5.1 Instrumentos da PNRH

Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH)

O PERH foi conduzido pela AESA, sendo iniciado em 2003 e concluído 2006. O plano é um instrumento muito importante para a gestão dos recursos hídricos. O PERH-PB apresentou diagnóstico, considerou as vocações e potencialidades das bacias hidrográficas, estabeleceu cenários de planejamento assim como definiu programas (PARAÍBA, 2006).

Enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água

O enquadramento é outro instrumento de gestão da PNRH de 1997. Ele estabelece o nível de qualidade a ser alcançado ou mantido ao longo do tempo, buscando, assim, assegurar à atual e às futuras gerações a disponibilidade de água necessária para desenvolver as suas atividades em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos. O enquadramento busca “assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas” e “diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes” (BRASIL, 1997, Art. 9º).

A proposta de enquadramento dos corpos d'água deve ser feita mediante estudos dos critérios estabelecidos nas resoluções CONAMA nº 357/2005, alterada pela Resolução nº 410/2009 e pela nº 430/2011 para as águas superficiais. Deve considerar, também, as resoluções CONAMA nº 396/2008 e CNRH nº 91/2008, para as águas subterrâneas.

Na Paraíba, é a SUDEMA (Superintendência de Administração do Meio Ambiente), vinculada à SERHMACT (Secretaria de Estado dos Recursos Hídricos, do Meio Ambiente, e da Ciência e Tecnologia), a entidade responsável pelo enquadramento dos rios de domínio do estado. O mapa atual de enquadramento dos corpos hídricos do estado da Paraíba foi construído em 2013 com a participação da AESA.

Outorga dos direitos de uso de recursos hídricos

A outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos é um instrumento no qual o poder público confere ao interessado, seja público ou privado, o direito de usar privativamente os recursos hídricos. Esse instrumento tem por objetivo garantir o controle qualitativo e quantitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água pela população (BRASIL, 1997).

As outorgas podem ser concedidas em nível estadual para corpos hídricos de domínio do Estado e em nível federal para corpos hídricos de domínio da União. A ANA (Agência Nacional de Águas) é o órgão expedidor da outorga de direitos de uso em corpos hídricos de domínio da União. No caso do estado da Paraíba, a AESA é o órgão que confere a outorga ao usuário de água, sendo definida na Lei nº 6.308/96 (alterada pela Lei nº 8.446/07) e regulamentada pelo Decreto Estadual nº 19.260/97.

Quanto às prioridades de uso, para concessão da outorga, em seu artigo 12, o Decreto estabelece a seguinte ordem: o abastecimento doméstico, resultante de um serviço específico de fornecimento da água; o abastecimento coletivo especial, compreendendo hospitais, quartéis, presídios, colégios, etc.

[Cobrança pelo uso de recursos hídricos](#)

A cobrança pelo uso da água bruta tem por objetivo “reconhecer a água como bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor, incentivar a racionalização do uso da água” e, além disso, “obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos” (BRASIL, 1997, art. 19).

Em 2008, os Comitês de Bacia Hidrográfica (CBHs) das bacias em estudo (CBH-PB e CBH-Litoral Sul) assinaram as suas deliberações sobre a cobrança pelo uso da água bruta definindo critérios, mecanismos e valores a serem cobrados. O Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH), com base nas deliberações dos comitês estaduais, emitiu a Resolução CERH nº 11/11 sobre a cobrança. Em seguida foi encaminhada à Casa Civil, a proposta de Decreto para regulamentação da cobrança pelo uso da água bruta de domínio do Estado da Paraíba (AESA, 2011; RIBEIRO, 2012). Esse Decreto foi aprovado em 14 de dezembro de 2012 (Decreto Estadual nº 33.613/12).

[3.5.2 Coleta e tratamento das águas residuais e outras medidas](#)

A Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA é responsável pelo tratamento dos efluentes domésticos de João Pessoa. Esse tratamento busca remover material sólido, exterminar microrganismos patogênicos e reduzir as substâncias químicas, diminuindo, assim, o risco de contaminação nos corpos receptores pelo lançamento desses efluentes. A Figura 7 mostra o volume de água consumido e o volume de esgoto coletado e tratado pela CAGEPA no município de João Pessoa.

Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS, a cidade de João Pessoa apresentou, no ano de 2013, uma proporção de esgotos coletados e tratados de 59,12%. Já em 2014, esse valor aumentou para 66,86%. Dessa forma, 40,88% de esgoto gerado, para o ano de 2013 e recentemente 33,14% em 2014, são lançados in natura nos corpos de água receptor.

O sistema de esgotamento sanitário de João Pessoa está dividido entre a Bacia do Paraíba, no Baixo Curso, que recebe cerca de 70% do esgoto produzido na cidade, e na Bacia do rio Paratibe/Cuiá, que atende os 30% restantes. Dessa forma, a bacia responsável por parte da demanda também é a que recebe seus efluentes, estando estes relacionados à degradação da qualidade dos seus mananciais.

Essa situação aponta fatores negativos para a sustentabilidade das bacias em foco, uma vez que o esgoto é um grande agente poluidor de água, tanto superficial como subterrânea. A qualidade da água subterrânea, uma vez degradada, é de difícil recuperação.

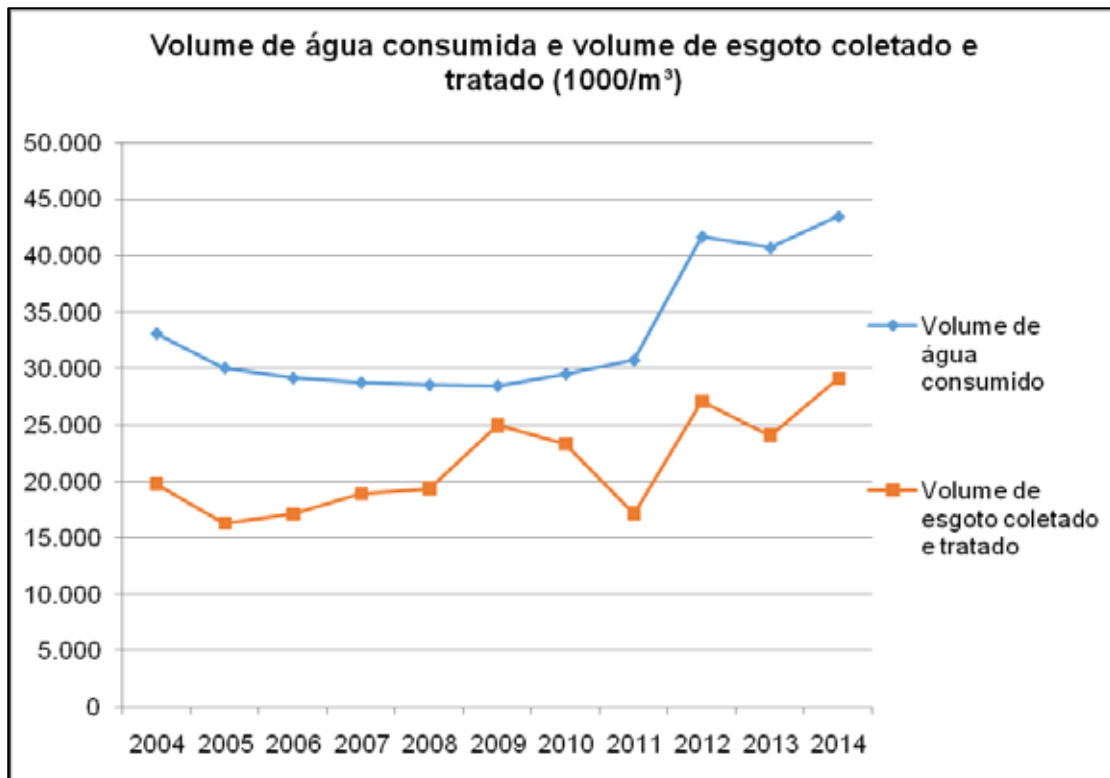


Figura 7: Volume de água consumida, volume de esgoto coletado e tratado em João Pessoa em 10 anos.

Fonte: SNIS (2004; 2005; 2006; 2007; 2008; 2009; 2010; 2011; 2012; 2013; 2014).

Os dados mostram que essa resposta não é satisfatória para a sustentabilidade da bacia, já que apenas cerca de 66% do esgoto gerado é coletado e tratado. É necessário melhorar o processo de coleta e tratamento das águas residuais, ampliando o sistema de esgotamento sanitário, em busca de reduzir o volume de esgoto lançado sem tratamento no corpo receptor. Nesse contexto, algumas medidas podem ser citadas: gestão da demanda de água, controle de perda e ligações clandestinas, medição individualizada do consumo de água, uso de fontes alternativas de abastecimento.

3.6 Sugestão de Medidas de Resposta

A referida pesquisa limitou-se a sugerir medidas de resposta voltadas apenas aos recursos hídricos especificamente. Nesta, foram sugeridas seis

medidas de resposta (listadas abaixo), sendo que as três primeiras medidas de resposta sugeridas buscam reduzir os problemas dos recursos hídricos em termos quantitativos e qualitativos e as outras três medidas de resposta procuram minimizar e/ou evitar os problemas referentes aos recursos hídricos.

- Manutenção dos sistemas de abastecimento;
- Realizar estímulos fiscais para redução de consumo de água e adoção de novos instrumentos tecnológicos;
- Ampliação do sistema de esgotamento sanitário;
- Melhorar e executar a fiscalização, controlando as vazões outorgadas;

- Aplicação dos instrumentos de gestão estabelecidos pela Lei Nacional nº 9.433/1997 e Lei Estadual nº 6.308/1996; e
- Promoção da educação ambiental nas escolas.

4 CONCLUSÃO

A gestão eficiente dos recursos hídricos é primordial para garantir água de boa qualidade e em quantidade suficiente para atender às necessidades da população das bacias hidrográficas. Essa garantia é um fator limitante no processo de planejamento e desenvolvimento urbano sustentável. Para promover tal gestão, os tomadores de decisão precisam de suporte, o qual pode ser provido por meio de ferramentas e tecnologias. A utilização de um sistema de indicadores de sustentabilidade como o FPEIR, foco desta pesquisa, é uma ferramenta que pode ser utilizada como suporte à decisão dos gestores, uma vez que permite a obtenção e agregação de informações.

A metodologia aplicada, Sistema de Indicadores de Sustentabilidade FPEIR, fornece uma abordagem mais ampla do que a PER e PEIR, uma vez que permite uma visão dos problemas ambientais por cinco dimensões diferentes. Utilizando essa ferramenta, foi possível identificar as principais forças motrizes e as pressões exercidas pelas atividades humanas na área de estudo; verificar o estado atual dos recursos hídricos; identificar os impactos sobre tais recursos (nas suas fases, superficial e subterrânea) e constatar as respostas existentes aos impactos identificados. Esse modelo auxiliou, também, na definição de novas estratégias de resposta aos problemas da bacia.

De acordo com a análise dos resultados, pode-se verificar que os indicadores de uso e ocupação do solo e demanda hídrica superficial exercem alta pressão sobre os recursos hídricos das bacias em estudo. Uma vez que afetam, principalmente, a quantidade e a qualidade dos recursos hídricos.

Há, por exemplo, desequilíbrio do balanço entre oferta de águas superficiais e demanda.

Em relação ao estado da bacia, ela apresenta uma disponibilidade superficial inferior à demandada. Tal situação age como força propulsora para a degradação da qualidade da água nos mananciais, já que, quanto menor a vazão, menor a capacidade de depuração. Isso pode provocar a contaminação pelo lançamento de esgoto, o que leva ainda, à geração de conflitos. A disponibilidade subterrânea mostra-se suficiente para subsidiar as demandas exigidas.

A dimensão impacto indica que os recursos hídricos estão sofrendo com a contaminação. Essa situação é motivo de preocupação, pois afeta a sustentabilidade das bacias, já que esse recurso está sofrendo redução da quantidade e qualidade.

O indicador de coleta e tratamento de águas residuais surge como resposta aos problemas causados pelo lançamento de efluente nos corpos d'água receptores. Há a necessidade de expansão e melhoramento no tratamento dos efluentes.

Após a aplicação do sistema de sustentabilidade FPEIR, pode-se verificar que a população de João Pessoa exerce notável pressão sobre os recursos hídricos das bacias em estudo em ambos os aspectos: qualitativo e quantitativo. Evidencia-se a necessidade de serem executadas ações que possam reverter essa situação. Algumas dessas ações, as respostas, foram discutidas neste artigo.

5 AGRADECIMENTOS

Esta pesquisa foi desenvolvida no âmbito do Projeto BRAMAR (financiado pela FINEP/CT-HIDRO e, também, com apoio do CNPq). A primeira autora recebeu bolsa de estudos da CAPES para realizar mestrado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da UFCG. As autoras agradecem a todas as instituições mencionadas.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AESA - Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. **Arquivo shapefile**. <<http://www.aesa.pb.gov.br/geoprocessoamento/geoportall/shapes.html>>. Acesso em: mai. 2016.
- AESA - Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. **Cobrança pelo uso da água bruta no Estado da Paraíba**, 2011.
- AESA - Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. **Dados dos usuários cadastrados da Bacia Hidrográfica do rio Gramame e da Região do Baixo Curso do rio Paraíba de novembro de 2015**. João Pessoa, 2015.
- BAKKER, K. Water security: research challenges and opportunities. *Science*, v. 337, n. 6097, p. 914-915, 2012.
- BRASIL. **Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997**: institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, 1997.
- CAMPOS, M. V. C. V.; RIBEIRO, M. M. R.; VIEIRA, Z. C. L. A gestão de recursos hídricos subsidiada pelo uso de indicadores de sustentabilidade. *Revista Brasileira de Recursos*, v.19, n. 2, p. 209-222, 2013.
- CHUNG, E. S.; LEE, K. S. Prioritization of water management for sustainability using hydrologic simulation model and multicriteria decision making techniques. *Journal of Environmental Management*, v. 90, p.1502-1511, 2009.
- CNUMAD - Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. **Agenda 21 global**: capítulo 40 - informação para a tomada de decisões. 1992. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/agenda-21-global>>. Acesso em: jul 2015.
- DATASUS - Tecnologia da Informação a Serviço do SUS. **Número de casos registrados pelo SUS em João Pessoa de doenças de veiculação hídricas**, 2015. Disponível em: <<http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/deftohtm.exe?sih/cnv/nrPB.def>>. Acesso em: dez. 2015.
- EEA - **European Environment Agency. Environmental indicators: Typology and overview**. Technical report N° 25. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities, 1999.
- FRIENDS, A; RAPPORT, D. **Towards a comprehensive framework for environmental statistics: a stress-response approach**. [S. l.]: Statistics Canada, 1979.
- GARCIA, L.; NUNES, E. M.; CORDEIRO, A. M. R.; MONTEIRO, L. L. C. Os efeitos da contaminação do rio Gramame na vida e na dinâmica das comunidades tradicionais e remanescente de quilombos. **In: Anais do Conhecimento Em Debate João Pessoa: UFPB**. 2008. Versão eletrônica.
- GRANEK, E. F.; et al. Ecosystem services as a common language for coastal ecosystem-based management. *Conservation Biology*, v. 24, p. 207-216, 2010.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Dados censitários, 1980, 1991, 2000, 2010**. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=6&uf=00>>. Acesso em: out. 2015.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **População estimada 2015**. IBGE- DPE-COPIS, 2015.
- JOÃO PESSOA. **Plano de Ação João Pessoa Sustentável**. Diagnóstico: mudanças climáticas, riscos naturais e crescimento urbano em cidades emergentes sustentáveis – Estudo 3: Crescimento Urbano, 2014.
- JOÃO PESSOA. **Plano diretor da cidade de João Pessoa – PB**, 2009.
- JUN, K. S.; CHUNG, E.; SUNG, J.; LEE, K. S. Development of spatial water resources vulnerability index considering climate change impacts. *Science of the Total Environment*, v. 409, p. 5228-5242, 2011.
- LIRA, N. B. **Relação entre a precipitação pluviométrica e a qualidade de água da bacia do rio Gramame**, 2011.44 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Departamento de Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal da Paraíba, UFPB, João Pessoa, 2011.
- LU X. C.; ZHANG J. Q.; LI X. Z. Geographical information system-based assessment of ecological security in Changbai mountain region. *Journal of Mountain Science*, v. 11 n.1, p. 86-97, 2014.
- MEDEIROS, C. M. **Proposta para o enquadramento das águas subterrâneas na bacia sedimentar do baixo curso do rio Paraíba**, 2012. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal De Campina Grande, UFCG, Campina Grande, 2012.
- NAIME, R. **Metodologia básica de elaboração de estudos de saneamento básico municipal**: Conceitos básicos, procedimentos unitários e processos de gestão integrada. São Leopoldo, 2010.
- OCDE - Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico. **OECD core set of indicators for environmental performance reviews. A synthesis report by the Group on the State of the Environment**. Environment monographs, 1983. Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico, Paris, 1993.
- PARAÍBA. **Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH-PB)**. Relatório Final, 2006.
- PIRES, A. L. **Análise da vulnerabilidade ambiental de bacias hidrográficas do litoral sul Paraibano**, 2015. 173 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal da Paraíba, UFPB, João Pessoa, 2015.

PIRES, A.; MORATO, J.; PEIXOTO, H.; BOTERO, V.; ZULUAGA, L.; FIGUEROA, A. Sustainability assessment of indicators for integrated water resources management. **Science of the Total Environment**, v. 578, P. 139-147, 2017.

PNUMA - Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. **Metodologia para a elaboração de relatórios GEO Cidades: Manual de Aplicação**. México: PNUMA/ UN-Habitat/MMA/ISER// IBAM/REDEH, 2004.

PNUMA - Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. **Projeto Geo Cidades: relatório ambiental urbano integrado - Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: PNUMA/MMA/IBAM/ISER/REDEH, 2007.

RIBEIRO, M. A. F. M. **Participação pública em gestão de recursos hídricos: Uma análise do caso Paraibano**, 2012. 187 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal De Campina Grande, UFCG, Campina Grande, 2012.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos serviços de água e esgotos, (2004-2014)**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos>>. Acesso em: ago. 2015.

SOUZA, J. A.; RIBEIRO, M. M. R.; VIEIRA, Z. M. C. L. Gestão das águas subterrâneas no estado da paraíba: proposta de modelos de cobrança. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.15, p.121-132, 2010.

SOUZA, J. F.; SILVA, R. M.; SILVA, A. M. Influência do uso e ocupação do solo na temperatura da superfície: o estudo de caso de João Pessoa - PB. **Revista Ambiente Construído**. v. 16, n.1, 2016.

SUN, S.; WANG, Y.; LIU, J.; CAI, H.; WU, P.; GENG, Q.; XU, L. Sustainability assessment of regional water resources under the DPSIR Framework. **Journal of Hydrology**, v. 532, p. 140-148, 2016.

TARGINO, D. F. **Análise espaço-temporal da qualidade da água subterrânea da Bacia do rio Gramame/PB**, 2012.128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana e Ambiental). Universidade Federal da Paraíba, UFPB, João Pessoa, 2012.

WALMSLEY, J. J. Framework for measuring sustainable development in catchment **Systems. Environmental Management**, v. 29, n. 2, p. 195-206, 2002.

Fármacos em águas residuárias: efeitos ambientais e remoção em wetlands construídos

Pharmaceuticals in wastewater: environmental effects and removal in constructed wetlands

- **Data de entrada:**
10/09/2017
- **Data de aprovação:**
23/04/2018

Ronaldo Kanopf de Araújo* | Delmira Beatriz Wolff | Elvis Carissimi

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.039>

Resumo

Diariamente, poluentes emergentes são lançados em corpos hídricos, tais como fármacos liberados pela urina, e não são removidos totalmente nos processos convencionais de tratamento de águas residuárias, levando à necessidade de estudos aprofundados para melhorias nas estações de tratamento de esgoto. A dipirona, o diclofenaco e o paracetamol são fármacos utilizados em larga escala no mundo como anti-inflamatórios, analgésicos e antipiréticos. No Brasil, esses medicamentos podem ser adquiridos com custo baixo e sem prescrição médica nas farmácias. O lançamento desses poluentes emergentes pode acarretar danos à saúde humana e à biota aquática. Dessa forma, tem-se como objetivo apresentar uma revisão de literatura sobre a remoção de dipirona, diclofenaco e paracetamol em sistemas de tratamento de esgoto do tipo wetlands construídos. Observou-se que wetlands construídos podem remover fármacos tão bem quanto estações convencionais, como lagoas ou lodos ativados, devido à coexistência de diferentes condições físico-químicas, com rotas de degradação tanto aeróbicas como anaeróbicas. A ausência de estudos aprofundados que comparem a remoção de dipirona, diclofenaco e paracetamol em diferentes processos de tratamento ainda não permite indicar a tecnologia mais eficiente. Wetlands construídos são sistemas conhecidamente eficientes na remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, podendo ser aplicados para o tratamento descentralizado. Novas pesquisas têm mostrado que esses sistemas podem também remover fármacos, com elevadas eficiências, tanto em configurações de fluxo hidráulico horizontal como vertical, de forma a minimizar as concentrações desses poluentes em corpos hídricos. A possibilidade de aplicação de sistemas naturais de tratamento de esgotos que possam remover poluentes emergentes biologicamente coloca os WC em destaque em comparação com outras tecnologias, em especial no Brasil, onde ainda não foi explorado todo o seu potencial nos municípios e pequenas comunidades. **Palavras-chave:** Anti-inflamatórios. Microcontaminantes. Saneamento ambiental. Filtro plantado com macrofitas. Wetland construído.

Ronaldo Kanopf de Araújo – Doutorando em Engenharia Civil - Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela Universidade Federal de Santa Maria.

Delmira Beatriz Wolff – Doutora em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina. Professora Adjunta do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria.

Elvis Carissimi – Doutor em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria.

***Endereço para correspondência:** Universidade Federal de Santa Maria, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Avenida Roraima, n. 1000, Prédio 10, CEP 97105-900, Santa Maria-RS. Telefone: (55) 3220-9631. E-mail: ronaldo.kanopf@gmail.com.

Abstract

Emerging pollutants are daily released into water bodies, such as pharmaceuticals released by urine, and are not completely removed in conventional wastewater treatment processes, leading to the need for in-depth studies for improvements in sewage treatment plants. Dipyrrone, diclofenac and paracetamol are widely used drugs in the world as anti-inflammatories, analgesics and antipyretics. In Brazil, these medicines can be purchased at low cost and without prescription in pharmacies. The release of these emerging pollutants can lead to damage to human health and aquatic biota. The aim of this study was to present a literature review on the removal of dipyrrone, diclofenac and paracetamol in wetlands sewage treatment systems. It has been observed that constructed wetlands can remove drugs as well as in conventional stations, such as ponds or activated sludge, due to the coexistence of different physicochemical conditions, with both aerobic and anaerobic degradation routes. The lack of in-depth studies comparing the removal of dipyrrone, diclofenac and paracetamol in different treatment processes does not yet indicate the most efficient technology. Constructed wetlands are systems known to be efficient in the removal of carbonaceous and nitrogenous organic matter and can be applied for decentralized treatment. New research has shown that such systems can also remove drugs with high efficiencies in both horizontal and vertical hydraulic flow configurations in order to minimize the concentrations of these pollutants in water bodies. The possibility of applying natural sewage treatment systems that can remove biologically emergent pollutants makes WCs stand out in comparison to other technologies, especially in Brazil, where it has not yet been fully exploited in municipalities and small communities.

Keywords: Anti-inflammatory. Microcontaminants. Environmental sanitation. Filter planted with macrophytes.

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, o serviço de tratamento de esgotos apresenta um déficit muito grande, em todo o território nacional. O saneamento básico é um direito assegurado pela Constituição Federal e definido pela Lei nº. 11.445/2007 (BRASIL, 2007), como o conjunto dos serviços, infraestrutura e instalações operacionais de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana, drenagem urbana, manejos de resíduos sólidos e de águas pluviais.

O despejo de efluentes sem tratamento ou parcialmente tratados pode acarretar uma série de problemas de saúde à população. A necessidade de melhorias no tratamento de esgoto doméstico deve englobar, além da remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, novos poluentes que são diariamente lançados em corpos hídricos, como os fármacos. Esses poluentes são liberados na urina após o uso de medicamentos e não são removidos totalmente nos processos convencionais de tratamento de

águas residuárias, o que leva à necessidade de estudos aprofundados e divulgação para melhorias nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) (LUO et al., 2014).

Pesquisas têm documentado que muitos produtos químicos e seus constituintes, que historicamente não eram considerados contaminantes, estão presentes no ambiente em escala global, em águas superficiais e subterrâneas (MOMPELAT et al., 2009; DAUGHTON, 2010; JELIC et al., 2011). Tais poluentes emergentes podem estar presentes em águas residuárias municipais, da agricultura e industriais. Uma vez que essas substâncias foram reconhecidas recentemente como contaminantes, passa a ocorrer uma mudança de pensamento na forma como são produzidas e descartadas como resíduo. Poluentes emergentes estão relacionados a contaminantes não regulamentados, que podem ser candidatos a regulamentação futura dependendo da pesquisa sobre os efeitos potenciais para a saúde e os resultados do monitoramento da sua ocorrência.

cia. Estão incluídos surfactantes, produtos farmacêuticos, produtos de cuidados pessoais, desreguladores endócrinos, drogas ilícitas e muitos outros grupos de compostos químicos (VERLICCHI et al., 2010).

As ETEs municipais são o principal ponto de lançamento de fármacos no ambiente aquático (KOLPIN et al., 2002; JOSS et al., 2005; Zorita et al., 2009). Diversos estudos indicam que a eliminação de medicamentos dos esgotos municipais é incompleta (TERNES, 1998; CARBALLA et al., 2004; WRITER et al., 2013). A eficiência de remoção de fármacos é fortemente dependente do tipo de tecnologia utilizada nas ETEs (KASPRZYK-HORDERN et al., 2009). O termo “emergentes” se deve ao fato de que as pesquisas nessa área são relativamente recentes, iniciadas no final da década de 1990. Ainda não há legislação ambiental específica que regule a presença desses compostos nos recursos hídricos no Brasil. Os parâmetros de potabilidade da água são determinados pela Portaria de Consolidação n. 5 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2017). Essa norma prevê as concentrações permitidas para várias substâncias químicas que representam risco à saúde, incluindo uma diversidade de agrotóxicos e pesticidas. Não há, entretanto, qualquer previsão para fármacos. Em nível mundial a situação é a mesma, não havendo legislação voltada ao controle do lançamento dos fármacos nos esgotos.

O Brasil está entre os cinco maiores consumidores de medicamentos no mundo e ainda há uma tendência de crescimento neste mercado atrelado à previsão de duplicação do percentual de idosos na população até 2025 (ERBE, 2014). Embora as concentrações desses poluentes, tipicamente encontradas em amostras ambientais, sejam baixas para serem, só por si, consideradas preocupantes à saúde humana, uma enorme variedade de compostos já foi detectada. Assim, há possibilidade de ocorrerem efeitos cumulativos e simultâneos das suas concentrações, associa-

da ao grande potencial de interação bioquímica devido à própria natureza destes compostos; isso é motivo de grande preocupação e tema de diversos trabalhos de investigação (DOLAR et al., 2012; DORDIO e CARVALHO, 2013; DORDIO et al., 2009; HUSSAIN et al., 2012; QIANG et al., 2013; SANTOS et al., 2013). Assim, as implicações resultantes da descarga de fármacos no ambiente aquático indicam a necessidade de encontrar processos complementares ou alternativos eficientes e economicamente viáveis. Devido à existência de outros tipos de contaminação que não havia ou não se conhecia há poucos anos, hoje há a necessidade de inclusão de poluentes emergentes em programas de monitoramento ambiental e nas normativas ou legislações de controle ambiental.

As ETEs convencionais são uma das principais fontes de lançamento de fármacos, seus metabólitos e produtos de transformação no meio aquático, uma vez que muitos desses compostos não são totalmente removidos pelos processos convencionais de tratamento neles utilizados (GAO et al., 2012; TROJANOWICZ, 2012; VIENO et al., 2007). Isso ocorre porque essas estações geralmente não são equipadas para o tratamento de compostos como os fármacos, visto que foram dimensionadas com o objetivo principal de remover compostos biodegradáveis facilmente ou moderadamente (VERLICCHI et al., 2012).

Nas ETEs convencionais, as principais etapas realizadas para a remoção de contaminantes envolvem etapas de tratamento primário e secundário, com a eliminação de sólidos grosseiros; adsorção em sólidos suspensos, sedimentação ou coagulação; biodegradação aeróbica, por meio de lodo ativado ou filtro biológico, e/ou biodegradação anaeróbica, por meio de reator anaeróbio de fluxo ascendente, RAFA (ou UASB, do inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). O tratamento terciário, mais avançado, restringe-se à degradação química por processos de hidrólise

ou nitrificação e, por fim, a desinfecção. Essas plantas são eficientes para a descontaminação microbiológica e remoção de quantidades elevadas de nutrientes, os maiores responsáveis pelos processos de eutrofização de um corpo d'água. Porém algumas substâncias não são efetivamente removidas do esgoto após o tratamento, devido a suas propriedades físico-químicas (por exemplo, alta solubilidade) e, assim, permanecem no efluente final. Após o tratamento, o efluente líquido é descartado em sistemas de águas naturais, enquanto o material sólido pode ser utilizado para fertilização e/ou condicionamento de solos agricultáveis, neste caso, os contaminantes presentes no lodo de esgoto aplicado ao solo (PESSOA et al., 2014; REEMTSMA et al., 2006; LUO et al., 2014, MONTAGNER, VIDAL, ACAYABA, 2017).

Pouco se sabe sobre o potencial efeito ecotoxicológico de fármacos e seus metabólitos, o que torna importantes os estudos de eficiência de remoção em diversos tipos de processos de tratamento de águas residuárias (LEE et al., 2013). Sabe-se que o lançamento de efluentes com baixas concentrações de fármacos pode provocar efeitos ecotoxicológicos em corpos hídricos (HENRY e BLACK, 2008; MUÑOZ et al., 2009). De acordo com Guerrero-Preston e Brandt-Rauf (2008), a mistura de compostos farmacêuticos, em concentrações na ordem de ng.L-1, inibe o crescimento in vitro de células embrionárias de rim humano.

Outro importante ponto a ser destacado é a ausência de estudos considerando um longo tempo de exposição da população aos poluentes. Os principais estudos toxicológicos são o crescimento, a sobrevivência, a reprodução e a imobilização de espécies, enquanto estudos entre gerações e níveis de população são esparsos. Isso demonstra que há falta de dados de tempos de exposição relativamente longos em organismos que não são o alvo biológico do fármaco e princi-

palmente como uma exposição contínua, durante diversas gerações, pode afetar uma população inteira (SANTOS et al., 2010).

A biodegradação de fármacos tem sido considerada uma alternativa ambientalmente correta e também uma opção de baixo custo, que tem demonstrado ter um potencial de eliminação de fármacos pela degradação em subprodutos como CO₂ e H₂O (HASAN et al., 2011; CHEN et al., 2010). O tempo de detenção hidráulica é um parâmetro importante nos processos naturais de tratamento de esgotos para remoção de poluentes orgânicos, como wetlands construídos e lagoas de estabilização (LUO et al., 2014).

A dipirona (analgésico), o diclofenaco (anti-inflamatório) e o paracetamol (analgésico) são fármacos utilizados em larga escala no mundo todo. No Brasil, esses remédios podem ser adquiridos facilmente em farmácias, com custo baixo e sem a necessidade de prescrição médica.

Apesar de Ternes (1998) ter registrado níveis de concentração de diclofenaco na ordem de µg.L-1, no esgoto doméstico do Brasil, Heberer et al. (2001) concluíram que a concentração no esgoto varia sazonalmente. No inverno há uma maior prescrição desse anti-inflamatório por causa da baixa temperatura, baixa umidade do ar e do aumento de doenças reumáticas (HERBERER et al., 2001). Stumpf et al. (1999) confirmam essa tendência citando também a presença do diclofenaco e outros produtos farmacêuticos em efluentes de estações de tratamento. Devido ao paracetamol, também chamado de acetaminofeno, ser o fármaco de maior uso no mundo, pode ser detectado em águas residuárias tratadas, em águas superficiais e água subterrânea (LI et al., 2014). Na Espanha foram encontradas na água subterrânea concentrações de diclofenaco variando entre 15-55 ng.L-1 na (CABEZA et al., 2012), e de até 380 ng.L-1 (LÓPEZ-SERNA et al., 2013).

Feldmann, Zuehlke e Heberer (2008) encontraram resíduos de dipirona e os metabólitos aminoantipirina, 4-acetilaminoantipirina e 4-formilaminoantipirina em efluentes de hospitais, tanques de tratamento de esgoto municipais e em uma ETE em Berlim, na Alemanha.

A utilização da dipirona foi proibida em muitos países por estar associada a diversas discrasias sanguíneas (GOMEZ et al., 2007). Porém, por apresentar forte efeito analgésico, formulação parenteral e baixo custo, é ainda utilizada em alguns países da Europa (Alemanha, Itália e Espanha) e América do Sul, e vendida sem prescrição médica no Brasil e na Turquia. Atualmente, o uso da dipirona é proibido em mais de 30 países como Japão, Suécia, Austrália, Estados Unidos, alguns países da União Europeia, entre outros.

O paracetamol tornou-se num dos fármacos mais populares e amplamente utilizados no mundo para o tratamento da dor e febre, e é provavelmente o mais prescrito em crianças (PANDOLFINI e BONATI, 2005).

Considerando a problemática que se verifica com a grande utilização de fármacos e a ausência de tratamento de esgotos que mitiguem esse impacto ambiental, surge a necessidade de encontrar alternativas eficientes e ao mesmo tempo robustas. Ainda há poucas informações disponíveis sobre a eficiência de remoção de fármacos em estações de tratamento de esgotos no mundo. Os sistemas do tipo wetland construído apresentam grande potencial, pois são tecnologias com custos menores, sem a utilização de produtos químicos, principalmente em locais onde é necessário aplicar o saneamento descentralizado.

A aplicação de wetlands construídos para tratamento de esgoto no Brasil ainda é incipiente, diferentemente de outros países, como a Alemanha, a Dinamarca e a França, que utilizam diferentes configurações desse sistema em todo

o território nacional. A construção desses sistemas ainda não está normatizada no Brasil e não existe uma padronização no uso. Além disso, a legislação atual brasileira, tal como a Resolução CONAMA no 430/2011 (BRASIL, 2011), não contempla a obrigatoriedade de um tratamento em nível mais elevado no caso do tratamento de esgoto sanitário/doméstico, não dispendo valores limites para as concentrações de nutrientes no esgoto. Percebe-se, dessa forma, a necessidade de buscar soluções no contexto do tratamento descentralizado, visando atingir um nível mais elevado de tratamento que contemple a remoção de poluentes emergentes.

Neste trabalho tem-se como objetivo fazer uma revisão de literatura sobre os efeitos ambientais provocados pelos fármacos diclofenaco, dipirona e paracetamol e a remoção desses poluentes em sistemas do tipo wetlands construídos. Esse estudo serve para nortear o desenvolvimento de projetos, indicando novos rumos para futuras investigações e identificando pesquisas que obtiveram bons resultados utilizando wetlands construídos como uma alternativa sustentável para o tratamento de águas residuárias.

2 METODOLOGIA

Foi realizado levantamento bibliográfico de artigos utilizando as seguintes palavras-chave, em inglês e português: “constructed wetlands”, “wetlands construídos”, “pharmaceuticals removal”, “remoção de fármacos”, “diclofenac”, “diclofenaco”, “dipyron”, “metamizole”, “dipirona”, “paracetamol”, “ecotoxicological effects”, “efeitos ecotoxicológicos”, “emerging pollutants”, “poluentes emergentes”. Foram utilizadas informações de artigos que apresentassem dados do monitoramento de estações de tratamento de esgoto em escala real ou em escala de bancada sobre as eficiências de remoção encontradas em wetlands construídos para os poluentes diclofe-

naco, dipirona e paracetamol. A escolha desses medicamentos se deu em função da sua larga utilização no Brasil, sem a necessidade de prescrição médica, sendo comercializados em todo o território nacional.

3 EFEITOS AMBIENTAIS DOS FÁRMACOS

Há poucos estudos sobre os efeitos ambientais que podem ser causados pelos poluentes emergentes e dos fármacos em geral. Alguns dos efeitos conhecidos da presença de poluentes emergentes em águas superficiais são a redução da diversidade de macroinvertebrados em rios (MUÑOZ et al., 2009) e mudanças comportamentais em peixes (HENRY e BLACK, 2008). Diferentes métodos ecotoxicológicos têm sido usados para avaliar o efeito da presença desses compostos em corpos hídricos, mas a estratégia mais simples ainda é a avaliação do quociente de risco (*Hazard Quotient*, HQ) entre a composição química das amostras de água e a concentração em que se espera que não ocorram efeitos (*predicted no-effect concentration*, PNEC) para diferentes organismos aquáticos (EPA, 1998). Não há evidências na literatura sobre os riscos à saúde pública pela exposição de animais e seres humanos especificamente à dipirona, ao diclofenaco e ao paracetamol. De acordo com Aquino, Brandt e Chernicharo (2013), tem havido vários debates internacionais e pesquisas científicas, sendo a divergência principal a dúvida sobre se há evidências significativas de que tais compostos podem causar efeitos danosos em humanos e outros animais e se há níveis suficientes dessas substâncias no meio ambiente para gerar tais consequências. Outra questão em debate são os efeitos interativos causados pela mistura de diversos fármacos no meio ambiente, implicando consequências inesperadas quando combinados, mesmo nas concentrações baixas encontradas no meio ambiente, o que também é aborda-

do por Pomati et al. (2008) e por Quinn, Gagné e Blaise (2009).

Em relação à ecotoxicologia, as pesquisas devem levar em conta os efeitos dos fármacos em outras espécies além das poucas estudadas, os efeitos sob parâmetros moleculares e comportamentais, os efeitos de pequenas doses em longo prazo, os efeitos interativos de fármacos com formas similares de ação biológica, que podem estar misturados, e os efeitos dos fármacos e outros poluentes ambientais (ÅGERSTRAND et al., 2015; CORCOLL et al., 2015).

3.1 Diclofenaco

Schwaiger et al. (2004) verificaram alterações histopatológicas nos rins e nas guelras de trutas-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*), durante quatro semanas, em exposição a concentrações ambientalmente relevantes de diclofenaco. Essas lesões renais e alterações nas guelras foram verificadas para concentrações de $5 \mu\text{g.L}^{-1}$. Como consequência, foi estabelecido a NOEC (*No Observed Effect Concentration*) a $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ baseado nas lesões histopatológicas.

Oaks et al. (2004) demonstraram que resíduos de diclofenaco foram a causa do declínio da população de abutres no Paquistão, que consequentemente tornou essa espécie criticamente ameaçada. Os autores verificaram a relação direta entre resíduos de diclofenaco e falência renal nestas aves. A causa mais provável da exposição a resíduos desse fármaco pelos abutres é o consumo de carcaças de animais tratados com diclofenaco, visto que esse medicamento é amplamente utilizado na medicina veterinária no Paquistão. A concentração de $0,007 \text{ mg.kg}^{-1}$ foi suficiente para causar efeitos tóxicos nos abutres.

Acuña et al. (2015) encontraram, em seu estudo de revisão de literatura, 156 trabalhos sobre os efeitos ecotoxicológicos do diclofenaco, com

uma grande variedade na menor concentração com efeito observado (*lowest observed effect concentration*; LOEC), entre 0,001 e 40.000 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Apesar das incertezas em relação à concentração de diclofenaco que pode prejudicar organismos aquáticos, os autores concluem que de fato esse fármaco acarreta efeitos nocivos ambientais. Segundo Lonappan et al. (2016), o diclofenaco no ambiente é detectado em concentrações baixas, de nanogramas por litro ou microgramas por litro e de acordo com os dados ecotoxicológicos existentes. Aparentemente, essas baixas concentrações podem causar toxicidade aguda em muitos organismos. A exposição em longo prazo a essas baixas concentrações pode ocasionar efeitos toxicológicos crônicos. No caso do diclofenaco, as entradas contínuas devido ao uso anual de medicamentos pela população incrementam os resíduos desse fármaco no ambiente. Os metabólitos tóxicos do diclofenaco não foram ainda bem investigados, e em alguns estudos há suspeita de que alguns metabólitos podem ser mais tóxicos do que o composto principal. Ainda há lacunas na investigação de impactos ambientais e efeitos toxicológicos na flora e na fauna, pois ocorre interação do diclofenaco com outros contaminantes, como metais, contaminantes orgânicos e os próprios metabólitos.

Praskova et al. (2014) encontraram uma redução significativa no crescimento de peixes da espécie *Danio rerio* devido ao diclofenaco para concentrações de 30 e 60 mg.L^{-1} . O valor de LOEC identificado foi de 15 mg.L^{-1} de diclofenaco e de NOEC foi de 5 mg.L^{-1} . Além do próprio diclofenaco, alguns dos produtos da fototransformação são altamente tóxicos, como reportado em diversos estudos da toxicologia em algas (SCHULZE et al., 2010).

O diclofenaco também é um contaminante emergente que pode provocar efeitos genotóxicos em alguns organismos. Hong et al. (2007), ao realizarem estudos em tecidos do peixe medaka

(*Oryzias latipes*), verificaram que o diclofenaco apresenta potencial genotóxico e efeitos estrogênicos nesta espécie. Os peixes foram expostos a concentrações de 8000 mg.L^{-1} e 1 mg.L^{-1} . Segundo os autores, ocorre significativa sua toxicidade celular, até mesmo em menores concentrações encontradas no ambiente, de 1 mg.L^{-1} .

3.2 Dipirona

De acordo com Pamplona et al. (2011), a dipirona causou danos aos rins e fígado de peixes *Rhamdia quelen* (jundiá) expostos a diferentes concentrações, de 0,5, 5 e 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Os danos ocorrem principalmente em relação ao DNA, em nível ultraestrutural. Os resultados da investigação histopatológica levaram os autores à conclusão de que a dipirona gera subprodutos ainda mais tóxicos do que ela própria aos peixes. Os autores afirmam que o lançamento constante de dipirona no ambiente tem efeitos tóxicos aos organismos aquáticos.

Lameira (2012) avaliou os efeitos letais e subletais de dipirona sódica e paracetamol com ensaios agudos para organismos de água doce (*D. similis*, *C. dubia*, *C. silvestrii* e *D. rerio*). Os valores das concentrações que causaram ecotoxicidade aguda e crônica não são superiores às concentrações desses compostos no ambiente. Porém, de acordo com a classificação baseada na Diretiva Europeia 93/67/EEC, esses compostos são classificados como nocivos para o ambiente. Os valores de $\text{CL}(l);96\text{H}$ obtidos para *D. rerio* foram 3670 e 590 mg.L^{-1} para dipirona e paracetamol, respectivamente. Os dois fármacos induziram malformações nas neonatas e embriões de *D. similis* e os valores de CI_{50} obtidos foram 21,1 e 94,00 mg.L^{-1} , respectivamente. Os valores de CI_{50} nos ensaios crônicos individuais com dipirona para *D. similis* (20°C e 25°C) foram 7,53 mg.L^{-1} e 8,08 mg.L^{-1} , respectivamente. Para *C. dubia* e *C. silvestrii* a CI_{50} para ensaios crônicos individuais com dipirona

sódica foram 5,38 e 3,57 mg.L⁻¹, respectivamente. Nos ensaios crônicos individuais com paracetamol, a CI50 para *D. similis* (20°C) foi 21,84 mg.L⁻¹ e 10,72 mg.L⁻¹ para *D. similis* (25°C). Para *C. dubia* e *C. silvestrii* a CI50 nos ensaios crônicos individuais com paracetamol foram 7,24 e 4,15 mg.L⁻¹, respectivamente.

3.3 Paracetamol

Estudos de toxicidade indicam que o paracetamol pode ser danoso ao fígado. É um dos fármacos mais consumidos nos Estados Unidos (LI et al., 2014). Em doses terapêuticas, cerca de 90% do paracetamol é metabolizado no fígado (JAESCHKE e BAJT, 2006; XU et al., 2008). Em condições normais, menos de 10% do paracetamol é metabolizado pelas isoenzimas do citocromo P450, sobretudo as CYP 2E1, 1A2 e 3A4, o que resulta na formação do intermediário hepatotóxico N-acetil-p-benzoquinoneimina (NAPQI) (XU et al., 2008).

O paracetamol é considerado seguro ao uso e constitui um dos fármacos mais consumidos por todo o mundo (YANG et al., 2008; LOURENÇÃO et al., 2009; SOLÉ et al., 2010). Alguns estudos sugerem que a sua presença em ambientes aquáticos não é totalmente desprovida de efeitos toxicológicos, podendo exibir efeitos hepatotóxicos em animais e seres humanos numa situação de sobredosagem (JAESCHKE et al., 2003; JAESCHKE e BAJT, 2006; XU et al., 2008). O paracetamol é considerado atualmente uma das substâncias cujo estudo ecotoxicológico é considerado importante (VOOGT et al., 2009).

Segundo Sarma et al. (2014), o paracetamol e também o diclofenaco causaram efeitos adversos ao zooplâncton, provocando decaimento na abundância populacional ao aumentar a concentração de exposição. Os autores destacam que o estudo pode ser realizado com outros medica-

mentos de alívio da dor que podem não ser totalmente removidos em ETEs.

4 REMOÇÃO DE FÁRMACOS EM WETLAND CONSTRUÍDOS

Segundo Matamoros et al. (2016), atualmente há poucas informações disponíveis sobre a eficiência de remoção de poluentes emergentes nas diferentes tecnologias de tratamento de efluentes, bem como sobre os efeitos ecotoxicológicos que a presença desses compostos pode provocar em corpos d'água. Vieno e Sillanpää (2014) fizeram um trabalho de revisão na tentativa de estudar a remoção de diclofenaco em estações de tratamento de esgotos municipais para descobrir formas de aumentar a remoção desse poluente emergente em reatores biológicos. Em geral, os autores concluem que a remoção de diclofenaco é pequena nesses sistemas, sendo maior em reatores de membranas do que em lodos ativados convencionais e significativamente maior para tempos de detenção hidráulica maiores do que 2 ou 3 dias. A bioaugmentação pode ser usada para aumentar a eliminação do diclofenaco, entretanto são necessárias mais pesquisas sobre as comunidades microbianas capazes de realizar a degradação.

Tem-se percebido que wetlands construídos podem remover fármacos tão bem quanto ETEs convencionais. Isso pode ser atribuído à coexistência de diferentes condições físico-químicas, com rotas de degradação tanto aeróbicas como anaeróbicas, enquanto em ETEs convencionais a degradação é menor devido à condição homogênea encontrada (HIJOSA-VALSERO et al., 2010; ÁVILA et al., 2010). De acordo com Verlicchi e Zambello (2014), os wetlands construídos são capazes de remover uma variedade de fármacos e outros micropoluentes orgânicos com resultados promissores.

A remoção de fármacos em wetlands construídos pode ocorrer por meio dos seguintes processos: assimilação pelas plantas, fotodegradação, hidrólise e degradação microbiana (MATAMOROS et al., 2012; ZHANG et al., 2014). Os parâmetros químicos e biológicos que influenciam a degradação incluem: adsorção/desorção, potencial redox, temperatura, pH, fotólise, atividade microbiana e minerais selecionados (TOLLS, 2001; ZHANG e HUANG, 2003, 2007; VOGNA et al., 2004; SCHEYTT et al., 2005; TER LAAK et al., 2006).

Hoje em dia, fármacos em águas residuárias podem ser removidos por processos de oxidação química, ozonização, oxidação por H_2O_2/U , fotocatalise por TiO_2 , oxidação solar por foto-Fenton e adsorção por carvão ativado. Apesar de esses métodos estarem disponíveis, as difíceis condições de reação, a geração de poluentes secundários e o alto custo operacional associado a esses métodos os tornam escolhas não desejadas (LI et al., 2007; CHEN et al., 2010; EK et al., 2014).

O projeto escolhido para um wetland construído pode afetar significativamente a remoção de fármacos, como os parâmetros de fluxo hidráulico (horizontal ou vertical), a presença de vegetação, o modo operacional (batelada ou intermitente) e o tempo de detenção hidráulica (TDH) (ZHANG et al., 2014). Para a maioria dos poluentes emergentes estudados por esses autores em seu trabalho de revisão, o TDH apresenta significativa relação com a eficiência de remoção.

Matamoros et al. (2007) estudaram a remoção de 13 fármacos, dentre eles o diclofenaco, em um wetland construído de fluxo vertical (WCFV) piloto (5 m²) e compararam com um filtro de areia (FA). As concentrações de diclofenaco no efluente variaram entre 0,48 e 1,28 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, com média de 0,82 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (n = 10). A remoção em condição não saturada foi de $73 \pm 3\%$ para o WCFV e de $76 \pm 7\%$ para o FA. Sob condição de saturação, as remoções foram de $53 \pm 2\%$ e $39 \pm 22\%$,

respectivamente. Em um wetland construído de fluxo horizontal (WCFH), a remoção foi de 15%, e em uma estação de tratamento de esgoto convencional a remoção variou entre 9% e 75%. O diclofenaco foi considerado moderadamente removido, mas as eficiências para os WCFV foram consideradas satisfatórias porque se trata de uma substância recalcitrante, de difícil remoção, de acordo com Heberer et al. (2002) e Yu et al. (2006). Os autores concluem que o WCFV foi mais eficiente do que o HCFH e moderadamente mais eficiente do que uma ETE convencional na remoção de poluentes emergentes.

Matamoros et al. (2009) monitoraram a remoção de diversos poluentes emergentes em 5 WCFH na Dinamarca, com áreas de 470 a 4000 m², localizadas em pequenas comunidades (80 a 280 habitantes), aplicadas ao tratamento secundário de tanques de decantação/sedimentação. Foi observada remoção de $21 \pm 18\%$ de diclofenaco em média nos sistemas, sendo atribuída a baixa eficiência à característica recalcitrante à biodegradação do fármaco, atribuída a sua estrutura química pela presença de cloro.

Ávila et al. (2010) estudaram a remoção de diclofenaco de esgoto doméstico em dois wetlands construídos de fluxo horizontal em escala piloto, operados em paralelo (B1 e B2), com área superficial de 0,65 m². Em seguida, o efluente dessas duas unidades menores era encaminhado para um wetland de fluxo horizontal maior (B3), de 1,65 m², sendo operado em série. O material de recheio utilizado foi brita (30 cm), com D60 de 5 mm e porosidade inicial de 40%. O nível de água foi mantido em 25 cm, e os wetlands foram plantados com caniço (*Phragmites australis*). A vazão total do sistema foi de 84 L.d⁻¹, e a taxa de aplicação hidráulica (TAH) foi de 28 mm.d⁻¹. O tratamento primário foi realizado utilizando um reator anaeróbico de fluxo ascendente (RAFA). As concentrações de diclofenaco, em $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ foram: RAFA = $3,2 \pm 0,1$; B1 = $0,3 \pm 0,1$; B2 = $0,2 \pm 0,1$ e B3

= $0,003 \pm 0,001$. A remoção de diclofenaco nas unidades B1 e B2 foi de 93%, sendo considerada alta, e evidenciando a ocorrência de degradação anaeróbica como principal mecanismo de remoção desse fármaco.

Ranieri, Verlicchi e Young (2011) estudaram a remoção de paracetamol em três wetlands construídos de fluxo horizontal: um plantado com *Phragmites australis*, outro com *Typha latifolia* e outro não plantado. O filtro plantado com *Phragmites* apresentou remoção de paracetamol de 51,7% para taxa de aplicação hidráulica de 240 mm.d^{-1} , 87,0% com 120 mm.d^{-1} e 99,9% com 30 mm.d^{-1} . O filtro com *Typha* apresentou remoção um pouco menor, de 46,7% (TAH de 240 mm.d^{-1}) e >99,9% (TAH de 30 mm.d^{-1}). Com os mesmos valores de TAH, no filtro não plantado a remoção foi entre 51,3% e 97,6%. A sorção do paracetamol não é muito significativa ($K_{oc} \sim 100 \text{ L.kg}^{-1}$; YAMAMOTO et al., 2009), e não se espera que ocorra remoção satisfatória para grandes vazões ou com o efluente passando pelo maciço filtrante em condições de estado estacionário. Nos três tratamentos, a remoção de paracetamol foi maior com vazão de $1 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$ e área de aproximadamente $7,5 \text{ m}^2$ (metade do leito) do que para vazão de $0,5 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$ com área de aproximadamente $3,75 \text{ m}^2$ (primeira linha de piezômetros). A meia-vida do paracetamol obtida foi de 5,16 a 10,2 h. A remoção de paracetamol foi muito similar em função do TAH entre os três sistemas para as duas vazões testadas, com concentrações no efluente entre 3 a 18 ng.L^{-1} para vazão de $1 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$ e abaixo do limite de quantificação ($<1 \text{ ng.L}^{-1}$) a 7 ng.L^{-1} para vazão de $0,5 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$. Os autores atribuem a remoção mais ao processo de biodegradação (atividade rizomática e condição mais aeróbica no teste com maior vazão) do que ao processo de sorção, como já era esperado. Não houve diferença estatística significativa entre os dois wetlands plantados e o wetland não plantado. Entretanto, os autores discutem que a diferença entre as unidades plantadas pode ser

devido à maior quantidade de raízes da macrófita *Phragmites* do que a *Typha*, conseqüentemente acarretando em maior área superficial específica para a biodegradação e potencialmente maior quantidade de biofilme.

De acordo com Verlicchi e Zambello (2014), os wetland construídos mais utilizados, considerando uma revisão com 167 unidades, foram os de fluxo superficial e os de fluxo subsuperficial horizontal, na avaliação da remoção de fármacos. Os autores consideram que há um potencial para a remoção de diversos fármacos, devido aos diferentes mecanismos aeróbicos, anaeróbicos e anóxicos, como a biodegradação, a sorção e a assimilação pelas plantas que ocorrem em wetland construídos de fluxo subsuperficial, e a fotodegradação para wetland de fluxo superficial, devido à ação da luz na lâmina d'água. Segundo os autores, quando ocorre o lançamento de efluentes em corpos hídricos, os principais processos que levam à remoção de microcontaminantes são a fotodegradação e a biotransformação, sendo, dessa forma, necessário aprofundar os estudos para otimização dessas rotas de degradação. Em águas residuárias urbanas, a quantidade encontrada de fármacos pode ser maior do que em áreas rurais, o que torna os wetland construídos uma alternativa sustentável para a remoção desses contaminantes, apesar da não completa degradação, e considerando também os custos mais baixos, em comparação a outros processos de tratamento.

Ávila et al. (2014) estudaram a remoção de diclofenaco, paracetamol (acetomifeno) e outros poluentes emergentes em quatro sistemas tipo wetland construídos de fluxo vertical em escala piloto na Alemanha entre agosto e setembro de 2010 ($n = 10$) no tratamento de esgoto doméstico de um vilarejo. O objetivo da pesquisa foi investigar o efeito de diferentes recheios (areia grossa vs. cascalho fino), alimentação (pulsos a cada hora com 4 mm por pulso a cada 2 ho-

ras com 8 mm por pulso) e aeração na remoção de poluentes emergentes. No wetland plantado com *Phragmites australis* em areia (alimentação a cada 2 h), a remoção de diclofenaco foi de 70,25%, enquanto no wetland com alimentação a cada hora a remoção foi de 54,30%. No wetland plantado com *Phragmites australis* em cascalho, a remoção foi de 65,41%. Isso sugere que o grande volume do pulso do segundo wetland reduziu a transferência de oxigênio, possivelmente porque a areia tornou-se mais saturada durante a alimentação, reduzindo a movimentação de ar entre os espaços vazios e causando uma drenagem mais rápida (tempo de contato reduzido, que se mostrou fundamental para a remoção). As medidas das unidades de tratamento foram: 0,85 m x 2,75 m x 2,4 m, com área superficial de 6,2 m². A taxa de aplicação hidráulica utilizada foi de 95 mm.dia⁻¹. Segundo os autores, os wetlands construídos com areia tiveram melhor eficiência do que com cascalho para a maioria dos poluentes emergentes avaliados. A areia proporcionou maior área disponível para o crescimento microbiano e maior disponibilidade de oxigênio, o que promoveu a eliminação de substâncias que são majoritariamente removidas por mecanismos de biodegradação aeróbica (bisfenol A e ibuprofeno). Entretanto, a remoção de diclofenaco mostrou uma tendência oposta aos demais contaminantes, alcançando altas eficiências de remoção nos wetlands menos oxidados (alimentação a cada 2 h e material de recheio cascalho). Os autores presumiram que a coexistência de vários microambientes permite a combinação de vários processos aeróbicos e anaeróbicos de degradação nesses wetlands, o que pode ser importante para o aumento da eliminação de alguns contaminantes. Em áreas onde não há areia de boa qualidade disponível, o uso de cascalho de tamanho pequeno, que proporcione uma baixa taxa de aplicação hidráulica, pode ser capaz de promover um tratamento satisfatório. De acordo com os autores, o experimento mostrou que wetlands

construídos de fluxo vertical são uma boa tecnologia não apenas para alcançar os parâmetros convencionais de qualidade da água, mas também na remoção de contaminantes emergentes orgânicos. Uma vez que o sistema foi monitorado apenas alguns meses após o início de operação, estudos adicionais são recomendados para investigar os efeitos sazonais e a eficiência em longo prazo.

Rühmland et al. (2015) estudaram a remoção de 18 fármacos e metabólitos, com foco no processo de fotodegradação, dentre eles o diclofenaco, em um wetland construído de fluxo subsuperficial (plantado com *Phragmites australis*, *Lemna* e algas flutuantes; A = 1320 m²; TDH = 11 dias) e duas lagoas, uma com plantas (*Iris pseudocorus*, *Scirpus sp.*, *Carex sp.*, *Lemna* e algas flutuantes; A = 1520 m²; TDH = 5,5 dias) e outra sem plantas (A = 1550 m²; TDH = 4 dias), que funcionavam como unidades de tratamento avançado para um reator biológico convencional municipal. Treze poluentes tiveram remoção superior a 70%. A maior remoção de diclofenaco foi de 82±4% no verão de 2012 (fase I), na lagoa sem plantas. Nessa fase, a remoção no wetland foi de 20±19% e de 65±8% na lagoa com plantas. Na fase II, no verão de 2013, o comportamento foi parecido, com remoções de 81±6%, 71±5% e 35±11%, na lagoa, na lagoa com plantas e no wetland, respectivamente. Na fase III, no inverno de 2014, a remoção para o wetland foi de 20±19% e para a lagoa sem plantas foi de 50±10%. Nessa fase, a lagoa com plantas não foi monitorada. As concentrações de diclofenaco encontradas no efluente foram 2,2±0,44 µg.L⁻¹ (fase I; verão 2012), 1,9±2,1 µg.L⁻¹ (fase II; verão 2013) e 3,29±0,64 µg.L⁻¹ (fase III; inverno 2014). Neste trabalho, a maior remoção de diclofenaco ocorreu na lagoa sem plantas, devido ao caráter recalcitrante do diclofenaco e ao fato de haver maior possibilidade de fotodegradação nessa unidade do que na lagoa com plantas e no wetland. Assim, os autores sugerem como opção de otimização do sistema na

remoção geral de diversos tipos de fármacos a aplicação de um wetland para remoção inicial de compostos anaerobicamente degradáveis, seguido de uma lagoa sem plantas para a remoção de uma diversidade maior de fármacos durante todo ano. Essa ideia de otimização leva em consideração que alguns tipos de wetlands construídos são melhores para a remoção de compostos específicos. O verão, que apresenta muita radiação e altas temperaturas, é tido como a época do ano mais eficiente na remoção de micropoluentes (HIJOSA-VALSERO et al., 2011). Dessa forma, Rühmland et al. (2015) sugerem que eficiência de remoção de fármacos em wetland construídos durante o inverno é crucial na escolha dessa tecnologia para o tratamento de águas residuárias.

Rühmland et al. (2015) afirmam que a eficiência de remoção de fármacos em efluentes depende do processo dominante envolvido (biodegradação aeróbica, biodegradação anaeróbica e fotodegradação). Pode-se concluir que os sistemas que promovem o crescimento de biofilme em substrato, como os wetland construídos de fluxo subsuperficial, apresentam potencial de alta remoção de compostos por meio do processo de biodegradação no inverno. A substituição de substrato de areia por materiais sorbentes pode aumentar a remoção pelo mecanismo de sorção, podendo ser uma alternativa para a eliminação de micropoluentes (DORDIO, CARVALHO e PALACE, 2013).

Ávila et al. (2015) estudaram a remoção de poluentes emergentes em um sistema composto por três unidades. Primeiramente, um WCFV com área superficial de 317 m², projetado para taxa de carregamento orgânico de 9 g BOD5m⁻².d⁻¹. A alimentação do sistema foi realizada com aplicação de 20 pulsos por dia, com vazão média de 14 m³ por dia. O material filtrante era formado por uma camada superficial de 0,05m de areia (1–2 mm), seguida de uma camada de 0,6 m de cascalho (4–12mm) e uma camada inferior de 0,15 m de cascalho mais (25–40 mm). A segunda unidade foi um WCFH com área de

229 m² constituído por uma camada de cascalho de 0,4 m (4–12 mm), com zonas de entrada e saída preenchidas com pedras (40–80mm) para facilitar a distribuição do efluente. O tempo de retenção hidráulica foi de 2,3 dias. Os dois WC foram plantados com *Phragmites australis*. A terceira unidade foi um WC de fluxo superficial com área de 240 m² e profundidade de 30 cm. O TRH teórico foi de 5,1 d. Foram usadas as plantas *Typha spp.*, *Scirpus spp.*, *Iris pseudacorus*, *Carex flacca*, *Cyperus rotundus* and *Juncus spp.* O TRH total do Sistema foi maior do que 7,4 dias.

Chen et al. (2016) encontraram remoções significativas de fármacos na República Checa, sendo o paracetamol um dos poluentes mais detectados nos efluentes avaliados, usando três WCFH. Os autores investigaram três wetlands construídos de fluxo horizontal em escala real para o tratamento de esgotos em pequenas comunidades. Břehov (WC-B) e Slavošovice (WC-S) são sistemas antigos, com operação de 12 a 14 anos, e Čičenice (CW-C) é uma unidade relativamente nova, com 5 anos de operação. Os leitos foram preenchidos com brita (0,8 m), e o nível de saturação ficou 10 cm abaixo da superfície. Os autores encontraram eficiências de remoção de diclofenaco de 52–73% e de 17–48% para os sistemas C e B, respectivamente. No Sistema S, a remoção média foi de cerca de 95%. Os autores atribuem a maior remoção no sistema S ao fato de as concentrações de entrada de diclofenaco nesse sistema serem de 3 a 7 vezes maiores. As eficiências de remoção de paracetamol variaram entre 95% e 100%, e não foi encontrada diferença significativa entre os dois WC monitorados.

Matamoros et al. (2016) obtiveram remoção de 73±2% de paracetamol em um WCFH na Espanha, no verão, e de 64±11% no inverno. Os autores avaliaram a remoção de diversos poluentes emergentes em outros sistemas de tratamento de esgoto em pequenas comunidades e perceberam que o WC teve a menor remoção en-

tre eles devido à predominância de condições anaeróbicas no reator. Sistemas saturados, como os wetlands construídos de fluxo horizontal, são menos eficientes na remoção de poluentes emergentes do que sistemas não saturados, sob condições aeróbicas, como os wetlands construídos de fluxo vertical.

Matamoros, Rodríguez e Bayona (2017) investigaram a remoção de diversos poluentes emergentes, dentre eles o diclofenaco, em 12 de 60 WCFH, escolhidos aleatoriamente na Bacia do Rio Besòs, na Espanha. A remoção média de diclofenaco nas unidades de tratamento foi de $19 \pm 21\%$, sendo encontradas concentrações muito elevadas nos efluentes do tratamento secundário da estação de tratamento de esgotos, de $2696 \pm 1504 \text{ ng.L}^{-1}$, antes do lançamento nos WC. Esse poluente emergente é um dos mais recalcitrantes em estações convencionais, apresentando baixa remoção. Apesar disso, os autores afirmam que a estratégia de utilização de WC em bacias hidrográficas, como um tratamento terciário às estações de tratamento convencionais, apresenta como vantagens a interação com a paisagem e a restauração da biodiversidade no ambiente.

Phong et al. (2016) observaram remoção de paracetamol de 99,5% em um WC protegido da entrada de luz, enquanto a remoção em um WC sem proteção foi de 55,7%, ambos plantados com *Scirpus validus*, em escala de bancada, com tempo de detenção de 5 dias. O exato mecanismo de transformação do paracetamol em ambiente escuro ainda não foi totalmente compreendido, mas a existência dessa condição em um experimento é hipoteticamente similar ao leito de um WC em escala real, sem entrada de luz solar. Os autores sugerem que a maior remoção observada no WC sem a influência da luz solar pode ter ocorrido devido aos processos de remoção por absorção nas plantas e também pela ação dos microorganismos (remoção biológica). Os autores recomendam que seja realizada análise dos

produtos intermediários formados na degradação do paracetamol no experimento.

Vymazal et al. (2017) analisaram a remoção de poluentes emergentes em 4 WCFH na República Checa, com TDH teórico variando entre 6,3 e 11,6 dias, estando em operação desde 1992, 1993, 1999 e 2004, plantados com *P. australis* e *P. arundinacea*, utilizando cascalho como material filtrante. As concentrações de diclofenaco no afluente variaram entre 10 e 12000 ng.L^{-1} . As concentrações médias nos efluentes dos quatro WC variaram entre 137 e 3367 ng.L^{-1} . A eficiência de remoção variou entre 11,5% e 67%, com média de 41%.

Afonso-Olivares, Sosa-Ferrera e Santana-Rodríguez (2017) monitoraram, dentre outros poluentes emergentes, a ocorrência e remoção de diclofenaco e dipirona em um WCFV seguido de um WCFH na Espanha, localizado em área rural para o tratamento de efluentes domésticos de uma população de 500 habitantes. A remoção de dipirona considerando as duas unidades de tratamento foi de 83,7%. Foi encontrada remoção negativa para diversos fármacos, incluindo o diclofenaco (-25,1%), ou seja, as concentrações de saída nos efluentes tratados foram maiores do que no afluente. Isso pode ser explicado pelo efeito concentrador produzido pela possível variação no fluxo de água, devido ao contato com a vegetação e os substratos e ao processo de perda de água pela evapotranspiração em WC. Apesar dos comportamentos irregulares verificados pelos autores, estes afirmam que estações de tratamento de águas residuárias utilizando processos naturais são promissoras, com uma porcentagem média de remoção de fármacos de até 90%. No entanto, é necessário melhorar a distribuição do efluente no tratamento que utiliza processo natural e investigar novos substratos que podem ser utilizados como material filtrante.

Na tabela 1 apresenta-se um resumo dos dados de remoção de fármacos mostrados nesse trabalho.

Tabela 1 – Remoção de fármacos em wetlands construídos em águas residuárias.

| Autor | Localização | Tipo | Fluxo hidráulico | Remoção (%) |
|--|-----------------|---------|------------------|-------------------------|
| Afonso-Olivares, Sosa-Ferrera e Santana-Rodríguez (2017) | Espanha | Real | WCFV+WCFH | DCF: -25,1 DPN: 83,7 |
| Ávila et al. (2010) | Espanha | Piloto | WCFH | DCF: 93 |
| Ávila et al. (2014) | Espanha | Real | WCFV+WCFH+WCFs | DCF: 89 PCT: 99 |
| Ávila et al. (2015) | Espanha | Piloto | WCFH+WCFV | DCF: 89 PCT: 99 |
| Chen et al. (2016) | República Checa | Real | WCFH | DCF: 95 PCT: 100 |
| Matamoros et al. (2007) | Dinamarca | Piloto | WCFV | DCF: 73 |
| Matamoros et al. (2009) | Dinamarca | | WCFH | DCF: 21±18 |
| Matamoros et al. (2016) | Espanha | Real | WCFH | PCT: 73 |
| Matamoros, Rodríguez e Bayona (2017) | Espanha | Real | WCFH | DCF: 19±21 |
| Phong et al. (2016) | Tailândia | Bancada | WCFs | PCT: 99,5 |
| Ranieri, Verlicchi e Young (2011) | Itália | Real | WCFH | PCT: 99,9 |
| Rühmland et al. (2015) | Alemanha | Real | WCFs | DCF: 39 |
| Vymazal et al. (2017) | República Checa | Real | WCFH | DCF: 41 |

* WCFV = fluxo vertical, WCFH = fluxo horizontal, WCFs = fluxo superficial, DCF = diclofenaco, DPN: dipirona, PCT = paracetamol.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

É possível constatar a necessidade de estudos aprofundados sobre a remoção de poluentes emergentes em águas residuárias no Brasil, devido à possibilidade de ocorrência de diversos efeitos ambientais na biota aquática e em seres humanos pela presença em águas de abastecimento. Já existem técnicas de remoção que apresentam potencial de aplicação nos municípios brasileiros, utilizando sistemas como os wetland construídos, podendo estar associados a outras etapas de tratamento, como os processos oxidativos avançados.

A ausência de estudos aprofundados que comparem a remoção de dipirona, diclofenaco e paracetamol em diferentes processos de tratamento de águas residuárias ainda não permite que se possa fazer uma indicação da tecnologia mais eficiente disponível. Há décadas os wetland construídos vêm sendo estudados quanto à remoção de matérias orgânica carbonácea e nitrogenada, sendo considerados muito bons para o tratamento de diversos tipos de efluente, principalmente os de origem doméstica, em pequenas comunidades, de forma descentralizada. Novas

pesquisas têm mostrado que os filtros com substrato e plantas podem também ser eficientes na remoção de fármacos, de forma a minimizar o lançamento em corpos receptores.

Uma vez que é sabido que as estações de tratamento de esgotos convencionais são os principais locais de lançamento de fármacos nos rios e os wetlands construídos, de fluxo vertical ou horizontal, apresentam eficiências satisfatórias de remoção desses poluentes conforme a experiência mostrada nos trabalhos levantados, a utilização desses sistemas deve ser estimulada no Brasil.

Vê-se claramente que existem mais estudos sobre a remoção de diclofenaco do que a dipirona e o paracetamol. Isso pode estar relacionado com os objetivos traçados pelos pesquisadores, em que se busca estudar um poluente representativo de cada categoria existente de poluentes emergentes, como os antibióticos de uso humano e uso veterinário, os diversos produtos de cuidados pessoais, como protetores solares e cremes, alguns plastificantes e também os hormônios.

É importante que se façam pesquisas sobre as condições operacionais que podem ser alteradas em wetlands construídos para aumentar a remoção de fármacos, como a taxa de aplicação hidráulica e o número de bateladas por dia, para os sistemas de fluxo vertical. A TAH mostrou-se um parâmetro importante na remoção de fármacos, em que as unidades em que foram utilizadas menores taxas, apresentaram maior remoção. Na maior parte dos estudos apresentados, os autores enfatizam a necessidade de estudos aprofundados sobre a configuração e os parâmetros operacionais dos sistemas WC para o entendimento do efeito que essas características teriam sobre a eficiência de remoção de dezenas de poluentes emergentes. Devem ser investigados também os subprodutos dos fármacos, formados após os processos de degradação e que serão lançados nos corpos hídricos sem que ocorra sua remoção. No caso do diclofenaco, a ecotoxicidade pode ser maior para os produtos da fotodegradação do que para o próprio composto. Podem ser feitos também estudos de genotoxicidade e mutagenicidade.

Os trabalhos levantados demonstram o potencial de remoção de fármacos em wetlands construídos com eficiência satisfatória, seja utilizando fluxo hidráulico horizontal ou vertical. Deve-se considerar que esses sistemas não foram dimensionados para tal função, sendo a sua utilização uma boa estratégia para o tratamento de esgotos lançados nos rios. Sistemas do tipo WC podem ser utilizados como tratamento secundário ou terciário, promovendo flexibilidade na aplicação, de acordo com as necessidades do local, os custos de construção e a facilidade de manutenção.

Os poluentes emergentes são nocivos ao meio ambiente, de acordo com os estudos levantados, sendo necessária a criação de padrões de lançamento que protejam os recursos hídricos.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACUÑA, V.; GINEBRED, A.; MOR, J. R.; PETROVIC, M.; SABATER, S.; SUMPTER, J.; BARCELÓ, D. Balancing the health benefits and environmental risks of pharmaceuticals: Diclofenac as an example. *Environ Int.*, v. 85, p. 327–33, 2015.
- AFONSO-OLIVARES, C.; SOSA-FERRERA, Z.; SANTANA-RODRÍGUEZ, J. J. Occurrence and environmental impact of pharmaceutical residues from conventional and natural wastewater treatment plants in Gran Canaria (Spain). *Sci. Total Environ.*, v. 599–600, p. 934–943, 2017.
- ÅGERSTRAND, M.; BERG, C.; BJÖRLENIUS, B.; BREITHOLTZ, M.; BRUNSTROM, B.; FICK, J.; GUNNARSSON, L.; LARSSON, D.G. J.; SUMPTER, J. P.; TYSKLIND, M.; RUDÉN, C. Improving environmental risk assessment of human pharmaceuticals. *Environ. Sci. Technol.*, v. 49, n. 9, p. 5336–45, 2015.
- ÁVILA, C.; PEDESCOLL, A.; MATAMOROS, V.; BAYONA, J. M.; GARCÍA, J. Capacity of a horizontal subsurface flow constructed wetland system for the removal of emerging pollutants: an injection experiment. *Chemosphere*, v. 81, p. 1137–1142, 2010.
- ÁVILA, C.; NIVALA, J.; OLSSON, L.; KASSA, K.; HEADLEY, T.; MUELLER, R. A.; BAYONA, J. M.; GARCÍA, J. Emerging organic contaminants in vertical subsurface flow constructed wetlands: Influence of media size, loading frequency and use of active aeration. *Sci. Total Environ.*, n. 494–495, p. 211–217, 2014.
- BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução no 430/2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n.357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 30/08/2017.
- BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Brasília, 2007.
- CABEZA, Y.; CANDELA, L.; RONEN, D.; TEIJON, G. Monitoring the occurrence of emerging contaminants in treated wastewater and groundwater between 2008 and 2010. The Baix Llobregat (Barcelona, Spain). *J. Hazard. Mater.*, v. 239, p. 32–39, 2012.
- CARBALLA, M.; OMIL, F.; LEMA, J. M.; LLOMPART, M.; GARCÍA-JARES, C.; RODRÍGUEZ, I.; GÓMEZ, M.; TERNES, T. Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. *Water Res.*, v. 38, n. 12, p. 2918–26, 2004.
- CHEN, C. Y.; CHEN, S. C.; FINGAS, M.; KAO, C. M. Biodegradation of propionitrile by *Klebsiella oxytoca* immobilized in alginate and cellulose triacetate gel. *J Hazard Mat.*, v. 177, p. 856–863, 2010.

CHEN, Y.; VYMAZAL, J.; BŘEZINOVÁ, T. KOŽELUH, M.; KULE, L.; HUANG, J.; CHENA, Z. Occurrence, removal and environmental risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in rural wastewater treatment wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 566–567, p. 1660–1669, 2016.

COLLINS, C. H.; BRAGA, G. L. **Fundamentos de Cromatografia**. 1ª Ed. UNICAMP, 2006.

CORCOLL, N.; CASELLAS, M.; HUERTA, B.; GUASCH, H.; ACUÑA, V.; RODRÍGUEZ-MOZAZ, S.; SERRA-COMPTÉ, A.; BARCELÓ, D.; SABATER, S. Effects of flow intermittency and pharmaceutical exposure on the structure and metabolism of stream biofilms. **Sci. Total Environ.**, v. 503–504, p. 159–170, 2015.

DAUGHTON, C. G. **Contaminants of Emerging Concern in the Environment: Ecological and Human Health Considerations**; Halden, R., ed. American Chemical Society: Washington, 2010, cap. 2.

DOLAR, D.; GROS, M.; RODRIGUEZ-MOZAZ, S.; MORENO, J.; COMAS, J.; RODRIGUEZ-RODA, I.; BARCELÓ, D. Removal of emerging contaminants from municipal wastewater with an integrated membrane system, mbr-ro. **Journal of Hazardous Materials**, v. 239–240, 64–69, 2012.

DORDIO, A.; CARVALHO, A. J. P. Constructed wetlands with light expanded clay aggregates for agricultural wastewater treatment. **Sci. Total Environ.**, v. 463–464, 454–461, 2013.

DORDIO, A.V.; CARVALHO, A.; PALACE, J. Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of the support matrix. **J. Hazard. Mater.**, v. 252–253, p. 272–292, 2013.

DORDIO, A.V.; DUARTE, C.; BARREIROS, M.; CARVALHO, A. J. P.; PINTO, A. P.; DA COSTA, C.T. Toxicity and removal efficiency of pharmaceutical metabolite clofibracíd by *Typha* spp. - potential use for phytoremediation? **Bioresource Technology**, v. 100, p. 1156–1161, 2009.

EK, M.; BARESEL, C.; MAGNÉR, J.; BERGSTRÖM, R.; HARDING, M. Activated carbon for the removal of pharmaceutical residues from treated wastewater. **Water Sci Technol.**, v. 69, n. 11, p. 2372–80, 2014.

EPA, U. **Guidelines for Ecological Risk Assessment**. EPA Publication No. 630/R-95/002F. US Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1998.

ERBE, M. C. L. **Aplicação da legislação, regulação e alternativas (águas superficiais e subterrâneas) micropoluentes**. Curitiba-PR: [s.n.], 2014.

FELDMANN, D. F.; ZUEHLKE, S.; HEBERER, T. Occurrence, fate and assessment of polar metamizole (dipyron) residues in hospital and municipal wastewater. **Chemosphere**, v. 71, n. 9, p. 1754–1764, 2008.

GAO, P.; DING, Y.; LI, H.; XAGORARAKI, I. Occurrence of pharmaceuticals in a municipal wastewater treatment plant: Mass balance and removal processes. **Chemosphere**, v. 88, p. 17–24, 2012.

GOMEZ, M. J.; MARTINEZ BUENO, M. J.; LACORTE, S.; FERNANDEZ-ALBA, A. R.; AGUERA, A. Pilot survey monitoring pharmaceuticals and related compounds in a sewage treatment plant located on the Mediterranean coast. **Chemosphere**, v. 66, p. 993–1002, 2007.

GUERRERO-PRESTON, R.; BRANDT-RAUF, P. Pharmaceutical residues in the drinking water supply: modeling residue concentrations in surface waters of drugs prescribed in the United States. **Public Health**, v. 122, n. 3, p. 236–40, 2008.

HASAN, S. A.; FERREIRA, M. I. M.; KOETSIER, M. J. ARIF, M. I.; JANSSEN, D. B. Complete biodegradation of 4-fluorocinnamic acid by a consortium comprising *Arithrobacter* sp. strain G1 and *Ralstonia* sp. strain H1. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 77, n. 2, p. 572–579, 2011.

HEBERER, T. Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. **Toxicology Letters**, Berlin, n. 131, p. 5–17, 2002.

HEBERER, T. Tracking persistent pharmaceutical residues from municipal sewage to drinking water. **Journal of Hydrology**, Berlin, n. 266, p. 175–189, 2001.

HENRY, T.; BLACK, M. Acute and chronic toxicity of fluoxetine (selective serotonin reuptake inhibitor) in western mosquito fish. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, v. 54, n. 2, p. 325–330, 2008.

HIJOSA-VALSERO, M.; MATAMOROS, V.; MARTÍN-VILLACORTA, J.; BÉCARES, E.; BAYONA, J. M. Assessment of full-scale natural systems for the removal of PPCPs from wastewater in small communities. **Water Res.**, v. 44, p. 1429–1439, 2010.

HIJOSA-VALSERO, M.; MATAMOROS, V.; SIDRACH-CARDONA, R.; PEDESCOLL, A.; MARTÍN-VILLACORTA, J.; GARCIA, J. Influence of design, physico-chemical and environmental parameters on pharmaceuticals and fragrances removal by constructed wetlands. **Water Sci. Technol.**, v. 63, n. 11, p. 2527–2534, 2011.

HONG, H. N.; KIM, H. N.; PARK, K. S.; LEE, S. K.; GU, M. B. Analysis of the effects of diclofenac on Japanese medaka (*Oryzias latipes*) using real-time PCR. **Chemosphere**, v. 67, p. 2115–2121, 2007.

HUSSAIN, S. A.; PRASHER, S.O.; PATEL, R. M. Removal of ionophoric antibiotics in free water surface constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 41, p. 13–21, 2012.

JAESCHKE, H.; KNIGHT, T. R.; BAJT, M. L. The role of oxidant stress and reactive nitrogen species in acetaminophen hepatotoxicity. **Toxicol. Lett.**, v. 144, p. 279–288, 2003.

JAESCHKE, H.; BAJT, M. L. Intracellular signaling mechanisms of acetaminophen induced liver cell death. **Toxicological Sciences**, v. 89, p. 31–41, 2006.

- JELIC, A.; GROS, M.; GINEBRED, A.; CESPEDES-SÁNCHEZ, R.; VENTURA, F.; PETROVIC, M.; BARCELO, D. Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in sewage water and sludge during wastewater treatment. **Water Research**, v. 45, p. 1165-1176, 2011.
- JOSS, A.; KELLER, E.; ALDER, A. C.; GÖBEL, A.; MCARDELL, C. S.; TERNES, T.; SIEGRIST, H. Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. **Water Res.**, v. 39, p. 3139-3152, 2005.
- KASPRZYK-HORDERN, B.; DINSDALE, R. M.; GUWY, A. J. The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. **Water Res.**, v. 43, n. 2, p. 363-380, 2009.
- KOLPIN, D. W.; Furlong, E. T.; Meyer, M. T.; Thurman, E. M.; Zaugg, S. D.; Barber, L. B.; Buxton, H. T. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in US streams, 1999-2000: a national reconnaissance. **Environ. Sci. Technol.**, v. 36, p. 1202-1211, 2002.
- LEE, E.; LEE, S.; PARK, J.; KIM, Y.; CHO, J. Removal and transformation of pharmaceuticals in wastewater treatment plant sand constructed wetlands. **Drink. Water Eng. Sci.**, v. 6, p. 89-98, 2013.
- LI, J.; YE, Q.; GAN, J. Degradation and transformation products of acetaminophen in soil. **Water Res.**, v. 49, p. 44-52, 2014.
- LI, T. G.; LIU, J. X.; BAI, R. B.; OHANDJA, D. G.; WONG, F. S. Biodegradation of organonitriles by adapted activated sludge consortium with acetonitrile-degrading microorganisms. **Water Res.**, v. 41, p. 3465-3473, 2007.
- LI, Y.; ZHU, G.; NG, W. J.; TAN, S. K. A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: design, performance and mechanism. **Sci. Total Environ.**, v. 468-469, p. 908-932, 2014.
- LONAPPAN, L.; BRAR S. K.; DAS, R. K.; VERMA, M.; SURAMPALLI, R. Y. Diclofenac and its transformation products: Environmental occurrence and toxicity - A review. **Environ Int.**, v. 96, p. 127-138, 2016.
- LÓPEZ-SERNA, R.; JURADO, A.; VÁZQUEZ-SUÑÉ, E.; CARRERA, L.; PETROVIC, M.; BARCELÓ, D. Occurrence of 95 pharmaceuticals and transformation products in urban groundwaters underlying the metropolis of Barcelona, Spain. **Environ. Pollut.**, v. 174, p. 305-315, 2013.
- LOURENÇÃO, B. C.; MEDEIROS, R. A.; FILHO, R. C. R.; MAZO, L. H. FILHO, O. F. Simultaneous voltammetric determination of paracetamol and caffeine in pharmaceutical formulations using a boron-doped diamond electrode. **Talanta**, v. 78, 748-752, 2009.
- LUO, Y.; GUO, W.; NGO, H. H.; NGHIEM, L. D.; HAI, F. I.; ZHANG, J.; LIANG, S.; WANG, X. C. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. **Sci. Total Environ.**, v. 473-474, p. 619-641, 2014.
- MATAMOROS, V.; ARIAS, C.; BRIX, H.; BAYONA, J. M. Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) from Urban Wastewater in a Pilot Vertical Flow Constructed Wetland and a Sand Filter. **Environ. Sci. Technol.**, v. 41, n. 23, p. 8171-8177, 2007.
- MATAMOROS, V.; ARIAS, C.; BRIX, H.; BAYONA, J. M. Preliminary screening of small-scale domestic wastewater treatment systems for removal of pharmaceutical and personal care products. **Water Res.**, v. 43, p. 55-62, 2009.
- MATAMOROS, V.; NGUYEN, L. X.; ARIAS, C. A.; SALVADÓ, V.; BRIX, H. Evaluation of aquatic plants for removing polar microcontaminants: a microcosm experiment. **Chemosphere**, v. 88, p. 1257-1264, 2012.
- MATAMOROS, V.; RODRÍGUEZ, Y.; ALBAIGÉS, J. A comparative assessment of intensive and extensive wastewater treatment technologies for removing emerging contaminants in small communities. **Water Res.**, v. 88, p. 777-785, 2016.
- MATAMOROS, V.; RODRIGUEZ, Y.; BAYONA, J. Mitigation of emerging contaminants by full-scale horizontal flow constructed wetlands fed with secondary treated wastewater. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 222-227, 2017.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria de Consolidação n. 5. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Brasília, 2017.
- MOMPELAT, S.; LE BOT, B.; THOMAS, O. Occurrence and fate of pharmaceutical products and by-products, from resource to drinking water. **Environ. Int.**, v. 35, n. 5, 803-14, 2009.
- MONTAGNER, C. C.; VIDALA, C. E. ACAYABA, R. D. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. **Quim. Nova**, v. 40, n. 9, 1094-1110, 2017.
- MUÑOZ, I.; LOPEZ-DOVAL, J. C.; RICART, M.; VILLAGRASA, M.; BRIX, R.; GEISZINGER, A.; GINEBRED, A.; GUASCH, H.; DE ALDA, M. J. L.; ROMANÍ, A. M.; SABATER, S.; BARCELÓ, D. Bridging levels of pharmaceuticals in river water with biological community structure in the Llobregat Riverbasin (northeast Spain). **Environ. Toxicol. Chem.**, v. 28, n. 12, p. 2706-2714, 2009.
- OAKS, J. L.; GILBERT, M.; VIRANI, M. Z.; WATSON, R. T.; METEYER, C. U.; RIDEOUT, B. A.; SHIVAPRASAD, H. L.; AHMED, S.; CHAUDHRY, M. J. I.; ARSHAD, M.; MAHMOOD, S.; ALI, A.; KHAN, A. A. Diclofenac residues at the cause of culture population decline in Pakistan. **Nature**, v. 427, n. 12, 2004.
- PAMPLONA, J. H.; OBA, E. T.; SILVA T. A.; RAMOS, L. P.; RAMSDORF, W. A.; CESTARI, M. M.; OLIVEIRA RIBEIRO, C. A.; ZAMPONIO, A. R.; SILVA DE ASSIS, H. C. Subchronic effects of dipyrone on the fish species *Rhamdia quelen*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, p. 342-349, 2011.

- PANDOLFINI, C.; BONATI, M. A literature review on off-label drug use in children. **Eur J Pediatr.**, v. 164, p. 552-8, 2005.
- PESSOA, G. P.; SOUZA, N. C.; VIDAL, C. B.; ALVES, J. A. C.; FIRMINO, P. I. M.; NASCIMENTO, R. F.; SANTOS, A. B. Occurrence and removal of estrogens in Brazilian wastewater treatment plants. **Science of the Total Environment**, v. 490, p. 288-295, 2014.
- PHONG, V. H. N.; KOOTTATEP, T.; CHAPAGAIN, S. K.; PANUVATVANICH, A.; POLPRASERT, C.; AHN, K-H. Removal of acetaminophen from wastewater by constructed wetlands with *Scirpus validus*. **Environ. Eng. Res.**, v. 21, n. 2, p. 164-170, 2016.
- POMATI, F.; ORLANDI, C.; CLERICI, M.; LUCIANI, F.; ZUCCATO, E. Effects and interactions in environmentally relevant mixture of pharmaceuticals. **Toxicological Sciences**, v. 102, 2008, p. 129-137.
- PRASKOVA, E.; PLHALOVA, L.; CHROMCOVA, L.; STEPANOVA, S.; BEDANOVA, I.; BLAHOVA, J.; HOSTOVSKY, M.; SKORIC, M.; MARŠÁLEK, P.; VOŠLAROVA, E.; SVOBODOVA, Z. Effects of Subchronic Exposure of Diclofenac on Growth, Histopathological Changes, and Oxidative Stress in Zebrafish (*Danio rerio*). **Scientific World Journal**, v. 2014, 2014.
- QIANG, Z.; DONG, H.; ZHU, B.; QU, J.; NIE, Y. A comparison of various rural wastewater treatment processes for the removal of endocrine-disrupting chemicals (edcs). **Chemosphere**, v. 92, p. 986-992, 2013.
- QUINN, B.; GAGNÉ, F.; BLAISE, C. Evaluation of the acute, chronic and teratogenic effects of a mixture of eleven pharmaceutical on the cnidarian, *Hydra attenuate*. **Sci. Total Environ.**, v. 407, 2009, p. 1072-1079.
- RANIERI, E.; VERLICCHI, P.; YOUNG, T. M. Paracetamol removal in subsurface flow constructed wetlands. **Journal of Hydrology**, v. 404, n. 3-4, p. 130-135, 2011.
- REEMTSMA, T.; WEISS, S.; MUELLER, J.; PETROVIC, M.; GONZÁLEZ, S.; BARCELO, D.; VENTURA, F.; KNEPPER, T. P. Polar pollutants entry into the water cycle by municipal wastewater: a European perspective. **Environ. Sci. Technol.**, v. 40, n. 17, p. 5451-8, 2006.
- RÜHMLAND, S.; WICK, A.; TERNES, T. A.; BARJENBRUCH, M. Fate of pharmaceuticals in a subsurface flow constructed wetland and two ponds. **Ecological Engineering**, v. 80, p. 125-139, 2015.
- SANTOS, L. H. M. L. M.; GROS, M.; RODRIGUEZ-MOZAZ, S.; DELERUE-MATOS, C.; PENA, A.; BARCELÓ, D.; MONTENEGRO, M. C. B. S. M. Contribution of hospital effluents to the load of pharmaceuticals in urban wastewaters: Identification of ecologically relevant pharmaceuticals. **Sci. Total Environ.**, v. 461-462, p. 302-316, 2013.
- SANTOS, L. H. M. L. M.; ARAÚJO, A. N.; FACHINI, A. PENA, A.; DELERUE-MATOS, C.; MONTENEGRO, M. C. B. S. M. Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 175, p. 45-95, 2010.
- SARMA, S. S. S.; GONZÁLEZ-PÉREZ, B. K.; MORENO-GUTIÉRREZ, S. M.; NANDINI, S. Effect of paracetamol and diclofenaco on population growth of *Platyonus patulus* and *Moinama crocopa*. **Journal of Environmental Biology**, v. 35, edição especial, p. 119-126, 2014.
- SCHULZE, T.; WEISS, S.; SCHYMANSKI, E.; VON DER OHE, P. C.; SCHMITT-JANSEN, M.; ALTENBURGER, R.; STRECK, G.; BRACK, W. Identification of a phytotoxic photo- transformation product of diclofenaco using effect-directed analysis. **Environ. Pollut.**, v. 158, p. 1461-1466, 2010.
- SCHWAIGER, J.; FERLING, H.; MALLOW, U.; WINTERMAYR, H.; NEGELE, R. D. Toxic effects of the non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenac. Part I: histopathological alterations and bioaccumulation in rainbowtrout. **Aquatic Toxicology**, v. 68, p. 141-150, 2004.
- SCHEYTT, T.; MERSMANN, P.; LINDSTADT, R.; HEBERER, T. Determination of sorption coefficients of pharmaceutically active substances, carbamazepine, diclofenac, and ibuprofen, in sandy sediments. **Chemosphere**, v. 60, p. 245-253, 2005.
- SOLÉ, M.; SHAW, J. P.; FRICKERS, P. E.; READMAN, J. W.; HUTCHINSON, T. H. Effects on feeding rate and biomarker responses of marine mussels experimentally exposed to propranolol and acetaminophen. **Anal Bioanal Chem**, v. 396, p. 649-656, 2010.
- STUMPF, M.; TERNES, T. A.; WILKEN, R.; RODRIGUES, S. V.; BAUMANN, W. Polar drug residues in sewage and natural waters in the state of Rio de Janeiro, Brazil. **Sci. Total Environ.**, v. 225, 1999, 135 p.
- TERNES, T. A.; STUMPF, M.; MUELLER, J.; HABERER, K.; WILKEN, R. D.; SERVOS, M.; Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants – I. Investigations in Germany, Canada and Brazil. **Sci. Total Environ.**, v. 225, 1999, 81 p.
- TERLAAK, T. L.; GEBBINK, W. A.; TOLLS, J. The effect of pH and ionic strength on the sorption of sulfachloropyridazine, tylosin, and oxytetracycline to soil. **Environ. Toxicol. Chem.**, v. 25, p. 904-911, 2006.
- TOLLS, J. Sorption of veterinary pharmaceuticals in soils: a review. **Environ. Sci. Technol.**, n. 35, p. 3397-3406, 2001.
- TROJANOWICZ, M. Flow-injection analysis as a tool for determination of pharmaceutical residues in aqueous environment. **Talanta**, v. 96, p. 3-10, 2012.
- VYMAZAL, J.; BŘEZINOVÁ, T. D.; KÖELUHB, M.; KULE, L. Occurrence and removal of pharmaceuticals in four full-scale constructed wetlands in the Czech Republic – the first year of monitoring. **Ecological Engineering**, n. 98, p. 354-64, 2017.
- VERLICCHI, P.; AUKIDY, M. A.; ZAMBELLO, E. Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment e a review. **Sci. Total Environ.**, v. 429, p. 123-155, 2012.
- VERLICCHI, P.; GALLETI, A.; PETROVIC, M.; BARCELÓ, D. Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of

- micropollutants and sustainable treatment options. **Journal of Hydrology**, v. 389, p. 416–428, 2010.
- VERLICCHI P.; ZAMBELLO, E. How efficient are constructed wetlands in removing pharmaceuticals from untreated and treated urban wastewaters? A review. **Sci Total Environ**, v. 470, p. 1281–1306, 2014.
- VIENO, N.; TUHKANEN, T.; KRONBERG, L. Elimination of pharmaceuticals in sewage treatment plants in Finland. **Water Res.**, v. 41, p. 1001–1012, 2007.
- VIENO, N.; SILLANPÄÄ, M. Fate of diclofenac in municipal wastewater treatment plant - a review. **Environ Int.**, v. 69, p. 28–39, 2014.
- VOGNA, D.; MAROTTA, R.; ANDREOZZI, R.; NAPOLITANO, A.; D'ISCHIA, M. Kinetic and chemical assessment of the UV/H₂O₂ treatment of antiepileptic drug carbamazepine. **Chemosphere**, 54, p. 497–505, 2004.
- VOOGT, P.; JANEX-HABIBI, M-L.; SACHER, F.; PUJIKER, L. M.; MONS, M. Development of a common priority list of pharmaceuticals relevant for the water cycle. **Water Sci Technol**, v. 59, n. 39, 2009.
- XU, J. J.; HENDRIKS, B. S.; ZHAO, J.; GRAAF, D. Multiple effects of acetaminophen and p38 inhibitors: Towards pathway toxicology. Minireview. **FEBS Letters**, v. 582, p. 1276–1282, 2008.
- WRITER, J. H.; FERRERA, I.; BARBER, L. B.; THURMAN, E. M. Widespread occurrence of neuro-active pharmaceuticals and metabolites in 24 Minnesota rivers and wastewaters. **Science of the Total Environment**, v. 461–462, p. 519–527, 2013.
- YAMAMOTO, H.; NAKAMURA, Y.; MORIGUCHI, S.; NAKAMURA, Y.; HONDA, Y.; TAMURA, I.; HIRATA, Y.; HAYASHI, A.; SEKIZAWA, J. Persistence and partitioning of eight selected pharmaceuticals in the aquatic environment: laboratory photolysis, biodegradation, and sorption experiments. **Water Research**, v. 43, p. 351–362, 2009.
- YANG, L.; YU, L. E.; RAY, M. B. Degradation of paracetamol in aqueous solutions by TiO₂ photocatalysis. **Water Res.**, v. 42, p. 3480–3488, 2008.
- YU, J. T.; BOUWER, E. J.; COELHAN, M. Occurrence and biodegradability studies of selected pharmaceuticals and personal care products in sewage effluent. **Agric. Water Manage**, v. 86, p. 72–80, 2006.
- ZHANG, D.; GERSBERG, R. M.; JERN NG, W.; TAN, S. K. Removal of pharmaceuticals and personal care products in aquatic plant-based systems: A review. **Environmental Pollution**, v. 184, p. 620–639, 2014.
- ZHANG, H.; HUANG, C.-H. Adsorption and oxidation of fluoroquinolone antibacterial agents and structurally related amines with goethite. **Chemosphere**, v. 66, p. 1502–1512, 2007.
- ZHANG, H.; HUANG, C. H. Oxidative transformation of triclosan and chlorophene by manganese oxides. **Environ. Sci. Technol.**, v. 37, p. 2421–2430, 2003.
- ZORITA, S.; MÅRTENSSON, L.; MATHIASSEN, L. Occurrence and removal of pharmaceuticals in a municipal sewage treatment system in the south of Sweden. **Sci. Total Environ.**, v. 407, p. 276–2770, 2009.

Avaliação da toxicidade do lodo de estação de tratamento de água e esgoto, antes e após vermicompostagem, usando teste de germinação com semente de alface (*Lactuca sativa*)

*Sludge toxicity assessment of water and sewage treatment plant before and after vermicomposting, using germination test with lettuce seed (*Lactuca sativa*)*

- **Data de entrada:**
21/02/2017
- **Data de aprovação:**
04/05/2018

Rosângela Gomes Tavares | Maurício Alves da Motta Sobrinho* | Luciana José Ribeiro Pereira | Marcus Metri Côrrea | Valmir Cristiano Marques de Arruda | Rafael Roney Camara de Melo

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.040>

Resumo

Objetivou-se com este trabalho avaliar a fitotoxicidade de elutriato obtido a partir do lodo de ETA e ETE antes e após o tratamento por vermicompostagem (TVC). Os ensaios utilizaram a água interfacial de lodos puros e consorciados nas parcelas de 75, 50 e 25% dos respectivos lodos (mistura dos lodos de ETA e ETE). Para a avaliação da toxicidade foram utilizadas sementes de alface, *Lactuca sativa*. As sementes foram colocadas em placas de Petri com papel de filtro e umedecidas com 4 mL de solução de elutriato; as placas foram vedadas com papel de filme plástico, para evitar a evaporação do elutriato, e posteriormente com papel alumínio, para preservar a ausência de luz, sendo mantidas numa incubadora, do tipo DBO5 a 25 ± 1 °C por 120 h. O delineamento foi inteiramente casualizado, com 15 amostras de cada mistura de lodo antes e 15 após o Tratamento por Vermicompostagem (TVC), 5 diluições (10, 25, 50, 75 e 100%) e três repetições, totalizando 450 parcelas de amostras e 6 parcelas de controles. Em todas as amostras e nos controles foram determinadas as concentrações de Al. O teste de toxicidade mostrou que houve um aumento no índice de germinação após TVC; assim como o elutriato com a maior diluição de 10% e me-

Rosângela Gomes Tavares – Engenheira Química pela Universidade Católica de Pernambuco. Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal Rural de Pernambuco. Doutora em Engenharia Civil pela Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Maurício Alves da Motta Sobrinho – Graduado em Engenharia Química pela UNICAP - PE. Mestre em Engenharia Química pela UFCG. Doutor em Engenharia de Processos pelo INPL - França. Pós-doutorado na UFPE e na UMINHO (Portugal). Coordenador do PPGEQ da UFPE. Membro permanente do PPGE Civil da UFPE. Bolsista de produtividade 2 do CNPq. Professor associado do DEQ - UFPE.

Luciana José Ribeiro Pereira – Graduada em Engenharia Biológica pela UMinho. Investigadora Marie Curie no projeto OXITEX G1TR-CT-2000-00009. Doutora em Biotecnologia Ambiental pela Universidade Técnica de Graz, na Áustria. Pós-doutorado no Instituto de Tecnologia Química e Biotecnologia da Universidade Nova de Lisboa. Pesquisadora-assistente na equipe CEB / UM / BRIDGE.

Marcus Metri Côrrea – Graduado em Agronomia pela Universidade Federal Rural de Pernambuco. Mestre em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Lavras. Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa. Professor Associado da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Valmir Cristiano Marques de Arruda – Graduado em Engenharia Sanitária pela UFMT. Mestre e doutor em Engenharia Civil pela UFPE. Pós-doutorado em Engenharia Biológica na UMinho, Braga, Portugal. Professor Adjunto III na UFRPE. Professor colaborador no Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental do Departamento de Tecnologia Rural.

Rafael Roney Camara de Melo – Graduado em Engenharia Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal Rural de Pernambuco e em Engenharia de Produção Civil pelo Instituto Federal de Pernambuco. Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco. Professor do Instituto Federal de Pernambuco.

*Endereço para correspondência: Rua Padre Landin, 312 - ap. 401, Recife - PE. E-mail: motta@ufpe.br

nor concentração de Al, obtiveram-se resultados mais expressivos, mostrando que a germinação das sementes foi reduzida proporcionalmente ao aumento nas concentrações de Al presente no elutriato.

Palavras-chave: Lodo de ETA. Lodo de ETE. Fitotoxicidade. *Lactuca sativa*.

Abstract

*The objective of this work was to evaluate the phytotoxicity of elutriate obtained from WTP and WWTP sludge before and after treatment by vermicomposting (TVC). The tests used the interfacial water of pure and consorted sludge in the 75, 50 and 25% of the respective sludge (mixture of WTP and WWTP sludge) sludges. To evaluate the toxicity were used seeds of lettuce, *Lactuca sativa*. The lettuce seeds were placed in Petri dishes with filter paper and moistened with 4 mL of elutriate solution, the plates were sealed with plastic film, to avoid evaporation of the elutriate, and later with aluminum foil, to preserve the absence of light, kept in a BOD type incubator at 25 ± 1 °C for 120 hours. The design was completely randomized with 15 samples of each sludge mixture, before and 15 after the TVC, 5 dilutions (10, 25, 50, 75 and 100%) and three replications, totaling 450 sample plots and 6 plots of controls. Al concentrations were determined in all samples and controls. The toxicity test showed that there was an increase in germination index after CVT; As well as the elutriate, with the highest dilution of 10% and lower Al concentration, obtained a more expressive result, showing that the germination of the seeds was reduced proportionally to the increase of aluminum concentrations present in the elutriate.*

Keywords: WTP sludge. WWTP sludge. Phytotoxicity. *Lactuca sativa*.

1 INTRODUÇÃO

O principal problema associado à disposição ambiental do lodo de estações de tratamento de água (ETA) está na presença e, em geral, na elevada concentração do metal alumínio, na forma de sulfato de Al. Esse coagulante é, ainda, o mais comumente utilizado no tratamento de água, cujas concentrações nos lodos de ETA variam enormemente de ETA para ETA. Essa variabilidade está relacionada principalmente ao processo utilizado, à vazão, aos tipos de equipamentos utilizados e, sobretudo, à qualidade da água bruta disponível, das dosagens e produtos químicos utilizados, assim como do processo de limpeza de decantadores (ANDREOLI et al., 2001).

Apesar de proibida, uma prática ainda corriqueira, em grande parte das ETAs é o lançamento de seus lodos nos mananciais a jusante da captação, como destinação final, ou em terrenos próximos às estações. A presença de Al em concentrações elevadas nesses lodos pode induzir toxicidade

aos organismos aquáticos e aumentar a degradação desses ambientes. Considerando ainda que esses lodos, além de conterem metais, apresentam concentrações elevadas de sólidos, turbidez e DQO, fatores que podem causar condições indesejáveis, tais como a criação de bancos de lodo, o assoreamento do curso d'água, alterações na cor, na luminosidade e na composição química, interferindo nos fenômenos biológicos naturais da macro e microbiota aquática e nos fenômenos de auto-depuração do corpo receptor (ANDRADE, 2014).

Uma vez lançados no solo, os metais tendem a se acumular, podendo atingir diversos níveis da cadeia alimentar, afetando a saúde humana. Elevadas concentrações de alumínio, quando dispostos no solo, podem propiciar a redução da taxa de crescimento radicular de plantas sensíveis, diminuindo a capacidade para obter água e nutrientes do subsolo, tornando o solo menos produtivo. Entretanto, poucos estudos relacio-

nam o metal alumínio e sua dispersão no meio ambiente com fatores relacionados à toxicidade e, sobretudo, a aspectos de saúde pública. Também deve-se considerar que as características dos lodos variam grandemente e a presença de outros metais e contaminantes orgânicos e inorgânicos na sua composição deve ser considerada (MIGUEL et al., 2010).

A toxicidade pode ser definida como um resultado nocivo sobre organismos vivos, provocados por substâncias químicas e substâncias próprias do organismo. A indicação de agentes tóxicos, por meio de testes de toxicidade ou testes ecotoxicológicos, denominados de bioensaios, objetiva determinar o efeito causado por esses agentes, uma ou mais substâncias, ou fatores ambientais, levando em consideração o tempo de exposição, a concentração e os efeitos adversos dos poluentes sobre as comunidades biológicas (GOLDSTEIN, 1988). A contaminação ambiental causada por diversas fontes, como efluentes agrícolas, industriais e domésticos, sedimentos, medicamentos e produtos químicos, pode ser avaliada pelos testes de ecotoxicidade (MARSCHNER, 1999; LOMBARDI, 2004).

As plantas são organismos eucariontes, fotossintetizantes e de metabolismo complexo. Na fase de germinação, as sementes passam por mudanças fisiológicas bastante intensas, estando muito sensíveis a qualquer fator de estresse ambiental. Sementes de plantas são largamente utilizadas em diversos tipos de bioensaios de toxicidade. Plantas sensíveis às substâncias tóxicas podem ser utilizadas como indicadores da qualidade do meio, constituindo-se bioensaios de fitotoxicidade (CUNHA, 2011). A *Lactuca sa-*

tiva, devido a sua sensibilidade, tem sido amplamente utilizada em testes de fitotoxicidade (DING et al., 2009).

O objetivo desta pesquisa foi avaliar o grau de fitotoxicidade do lodo de ETA e estações de tratamento de esgotos (ETEs), antes e após tratamento, por meio da vermicompostagem, quanto às características germinativas e de crescimento inicial do bioindicador sementes de alface (*Lactuca sativa*).

2 METODOLOGIA

2.1 Amostras de lodo

Os lodos utilizados neste trabalho foram provenientes de uma ETA (tratamento convencional – coagulação/floculação/decantação) e de duas ETEs uma com tratamento aeróbio (lodo ativado com aeração prolongada) e outra com anaeróbio (reator UASB). Ressalta-se que os lodos foram coletados na descarga de fundo do decantador no caso da ETA e na base do reator anaeróbio no caso do LETE, ou seja, sem passar por desidratação. Diante da possibilidade de tratamento consorciado do lodo de ETA (LETA) com o lodo de ETE (LETE), foi estabelecida a mistura desses lodos em várias concentrações. A caracterização do lodo está apresentada em TAVARES (2016).

Para submeter os resíduos sólidos ao tratamento por vermicompostagem, foi necessário realizar o deságue do mesmo, em sistema montado em laboratório com dispositivos tubulares de geotêxtil (bag), modelo cedido pela TenCate Geotube foi o GT 500 (diâmetro médio dos poros de 80 μ (ASTM D6767) e dimensões de 53 x 51 cm (Figura 1).



Figura 1 - Saco geotêxtil (geomembrana)

Fonte: Góis (2015)

As amostras de lodo, após deságue, que foram preparadas e tratadas por vermicompostagem, receberam as nomenclaturas descritas abaixo. A Tabela 1 apresenta a composição dos substratos submetidos ao tratamento de vermicompostagem.

- LETA – Lodo de ETA;
- LETEM – Lodo de ETE Mangueira (anaeróbico);
- LETELA – Lodo de ETE Lógica Ambiental (aeróbico);

Tabela 1. Composição das amostras submetidas ao teste de toxicidade

| Composição | Tratamento de vermicompostagem |
|-----------------------|--------------------------------|
| 100% LETA | T1 |
| 100% LETEM | T2 |
| 100% LETELA | T3 |
| 75% LETA + 25% LETEM | T4 |
| 75% LETA + 25% LETELA | T5 |
| 50% LETA + 50% LETEM | T6 |
| 50% LETA + 50% LETELA | T7 |
| 25% LETA + 75% LETEM | T8 |
| 25% LETA + 75% LETELA | T9 |
| 75% LETA + 25% LETEM | T10 |
| 75% LETA + 25% LETELA | T11 |
| 50% LETA + 50% LETEM | T12 |
| 50% LETA + 50% LETELA | T13 |
| 25% LETA + 75% LETEM | T14 |
| 25% LETA + 75% LETELA | T15 |

2.2 Preparação do elutriato

Antes da realização do biensaio de toxicidade, foi realizada a solubilização do resíduo seguindo a metodologia descrita na NBR 10006 (ABNT, 2004). Tomou-se 20g da amostra, dos referidos substratos e tratamento descritos na Tabela 1, dissolvendo-a em 100 mL de água destilada, em *erlenmeyer* de 250 mL, mantendo a proporção 1:5 (m/v). A mistura foi agitada em uma mesa agitadora, por 24 horas, e decantada por 7 dias em frasco tampado. Após esse período, foram retirados 50 mL do sobrenadante, denominado elutriato. A partir dessa solução, elutriato a 100% (“solução-mãe”), foram preparadas diluições com 75%, 50%, 25% e 10%. Também foi utilizada uma solução controle com água destilada.

2.3 Condução do bioensaio com a *Lactuca sativa*

O teste de toxicidade com *Lactuca sativa* ocorreu em condições estáticas, com base nas metodo-

logias descritas por Tam e Tiquia (1994), Dutka (1989) e Andrade (2009), com as devidas adaptações. Foram utilizadas placas de Petri de 9 (nove) cm de diâmetro, onde foi disposta uma folha de papel de filtro qualitativo de igual dimensão para cobrir o fundo de cada placa. Com uma pipeta Pasteur, o papel de filtro foi umedecido com cerca de 4 mL da solução-teste, sem deixar excesso de líquido visível. Em cada placa de Petri preparada, dispuseram-se 10 sementes de alface (*Lactuca sativa*), uniformemente distribuídas, utilizando pinças de laboratório. As sementes de *Lactuca sativa* utilizadas no teste apresentaram percentual de germinação de 98% (fornecido pelo fabricante). Após a inoculação das sementes, as placas foram vedadas com papel de filme plástico, para evitar a evaporação do elutriato, e posteriormente com papel alumínio, para preservar a ausência de luz, em câmara do tipo D. B.O., sendo mantidas numa incubadora a 25 ± 1 °C por 120 horas (Figura 2).

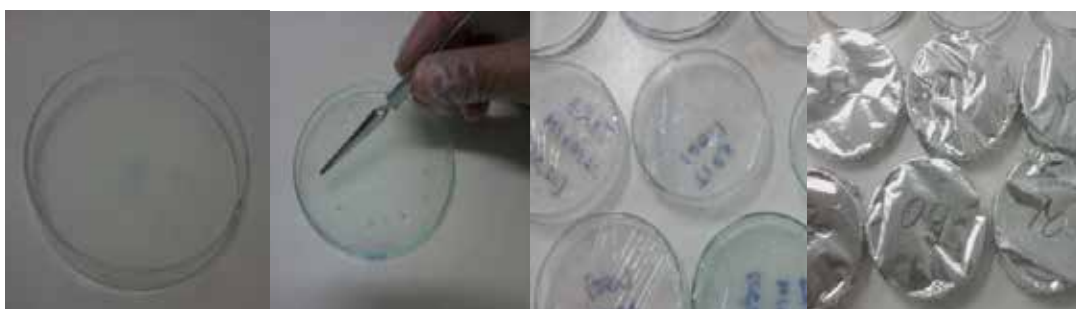


Figura 2 - Sequência do procedimento de inoculação das sementes de alface (*Lactuca sativa*)

Fonte: banco de dados GPTA (2015)

Após o período de incubação de 120 horas, foi realizado o procedimento de contagem das sementes germinadas. Os bioensaios foram efetivados no Laboratório do Grupo de Processos e Tecnologias Ambientais – GPTA/DEQ/UFPE, em triplicatas; e nas condições antes e depois dos tratamentos. A avaliação do bioensaio foi em função da Germinação Relativa (GR%) e o Cres-

cimento Relativo da Raiz, segundo Bellato et al. (2015), onde: N°SGa foi o número de sementes que germinaram na amostra; N°SGc, o número de sementes que germinaram no controle; MCRa, a média do crescimento das raízes na amostra e MCRc, a média do crescimento das raízes nos controles. A água destilada foi utilizada como controle negativo.

$$GR(\%) = N^{\circ} \frac{SGa}{N^{\circ}SGc} * 100 \quad (\text{Equação 1})$$

$$CRR(\%) = \frac{MCRa}{MCRc} * 100 \quad (\text{Equação 2})$$

O delineamento foi inteiramente casualizado, com 15 amostras de cada mistura de lodo (ver Tabela 1) antes e as correspondentes 15 amostras após o TVC, com 5 diluições (10, 25, 50, 75 e 100%) e três repetições cada, totalizando 450

parcelas de amostras e 6 parcelas de controles. Em todas as amostras e nos controles foram determinadas as concentrações de Al.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Característica do elutriato

A Tabela 2 mostra as concentrações médias de Al presentes no elutriato (E) preparado, a partir dos compostos antes (Substrato) e após o tratamento de vermicompostagem (TVC).

Tabela 2 - Concentração de Al (mg/L) no elutriato

| Tratamento | Concentração de Al (mg/L) | | | | | | | | | |
|------------|---------------------------|------------|-----------|------------|-----------|------------|-----------|------------|-----------|------------|
| | 100% de E | | 75% de E | | 50% de E | | 25% de E | | 10% de E | |
| | Antes TVC | Depois TVC | Antes TVC | Depois TVC | Antes TVC | Depois TVC | Antes TVC | Depois TVC | Antes TVC | Depois TVC |
| T1 | 696,13 | 269,10 | 522,10 | 201,83 | 348,07 | 134,55 | 174,03 | 67,28 | 69,61 | 26,91 |
| T2 | 117,89 | 16,94 | 88,42 | 12,70 | 58,95 | 8,47 | 29,47 | 4,23 | 11,79 | 2,69 |
| T3 | 196,01 | 21,46 | 147,01 | 16,09 | 98,01 | 10,73 | 49,00 | 5,36 | 19,60 | 2,15 |
| T4 | 551,90 | 121,98 | 413,93 | 91,48 | 275,95 | 60,99 | 137,98 | 30,49 | 55,19 | 12,20 |
| T5 | 568,01 | 121,68 | 426,01 | 91,26 | 284,01 | 60,84 | 142,00 | 30,42 | 56,80 | 12,17 |
| T6 | 407,01 | 77,18 | 305,26 | 57,89 | 203,51 | 38,59 | 101,75 | 19,30 | 40,70 | 7,72 |
| T7 | 448,24 | 87,93 | 336,18 | 65,95 | 224,12 | 43,97 | 112,06 | 21,98 | 44,82 | 8,79 |
| T8 | 262,78 | 56,39 | 197,09 | 42,30 | 131,39 | 28,20 | 65,70 | 14,10 | 26,28 | 5,64 |
| T9 | 322,12 | 42,51 | 241,59 | 31,88 | 161,06 | 21,26 | 80,53 | 10,63 | 32,21 | 4,25 |
| T10 | 587,83 | 202,59 | 440,87 | 151,95 | 293,92 | 101,30 | 146,96 | 50,65 | 58,78 | 20,26 |
| T11 | 607,27 | 222,30 | 455,45 | 166,72 | 303,64 | 111,15 | 151,82 | 55,57 | 60,73 | 22,23 |
| T12 | 430,74 | 61,93 | 323,06 | 46,45 | 215,37 | 30,97 | 107,69 | 15,48 | 43,07 | 6,19 |
| T13 | 471,30 | 65,67 | 353,48 | 49,25 | 235,65 | 32,83 | 117,83 | 16,42 | 47,13 | 6,57 |
| T14 | 273,98 | 28,93 | 205,49 | 21,70 | 136,99 | 14,46 | 68,50 | 7,23 | 27,40 | 2,89 |
| T15 | 334,65 | 38,98 | 250,99 | 29,23 | 167,33 | 19,49 | 83,66 | 9,74 | 33,47 | 3,90 |

Pôde-se verificar que para teores mais elevados de Al há uma redução na eficiência de remoção do Al; isso pode indicar um comportamento inibitório pela elevada concentração do metal. Esses valores estão bem abaixo do encontrados por Sotero-Santos (2005); tal fato pode estar associado à qualidade da água e às condições de processo das plantas. Todavia, George et al. (1991)

apresentam uma faixa de concentração que vai de 74 a 2.900 mg/L de Al, para estações nos EUA que utilizam o processo convencional (coagulação/floculação/decantação).

Dessa forma, o uso de lodo de ETE colabora para a remoção do Al por vermicompostagem, ao diluir a concentração e ao fornecer matéria orgâni-

ca. Essa contribuição é mais evidente quando se utiliza o lodo de ETE aeróbio (LETELA).

Esses resultados estão de acordo com os obtidos por Masciandaro et al. (2000), pois os mesmos verificaram que quando a quantidade de lodo aeróbio nas misturas foi superior a 50% houve um incremento no metabolismo microbiano do solo, como fora demonstrado pelo índice de potencial metabólico (relação desidrogenase / carbono solúvel em água).

Após o processo de vermicompostagem, apesar de se remover consideravelmente a quantidade de alumínio presente nos substratos (superior a 50%), ainda são verificadas concentrações elevadas no composto após TVC. Nas maiores diluições do elutriato observam-se as menores concentrações do Al. Ressalta-se que o uso do lodo de Al é menos tóxico que o lodo de cloreto férrico, segundo Sotero-Santos (2005).

3.2 Análise do teste de germinação com a semente de alface (*Lactuca sativa*)

O teste não paramétrico de Mann-Whitney, utilizado para comparação de dois grupos independentes, foi utilizado para testar se o tratamento com vermicompostagem obteve efeito positivo sobre a germinação (GR) e o crescimento relativo da raiz (CRR) da semente *Lactuca sativa*. Os resultados demonstraram diferenças significativas ($p < 0,05$) para a GR e para CRR, indicando que o tratamento com vermicompostagem influenciou na germinação da semente.

Na Figura 3 pode ser observada, na forma de gráfico *box-Whisker*, a influência do tratamento com vermicompostagem na germinação, por meio dos comportamentos semelhantes em relação à amplitude e distribuição dos quartis, destacando-se que houve um aumento de 20% na GR após o TVC aplicado.

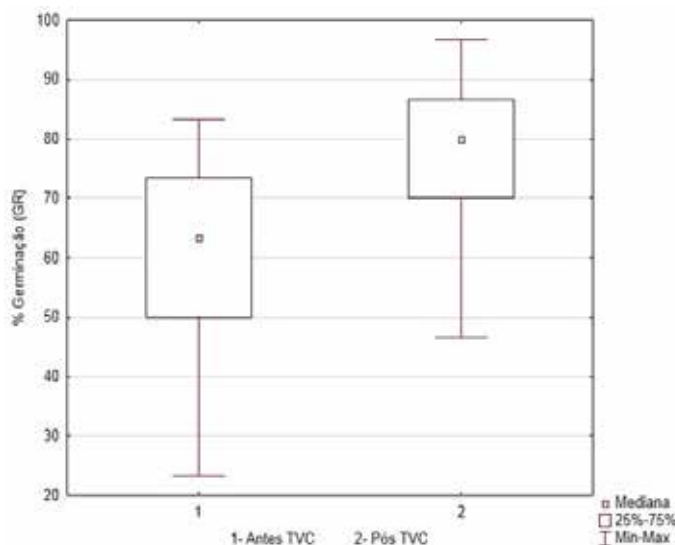


Figura 3 – Variação da germinação (GR) em relação aos tratamentos aplicados

Para todas as diluições testadas houve diferenças significativas ($p < 0,05$) para o teste não paramétrico de Mann-Whitney, que indica que para todas as diluições, o tratamento de vermicompostagem foi eficiente na melhoria dos percentuais de germinação e crescimento relativo da raiz.

As Figuras 4, 5, 6, 7 e 8 indicam que tanto o índice de germinação como o crescimento relativo da raiz foram melhoraram após o TVC. Os menores índices de germinação antes do TVC se apresentaram na faixa de 20 a 30%, e os maiores entre 80 e 90%. Após o TVC, esse cenário mudou: o mínimo passou para faixa de 40 a 50%, e o máximo, entre 95 e 100%.

Ao comparar as concentrações do elutriato, pode-se perceber que antes do TVC os valores mínimos e máximos com 100%, 75%, 50%, 25% e 10% de elutriato situaram-se entre 20 e 50%, 30 e 70%, 45 e 80%, 60 e 80% e 60 e 85%, respectivamente.

Para o cenário após o TVC, percebeu-se que o aumento das faixas de germinação com 100%, 75%, 50%, 25% e 10% de elutriato foram entre 45 e 80%, 60 e 80%, 75 e 90%, 70 e 90% e 80 e 100%, respectivamente.

A partir de 50% de concentração de elutriato, houve uma maior precisão nos índices de germinação, evidenciado pela menor amplitude dos resultados. As maiores diferenças estão nos tratamentos com 100% e 75% de elutriato. As concentrações de 50 e 25 % apresentaram resultados semelhantes. E a concentração de 10% reuniu os melhores resultados, entre 90 e 100%.

Quanto ao crescimento das raízes, observou-se que houve uma maior sensibilidade da semente em relação ao tóxico nas maiores concentrações (100, 75 e 50%), onde ocorreram aumento da GR e o CRR foi pouco afetado. Com as concentrações de 25 e 10% ocorreu maior alongamento das raízes.

Para concentração de 10% de elutriato, e após TVC, foram constatadas as menores concentrações médias de Al, conforme Tabela 2. Concluiu-se, portanto, que esse meio foi a melhor condição de estresse, sendo a pior com 100% de elutriato, antes do TVC. De forma semelhante, Pereira et al. (2013) estudaram os efeitos fitotóxicos do Pb, tanto na germinação, como no crescimento inicial da raiz de alface. A presença de Pb alterou os padrões de divisão celular, induzindo a ocorrência de anormalidades cromossômicas. Essa afirmativa não pode ser feita para estudo, visto que os lodos usados nesta pesquisa, sendo amostras reais, apresentam outras características além do Al, que teriam sido responsáveis pela redução na germinação, ou contribuído para um efeito sinérgico.

Dentre as possibilidades de atenuação, a vermicompostagem apresentou-se como uma alternativa viável. Aldeeb et al. (2003) mostraram que o lodo de ETA não pode ser depositado diretamente no solo, mas sua mistura com toposo-lo natural leva a formação de um solo argiloso. Neste escopo, o lodo de ETA ao ser misturado com o lodo de ETE para melhorar a eficiência da atenuação, permitirá também uma melhora da estrutura do solo.

De acordo com Bhat et al. (2018), a capacidade de atenuação dos metais pesados presentes em resíduos se deve ao seu intenso sistema metabólico, assim como ao envolvimento de micróbios intestinais de minhoca e as células cloragógena.

Ahmad et al. (2016) citam outras alternativas sustentáveis para o descarte do lodo sem tratamento, como a inclusão desse resíduo em tijolos, materiais cerâmicos ou na fabricação de cimento, entre outras. Para essas aplicações, faz-se necessário estudos de lixiviação, para verificar se não há liberação do Al para o líquido em contato. Cherifi et al. (2011) citam ainda a recuperação do

coagulante por extração eletroquímica, para sua posterior aplicação em tratamento de efluentes.

Ressalta-se que o uso da vermicompostagem para o tratamento do lodo por outros processos, como o biofiltro, incrementa a sua eficiên-

cia. Zheng et al. (2017) demonstraram que o uso da das minhocas melhorou a desidratação dos mesmos ao transformar a água vicinal e a água de hidratação em água intersticial, mais fácil de remover.

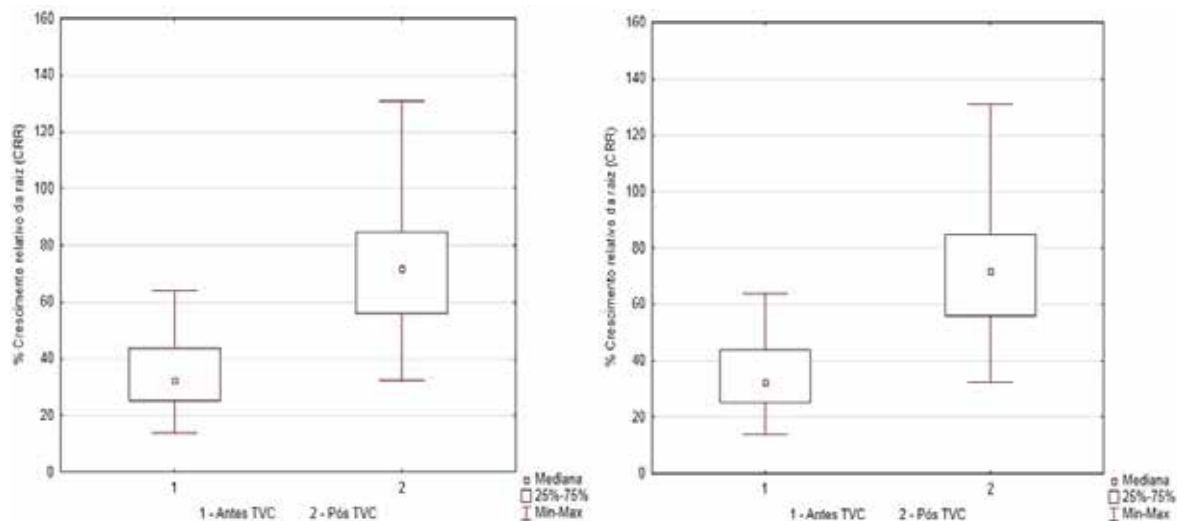


Figura 4 - Resultados do Teste U de Mann-Whitney para avaliação da influência do elutriato com 100% de concentração na germinação da semente de *Lactuca sativa*

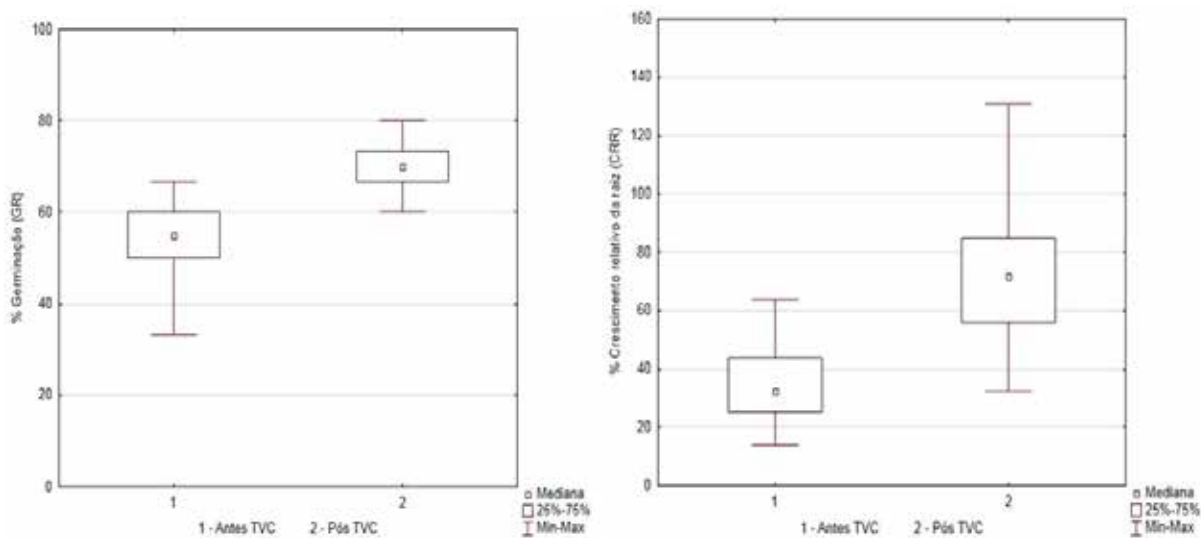


Figura 5 - Resultados do Teste U de Mann-Whitney para avaliação da influência do elutriato com 75% de concentração na germinação da semente de *Lactuca sativa*

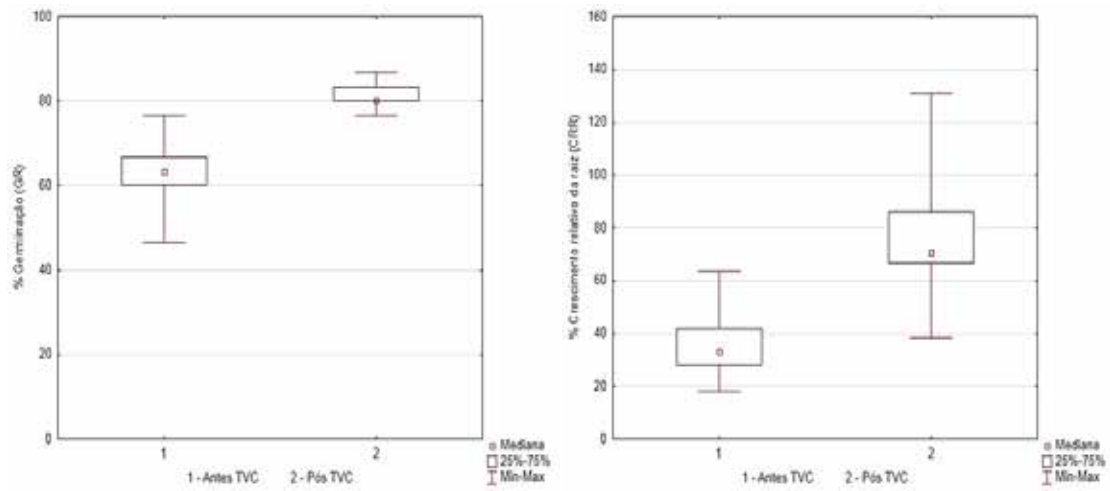


Figura 6 - Resultados do Teste U de Mann-Whitney para avaliação da influência do elutriato com 50% de concentração na germinação da semente de *Lactuca sativa*

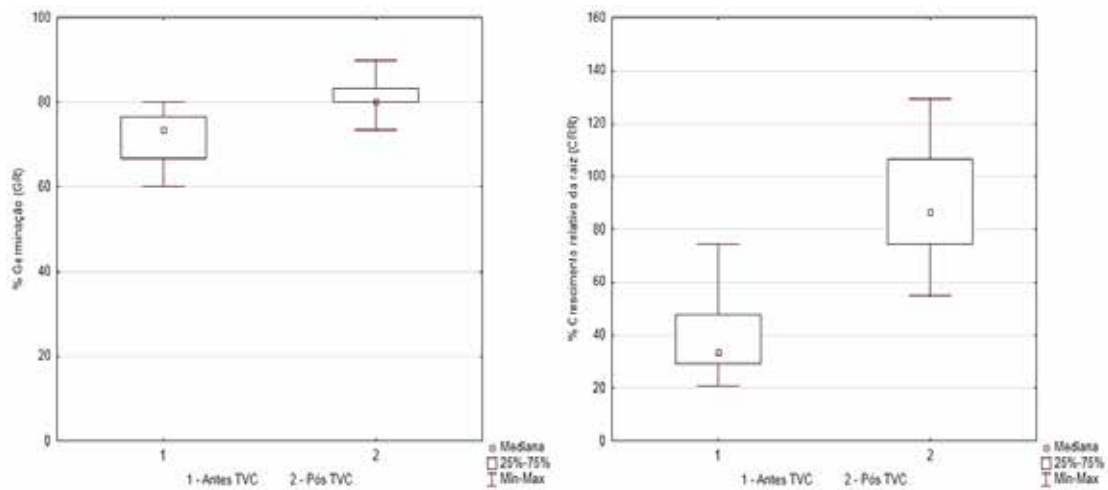


Figura 7 - Resultados do Teste U de Mann-Whitney para avaliação da influência do elutriato com 25% de concentração na germinação da semente de *Lactuca sativa*

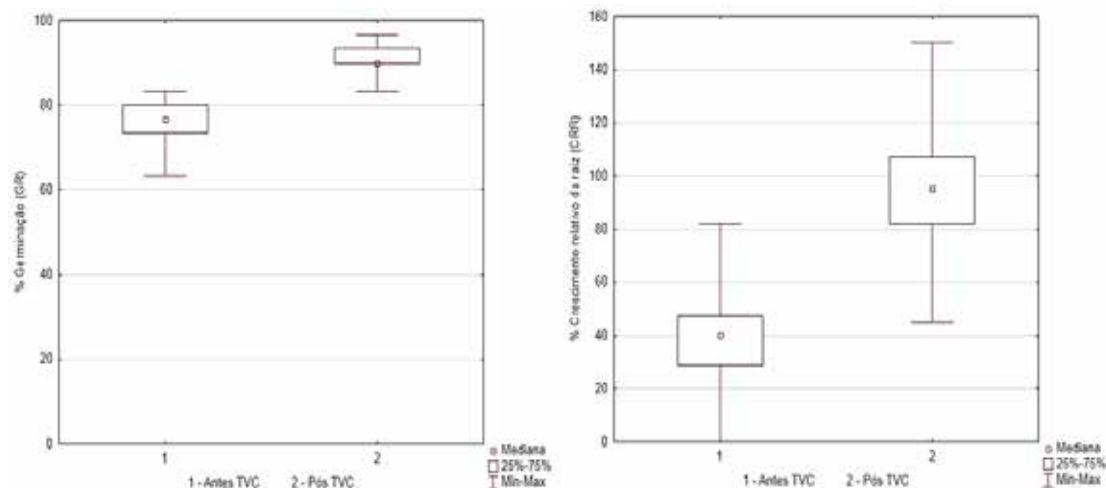


Figura 8 - Resultados do Teste U de Mann-Whitney para avaliação da influência do elutriato com 10% de concentração na germinação da semente de *Lactuca sativa*

4 CONCLUSÃO

Os resultados do bioensaio com semente de *Lactuca sativa* mostraram haver influência do lodo de ETA e ETE puro e consorciado na taxa de germinação. Essa influência pode ser minimizada quando os lodos são processados por vermicompostagem, tratamento que pode reduzir a biodisponibilidade do Al no lodo de ETA. O teste de toxicidade mostrou que houve um aumento no índice de germinação após TVC, assim como o elutriato, com a maior diluição, de 10%, obteve resultado mais expressivo, mostrando que a germinação das sementes foi reduzida proporcionalmente ao aumento nas concentrações de alumínio presente no elutriato.

Tais experiências permitiram concluir que o lodo de ETA e ETE, quando submetido ao tratamento por vermicompostagem (TVC), estabilizou a matéria orgânica e diminuiu a concentração de metais. Dessa forma, o presente tratamento pode tornar mais segura a disposição dos lodos no solo e diminuir sua interferência na germinação de sementes.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT- NBR 10006:2004. **Procedimentos para obtenção de extrato solubilizado de resíduo sólido**. NBR 10006:2004.

T. AHMAD, T., AHMAD, K., ALAM, M. Characterization of Water Treatment Plant's Sludge and its Safe Disposal Options. **Procedia Environmental Sciences**. v. 35, p. 950-955, 2016.

ANDRADE, C. F., SILVA, C.M., OLIVEIRA, F.C. Gestão ambiental em saneamento: uma revisão das alternativas para tratamento e disposição do lodo de ETA e seus impactos na qualidade das águas. In: Anais **V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**. Belo Horizonte/MG –2014.

ANDRADE, V. T. **Avaliação da toxicidade de água produzida, tratada por processo evaporativo com a finalidade de reúso em solo**. 164f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

ANDREOLI, I. V., SPERLING, M. V., FERNANDES, F. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: UFMG. 2001.

BHAT, S.A., SINGH, S., SINGH, J., KUMAR, S., BHAWANA, PALVIGA, A. Bioremediation and detoxification of industrial wastes by earthworms: Vermicompost as powerful crop nutrient in sustainable agriculture. **Bioresource Technology**. in press. 2018.

BELLATO, F. C., SANTOS, G. O. F., ROSA J. M., MATHEUS, D. R. Avaliação da fitotoxicidade de efluente têxtil contendo corante ci reactive blue 222 após o tratamento por pleurotus ostreatus em biorreator. In: Anais **XI Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica**. Campinas – SP. 2015.

- CHERIFI, M., HAZOURLI, S., PONTVIANNE, S., LECLERC, J.P., LAPICQUE, F. Electrokinetic removal of aluminum from water potabilization treatment sludge. **Desalination**. v. 281, n. 17, p. 263–270, 2011.
- CUNHA, B. M. **Avaliação ecotoxicológica de distintos tipos de efluentes mediante testes de toxicidade aguda utilizando Artemia salina e Lactuca sativa**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2011.
- DING, L., JING, H., QIN, B., QI, L., LI, J., WANG, T., LIU, G. Regulation of cell division and growth in roots of *Lactuca sativa* L. seedlings by the ent-kaurene diterpenoid rabdosin B. **Journal of Chemical Ecology**, v.36, n.5, p.553-563, 2009.
- DUTKA, B. J. **Methods for microbiological and toxicological analysis of waters, wastewaters and sediments**. National Water Research Institute (NWRI), Canada: Burlington, 1989.
- GEORGE, D.B., BERK, S.G., ADAMS, V.D., TING, R.S., ROBERTS, R.O., PARKS, L.H., LOTT, R.C. Toxicity of alum sludge extracts to a freshwater alga, protozoan, fish, and marine bacterium. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.** v. 29, p. 149–158, 1995.
- GOLDSTEIN, E. G. Testes de toxicidade de efluentes industriais. **Revista Ambiente**, v.2, n. 2, p. 33-38, 1988.
- LOMBARDI, J. V. Fundamentos de toxicologia aquática. Pp. 261-270 In: M.J.T. Ranzani-Paiva, R.M. Takemota & M.A.P. Lizama (eds.), **Sanidade de organismos aquáticos**. Org. Livraria Varela, São Paulo. 426 p. 2004
- MARSCHNER, A. Biologische Bodensanierung und ihre Erfolgskontrolle durch Biomonitoring. p. 568-576. In: J. Oehlmann & B. Markert (eds.), **Okotoxikologie –Okosystemare Ansätze und Methoden**. Ecomed, Landsberg. 576p. 1999.
- MIGUEL, P. S. B., GOMES, F. T., ROCHA, W. S. D., MARTINS, C. E., CARVALHO, C. A., OLIVEIRA, A. V. **Efeitos tóxicos do alumínio no crescimento das plantas: Mecanismos de tolerância, sintomas, efeitos fisiológicos, bioquímicos e controles genéticos**. Centro de Ensino Superior de Juiz de Fora, Juiz de Fora, v. 24, p.11-30, 2010.
- PEREIRA, M. P., PEREIRA, F. J., RODRIGUES, L. C. A., BARBOSA, S., CASTRO, E.M. Fitotoxicidade do chumbo na germinação e crescimento inicial de alface em função da anatomia radicular e ciclo celular. **Revista Agro@ambiente On-line**, v. 7, n. 1, p. 36-43, janeiro-abril, 2013
- SOTERO-SANTOS, R.B., ROCHA, O., POVINELLI, J. Evaluation of water treatment sludges toxicity using the bioassay. **Water Research**, v. 39, n. 16, 2005, p. 3909-3917, 2005.
- TAVARES, R.G. **A atenuação do alumínio do resíduo de estações de tratamento de água por vermicompostagem e adsorção**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. 206p. 2016.
- TAM, N.F.Y., TIQUIA, S.M. Assessing toxicity of spent sawdust pig-litter using seed germination technique. **Resource Conservation Recycling**, v.11, p.261-274, 1994.
- ZHENG, Y., XING, M., CAI, L., XIAO, T., LU, Y., JIANG, J. Interaction of earthworms-microbe facilitating biofilm dewaterability performance during wasted activated sludge reduction and stabilization. **Science of the Total Environment**, v. 581–582, p. 573-581, 2017.



Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para escolha de soluções

Adriano Luiz Tonetti e diversos autores

A publicação é fruto da parceria entre a Unicamp (FEC/ Grupo de Pesquisa Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos) e a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES – Seção São Paulo/ Câmara Técnica Saneamento e Saúde em Comunidades Isoladas.

O texto é uma elaboração coletiva de diversos autores e colaboradores que juntos se propuseram a pensar em soluções para o esgotamento sanitário em áreas isoladas, com foco em áreas rurais. A linguagem e o formato da publicação foram desenvolvidos para que os profissionais da área, bem como os próprios usuários dos sistemas de tratamento de esgoto, possam aproveitar as informações e se tornar multiplicadores das boas experiências apresentadas aqui. Seus principais objetivos são:

- Apresentar alternativas de tratamento de esgoto doméstico em comunidades isoladas e auxiliar os moradores dessas localidades, gestores públicos e técnicos a fazerem as melhores escolhas de tecnologia para cada caso;
- Divulgar projetos bem-sucedidos e inovadores de tratamento descentralizado de esgotos domésticos, elaborados por universidades, institutos de pesquisa, institutos de permacultura e agroecologia, prefeituras municipais e ONGs, no âmbito unifamiliar ou semicoletivo.

Mais informações: <http://www.fec.unicamp.br/~saneamentorural/index.php/publicacoes/livro/>



Tratamento de esgoto na zona rural

Isabel Campos Salles Figueiredo, Bárbara S. C. dos Santos, Adriano Luiz Tonetti, Telma Martins Magalhães

O Projeto “Saneamento Rural”, da Unicamp lançou duas cartilhas que ensinam a construir alguns sistemas de tratamento de esgoto simples e de baixo custo, ideais para a zona rural.

Na primeira cartilha, intitulada “Tratamento de esgoto na zona rural: fossa verde e círculo de bananeiras”, as Fossas Verdes ou Bacias de evapotranspiração (BET) são o foco, junto com o círculo de bananeiras, sistema ideal para o tratamento de águas cinzas.

A segunda cartilha intitulada “Tratamento de esgoto na zona rural: tanque séptico, filtro de coco e vala de bambu”, ensina a montar o tradicional tanque séptico e a construir um filtro anaeróbio com recheio alternativo de coco verde picado. A cartilha ainda ensina a fazer a disposição final do efluente tratado em valas preenchidas com bambu. Com muitas fotos e desenhos, as cartilhas mostram o passo a passo da construção dos sistemas, ensinam a dimensioná-los corretamente e ainda trazem referências de outros materiais educativos para quem deseja aprender mais. As duas cartilhas podem ser baixadas gratuitamente no site do projeto.

Mais informações: <http://www.fec.unicamp.br/~saneamentorural/>



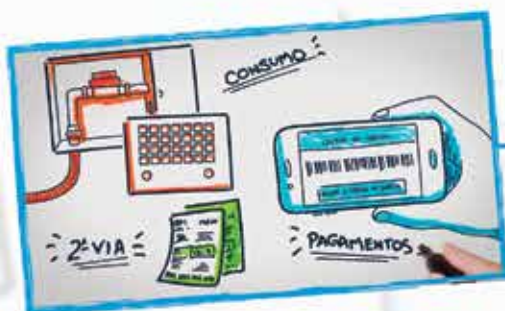
| Mês | Dias | Evento | Local |
|----------|------------------|--|---|
| Julho | 9 a 13 | 9 th IWA Specialized Conference on Sustainable Viticulture, Winery Wastes and Agri-industrial Wastewater Management | Local: Mons.Belgica Mais informações: www.winery2019.com |
| | 23 a 25 | HydroVision International | Local: Portland, Estados Unidos Mais informações: www.hydroevent.com/index.html |
| | 23 a 25 | WEF 2019 - Nutrient Removal and Recovery Symposium | Local: Minneapolis, Estados Unidos Mais informações: https://wef.org/events/conferences/upcoming-conferences/nutrients/ |
| | 23 a 26 | Smart Future 2019 | Local: São Paulo, SP Mais informações: www.automacaoindustrial.info/fee-smart-future-2019-e-anunciada-pela-reed-exhibitions-alcantara-machado/ |
| | 29 a 1 de agosto | WEF-EESS Conference 2019 on Advanced Water and Wastewater Treatment and Reuse | Local: Singapura Mais informações: https://wef.org/events/conferences/upcoming-conferences/wef-eess-conference-on-advancement-in-water-and-wastewater-treatment-and-reuse/ |
| Agosto | 7 a 9 | Transformative Issues Symposium on Workforce | Local: Washington D.C, Estados Unidos Mais informações: https://wef.org/events/conferences/upcoming-conferences/transformative-issues-symposium-on-workforce/ |
| | 20 a 23 | Aqua Nor | Local: Trondheim, Noruega Mais informações: www.hydroevent.com/index.html |
| | 25 a 30 | World Water Week | Local: Estocolmo, Suécia Mais informações: www.worldwaterweek.org/ |
| Setembro | 27 a 30 | 9 th International Conference on Sewer Processes and Networks | Local: Aalborg, Dinamarca Mais informações: www.spn9.dk |
| | 3 a 5 | Aquatech Mexico | Local: Cidade do México, México Mais informações: www.aquatechtrade.com/mexico |
| | 8 a 12 | 3 rd IWA Resource Recovery Conference | Local: Veneza, Itália Mais informações: www.iwarr2019.org |
| | 9 a 11 | 34 th Annual WaterReuse Symposium | Local: San Diego, Estados Unidos Mais informações: https://wateruse.org/event/34th-annual-waterreuse-symposium/ |

| Mês | Dias | Evento | Local |
|----------|---------|---|--|
| Setembro | 9 a 11 | Legionella Conference 2019 | Local: Los Angeles, Estados Unidos Mais informações: www.awwa.org/Events-Education/Events-Calendar/ctl/ViewEvent/mid/6794/OccuranceId/180 |
| | 17 a 19 | 30º Encontro Técnico AESABESP/ FENASAN | Local: São Paulo, SP Mais informações: www.fenasan.com.br/index |
| | 16 a 20 | 14º SILUSBA | Local: Cidade da Praia, Cabo Verde Mais informações: www.aprh.pt/14silusba/inscricao.html |
| | 18 a 20 | One Water Summit | Local: Austin, Estados Unidos Mais informações: http://uswateralliance.org/summit/ |
| | 18 a 20 | Water New Zealand Conference | Local: Hamilton, Nova Zelândia Mais informações: www.waternz.org.nz/News/Event?Action=View&Event_id=314 |
| | 21 a 25 | WEFTEC | Local: Chicago, Estados Unidos Mais informações: https://weftec.org/about/about-weftec/ |
| Outubro | 23 a 25 | Soils and Site Evaluation for Septic Disposal Systems and Stormwater BMPs | Local: Nova Jersey, Estados Unidos Mais informações: www.awwa.org/Events-Education/Events-Calendar/ctl/ViewEvent/mid/6794/OccuranceId/229 |
| | 2 a 4 | Wetland Construction: Principles, Planning and Design | Local: Nova Jersey, Estados Unidos Mais informações: www.awwa.org/Events-Education/Events-Calendar/ctl/ViewEvent/mid/6794/OccuranceId/231 |
| Novembro | 10 a 14 | International Water Conference | Local: Orlando, Estados Unidos Mais informações: https://eswp.com/water/overview/ |
| | 20 a 22 | XXXI Congresso Centro-Americano de Engenharia Sanitária e Ambiental | Local: Cidade do Panamá, Panamá Mais informações: http://abes-dn.org.br/?event=aidis-xxxi-congresso-centro-americano-de-engenharia-sanitaria-e-ambiental-de-20-a-22-de-novembro-cidade-do-panama-pan |
| Dezembro | 24 a 28 | XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos | Local: Foz do Iguaçu, Paraná Mais informações: https://eventos.abrh.org.br/xxiiibrh/ |
| | 2 a 3 | VIII Seminário sobre Tecnologias Limpas | Local: Porto Alegre, Rio Grande do Sul Mais informações: http://abes-dn.org.br/?event=abes-rs-viii-seminario-sobre-tecnologias-limpas-dias-2-e-3-de-dezembro-porto-alegre-rs |

QUER GANHAR TEMPO E COMODIDADE?

CONHEÇA O APLICATIVO SABESP MOBILE

BAIXE O NOVO APLICATIVO DA SABESP, DISPONÍVEL PARA ANDROID E IOS, E TENHA ACESSO FÁCIL E RÁPIDO A INÚMERAS FUNCIONALIDADES.



SEGUNDA VIA
DE CONTAS



HISTÓRICO
DE CONSUMO



AVISO DE
VAZAMENTOS



INFORMAR
FALTA DE ÁGUA



O site da Revista DAE está repleto de novidades

Assine gratuitamente o boletim
eletrônico, é só se cadastrar!



No site você
pode baixar
o conteúdo
completo da
Revista.