

ARTIGOS TÉCNICOS

- Análise e projeção da salubridade ambiental com base em planos municipais de saneamento básico
- Presença de macrófitas em reservatórios de abastecimento e implicações no tratamento de água
- Determinação do coeficiente de descarga para orifícios de parede delgada considerando números de Reynolds reduzidos
- Estudo comparativo da determinação experimental das constantes de sedimentabilidade de lodos ativados
- Eliminação da solução de ácido clorídrico na limpeza da vidraria utilizada em análise de fósforo total pelo método do ácido ascórbico
- Validação de método para determinação de corantes em efluentes

REVISÃO DE LITERATURA

- Remoção dos agrotóxicos incluídos na portaria 2914/2011 em ETAs
- Revisão sobre fármacos no ambiente

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



editorial

Prezados Leitores,

Nesta edição, queremos valorizar e homenagear um grupo de trabalhadores anônimos, pesquisadores, especialistas que atuam no mercado e/ou professores da academia, intitulados pareceristas, árbitros, consultores *ad hoc* ou ainda revisores *ad hoc*. Esses especialistas, que conduzem o processo de revisão dos artigos num trabalho totalmente voluntário, educativo e altruísta, são profissionais cuidadosamente escolhidos pelo editor científico ou indicados pelo conselho editorial, por meio do nosso sistema duplo-cego (*double-blind*), no qual os autores e pareceristas estão em completo anonimato.

Para suprir o aumento da demanda decorrente da reclassificação da Revista DAE na CAPES para B2, um salto de 55 artigos em 2016 para 138 artigos em 2017, ampliamos nossa rede de pareceristas. Assim, o número de revisores *ad hoc* passou de uma base de 124 para o expressivo número de 323, com o objetivo fortalecido de manter o atendimento à demanda e qualidade da revista.

Nesta edição, em nossa última página, homenageamos todos publicamente como forma de expressar toda a nossa gratidão e o reconhecimento pelo maravilhoso trabalho que temos recebido em forma de verdadeiros pareceres-aulas.

Prezados pareceristas da Revista DAE, nosso muito obrigado!

Desejo 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

Engenheira Cristina Knorich Zuffo

Editora Científica.

Engenheira Iara Regina Soares Chao

Conselho Editorial

Prof. Dr. Pedro Além Sobrinho (Universidade de São Paulo – USP), Prof. Dr. Cleverton Vitorio 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), Prof^a. Dr^a. Emilia Wanda Rutkowski (Universidade Estadual de Campinas – Unicamp), Prof. Dr. Marcos Tadeu (USP), Prof^a. Dr^a. Dione Mari Morita (Escola Politécnica da USP), Prof^a. Dr^a. Angela Di Bernardo Dantas (Universidade de Ribeirão Preto/UNAERP). Coordenação da Eng. Cristina Knorich Zuffo (Sabesp).

Capa

Fotógrafo: Agostinho Gerales. Vista aérea de Caraguatatuba

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>



Fotógrafo: Agostinho Gerales
Vista aérea de Caraguatatuba

nesta edição

ARTIGOS TÉCNICOS E REVISÃO DE LITERATURA

5

Análise e projeção da salubridade ambiental com base em planos municipais de saneamento básico
Analysis and projection of environmental health based on basic sanitation municipal plans

17

Presença de macrófitas em reservatórios de abastecimento e implicações no tratamento de água
Macrophytes presence in supply reservoirs and its implication in water treatment

24

Determinação do coeficiente de descarga para orifícios de parede delgada considerando números de Reynolds reduzidos
Determination of the discharge coefficient for thin wall orifices at low Reynolds numbers

35

Remoção dos agrotóxicos incluídos na portaria 2914/2011 em ETAs.
Removal of pesticides included in decree 2914/2011 in DWPs.

51

Estudo comparativo da determinação experimental das constantes de sedimentabilidade de lodos ativados
Experimental determination comparative study of activated sludge settling constants

62

Eliminação da solução de ácido clorídrico na limpeza da vidraria utilizada em análise de fósforo total pelo método do ácido ascórbico
Elimination of hydrochloric acid solution in glassworks cleaning used in analysis of total phosphorus by acid ascorbic method

67

Validação de método para determinação de corantes em efluentes
Method validation for determining of effluents dyes

78

Revisão sobre fármacos no ambiente
Review of pharmaceuticals in the environment

96

EVENTOS

98

AGRADECIMENTOS

Análise e projeção da salubridade ambiental com base em planos municipais de saneamento básico

Analysis and projection of environmental health based on basic sanitation municipal plans

- **Data de entrada:**
12/08/2016
- **Data de aprovação:**
08/05/2017

Jaime Silva Mendes / Iran E. Lima Neto*

10.4322/dae.2018.002

Resumo

Este trabalho apresenta uma metodologia simplificada para avaliação das condições de salubridade dos municípios por meio de um Índice de Salubridade Ambiental (ISA), que considera o nível de atendimento dos serviços de saneamento básico, conforme detalhado nos seus planos municipais de saneamento básico, englobando tanto as zonas urbanas como as zonas rurais. O estudo fez uma avaliação dessa metodologia em dez municípios do Estado do Ceará, com populações variando entre 7 e 265 mil habitantes. Os resultados mostraram que as zonas rurais apresentam consistentemente níveis de salubridade inferiores aos das zonas urbanas, sendo 10% dos municípios classificados como insalubres, 50% de baixa salubridade e 40% de média salubridade. Verificou-se que quanto maior o município, melhor a salubridade ambiental. Observou-se também que a existência de Sistema Integrado de Saneamento Rural (SISAR) foi um fator relevante para a classificação da salubridade ambiental dos municípios de menor porte. Outro resultado impactante foi que somente a partir de um horizonte de planejamento de médio prazo (20 anos) os municípios poderão atingir a condição de salubres. Combinando-se os dados do presente estudo com trabalhos anteriores, foi possível obter uma correlação geral capaz de descrever o ISA em função da população dos municípios. Extrapolando essa correlação para os 184 municípios do Estado do Ceará, pode-se inferir que a grande maioria dos municípios (84%) foi classificada como de baixa salubridade. Finalmente, a metodologia proposta pode servir como uma ferramenta para priorização de programas de saneamento em função do ISA, conforme preconizado no Plano Nacional de Saneamento Básico (PNSB).

Palavras-chave: Salubridade ambiental. Saneamento básico. Planejamento.

Abstract

This paper presents a simplified methodology for assessing the environmental health conditions of the municipalities through an Environmental Health Index, which considers the level of attendance of basic sanitation services, as detailed in its municipal basic sanitation plans, encompassing both the urban and rural areas. The study made an assessment of this methodology in ten municipalities of the state of Ceara, Brazil, with populations ranging from 7,000 to 265,000 inhabitants. The results showed that rural areas consistently show health levels lower than those of urban areas, 10% of municipalities classified as unhealthy, 50% of low health and 40% of average health. It was found that

Jaime Silva Mendes* – Engenheiro Civil (Universidade Federal do Ceará).

Iran E. Lima Neto – Engenheiro Civil (Universidade Federal do Ceará), mestre em Hidráulica e Saneamento (Escola de Engenharia de São Carlos/Universidade de São Paulo), PhD em Engenharia Hidráulica (Universidade de Alberta/Canadá) e professor Adjunto (Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental/UFC).

*Endereço para correspondência: Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental/UFC – Campus do Pici – Bloco 713, 1º andar – CEP 60451-970 – Fortaleza (CE).E-mail: iran@deha.ufc.br

the larger the municipality, the better the environmental health. It was also observed that the existence of Integrated Rural Sanitation Systems (SISAR) was a relevant factor for the environmental health classification of smaller municipalities. Another striking result was that only from a medium-term planning horizon (20 years) the municipalities can achieve healthy condition. Combining the data from this study with previous studies, it was possible to obtain a general correlation to describe the Environmental Health Index as a function of the population of the municipalities. Extrapolating this correlation to the 184 municipalities in the state of Ceara, one can infer that the vast majority of municipalities (84%) was classified as low health. Finally, the proposed methodology can serve as a tool for prioritizing sanitation programs according to the Environmental Health Index, as recommended by the National Sanitation Plan (PNSB).

Keywords: Environmental health. Basic sanitation. Planning.

1 INTRODUÇÃO

O saneamento básico é definido como o conjunto de serviços de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, drenagem e manejo das águas pluviais urbanas e limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, que visam promover a saúde humana e o desenvolvimento sustentável. Portanto, para verificar as condições de vida de uma população, é fundamental que sejam levantadas as questões relacionadas à infraestrutura de saneamento básico instalada e à qualidade da prestação desses serviços (PHILIPPI JR., 2005).

Diversos municípios brasileiros, principalmente do Nordeste, sofrem com a falta de água potável para abastecimento humano, mais acentuada nas zonas rurais, sem falar que os índices são ainda piores em relação aos demais setores do saneamento básico. Sem dúvida o ponto de partida para tentar solucionar os problemas do setor de saneamento básico é um bom planejamento das ações e medidas a serem tomadas. Com a Lei Federal 11.445/2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e o Decreto Federal nº 7.217/2010, que a regulamenta, houve novas perspectivas para um planejamento de qualidade no setor em nível municipal, regional e federal. A Lei 11.445/2007 determina em seu art. 9 a elaboração dos planos de saneamento básico por parte do titular dos serviços como condição básica para o acesso a recursos financeiros da União. Exemplos de trabalhos anteriores sobre o desen-

volvimento de planos de saneamento básico nos termos da legislação supracitada foram apresentados por Lima Neto (2011), Lima Neto e Santos (2011), Lima Neto (2013), Galvão Júnior (2014), e Pereira e Heller (2015).

No setor de saneamento básico, os indicadores e índices são fundamentais para visualizar a qualidade dos serviços prestados, além de se prestarem à avaliação das relações entre saneamento e outras áreas. Várias correlações são realizadas entre os indicadores de saneamento, saúde, meio ambiente, área socioeconômica, entre outras, visando encontrar os impactos que um setor ocasiona em outro (HELLER, 1997; TEIXEIRA et al., 2011). Entre estes, destacam-se os indicadores utilizados para avaliar a salubridade ambiental, que é definida como “a qualidade ambiental capaz de prevenir a ocorrência de doenças veiculadas pelo meio ambiente e de promover o aperfeiçoamento das condições mesológicas favoráveis à saúde da população urbana e rural” (PHILIPPI JR. et al., 2005). Portanto, conforme disposto no Decreto nº 7.217/2010, é de fundamental importância o desenvolvimento de estudos e a consolidação de metodologia que possibilitem caracterizar e avaliar a situação de salubridade ambiental no território nacional, por bacias hidrográficas e por municípios. Cabe salientar que o Plano Nacional de Saneamento Básico (PNSB) enfatiza que um dos critérios para priorização dos programas relacionados ao setor é selecionar municípios com indicadores críticos de salubridade ambiental. Diversos autores

aplicaram ou desenvolveram um Índice de Salubridade Ambiental (ISA), sendo cada metodologia voltada para uma área específica, como: áreas urbanas, áreas rurais, ocupações espontâneas, favelas, entre outras (CONESAN, 1999; DIAS et al., 2004; BATISTA e SILVA, 2006; RIBEIRO, 2007; COSTA, 2010; BUCKLEY e DALTRO FILHO, 2012; CUNHA, 2012; VALVASSORI e ALEXANDRE, 2012). Entretanto, a literatura ainda carece de um ISA geral que englobe toda a população urbana e rural dos municípios, como ferramenta para hierarquização e priorização de programas de saneamento em função desse índice, como preconizado no PNSB.

Nesse contexto, apresenta-se neste trabalho uma metodologia simplificada para calcular um Índice de Salubridade Ambiental, considerando tanto as zonas urbanas como as zonas rurais dos municípios. Trata-se de uma adaptação do ISA proposto inicialmente pelo Conselho de Saneamento do Estado de São Paulo (CONESAN, 1999), que permite avaliar a salubridade ambiental de municípios em função

apenas de índices de saneamento básico, os quais podem ser facilmente obtidos a partir de Planos de Saneamento Básico existentes. A metodologia proposta será aplicada a dez municípios do Estado do Ceará. Será avaliada não apenas a salubridade ambiental atual dos municípios, mas também a sua projeção ao longo de 30 anos. Além disso, serão obtidas correlações que permitirão a extrapolação dos resultados para uma avaliação geral da salubridade ambiental do Ceará, ou ainda para hierarquização dos municípios, conforme previsto no PNSB.

2 METODOLOGIA

A área de estudo compreendeu os municípios de Altaneira, Barbalha, Caririáçu, Crato, Farias Brito, Jardim, Juazeiro do Norte, Missão Velha, Nova Olinda e Santana do Cariri, situados nas bacias hidrográficas do Alto Jaguaribe e Salgado, na porção centro-sul do Estado do Ceará. A Figura 1 mostra a região de estudo delimitada.

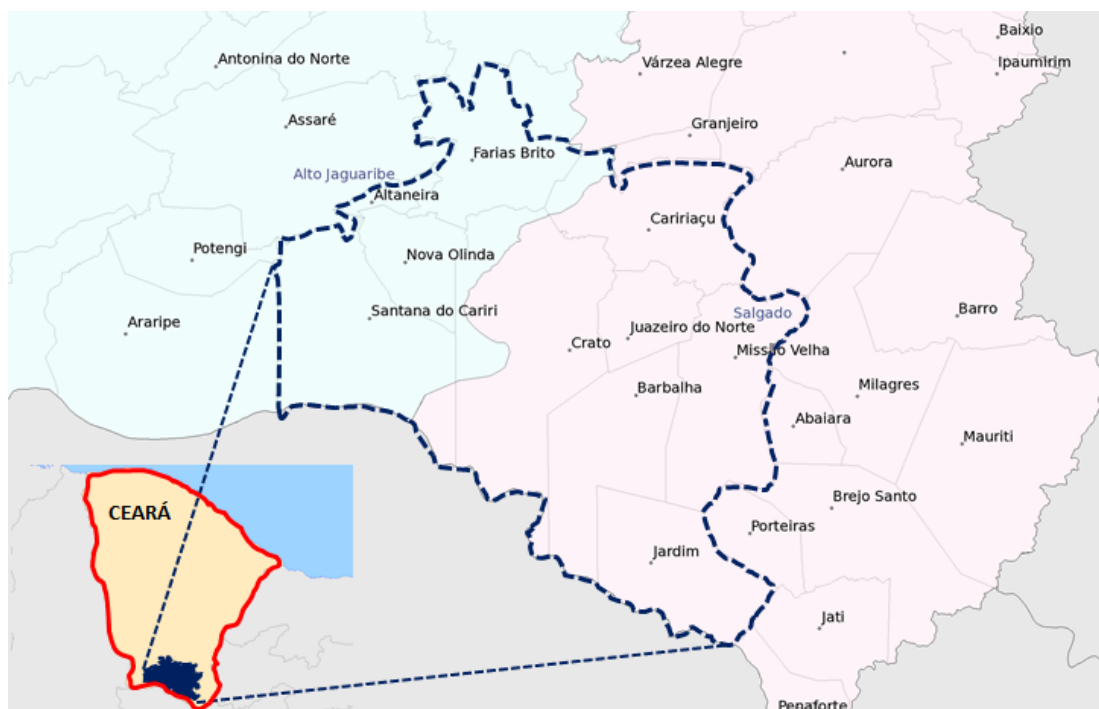


Figura 1 - Mapa destacando os dez municípios selecionados, os quais estão situados nas bacias hidrográficas do Alto Jaguaribe e Salgado, na porção centro-sul do Estado do Ceará. (Adaptado de SRH-CE, 2016)

Os dados utilizados nesta pesquisa foram obtidos dos Planos Municipais de Saneamento Básico - PMSB dos dez municípios supracitados, os quais foram finalizados e aprovados em 2012. Esses municípios possuíam no referido ano populações totais variando entre aproximadamente 7 mil e 265 mil habitantes, conforme detalhado na Tabela 1.

Tabela 1 - Dados populacionais dos municípios selecionados

Município	População (hab)
Altaneira	7.081
Barbalha	57.544
Caririaçu	27.757
Crato	125.241
Farias Brito	19.612
Jardim	27.042
Juazeiro do Norte	265.415
Missão Velha	35.001
Nova Olinda	14.725
Santana do Cariri	17.359

No presente trabalho, procurou-se relacionar diretamente a salubridade ambiental com os indicadores de saneamento básico, que é o escopo dos PMSB. A seguir, apresenta-se uma descrição da metodologia proposta.

2.1 Índice de Salubridade Ambiental para Zonas Urbanas - ISA/Urbano

Em geral, os Planos Municipais de Saneamento Básico elaborados nos termos da Lei Federal 11.445/2007 e do Decreto Federal nº 7.217/2010 dispõem apenas de indicadores relacionados ao próprio setor de saneamento básico: abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas. Nesse sentido, formulou-se uma expressão para o ISA/Urbano como a média ponderada desses quatro subindicadores, como se apresenta na Equação 1:

$$ISA/Urbano = 0,35 I_{ab} + 0,25 I_{es} + 0,25 I_{rs} + 0,15 I_{du} \quad (1)$$

Sendo:

I_{ab} = Indicador de abastecimento de água (% de domicílios atendidos por sistema de abastecimento de água potável, incluindo rede e poços);

I_{es} = Indicador de esgotamento sanitário (% de domicílios atendidos por sistema de esgotamento sanitário, incluindo rede e fossas sépticas);

I_{rs} = Indicador de resíduos sólidos (% de domicílios atendidos por serviço de coleta e manejo dos resíduos sólidos);

I_{du} = Indicador de drenagem urbana (% de domicílios atendidos por serviço de drenagem e manejo de águas pluviais urbanas).

Os pesos relativos na Equação (1) foram dados de acordo com a relevância que cada setor representa potencialmente para a vida população e a qualidade do ambiente. A água teve peso maior por ser um elemento essencial à vida. Os setores de esgoto e resíduos sólidos tiveram pesos idênticos por se considerar que impactam de forma semelhante a vida da população. Já a drenagem teve menor peso por seu impacto somente ser relevante em eventos de chuvas intensas, que ocorrem com baixa frequência em regiões semiáridas, como o Estado do Ceará. Vale destacar que os pesos supracitados são semelhantes àqueles sugeridos pelo Conselho de Saneamento do Estado de São Paulo (CONESAN, 1999) e, posteriormente, por Batista e Silva (2006). No entanto, os pesos referentes aos subindicadores relacionados aos aspectos socioeconômicos, de controle de vetores e de recursos hídricos (ver Batista e Silva, 2006), os quais normalmente não são disponibilizados nos PMSB, foram desprezados do ISA (Equação 1). Essa simplificação justifica-se pelo fato de tais aspectos já estarem correlacionados aos quatro setores do saneamento básico.

Para indicar a situação de salubridade ambiental segundo os resultados obtidos com a Equação 1, foram utilizadas as faixas de pontuação da Tabela 2:

Tabela 2 - Nível de salubridade ambiental por faixa de situação.

Nível de Salubridade	Pontuação do ISA
Insalubre	0 – 25
Baixa salubridade	25 – 50
Média salubridade	50 – 75
Salubridade aceitável	75 – 90

Os valores apresentados na Tabela 2 foram baseados em Batista e Silva (2006), e são inversamente proporcionais às taxas de ocorrência de doenças relacionadas à carência do saneamento básico. A adaptação em relação ao modelo de Batista e Silva (2006) foi o desmembramento da última categoria em duas classes: salubridade aceitável e salubre. Essa adaptação foi necessária, uma vez que foi observada uma tendência geral de redução das taxas supracitadas em áreas com ISA superior a 90. Logo, pode-se dizer que a condição “Salubre” representa as áreas com menor incidência dessas doenças e, portanto, com melhor qualidade de vida da população quanto à salubridade ambiental.

2.2 Índice de Salubridade Ambiental para Zonas Rurais - ISA/Rural

O ISA/Rural também teve sua formulação englobando subindicadores do saneamento básico, conforme mostrado na Equação 2:

$$\text{ISA/Rural} = 0,40 I_{ab} + 0,30 I_{es} + 0,30 I_{rs} \quad (2)$$

Os pesos de 0,40 para o setor de água e 0,30 para cada um dos outros dois setores, esgoto e resíduos sólidos, foram novamente fundamentos na hipótese de a primeira ser de maior relevância para as condições de salubridade ambiental, pois a água é elemento indispensável à existência humana. Os outros dois setores tiveram seus pesos iguais por potencialmente impactarem a vida da população e a qualidade do ambiente de forma semelhante, conforme proposto para as zonas urbanas. Ressalta-se que no ISA/Rural não existe subindicador de drenagem urbana, uma vez que as zonas rurais apresentam em geral baixa impermeabilização do solo e baixa densidade demográfica. Logo, pode-se considerar que a drenagem de águas pluviais não é um problema relevante nas zonas rurais. De fato, os efeitos da poluição difusa causados por cheias/inundações/alagamentos somente são significativos nas zonas urbanas dos municípios do Ceará.

Assim, a classificação das zonas rurais quanto à salubridade ambiental também pode ser obtida com base nas faixas de pontuação da Tabela 2.

2.3 Índice de Salubridade Ambiental Municipal - ISA/Município

Para obter um Índice de Salubridade Ambiental geral para o município, pode-se utilizar a Equação 3, que consiste em uma média ponderada pela população dos ISA/Urbano e ISA/Rural:

$$\text{ISA/Município} = \frac{[(\text{Pop}_{urbana} \times \text{ISA/Urbano}) + (\text{Pop}_{rural} \times \text{ISA/Rural})]}{\text{Pop}_{total}} \quad (3)$$

Sendo:

Pop_{urbana} = população urbana do município;

Pop_{rural} = população rural do município;

Pop_{total} = população total do município.

Por fim, a qualidade da salubridade ambiental do município pode ser classificada de acordo com a Tabela 2.

No presente trabalho, tomando como base os seus Planos de Saneamento Básico, pode-se avaliar e comparar o ISA/Urbano, ISA/Rural e ISA/Município dos dez municípios do Estado do Ceará supracitados. Além disso, de posse das projeções dos índices de atendimento de cada setor do saneamento básico, foi possível prever o comportamento do ISA ao longo de diferentes horizontes de planejamento (até 30 anos).

Adicionalmente, os dados desta pesquisa foram combinados com os dados de trabalhos anteriores para, por meio de análise de regressão, gerar uma correlação geral que fosse capaz de descrever o ISA em função da população dos municípios. Essa correlação foi aplicada aos 184 municípios do Estado do Ceará para avaliar os seus níveis de salubridade.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após pesquisa nos Planos Municipais de Saneamento Básico - PMSB de Altaneira, Barbalha, Caririaçu, Crato, Farias Brito, Jardim, Juazeiro do Norte, Missão Velha, Nova Olinda e Santana do Cariri/CE, pode-se aplicar as Equações (1), (2) e (3) para avaliar o Índice de Salubridade Ambiental para as zonas urbanas (ISA/Urbano), rurais (ISA/Rural) e para os referidos municípios como um todo (ISA/Município). A Figura 2 mostra os resultados obtidos. Percebe-se que as zonas ru-

rais apresentam consistentemente níveis de salubridade significativamente inferiores aos das zonas urbanas, sendo a maior disparidade observada para o município de Jardim, cujo ISA/Urbano = 85,4, enquanto o ISA/Rural = 2,2. Pode-se inferir que isso é reflexo de uma política de concentração de investimentos em saneamento básico nas zonas urbanas, conforme reportado por Vargas (2011) para os municípios brasileiros em geral. Logo, como em muitos casos os esgotos e resíduos sólidos são dispostos de forma inadequada no meio rural, a salubridade ambiental fica dependendo basicamente do nível do serviço de abastecimento de água. Assim, municípios como Jardim, que tem um baixo índice de atendimento com rede de distribuição de água tratada (< 5%), possuirão um ISA/Rural inferior aos de municípios como Altaneira, que possui um índice de atendimento com rede significativamente superior (> 85%). Vale destacar que na zona rural dos municípios estudados, assim como na maioria dos municípios do Ceará, o Sistema Integrado de Saneamento Rural - SISAR, que é um órgão não governamental, sem fins lucrativos, formado pela associação das comunidades, é em geral o responsável pela prestação do serviço de abastecimento de água. Por outro lado, nas zonas urbanas, os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário são geralmente prestados pela companhia estadual (Cagece) ou por autarquias municipais (SAAE's), enquanto os serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas são prestados pelas prefeituras municipais. Não foram observadas tendências claras de variação do ISA em função do tipo de prestador dos serviços.

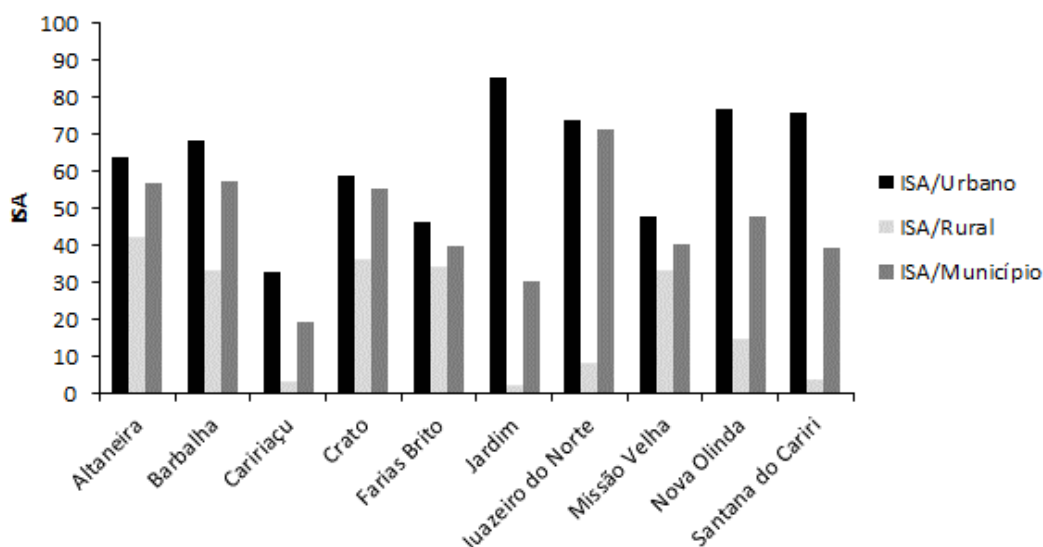


Figura 2 - Índices de Salubridade Ambiental para os dez municípios selecionados.

A Figura 3 mostra uma síntese dos resultados apresentados na Figura 2. Para as zonas urbanas (Fig. 3a), verifica-se que 40% dos municípios selecionados foram classificados como de média salubridade, enquanto os demais foram igualmente classificados como de baixa salubridade (30%) e de salubridade aceitável (30%). Esses resultados são piores que os relatados por Batista e Silva (2006) para a zona urbana do município de João Pessoa/PB e que os relatados por Valvassori e Alexandre (2012) para a zona urbana do município de Criciúma/SC, cujas áreas foram classificadas como de média salubridade a salubres. Em contraste, nas zonas

rurais (Fig. 3b), metade dos municípios foi classificada como insalubre e a outra metade como de baixa salubridade. Salienta-se que esses resultados foram semelhantes aos relatados por Dias et al. (2004), Ribeiro (2007), Costa (2010), Cunha (2012), e Buckley e Daltro Filho (2012) para zonas rurais, de baixa renda ou favelas. Finalmente, a Fig. 3c mostra que os municípios foram em geral (ISA/Município) classificados como de média salubridade (50%), baixa salubridade (40%) e insalubre (10%). Isso revela que pelo menos a metade dos municípios estudados se encontra em uma condição crítica de salubridade ambiental.

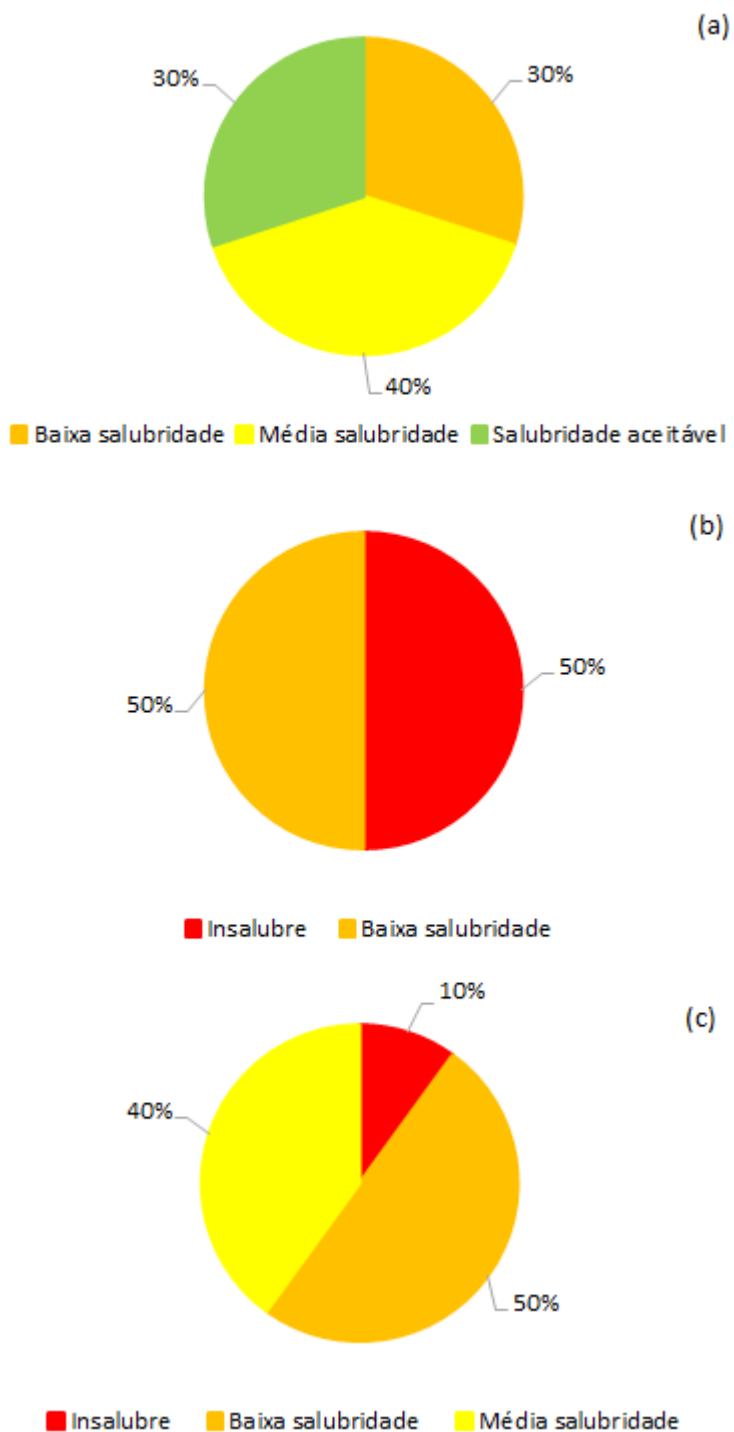


Figura 3 - Síntese da salubridade ambiental dos dez municípios selecionados: (a) ISA/Urbano, (b) ISA/Rural, e (c) ISA/Município.

A Figura 4 mostra uma projeção do ISA/Município ao longo dos horizontes de planejamento (metas emergenciais, de curto, médio e longo prazo) adotados nos Planos de Saneamento Básico dos dez municípios estudados. Nota-se que a partir de um horizonte de planejamento de médio prazo (20 anos), os municípios de Barbalha, Crato e Juazeiro do Norte (mais populosos) poderão atingir a

condição de salubre, enquanto Altaneira, Caririáçu, Farias Brito e Missão Velha somente atingirão essa condição em um horizonte de longo prazo (30 anos). Já os demais municípios não atingirão a condição de salubre dentro dos prazos estabelecidos no PMSB.

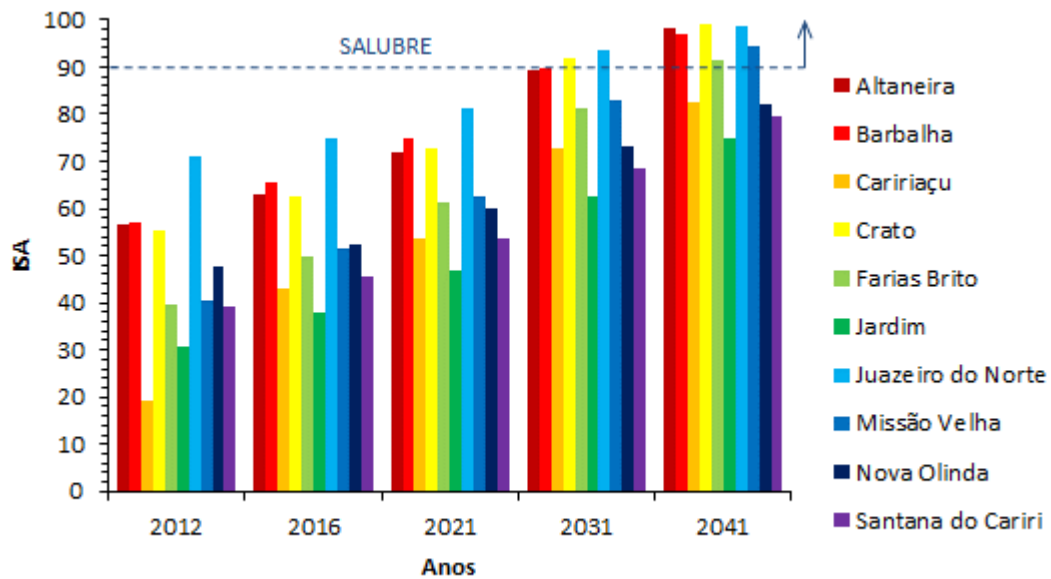


Figura 4 - Projeção do Índice de Salubridade Ambiental (ISA/Município) para os dez municípios selecionados.

Combinando os dados do presente estudo com aqueles obtidos no PMSB de outros municípios do Estado do Ceará (Araripe, Cariús, Fortaleza, Iguatu, Limoeiro do Norte e Morada Nova), pode-se obter por meio de análise de regressão ($R^2 = 0,84$) uma correlação geral dada pela Equação (4) que relaciona o ISA/Município à população total dos municípios:

$$ISA/Município = 17,17 + 8,27 \ln(Pop_{total}) \quad (4)$$

A Figura 5 mostra o ajuste da Equação (4) aos dados obtidos. Vale destacar que foram excluídos da correlação os municípios com condições atípicas de abastecimento de água via Sistema Integrado de Saneamento Rural – SISAR, isto é, Altaneira, que possui índice de atendimento com rede de distribuição de água tratada na zona rural superior a 85%, e Caririáçu e Jardim, que possuem índice inferior a 5%.

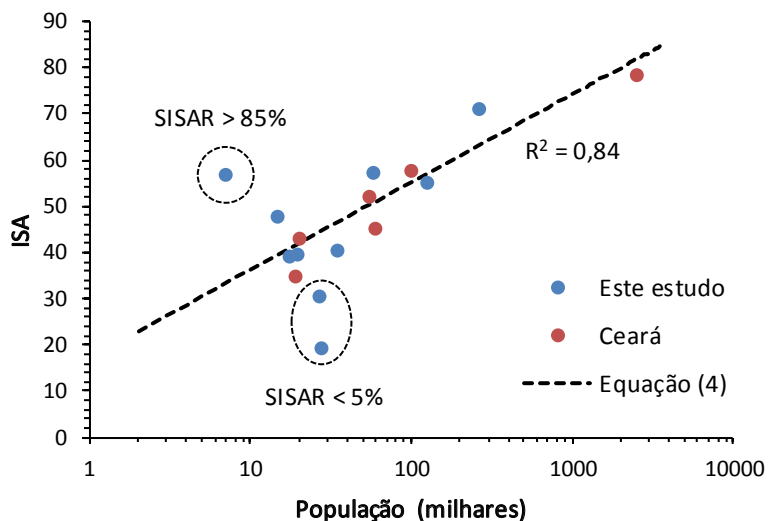


Figura 5 - Correlação entre o Índice de Salubridade Ambiental (ISA/Município) e a população de municípios do Ceará. Os círculos representam os municípios com condições atípicas de abastecimento de água via Sistema Integrado de Saneamento Rural - SISAR, isto é, Altaneira, que possui índice de atendimento com rede de distribuição de água tratada na zona rural superior a 85%, e Caririaçu e Jardim, que possuem índice inferior a 5%. Esses três municípios foram excluídos da correlação.

Cabe salientar que no presente estudo também foram analisadas correlações com o índice de desenvolvimento humano (IDH), Produto Interno Bruto (PIB), entre outros. A melhor correlação obtida, porém, foi em função da população dos municípios. Além disso, a população é a variável de mais fácil obtenção. Portanto, decidiu-se por adotar a população como variável de referência.

Como exemplo de aplicação da Equação (4), a Figura 6 mostra uma extrapolação da correlação obtida para os 184 municípios do Estado do Ceará. Os resultados sugerem que 84% dos municípios estejam na classe de baixa salubridade, 15% na classe de média salubridade, e apenas 1%, o que corresponde à capital do Estado (Fortaleza), classificado como de salubridade aceitável.

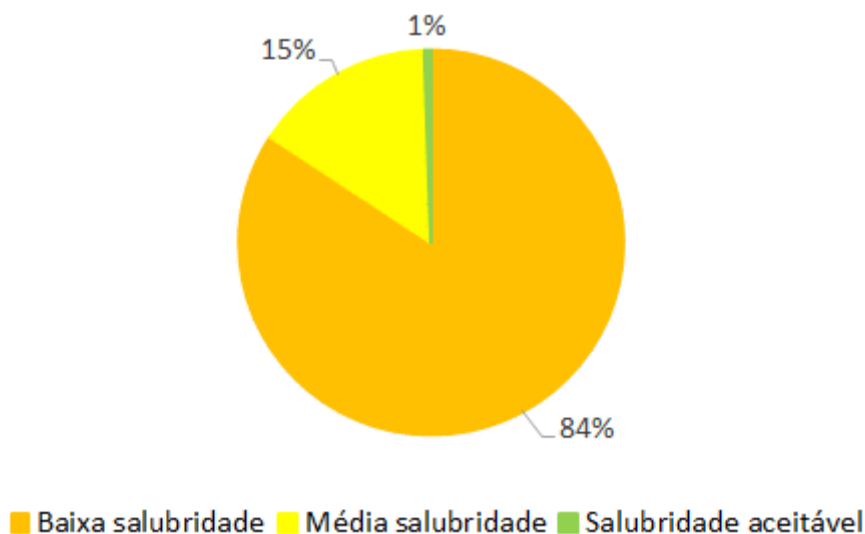


Figura 6 - Aplicação da correlação obtida (Equação 4) para avaliação do Índice de Salubridade Ambiental (ISA/Município) nos 184 municípios do Ceará.

4 CONCLUSÕES

A pesquisa apresentou uma metodologia para avaliação do Índice de Salubridade Ambiental (ISA) em função do nível de atendimento dos serviços de saneamento, conforme detalhado nos Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSB), englobando tanto as zonas urbanas como as zonas rurais. Foram avaliados dez municípios da região centro-sul do Estado do Ceará, com populações variando entre 7 mil e 265 mil habitantes. Os principais resultados do estudo são apresentados a seguir:

- Em todos os municípios avaliados, as zonas rurais apresentaram níveis de salubridade inferiores aos das zonas urbanas;
- Os municípios foram em geral classificados como 10% insalubres, 50% de baixa salubridade e 40% de média salubridade;
- Verificou-se que quanto mais populoso for o município, melhor a salubridade ambiental em função de maiores investimentos alocados na área de saneamento básico;
- Verificou-se que a existência de Sistema Integrado de Saneamento Rural (SISAR) foi um fator determinante para a classificação da salubridade ambiental dos municípios de menor porte;
- Observou-se que somente a partir de um horizonte de planejamento de médio prazo (20 anos) os municípios mais populosos poderão atingir a condição de salubres;
- Ajustou-se uma correlação geral capaz de descrever o ISA/Município em função da população dos municípios;
- A extrapolação dessa correlação para todo o Estado do Ceará sugere que cerca de 84% dos municípios estejam com baixa salubridade.

Em síntese, verificou-se a necessidade de realização de investimentos massivos e de forma continuada no setor de saneamento básico, de modo a buscar a universalização do setor no Estado do Ceará e a atingir pelo menos a condição de salubridade aceitável dentro do horizonte previsto nos PMSB (30 anos).

Dispondo de dados confiáveis, a metodologia proposta também poderá ser testada e, se necessário, adaptada para avaliar o comportamento da salubridade ambiental em outros municípios brasileiros ou mesmo em nível de estados da federação.

REFERÊNCIAS

- ALTANEIRA. Plano de Saneamento Básico de Altaneira. Fundação Nacional de Saúde - FUNASA - 2012.
- BARBALHA. Plano de Saneamento Básico de Barbalha. Fundação Nacional de Saúde - FUNASA - 2012.
- BATISTA, M. E. M.; SILVA, T. C. O modelo ISA/JP – Indicador de Performance para Diagnóstico do Saneamento Ambiental Urbano. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 2, p. 55-64, 2006.
- BRASIL. DECRETO Nº 7.217 de 21 de junho de 2010. Regulamenta a Lei nº 11.4445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências.
- 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.
- BUCKLEY, C. F. O.; DALTRO FILHO, J. Adaptação do Indicador de Salubridade Ambiental - ISA para análise de empreendimentos do Programa de Arrendamento Residencial - PAR em Aracaju/SE. **Revista DAE**, 189, 16-25, 2012.
- CARIRIAÇU. Plano de Saneamento Básico de Caririçu. Fundação Nacional de Saúde - FUNASA - 2012.
- CONESAN. Indicador de Salubridade Ambiental, ISA. **Manual de Orientação Técnica**. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp), 1999.
- COSTA, R. V. F. **Desenvolvimento do Índice de Salubridade Ambiental (ISA) para comunidades rurais e sua aplicação e análise nas comunidades de Ouro Branco/MG**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Ouro Preto, 2010.

CRATO. Plano de Saneamento Básico de Crato. Fundação Nacional de Saúde - FUNASA - 2012.

CUNHA, T. B. **Análise integrada da salubridade ambiental e condições de moradia: Aplicação no município de Itaguaçu na Bahia**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana e Ambiental) - Universidade Federal da Paraíba, 2012.

DIAS, M. C.; BORJA, P. C.; MORAES, L. R. C. Índice de Salubridade Ambiental em áreas de ocupação espontâneas: um estudo em Salvador - Bahia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, p. 82-92, 2004.

FARIAS BRITO. Plano de Saneamento Básico de Farias Brito. Fundação Nacional de Saúde - FUNASA - 2012.

GALVÃO JUNIOR, A. C. Planos Municipais de Saneamento Básico. **Revista DAE**, 193, 6-15, 2014.

HELLER, L. Relação entre saúde e saneamento na perspectiva do desenvolvimento. **Ciência & Saúde Coletiva**, 3(2): 73-84, 1997.

JARDIM. Plano de Saneamento Básico de Jardim. Fundação Nacional de Saúde - FUNASA - 2012.

JUAZEIRO DO NORTE. Plano de Saneamento Básico de Juazeiro do Norte. Fundação Nacional de Saúde - FUNASA - 2012.

LIMA NETO, I. E. Planejamento no Setor de Saneamento Básico Considerando o Retorno da Sociedade. **Revista DAE**, 46-52, 2011.

LIMA NETO, I. E. Proposta metodológica para análise de viabilidade econômico-financeira da universalização e prestação dos serviços de saneamento básico. **Revista DAE**, 193, 56-65, 2013.

LIMA NETO, I. E.; DOS SANTOS, A. B. Planos de Saneamento Básico. In: **Gestão de Saneamento Básico**. PHILIPPI JR., A.; GALVÃO JÚNIOR, A. C., Manole, 57-79, 2011.

MISSÃO VELHA. Plano de Saneamento Básico de Missão Velha. Fundação Nacional de Saúde - FUNASA - 2012.

NOVA OLINDA. Plano de Saneamento Básico de Nova Olinda. Fundação Nacional de Saúde - FUNASA - 2012.

PEREIRA, T. S. T., HELLER, L. Planos municipais de saneamento básico: avaliação de 18 casos brasileiros. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20(3), p. 395-404, 2015.

PHILIPPI JR., A. **Saneamento, saúde e ambiente**. Manole, 842 p, 2005.

PHILIPPI JR., A., MALHEIROS, T. F.; AQUIAR, A. O. Indicadores de desenvolvimento sustentável. In: **Saneamento, saúde e ambiente**. PHILIPPI JR., A., Manole, 761-808, 2005.

RIBEIRO, M. A. P. **Estudo comparativo entre uma ocupação espontânea urbanizada e outra não urbanizada na cidade de Fortaleza com base no modelo ISA/F (Indicador de Salubridade Ambiental em Favelas)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.

SANTANA DO CARIRI. Plano de Saneamento Básico de Santana do Cariri. Fundação Nacional de Saúde - FUNASA - 2012.

SRH-CE, Secretaria Estadual de Recursos Hídricos do Ceará (2016). <http://atlas.srh.ce.gov.br>. Acesso em 11/08/2016.

TEIXEIRA, J. C.; GOMES, M. H. R.; SOUZA, J. A. Análise da Associação entre Saneamento e Saúde nos Estados Brasileiros - estudo comparativo entre 2001 e 2006. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, p. 197-204, 2011.

VALVASSORI, M. L.; ALEXANDRE, N. Z. Aplicação do Indicador de Salubridade Ambiental (ISA) para áreas urbanas. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, 25, 1-19, 2012.

VARGAS, C. V. Universalização dos Serviços de Saneamento Básico. In: **Gestão de Saneamento Básico**. PHILIPPI JR., A.; GALVÃO JÚNIOR, A. C., Manole, 721-750, 2011.

Presença de macrófitas em reservatórios de abastecimento e implicações no tratamento de água

Macrophytes presence in supply reservoirs and its implication in water treatment

- **Data de entrada:**
10/06/2016
- **Data de aprovação:**
09/05/2017

Valderice Pereira Alves Baydum ^{*}/ Fábio Henrique Portella Corrêa de Oliveira / Waldemir Pimentel Ramalho

DOI:10.4322/dae.2018.003

Resumo

Este estudo correlaciona a presença de macrófitas aquáticas com variáveis abióticas em reservatórios da Região Metropolitana do Recife-PE. As coletas foram semestrais, realizadas em 2014, em cinco captações. As variáveis abióticas medidas foram: alcalinidade, pH, cálcio, magnésio, condutividade, turbidez, cor, dureza, cloretos, sulfato, amônia, nitrato, nitrito e fósforo. A correlação foi feita por meio do modelo de regressão linear generalizado (MLG) e o coeficiente de Spearman (ρ). As espécies encontradas em maior frequência foram a *Salvinia auriculata* e *Pistia stratiotes* correlacionadas positivamente com a variável abiótica fósforo. A proliferação das macrófitas nos mananciais tem comprometido as unidades das estações de tratamento de água, sendo necessária a adoção de medidas de proteção das margens dos reservatórios, reduzindo o aporte de nutrientes.

Palavras-chave: Plantas aquáticas. Fatores abióticos. Barragem. Poluição.

Abstract

*This study correlates the presence of aquatic macrophytes and abiotic variables in reservoirs of the Recife Metropolitan Region. Samplings were semiannual, during 2014, in five reservoirs. The abiotic variables measured were: alkalinity, pH, calcium, magnesium, conductivity, turbidity, color, hardness, chloride, sulfate, ammonia, nitrate, nitrite and phosphorus. The correlation was analyzed using generalized linear regression models (GLM) and the Spearman coefficient (ρ). The species found most often were the *Salvinia auriculata* and *Pistia stratiotes* positively correlated with the abiotic variable phosphorus. The proliferation of macrophytes in water sources have compromised units of water treatment plants, it is necessary to adopt protective measures to reduce the supply of nutrients.*

Keywords: Aquatic Plants. Abiotic factors. Dam. Pollution.

Valderice Pereira Alves Baydum – Doutora em Engenharia Química Universidade Federal Pernambuco. Mestre em Engenharia Química Universidade Federal de Pernambuco. Engenheira Ambiental Universidade Católica de Pernambuco e Química Industrial Universidade Federal Pernambuco. Professora da Universidade Católica de Pernambuco. Analista em Saneamento Química (COMPESA). com.br.

Fábio Henrique Portella Corrêa de Oliveira – Doutor em Botânica Universidade Federal Rural Pernambuco, Mestre em Biotecnologia de Produtos Bioativos Universidade Federal de Pernambuco, Bacharel em Ciências Biológicas Universidade de Pernambuco. Professor da Faculdade São Miguel. Analista Gestão Biólogo (COMPESA).

Waldemir Pimentel Ramalho – Bacharel em Ciências Biológicas Universidade Católica de Pernambuco. Analista Gestão Biólogo (COMPESA).

***Endereço para correspondência:** COMPESA - Rua Dois Irmãos, 1012 - CEP 52071-440 – Dois Irmãos – Recife (PE), Brasil. Email: valderice@hotmail.

1 INTRODUÇÃO

As macrófitas são plantas que apresentam grande capacidade de adaptação e amplitude ecológica, habitando ambientes de águas doce, salobra e salgadas, de água estacionária e corrente. Possuem funções ecológicas importantes, mas em elevadas densidades podem provocar impactos na qualidade da água, no processo de captação e no assoreamento da represa (SILVA, 2011). Com o assoreamento aumenta a acumulação de vegetação, o lago se torna cada vez mais raso, podendo vir a desaparecer (VON SPERLING, 2005). Esse efeito tem sido observado na Barragem Tapacurá (Figura 1), manancial que abastece a região metropolitana do Recife-PE, onde há predominantemente ilhas de *Pistia stratiotes*.



Figura 1: Presença de plantas marginais e flutuantes na Barragem de Tapacurá - São Lourenço da Mata/PE.

A colonização de um ambiente hídrico por plantas aquáticas é uma indicação de que a água pode apresentar alterações decorrentes da intensificação de atividades antrópicas e normalmente encontra-se associada ao aporte de nutrientes (nitrogênio e fósforo) para o rio, por meio de despejos domésticos, industriais e fertilizantes químicos empregados nos cultivos (BORNETTE e PUJALON, 2011).

O florescimento de macrófitas decorrentes do aumento da concentração de nutrientes no manancial pode ter efeitos diretos na qualidade da água,

como problemas estéticos, recreacionais e até de redução na capacidade de transporte e navegação (VON SPERLING, 2005). Entretanto, alguns trabalhos têm mostrado que espécies de macrófitas possuem capacidade de remover nutrientes da coluna d'água, tais como nitrogênio e fósforo (ALBERTONI et al., 2014; HOLMROOS et al., 2015), bem como metais (MEI e ZHANG, 2013, YADAV et al., 2015), diminuindo a eutrofização de origem antrópica.

Além dos impactos negativos gerados no meio aquático pela eutrofização, Richter e Netto (2005) afirmam que esse impacto se reflete no aumento dos custos para tratamento da água, obstrução dos filtros e aumento do consumo de água para lavagem. Thomaz e Bini (2003) relatam efeitos diretos e indiretos de macrófitas no abastecimento, podendo desencadear alterações na qualidade da água, na operação das estações de tratamento de água (ETA), dos sistemas de reservação e distribuição, aumento do consumo de cloro devido à presença de matéria orgânica e amônia e diminuição da eficiência da desinfecção (DAMATO, 2016, DI BERNARDO, 1995).

O objetivo deste estudo é identificar a influência de parâmetros físico-químicos sobre comunidades de macrófitas em captações de água bruta de reservatórios de abastecimento da região metropolitana do Recife-PE e observar a influência desses organismos no tratamento de água. O conhecimento das macrófitas existentes e as condições abióticas do manancial podem subsidiar propostas de manejo e prevenção de sua proliferação descontrolada e consequências no tratamento de água.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

As captações de água bruta em estudo estão localizadas na Bacia do Rio Capibaribe e no grupo de bacias de pequenos rios litorâneos 2 - GL 2 (Tabela 1).

Tabela 1: Descrição dos reservatórios hídricos estudados com respectivos pontos de captação e coordenadas geográficas:

Bacia	Ponto	Captações	Latitude	Longitude
CAPIBARIBE	1	Castelo - Rio Capibaribe	7°59' 43,95"S	35°03' 11,88"W
	2	Tiúma - Rio Capibaribe	7°58' 53,60"S	35°04' 39,93"W
	3	Barragem Goitá - Rio Capibaribe	7°58' 10,54"S	35°06' 56,31"W
	4	Barragem Tapacurá - Rio Capibaribe	8° 02' 35"S	35° 09' 45"W
GL2	5	Barragem Duas Unas - Rio Jaboatão	8°05' 31,24"S	35°02' 18,90"W

2.2 Amostragem e análise dos dados

As coletas foram realizadas mensalmente, entre janeiro e dezembro de 2014. As macrófitas foram coletadas com auxílio de uma rede, enquanto as amostragens de água foram realizadas diretamente em frascos de vidro âmbar na subsuperfície dos reservatórios. As variáveis físico-químicas analisadas foram: alcalinidade, cálcio, magnésio, pH, condutividade, turbidez, cor, dureza, cloretos, sulfatos, amônia, nitrito, nitrato e fosfato de acordo com APHA (2012). A identificação das macrófitas foi realizada de acordo com Lima et al. (2011). Os ensaios foram conduzidos no laboratório de análises físico-químicas e de hidrobiologia da Gerência de Qualidade da Companhia de Saneamento do Estado.

As implicações da presença de macrófitas nas etapas do tratamento de água foram avaliadas *in loco* em uma ETA localizada na região metropolitana do Recife.

Foram realizadas análises estatísticas não-paramétricas, utilizando os modelos lineares gerais (GLM) para avaliar os parâmetros físico-químicos preditores da presença ou ausência dos táxons de macrófitas nos ambientes estudados. Consideram-se signifi-

cas as análises com valor de $p < 0,05$. Os testes foram executados utilizando o programa Statistica 7.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os táxons de macrófitas presentes nas unidades amostrais foram *Salvinia auriculata*, *Eichhornia crassipes*, *Egeria densa* e *Pistia stratioides* (Figura 2).



Figura 2: Espécies encontradas nos mananciais: (A) *Salvinia auriculata*, (B) *Eichhornia crassipes*, (C) *Egeria densa*, (D) *Pistia stratioides*.

Dentre as espécies de plantas aquáticas identificadas, *S. auriculata* e *P. stratioides* apresentaram maior frequência de ocorrência nos mananciais estudados (60%), seguidas por *E. crassipes* (40%). Silva (2011) também observou essas espécies em maior frequência nos estudos realizados sobre a caracterização de macrófitas em reservatórios do estado de Pernambuco.

As correlações entre as variáveis físico-químicas analisadas e a presença ou ausência dos táxons de macrófitas são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2: Correlação entre variáveis físico-químicas e a presença ou ausência dos táxons de macrófitas presentes nas unidades amostrais. Valores estatisticamente significativos em destaque.

Variáveis físico-químicas	<i>Salvinia auriculata</i>	<i>Pistia stratioides</i>	<i>Eichhornia crassipes</i>
Alcalinidade (mgL ⁻¹)	P>0,05	P<0,05; rho = 0,45	P<0,05; rho = 0,45
Cálcio (mgL ⁻¹)	P<0,05; rho = 0,45	P<0,05; rho = 0,45	P<0,05; rho = 0,45
Magnésio (mgL ⁻¹)	P<0,001; rho = 0,77	P<0,05; rho = 0,45	P<0,05; rho = 0,45
pH	P>0,05	P>0,05	P>0,05
Condutividade (µScm ⁻¹)	P>0,05	P>0,05	P>0,05
Turbidez (NTU)	P<0,001; rho = 0,77	P<0,05; rho = 0,45	P<0,05; rho = 0,45
Cor (uH)	P<0,005; rho = 0,60	P>0,05	P>0,05
Dureza (mgL ⁻¹)	P<0,001; rho = 0,77	P<0,05; rho = 0,45	P<0,05; rho = 0,45
Cloretos (mgL ⁻¹)	P>0,05	P>0,05	P>0,05
Sulfato (mgL ⁻¹)	P<0,01; rho = -0,54	P<0,001; rho = -0,94	P<0,001; rho = -0,94
Amônia (mgL ⁻¹)	P>0,05	P<0,005; rho = -0,58	P<0,005; rho = -0,58
Nitrito (mgL ⁻¹)	P<0,001; rho = 0,84	P<0,001; rho = 0,64	P<0,001; rho = 0,64
Nitrato (mgL ⁻¹)	P>0,05	P<0,005; rho = -0,58	P<0,005; rho = -0,58
Fósforo (mgL ⁻¹)	P<0,001; rho = 0,77	P<0,001; rho = 0,89	P<0,001; rho = 0,89

Observa-se correlação significativa entre *E. crassipes* e *P. stratioides* e as variáveis abióticas fósforo, amônia, nitrito, nitrato, sulfato, dureza, cálcio, magnésio, turbidez e alcalinidade. Presença de *S. auriculata* foi correlacionada significativamente com fósforo, nitrito, sulfato, dureza, cor, turbidez, cálcio, magnésio.

Na análise de nutrientes, o fósforo foi o parâmetro que apresentou maior correlação positiva para as três espécies de macrófitas: *P. stratioides* (rho = 0,89), *E. crassipes* (rho = 0,89) e *S. auriculata* (rho = 0,77). Bornette e Puijalon (2011), em seu estudo de revisão, relatam uma relação positiva entre a ocorrência de espécies flutuantes e maiores concentrações de nitrogênio e fósforo.

Em relação às concentrações de amônia e nitrato, houve correlação negativa para a *P. stratioides* (rho = -0,58) e *E. crassipes* (rho = -0,58), ou seja, a presença desses elementos inibe o crescimento dessas espécies, efeito também observado por Botino et al. (2014) em seus estudos.

Foi observada forte correlação negativa entre concentrações de sulfato e a presença de *P. stratioides* (rho = -0,94) e *E. crassipes* (rho = -0,94). De acordo com Bornette e Puijalon (2011), macrófitas de

água doce podem apresentar baixa ou nenhuma tolerância à salinidade. Segundo Esteves (2011), o sulfato está entre os principais íons responsáveis pela salinidade da água, seu teor é fortemente influenciado pela formação geológica das bacias de drenagem e a proximidade com o mar, exercendo efeito negativo para o desenvolvimento dessas espécies.

S. auriculata é considerada uma espécie muito frequente em mananciais de água parada ou pouco movimentada, com grande potencial de cobertura superficial, bloqueando a passagem de luz solar e interferindo no metabolismo aquático. *P. stratioides* é uma espécie que cobre totalmente o ambiente aquático, desenvolvendo-se rapidamente nos ambientes poluídos e provocando profundas alterações no ecossistema (ESTEVES, 2011).

A literatura sobre *E. crassipes* é extremamente extensa, dada a importância ecológica e sanitária assumida por essa espécie. Apresenta ampla distribuição em regiões tropicais e subtropicais. É nativa do Brasil, com distribuição extensiva no Norte e Nordeste, sendo particularmente abundante em Pernambuco (BOTINO et al., 2014). Esteves (2011) afirma que essa espécie é uma das

macrófitas aquáticas mais comuns em ambientes eutrofizados e que, junto com *Salvinia* são as mais invasoras, tendo comprometido diversos usos da água em várias regiões quentes do mundo.

Com relação à influência das macrófitas sobre o tratamento de água, observou-se a obstrução da tubulação e comprometimento das bombas nas captações pela presença de *Salvinia auriculata* e *Egeria* densa, condição também reportada por Silva (2016) em seus estudos no reservatório de Guarapiranga, enquanto a *S. auriculata* foi encontrada em floculadores (Figura 3) e filtros (Figura 4) nas Estações de Tratamento de Água.

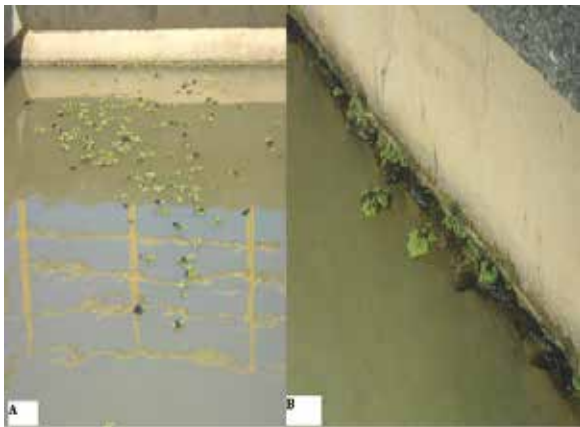


Figura 3: Presença de macrófitas na superfície (A) e paredes (B) dos floculadores em ETA.

Devido ao menor peso específico desses organismos, observou-se, durante a etapa de floculação, a flotação dos flocos contendo espécies de macrófitas (Figura 3a) e adesão desses organismos às paredes dos floculadores (Figura 3b). Com isso, as macrófitas passam por todas as etapas do tratamento e chegam aos filtros (Figura 4).



Figura 4: Vegetação na superfície do leito de areia e paredes do filtro.

A camada escura na superfície da areia (Figura 4) representa a vegetação morta que se deposita no fundo e é decomposta pelos organismos que vivem na superfície do meio filtrante, podendo causar obstrução do meio filtrante, redução da duração da carreira de filtração e consequente aumento do consumo de água para lavagem.

A partir de certo limite, o desenvolvimento da vegetação aquática pode ser considerado prejudicial aos usos múltiplos de ecossistemas aquáticos e, então, os métodos de controle ou manejo são necessários para minimizar o comprometimento do tratamento na ETA. As macrófitas aquáticas têm sido combatidas utilizando o controle mecânico, químico e biológico (PIETERSE e MURPHY,

Os métodos físicos ou mecânicos são os que apresentam a vantagem de não utilização de produtos ou organismos nocivos ou que persistem no ecossistema após sua introdução. No controle mecânico, as plantas precisam ser coletadas, transportadas e depositadas em local adequado, o que torna

o processo oneroso e com eficácia de curto prazo, pois em pouco tempo os reservatórios são novamente colonizados. Frequentemente a equipe de manutenção da ETA realiza a raspagem do leito e limpeza das paredes dos filtros para remoção da vegetação. Esse procedimento possui maior eficiência em ambientes menores e mais rasos (THOMAZ, 2002). Outra alternativa adotada pela ETA foi a cobertura dos filtros com lonas (Figura 5), reduzindo a incidência de luz, evitando o efeito fotossintético para tentar controlar a proliferação da vegetação e algas. Do ponto de vista de manutenção do filtro, esta se apresentou como a melhor opção, embora a redução da incidência de luz mesmo sendo eficiente fica inviabilizada em locais com elevada área superficial (DAMATO, 2016; NAKAMOTO, 2009).

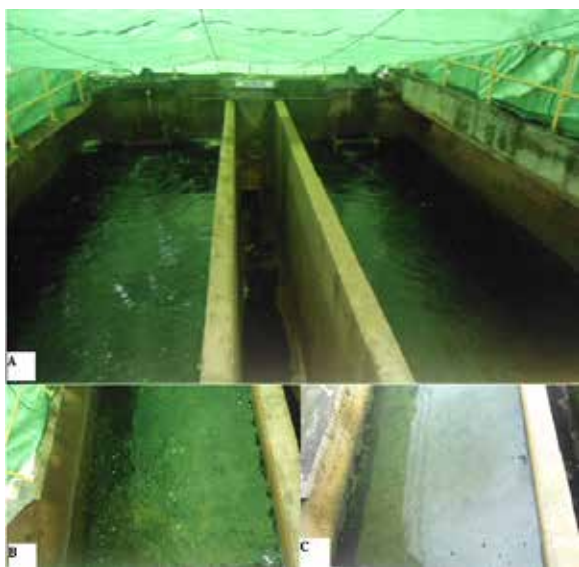


Figura 5: Filtro coberto com lona (A) e abaixo detalhe das paredes dos filtros cobertos (B) e sem cobertura (C).

Os métodos químicos são os menos utilizados, em face dos custos de aplicação e manejo desses produtos, segurança de uso e eficiência em longo prazo. O controle químico das macrófitas aquáticas pode ser feito com o uso de herbicidas. No Brasil, o fluridone é o único herbicida registrado

para controle de macrófitas aquáticas do gênero *Egeria* (GARLICH et al., 2016).

O controle biológico tem aparecido como uma alternativa à aplicação de métodos químicos. Vários tipos de organismo, como fungos (BARRETO, 2000), insetos (HARLEY e FORNO, 1990) e peixes (PIETERSE e MURPHY, 1990), podem ser aplicados com esse intuito. Um dos problemas desse método é que, na maioria das vezes, utilizam-se espécies exóticas, que podem trazer severos prejuízos ambientais (THOMAZ, 2002).

A ETA avaliada no estudo tem recorrido frequentemente ao uso de métodos físicos e mecânicos para controle e manutenção de suas unidades

4 CONCLUSÕES

Dentre as espécies mais comuns encontradas nas captações que abastecem a região metropolitana do Recife, *S. auriculata* e *P. stratioides* ocorreram em maior frequência.

As concentrações de fósforo presentes nos mananciais foram correlacionadas positivamente ($\rho=0,89$) à presença das macrófitas encontradas (*S. auriculata*, *E. crassipes* e *P. stratioides*), sugerindo que o crescimento delas é influenciado pelo fósforo. Sendo assim, a remoção de fósforo em reservatórios a montante, restringindo o aporte de nutrientes e a influência antrópica, pode limitar as populações das macrófitas a jusante.

O processo de sedimentação observado na Barragem de Tapacurá, devido à disponibilidade de nutrientes, permite o avanço das plantas aquáticas, ocasionando a diminuição da velocidade da água, precipitação de partículas em suspensão e, conseqüentemente, reduz-se a vida útil do reservatório, podendo baixar sua capacidade de acúmulo de água.

A utilização de métodos mecânicos ou manuais tem sido a opção adotada pela unidade de tra-

tamento para limitar a área de crescimento das plantas aquáticas e proteger as captações, além de ações frequentes de raspagem do leito de areia e limpeza das paredes das unidades para remoção da vegetação que chega à ETA.

O controle das plantas e a conservação da bacia a montante dos mananciais são decisivos para amenizar o processo de infestação das plantas observado nos reservatórios, que traz impactos diretos aos sistemas de tratamento.

5 REFERÊNCIAS

- ALBERTONI, E.F.; PALMA-SILVA, C.; TRINDADE, C.R.T.; FURLANETTO, L.M. (2014) Field evidence of the influence of aquatic macrophytes on water quality in a shallow eutrophic lake over a 13-year period. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 26, n. 2, p. 176-185.
- APHA.. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 22nd ed., American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environmental Federation, USA, 2012.
- BARRETO, R. Biological control of neotropical aquatic weeds with fungi. *Crop Protection*, v. 19, n. 8, p. 697-703, 2000
- BORNETTE, G.; PUJALON, S. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences*, v. 73, p.1-14, 2011
- BOTTINO, F.; CALIJURI, M.C.; MURPHY, K.J. Temporal and spatial variation of limnological variables and biomass of different macrophyte species in a Neotropical reservoir (São Paulo - Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.25, p. 387-397, 2014.
- DAMATO, M. *Microbiologia Aplicada a Operações e Processos de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2008. Disponível em: <http://www.brookepeig.com/downloads/Algas.pdf>. Acesso em 04/04/2016.
- DI BERNARDO, L. **Algas e suas Influências na Qualidade das Águas e nas Tecnologias de Tratamento**. Rio de Janeiro: ABES, 1995.
- ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência - FINEP, 790 p., 2011.
- GARLICH, N.; CRUZ, C.; SILVA, A.F.; CARRASCHI, S.P.; MALASPINA, I.C.; PITELLI, I.A.; BIANCO, S. Diquat associated with copper sources for algae control: Efficacy and ecotoxicology. *Journal of Environmental Science and Health*, v.51, n.4, p.17-29, 2016.
- HARLEY, K. L. S.; FORNO, I. W. **Biological control of aquatic weeds by means of arthropods**. *Aquatic weeds. The ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. New York: Oxford Science Publications. 177-185 p., 1990.
- HOLMROOS, H.; HOPILLA, J.; NIEMISTÖ, J.; NURMINEN, L.; HIETANEN, S. Dynamics of dissolved nutrients among different macrophyte stands in a shallow lake. *Limnology*, v.16, p.31-39, 2015.
- LIMA, L.L.F.; SILVA, S.S.L.; ZICKEL, C.S. Composição florística e chave de identificação das macrófitas aquáticas ocorrentes em reservatórios do estado de Pernambuco. *Rodriguesia*, v.62, n.4, p.1-7, 2011.
- MEI, X.; ZHANG, X. Periphyton biomass response to phosphorus additions in an aquatic ecosystem dominated by submersed plants. *Journal Environmental Protection*, v.4, n.1, p. 83-90, 2013.
- NAKAMOTO, N. **Produza você mesmo uma água saborosa: sistema de purificação ecológica: revendo a tecnologia de produção da água potável**. São Paulo. Editora Ferrari, 2009.
- PIETERSE, A.H., MURPHY, K.J. **Aquatic weeds**. New York: Oxford Science Publications, 593 p., 1990.
- RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETO, J. M. **Tratamento de Água: Tecnologia atualizada**. 7 ed. São Paulo: Ed. Edgard Blücher Ltda, 332 p., 2007.
- SILVA, S.S.L. **Caracterização ecológica e estrutural de macrófitas em reservatórios no estado de Pernambuco**. Tese (Doutorado em Biologia) - Universidade Federal Rural Pernambuco. 108 p., 2011.
- SILVA, T.L.R. **Análise da influência de variáveis meteorológicas e da hidrodinâmica sobre os padrões espaciais e temporais da qualidade da água e de florescimento de cianobactérias e macrófitas em um reservatório urbano**. Tese (Doutorado em Ciências de Engenharia Ambiental) - Universidade de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. 133 p., 2016.
- THOMAZ, S.M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de Manejo. *Planta Daninha*. v.20, n. spe, p.21-33, 2002.
- THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Editora da Universidade Estadual de Maringá. 341 p., 2003.
- VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. Belo Horizonte**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. 3ª edição, v. 1. p. 452, 2005.
- YADAV, A.K.; PATHAK, B.; FULEKAR, M.H. Rhizofiltration of Heavy Metals (Cadmium, Lead and Zinc) From Fly Ash Leachates Using Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *International Journal of Environmental*, v.4, n.1, p.179-196, 2015.

Determinação do coeficiente de descarga para orifícios de parede delgada considerando números de Reynolds reduzidos

Determination of the discharge coefficient for thin wall orifices at low Reynolds numbers

- **Data de entrada:**
05/01/2016
- **Data de aprovação:**
16/05/2017

Antonia Samylla Oliveira Almeida*/Manoel do Vale Sales/Marlon Vieira de Lima/José Capelo Neto

DOI: 10.4322/dae.2018.004

Resumo

O estudo do comportamento de fluidos (em especial a água) escoando através de orifícios tem sido muito útil para a descrição do funcionamento e projeto de importantes estruturas hidráulicas, como reservatórios e unidades de tratamento internas às Estações de Tratamento de Água (ETAs). O presente trabalho descreve a metodologia utilizada para determinação experimental do coeficiente de descarga (C_d) para orifícios localizados em placas, utilizadas para promover gradiente de velocidade em um floculador de placas. Discute os resultados produzidos à luz daqueles sugeridos pela literatura especializada e fornece subsídio para o dimensionamento desta unidade de floculação.

Palavras-chave: Orifícios hidráulicos. Coeficiente de descarga. Floculador de placas.

Abstract

The study of the behavior of fluids (especially water) flowing through orifices has been very useful to describe function and to design important hydraulic structures, such as reservoirs and Water Treatment Plants (WTPs). The present work describes the methodology used to determine the experimental discharge coefficient (C_d) in orifices located in plates used to promote velocity gradient in a plate flocculator. Finally, it discusses the results obtained from specialized literature and provides subsidy for dimensioning this flocculation unit.

Keywords: Hydraulic orifices. Discharge coefficient. Plate flocculator.

Antonia Samylla Oliveira Almeida – Graduada em Tecnologia em Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Mestre em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) pela Universidade Federal do Ceará. Doutoranda em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) pela Universidade Federal do Ceará.

Manoel do Vale Sales – Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Ceará. Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Campina Grande. Doutor em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) pela Universidade Federal do Ceará.

Marlon Vieira de Lima – Licenciado em Química pela Universidade Federal do Ceará. Mestre em Tecnologia em Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Químico da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (Cagece).

José Capelo Neto – Engenheiro Químico com Mestrado e Doutorado em Recursos Hídricos/Saneamento Ambiental na Universidade Federal do Ceará e na Universidade do Texas. Pós-Doutorado no Australian Water Quality Centre (University of South Australia).

***Endereço para correspondência:** Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Seção Laboratorial de Qualidade de Água. Av. Mister Hull, s/n, Campus do Pici, Fortaleza - CE, CEP 60440-970. E-mail: samylla_17@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Muitas são as aplicações dos orifícios em projetos hidráulicos, tais como em sistemas de irrigação, estações de tratamento de água (cortinas de distribuição de água em decantadores, aplicação de produtos químicos na mistura rápida, etc), medição de vazões em tanques e canalizações, dentre outras. Um orifício hidráulico consiste em uma abertura de perímetro fechado, de forma geométrica definida, realizada na parede ou fundo de um reservatório ou na parede de um canal ou conduto forçado, pela qual o líquido em repouso ou movimento escoa em virtude da energia que possui (PORTO, 2006). A Figura 1 ilustra um jato formado quando da passagem de um líquido pelo orifício.

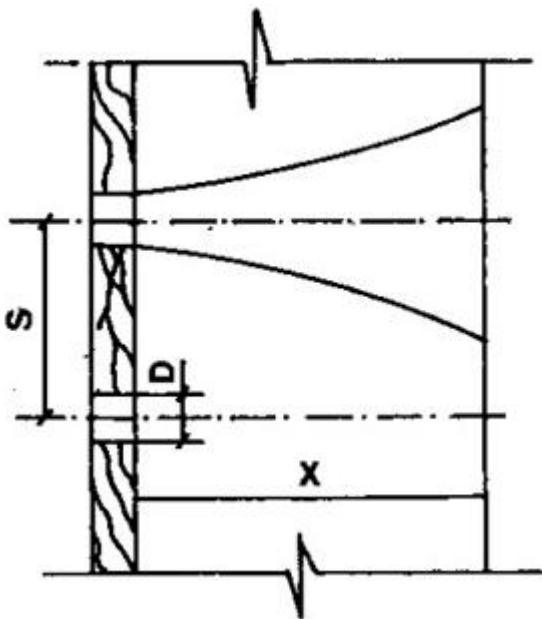


Figura 1 - Jato de um orifício circular.
Fonte: VIANNA (2002, p. 340).

Com o intuito de efetuar correções nos parâmetros hidráulicos, são adotados diversos coeficientes nas equações que descrevem a vazão através de orifícios, a saber: coeficientes de velocidade, contração e descarga ou vazão.

1.1 Coeficiente de velocidade

A razão entre a velocidade real (V_r) e a velocidade teórica (V_t) denomina-se coeficiente de velocidade (C_v), apresentado na Equação 1.

$$C_v = \frac{V_r}{V_t} \quad (1)$$

A velocidade real dos jatos é menor que a velocidade teórica calculada a partir da fórmula de Torricelli:

$$v_t = \sqrt{2 \cdot g \cdot h} \quad (2)$$

Sendo:

v_t : velocidade teórica ($m \cdot s^{-1}$);

g : aceleração da gravidade ($m \cdot s^{-2}$);

h : perda de carga (m).

A diferença entre os valores de velocidade real e velocidade teórica é ocasionada, dentre outros motivos, pelas perdas de carga devidas à viscosidade do líquido e à rugosidade do material em que o orifício foi executado. O coeficiente de velocidade pode ser determinado experimentalmente por meio da medida das coordenadas que representam a trajetória apresentada pelo jato. Segundo Azevedo Netto (2015), o valor médio de C_v é 0,985.

1.2 Coeficiente de contração

O coeficiente de contração é definido como a relação entre a área da secção contraída (A_2) e a área do orifício (A_1), conforme indicações da Figura 2, de acordo com a Equação 3.

$$C_c = \frac{A_2}{A_1} \quad (3)$$

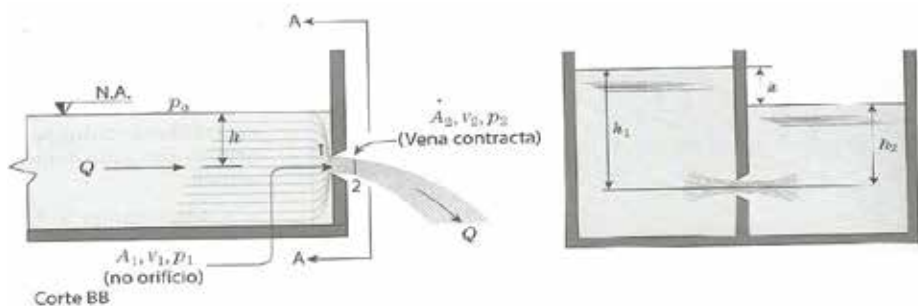


Figura 2 - Representação da vena contracta.

Fonte: AZEVEDO NETTO, 2015.

Experimentalmente, constata-se que os filetes líquidos tocam as bordas do orifício e continuam a convergir, depois de passarem pelo mesmo, até uma seção A_2 , na qual o jato tem área sensivelmente menor que a do orifício (AZEVEDO NETTO, 2015). Para orifícios circulares de parede fina, a literatura especializada reporta o valor médio usual para a relação A_2/A_1 da ordem de 0,62.

De acordo com Porto (2006):

Na secção em que as trajetórias das partículas são sensivelmente paralelas entre si, a distribuição de velocidade é uniforme, com área transversal igual a aproximadamente 60% da área geométrica do orifício, e na qual a pressão é praticamente uniforme em todos os pontos e igual à pressão exterior da região em que a descarga está se dando.

1.3 Coeficiente de descarga ou de vazão

O coeficiente de descarga ou de vazão (C_d) é igual ao produto dos coeficientes de velocidade e contração. Outra forma de determinar o C_d é utilizando a fórmula geral de determinação de vazão, apresentada na Equação 4.

$$Q = C_d \cdot A \cdot \sqrt{2 \cdot g \cdot h} \quad (4)$$

Onde:

Q: Vazão ($m^3 \cdot s^{-1}$);

C_d : coeficiente de descarga do orifício;

A: Área do orifício (m^2);

g: aceleração da gravidade ($m \cdot s^{-2}$);

h: perda de carga imposta pelo orifício (m).

Assim, o cálculo da vazão real considera, além da perda de carga, a contração da veia líquida, fenômeno que ocorre a jusante do orifício. Neves (1977) afirma que o coeficiente de vazão, como os de velocidade e contração, depende da forma e das condições do orifício, e de sua posição e situação em relação à superfície da água.

Para o orifício padrão, que é o orifício de bordos agudos, afastados da superfície da água, das paredes e do fundo, o valor de 0,61 ou 0,62 é utilizado como coeficiente de descarga ou vazão, valor amplamente apresentado na literatura (NEVES, 1977; PORTO, 2006; AZEVEDO NETTO, 2015). Na Tabela 1 são apresentados os valores de coeficiente de descarga para orifícios circulares, verticais de parede delgada em condições hidráulicas variadas (AZEVEDO NETTO, 2015).

Tabela 1 - Valores do coeficiente de descarga para orifícios circulares, verticais de parede delgada.

Carga H (m)	Diâmetro do orifício (cm)				
	2,0	3,0	4,0	5,0	6,0
0,20	0,653	0,632	0,609	0,607	0,607
0,40	0,651	0,625	0,610	0,607	0,607
0,60	0,648	0,625	0,610	0,607	0,608
0,80	0,645	0,623	0,610	0,607	0,608
1,00	0,642	0,622	0,610	0,607	0,608
1,50	0,638	0,622	0,610	0,607	0,608
2,00	0,634	0,622	0,610	0,607	0,608
3,00	0,634	0,621	0,611	0,607	0,608
5,00	0,634	0,621	0,611	0,607	0,608
10,00	0,634	0,621	0,611	0,607	0,609

Fonte: AZEVEDO NETTO, 2015.

Pesquisa recente, realizada por Chaves et al. (2015), utilizando um floco-flotador por ar dissolvido (FFAD) – equipamento composto por um floculador de placas verticais (contendo orifícios), que subdividem a unidade em câmaras, nas quais ocorrem simultaneamente os processos de floculação e flotação – apresentou resultados de gradientes de velocidade abaixo do esperado em testes de eficiência visando o tratamento de água de lavagem de filtros de uma ETA de filtração direta. Sendo o coeficiente de descarga um dos fatores que podem interferir nos resultados do gradiente de velocidade, optou-se por realizar uma verificação experimental desse parâmetro sob a influência de baixos números de Reynolds, tendo em vista que pesquisa atual realizada por Vianna et al. (2015) sugere valores para C_d distintos do valor 0,61, amplamente relatado na literatura.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

A fase experimental consistiu na realização de ensaios em um floculador de placas. Para tanto, foram utilizadas cinco placas confeccionadas em acrílico transparente, com dimensões de 400 (altura), 100 (largura) e 3 mm (espessura). Cada placa possuía dois orifícios, distanciados entre si

em 250 mm (Figura 3), com os seguintes diâmetros: 9,4, 12,2, 16, 17,5 e 19 mm, os quais foram submetidos às vazões de 200, 300, 400 e 500 L. h^{-1} , possibilitando verificar diversas condições hidráulicas.

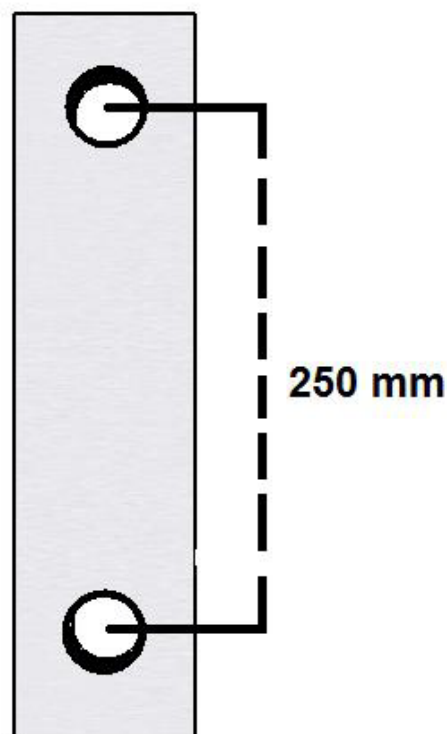


Figura 3 - Placa de orifícios utilizada para a determinação da perda de carga.

Para determinação do Cd foram realizadas medidas das cargas hidráulicas (coluna de água) a montante dos orifícios, tendo como referência (zero) o centro do orifício. As medidas dos níveis da água a montante das placas (cargas sobre os orifícios) foram rea-

lizadas com um paquímetro (marca Mitutoyo) e as vazões de alimentação do equipamento foram ajustadas utilizando um rotâmetro instalado a montante do floculador de placas. O equipamento utilizado no experimento encontra-se ilustrado na Figura 4.



Figura 4 - Aparato instrumental para a determinação da perda de carga.

Foram testadas várias combinações de área dos orifícios e vazão, somando um total de vinte condições hidráulicas, para as quais foram efetuadas medidas em triplicata da carga. Visando realizar a medida da carga em cada condição hidráulica proveniente de cada orifício individualmente para os diversos diâmetros e vazões, um dos orifícios foi vedado.

Posteriormente, os dados experimentais foram utilizados para o cálculo do coeficiente de descarga nos orifícios superior (leituras C_{d1-3}) e inferior (leituras C_{d4-6}), utilizando a Equação 4, apresentada anteriormente.

Convém salientar que as medidas efetuadas visando à determinação do Cd foram executadas com os orifícios não afogados, divergindo da condição real de funcionamento do floculador, na qual os mesmos encontram-se submersos. Entretanto, a modificação mencionada não deve afetar os resultados de modo significativo, pois, de acordo com Porto (2006), os valores de coeficiente de vazão em descarga livre são praticamente os mesmos para orifícios afogados.

Na fase de determinação do coeficiente de descarga, observaram-se dificuldades na estabilização do sistema para realização das medidas de nível/carga, entre elas a variação da vazão nominal no rotâmetro de alimentação do floculador de placas e oscilações na coluna d'água a montante da placa com orifícios. No intuito de minimizar os erros nas leituras das cargas, foi realizado um estudo prévio para determinação do intervalo de tempo necessário para a estabilização do fluxo e da coluna d'água após cada alteração de vazão. As leituras das alturas foram realizadas para a vazão de 500 L.h^{-1} , utilizando a placa com orifícios de 9,4 mm de diâmetro em intervalos de 5 minutos entre cada leitura.

Após o cálculo dos coeficientes de descarga, os dados obtidos foram submetidos ao teste estatístico *z score*, para diagnosticar a presença de *outliers*. Foi realizado o cálculo da média populacional bem como do seu intervalo de confiança. Por último, foi estabelecida uma correlação para obtenção do coeficiente de descarga em função do número de Reynolds.

3 RESULTADOS

3.1 Determinação do tempo para realização das leituras das cargas hidráulicas

As leituras das alturas das cargas obtidas nesta etapa encontram-se apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Determinação do tempo de estabilização da carga.

Tempo (min)	Carga (mm)
5,0	406,5
10,0	417,6
15,0	423,5
20,0	431,8
25,0	429,5
30,0	435,9
35,0	451,9
40,0	445,5
45,0	443,5
50,0	443,5
55,0	444,0
60,0	443,5

Assim, com base nos dados levantados experimentalmente, foi escolhido o intervalo de tempo de 45 minutos para a realização da primeira leitura de perda de carga para cada vazão e intervalos de 5 minutos entre as triplicatas, posto que não foram verificadas alterações significativas nos tempos posteriores.

3.2 Determinação do coeficiente de descarga

As diversas combinações das variáveis vazão e área dos orifícios e, por conseguinte, o número de Reynolds, propiciaram vinte condições hidráulicas para as quais foram efetuadas medidas em triplicata do coeficiente de descarga nos orifícios superior (leituras Cd 1-3) e inferior (leituras Cd 4-6). Os valores obtidos são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Condições hidráulicas e coeficientes de descargas obtidos no estudo.

Condições hidráulicas	Vazão (m ³ .s ⁻¹)	Área do orifício (m ²)	Re	Coeficiente de descarga					
				Orifício Superior			Orifício Inferior		
				Cd 1	Cd 2	Cd 3	Cd 4	Cd 5	Cd 6
1	0,00006	0,00028	4477,26	0,9706	0,8896	0,8560	0,9996	0,9971	0,9483
2	0,00006	0,00024	4861,02	0,9573	0,9998	0,9821	0,8739	0,9573	0,8863
3	0,00006	0,00020	5316,74	0,7497	0,7780	0,7292	0,7392	0,7497	0,7057
4	0,00008	0,00028	6575,55	0,7397	0,7445	0,7646	0,8653	0,8890	0,9239
5	0,00006	0,00012	6972,78	0,8502	0,8583	0,8556	0,8529	0,8751	0,8610
6	0,00008	0,00024	7139,17	0,7376	0,8028	0,7625	0,7212	0,7739	0,7342
7	0,00008	0,00020	7808,47	0,6357	0,6342	0,6169	0,5984	0,6128	0,6169
8	0,00011	0,00028	8671,62	0,7556	0,7281	0,7498	0,8530	0,8615	0,8658
9	0,00006	0,00007	9045,17	0,7745	0,7831	0,7860	0,7875	0,7890	0,7831
10	0,00011	0,00024	9414,91	0,7906	0,8131	0,8157	0,7217	0,7329	0,7446
11	0,00008	0,00012	10240,62	0,6818	0,6713	0,6738	0,6343	0,6333	0,6394
12	0,00011	0,00020	10297,55	0,7222	0,7222	0,7313	0,6867	0,6911	0,6956
13	0,00013	0,00028	10767,69	0,7330	0,7330	0,7212	0,7929	0,7951	0,7761
14	0,00013	0,00024	11690,64	0,7646	0,7646	0,7703	0,6921	0,6984	0,6879
15	0,00013	0,00020	12786,64	0,7111	0,7143	0,7088	0,6528	0,6534	0,6553
16	0,00008	0,00007	13284,25	0,6110	0,6104	0,6120	0,6096	0,6136	0,6120
17	0,00011	0,00012	13504,99	0,7146	0,7109	0,7064	0,6870	0,6833	0,6852
18	0,00013	0,00012	16769,36	0,7263	0,7281	0,7238	0,6675	0,6688	0,6655
19	0,00011	0,00007	17518,82	0,6590	0,6599	0,6592	0,6774	0,6775	0,6770
20	0,00013	0,00007	21753,40				0,6616	0,6610	0,6606

Os resultados da tabela 3 são condizentes com o comportamento previsto pela Equação 4 para determinação do coeficiente de descarga, segundo a qual o C_d varia em função da vazão, carga e área do orifício. O comportamento observado é confirmado por Porto (2006), que afirma que o coeficiente C_d em geral não é constante para um

dado orifício, variando com a carga, as condições de fluxo e a viscosidade do líquido.

A partir dos valores de C_d , apresentados na Tabela 3, foram gerados os gráficos boxplot, que correlacionam o coeficiente de descarga com o número de Reynolds para o orifício inferior e superior, ilustrados na Figura 5.

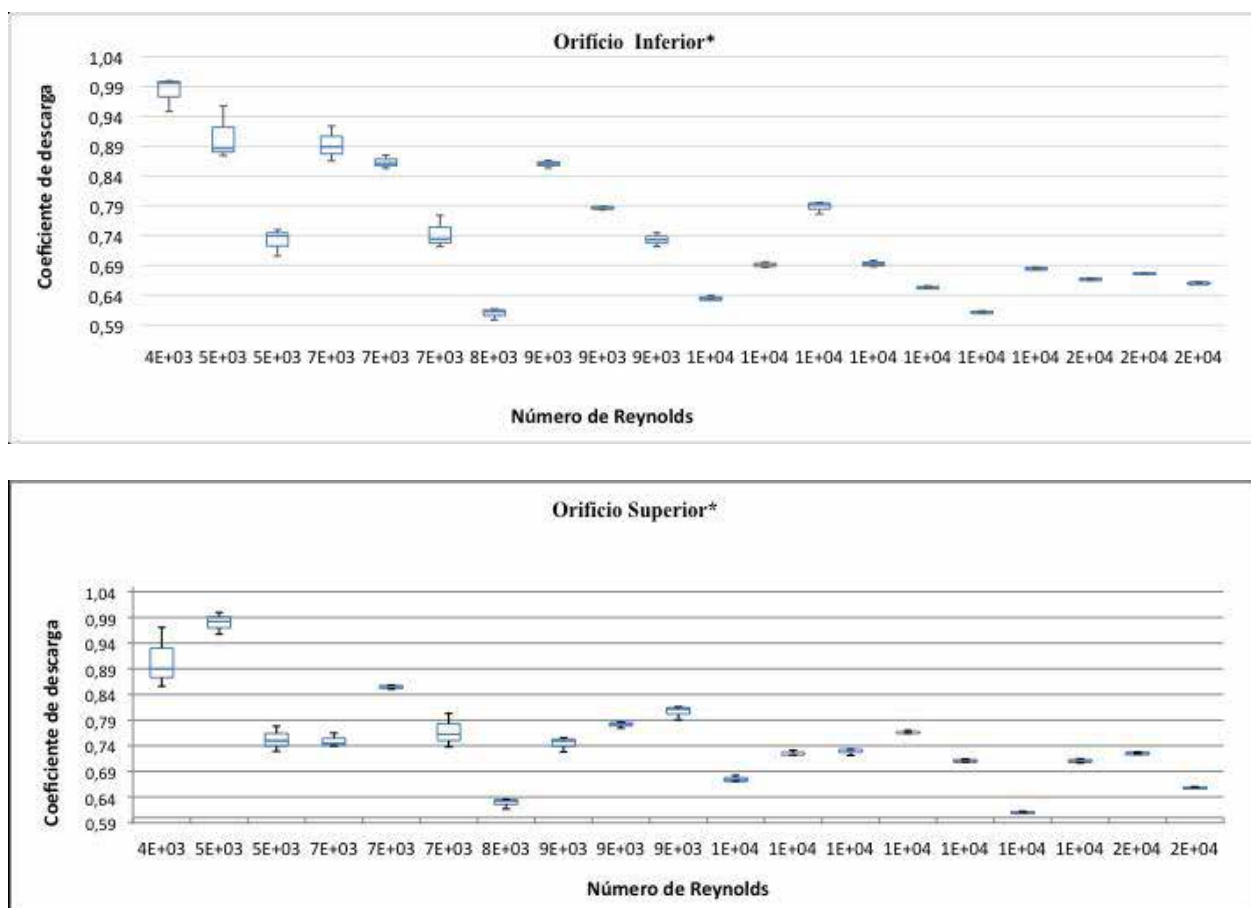


Figura 5 - Gráficos boxplot do coeficiente de descarga em função do número de Reynolds para: (a) o orifício inferior e (b) o orifício superior.

* Os valores representados em cada condição hidráulica correspondem às triplicatas realizadas nos orifícios superior (Cd1-3) e inferior (Cd4-6), apresentadas na tabela 3.

Uma análise dos gráficos apresentados na Figura 5 permite inferir que, quando comparadas entre si, as respectivas condições hidráulicas evidenciam um comportamento semelhante. Conforme detalhado a seguir, observa-se também que na primeira metade dos gráficos, onde os números de Reynolds variaram entre 4.477 e 9.414, 30% das medidas foram originadas na placa cujos orifícios possuem área de $2,83385 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2$ e vazões de $5,6 \cdot 10^{-5} \text{ (200 L.h}^{-1}\text{)}$, $8,2 \cdot 10^{-5} \text{ (300 L.h}^{-1}\text{)}$, e $1,1 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \text{ (400 L.h}^{-1}\text{)}$. O restante das leituras foi realizado para as demais áreas dos orifícios avaliados e, principalmente, para a vazão de $5,6 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \text{ (200 L.h}^{-1}\text{)}$. Na segunda metade dos dados, com números de Reynolds variando de 9.414 a 21.753, observaram-se baixas amplitudes entre os valores das triplicatas, enquanto que na primeira metade foram observadas amplitudes maiores. Esse comportamento foi observado tanto para os experimentos no orifício superior como no inferior.

Com isso, a variabilidade observada nos valores de Cd pode ter sido ocasionada por fatores como a instabilidade do sistema de alimentação do fluculador de placas, possíveis erros de mensuração, principalmente nas medidas de vazão, já que $5,6 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \text{ (200 L.h}^{-1}\text{)}$ era o limite inferior da escala do rotâmetro usado. Outros fatores que podem ter contribuído para as diferenças observadas nas medições são a espessura da placa e do orifício, a retilidade e planeza, fatores referentes à tolerância de forma, e também fatores referentes à microgeometria como a rugosidade (SILVA, 2007).

As variações observadas nos gráficos boxplot da Figura 5 sugerem a provável interferência de valores discrepantes ou *outliers*. Assim, aplicou-se o critério Z score (apresentado na Tabela 4), técnica que permite comparar de uma forma padronizada os desvios entre os valores obtidos e os previstos

pelo modelo proposto, visando detectar e possibilitar a retirada de medidas discrepantes do conjunto de dados.

Tabela 4 - Análise de Z score.

Re	C _d cal ¹	C _d mod ²	Erro	Z score
4477,26	0,9436	0,9441	-0,0005	0,0996
4861,02	0,9428	0,9285	0,0143	0,2815
5316,74	0,7419	0,9103	-0,1684	-1,9591
6575,55	0,8211	0,8624	-0,0412	-0,3994
6972,78	0,8588	0,8479	0,0110	0,2405
7139,17	0,7554	0,8419	-0,0865	-0,9550
7808,47	0,6191	0,8184	-0,1993	-2,3380
8671,62	0,8023	0,7895	0,0128	0,2631
9045,17	0,7839	0,7775	0,0064	0,1846
9414,91	0,7698	0,7658	0,0040	0,1547
10240,62	0,6557	0,7407	-0,0851	-0,9372
10297,55	0,7082	0,7391	-0,0309	-0,2728
10767,69	0,7586	0,7255	0,0331	0,5119
11690,64	0,7296	0,7000	0,0296	0,4690
12786,64	0,6826	0,6721	0,0105	0,2353
13284,25	0,6114	0,6602	-0,0487	-0,4914
13504,99	0,6979	0,6550	0,0429	0,6317
16769,36	0,6967	0,5906	0,1060	1,4062
17518,82	0,6683	0,5789	0,0895	1,2032
21753,40	0,6611	0,5334	0,1277	1,6716
Média			-0,0087	
Desvio-Padrão			0,0815	

Legenda: Cd cal¹: coeficientes de descarga calculados pela equação 4; Cd mod²: coeficientes de descarga obtidos pelo modelo.

O critério aplicado na análise do Z score dos valores de Cd partiu da premissa de que quando o conjunto de dados atende à distribuição normal, desvios maiores que um determinado valor de Z score, a um dado nível de confiança, sinalizam valores atípicos. Na análise que procedemos, foram considerados *outliers* os desvios com Z score superiores a $\pm 1,64$ ao nível de confiança de 90%. Após a retirada dos *outliers* detectados, visando à validação estatística dos dados, foi traçada uma curva (Figura 6) relacionando os valores de Cd com os respectivos números de Reynolds.

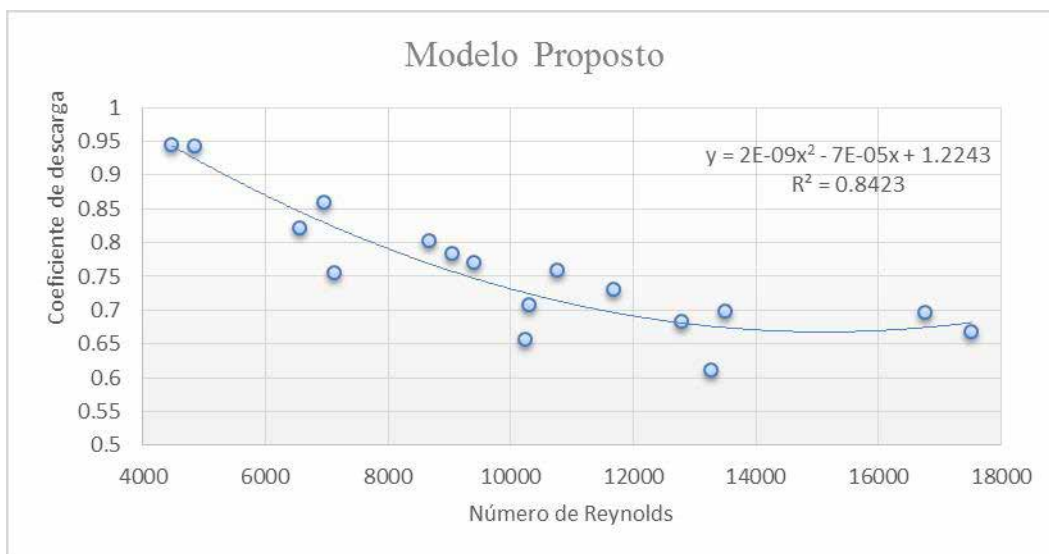


Figura 6 - Modelo proposto após a remoção de outliers.

A curva que representa o modelo proposto, apresentada na Figura 6, foi submetida a uma análise de adequação do modelo, na qual foi elaborado um gráfico de resíduos, apresentado na Figura 7.

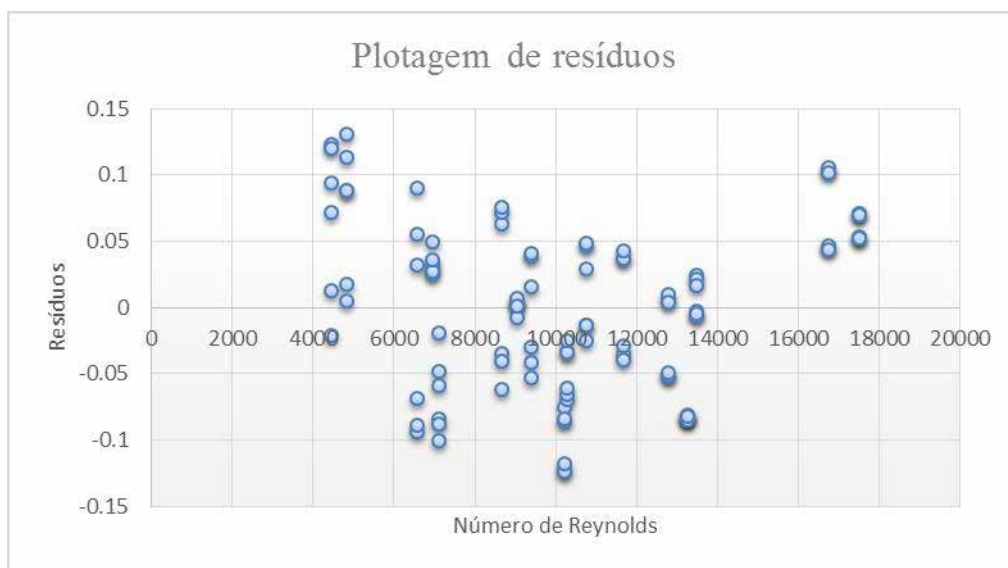


Figura 7 - Plotagem dos resíduos do modelo.

Ao avaliar o gráfico apresentado na Figura 7, observa-se que a maior parte dos resíduos se distribui aleatoriamente em torno da média, e que a média desses resíduos, de um modo geral, apresenta-se muito próxima de zero, sendo essas duas condições dois requisitos essenciais para que o modelo seja considerado adequado. Outra conclusão retirada a partir da análise realizada no gráfico de resíduos é que apesar de os dados de

Cd não apresentarem uma variância constante ao longo da faixa de número de Reynolds avaliada, esse fato não invalida o modelo obtido e ilustra a instabilidade que foi observada no sistema no decorrer do desenvolvimento dessa etapa. Em complemento à análise de resíduos, foi efetuada a plotagem de probabilidade normal, ilustrada na Figura 8, com intuito de avaliar o comportamento dos dados de Cd.

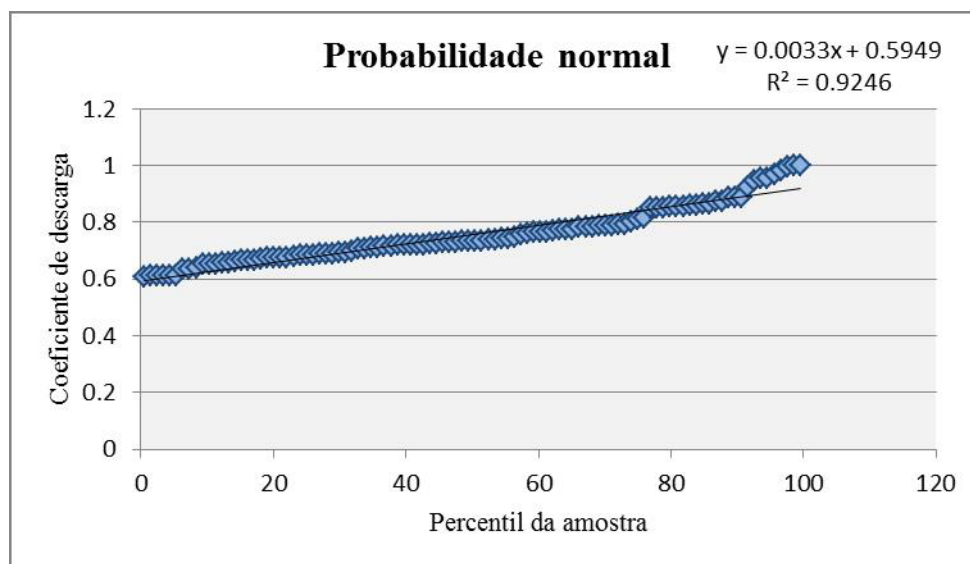


Figura 8 - Probabilidade normal.

Ao analisar o gráfico de probabilidade normal, ilustrada na Figura 8, observa-se uma tendência linear, com R^2 igual a 0,9246. Com isso pode-se concluir que os resíduos apresentam distribuição normal.

Outro procedimento estatístico realizado após a retirada dos *outliers* detectados foi o cálculo da média populacional (μ), bem como seu intervalo de confiança, calculados com base na média amostral (\bar{X}), aplicando-se os seguintes valores: $N = 103$, 102 graus de liberdade, a um nível de confiança de 95%, para o qual $t = 1,980$. Obteve-se com esse procedimento a seguinte estimativa para o Cd: **0,758 ± 0,019**. Corroborando os valo-

res de Cd obtidos na presente pesquisa, estudos hidráulicos realizados por Di Bernardo e Giorgetti (1980) obtiveram valores de Cd entre 0,8 e 0,90, para um intervalo de número de Reynolds compreendido entre 13.570 e 26.730.

Observa-se que o valor de Cd obtido diverge do valor de 0,61, amplamente difundido na literatura (NEVES, 1977; PORTO, 2006; AZEVEDO NETTO, 2015). Por outro lado, Vianna e Castro (2014) e Vianna et al. (2015) afirmam que o valor de 0,61 para coeficiente de descarga não se aplica às situações em que as velocidades médias e o número de Reynolds (500 a 11000) são baixos, condições semelhantes às aplicadas neste experimento.

4 CONCLUSÕES

O estudo experimental reportado no presente artigo permitiu a determinação de valores para o coeficiente de descarga C_d para orifícios executados em paredes delgadas, quando submetidos a escoamentos de baixos números de Reynolds. Os resultados produzidos permitiram até mesmo a proposição de uma função do número de Reynolds para C_d . Isso representa, portanto, uma evolução no estudo da hidráulica, já que a utilização de valores inadequados de C_d pode implicar em erros na definição dos gradientes de velocidade, quando do dimensionamento dos flocladores de placas, podendo impactar na eficiência da unidade de floclação das ETAs. O estudo se restringiu, entretanto, à determinação de coeficientes de descarga para valores do número de Reynolds entre 4.000 e 18.000, sendo assim necessário ampliá-lo para abranger uma faixa mais extensa de número de Reynolds.

REFERÊNCIAS

- AZEVEDO NETTO, J. M.; FERNÁNDEZ Y FERNÁNDEZ, M. **Manual de hidráulica**. 9º ed. São Paulo: Blucher, 2015.
- DI BERNARDO, L.; GIORGETTI, M.F. The use of perforated baffles at the inlet of settling basis. **Journal of the American Water Works Association**, v. 72, n. 9, p. 528-553, 1980.
- CHAVES, K. O, SALES, M. V., CAPELO NETO, J. **Eficiência da floclação em cortinas integrada à flotação por ar dissolvido aplicada ao tratamento de água de lavagem de filtros**. REVISTA AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X, v. 8, n. 3, 312 – 327, 6 de diciembre de 2015.
- PORTO, R. M. **Hidráulica Básica**. 4º ed. São Carlos: EESC-USP, 2006.
- SILVA, C.F.C. Avaliação macro e microgeométrica de dispositivos utilizados na indústria do petróleo e gás. 2007. Monografia (Curso de Engenharia de Petróleo e Metrologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal - Rio Grande do Norte.
- VIANNA, M. R., CASTRO, L. V. de. **Estudo hidráulico dos orifícios dos flocladores de bandejas perfuradas superpostas de estações de tratamento de água**. Construindo, Belo Horizonte, v. 6, n. 1, 39- 41 Jan/Jun. 2014.
- VIANNA, M. R., CASTRO, L. V. de, RIBEIRO, C. de O. **Perforated Tray-Type Hydraulic Flocculator for Potable Water Treatment: Concept and State of the Art in Brazil**. International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering Website: www.ijetae.com (ISSN 2250-2459, ISO 9001:2008 Certified Journal, Volume 5, Issue 3, March 2015).

Remoção dos agrotóxicos incluídos na portaria 2914/2011 em ETAs.

• **Data de entrada:**
04/08/2015

Removal of pesticides included in decree 2914/2011 in DWPs. • **Data de aprovação:**
17/05/2017

Andressa Rezende Pereira/Renata de Oliveira Pereira/ Sue Ellen Costa Bottrel

DOI: 10.4322/dae.2018.005

Resumo

De acordo com as modificações verificadas entre a Portaria 518/2004 e a 2914/2011, escolheram-se onze agrotóxicos que foram acrescentados a esta para a realização de uma revisão bibliográfica sobre a remoção dos mesmos nos processos de tratamento de água. Verificou-se que as etapas do tratamento de ciclo completo não ofereceram elevadas remoções, com exceção de um composto. Para tecnologias como a radiação UV, ozonização e POAs, muitos estudos chegaram próximos a 100,0% de remoção, porém alguns tratamentos utilizam tempos de contato inviáveis. Os processos de adsorção mostraram-se eficientes quando aliados a outras tecnologias, e poucos estudos foram encontrados sobre nanofiltração. Verificou-se a necessidade de estudos sobre a formação de produtos tóxicos e com relação à remoção de alguns compostos nas diferentes etapas de tratamento de uma ETA.

Palavras-chave: Agrotóxicos. Remoção. Tecnologias de tratamento.

Abstract

According to changes verified between decrees 518/2004 and 2914/2011, eleven pesticides added to this were chosen for a literature review about its removal in water treatment process. It was verified that the steps of full cycle treatment did not show high removal, except for one compound. Using technologies such as UV radiation, oxidation with ozone, and AOPs, several studies reached close to 100% removal rates; however, unachievable contact time was needed. Adsorption processes were efficient when associated with other technologies, and few studies were found about nanofiltration. It was observed the need for more studies about the formation of toxic products, and related to removal of some compounds in different steps of a DWP.

Keywords: Pesticides. Removal. Treatment technologies.

Andressa Rezende Pereira – Engenheira Ambiental e Sanitarista pela Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Mestranda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP).

Renata de Oliveira Pereira – Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Doutora em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (USP). Professora Adjunta do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFJF.

Sue Ellen Costa Bottrel – Química pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Professora Adjunta do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFJF.

***Endereço para correspondência:** Laboratório de Química Tecnológica e Ambiental, s/ nº, Campus Morro do Cruzeiro, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto - MG. CEP 35400-000.

1 INTRODUÇÃO

A poluição das águas por defensivos agrícolas é um problema de âmbito mundial. O uso dessas substâncias constitui um risco tanto para a qualidade da água como para a saúde humana. Dessa forma, o tratamento de águas de abastecimento deve garantir a remoção desses compostos ou reduzir suas concentrações a níveis abaixo do estabelecido pela legislação para garantir que não haja riscos à saúde da população (OLIVEIRA, 2011; ORMAD et al., 2008).

Nas estações de tratamento de água (ETAs) que utilizam as etapas de ciclo completo (coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção), apenas parte das substâncias presentes é removida, sendo necessária a inclusão de processos alternativos mais eficientes (SANCHES et al., 2013; PHAM et al., 2013; GORZA, 2012; FALEIROS, 2008; SOARES, 2011). A etapa de desinfecção é a que alcança maiores valores de remoção; porém, quando se utilizam os compostos à base de cloro ou ozônio, pode ocorrer a formação de subprodutos (ORMAD et al., 2008). A radiação ultravioleta (UV) e os processos oxidativos avançados (POAs) oferecem boas remoções, porém muitas vezes o tempo de exposição necessário para alcançar resultados satisfatórios é muito alto, tornando inviável a utilização destes no tratamento da água (PIMENTA, 2013; HUNG et al., 2002; SANCHES et al., 2010; SANCHES et al., 2013; DERBALAH et al., 2013; ABDESSALEM et al., 2010; OLIVEIRA, 2011). A nanofiltração por membranas também é um processo que vem sendo estudado na remoção de agrotóxicos, devido ao baixo tempo de detenção hidráulica e ausência de produtos químicos, porém apresenta custos mais elevados (RIBEIRO, 2002). O uso de algumas dessas tecnologias pode não ser viável, fazendo-se necessário o uso de processos de menor custo e de alto desempenho, como por exemplo, a adsorção por carvão ativado (PHAM et al., 2013; BOTTREL, 2012; GORZA, 2012).

Com relação à presença de agrotóxicos nas águas de consumo humano, o grande desafio do tratamento de água é o projeto de unidades capazes de remover diversos microcontaminantes com características químicas distintas sem que ocorra a formação de outros compostos nocivos à saúde humana (PASCHOALATO et al., 2009).

Nesse conceito, a portaria que estabelece a qualidade da água a ser distribuída à população sofre constantes alterações a fim de garantir o abastecimento de água com qualidade. O desenvolvimento de tecnologias de tratamento da água, o uso de substâncias químicas que podem causar danos à saúde da população e a poluição dos mananciais de abastecimento justificam tais atualizações. Assim sendo, entrou em vigor a Portaria nº2914/2011, que tem como objetivo excluir e complementar algumas substâncias químicas da antiga Portaria nº 518/2004.

A antiga Portaria nº 518 definia, para substâncias químicas, o padrão de potabilidade para 13 compostos inorgânicos, 12 compostos orgânicos e 22 agrotóxicos. A Portaria em vigor estabelece padrões para 15 compostos inorgânicos, 15 compostos orgânicos e 27 agrotóxicos (BRASIL, 2004; BRASIL, 2011). Dessa forma, comparando-se as duas portarias, foram alterados 11 agrotóxicos. Os compostos que se mantiveram já são monitorados; conseqüentemente, conhece-se o potencial de remoção em ETAs. Contudo, os compostos que foram alterados necessitam de uma ampla revisão, inclusive para gerar subsídios para a próxima revisão da portaria de qualidade da água para consumo humano, que deve ocorrer a cada 5 anos (BRASIL, 2011).

Assim sendo, o objetivo deste trabalho é realizar um estudo sobre as remoções dos onze compostos adicionados à Portaria nº2914/2011 – aldicarbe, carbendazim, carbofurano, clorpirifós, diuron, mancozebe, metamidofós, parationa metílica, profenofós, tebuconazol e terbufós – nos diferen-

tes processos utilizados no tratamento de água. Além disso, objetiva-se verificar se há formação de subprodutos durante os diferentes tratamentos, identificar quais compostos possuem maior potencial de remoção nas ETAs de ciclo completo e, por fim, avaliar a necessidade de outros tratamentos para a remoção dessas substâncias.

2 TRATAMENTO DE CICLO COMPLETO - ETAPAS DE CLARIFICAÇÃO

O tratamento de ciclo completo é normalmente utilizado nas ETAs, consistindo nas etapas de

coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção. Nessa parte do trabalho, será discutida a remoção dos compostos na etapa de clarificação, composta pelas etapas de coagulação, floculação e decantação, além da filtração. De acordo com a Tabela 1, a remoção durante essas etapas variou de 3,0 a 40,0%, com exceção para o diuron, que chegou a 74,5%. Considerando apenas a etapa de clarificação e filtração, não foram encontrados trabalhos para o aldicarbe, carbendazim, metamidofós, profenofós, tebuconazol e terbufós, constatando a necessidade de estudos.

Tabela 1: Eficiências de remoção dos agrotóxicos nas etapas de clarificação e filtração em ETAs.

Agrotóxico	Remoção (%)	Condições do tratamento ^a	Observações ^b
Carbofurano	5,0 ^{c,d,f,1}	Policloreto de Alumínio (10-30 mg.L ⁻¹) T=1 min TF=20 min TS=1,2 h	LD=30 µg.L ⁻¹ Ci=100 µg.L ⁻¹
Clorpirifós	17,2 ^{c,d,f,1}	Policloreto de Alumínio (10-30 mg.L ⁻¹) T=1 min TF=20 min TS=1,2 h	LD=30 µg.L ⁻¹ Ci=100 µg.L ⁻¹
	40,0 ^{c,2}	Sulfato de Alumínio (10, 20 e 40 mg.L ⁻¹)	LQ=15 ng.L ⁻¹ Ci=0,52 µg.L ⁻¹
Diuron	5,0 ^{c,d,f,3}	Sulfato de Alumínio (40 mg.L ⁻¹)	LD=0,01 µg.L ⁻¹ Ci=16,67 mg.L ⁻¹
	8,0 ^{c,4}	Sulfato férrico (50 mg.L ⁻¹)	Ci=8-10 mg.L ⁻¹
	10,0 ^{c,4}	Sulfato de Alumínio (100 mg.L ⁻¹)	Ci=8-10 mg.L ⁻¹
	20,0 ^{c,4}	Sulfato férrico (100 mg.L ⁻¹)	Ci=8-10 mg.L ⁻¹
	23,8 ^{c,d,f,5}	Sulfato de Alumínio (50 mg.L ⁻¹) T=10s TF=20 min	LD=<0,001 µg.L ⁻¹ Ci=16,67 mg.L ⁻¹
	30,0 ^{c,2}	Sulfato de Alumínio (10, 20 e 40 mg.L ⁻¹)	LQ=30 ng.L ⁻¹ Ci=0,5 µg.L ⁻¹
	74,5 ^{c,d,f,5}	Sulfato de Alumínio (40 mg.L ⁻¹) T=10s TF=20 min	LD=<0,001 µg.L ⁻¹ Ci=16,67 mg.L ⁻¹
ETU	3,0 ^{c,d,f,6}	Sulfato de Alumínio (1%) T=5 s TS=4 min	Ci=25 mg.L ⁻¹
	4,0 ^{c,d,6}	Sulfato de Alumínio (1%) T=5 s TS=4 min	Ci=50 mg.L ⁻¹
	8,0 ^{c,d,6}	Sulfato de Alumínio (1%) T=5 s TS=4 min	Ci=5 mg.L ⁻¹
	8,0 ^{c,d,f,6}	Sulfato de Alumínio (1%) T=5 s TS=4 min	Ci=50 mg.L ⁻¹
	10,0 ^{c,d,6}	Sulfato de Alumínio (1%) T=5 s TS=4 min	Ci=25 mg.L ⁻¹
	11,0 ^{c,d,f,6}	Sulfato de Alumínio (1%) T=5 s TS=4 min	Ci=5 mg.L ⁻¹
	15,0 ^{c,d,f,6}	Sulfato de Alumínio (1%) T=5 s TS=4 min	Ci=2 mg.L ⁻¹
	18,0 ^{c,d,6}	Sulfato de Alumínio (1%) T=5 s TS=4 min	Ci=2 mg.L ⁻¹
Parationa Metílica	20,0 ^{c,2}	Sulfato de Alumínio (10, 20 e 40 mg.L ⁻¹)	LQ=30 ng.L ⁻¹ Ci=0,5 µg.L ⁻¹

Fontes: PHAM et al. (2013)¹; ORMAD et al. (2008)²; PASCHOALATO et al. (2009)³; EL-DIB & ALI (1977)⁴; FALEIROS (2008)⁵; SOARES (2011)⁶.

^aT=tempo de coagulação, TS=tempo de sedimentação, TF=tempo de filtração; ^bCi=concentração inicial do agrotóxico, LD=limite de detecção, LQ=limite de quantificação; ^cCoagulação; ^dDecantação; ^fFiltração.

Em um único trabalho, estudou-se a remoção do carbofurano nas etapas de clarificação e filtração, utilizando o policloreto de alumínio, sendo a remoção alcançada de apenas 5,0%, mostrando a ineficiência de remoção deste composto (PHAM et al., 2013).

Para o clorpirifós, utilizando o coagulante sulfato de alumínio, chegou-se à remoção de 40,0% na etapa de coagulação (ORMAD et al., 2008; PHAM et al., 2013). No estudo de Gorza (2012) houve a associação da pré-oxidação com as etapas de clarificação também utilizando sulfato de alumínio como coagulante, e observou-se uma remoção de 80,0%, demonstrando a limitação da etapa de clarificação na remoção do clorpirifós.

Nos estudos de remoção do diuron, as eficiências variaram entre 5,0 e 74,5%. Na utilização da coagulação com sulfato de alumínio ou sulfato férrico, a maior remoção foi de 30,0%, sendo que resultados distintos foram obtidos em estudos que utilizaram os agrotóxicos em concentrações mais elevadas, condição na qual se observou uma tendência de redução na eficiência. No caso da utilização das etapas de coagulação com sulfato de alumínio, decantação e filtração associadas, alcançou-se a remoção de 74,5% (EL-DIB & ALI, 1977; ORMAD et al., 2008; FALEIROS, 2008; PASCHOALATO et al., 2009).

O mancozebe apresenta tempo de meia vida de 0,1 dia no solo e solubilidade na água de 6,2 mg.L⁻¹ a 20°C, e é rapidamente transformado em produtos como a etilenotiouréia (ETU) (IUPAC, 2015). Assim, neste estudo, optou-se por verificar a remoção do mancozebe por meio do seu principal subproduto, a ETU, que apresenta maior solubilidade em água e maior potencial carcinogênico que seu ingrediente ativo (XU, 2000; SOARES, 2011). Soares (2011) verificou que o aumento da concentração inicial da ETU na água diminuiu a eficiência de remoção do contaminante nos processos convencionais de tratamento de água e a maior remoção

obtida nesse estudo, durante as etapas de clarificação, foi de 18,0%.

No estudo sobre a remoção da parationa metílica em água utilizando sulfato de alumínio como coagulante, foi observada uma eficiência de 20,0% (ORMAD et al., 2008). A ausência de outras referências sobre esse composto e os demais agrotóxicos avaliados neste trabalho demonstram a carência de estudos na área.

3 TRATAMENTO DE CICLO COMPLETO - ETAPA DE DESINFECÇÃO: COMPOSTOS CLORADOS

A etapa de desinfecção utilizando compostos à base de cloro se mostrou eficiente na degradação dos seguintes agrotóxicos: aldicarbe, clorpirifós, diuron, parationa metílica e terbufós, sendo que para os demais agrotóxicos não foram encontrados estudos referentes a esse tipo de tratamento. Os desinfetantes normalmente utilizados foram o hipoclorito de sódio, hipoclorito de cálcio, cloro gasoso e dióxido de cloro. Os resultados dos estudos levantados e as condições de ensaios são mostrados na Tabela 2.

Para o aldicarbe, estudou-se a degradação por meio do uso de hipoclorito em concentrações de 7,4 e 740 mg.L⁻¹, e o tempo de contato não foi especificado no trabalho, que apenas destacou que o tempo de meia vida do composto foi menor do que 1 minuto. Devido à elevada dosagem do oxidante na água, as remoções chegaram a 100,0% (MILES, 1991). Considerando as recomendações da Portaria 2914/2011 e WHO (2011), a dose recomendada para a cloração deve ser de até 5 mg.L⁻¹.

Para o clorpirifós, utilizou-se o hipoclorito de sódio com dosagens de Cl₂ de 3 mg.L⁻¹ e 18mg.L⁻¹. Nas concentrações iniciais do agrotóxico de 200 µg.L⁻¹ e 3 mg.L⁻¹ de Cl₂ chegou-se à remoção de 77,0%. Com concentração inicial de 0,52 µg.L⁻¹ do clorpirifós e 18 mg.L⁻¹ Cl₂, a remoção

foi de 100,0%. Na utilização do dióxido de cloro na dosagem de $1,2 \text{ mg.L}^{-1}$, a remoção foi de 79,0%, sendo que o acréscimo da etapa de coagulação com sulfato de alumínio após a oxidação não levou ao aumento da remoção (GORZA, 2012; ORMAD et al., 2008). A elevação da concentração do hipoclorito de sódio, assim como a concentração inicial do micropoluinte, influenciou na remoção do clorpirifós na água.

No caso do diuron, nos estudos avaliados utilizaram-se o cloro gasoso, o hipoclorito de cálcio, o hipoclorito de sódio e o dióxido de cloro como desinfetantes. No trabalho em que se avaliou a degradação pelo cloro gasoso e o dióxido de cloro, ambos na concentração de 10 mg.L^{-1} e tempo de contato de 30 min, foi obtida uma remoção de 70,0% e 80,0%, respectivamente. Sendo assim, nas condições avaliadas, o dióxido de cloro mostrou-se mais eficiente para degradação do diuron. A investigação da remoção do contaminante na presença de hipoclorito de cálcio, com concentração de cloro ativo de $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e tempo de contato de 24 h, resultou na remoção de apenas 26,0% do diuron, mesmo após o tratamento convencional. El-Dib & Ali (1977) alcançaram 100,0% de degradação do diuron, na dosagem de 18 mg.L^{-1} de cloro ativo, durante 20 minutos e $\text{pH}=8$ (EL-DIB & ALI, 1977; ROSA, 2008; ORMAD et al., 2008). Verifica-se, portanto, o uso de concentração de oxidante ou tempo de contato elevados para alcançar elevadas remoções, sendo que o dióxido de cloro mostrou-se mais eficiente na oxidação do diuron.

A remoção de parationa metílica foi verificada em dois estudos, e os resultados obtidos mostraram dados de remoção muito discrepantes. No estudo de Ormad et al. (2008), utilizou-se o hipoclorito de sódio com concentração ativa de cloro de 18 mg.L^{-1} e tempo de contato de 20 min, chegando a 100,0% de remoção. Kamel et al. (2009), utilizando a concentração de 4 mg.L^{-1} de Cl_2 do mesmo oxidante, $\text{pH}=8$ e tempo de contato demasiadamente alto, de 72 h, alcançou remoção

de apenas 8,3%, demonstrando, neste caso, que a concentração de cloro foi mais importante na remoção de parationa metílica do que um elevado tempo de contato. Contudo, devem ser realizados mais estudos para confirmar o exposto (ORMAD et al., 2008; KAMEL et al., 2009).

No trabalho envolvendo a remoção do terbufós, foi obtida uma eficiência de 100,0% de degradação com o hipoclorito de sódio na concentração de cloro ativo de 4 mg.L^{-1} , tempo de contato de 72 h e concentração inicial de $64 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$. Contudo, salienta-se que o limite de detecção de $1 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ é um valor relativamente elevado e próximo ao limite máximo permitido pela Portaria 2914/2011, de $1,2 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$. Portanto, ao final da reação, a concentração remanescente do contaminante poderia não ser baixa. Recomenda-se a realização de novos estudos, considerando limites de detecção mais baixos para avaliar a eficiência de remoção desse composto e concentrações mais seguras do ponto de vista de saúde pública (KAMEL et al., 2009).

Verifica-se que concentrações elevadas de cloro são utilizadas nos estudos de remoção dos compostos químicos. De acordo com a Portaria 2914/2011, a concentração de cloro residual máxima na água deve ser de 5 mg.L^{-1} de Cl_2 , inviabilizando o uso de concentrações elevadas, como em alguns estudos citados na Tabela 2. Destaca-se que os estudos envolvendo clorpirifós e o terbufós, com hipoclorito de sódio na dosagem de 3 mg.L^{-1} e 4 mg.L^{-1} de Cl_2 , resultaram em uma remoção elevada de 77,0 e 100,0% respectivamente, apesar do tempo de contato elevado do terbufós de 72 h. Todavia, a parationa metílica, nas condições utilizadas no tratamento de água, mostra-se recalcitrante, com uma remoção de apenas 6,2% para uma concentração ativa de cloro de 4 mg.L^{-1} e tempo de contato de 72 h, indicando a necessidade de outros tratamentos ou oxidantes para a remoção do mesmo em ETAs. Para os outros compostos, há necessidade de mais estudos para atestar a baixa eficiência de remoção da cloração.

Tabela 2: Eficiências de remoção dos agrotóxicos utilizando compostos à base de cloro.

Agrotóxico	Remoção (%)	Condições do tratamento ^a	Observações ^b
Aldicarbe	100,0 ⁷	Hipoclorito (7,4 e 740 mg.L ⁻¹) pH=6-9	Ci=3,8 mg.L ⁻¹
Clorpirifós	77,0 ⁸	Hipoclorito de sódio (3 mg.L ⁻¹ de Cl ₂) pH=6,8-6,9 TC=20 min	LQ=0,1 µg.L ⁻¹ Ci=200 µg.L ⁻¹
	79,0 ⁸	Dióxido de Cloro (1,2 mg.L ⁻¹) pH=6,8-6,9 TC=20 min	LQ=0,1 µg.L ⁻¹ Ci=200 µg.L ⁻¹
	80,0 ^{c,d,f,8}	Pré-oxidação (1,2 mg.L ⁻¹ de ClO ₂) + Sulfato de Alumínio (16-20 mg.L ⁻¹)	LQ=0,1 µg.L ⁻¹ Ci=200 µg.L ⁻¹
	100,0 ²	Hipoclorito de sódio (18 mg.L ⁻¹ de Cl ₂) pH=8	LD=0,015 µg.L ⁻¹ Ci=0,520 µg.L ⁻¹
Diuron	26,0 ⁹	Hipoclorito de Cálcio (5 mg.L ⁻¹ de Cl ₂) pH=7 TC=24 h Após trat. convencional	LD<0,01 µg.L ⁻¹ Ci=660 µg.L ⁻¹
	70,0 ⁴	10 mg.L ⁻¹ de Cl ₂ , pH=7 TC=30 min	Ci=8-10 mg.L ⁻¹
	80,0 ⁴	Dióxido de Cloro (10 mg.L ⁻¹) TC=30 min	Ci=8-10 mg.L ⁻¹
	100,0 ²	Hipoclorito de sódio (18 mg.L ⁻¹ de Cl ₂) pH=8	LD=0,030 µg.L ⁻¹ Ci=0,500 µg.L ⁻¹
Parationa Metilica	8,3 ¹⁰	4 mg.L ⁻¹ de Cl ₂ , pH=8 TC=72 h	LD=1 µg.L ⁻¹ Ci=96 µg.L ⁻¹
	100,0 ²	Hipoclorito de sódio (18 mg.L ⁻¹ de Cl ₂) pH=8	LD=0,030 µg.L ⁻¹ Ci=0,500 µg.L ⁻¹
Terbufós	100,0 ¹⁰	4 mg.L ⁻¹ de Cl ₂ pH=8 TC=72 h	LD=1 µg.L ⁻¹ Ci=65 µg.L ⁻¹

Fontes: ORMAD et al. (2008)²; EL-DIB & ALI (1977)⁴; MILES (1991)⁷; GORZA (2012)⁸; ROSA (2008)⁹; KAMEL et al. (2009)¹⁰.

^aTC=tempo de contato; ^bCi=concentração inicial do agrotóxico, LD=limite de detecção, LQ=limite de quantificação; ^cCoagulação; ^dDecantação; ^fFiltração.

4 OZONIZAÇÃO, RADIAÇÃO UV, PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS E OUTROS

Dentre as tecnologias citadas neste item, podem-se destacar os Processos Oxidativos Avançados - POAs, nos quais ocorre a degradação de contaminantes tóxicos por meio do radical hidroxila, espécie altamente oxidante. Os principais tipos de POAs são: Fenton (Fe⁺²/H₂O₂), Foto Fenton (UV/Fe⁺²/H₂O₂), Fotólise (H₂O₂/UV), Ozonólise (O₃/UV) e Fotocatálise heterogênea (TiO₂/UV) (BOTTREL, 2012; MAGALHÃES, 2008).

Junto com os POAs, a radiação UV e a ozonização são os tratamentos mais encontrados em estudos científicos para a remoção de agrotóxicos. Ao se avaliar a remoção de carbendazim, carbofurano, clorpirifós, diuron, ETU, metamidofós, parationa metilica e tebuconazol, observou-se elevada amplitude nas eficiências de remoção relatadas, variando de 4,0 a 100,0%; a maioria dos tratamentos, porém, proporcionou remoções acima de 50,0% dos compostos supramencionados, como mostram as Tabelas 3, 4 e 5. Estudos

envolvendo a remoção dos demais agrotóxicos avaliados nessa revisão não foram encontrados na literatura pesquisada.

O estudo de remoção do carbendazim por meio de determinados processos (TiO₂/O₃, radiação UV, fotocatalise heterogênea e fotólise) mostrou que esse agrotóxico é removido de forma eficiente nos processos em que se utilizam a radiação UV, a ozonização catalítica com dióxido de titânio, a fotocatalise heterogênea com dióxido de titânio e a fotólise, chegando a valores acima de 55,0% de degradação. Vale ressaltar que a ozonização catalítica promoveu a remoção total deste agrotóxico (RAJESWARI & KANMANI, 2009; SAIEN & KHEZRANJOO, 2008; MAZELLIER et al., 2003).

Para o carbofurano, nos estudos avaliados, as eficiências de remoção variaram entre 4,0 e 100,0%, sendo que os melhores resultados foram obtidos no processo eletro Fenton (BENITEZ et al., 2002; ABDESSALEM et al., 2010; DALSSASSO & SENS, 1998).

Tabela 3: Eficiências de remoção do carbendazim e carbofurano na ozonização, radiação UV, processos oxidativos avançados e outros tratamentos.

Agrotóxico	Remoção (%)	Condições do tratamento ^a	Observações ^b
Carbendazim	55,0 ¹¹	TiO ₂ (1 g.L ⁻¹) + O ₃ (0,48 g.h ⁻¹) pH=6 TC=60 min	Ci=40 mg.L ⁻¹
	70,0 ¹²	UV pH=6,7 TC=90 min	Ci=10 mg.L ⁻¹
	90,0 ¹²	UV + TiO ₂ (70 mg.L ⁻¹) pH=6,7 TC=90 min	Ci=10 mg.L ⁻¹
	95,0 ¹³	Fotólise (UV/H ₂ O ₂ =1,7 mg.L ⁻¹) TC=250 s	Ci= 190 µg.L ⁻¹
	100,0 ¹¹	TiO ₂ (1 g.L ⁻¹) + O ₃ (0,48 g.h ⁻¹) pH=6 TC=180 min	Ci=40 mg.L ⁻¹
Carbofurano	4,0 ¹⁴	Fenton (Fe ⁺² =2,8 g.L ⁻¹ /H ₂ O ₂ =17 g.L ⁻¹) TC=50 min pH=3	Ci=100 mg.L ⁻¹
	35,0 ¹⁴	Fotólise (UV/H ₂ O ₂ =17 mg.L ⁻¹) pH=3 TC=10 min	Ci=100 mg.L ⁻¹
	42,0 ¹⁴	Fenton (Fe ⁺² =28 g.L ⁻¹ /H ₂ O ₂ =170 g.L ⁻¹) TC=50 min pH=3	Ci=100 mg.L ⁻¹
	64,0 ¹⁵	Eletro Fenton (Fe ⁺³ =5,6 mg.L ⁻¹) TC=50 min pH=3	Ci=28 g.L ⁻¹
	84,0 ¹⁴	Fotólise (UV/H ₂ O ₂ =17 mg.L ⁻¹) pH=3 TC=40 min	Ci=100 mg.L ⁻¹
	91,0 ¹⁶	O ₃ (1 mg.L ⁻¹) + H ₂ O ₂ (0,25 mg.mg ⁻¹ de O ₃) pH=7,15 TC=15 s	Ci=100µg.L ⁻¹
	98,0 ¹⁴	Foto Fenton (Fe ⁺² =2,8 g.L ⁻¹ /H ₂ O ₂ =17 g.L ⁻¹ /UV) TC=50 min pH=3	Ci=100 mg.L ⁻¹
	100,0 ¹⁵	Eletro Fenton (Fe ⁺³ =5,6 mg.L ⁻¹) TC=120 min pH=3	Ci=28 g.L ⁻¹
	100,0 ¹⁴	Foto Fenton (Fe ⁺² =28 g.L ⁻¹ /H ₂ O ₂ =170 g.L ⁻¹ /UV) TC=50 min pH=3	Ci=100 mg.L ⁻¹

Fontes: RAJESWARI & KANMANI (2009)¹¹; SAIEN & KHEZRANJOO (2008)¹²; MAZELLIER et al. (2003)¹³; BENITEZ et al. (2002)¹⁴; ABDESSALEM et al. (2010)¹⁵; DALSASSO & SENS (1998)¹⁶.

^aTC=tempo de contato, temp=temperatura; ^bCi=concentração inicial do agrotóxico, LD=limite de detecção

Na avaliação do clorpirifós, verificou-se um grande número de estudos, sendo que o uso da fotólise não foi capaz de promover remoções consideráveis (25,0 a 57,0%). No entanto, quando se utilizaram os processos foto Fenton modificado (Fe⁺³/H₂O₂/UV), fotocatalise heterogênea na presença de peróxido de hidrogênio (ZnO/H₂O₂/UV) e foto Fenton heterogêneo (Fe₂O₃/H₂O₂/UV), as taxas de remoção chegaram a 100,0% (OLIVEIRA, 2011; DERBALAH et al., 2013; ORMAD et al., 2008).

O diuron não foi totalmente removido em nenhum dos processos de oxidação química avaliados, porém os estudos apresentaram eficiências de re-

moção elevadas, entre 75,0 e 95,0% (Tabela 4). O tratamento de melhor desempenho foi aquele em que se utilizou a ozonização catalítica com carvão ativado, chegando à remoção de 95,0%. No uso da radiação UV, tanto na presença quanto na ausência de H₂O₂ e a fotocatalise com TiO₂ também foi possível remover acima de 90,0% do contaminante, indicando que este é passível de ser removido via fotólise, uma vez que o uso de reagente e catalisadores não resulta em grandes incrementos no que diz respeito à taxa de remoção do diuron (SANCHES et al., 2010; SANCHES et al., 2013; ORMAD et al., 2008; GUIMARÃES et al., 2014).

Tabela 4: Eficiências de remoção do clorpirifós e diuron na ozonização, radiação UV, processos oxidativos avançados e outros tratamentos.

Agrotóxico	Remoção (%)	Condições do tratamento ^a	Observações ^b
Clorpirifós	24,9 ¹⁷	UV pH=6,8 TC=240 min temp=30 °C	Ci=100 mg.L ⁻¹
	35,0 ¹⁷	UV pH=6,5 TC=240 min temp=35 °C	Ci=100 mg.L ⁻¹
	39,7 ¹⁷	UV pH=6,7 TC=240 min temp=45 °C	Ci=100 mg.L ⁻¹
	56,0 ¹⁷	Fotólise (UV/H ₂ O ₂ =1 g.L ⁻¹) pH=5,7 TC=240 min temp=45 °C	Ci=100 mg.L ⁻¹
	56,4 ¹⁷	Fotólise (UV/H ₂ O ₂ =1 g.L ⁻¹) pH=5,8 TC=240 min temp=30 °C	Ci=100 mg.L ⁻¹
	57,0 ¹⁷	Fotólise (UV/H ₂ O ₂ =1 g.L ⁻¹) pH=5,7 TC=240 min temp=35 °C	Ci=100 mg.L ⁻¹
	80,0 ²	O ₃ (4,3 mg.L ⁻¹) TC=13 s	LD=0,015 µg.L ⁻¹ Ci=0,52 µg.L ⁻¹
	> 90,0 ¹⁸	Foto Fenton Heterogêneo (UV/Fe ₂ O ₃ =50 mg.L ⁻¹ /0,05% H ₂ O ₂) pH=7 TC=150 min	Ci=5 mg.L ⁻¹
	> 90,0 ¹⁸	Fotocatálise Heterogênea (UV/ZnO=300 mg.L ⁻¹ /0,05% H ₂ O ₂) pH=7 TC=150 min	Ci=5 mg.L ⁻¹
	> 90,0 ¹⁸	Foto Fenton (UV/Fe ⁺³ =50 mg.L ⁻¹ /0,05% de H ₂ O ₂) pH=7 TC=150 min	Ci=5 mg.L ⁻¹
	95,0 ²	O ₃ (4,3 mg.L ⁻¹) + CA TC=13 s	LD=0,015 µg.L ⁻¹ Ci=0,52 µg.L ⁻¹
	99,7 ¹⁷	H ₂ O ₂ (1,5 g.L ⁻¹) pH neutro TC=480 min	Ci=100 mg.L ⁻¹
	100,0 ¹⁸	Foto Fenton Heterogêneo (UV/Fe ₂ O ₃ =50 mg.L ⁻¹ /0,05% H ₂ O ₂) pH=7 TC=320 min	Ci=5 mg.L ⁻¹
	100,0 ¹⁸	Fotocatálise Heterogênea (UV/ZnO=300 mg.L ⁻¹ /0,05% H ₂ O ₂) pH=7 TC=320 min	Ci=5 mg.L ⁻¹
100,0 ¹⁸	Foto Fenton (UV/Fe ⁺³ =50 mg.L ⁻¹ /0,05% de H ₂ O ₂) pH=7 TC=320 min	Ci=5 mg.L ⁻¹	
Diuron	75,0 ²	O ₃ (4,3 mg.L ⁻¹) TC=13 s	LD=0,030 µg.L ⁻¹ Ci=0,5 µg.L ⁻¹
	77,0 ¹⁹	Fenton de valência zero (H ₂ O ₂ =170 mg.L ⁻¹ /Fe ⁰ =2 g) pH=2 TC=10 min	Ci=10 mg.L ⁻¹
	78,0 ¹⁹	Fenton de valência zero (H ₂ O ₂ =170 mg.L ⁻¹ /Fe ⁰ =2 g) pH=2 TC=15 min	Ci=10 mg.L ⁻¹
	82,0 ¹⁹	Fenton de valência zero (H ₂ O ₂ =170 mg.L ⁻¹ /Fe ⁰ =2 g) pH=2 TC=20 min	Ci=10 mg.L ⁻¹
	90,0 ²⁰	UV TC=4-5 h	Ci=1 mg.L ⁻¹
	92,0 ²⁰	UV + TiO ₂ (2,5 mg.L ⁻¹) TC=4-5 h	Ci=1 mg.L ⁻¹
	94,0 ²⁰	Fotólise (40mg.L ⁻¹) TC=4-5 h	Ci=1 mg.L ⁻¹
	95,0 ²	O ₃ (4,3 mg.L ⁻¹) + CA TC=13 s	LD=0,030 µg.L ⁻¹ Ci=0,5 µg.L ⁻¹

Fontes: ORMAD et al. (2008)²; OLIVEIRA (2011)¹⁷; DERBALAH et al. (2013)¹⁸; GUIMARÃES et al. (2014)¹⁹; SANCHES et al. (2010)²⁰.

^aTC=tempo de contato, temp=temperatura, CA=carvão ativado; ^bCi=concentração inicial do agrotóxico, LD= limite de detecção.

Tabela 5: Eficiências de remoção de agrotóxicos na ozonização, radiação UV, processos oxidativos avançados e outros tratamentos.

Agrotóxico	Remoção (%)	Condições do tratamento ^a	Observações ^b
ETU	80,0 ²¹	O ₃ pH=3 TC=20 min	LD=1 mg.L ⁻¹ Ci=50 mg.L ⁻¹
	100,0 ²¹	O ₃ pH=11 TC=20 min	LD=1 mg.L ⁻¹ Ci=50 mg.L ⁻¹
	100,0 ²¹	O ₃ + H ₂ O ₂ (400 mg.L ⁻¹) pH=11 TC=20 min	LD=1 mg.L ⁻¹ Ci=50 mg.L ⁻¹
Metamidofós	48,0 ²²	Fotólise (UV lâmpada de alta pressão/0% H ₂ O ₂) TC=20 min	LD=0,5 µg.L ⁻¹ Ci=5 mg.L ⁻¹
	50,0 ²²	Ar Ionizado pH=7 TC=80 min	LD=0,5 µg.L ⁻¹ Ci=5 mg.L ⁻¹
	94,0 ²²	Ar Ionizado pH=7 TC=240 min	LD=0,5 µg.L ⁻¹ Ci=5 mg.L ⁻¹
	98,0 ²²	Fotólise (UV lâmpada de baixa pressão/0% H ₂ O ₂) TC=20 min	LD=0,5 µg.L ⁻¹ Ci=5 mg.L ⁻¹
	98,0 ²²	Fotólise (UV lâmpada de baixa pressão/0,2% H ₂ O ₂) TC=20 min	LD=0,5 µg.L ⁻¹ Ci=5 mg.L ⁻¹
	98,0 ²²	Fotólise (UV lâmpada de alta pressão/0,2% H ₂ O ₂) TC=20 min	LD=0,5 µg.L ⁻¹ Ci=5 mg.L ⁻¹
Parationa Metílica	99,0 ²⁴	O ₃ (2 mg.L ⁻¹) pH=11 TC=60 min	LD=0,083 µg.L ⁻¹ Ci=50 µg.L ⁻¹
	100,0 ²³	Fotocatálise (P25-Degussa) TC=120 min	Ci=50 µg.L ⁻¹
	100,0 ²⁴	O ₃ (2 mg.L ⁻¹) + UV pH=3 TC=30 min	LD=0,083 µg.L ⁻¹ Ci=50 µg.L ⁻¹
	100,0 ²⁴	UV pH=3 TC=180 min	LD=0,083 µg.L ⁻¹ Ci=50 µg.L ⁻¹
Tebuconazol	5,0 ²⁵	Radiação Natural pH=2,5-2,8 TC=60 min	LD=0,5 µg.L ⁻¹ Ci=500 µg.L ⁻¹
	84,0 ²⁷	Fenton de valência zero (H ₂ O ₂ = 170 mg.L ⁻¹ /Fe ⁰ =2 g) pH=2 TC=10 min	Ci=10 mg.L ⁻¹
	95,0 ²⁶	Fotocatálise (P25-Degussa) pH=5,5 TC=120 min	Ci=30 mg.L ⁻¹
	95,0 ²⁷	Fenton de valência zero (H ₂ O ₂ = 170 mg.L ⁻¹ /Fe ⁰ =2 g) pH=2 TC=20 min	Ci=10 mg.L ⁻¹
	100,0 ²⁵	Fenton (Fe ⁺² =11 mg.L ⁻¹ /H ₂ O ₂ = 14 mg.L ⁻¹) pH=2,5-2,8 TC=5 min	LD=0,5 µg.L ⁻¹ Ci=500 µg.L ⁻¹

Fontes: BOTTREL et al. (2015)²¹; HUNG et al. (2002)²²; SENTHILNATHAN & PHILIP (2012)²³; PIMENTA (2013)²⁴; NAVARRO et al. (2011)²⁵; PRESTES et al. (2010)²⁶; GUIMARÃES et al. (2014)²⁷.

^aTC=tempo de contato, temp=temperatura; ^bCi=concentração inicial do agrotóxico, LD=limite de detecção.

As remoções da ETU foram investigadas no processo da ozonização em diferentes pHs e em associação ao peróxido de hidrogênio (Tabela 5). Com 20 minutos de tratamento e pH elevado (pH 11), foi possível degradar totalmente o agrotóxico. O uso de O₃ associado ao H₂O₂ também foi capaz de promover a remoção completa da ETU (BOTTREL et al., 2015).

Apenas um estudo sobre remoção de metamidofós pelos processos em avaliação foi encontrado, sendo que este agrotóxico foi submetido ao tratamento com ar ionizado e fotólise. O uso apenas da lâmpada de UV de alta pressão ofereceu baixa remoção do composto, enquanto a associação

entre as lâmpadas de alta e baixa pressão com peróxido de hidrogênio ou até mesmo a utilização apenas da lâmpada de baixa pressão apresentou remoção de 98,0%. No caso do uso isolado de ar ionizado, durante 240 minutos e em pH neutro, alcançou-se a remoção de 94,0% do composto (HUNG et al., 2002).

O composto em que foram relatadas as maiores eficiências de remoção, dentre os estudos avaliados, foi a parationa metílica (Tabela 5). A utilização da radiação UV e da fotocatálise promoveu a remoção de 100,0% do agrotóxico. Já com o uso da ozonização em pH elevado foi possível remover 99,0% do contaminante, enquanto a

associação deste com radiação UV em pH=3 apresentou eficiência de 100,0% com metade do tempo utilizado apenas na ozonização (PIMENTA, 2013; SENTHILNATHAN & PHILIP, 2012).

Os estudos sobre a remoção do tebuconazol relataram resultados com uma variação em faixa mais ampla do que os demais agrotóxicos (Tabela 5). O processo de exposição à radiação natural se mostrou muito pouco eficiente, porém a remoção na fotocatálise foi de 95,0%. Também foram obtidos excelentes resultados no estudo em que se utilizou o processo Fenton (H_2O_2/Fe^{+2}), com total remoção do composto (NAVARRO et al., 2011; PRESTES et al., 2010; GUIMARÃES et al., 2014).

Para um processo ser aplicável em ETAs, a principal variável a se considerar é o tempo de detenção hidráulica. Assim sendo, considerou-se para a avaliação dos estudos que, na escolha dos melhores processos, estes não devem ultrapassar um tempo de contato superior a 30 minutos. No que diz respeito à dosagem de reagentes a serem adicionados, deve-se considerar concentrações que não comprometam a qualidade da água segundo parâmetros previstos na Portaria 2914/2011. Conforme as considerações mencionadas e considerando os resultados dos estudos apresentados, podem-se fazer as seguintes inferências em relação aos melhores processos de tratamento para os diferentes agrotóxicos alvo desse estudo: (i) para águas contaminadas com o carbendazim, o uso de fotólise no tempo de reação de 250 s foi suficiente para a remoção de 95,0% do contaminante; (ii) no caso do carbofurano, o tratamento utilizando a ozonização assistida por peróxido de hidrogênio (O_3/H_2O_2) removeu 91,0% do agrotóxico em 15 segun-

dos; (iii) os processos de ozonização e ozonólise catalítica utilizando carvão ativado, avaliados para o clorpirifós, diuron e ETU, foram capazes de promover elevadas eficiências de remoção sendo que no caso da ozonização foram alcançadas 80,0% para clorpirifós, 75,0% para diuron e 100,0% para a ETU; (iv) no processo realizado na presença de catalisador foi obtida a eficiência de 95,0% para o diuron e clorpirifós; (v) o uso da fotólise para a remoção do metamidofós durante 20 minutos se mostrou eficiente, apresentando remoções superiores a 98,0%; (vi) a parationa metílica foi removida totalmente no processo de ozonização em presença de luz UV, em 30 minutos de reação; (vii) no caso do contaminante tebuconazol, o sistema Fenton foi capaz de remover 100,0% do composto em apenas 5 minutos de reação. Desta forma, verifica-se que processos de tratamento alternativos podem ser uma opção no caso de mananciais contaminados por agrotóxicos.

5 ADSORÇÃO

O uso do processo de adsorção na remoção dos agrotóxicos aldicarbe, carbofurano, clorpirifós, diuron, ETU e parationa metílica também foi avaliado, sendo que estudos sobre os outros compostos de interesse não foram encontrados. Os tipos de carvão para adsorção comumente utilizados são o carvão ativado granular (CAG) e carvão ativado em pó (CAP). Os diferentes adsorventes avaliados para os contaminantes em estudo se mostraram eficientes, com remoções acima de 50,0% na maioria dos estudos, como mostra a Tabela 6.

Tabela 6: Eficiências de remoção dos agrotóxicos na adsorção.

Agrotóxico	Remoção (%)	Condições do tratamento ^a	Observações ^b
Aldicarbe	34,0 ²⁸	Fibra de carbono TC= 125 min AS=2500 m ² .g ⁻¹	Ci=12 mg.L ⁻¹
Carbofurano	52,3 ¹	ACCS TC=20 min	LD=30 µg.L ⁻¹ Ci=100 µg.L ⁻¹
	80,5 ¹	ACB TC=20 min	LD=30 µg.L ⁻¹ Ci=100 µg.L ⁻¹
	84,2 ¹	ACBC TC=20 min	LD=30 µg.L ⁻¹ Ci=100 µg.L ⁻¹
Clorpirifós	83,7 ¹	ACCS TC=20 min	LD=30 µg.L ⁻¹ Ci=100 µg.L ⁻¹
	90,0 ²	Carvão Ativado TC=5 min AS=1000 m ² .g ⁻¹	LQ=15 ng.L ⁻¹ Ci=0,52 µg.L ⁻¹
	96,7 ¹	ACB TC=20 min	LD=30 µg.L ⁻¹ Ci=100 µg.L ⁻¹
	98,5 ¹	ACBC TC=20 min	LD=30 µg.L ⁻¹ Ci=100 µg.L ⁻¹
	100,0 ⁸	Trat. Convencional + pré-oxidação + Carvão Ativado TC=24 h AS=950 m ² .g ⁻¹	LD=0,1 µg.L ⁻¹ Ci=200 µg.L ⁻¹
Diuron	49,02 ⁸	Fibra de carbono TC= 125 min AS=2500 m ² .g ⁻¹	Ci=15 mg.L ⁻¹
	65,0 ²	Carvão Ativado TC=5 min AS=1000 m ² .g ⁻¹	LQ=30 ng.L ⁻¹ Ci=0,5 µg.L ⁻¹
	70,0 ⁵	CAP (80 mg.L ⁻¹) TC=10, 20 e 30 min	LD<0,001 µg.L ⁻¹ Ci=16,7 mg.L ⁻¹
	93,4 ⁵	CAP (120 mg.L ⁻¹) TC=10, 20 e 30 min	LD<0,001 µg.L ⁻¹ Ci=16,7 mg.L ⁻¹
	99,7 ⁵	CAP (250 mg.L ⁻¹) TC=10, 20 e 30 min	LD<0,001 µg.L ⁻¹ Ci=16,7 mg.L ⁻¹
	99,8 ²⁹	CAG Babaçu TC=2 h Associado à pré-oxidação com dióxido de cloro (0,5 mg.L ⁻¹) AS=118,6 m ² .g ⁻¹	LD=0,1 µg.L ⁻¹ Ci=23,4 mg.L ⁻¹
	99,8 ³	CAG TC=30 min Associado ao trat. Convencional AS=118,6 m ² .g ⁻¹	LD=0,01 µg.L ⁻¹ Ci=16,7 mg.L ⁻¹
	99,9 ⁹	CAG Babaçu TC=30 min Após trat. Convencional+desinfecção AS=118,6 m ² .g ⁻¹	LD<0,01 µg.L ⁻¹ Ci=18 mg.L ⁻¹
	100,0 ²⁹	CAG Babaçu TC=24 h AS=118,6 m ² .g ⁻¹	LD=0,1 µg.L ⁻¹ Ci=23,4 mg.L ⁻¹
	100,0 ²⁹	CAG Babaçu TC=16 h Associado à pré-oxidação com cloro (0,3 mg.L ⁻¹) AS=118,6 m ² .g ⁻¹	LD=0,1 µg.L ⁻¹ Ci=23,4 mg.L ⁻¹
ETU	8,0 ³¹	Carvão Ativado de Ossos bovinos (5 e 10 g.L ⁻¹) TC=60 min AS=101 m ² .g ⁻¹	Ci= 10 mg.L ⁻¹
	30,0 ³⁰	Carvão de Ossos bovinos (100 mg) AS=101 m ² .g ⁻¹	Ci= 10 mg.L ⁻¹
	70,0 ³⁰	Carvão Ativado Vegetal (100 mg) AS=590 m ² .g ⁻¹	Ci= 10 mg.L ⁻¹
Parationa Metílica	80,0 ²	Carvão Ativado TC=5 min AS=1000 m ² .g ⁻¹	LQ=30 ng.L ⁻¹ Ci=0,5 µg.L ⁻¹

Fontes: PHAM et al. (2013)¹; ORMAD et al. (2008)²; PASCHOALATO et al. (2009)³; FALEIROS (2008)⁵; GORZA (2012)⁸; ROSA (2008)⁹; AYRANCI & HODA (2005)²⁸; DANTAS (2009)²⁹; BOTTREL (2012)³⁰; AMORIM et al. (2013)³¹.

^aTC=tempo de contato, ACBC=carvão ativado feito de carvão betuminoso, ACB=bambu, ACCS=casca de coco, AS=área superficial do adsorvente, CAG=carvão ativado granular, CAP=carvão ativado pulverizado, ^bCi=concentração inicial do agrotóxico, LD=limite de detecção, LQ=limite de quantificação.

O estudo de remoção do aldicarbe apresentou uma baixa eficiência de remoção, com 34,0% para o uso de fibra de carbono durante 125 min (AYRANCI & HODA, 2005). As avaliações referentes ao carbofurano mostraram que o uso do carvão ativado feito a partir do carvão betuminoso (ACBC) foi eficiente, removendo 84,2% deste composto. A maior eficiência alcançada para o clorpirifós também foi proveniente da utilização de carvão betuminoso, sendo esta de 98,5% (PHAM et al., 2013). Em outros dois estudos que avaliaram a remoção do clorpirifós, a utilização apenas do carvão ativado apresentou 90,0% de remoção e, quando este foi associado aos processos convencionais de tratamento de água, chegou-se à remoção de 100,0% (ORMAD et al., 2008; GORZA, 2012). Verificou-se que o diuron apresentou porcentagens de remoção próximas de 100,0% não só quando se utilizou carvão ativado associado ao tratamento convencional e à oxidação com dióxido de cloro, mas também quando o carvão ativado foi utilizado isoladamente na concentração de 250 mg.L⁻¹ (ORMAD et al., 2008; FALEIROS, 2008; DANTAS, 2009; PASCHOALATO et al., 2009; ROSA, 2008; AYRANCI & HODA, 2005). No caso da avaliação da remoção do ETU, foi apresentado um estudo em que as eficiências da adsorção com carvão vegetal e carvão de ossos bovinos foram avaliadas, sendo que o primeiro tipo de adsorvente apresentou remoções acima de 70,0% (BOTTREL, 2012). O único trabalho em que se avaliou a eficiência da adsorção no tratamento da parationa metílica em água, reportou 80,0% de remoção, utilizando carvão ativado (ORMAD et al., 2008).

Cabe ressaltar que na maioria dos tratamentos em que remoções acima de 90,0% foram obtidas ocorreu a associação do processo de adsorção com o tratamento convencional e a oxidação utilizando cloro. A partir dos trabalhos avaliados, pode-se dizer que a adsorção é um processo viável para a remoção dos agrotóxicos clorpirifós e diuron (GORZA, 2012; DANTAS, 2009; PAS-

CHOALATO et al., 2009; ROSA, 2008). Contudo, para o caso de águas contaminadas com aldicarbe, outros estudos são necessários a fim de se comprovar a baixa remoção desse composto no processo de adsorção. No caso da parationa metílica, carbofurano e ETU, recomenda-se a avaliação da associação do tratamento convencional com a adsorção.

6 NANOFILTRAÇÃO

No que se diz respeito ao uso do processo de nanofiltração, encontraram-se estudos sobre a remoção do diuron e parationa metílica empregando diferentes tipos de membrana (Tabela 7). Para os demais contaminantes avaliados nesse estudo, não foram encontrados resultados na literatura que contemplam a nanofiltração, evidenciando a necessidade de pesquisas sobre o tema. Apesar de nenhum dos trabalhos apresentar a remoção total do diuron e parationa metílica, a maior parte destes alcançou eficiências acima de 50,0%.

No caso da remoção do diuron, a nanofiltração utilizando a membrana Desal 5KD apresentou o melhor desempenho, de 97,4%, porém deve-se considerar que o processo foi associado à radiação UV com um tempo total de 6 h e, apenas com a nanofiltração a remoção foi consideravelmente menor, de 60,0%. A remoção máxima alcançada nos estudos avaliados sem associação da nanofiltração a outro processo foi de 92,0% (BRUGGEN et al., 2001; SANCHES et al., 2013; WANG et al., 2010). A parationa metílica foi estudada em apenas um trabalho, sendo testada em três tipos membranas: XN40, UE50 e TS80 durante 72 h. As remoções obtidas foram respectivamente: 43,0, 81,0 e 67,0% (RIBEIRO, 2002). Destacam-se os elevados tempos de contato necessários para o processo em questão, fato este que pode inviabilizar a sua utilização em ETAs.

Tabela 7: Eficiências de remoção do diuron e parationa metílica utilizando o processo de nanofiltração.

Agrotóxico	Remoção (%)	Condições do tratamento ^a	Observações ^b
Diuron	33,6 ³²	RNF-0460 Pressão=25 bar TC=6 h	Ci=2mg.L ⁻¹
	49,0 ³³	UTC60 Q=1000 L.h ⁻¹	LD=0,05 µg.L ⁻¹ Ci=1 µg.L ⁻¹
	50,0 ³³	UTC20 Q=1000 L.h ⁻¹	LD=0,05 µg.L ⁻¹ Ci=1 µg.L ⁻¹
	51,0 ³³	NF45Q=1000 L.h ⁻¹	LD=0,05 µg.L ⁻¹ Ci=1 µg.L ⁻¹
	56,2 ³²	RNF-0460 Pressão=5 bar TC=6 h	Ci=2 mg.L ⁻¹
	60,0 ³⁴	Desal 5KD TC=6 h	LD=12,5 µg.L ⁻¹ Ci=500 µg.L ⁻¹
	92,0 ³³	NF70 Q=1000 L.h ⁻¹	LD=0,05 µg.L ⁻¹ Ci=1 µg.L ⁻¹
	97,4 ³⁴	Desal 5KD TC=6 h Associado à radiação UV	LD=12,5 µg.L ⁻¹ Ci=500 µg.L ⁻¹
Parationa Metílica	43,0 ³⁵	XN40 TC=72 h	LD=25 µg.L ⁻¹ Ci=300 µg.L ⁻¹
	67,0 ³⁵	TS80 TC=72 h	LD=25 µg.L ⁻¹ Ci=300 µg.L ⁻¹
	81,0 ³⁵	UE50 TC=72 h	LD=25 µg.L ⁻¹ Ci=100 µg.L ⁻¹

Fontes: WANG et al. (2010)³²; BRUGGEN et al. (2001)³³; SANCHES et al. (2013)³⁴; RIBEIRO (2002)³⁵.

^aTC=tempo de contato, Q=vazão; ^bCi=concentração inicial, LD=limite de detecção.

7 FORMAÇÃO DE SUBPRODUTOS

De acordo com o estudo realizado por Cova et al. (1990), alguns processos de potabilização da água, como a desinfecção, podem gerar produtos que conferem toxicidade à água e ainda apresentar propriedades mutagênicas ou cance-

rígenas. A geração desses subprodutos se deve às reações que ocorrem principalmente nos processos de desinfecção na presença de determinados contaminantes. Na Tabela 8 destacam-se alguns produtos gerados a partir de processos de desinfecção/oxidação.

Tabela 8: Descrição de alguns subprodutos formados no processo de desinfecção/oxidação de agrotóxicos.

Agrotóxico	Produto	Tratamento
Aldicarbe	Aldicarbe sulfóxido ³⁶	UV e Cloração
	Alcidarbe sulfona ³⁷	UV e Cloração
Clopirifós	3,5,6-tricloro-2-piridino ^{36,37}	UV
	3,5,6-tricloro-2-metoxipiridina ³⁷	UV
Diuron	1-(3,4-diclorofenil)-3-metiluréia ³⁸	Ozonização e Fotólise
	3,4-diclorofeniluréia ³⁸	Ozonização e Fotólise
	3-(4-clorofenil)-1,1-dimetiluréia ³⁶	UV
	Fenilsocianato	Cloração
	Dimetilamina (DMA) ³⁹	Cloração
	Dimetilamina clorada ⁷	Cloração
	3,4-dicloroanilina (DCA) ³⁹	Cloração
	N-Nitrosodimetilamina (NDMA) ³⁹	Cloração
	Tebuconazol	1,2,4-triazol ³⁷
Tiofanato metílico/benomil	Carbendazim ³⁷	UV
Tiofanato metílico	Carbendazim ³⁷	UV

Fontes: Fontes: MILES (1991)⁷; BURROWS et al. (2002)³⁶; SINCLAIR et al. (2006)³⁷; MESTANKOVA et al. (2011)³⁸; CHEN & YOUNG (2009)³⁹.

Percebe-se que os estudos contemplam apenas cinco dos onze compostos estudados neste trabalho, mostrando necessidade de pesquisas re-

lacionadas à formação de subprodutos, utilizando inclusive outros oxidantes/desinfetantes e a determinação da toxicidade após o tratamento.

8 COMPARAÇÃO DA REMOÇÃO DOS AGROTÓXICOS NOS DIFERENTES TRATAMENTOS

Muitos dos estudos analisados apresentam remoções consideráveis dos agrotóxicos de interesse, porém na maioria das vezes utilizam-se tempos de contato elevados e dosagem de rea-

gentes (coagulantes, compostos à base de cloro, ozônio, dentre outros) maiores que as dosagens verificadas nas ETAs convencionais. Sendo assim, na Tabela 9, são destacadas as técnicas que utilizaram dosagens e tempos de contato aplicáveis nas estações de tratamento de água, com as respectivas eficiências de remoção.

Tabela 9: Faixa de remoção dos agrotóxicos por tratamento com tempos de contato e dosagens aplicáveis em ETAs.

Agrotóxico	Faixa de remoção por tratamento (%)				
	Clarificação	Cloração	Ozonização	POA e outros	Adsorção
Aldicarbe					
Carbendazim				95,0	
Carbofurano	5,0			35,0–91,0	52,3–84,2
Clorpirifós	17,2–40,0	77,0–80,0	80,0	95,0	83,7–98,5
Diuron	5,0–74,5	26,0	75,0	77,0–95,0	65,0–99,9
ETU	3,0–18,0		100,0	100,0	
Metamidofós				48,0–98,0	
Parationa Metílica	20,0		99,0	87,3–100,0	80,0
Profenofós					
Tebuconazol				84,0–100,0	
Terbufós					

Parâmetros aplicáveis: Tempo de contato máximo: 30 min. Dosagem de cloro máxima: 5 mg.L⁻¹.

Ao analisar a faixa de variação da remoção dos agrotóxicos na água, pode-se perceber que a etapa de clarificação da água não oferece uma elevada remoção dos agrotóxicos pesquisados, sendo que na maioria dos estudos a porcentagem de remoção foi menor que 40,0%, exceto para o agrotóxico diuron, que chegou a 74,5% de remoção. Os processos de desinfecção utilizando compostos clorados removem eficientemente aldicarbe, clorpirifós, diuron, parationa metílica e terbufós, porém deve-se levar em conta a concentração máxima de cloro permitida pela legislação e o tempo de contato elevado. Assim sendo, considerando a dosagem do oxidante e o tempo de contato utilizados rotineiramente em ETAs, apenas o clorpirifós seria efetivamente degradado pela cloração. Contudo, não se encontraram estudos com relação à formação de subprodutos do clorpirifós por esse processo, recomendando-se, assim, este estudo.

A utilização de tecnologias como a ozonização, a radiação UV, POAs, dentre outros, alcançaram altas remoções do carbendazim, carbofurano, clorpirifós, diuron, ETU, metamidofós, parationa metílica e tebuconazol, com tempos de contato iguais ou inferiores a 30 minutos, indicando a aplicabilidade destes tratamentos para as substâncias citadas.

O uso de adsorção por carvão ativado se mostrou eficiente na remoção de alguns contaminantes, principalmente quando este é aliado a outro tipo de tratamento, como o convencional. Sendo assim, pode ser utilizado nas ETAs, a fim de garantir melhores eficiências de remoção dos agrotóxicos clorpirifós e diuron. Para o carbofurano e a parationa metílica, recomenda-se estudo em conjunto entre tratamento convencional e adsorção e a comprovação da baixa eficiência de remoção do aldicarbe com carvão ativado por meio de outras pesquisas.

Encontraram-se poucos estudos sobre as eficiências relacionadas à nanofiltração; nestes, as remoções apresentaram valores consideráveis, mas com tempo de contato elevado, o que inviabiliza sua utilização em ETAs.

9 CONCLUSÕES

As principais conclusões referem-se à necessidade de mais estudos com relação à remoção/degradação dos agrotóxicos, principalmente na etapa de desinfecção. Destaca-se também a necessidade de estudos relacionados à geração de subprodutos, assim como uma maior caracterização destes, incluindo a formação de substâncias tóxicas. Não foram encontrados estudos referentes ao agrotóxico profenofós e há poucas informações sobre o tebuconazol, terbufós, carbendazim e metamidofós. Os três compostos mais estudados foram o clorpirifós, o diuron e a parationa metílica.

Dentre os estudos pesquisados, pode-se concluir que há possibilidade de remoção utilizando o tratamento de ciclo completo com a etapa de cloração para os agrotóxicos diuron e clorpirifós; contudo, deve-se avaliar a formação de subprodutos. A parationa metílica se mostrou recalcitrante ao tratamento de ciclo completo e à cloração, necessitando de tratamentos adicionais como os POAs para uma efetiva degradação do mesmo. Com relação aos outros compostos, para que se obtenha um perfil sobre seu comportamento na ETA, ainda se faz necessário preencher lacunas para uma melhor avaliação. Contudo, com a revisão realizada é possível identificar tratamentos específicos para removê-los eficientemente.

10 AGRADECIMENTOS

À Pró-Reitoria de Pesquisa (PROPESQ) da Universidade Federal de Juiz de Fora.

REFERÊNCIAS

- ABDESSALEM, A. K. et al. Treatment of a mixture of three pesticides by photo and electro-Fenton processes. **Desalination**, v. 250, n. 1, p. 450-455, jan. 2010.
- AMORIM, C. C. et al. Removal of ethylenethiourea and 1,2,4-triazole pesticide metabolites from water by adsorption in commercial activated carbons. **Journal of Environmental Science and Health, Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes**, v. 48, n. 3, p. 183-190, abr. 2013.
- AYRANCI, E.; HODA, N. Adsorption kinetics and isotherms of pesticides onto activated carbon-cloth. **Chemosphere**, v. 60, n. 11, p. 1600-1607, abr. 2005.
- BENITEZ, F. J.; ACERO, J. L.; REAL, F. J. Degradation of carbofuran by using ozone, UV radiation and advanced oxidation processes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 89, n. 1, p. 51-65, jan. 2002.
- BOTTREL, S. E. C. **Avaliação da remoção da Etilenotriuréia (ETU) e 1,2,4-Triazol através de processos oxidativos avançados e adsorção**. 2012. 111 f. Dissertação de mestrado (Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Meio Ambiente) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.
- BOTTREL, S. E. C. et al. Ozonation and peroxone oxidation of ethylenethiourea in water: operational parameter optimization and by-product identification. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 2, p. 903-908, jan. 2015.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 518 de 25 de março de 2004. *Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade*.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011. *Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências*.
- BRUGGEN, B. V. et al. Application of nanofiltration for removal of pesticides, nitrate and hardness from ground water: rejection properties and economic evaluation. **Journal of Membrane Science**, v. 193, n. 2, p. 239-248, nov. 2001.
- BURROWS, H. D. et al. Reaction pathways and mechanisms of photodegradation of pesticides. **Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology**, v. 67, n. 2, p. 71-108, jun. 2002.
- CHEN, W.; YOUNG, T. M. Influence of nitrogen source on NDMA formation during chlorination of diuron. **Water Research**, n. 43, p. 3047-3056, abr. 2009.
- COVA, D.; MOLINARI, G. P.; ROSSINI, L. Focus on Toxicological Aspects of Pesticide Chemical Interaction in Drinking Water Contamination. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 20, p. 234-240, 1990.
- DALSASSO, R. L.; SENS, M. L. Pré-ozonização de águas contendo pesticida, seguida de filtração direta. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, XXVI, 1998, Lima. **XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**. Lima: Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDS), 01-05 nov. 1998. p. 21.
- DANTAS, A. D. B. Pré-oxidação e adsorção em carvão ativado granular para remoção dos herbicidas Diuron e Hexazinona de água subterrânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 373-380, jul. 2009.
- DERBALAH, A.; ISMAIL, A.; SHAHEEN, S. Monitoring of organophosphorus pesticides and remediation technologies of the frequently detected compound (chlorpyrifos) in drinking water. **Polish Journal of Chemical Technology**, v. 15, n. 3, p. 25-34, set. 2013.

- DONG, X. et al. Experimental studies on ozonation of ethylenethiourea. **Journal of Environmental Sciences**, v.23, n.1, p.65-69, 2011.
- EL-DIB, M. A.; ALY, O. A. Removal of phenylamide pesticides from drinking waters - I. Effect of chemical coagulation and oxidants. **Water Research**, v.11, p.611-616, jan. 1977.
- FALEIROS, R. J. R. **Uso de carvão ativado pulverizado para a remoção dos herbicidas Diuron e Hexazinona de água superficial**. 2008. 121 f. Dissertação de mestrado (Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental) - Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologia, Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 2008.
- GORZA, N. L. **Remoção de agrotóxicos em uma instalação piloto de tratamento de águas de abastecimento do tipo convencional, associado à pré-oxidação e adsorção em carvão ativado granular**. 2012. 133 f. Dissertação de mestrado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) - Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2012.
- GUIMARÃES, B. S. et al. Environmentally friendly system for the degradation of multipesticide residues in aqueous media by the Fenton's reaction. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v. 21, n. 1, p. 584-592, jan. 2014.
- HUNG, D. Q.; WOHLERS, J.; THIEMAN, W. The mineralisation of methamidophos using ionised AN air water treatment pilot system and ultraviolet irradiation. **Water Research**, v. 36, n. 12, p. 2959-2966, jul. 2002.
- IUPAC. International Union of Pure and Applied Chemistry. Disponível em: <<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/Reports/424.htm>>. Acesso: 17 mar. 2015.
- KAMEL, A. et al. Oxidation of selected organophosphate pesticides during chlorination of simulated drinking water. **Water Research**, v. 43, n. 2, p. 522-534, fev. 2009.
- MAGALHÃES, F. **Síntese e caracterização de óxidos de ferro e compostos para aplicações no tratamento redox de efluentes aquosos**. 2008. 215 f. Tese de doutorado (Departamento de Química) - Instituto de Ciências Exatas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.
- MAZELLIER, P. et al. Degradation of carbendazim by UV/H₂O₂ investigated by kinetic modelling. **Environ. Chem. Lett**, v. 1, n. 1, p. 68-72, mar. 2003.
- MESTANKOVA, H. et al. Evolution of algal toxicity during (photo) oxidative degradation of diuron. **Aquatic Toxicology**, v.101, n. 2, p. 466-473, jan. 2011.
- MILES, C. J. Degradation of aldicarb, aldicarb sulfoxide, and aldicarb sulfone in chlorinated water. **Environ. Sci. Technol.**, v. 25, n. 10, p. 1774-1779, out. 1991.
- NAVARRO, S. et al. Removal of ten pesticides from leaching water at pilot plant scale by photo-Fenton treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 167, n. 1, p. 42-49, fev. 2011.
- OLIVEIRA, A. G. **Remoção do agrotóxico organofosforado clorpirifós usando processo oxidativo avançado**. 2011. 89 f. Dissertação de mestrado (Pós-Graduação em Engenharia Civil-Saneamento Ambiental) - Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.
- ORMAD, M. P. et al. Pesticides removal in the process of drinking water production. **Chemosphere**, v. 71, n. 1, p. 97-106, mar. 2008.
- PASCHOALATO, C. F. P. R. et al. Uso de carvão ativado para remoção dos herbicidas diuron e hexazinona de água. **Revista DAE**, n. 179, p. 34-41, jan. 2009.
- PHAM, T.; NGUYEN, V.; VAN DER BRUGGEN, B. Pilot-Scale Evaluation of GAC Adsorption Using Low-Cost, High-Performance Materials for Removal of Pesticides and Organic Matter in Drinking Water Production. **Journal of Environmental Engineering**, v. 139, n. 7, p. 958-965, jul. 2013.
- PIMENTA, G. G. **Descontaminação de água tratada contendo parationa-metilica pelo emprego de radiação UV, ozônio e processo oxidativo avançado**. 2013. 132 f. Dissertação de mestrado (Programa de Pós-Graduação em Agroquímica) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013.
- PRESTES, T. H.; GIBBON, D. O.; LANSARIN, M. A. Degradação fotocatalítica do fungicida tebuconazole em solução aquosa. **Química Nova**, v. 33, n. 4, p. 798-801, jan. 2010.
- RAJESWARI, R; KANMANI, S. TiO₂-based heterogeneous photocatalytic treatment combined with ozonation for carbendazim degradation. **Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng**, v.6, n.2, p. 61-66, 2009.
- RIBEIRO, M. L. **Remoção de compostos orgânicos de águas por ultra e nanofiltração em membranas poliméricas**. 2002. 125 f. Tese de doutorado (Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.
- ROSA, I. D. A. **Remoção dos herbicidas diuron e hexazinona de água superficial no tratamento em ciclo completo com adsorção em carvão ativado granular**. 2008. 109 f. Dissertação de mestrado (Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental) - Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias, Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 2008.
- SAIEN, J.; KHEZRIANJOO, S. Degradation of the fungicide carbendazim in aqueous solutions with UV/TiO₂ process: Optimization, kinetics and toxicity studies. **Journal of Hazardous Materials**, v. 157, n. 2-3, p. 269-276, set. 2008.
- SANCHES, S.; CRESPO, M. T. B.; PEREIRA, V. J. Drinking water treatment of priority pesticides using low pressure UV photolysis and advanced oxidation processes. **Water Research**, v. 44, n. 6, p. 1809-1818, mar. 2010.
- SANCHES, S. et al. Removal of pesticides from water combining low pressure UV photolysis with nanofiltration. **Separation and Purification Technology**, v.115, n. 30, p.73-82, ago. 2013.
- SINCLAIR, C. J. et al. Prioritization of Pesticide Environmental Transformation Products in Drinking Water Supplies. **Environmental Science & Technology**, v.40, n.23, p.7283-7289, dez. 2006.
- SENTHILNATHAN, J.; PHILIP, L. Elimination of pesticides and their formulation products from drinking water using thin film continuous photoreactor under solar radiation. **Solar Energy**, v. 86, n. 9, p. 2735-2745, set. 2012.
- SOARES, A. F. S. **Uso de agrotóxicos, contaminação de mananciais e análise da legislação pertinente: um estudo na região de Manhuaçu - MG**. 2011. 300 f. Tese de doutorado (Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Meio Ambiente) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- WANG, Y. et al. Removal and adsorption of diuron through nanofiltration membrane: The effects of ionic environment and operating pressures. **Separation and Purification Technology**, v. 74, n. 2, p. 236-241, ago. 2010.
- WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). **Guidelines for drinking-water quality**. 4 ed. Geneva: 2011.
- XU, S. Environmental fate of ethylenethiourea; Environmental Monitoring & Pest Regulation; California Department of Pesticide Regulation: Sacramento, CA, 2000; 1-9.

Estudo comparativo da determinação experimental das constantes de sedimentabilidade de lodos ativados

Experimental determination comparative study of activated sludge settling constants

- **Data de entrada:**
12/10/2016
- **Data de aprovação:**
22/05/2017

Luiz Guilherme Abreu de Paula*/Adrianus Cornelius van Haandel/ Heraldo Antunes Silva Filho/ Geilza Alves Porto DOI: 10.4322/dae.2018.006

Resumo

Realizou-se um estudo comparativo para avaliar os métodos estático e dinâmico de determinação das constantes k e v_0 e a validade da Equação de Vesilind como parâmetro para caracterizar a sedimentabilidade de sistemas de lodo ativado. A investigação foi realizada com o lodo produzido por 3 diferentes sistemas de lodo ativado, que foram operados por um período de 155 dias. Os dados para a análise de sedimentabilidade para determinar as constantes de Vesilind k e v_0 foram obtidas com os métodos estático e dinâmico, visando sua comparação. Os resultados experimentais mostraram que os dois métodos dão conclusões equivalentes sobre as constantes de Vesilind, uma vez que não houve diferença significativa entre os seus valores médios. A validade da equação de Vesilind foi confirmada tanto para os lodos gerados em sistema de fluxo contínuo (UCT) como em sistemas RBS e determinado pelos métodos dinâmico e estático.

Palavras-chave: Sedimentabilidade. Equação de Vesilind. Lodo Ativado.

Abstract

We carried out a comparative study to evaluate the steady and dynamic determination methods for k and v_0 constants and the validity of Vesilind equation as a parameter for characterizing the settling of sludge activated systems. The investigation was performed with sludge obtained from three sludge activated systems operated for 155 days. The steady method has been performed according to White (2004) and the dynamic method according to Leitão (2004). The experimental results showed that the two methods gave equivalent conclusions, once there was not a significant difference between their average values. The Vesilind Equation reliability was verified for sludges produced in a continuous flow system (UCT) and RBS systems, both measured by steady and dynamic methods.

Keywords: Settling. Vesilind Equation. Sludge Activated.

Luiz Guilherme Abreu de Paula – Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela Universidade Federal de Campina Grande.
Adrianus Cornelius van Haandel – Professor do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande.
Heraldo Antunes Silva Filho – Professor do Curso de Saneamento Ambiental do Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE).
Geilza Alves Porto – Mestranda em Tecnologia de Polímeros no Instituto de Macromoléculas pela Universidade Federal do Rio de Janeiro.
***Endereço para correspondência:** luizguilhermeacm@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Em sistemas de tratamento com sólidos em suspensão, como o lodo ativado, a sedimentabilidade é utilizada para indicar a eficiência na clarificação da água do efluente e do adensamento dos sólidos no final do processo. A sua medição é adotada para fins de projeto e de monitoramento de desempenho, tendo por objetivo a otimização do processo de clarificação do efluente e a prevenção de problemas com a sedimentabilidade do lodo. Nesse sentido, o estudo de métodos confiáveis para medir a sedimentabilidade é importante e necessário para facilitar o diagnóstico da situação do sistema em escala real.

O primeiro método usado para medir a sedimentabilidade do lodo foi proposto por Mohlman (1934) denominado índice volumétrico de lodo (IVL). A medição consiste em determinar a razão entre o volume ocupado por 1 litro de lodo após 30 minutos de sedimentação tranquila e a concentração inicial de sólidos suspensos do lodo avaliado. Trata-se de um teste simples e com utilização prática no monitoramento de lodos de sistemas de tratamento. Entretanto, os seus resultados são influenciados pelo volume e concentração inicial de sólidos em suspensão da amostra utilizada (MARAI e VAN HAANDEL, 1999). Por essa razão, o valor numérico da IVL não dá informação clara sobre a sedimentabilidade do lodo.

Alguns pesquisadores buscaram alternativas para aperfeiçoar o método IVL. Stobbe (1964) desenvolveu o índice volumétrico de lodo diluído (IVLD), estabelecendo que o volume final de lodo deve ser menor do que 200 ml para que o resultado não seja influenciado pela concentração inicial. White (1975) desenvolveu o índice volumétrico do lodo agitador (IVLA), que estabelece uma relação entre o volume de lodo e a unidade de massa de sólidos suspensos em ensaios com uma proveta de 1 litro após 30 minutos de sedimentação mediante uma agitação mecânica

suave. Esses aprimoramentos reduziram, porém não eliminaram o problema do IVL.

Vesilind (1968) propôs quantificar a sedimentabilidade de lodo como uma função entre a velocidade de sedimentação em zona e a sua concentração de lodo, em que duas grandezas mecânicas, denominadas constantes k e v_0 , exercem influência no comportamento da sedimentação, conforme a Equação 1. A constante k está relacionada à compressibilidade do lodo (quanto menor o valor de k , maior é o adensamento do lodo em um determinado volume) e a constante v_0 representa a velocidade de sedimentação inicial com uma diluição com concentração de lodo tal que as partículas se sedimentariam individualmente (sedimentação não estorvada). Ambas as constantes são determinadas mediante ensaios com diferentes diluições de licor misto, reproduzindo resultados que independem de sua concentração inicial.

$$v = v_0 \cdot \exp(-kX_L) \quad (1)$$

Onde:

v = velocidade de sedimentação em zona ($m \cdot h^{-1}$)

k = constante de sedimentabilidade ligada à compressibilidade do lodo ($l \cdot g^{-1}$)

v_0 = constante de sedimentabilidade ligada à velocidade de sedimentação ($m \cdot h^{-1}$)

Estudos realizados por Consentino et al. (2005), Figueiredo et al. (2006) e Sales (2013) vêm demonstrando a validade da equação de Vesilind para sistemas de tratamento. Nesses trabalhos, observa-se que a sua aplicação prática vai além da medição convencional em sistemas de lodo ativado, podendo adotá-lo, também, na caracterização de lodos anaeróbios floculentos de reatores UASB para tratamento de esgoto e até mesmo de lodo anaeróbio granulado para tratamento de vinhoto. Portanto, a sua adoção como metodologia para determinar a sedimentabilidade de lodos se torna

válida e relevante para diferentes sistemas tratamento biológico com suspensão de sólidos.

O método estático, proposto por White (1975) e posteriormente melhorado por Van Haandel e Marais (1999), é o método mais empregado para a determinação das constantes de Vesilind. Os ensaios são feitos em colunas de sedimentação transparentes e milimetradas, onde é observado o comportamento da interface lodo/sobrenadante de amostras de licor misto com diferentes concentrações de lodo em função do tempo, mediante uma leve agitação. Assim, gráficos podem ser feitos para determinar o perfil da sedimentação zonal em função da concentração de lodo (X_t), tornando possível caracterizar a velocidade de sedimentação do lodo (v), que corresponde à parte linear da curva do gráfico. Correlacionando os valores logarítmicos da velocidade de sedimentação com as suas respectivas concentrações diluídas, obtém-se um gráfico linear que satisfaz a Equação 2, onde a constante k é a declividade da reta e a constante v_0 é a intersecção da reta com a ordenada.

$$\ln(v) = \ln.v_0.(-kX_t) \quad (2)$$

Embora seja um ensaio experimental confiável para determinar as constantes de Vesilind, o método estático possui desvantagens que limitam o seu uso na rotina de monitoramento da sedimentabilidade do lodo. O ensaio normalmente é demorado e demanda um acompanhamento constante do laboratorista para anotação dos dados, tornando-o pouco prático frente a outros métodos menos confiáveis. Por essa razão, seu uso não é tão frequente quanto o método IVL.

O método dinâmico foi desenvolvido no laboratório da EXTRABES, Campina Grande - PB, com o objetivo de automatizar a rotina experimental observada no método estático. Em uma coluna de sedimentação milimetrada, uma amostra de licor misto com concentração de lodo conhecida (X_t) é submetida à expansão ascensional causa-

da por uma força de arraste aplicada por vazões líquidas de uma bomba hidráulica. Quando a interface sobrenadante/lodo se estabiliza em uma determinada altura (H), admite-se que houve um equilíbrio entre a velocidade de sedimentação do lodo (v) e a velocidade ascendente do líquido (v_l), conforme a Equação 3. A concentração de lodo X_t de cada valor v pode ser estimada pela razão entre a concentração de sólidos da amostra de lodo (M) e o volume de lodo expandido (V_l), conforme a Equação 4. Dessa forma, determinam-se os dados necessários para calcular as constantes de Vesilind, satisfazendo a equação 1.

$$v_l = Q/A = v = v_0 \text{Exp}(-kX_t) \quad (3)$$

Onde:

V_l = velocidade ascendente do líquido (m.h-1)

Q = vazão de água aplicada (l.h-1)

A = área da coluna de sedimentação (m²)

$$X_t = M/V_l = M/(H.A) \quad (4)$$

Onde:

M = massa de lodo na coluna de sedimentação (g).

V_l = volume do lodo quando se estabelece o equilíbrio (L)

H = altura da interface sobrenadante/lodo (cm)

Naturalmente, espera-se que os valores obtidos com o método dinâmico sejam iguais àqueles obtidos com o método estático, uma vez que se baseiam na mesma equação básica de Vesilind. Dessa forma, realizou-se uma investigação experimental para comparar resultados dos métodos estático e dinâmico de determinação das constantes k e v_0 e verificar a validade da Equação de Vesilind para caracterização da sedimentabilidade de diferentes sistemas de lodo ativado.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

A investigação foi feita com lodo obtido de 3 sistemas de lodo ativado em escala de bancada no laboratório da EXTRABES da UEPB, operados em temperatura de $25 \pm 1^\circ\text{C}$ e alimentados com esgoto doméstico pré-gradeado da cidade de Campina Grande - PB por um período de 155 dias.

Foram operados três sistemas de lodo ativado distintos: Sistema UCT (Figura 1), Sistema RBS unitário para nitrificação e desnitrificação em um único reator (Figura 2) e Sistema RBS de câmaras dedicadas (Figura 3), com ambientes para nitrificação e desnitrificação em reatores distintos. Os parâmetros de projeto, tais como volume, tempo de detenção hidráulica (TDH),

carga orgânica e a concentração média de sólidos totais (SST) do lodo de cada sistema podem ser observados na Tabela 1. A idade de lodo adotada para todos os sistemas foi de 20 dias, tendo por objetivo produzir lodo com bactérias nitrificantes.

Tabela 1: Valores de volume (V), tempo de detenção hidráulica (TDH), carga orgânica e concentração média de sólidos suspensos totais (SST) do lodo durante o período experimental dos sistemas de lodo ativado.

Sistemas	V (l)	TDH (h)	Carga Orgânica (g.l.d ⁻¹)	SST (g.l ⁻¹)
UCT	240	20	216	3,8
RBS Unitário	15	9	28,8	3,5
RBS Câmaras Dedicadas	30	4,8	57,6	3,5

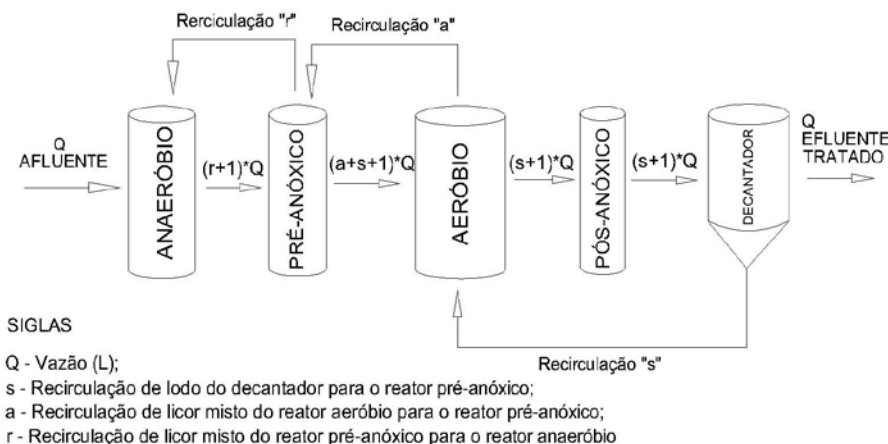


Figura 1: Representação esquemática do sistema UCT.

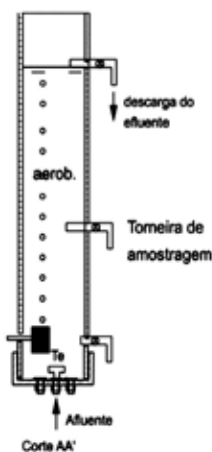


Figura 2: Representação esquemática do sistema RBS unitário.

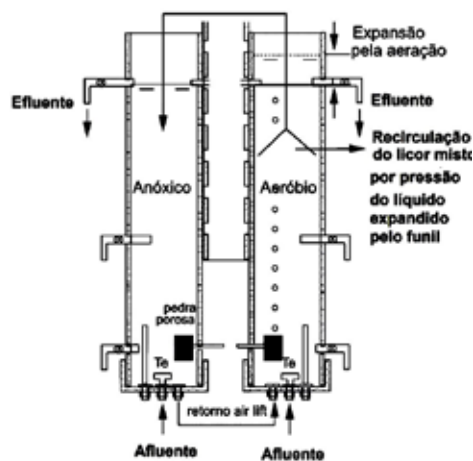


Figura 3: Representação esquemática do sistema RBS com câmaras dedicadas.

2.1 Coleta e Tratamento de Amostras

As amostras de lodo foram coletadas após o descarte de lodo em excesso de cada sistema. Elas foram submetidas à sedimentação por aproximadamente 30 minutos e, em seguida, retirou-se o efluente sobrenadante, sobrando apenas o lodo adensado. Isso foi feito para aumentar a concentração inicial dos sólidos suspensos do lodo, permitindo, assim, um maior alcance de valores X_t das bateladas diluídas em ambos os métodos. Uma fração desse lodo adensado foi separada para a realização do método estático, e a outra para realização do método dinâmico.

2.2 Método Estático

O método realizado neste trabalho foi uma adaptação da metodologia sugerida por White (1975) e Marais e Van Haandel (1999) conforme a Figura 4. Montou-se uma coluna de sedimentação em acrílico transparente, com volume de 2 litros, altura de 1 m e diâmetro interno de 5 cm, com uma fita milimétrica no centro da coluna. Um agitador de baixa rotação (4/5 rpm) foi adaptado ao equipamento para promover a sedimentação homogênea do lodo.

Para realizar o ensaio experimental, uma batelada com amostra de lodo adensado com volume de 2 litros foi adicionada suavemente até atingir a altura limite da coluna. Em seguida, procedeu-se a medição da altura da interface sobrenadante/lodo sedimentado em intervalos de 1 em 1 minuto, totalizando 30 minutos de observações. Ao fim da primeira medição, o conteúdo da batelada foi diluído em uma proporção de $\frac{3}{4}$ de lodo por $\frac{1}{4}$ de efluente pós-tratado, formando uma nova batelada de lodo diluída para uma nova medição. Para cada ensaio, esse processo foi repetido mais 3 vezes, totalizando 4 bateladas de lodo com concentrações distintas.

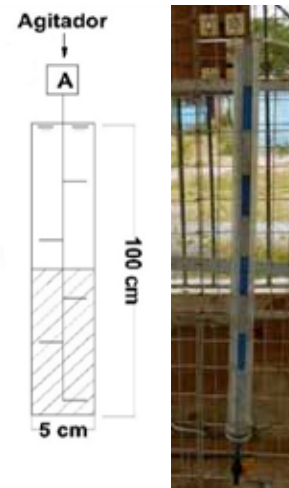


Figura 4: Representação esquemática e visual das colunas de sedimentação utilizadas no método estático.

As constantes de Vesilind k e v_0 de cada teste foram determinadas por meio da identificação da velocidade de sedimentação zonal (v) e a concentração de sólidos totais (X_t) para satisfazer a Equação 1. O valor v de cada batelada foi determinado pela identificação da inclinação da reta tangente do deslocamento da interface sobrenadante/lodo em função do tempo e o valor de X_t foi obtida em análises laboratoriais. Plotou-se, então, um diagrama semilogarítmico correlacionando os valores logarítmicos (\ln) de v com os valores de X_t para determinar a constante k (a inclinação da reta) e v_0 (a intersecção da reta com a ordenada).

2.3 Método Dinâmico

O método utilizado foi realizado conforme a metodologia proposta por Leitão et al 2004. Foi utilizada uma coluna de sedimentação construída em acrílico transparente, com volume de 2 litros, altura de 1 m e diâmetro interno de 5 cm e munida com uma fita milimétrica no centro da coluna, para determinar a altura de deslocamento sobrenadante/lodo. A coluna foi equipada com uma bomba de recirculação e um agitador de baixa rotação (4/5 rpm), conforme a Figura 5.

Para realizar o ensaio experimental, utilizou-se um volume de amostra de lodo adensado equivalente a 1/3 do volume da coluna de sedimentação. Em seguida, foi determinada a massa de lodo (M) da amostra antes do início do ensaio experimental, para satisfazer os parâmetros de cálculo da Equação 4. Parte da coluna foi preenchida com a amostra de lodo, e o restante com efluente, até atingir válvula de saída em sua superfície para a recirculação líquida pela bomba. Com a ajuda de uma bomba dosadora, aplicaram-se 5 diferentes vazões (Q) líquidas com velocidades de ascensão conhecidas para a expansão do lodo. Quando a velocidade ascensional líquida aplicada se equilibrava com a velocidade de sedimentação zonal (v), foi anotada a altura da interface sólido-líquido (H). As medições foram utilizadas para estimar as velocidades de sedimentação zonal do lodo (v) e as concentrações de lodo (X_t) do volume de lodo expandido.

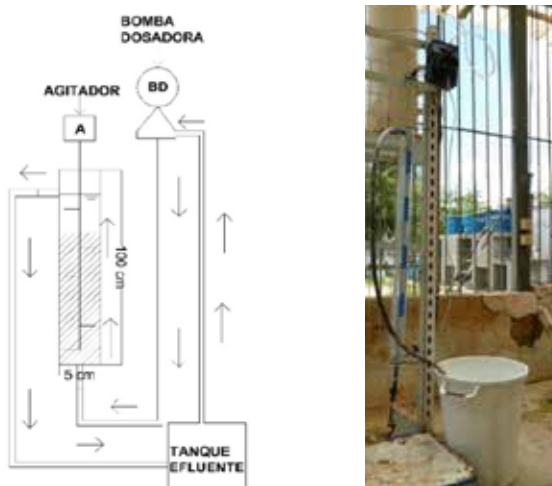


Figura 5: Representação esquemática e visual da coluna de sedimentação utilizado no método dinâmico.

A velocidade de sedimentação zonal (v) foi calculada, utilizando-se a Equação 3, sendo a razão entre a vazão de efluente aplicado para a expansão de lodo e a área de lodo expandido após a sua estabilidade. A concentração de lodo (X_t) de cada medição

foi calculada por meio da Equação 4, que é a razão entre a concentração de lodo da amostra (M) e o volume de lodo expandido quando se estabelece o equilíbrio (V). Os valores de v e X_t das diferentes medições foram plotados em diagramas semilogarítmicos para determinar as constantes de Vesilind, da mesma forma que no método estático.

2.4 Avaliação dos dados

Os resultados obtidos nos dois ensaios foram submetidos à análise estatística descritiva, tais como a média, o desvio padrão, o coeficiente de variação (CV) e os máximos e mínimos. Em seguida, realizou-se a análise estatística Tukey em nível de probabilidade de 5%, para verificar se houve diferença entre as médias avaliadas. O software adotado para essa análise foi o SISVAR versão 5.3.

A validade da equação de Vesilind foi determinada a partir do cálculo da concentração X_t em uma velocidade de sedimentação factível de 1 m.h^{-1} , adotando-se a Equação 1 e as constantes dos valores mínimos, médios e máximos determinados pelos dois métodos em estudo.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados experimentais obtidos pelo método estático para determinar as constantes de Vesilind dos três sistemas de lodo ativado são apresentados nas Figuras 6, 7 e 8. Nos diagramas (a) de cada figura estão expressos o comportamento da sedimentação das bateladas diluídas de lodo (X_t) em função do tempo. Já nos diagramas (b) estão as correlações semilogarítmicas entre (v) e a concentração do lodo X_t .

As Figuras 6, 7 e 8 representam o comportamento típico dos sete ensaios de cada um dos sistemas de lodo ativado em estudo. Nos diagramas (a), cada batelada de lodo com concentração X_t apresentou um comportamento de desloca-

mento de interface sobrenadante/lodo distinto. Considerando que a velocidade de sedimentação corresponde à inclinação da reta tangente do gráfico, quanto mais diluída a batelada de lodo, maior o valor de v . O valor do coeficiente r^2

apresentado na correlação semilogarítmica dos diagramas (b) ficou entre 0,985 e 0,995, constatando a boa correlação entre os dados experimentais para determinar as constantes k e v_0 de Vesilind.

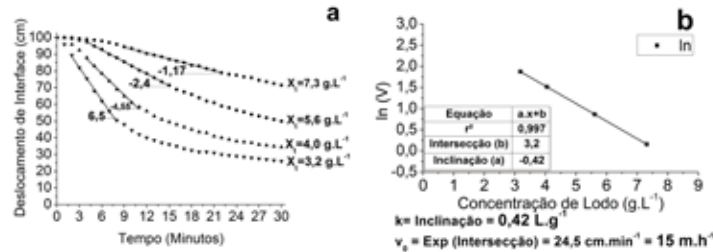


Figura 6: Perfil do deslocamento da interface sobrenadante/lodo em função do tempo (a) e do diagrama semilogarítmico (b) do método estático para o reator RBS unitário.

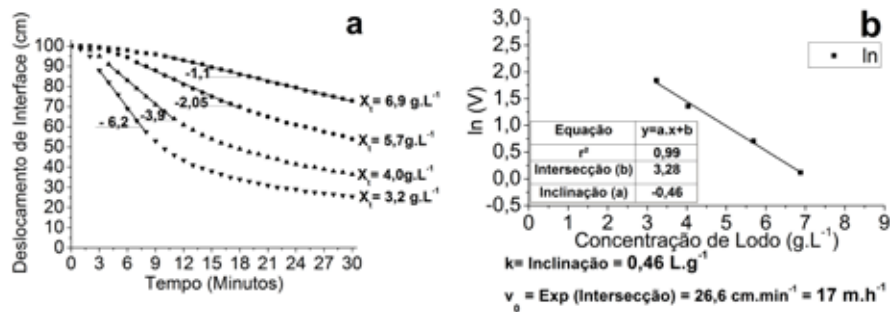


Figura 7: Perfil do deslocamento da interface sobrenadante/lodo em função do tempo (a) e do diagrama semilogarítmico (b) do método estático para o reator RBS câmaras dedicadas.

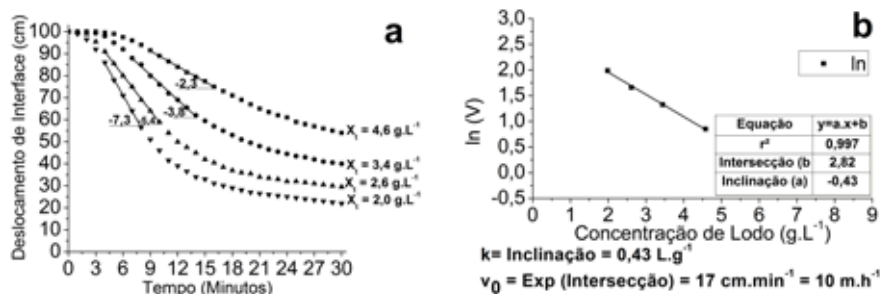


Figura 8: Perfil do deslocamento da interface sobrenadante/lodo em função do tempo (a) e do diagrama semilogarítmico (b) do método estático para o sistema UCT.

Os resultados experimentais obtidos pelo método dinâmico para determinar as constantes de Vesilind dos três sistemas de lodo ativado estão apresentados na Tabela 2 (resultados experimentais para cálculo de v e X_t) e na Figura 9 (correlação semilogarítmica). Observa-se que os parâmetros vazão (Q) e altura de equilíbrio sobrenadante/lodo (H) influenciam nos cálculos de determinação de v e X_t , tendo em vista que eles estão associados à velocidade de arraste do lodo e à expansão de volume (V). Aplicando os valores calculados de v e X_t no diagrama semilogarítmico da Figura 9, foi possível obter correlações com r^2 próximo a 0,99 em todos os sete testes realizados.

Tabela 2: Resultados experimentais do método dinâmico dos sistemas RBS Unitário (a), RBS Câmaras Dedicadas (b) e sistema UCT (c).

Q_a l.h ⁻¹	V m.h ⁻¹	H Cm	V_l l	X_t g.l ⁻¹	$\ln(v)$ -
RBS Unitário					
2,7	1,4	60	1,18	5,14	0,32
3,6	1,8	67	1,32	4,60	0,61
4,5	2,3	78,5	1,54	3,93	0,83
5,4	2,8	84	1,65	3,67	1,02
6,3	3,2	93	1,83	3,32	1,17
RBS Câmaras Dedicadas					
2,7	1,4	47,5	0,93	5,43	0,32
3,6	1,8	54	1,06	4,77	0,61
5,4	2,8	68	1,33	3,79	1,02
6,9	3,5	78,5	1,53	3,28	1,26
8,4	4,3	86	1,68	3,00	1,46
UCT					
2,7	1,4	34,00	0,67	4,99	0,32
3,6	1,8	39,50	0,77	4,30	0,61
5,4	2,8	52,50	1,03	3,23	1,02
7,2	3,7	61,00	1,19	2,78	1,30
8,1	4,1	68,00	1,33	2,50	1,42

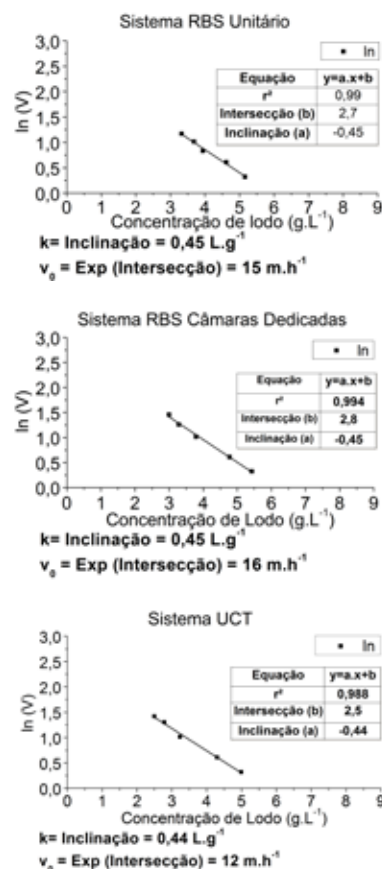


Figura 9: Diagrama de correlação semilogarítmica da velocidade de sedimentação em função da concentração de lodo para os três sistemas de lodo ativado.

As constantes k e v_0 dos sistemas de lodo ativado RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e fluxo contínuo UCT obtidas pelos ensaios do método estático e dinâmico, bem como o tratamento estatístico para a sua avaliação podem ser observados na Tabela 3. Os dados de k estão expressos em l.g^{-1} , v_0 em m.h^{-1} , e os valores estatísticos descritivos e de comparação de médias descritos no final da tabela. O resultado do teste Tukey em nível de significância de 5% para cada sistema de lodo ativado é caracterizado pela letras ao lado dos valores médios, onde a letra maiúscula representa a comparação das médias da constante k e as minúsculas a constante v_0 .

Na estatística descritiva, os valores médios da compressibilidade do lodo (k) ficaram entre 0,43 e 0,45 $m.h^{-1}$ e da velocidade inicial da sedimentabilidade (v_0) entre 11 e 19 $m.h^{-1}$. O maior coeficiente de variação (CV) da constante k foi encontrado nos resultados do método dinâmico, com 13% nos reatores RBS unitário e RBS de câmaras dedicadas. Na constante v_0 , os maiores valores de CV foram encontrados no método estático, com variações de 15% e 19% também nos sistemas RBS unitário e RBS câmaras dedicadas. Ressalta-se que o coeficiente de variação é calculado por meio da relação entre o desvio padrão e o valor médio, correspondendo ao percentual de variação dos resultados experimentais em relação a sua média.

Na análise estatística Tukey em nível de probabilidade de 5%, observa-se que as médias das constantes k e v_0 não apresentaram diferenças significativas entre si, apresentando as mesmas letras em todas as comparações. Apesar dos di-

ferentes valores do coeficiente de variação, houve uma similaridade estatística na reprodução de resultados dos dois ensaios experimentais, demonstrando que ambos os métodos foram capazes de expressar as mesmas características de sedimentabilidade de lodo dos sistemas de tratamento em estudo.

Ao comparar os resultados reproduzidos por ambos os métodos com a literatura, observa-se que os sistemas obtiveram comportamento insatisfatório em termos de compressibilidade. Marais & Van Haandel (1999) estabelecem que valores próximos ou maiores que 0,45 $l.g^{-1}$ são considerados ruins para a operação de sistemas de lodo, implicando em alterações na operação dos decantadores para não haver descarga de lodo junto com o efluente. Isso reforça a importância do monitoramento da qualidade do lodo dos sistemas de tratamento pelas constantes de Vesilind, sendo uma ferramenta necessária para a tomada de decisão.

Tabela 3: Valores das constantes k , v_0 calculados pela equação de Vesilind dos sistemas de lodo ativado em função dos métodos estático e dinâmico e tratamento estatístico pelo método Tukey.

Testes	RBS Unitário				RBS Câmaras Dedicadas				Sistema UCT			
	k ($l.g^{-1}$)		v_0 ($m.h^{-1}$)		k ($l.g^{-1}$)		v_0 ($m.h^{-1}$)		k ($l.g^{-1}$)		v_0 ($m.h^{-1}$)	
	Est.	Din.	Est.	Din.	Est.	Din.	Est.	Din.	Est.	Din.	Est.	Din.
1	0,42	0,33	15	14	0,42	0,37	10	20	0,44	0,32	10	13
2	0,42	0,49	14	13	0,41	0,4	15	19	0,43	0,47	11	12
3	0,4	0,49	14	16	0,5	0,45	18	19	0,42	0,45	11	11
4	0,43	0,45	15	14	0,46	0,34	16	16	0,46	0,41	14	11
5	0,44	0,49	13	16	0,48	0,44	19	19	0,43	0,5	11	14
6	0,42	0,45	14	13	0,49	0,5	19	17	0,44	0,49	11	13
7	0,46	0,39	14	20	0,39	0,5	14	17	0,5	0,5	12	14
Média	0,43A	0,44A	14a	15a	0,45A	0,43A	16a	18a	0,45A	0,45A	11a	13a
DP	0,03	0,06	0,64	2,29	0,04	0,06	3,00	1,36	0,02	0,06	1,18	1,18
CV	4%	13%	5%	15%	9%	13%	19%	7%	6%	13%	10%	9%
Máx	0,46	0,49	15	20	0,5	0,5	19	20	0,5	0,5	14	14
Mín	0,4	0,33	13	13	0,39	0,34	10	16	0,42	0,32	10	11

Obs.: Médias seguidas da mesma letra não possuem diferenças significativas entre si em nível de probabilidade de 5%. Para cada sistema de lodo ativado, as letras maiúsculas comparam médias da constante k e as letras minúsculas comparam médias da constante v_0 dos métodos estático e dinâmico.

Na tabela 4 estão expressos os valores calculados da concentração de lodo X_t para uma velocidade de sedimentação (v) fixa de 1 m.h^{-1} , aplicando os valores mínimos, médios e máximos das constantes k e v_0 da Tabela 3 na Equação 1. Os números mostram que é possível estimar a concentração de lodo sedimentado (X_t) para valores fixos de velocidade de sedimentação (v) quando as constantes k e v_0 são adotadas como parâmetro. Considerando que o volume de lodo é inversamente proporcional à sua concentração, as constantes de Vesilind são preponderantes para estimar o volume de lodo ocupado em tanques de tratamento, tendo influência, portanto, sobre os custos de projeto e controle operacional. Esses dados estão de acordo com os de Consentino et al. (2005), Figueiredo et al. (2006) e Sales (2013), que verificaram o mesmo comportamento em seus experimentos.

Tabela 4: Valores calculados de X_t em função das constantes k e v_0 dos sistemas de lodo ativado para $v = 1 \text{ m.h}^{-1}$.

Sistemas	Método Estático	Método Dinâmico
	$X_t \text{ (g.l}^{-1}\text{) para } v = 1 \text{ m.h}^{-1}$	
RBS UNITÁRIO	Mín	7,75
	Média	6,14
	Máx	6,1
RBS CAMARAS DEDICADAS	Mín	8,15
	Média	6,7
	Máx	5,99
UCT	Mín	7,49
	Média	5,68
	Máx	5,26

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nos ensaios experimentais realizados neste trabalho foi possível constatar que os métodos estático e dinâmico deram conclusões equivalentes sobre as constantes de Vesilind, tendo em vista a análise estatística Tukey em nível de probabilidade de 5%. Apesar disso, é interessante a realização de outros estudos comparativos para dar maior validade às conclusões obtidas nesta pesquisa. Isso poderia

ser feito por meio de experimentos com uma maior quantidade de repetições, para melhorar qualidade dos resultados estatísticos.

Outro aspecto importante é a confirmação da equação de Vesilind como metodologia válida para caracterizar a sedimentabilidade do lodo em sistemas de lodo ativado, tendo em vista a sua capacidade de estimar a qualidade do lodo dos sistemas de fluxo contínuo (UCT) e de sistemas RBS para diferentes concentrações X_t . Esses resultados confirmam a eficácia desse método na medição da sedimentabilidade do lodo, reforçando a importância do seu uso no projeto e monitoramento em sistemas de tratamento de lodo ativado.

REFERÊNCIAS

- BARBOSA, C. A. C. e SOUZA, M. A. A. Sedimentabilidade do lodo secundário obtido no processo de lodos ativados com remoção biológica de nutrientes. In: **Asociación Peruana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental; AIDIS. Gestión ambiental en el siglo XXI.** Lima-Peru, 1998.
- CATUNDA P.F.C., SOUZA J. T. E VAN HAANDEL A.C. Determinação da sedimentabilidade de lodo ativado. In: **14° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e ambiental**, Belém - PA, 1989.
- CONSENTINO, P. R. S.; FILHO, J. A. S.; VAN HAANDEL; CATUNDA, P. F. F. C. Estabilização de lodo de sistemas aeróbios em reatores do tipo UASB. In: **23° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e ambiental**, Campo Grande - Mato Grosso do Sul, ABES CD-ROM, 2005.
- FIGUEREDO, G.P.; VAN HAANDEL, A.C.; SILVA FILHO, J. A.; PAIVA, F.V. Cavalcanti, P.F.F. Determinação da sedimentabilidade de lodo de sistemas anaeróbio-aeróbios tratando esgoto. In: **Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Fortaleza-CE ABES CD-ROM. 2006.
- LEITÃO, R. C. **Robustness of UASB Reactors Treating Sewage Under Tropical Conditions.** Tese (Doutorado) - Wageningen University/ Wageningen, 160p. 2004.
- MOHLMAN, M. L. The Sludge Index. In: *Sew. Works J.*, 6(1):119, 1934.
- SANTOS, V. S. **Avaliação da capacidade de produção de metano em sistemas UASB tratando vinhoto sob diferentes condições operacionais.** Dissertação (Mestrado). PPGECA, UFCG. 2013
- SILVA, A. L.; SILVA FILHO, H. A.; DERKS, Y. M.; CAVALCANTI, P. F. F. C.; VAN HAANDEL, A. C. Determinação das constantes de sedimentabilidade de sistemas de lodo ativado In: **XIII SILUBESA - Simpósio**

Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belém-PA, ABES CD-ROM, 2008.

STOBBE, G. Über das Verhalten von belebtem Schlamm in aufsteigender Wasserbewegung. In: **Publication of the Sanitation Engineering Institute of the Technical University of Hanover**. 18. 100 p. (in German), 1964.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. V. R. O. **Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações**. Campina Grande: Eppgraf, 72 p, 1999

VESILIND, P. A. Theoretical considerations: Design of prototype thickeners from batch settling tests In: **Water and Sewage Works** 115:302–307, 1968.

WHITE M. J. D. **Settling of activated sludge, technical report TR11**, WRC Stevenhage - Reino Unido, 1975.

Eliminação da solução de ácido clorídrico na limpeza da vidraria utilizada em análise de fósforo total pelo método do ácido ascórbico

Elimination of hydrochloric acid solution in glassworks cleaning used in analysis of total phosphorus by acid ascorbic method

- **Data de entrada:**
17/08/2015
- **Data de aprovação:**
31/05/2017

Luis Alcides Schiavo Miranda*/ Carine Helena Molz/Jackson Saint Pierre Dull Ritter/ Luis André Hoff

DOI: 10.4322/dae.2018.007

Resumo

As análises da concentração de fósforo total em águas servem para avaliar o nível de contaminação destas pela ação humana. Compostos fosforados também estão presentes nos detergentes utilizados na limpeza das vidrarias de laboratório, motivo pela qual estas são posteriormente lavadas com uma solução de ácido clorídrico a quente. O presente artigo procura testar e comprovar que o método de lavagem da vidraria para determinação de fósforo com uma solução de ácido clorídrico 3:1 a quente pode ser substituído pela lavagem com uma solução de hipoclorito de sódio a 10%, em função da toxicidade dos vapores de ácido clorídrico gerados na lavagem a quente. A análise de fósforo total é feita pelo método do ácido ascórbico. Este comparativo utilizou métodos estatísticos e demonstrou uma correlação acima de 95% nos resultados, em uma avaliação de 100 amostras, comparando as duas metodologias de lavagem da vidraria

Palavras-chave: Lavagem de Vidrarias. Fósforo Total. Hipoclorito de Sódio.

Abstract

The analysis of the concentration of total phosphorus in waters is usually used to evaluate the level of contamination by human action. Phosphorus compounds also are components of detergents that clean the glassware laboratory, what requires the materials used in this analysis should be washed with a hot hydrochloric acid solution. The object of this study is to test and prove the efficiency of the replacement of the hot acid wash with a solution of hydrochloric acid by washing with sodium hypochlorite, motivated by the toxic fumes of hydrochloric acid generated in the process. This analysis of total phosphorus is made by the ascorbic acid method. This comparative was done by statistical methods, and demonstrated a correlation of more than 95% results with an evaluation of 100 samples performed compared with each of the washes.

Keywords: Wash glassworks of laboratory. Total Phosphorus. Sodium Hypochlorite.

Luis Alcides Schiavo Miranda – Graduado em Química Industrial. Mestre em Ciência dos Alimentos. Doutor em Ciências com ênfase em Biotecnologia Ambiental (Processos Anaeróbios de Tratamento de Efluentes) e Pós-doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Professor permanente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil - Mestrado Acadêmico em Gerenciamento de Resíduos da Unisinos.

Carine Helena Molz – Técnico em Química. Graduada em Química Licenciatura. Mestre em Engenharia Civil com Ênfase em Gerenciamento de Resíduos. Trabalha na Companhia Riograndense de Saneamento, no Departamento de Controle de Efluentes Líquidos e Resíduos.

Jackson Saint Pierre Dull Ritter – Técnico em Química. Graduado em Administração de Empresas. Especialização em Gerenciamento Ambiental. Trabalha na Companhia Riograndense de Saneamento - CORSAN como técnico responsável pelo Laboratório Regional de Esgotos do Litoral Norte do RS.

Luis André Hoff – Técnico em Química. Graduado em Gestão Ambiental. Especialização em Saneamento Ambiental. Trabalha na Companhia Riograndense de Saneamento no Departamento de Controle de Efluentes Líquidos e Resíduos.

***Endereço para correspondência:** Av. Rudá, 1733, São Jorge Capão da Canoa - RS - CEP 95 555 000. E-mail: lalcides@unisinos.br.

1 INTRODUÇÃO

O fósforo é um dos principais nutrientes para o funcionamento dos processos biológicos, devendo estar presente em relações adequadas entre as frações carbônicas e nitrogenadas. É comumente encontrado nas águas superficiais decorrentes das descargas dos esgotos sanitários tratados e não tratados. A matéria orgânica fecal e os detergentes líquidos e em pó empregados em larga escala doméstica constituem as principais fontes de fósforo nos esgotos domésticos. Alguns efluentes industriais, como os das indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios apresentam em seus efluentes fósforo em quantidades excessivas. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas podem gerar quantidade excessiva de fósforo nas águas naturais. O fósforo é considerado um parâmetro útil para dimensionar o nível de contaminação em águas naturais e residuárias, pois é um dos responsáveis pelo processo de eutrofização, pelo aumento dos níveis de nutrientes no meio aquático. Conforme Nuvolari et al. (2003), o fósforo apresenta-se nas formas de ortofosfatos, polifosfatos e fosfatos orgânicos, e é o elemento mais visado quando se pretende combater a eutrofização.

Orhon & Artan (1994) informam que o fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas diferentes: os fosfatos orgânicos, que são a forma em que o fósforo compõe moléculas orgânicas, como a de um detergente; os ortofosfatos, que são representados pelos radicais que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas; e os polifosfatos ou fosfatos condensados, que são os polímeros de ortofosfatos.

A análise de determinação de fósforo total utilizada neste artigo é o método do Ácido Ascórbico, referência 4500-P E do Standart Methods for

Examination of Water and Wastewater. O princípio do método consiste na reação, em meio ácido, do Molibdato de Amônio e do Tartarato de Antinônio e Potássio com os ortofosfatos, formando um heteropoliácido, o ácido fosfomolibdico, que é reduzido pelo Ácido Ascórbico formando uma coloração azul intensa do Molibdato. Essa coloração é lida em absorbância, utilizando-se um espectrofotômetro de feixe simples no comprimento de onda de 880 nm, com uma cubeta de caminho ótico de 25 mm. A concentração de fósforo total é calculada a partir da fórmula da curva de calibração, e o resultado, aplicado em uma curva previamente preparada com padrões de concentrações conhecidas.

Os detergentes utilizados para a limpeza da vidraria na análise contêm em maior ou menor grau fosfatos em diversas formas. Existem detergentes livres de fosfatos, porém estes possuem um custo muito elevado, e por isso são pouco utilizados para as referidas lavagens. A fim de eliminar a contaminação na vidraria é realizada uma lavagem com ácido clorídrico diluído (3:1) a quente. Conforme o International Program on Chemical Safety, vapores de ácido clorídrico são extremamente irritantes para o trato respiratório, podem causar laringite, edema da glote, edema pulmonar, bronquite e até mesmo a morte. Causam ainda desgastes dos dentes, tornando-os amarelados, amolecidos, desgastados e podendo até mesmo quebrar. Devido a todos esses fatores citados anteriormente, para a realização desta limpeza é necessária a utilização de capela de exaustão, liberando estes vapores para o meio ambiente, além do risco de queimaduras e corrosão de equipamentos como a chapa elétrica.

O objetivo principal deste trabalho é avaliar a eficiência da substituição do ácido clorídrico a quente pelo hipoclorito de sódio a frio na lavagem de vidraria.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

A lavagem ácida é feita após a lavagem com detergente comercial para higienização da vidraria. O ácido clorídrico diluído é adicionado a frio aos erlenmeyers e estes são aquecidos em chapa elétrica até a ebulição. Após o resfriamento, os erlenmeyers são lavados em água corrente e depois com água destilada. Na lavagem proposta no teste, a vidraria é somente enxaguada sem a adição em banho de hipoclorito de sódio a 10% v/v por aproximadamente 4 horas. O material é posteriormente enxaguado com água corrente e água destilada.

Para avaliação da eficiência do método, foram realizadas 100 determinações em duplicata do parâmetro fósforo total em amostras de efluentes pelo método do ácido ascórbico, sendo uma com a vidraria lavada conforme o método Standart (ácido clorídrico diluído a quente) e a sua duplicata com a vidraria lavada com o método proposto (hipoclorito de sódio). Todo o restante do procedimento analítico foi feito de forma idêntica e em mesma data para ambas as lavagens.

Optou-se ainda por utilizar amostras reais, e não padrões de fósforo para que os eventuais interferentes, como os arsenatos, pudessem ser desconsiderados na utilização prática desse novo procedimento. Estes podem reagir com o molibdato de

amônio produzindo coloração azul, que eventualmente poderá interferir no resultado.

Os resultados foram comparados pelos métodos estatísticos ANOVA e análise da variância. Elliot and Woodward (2006) definem que o método ANOVA é, de maneira geral, uma extensão do teste t-student emparelhado, que pode ser usado para medidas repetidas. O teste é reconhecido por comparar a variância entre dois ou mais grupos de resultados e verificar se os resultados são significativamente diferentes. O teste considera uma variância média estatística entre os conjuntos de dados menor que 5% como não significativamente diferentes, podendo validar a eficiência da nova lavagem em análise. O teste F compara igualmente se os resultados podem ser considerados semelhantes, mas com a restrição de trabalhar somente com dois conjuntos de dados. Como estamos testando somente estes dois grupos (lavagem com ácido clorídrico X lavagem com hipoclorito de sódio), este último pode ser utilizado para reforçar os estudos estatísticos.

3 DISCUSSÃO DE RESULTADOS

Os resultados das 100 amostras realizadas em paralelo, uma com cada método de lavagem, posteriormente aplicadas à análise estatística ANOVA estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Teste ANOVA realizado entre a lavagem Ácida e Hipoclorito.

Fonte da variação	SQ (Soma dos Quadrados)	gl (Graus de Liberdade)	MQ (Média Quadrada)	F calc	p-valor	F crítico
Entre grupos	0,015842	1	0,015842	0,001605	0,968084	3,888853
Dentro dos grupos	1954,395	198	9,870680343	-	-	-
Total	1954,411	199	-	-	-	-

O estudo estatístico dos dados retornou um “F crítico” calculado, que é o máximo valor de referência da variância das amostras dividido pela variância entre as amostras, que pode ser atingido considerando os 5% de variância entre os resultados obtidos de 3,888853. A hipótese testada pode ser aceita, pois o F calculado, que deve ser menor que o F crítico para aprovar a tese, foi atingido com um valor de 0,001605. Como reitera Cadima, J. e Silva, P. (2008) quando $F_{\text{Calculado}} < F_{\text{Crítico}}$ não há variação significativa entre os resultados. Para confirmar essa análise, podemos verificar que o valor de $P > 0$ indica que os valores também são aprovados na probabilidade condicional para análise estatística com o nível de significância escolhido de 95% ($\alpha=0,05$).

A mesma análise estatística comparativa entre os dois grupos de resultados foi avaliada por meio do teste F, obtendo os resultados apresentados na tabela 2.

Tabela 2: Teste F comparando os resultados com Lavagem Ácida X Lavagem Hipoclorito.

Teste F	Lavagem Ácida	Lavagem Hipoclorito
Média	2,8914	2,8736
Variância	10,00032	9,741041
Observações	100	100
Graus de liberdade	99	99
Análise da Variância		
F	1,026617	
P(F<=f) uni-caudal	0,448143	
F crítico uni-caudal	1,394061	

Neste caso, o valor de $P < F_{\text{crítico}}$ demonstra que não há variação significativa entre os resultados, comprovando a hipótese, sendo que, neste caso, o grau de significância adotada é também de 95%.

Os resultados foram plotados comparando os valores obtidos em cada lavagem, para avaliar os dados em diversas concentrações de fósforo.

A Figura 1 representa esse comparativo gráfico entre os resultados de concentração em mg/L de fósforo obtidos nas lavagens com ácido clorídrico e hipoclorito de sódio, e demonstra que são significativamente semelhantes em todas as faixas de concentração analisadas no presente estudo.

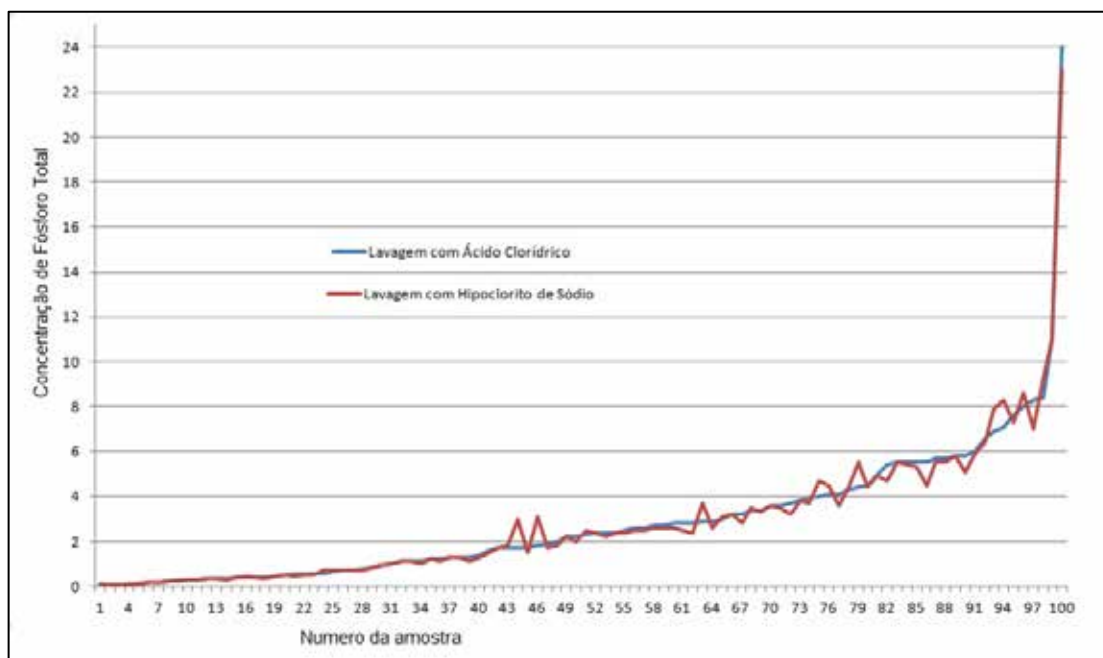


Figura 1: Comparativo dos resultados de P determinados, após as lavagens ácida e hipoclorito de sódio das vidrarias.

A determinação de fósforo total pelo método do ácido ascórbico é feito por uma leitura em espectrofotômetro que abrange uma concentração de fósforo de 0,0 até 2,0 mg/L, sendo todas as de-

mais concentrações oriundas de diluições das amostras a fim de enquadrar o resultado nesta faixa. Na figura 2, avaliam-se somente as amostras com leitura direta do método, sem diluições.

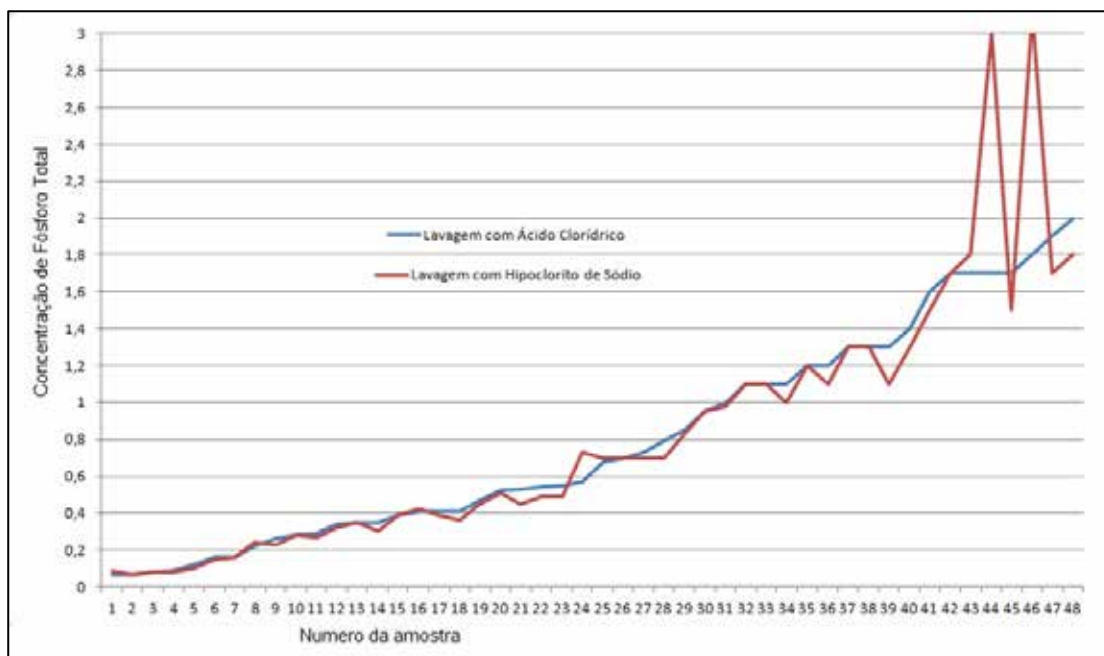


Figura 2: Comparativo gráfico dos resultados entre lavagem ácida e lavagem com hipoclorito com valores inferiores a 2,0 mg/L de P.

4 CONCLUSÃO

Os dados observados estatisticamente permitem concluir que não há diferença significativa entre os resultados, podendo ser utilizado um ou outro método de lavagem das vidrarias sem impacto na confiabilidade dos resultados.

REFERÊNCIAS

NUVOLARI ET AL, **Esgoto Sanitário, coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**, São Paulo: Ed Edgar Blücher, 2003.

SPERLING M. V. , **Lodos Ativados**, Belo Horizonte: UFMG, 2002, 2ª edição.

CADIMA, J. E SILVA, P., **Matemática e Estatística - Análise de Variância (ANOVA)**, DM/ISA - Lisboa - Portugal, 2008-09.

[IPCS-INCHEM] **International Program on Chemical Safety**. Disponível em: <http://www.inchem.org>. Acesso em Novembro de 2012.

ELLIOT, A. AND WOODWARD, W. 2006. **Statistical Analysis Quick Reference Guidebook**. United States: Sage.

FIDÉLIS, G.C>. **Metrologia, Técnicas para Assegurar Medições Confiáveis**. Florianópolis, SC, 2010. 1ª Edição, CECT.

BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd Edition, 2012 Fósforo total, Variáveis Químicas, CETESB, São Paulo.

ALARIE, Y. **Dose-Response Analysis in Animal Studies: Prediction of Human Responses**, USA, The National Institute of Environmental Health Sciences (NIEHS), Vol. 42, 1981.

EURACHEM. **The Fitness for Purpose of Analytical Methods A Laboratory Guide to Method Validation and Related Topics**, 1998 <http://www.est.ufpr.br/ce003/material/cap7.pdf>

Validação de método para determinação de corantes em efluentes

Method validation for determining of effluents dyes

- **Data de entrada:**
11/04/2017
- **Data de aprovação:**
29/06/2017

Raquel Studart de Farias Lessa* / Hugo Leonardo de Brito Buarque / Jéssyca Nogueira Norberto / Pérola Aryel Lima Mota / Ronaldo Stefanutti

DOI:10.4322/dae.2018.008

Resumo

Os corantes têm sido utilizados extensivamente pelas indústrias de alimentos e sabe-se que corantes presentes em efluentes são muito difíceis de quantificar. Logo, faz-se necessário o desenvolvimento de métodos para a identificação de corantes em efluentes industriais alimentícios. Esse estudo desenvolveu e validou métodos em meio aquoso, por espectrofotometria de absorção molecular, confiáveis e de baixo custo para quantificação de dois corantes azo alimentícios permitidos pela legislação brasileira: Amarantho e Ponceau 4R. Assim, varreduras espectrais das soluções dos corantes na presença de tampões e de interferentes foram conduzidas, bem como diferentes testes estatísticos foram realizados. Tampões e sequestrantes de cátions foram usados como soluções estabilizadoras. Os métodos desenvolvidos e validados se mostraram eficientes na quantificação dos corantes. **Palavras-chave:** Corantes azos. Efluentes industriais alimentícios. Legislação brasileira. Análise espectrofotométrica.

Abstract

*Dyes have been used extensively by the food industry and it is known that dyes present in effluents are very difficult to quantify. Therefore, it is necessary to develop methods for the identification of dyes in industrial food effluents. This study developed and validated reliable and low cost aqueous molecular absorption spectrophotometry methods for the quantification of two azo dyes permitted by Brazilian legislation: Amaranth and Ponceau 4R. Thus, spectral scans of the dye solutions in the presence of buffers and interferers were conducted, as well as different statistical tests were performed. Buffers and cation sequestrants were used as stabilizing solutions. The developed and validated methods were efficient in the quantification of dyes. **Keywords:** Azo dyes. Industrial effluents. Brazilian legislation. Spectrophotometric analysis.*

Raquel Studart de Farias Lessa – Tecnóloga em processos químicos pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE). Mestre em Engenharia Sanitária (UFC). Doutoranda em Engenharia Sanitária na Universidade Federal do Ceará (UFC).

Hugo Leonardo de Brito Buarque – Engenheiro Químico pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestre em Engenharia Química (UFC). Doutor em Física (UFC). Professor do Departamento de Química e Meio Ambiente do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE).

Jéssyca Nogueira Norberto – Tecnóloga em processos químicos pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE).

Pérola Aryel Lima Mota – Tecnóloga em processos químicos pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE).

Ronaldo Stefanutti – Engenheiro Agrônomo. Mestre e doutor em Ciências pelo Centro de Energia Nuclear na Agricultura (USP). Professor na Universidade Federal do Ceará (UFC).

***Endereço para correspondência:** Av. Mister Hull, s/n, Campus do Pici, Bloco 713, CEP 60455-900, Fortaleza. E-mail: raquelstudartf@yahoo.com.br.

1 INTRODUÇÃO

O aumento populacional, em paralelo à intensa atividade industrial, resulta em múltiplos impactos na qualidade da água superficial e subterrânea, assim como no seu tratamento. Por esse motivo, a imposição de leis ambientais mais severas, a maior conscientização sobre os riscos iminentes à saúde humana e a necessidade de conservação dos recursos naturais têm motivado esforços para minimizar o problema da contaminação das águas por meio de avanços tecnológicos no tratamento e na gestão das águas, além de métodos de monitoramento mais avançados (BENINCÁ, 2012).

Os corantes têm sido utilizados extensivamente em muitas indústrias, incluindo a alimentícia. Em um estudo realizado em 1953, relatou-se que os corantes do grupo Azo (monoazo, diazo, triazo e poliazo) já eram os mais utilizados. Desde então, várias pesquisas foram conduzidas e revelaram que ainda são os corantes mais utilizados e são potencialmente cancerígenos (MILER e MILER, 1953; SHENAI, 1995; MOHAN e RAO, 2002; PRADO e GODOY, 2007; POLÔNIO e PERES, 2009; FREIRE, 2014).

Os corantes na indústria alimentícia são uma classe de aditivos alimentares sem valor nutricional que são adicionados aos alimentos com o objetivo de proporcionar cor, tornando assim o produto mais atraente e aumentando a sua aceitabilidade pelo consumidor (POLÔNIO e PERES, 2009). Por esse motivo, o uso de corantes é um dos avanços mais controversos para a indústria de alimentos, pois, do ponto de vista da saúde, não são recomendados, especialmente os artificiais (SILVA e REED, 2010; CHEESEMAN, 2012).

Pela legislação atual, por meio das Resoluções nº 382 a 388, de 9 de agosto de 1999, da ANVISA, são permitidos no Brasil para alimentos e bebidas o uso de apenas 11 corantes artificiais, sendo eles: Amaranto, Vermelho de Eritrosina, Vermelho 40, Ponceau 4R, Amarelo Crepúsculo, Amarelo Tartra-

zina, Azul de Indigotina, Azul Brilhante, Azorrubina, Verde Rápido e Azul Patente V.

Os rejeitos dessas indústrias, além do forte caráter ácido ou básico, apresentam grande concentração de sólidos orgânicos em suspensão, alta carga orgânica e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), forte coloração e pouca biodegradabilidade (KUNZ et al., 2002). Sabe-se que corantes presentes em efluentes são muito difíceis de remover, uma vez que essas são moléculas recalcitrantes, resistentes à digestão aeróbia e estáveis a agentes oxidantes (SRINIVASAN; VIRARAGHAVAN, 2010).

Então, faz-se necessário o desenvolvimento de métodos validados para a identificação de corantes em efluentes industriais alimentícios. Nesse estudo foram validados dois métodos para os corantes alimentícios Amaranto e Ponceau 4R.

2 METODOLOGIA

2.1 Equipamentos

As medições espectrofotométricas dos corantes estudados foram realizadas em espectrofotômetro de feixe duplo da marca Shimadzu, modelo UV-1601PC, com cubeta de vidro de 1,0 cm de caminho óptico. As medidas de pH foram conduzidas em um medidor de pH e íon seletivo da marca Thermo Scientific, modelo Orion Dual Star utilizando um eletrodo combinado de pH modelo Orion 8102BNUWP.

2.2 Reagentes e Soluções

Todas as soluções utilizadas neste estudo foram preparadas com reagentes de grau analítico e água destilada e deionizada.

O corante Amaranto (AR27) (CAS nº 915-67-3) utilizado era da marca Sigma-Aldrich, e o Ponceau 4R (P4R) (CAS nº 2611-82-7) foi Acros Organics. As estruturas moleculares são mostradas na Figura 1.

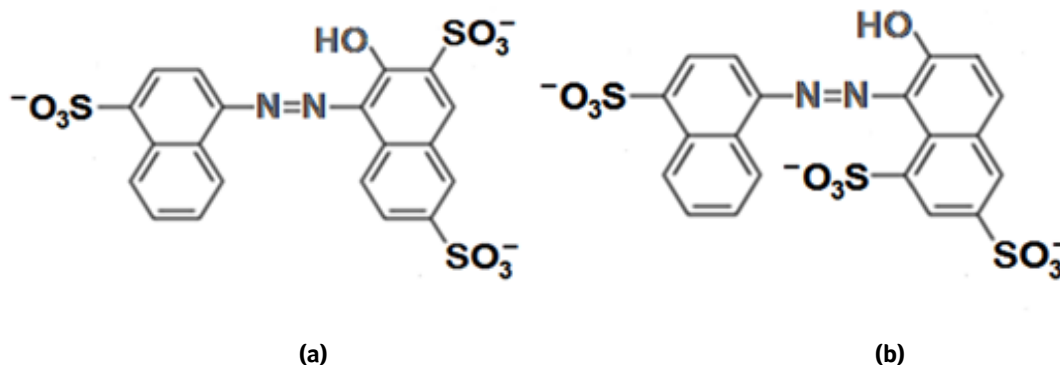


Figura 1- Estruturas moleculares dos corantes: (a) AR27 e (b) P4R.

2.3 Determinação dos comprimentos de ondas dos corantes para o método analítico espectrofotométrico

Varreduras espectrais, na faixa de absorção visível (400 a 800 nm), foram realizadas em soluções aquosas tamponadas dos corantes para identificação dos comprimentos de ondas de máxima absorção e seleções dos pHs (tampão) das quantificações dos analitos estudados.

Diferentes pHs foram testados no desenvolvimento dos métodos de quantificação dos corantes. Os pHs selecionados foram pH 5,5 (tampão acético), pH 7,0 (tampão de Mcllvaine) e pH 12 (tampão de Ringer). O tampão ácido foi preparado segundo Ferreira et al. (1994), os tampões neutro e de Ringer foram preparados de acordo com Morita e Assumpção (2007). O tampão acético (pH 5,5) foi realizado pesando-se 74,6 g de Acetato de sódio anídrico e adicionando-se 5,3 mL de ácido acético glacial e então aferindo-se para 1L com água destilada. O tampão de Mcllvaine foi preparado adicionando-se 16,47 mL de Na_2HPO_4 (0,2 M) e 3,53 mL de Ácido Cítrico (0,1 M). Já ao tampão Ringer (pH 12) adicionou-se 50 mL de Na_2HPO_4 (0,1 M) e 75 mL de NaOH (0,1 M).

Essas soluções tampões ainda foram preparadas com a adição de ácido etilenodiamino tetra-acético (EDTA) com o intuito de eliminar a possível interferência de metais, como exemplo, o cálcio.

2.4 Validação do método para quantificação dos corantes

A validação do método desenvolvido foi conduzida conforme preconiza a Resolução RE nº 899/2003 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (BRASIL, 2003). Contudo, a robustez foi somente em relação à influência do pH da amostra, haja vista que as demais condições dos métodos são controladas. Dessa forma, a linearidade, o intervalo, a precisão, exatidão, e os limites de detecção e de quantificação foram determinados conforme procedimentos descritos por Brasil (2003), Campos (2014) e Siqueira-Moura et al. (2008).

A linearidade foi estabelecida pela média de seis curvas padrões, as quais foram obtidas em seis níveis de diferentes concentrações dos corantes (5, 15, 30, 40, 50 e 60 mg mL^{-1}). Cada concentração foi determinada em triplicata para cada curva padrão. A linearidade foi avaliada por meio de análise de regressão linear, utilizando ajuste dos dados pelo método dos mínimos quadrados. Para avaliar numericamente a qualidade do ajuste do modelo, utilizou-se a análise de variância (ANOVA) com teste unilateral ($p < 0,05$).

Para o estudo de precisão foi utilizada a concentração de 30 mg mL^{-1} dos corantes. As soluções foram determinadas em dias e por analistas diferentes. As médias dos resultados obtidos fo-

ram, também, avaliadas pela análise de variância (ANOVA) com teste unilateral ($p < 0,05$).

A exatidão foi avaliada pelo método de recuperação do analito em três concentrações diferentes (5, 40 e 60 mg.mL⁻¹). Cada concentração das soluções foi preparada cinco vezes, e então analisada no espectrofotômetro em triplicata. Os parâmetros estáticos aplicados nos resultados foram: Média, Desvio Padrão (DP) e Coeficiente de Variação (CV).

Os limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) foram verificados executando a leitura das amostras em branco, nos comprimentos de onda determinados anteriormente, por dez vezes. Depois de cada leitura, a amostra era descartada, e a cubeta, limpa.

A seletividade foi avaliada em relação à possível fotodegradação dos corantes, bem como em relação à capacidade dos métodos em determinar a concentração do analito na presença de uma água dura. Para o estudo da fotodegradação foi preparada uma solução de concentração de 30 mg.L⁻¹ (para os corantes), a qual foi colocada em recipientes de vidro tampado (triplicata) sobre uma bancada exposta à luz artificial (fluorescente) por um tempo total de 48 horas. Após decorridos os tempos previstos de 12, 24, 36 e 48 horas, foram efetuadas as leituras das soluções nos comprimentos de onda de cada corante no espectrofotômetro. Para os cálculos das concen-

trações utilizou-se uma curva de calibração previamente determinada. A influência da dureza da água sobre a quantificação dos corantes foi previamente avaliada nos desenvolvimentos dos métodos como já mencionado.

A robustez do método em relação ao pH da amostra foi avaliada ajustando com soluções de HCl e NaOH, o pH de soluções aquosas dos corantes em cinco distintas concentrações, para os valores de 3 e 11, e posteriormente, determinando-se as absorvâncias dessas soluções.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Determinação dos comprimentos de ondas dos corantes para o método analítico espectrofotométrico

No desenvolvimento dos métodos, as varreduras espectrais obtidas para a seleção do tampão e do correspondente comprimento de onda para quantificação dos analitos estão apresentadas na Figura 2.

Para os corantes, observa-se na Figura abaixo que as maiores absorvâncias foram obtidas nos pHs ácidos e neutros entre os comprimentos de ondas de 500 a 520 nm. Como muitos efluentes de indústrias alimentícias têm pH próximo a 5, foi escolhido o tampão ácido para quantificação das amostras (STEIN, 2012; NECKEL, 2016).

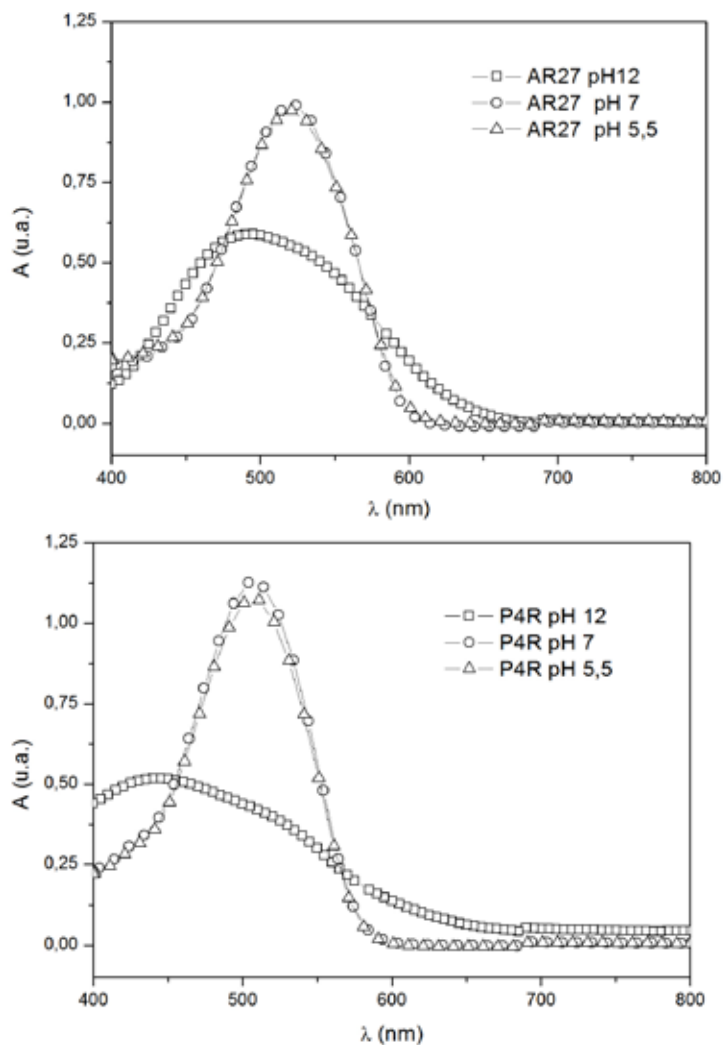


Figura 2 - Varreduras espectrofotométricas de 400 a 800 nm de soluções aquosas de 40 mg.L⁻¹ dos corantes AR27 e P4R na presença dos tampões acético, de Mcllvaine e de Ringer.

A eficácia da solução estabilizante preparada para eliminar a possível interferência do cálcio da água, viabilizando a seletividade do método desenvolvido, foi

verificada a partir da análise das varreduras espectrais dispostas no diagrama da Figura 3, as quais se sobrepõem para diferentes teores de cálcio para os corantes.

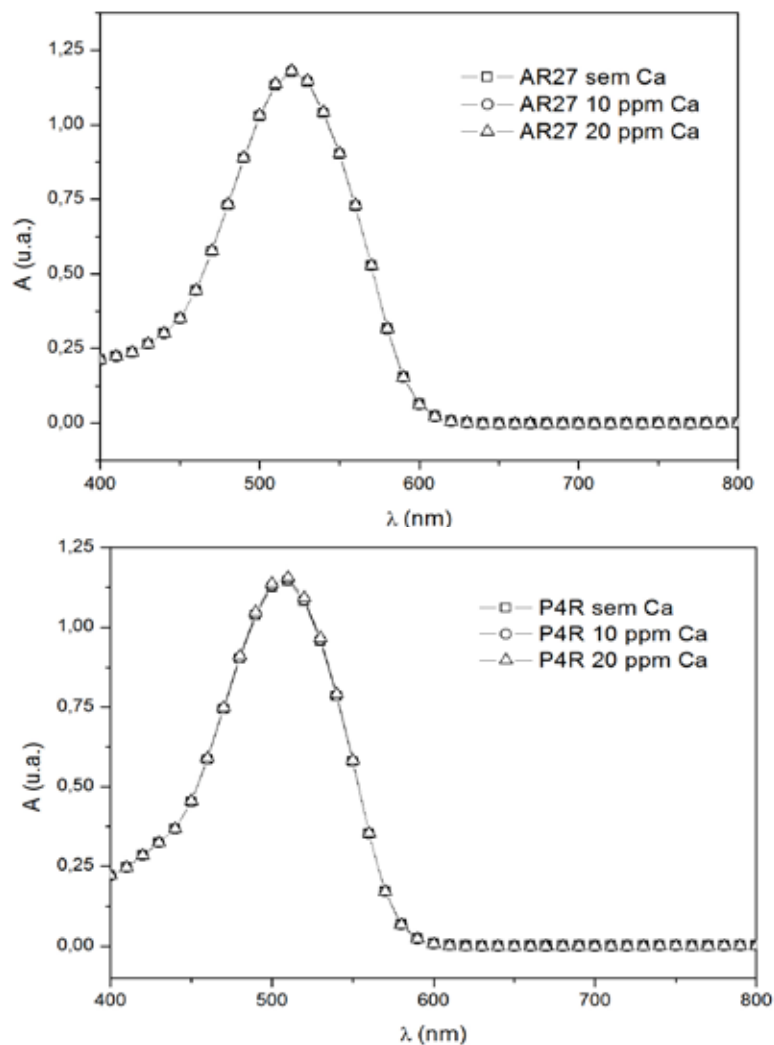


Figura 3 - Varreduras espectrofotométricas de 400 a 800 nm (visível) dos corantes AR27 e P4R (40 mg.L^{-1}) contendo concentrações de 10 e 20 mg.L^{-1} de cálcio e sem conter cálcio após adição da solução estabilizadora.

A análise das varreduras obtidas para as diferentes razões de volume amostral e volume de solução estabilizante consideradas, apresentadas na Figura 4, indica que as variações não se devem somente às correspondentes variações nas concentrações da mistura final. Des-

sa forma, para o Amarantho escolheu-se a proporção 8:2, e para Ponceau 4R, 10:2, por terem melhores respostas e por apresentarem maior facilidade operacional, pois podem ser usadas pipetas volumétricas usuais em laboratórios na amostragem das soluções.

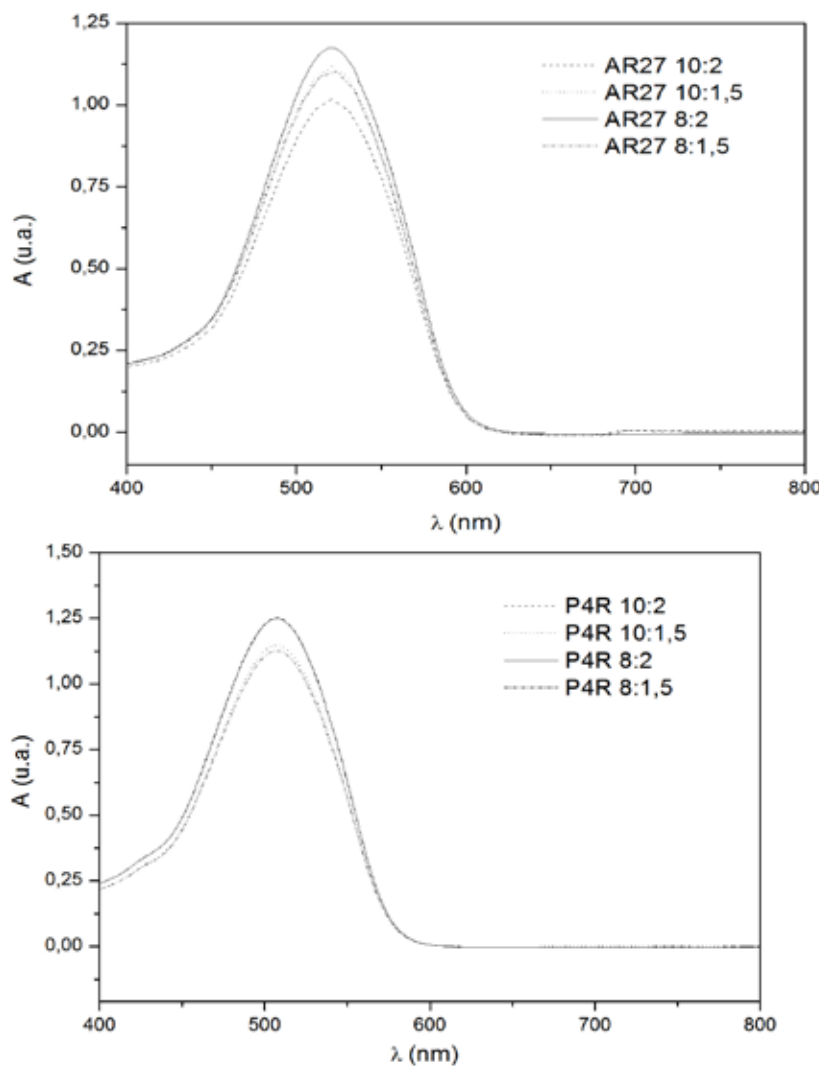


Figura 4 - Varreduras espectrofotométricas de 400 a 800 nm (visível) de soluções aquosas de 40 mg.L^{-1} dos corantes AR27 e P4R em diferentes relações de volume de amostra e de solução estabilizadora.

3.2 Validação do método para quantificação dos corantes

A determinação da linearidade, por intermédio de seis curvas padrão, forneceu os dados apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Valores médios de absorvâncias e concentrações dos analitos nos testes de linearidade.

	Concentrações teóricas dos corantes	Valor médio de absorvância (\pm DP)	Valor médio de concentração (\pm DP)
AR27	5	0,149 \pm 0,006	5,02 \pm 0,01
	15	0,436 \pm 0,005	15,11 \pm 0,01
	30	0,863 \pm 0,023	30,09 \pm 0,59
	40	1,150 \pm 0,013	40,16 \pm 0,25
	50	1,433 \pm 0,027	50,09 \pm 0,76
	60	1,712 \pm 0,019	59,87 \pm 0,48
P4R	5	0,146 \pm 0,001	5,02 \pm 0,01
	15	0,444 \pm 0,003	15,12 \pm 0,01
	30	0,881 \pm 0,014	30,28 \pm 0,10
	40	1,140 \pm 0,034	39,18 \pm 0,01
	50	1,451 \pm 0,005	49,86 \pm 0,00
	60	1,757 \pm 0,034	60,38 \pm 0,01

Nota: Os valores das concentrações dos corantes são medidos em mg.L⁻¹

Os valores médios foram ajustados por análise de regressão linear, cuja equação da reta é expressa na Equação (1) para o AR27 e Equação (2) para o P4R.

$$\text{Absorvância} = 0,0285 \times \text{Concentração} + 0,0018 \quad (1)$$

$$\text{Absorvância} = 0,0291 \times \text{Concentração} + 0,0009 \quad (2)$$

Os coeficientes de correlações estão na tabela 2. O teste unilateral de análise de variância (ANOVA) avaliou a qualidade do ajuste do modelo linear. As análises dos dados da linearidade demonstraram ser uma regressão altamente significativa para os corantes, bem como não foi evidenciada a falta de ajuste do modelo, uma vez que os valores de F calculados para os corantes (Tabela 2) foram menores do que valor de F crítico (3,23) no nível de 95% de confiança. Portanto, os métodos analíticos desenvolvidos possuem faixa de linearidade entre as concentrações de corante de 5 e 60 mg.mL⁻¹.

Tabela 2 - Coeficientes de correlação e valores de F calculado nos testes de linearidade.

Corantes	Coeficientes de correlação	F calculado
AR27	0,9998	3,16
P4R	0,9997	1,06

A precisão foi avaliada pelos estudos de repetibilidade. Os resultados desses testes estão mostrados na Tabela 3. Os testes da repetibilidade revelaram coeficientes de variância menores do que o valor máximo exigido, que é de 5%.

Mais uma vez, por meio da análise unilateral de variância foi avaliada a possível existência de diferença estatisticamente significativa entre os resultados obtidos para as leituras realizadas (Tabela 3). Os resultados mostraram ser satisfatórios, visto que os valores de F calculados são menores do que F crítico (3,23) no nível de 95% de confiança (Tabela 3).

Tabela 3 - Valores de absorvância e concentrações dos analitos nos testes de precisão.

Corante	Dados Estatísticos	Ab.	Conc.	Corante	Dados Estatísticos	Abs	Conc.
AR27		0,878	30,81	P4R		0,896	30,76
		0,887	31,12			0,878	30,14
		0,849	29,79			0,883	30,31
		0,884	31,02			0,881	30,24
		0,852	29,89			0,896	30,76
		0,831	29,16			0,862	29,59
	Média	0,860	30,30		Média	0,882	30,30
	DP	0,02	0,80		DP	0,01	0,44
	CV (%)	2,63	2,63		CV (%)	1,44	1,44
	Fcal	2,19			Fcal	2,23	

Nota: Os valores das concentrações dos corantes são medidos em mg.L⁻¹

Os dados experimentais obtidos nos testes de exatidão são mostrados na Tabela 4 e revelaram que o maior coeficiente de variação foi de 4,18% para a concentração de 5 ppm do corante Amaranço, porém esse valor ainda é menor do que o valor má-

ximo permitido (5%). Os resultados do estudo de exatidão demonstram que pequenas variações da concentração da solução podem ser prontamente quantificadas pelo método, portanto o método analítico desenvolvido é suficientemente exato.

Tabela 4 - Valores de concentração e respectivas estatísticas obtidas nos testes de exatidão.

	Concentrações das soluções							Dados Estatísticos			Exatidão
	Teórica	Experimental						Média	DP	CV(%)	
AR27	5,00	5,18	5,22	5,07	5,05	4,63	4,99	5,02	0,21	4,18	100,48
	40,00	40,58	40,69	40,05	40,26	39,51	39,86	40,16	0,45	1,11	100,39
	60,00	60,23	60,58	59,94	60,37	59,06	59,00	59,87	0,68	1,13	99,78
P4R	5,00	5,05	4,93	4,95	5,02	5,02	4,98	4,99	0,05	0,93	99,83
	40,00	41,06	40,62	40,55	41,06	39,76	40,58	40,61	0,48	1,17	101,51
	60,00	61,17	60,03	60,31	60,03	62,06	58,66	60,38	1,15	1,91	100,63

Nota: Os valores das concentrações dos corantes são medidos em mg.L⁻¹

Nos testes de limite de detecção (LD) e quantificação (LQ), ficou demonstrado que os métodos detectam concentrações tão baixas quanto, por exemplo, 1,17 mg.L⁻¹ (limite de detecção) para o corante Amaranço, mas quantificam com precisão concentrações a partir de 5,60 mg.L⁻¹ (limite de quantificação) para o Ponceau 4R (Tabela 5). Assim, ficou definido como intervalo de medição a faixa de 5 a 60 mg/L.

Tabela 5 - Valores dos limites de quantificação e detecção.

Corantes	LD	LQ
AR27	1,17	4,38
P4R	1,54	5,60

Nota: Os valores de LD e LQ são medidos em mg.L⁻¹

As absorvâncias médias determinadas ao longo do tempo nos testes de fotodegradação são apresentadas na Tabela 6. No período estudado,

observou-se que para os corantes não houve variação até 48 horas, mostrando que são bastante estáveis.

Tabela 6 - Valores de tempos e absorvâncias médias nos testes de fotodegradação dos corantes.

Tempo (horas)	Absorvância (u.a.)	
	AR27	P4R
0	0,885	0,877
12	0,883	0,877
24	0,884	0,875
36	0,883	0,876
48	0,883	0,870
CV	0,10	0,33

Para verificar a robustez, ajustaram-se os pHs dos corantes com soluções de HCl e NaOH para os valores de 3, 7 e 11, posteriormente determinando-se as varreduras destas soluções. As varreduras mostraram a necessidade de soluções tampões para manter a coerência dos resultados como mostrado na Figura 5.

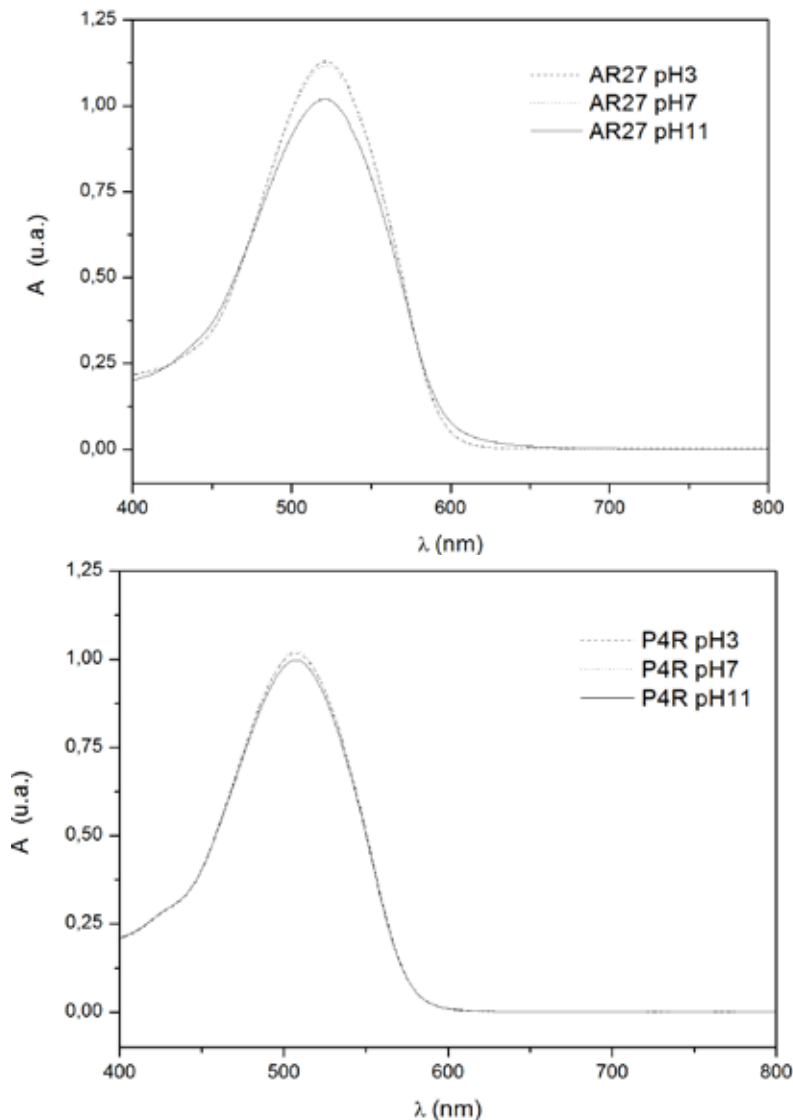


Figura 5 - Varreduras espectrofotométricas de 400 a 800 nm (visível) no ensaio de robustez dos corantes AR27 e P4R.

4 CONCLUSÕES

Foram desenvolvidos e validados métodos espectrofotométricos de absorção molecular para analisar corantes azos (Amaranto e Ponceu 4R) em meios aquosos oriundos numa faixa de concentrações de 5 a 60 mg L⁻¹. Nos métodos é utilizada cubeta de vidro com caminho óptico de 1 cm

e soluções estabilizadoras (tampão e inibidor de interferentes metálicos). As soluções estabilizadoras eram constituídas de tampão (no pH 5,5 ou no pH 12) e 2,5 mg.L⁻¹ de EDTA. A quantificação deve ser conduzida em até 24 horas.

No desenvolvimento dos métodos, foram verificadas a influência do pH e da presença de metais no meio, especificamente da dureza da água. Dessa forma, tampões apropriados e uma solução inibidora de interferentes foram selecionados para

minimizar essa influência. Ademais, a seletividade na presença de íons cálcio também foi avaliada.

Testes estatísticos foram realizados para comprovar que os métodos seguem a Lei de Lambert-Beer. Foram também realizados ensaios de fotodegradação e quantificaram-se os limites de detecção e de quantificação.

Os métodos desenvolvidos apresentaram características interessantes para a determinação de corantes em meio aquoso, além de serem simples e baratos, com baixa produção de resíduos. Este artigo ainda contribui para a quantificação em meio aquoso de outros corantes azos que tenham fórmula estrutural e grupos cromóforos semelhantes aos dos avaliados nesse estudo, sejam eles provenientes de efluentes industriais ou não.

REFERÊNCIAS

- BENINCÁ, C. **Degradação do corante alimentício Ponceau 4r e tratamento de efluente de uma indústria de alimentos utilizando processos oxidativos avançados**. 2012. 141f. Tese (Doutorado em Engenharia de Alimentos) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Alimentos - PPGREAL, Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2012.
- BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução RE nº 899, de 29 de maio de 2003. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, de 02 de junho de 2003.
- CAMPOS, P. R. P. **Desenvolvimento e validação de um método de quantificação de corantes em amostra de suco artificial em pó**. 2014. 168f. Dissertação (Mestrado em Química) - Centro de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Rio Grande do Norte, 2014.
- CHEESEMAN, M. A. Artificial food color additives and child behavior. **Environmental Health Perspectives**, v. 20, n. 1, 2012, p. 15-16.
- FREIRE, L. F. R. **Processos Oxidativos Avançados usando reagente de Fenton para degradação do corante Remazol Azul RGB**. 2014. 239f. Dissertação (Mestrado de Tecnologias de Valorização Ambiental e Produção de Energia) - Instituto Politécnico de Portalegre Escola Superior de Tecnologia e Gestão, Porto Alegre, 2014.
- GOMES, M. S., OLIVEIRA, M. V. G. A., CARVALHO, F. R. S., MENEZES, C. C., PERON, A. P., Citotoxicity of food dyes Sunset Yellow (E-110), Bordeaux Red (E-123), and Tartrazine Yellow (E-102) on *Allium cepa* L. root meristematic cells. **Keiva Food Sci. Technol.**, v. 33, p. 218-223, 2013.
- KUNZ, A. et al. Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis. **Química Nova**, v. 25 n. 1, p. 78-82, 2002.
- MILLER, J.A., MILLER, E.C., **Adv. Cancer Res.**, p. 340, 1953.
- MOHAN S. V. et al. Adsorptive removal of direct azo dye from aqueous phase onto coal based sorbents: a kinetic and mechanistic study **Journal of Hazardous Materials**, v. 90, p. 189-204, 2002.
- MORITA, T.; ASSUMPÇÃO, R. M. V. **Manual de Soluções, Reagentes e Solventes: padronização, preparação, purificação com indicadores de segurança e de descarte de produtos químicos**. São Paulo: Blucher, 2007.
- NECKEL, et al. A eficiência no tratamento de efluente em indústria de balas com a modificação do lodo em reator anaeróbio. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental - REG-GET**, V. 20 (1), p.427-437, 2016.
- PRADO, M.A.; GODOY H.T. Teores de corantes artificiais em alimentos determinados por cromatografia líquida de alta eficiência. **Química Nova**, v. 30, 2007, p. 268-73.
- POLÔNIO, M.L.T.; PERES, F. Consumo de aditivos alimentares e efeitos à saúde: desafios para a saúde pública brasileira. **Caderno de Saúde Pública**, v. 25, n. 8, 2009, p. 1653-1666.
- SILVA, N. O.; REED, E. Estudos sobre corantes artificiais em alimentos: quais os riscos mais comuns pelo consumo excessivo. **Cadernos de Educação, Tecnologia e Sociedade**, v. 2, n. 1, 2011, p. 10-4.
- SIQUEIRA-MOURA, M. P.; LIRA, M. C. B.; SANTOS-MAGALHÃES, N. S. Validação de método analítico espectrofotométrico UV para determinação de ácido úsnico em lipossomas. **Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas**, v. 44 (4), p. 621-628, 2008.
- SHENAI, V.A. **Chem. Weekly**, v. 26, p. 135, 1995.
- SRINIVASAN, A.; VIRARAGHAVAN, T. Decolorization of dye wastewaters by biosorbents: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 91, 2010, p. 1915-1929.
- STEIN, R. T. **Caracterização e avaliação do sistema de tratamento de efluentes de uma indústria alimentícia, visando reuso**. 2012. 83f. Monografia - Centro de ciências exatas e tecnológicas do centro universitário UNIVATES, Lajeado, 2012.

Revisão sobre fármacos no ambiente

Review of pharmaceuticals in the environment

• **Data de entrada:**
13/06/2017

• **Data de aprovação:**
05/07/2017

Ramiro Pereira Bisognin* / Delmira Beatriz Wolff / Elvis Carissimi

DOI:10.4322/dae.2018.009

Resumo

A presença de micropoluentes em águas residuárias e naturais, como fármacos, tem despertado preocupação na comunidade científica devido a sua ocorrência, persistência e potencial deletério à saúde humana e aos ecossistemas. Tal preocupação tem sido impulsionada pela capacidade de detecção de substâncias químicas por equipamentos avançados e métodos mais sensíveis. Dessa forma, estudos de investigação e técnicas de tratamento para degradação de compostos farmacêuticos em matrizes aquosas estão sendo intensificados. Diante da relevância do assunto, este artigo consiste em uma revisão da literatura sobre fármacos largamente encontrados no ambiente, principalmente em águas residuárias e superficiais.

Palavras-chave: Micropoluentes. Determinação analítica. Tratamento.

Abstract

The presence of micropollutants in wastewater and natural waters, such as pharmaceuticals, have aroused concern in the scientific community due to their occurrence, persistence and deleterious potential to human health and ecosystems. Such concern has been boosted by the ability to detect chemicals by advanced equipment and more sensitive methods. Thus, research studies and treatment techniques for the degradation of pharmaceutical compounds in aqueous matrices are being intensified. Given the relevance of the subject, this article consists of a review of the literature on pharmaceuticals widely found in the environment, mainly in wastewater and surface water.

Keywords: Micropollutants. Analytical determination. Treatment.

Ramiro Pereira Bisognin – Engenheiro Ambiental e de Segurança do Trabalho. Mestre em Tecnologia Ambiental. Doutorando em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Professor da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS).

Delmira Beatriz Wolff – Engenheira Sanitarista e Ambiental. Mestre e Doutora em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Professora da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM).

Elvis Carissimi – Engenheiro Civil. Mestre e Doutor em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Professor da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM).

***Endereço para correspondência:** Rua Cipriano Barata, n.º 47 – Bairro Érico Veríssimo – Três Passos – RS – CEP 98600-000. Fone: (55) 3522-2895. E-mail: ramirobisognin@yahoo.com.br

1 INTRODUÇÃO

Os fármacos são imprescindíveis para o tratamento de determinadas enfermidades e de suma importância para o reestabelecimento da saúde e melhoria da qualidade de vida. Dentre as principais classes de maior consumo mundial destacam-se analgésicos, anti-inflamatórios, antibióticos, drogas psiquiátricas, reguladores lipídicos, anti-hipertensivos, contraceptivos hormonais, meios de contraste de raios-x, entre outros (BARCELÓ, 2003; SILVA; COLLINS, 2011; JIANG; ZHOU; SARMA, 2013).

Apesar de sua função vital, os fármacos, quando ministrados em dose e prescrição incorretas, podem ser prejudiciais aos seres humanos e animais que, geralmente, apresentam baixa capacidade de absorção dos compostos, cerca de 25% para o caso do corpo humano (KÜMMERER, 2010; VERLICCHI; AUKIDY; ZAMBELLO, 2012). Esses residuais, ao serem excretados pelos organismos no meio ambiente, podem ser rapidamente transformados, permanecer na forma inalterada ou ainda ser conjugados a outras moléculas polares que poderão ativar ou inativar o fármaco (FISCHER; MAJEWSKY, 2014). De acordo com Barceló (2003), os fármacos não precisam persistir no meio ambiente para causar efeitos negativos. Portanto, em função da possibilidade de contaminação do ambiente, os fármacos se enquadram em um grupo de substâncias conhecidas como micropoluentes emergentes, que são encontrados em matrizes ambientais e biológicas em concentrações muito baixas, na ordem de ng L⁻¹ (SILVA; COLLINS, 2011; AQUINO; BRANDT; CHERNICHARO, 2013), mas potencialmente capazes de causar efeitos adversos ecológicos e/ou sobre a saúde humana (SIM; LEE; OH, 2010).

Tendo em vista que os produtos farmacêuticos são originalmente fabricados para causar efeitos biológicos específicos (SIM; LEE; OH, 2010) e que ainda não há regulamentação abrangente para concentrações no meio ambiente (GARZA-CAMPOS et al., 2016), esses compostos têm desper-

tado crescente preocupação entre pesquisadores devido à sua ocorrência, persistência e potencial ecotoxicológico ao meio ambiente e à saúde dos seres humanos (STUMPF et al., 1999; MONTAGNER; JARDIM, 2007; ZHANG et al., 2007; AL-ODAINI et al., 2010; AMÉRICO et al., 2012; LÓPEZ-SERNA; PETROVI; BARCELÓ, 2012; RODIL et al., 2012; MARTÍN et al., 2012; GIBS et al., 2013; CAMPANHA et al., 2015; JANK et al., 2014; THOMAS et al., 2014; GAVRILESCU et al., 2015; KRAMER et al., 2015; EBELE; ABDALLAH; HARRAD, 2016; LONAPPAN et al., 2016; BALAKRISHNA et al., 2017; DINH et al., 2017; DODGEN et al., 2017; EKPEGHERE et al., 2017; GROS et al., 2017; MARSIK et al., 2017; MIRZAEI et al., 2017; SUBEDI et al., 2017; YAO et al., 2017).

A contaminação do meio ambiente com produtos farmacêuticos ocorre a partir de fontes antropogênicas pontuais, que contemplam uma única fonte identificável que se origina em locais isolados, como lixiviado de aterros sanitários e emissários de efluentes, bem como por fontes difusas que podem ocorrer de forma discreta por extensas áreas e que apresentam maior potencial de atenuação natural pelo ambiente receptor devido às menores concentrações, como exemplo vazamentos de esgotos (SANTOS et al., 2010; LAPWORTH et al., 2012; LI, 2014; GAVRILESCU et al., 2015).

Em geral, os efluentes são as principais fontes de contaminação dos recursos hídricos com fármacos (BALAKRISHNA et al., 2017; MIRZAEI et al., 2017), uma vez que as estações convencionais de tratamento não são equipadas para eliminar completamente os micropoluentes (AQUINO; BRANDT; CHERNICHARO, 2013; COSTA JUNIOR et al., 2014; KNOPP et al., 2016; LINNEMANN et al., 2017). Para tanto são necessários sistemas complementares e avançados que normalmente oneram o tratamento (ROSAL et al., 2008; VERLICCHI; AUKIDY; ZAMBELLO, 2012; JIANG; ZHOU; SHARMA, 2013; KNOPP et al., 2016; GARZA-CAMPOS et al., 2016).

Dentre as possíveis complementações dos sistemas de tratamento de efluentes para remoção de micropoluentes, os processos oxidativos avançados à base de ozônio (O₃) e peróxido de hidrogênio (H₂O₂), combinados com radiação ultravioleta (UV) ou visível (Vis) e/ou com semicondutores (SC) têm recebido grande atenção devido à capacidade de oxidação eficiente dos fármacos (ROSAL et al., 2008; BRITO; SILVA, 2012; FIOREZE; SANTOS; SCHMACHTENBERG, 2014; AFONSO-OLIVARES et al., 2016; KNOPP et al., 2016; HANSEN et al., 2016; ARAÚJO et al., 2016; MIRZAEI et al., 2017; GIANNAKIS et al., 2017). Ademais, é crescente o número de plantas de tratamento que já aplicam O₃, UV ou H₂O₂ em substituição ao cloro para desinfecção (COSTA; CANGERANA, 2016; HANSEN et al., 2016), o que pode indicar sua viabilidade em larga escala quando bem dimensionados.

Ante o exposto, o presente texto traz uma revisão do conteúdo publicado em artigos científicos que englobam os principais micropoluentes farmacêuticos, sua ocorrência em matrizes ambientais, evidências de efeitos ecotoxicológicos, meios modernos de detecção analítica e, por fim, tecnologias de tratamento para sua remoção e/ou degradação.

2 PRINCIPAIS FÁRMACOS CONSUMIDOS NO MUNDO E NO BRASIL

A diversidade de produtos farmacêuticos aumentou significativamente com os avanços tecnológicos e da medicina. Consequentemente, existe um extenso número de compostos distribuídos em diferentes classes. A Tabela 1 apresenta as principais classes terapêuticas de fármacos de maior consumo mundial, conforme abordado por Barceló (2003), Silva e Collins (2011), Gavrilescu et al. (2015), Birkholz, Stilson e Elliott (2014), Jiang, Zhou e Sharma (2013) e Pal et al. (2010). Esses autores ainda relatam uma série de outros compostos considerados micropoluentes, mas que não foram computados nesse trabalho por divergirem do escopo.

Tabela 1 - Principais classes terapêuticas e compostos consumidos mundialmente

Classe terapêutica dos fármacos	Exemplo de composto
Antibiótico	Amoxicilina; ampicilina; ciprofloxacina; cefalexina; cefazolina; cefotaxima; claritromicina; cloranfenicol; clorotetraciclina; eritromicina; lincomicina; metronidazol; norfloxacina; ofloxacina; penicilina; roxitromicina; sulfametazina; sulfametoxazol; sulfapiridina; trimetoprima; tetraciclina.
Analgésico	Paracetamol; codeína; fenoprofeno; metamizol
Anti-inflamatório	Ácido acetilsalicílico; ácido mefenâmico; ácido tiaprofênico; carprofeno; cetoprofeno; diclofenaco; ibuprofeno; indometacina; loxoprofeno; naproxeno.
Drogas psiquiátricas	Antipirina; 4-aminoantipirina; carbamazepina; citalopram; clonazepam; diazepam; duloxetine; fluoxetina; mirtazapina; paroxetina; sertralina; venlafaxina.
Reguladores lipídicos	Acebutolol; ácido clofibrico; ácido fenofibrico; bezafibrato; genfibrozila.
Betabloqueadores/ Anti-hipertensivos	Atenolol; ácido amido; bendroflumetiazida; betaxolol; clorotiazida; diltiazem; furosemida; hidroclorotiazida; metoprolol; perindopril; propranolol; soltanol; timolol; valsartana.
Contraste raio-X	Ácido amidotrizóico; diatrizoato; iohexol; iomeprol; iopamidol; iopromide.
Contraceptivos hormonais	Etinilestradiol; desogestrel, mestranol;
Antidiabéticos	Glibenclamida; gliclazida; metformina.
Anticancerígenos	Ciclofosfamida; ifosfamida

Fonte: Adaptação de Barceló (2003); Silva e Collins (2011); Jiang, Zhou e Sharma (2013); Birkholz, Stilson e Elliott (2014); Gavrilescu et al. (2015).

Alguns dos compostos mencionados na Tabela 1 possuem múltipla ação, logo podem ser enquadrados em diferentes classes, dependendo da abordagem dos autores (BIRKHOLZ; STILSON; ELLIOTT, 2014; GAVRILESCU et al., 2015; JIANG; ZHOU; SHARMA, 2013).

De acordo com Casas-Vásquez, Ortiz-Saavedra e Penny-Montenegro (2016), os idosos são responsáveis pelo consumo de mais de 50% de todos os medicamentos, sendo que mais de 80% deles tomam pelo menos uma medicação diária e 75% sequer comunicam a seus médicos seus tratamentos não convencionais.

Entre as classes de medicamentos, a mais consumida corresponde aos analgésicos e anti-inflamatórios não esteroides (AINE) (ZHANG; GEISSEN; GAL, 2008; LONAPPAN et al., 2016). Isso se deve

ao fato de que na maioria dos países os anti-inflamatórios não esteroides não precisam de prescrições médicas para ser adquiridos em drogarias, além de que constituem a classe de medicamentos mais prescrita por médicos e dentistas.

Apesar do indicativo de crescimento do uso de medicamentos relatado na literatura, as informações disponíveis referem-se a uma estimativa de consumo médio anual, per capita, de 15 g, podendo ser de três a dez vezes maior em países industrializados (50-150 g) (ZHANG; GEISSEN; GAL, 2008; PAL et al., 2010).

Embora a estimativa de consumo para países em desenvolvimento seja menor, o Brasil foge à regra, pois é um dos países com maior consumo de produtos farmacêuticos no mundo, junto com países desenvolvidos como Estados Unidos, França e Alemanha (STUMPF et al., 1999; AMÉRICO et al., 2012; CAMPANHA et al., 2015).

Um estudo realizado por Corrêa, Rodrigues e Macedo (2016), ao avaliar o perfil farmacoterapêutico e a prevalência da polifarmácia (uso simultâneo de vários medicamentos), a partir do prontuário médico de 61 idosos em um lar de Campo Mourão/Paraná, identifica polifarmácia em 67,18% dos casos, sendo 28,14% leves, 34,14% moderados e 4,9% graves. O consumo médio foi de 2,7 medicamentos por idoso, sendo o ácido acetilsalicílico o mais utilizado entre os pacientes, representando 22% do total pesquisado, seguido pelo cloridrato de biperideno com 18%.

3 CONTAMINAÇÃO DO MEIO AMBIENTE COM FÁRMACOS

O elevado consumo e produção de diversos fármacos em todo o mundo, associado a sua incompleta assimilação pelo corpo humano e tendência de persistir no ambiente (KÜMMERER, 2010; VERLICCHI; AUKIDY; ZAMBELLO, 2012) tornaram esses compostos uma classe de micropoluentes

extremamente preocupante para a qualidade ambiental, principalmente dos recursos hídricos.

De acordo com Pereira (2007), a ação dos fármacos administrados a humanos e animais ocorre em três fases. A primeira, denominada de fase farmacêutica, refere-se à desintegração da forma de dosagem, seguida da dissolução da substância ativa. A segunda fase, conhecida como farmacocinética, abrange os processos de absorção, distribuição, metabolismo e excreção, ou seja, refere-se à assimilação propriamente dita e está relacionada ao tempo em que as moléculas do fármaco ficam no seu local de ação. Por último, tem-se a fase farmacodinâmica, na qual ocorre a interação do fármaco com o seu receptor e, conseqüentemente, a produção do efeito terapêutico.

Como resultado da biotransformação dos fármacos, muitos de seus metabólitos são excretados pela urina e pelas fezes e, conseqüentemente, são liberados no meio ambiente ou, ainda, são descartados nas suas formas originais, o que é comum com meios de contraste de raios-X (SANTOS et al., 2010).

Contudo, a contaminação do meio ambiente com produtos farmacêuticos e seus metabólitos pode ocorrer por várias outras fontes antropogênicas pontuais e/ou difusas (LAPWORTH et al., 2012), como já mencionado. As fontes pontuais envolvem, por exemplo, lixiviado de aterros sanitários, emissários de efluentes domésticos, hospitalares e industriais, cujos principais receptores são o solo e as águas superficiais e subterrâneas (LI, 2014). Já as fontes difusas, por vezes de difícil identificação, contemplam dejetos de animais pela exploração pecuária e a aplicação desses dejetos em áreas agrícolas, descarte clandestino de efluentes domésticos, vazamentos nas redes de esgoto e, ainda, a eliminação inadequada de medicamentos não utilizados ou vencidos em diferentes locais (ZHANG; GEISSEN; GAL, 2008; SANTOS et al., 2010; LI, 2014; GAVRILESCU et al., 2015).

Independentemente da fonte, muitos fármacos e seus metabólitos têm como destino final, direta ou indiretamente, os corpos hídricos e os sedimentos, onde podem persistir e retornar aos seres humanos e animais pelo consumo das águas (SANTOS et al., 2010; GAVRILESCU et al., 2015).

Os fármacos, por serem fabricados com o propósito de causar efeito biológico e terapêutico, possuem características prejudiciais ao ambiente, como estabilidade e persistência por longos períodos (VERLICCHI; AUKIDY; ZAMBELLO, 2012). Cerca de 30% dos fármacos desenvolvidos são lipofílicos, com hidrossolubilidade inferior a 10%, o que favorece sua sorção às partículas sólidas e sedimentos dos ambientes aquáticos ou então a sua transferência para biota local, por assimilação (GIL; MATHIAS, 2005; COSTA JUNIOR et al., 2014).

Após a deposição no ambiente, o comportamento dos fármacos é regulado por vários processos de transporte, transferência e transformação, que incluem sorção, fotólise, biodegradação, reações redox, fotodegradação, dissolução e hidrólise com menor ocorrência (KÜMMERER, 2009; HYLAND et al., 2012). O desencadeamento e a intensidade desses processos dependem das propriedades físico-químicas do fármaco, da sua concentração e das características do ambiente (KEMPER, 2008).

As principais propriedades dos fármacos potencialmente capazes de afetar seu comportamento no ambiente dizem respeito a sua estrutura molecular, polaridade, constante de dissociação (K_a), solubilidade em água, coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}), coeficiente de sorção sólido-água (K_d) e persistência (BITTENCOURT et al., 2016).

3.1 Ocorrência mundial de fármacos em águas residuárias e corpos hídricos

Não há estudos que comprovem o conhecimento exato sobre o caminho percorrido por um fármaco no meio ambiente, desde a sua produção até sua total degradação, haja vista a influência das características tanto da substância quanto do ambiente (KEMPER, 2008). Contudo, para Petrie, Barden e Kasprzyk-Horden (2015) os sedimentos, a biota e a água representam os compartimentos ambientais com maior contaminação.

A Tabela 2 apresenta um levantamento da literatura mundial, a partir de 17 artigos publicados entre 1999 a 2017, sobre a ocorrência e concentração de fármacos detectados na Ásia, Europa e América, bem como reporta os valores mais baixos das concentrações previstas sem efeito (CPSE), ou seja, concentrações em que não se observam efeitos adversos em espécies mais sensíveis como peixes, microcrustáceos ou algas.

De acordo com as investigações compiladas na Tabela 2, percebe-se uma grande variedade nas classes terapêuticas dos compostos detectados. Também é nítida a amplitude entre concentrações mínimas e máximas dos medicamentos nas regiões avaliadas, sobretudo em amostras de efluentes que, além de apresentarem maior variedade de compostos, também apresentaram as maiores concentrações. Tal fato está relacionado à quantidade de medicamentos consumidos e à baixa eficiência dos sistemas de tratamento (PAL et al., 2010; GAVRILESCU et al., 2015). Em comparação aos efluentes, as águas superficiais apresentam uma atenuação das concentrações que pode ocorrer pelos processos já descritos, conforme Kümmerer (2009) e Hyland et al. (2012).

Tabela 2 - Níveis de ocorrência de alguns fármacos em efluentes de ETEs e em águas de rios da Ásia, Europa e América

Compostos	Faixa de concentração (ng L ⁻¹)								Menor valor CPSE (ng L ⁻¹) ^a
	Ásia ^{a, b, c, d}		Europa ^{e, f, g, h, i}				América ^{j, k, l, m, n, o, p, q}		
	Efluente Taiwan, Índia, Malásia	Rios de água doce Vietnã, Malásia	Efluente Espanha, França	Rios de água doce Espanha, Rep. Tcheca	Afluente/ETE Espanha	Efluente/ETE Espanha	Efluente EUA, Brasil	Rios de água doce EUA, Brasil	
Antibióticos									
Trimetoprima	1 - 4.010	1.808	100 - 3.800	59,9	ND	ND	2.550	145	1.000
Ciprofloxacina	8 - 12.900	NA	100 - 1.900	NA	NA	NA	NA	80	20
Sulfametoxazol	3 - 5.823	4.330	100 - 6.300	33	ND	ND	310	250	20.000
Cefalexina	31.433	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-
Lincomicina	111.667	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-
Eritromicina	1 - 5.177	NA	100-900	NA	NA	NA	NA	24	40
Analgésicos/anti-inflamatórios									
Naproxeno	11 - 8.463	NA	<10 - 2.500	0-1.423,8	2.540 - 4.090	990 - 2.580	70 - 1.550	<1 - 390	37.000
Ibuprofeno	145 - 14.500	30	<10 - 12.000	0-3.210	12.900-50.600	1.050 - 8.000	230 - 54.200	<1 - 22.300	5.000
Cetoprofeno	5,04 - 1.080	620	<10 - 650	0-929,8	1.690 - 2.110	880 - 940	NA	10	15,6.10 ⁶
Diclofenaco	17 - 29.767	62 - 217	<10 - 700	0-1.080	720	90 - 740	270 - 4.200	60 - 6.000	10.000
Ácido salicílico	34	36	500 - 9.500	NA	12.600-31.700	100 - 3.170	NA	NA	-
Acetaminofeno	70 - 100.433	10	NA	NA	NA	NA	18.100 - 59.000	25 - 8.300	9.200
Antiepilépticos									
Carbamazepina	22 - 10.933	120	<10 - 250	366	70 - 970	50 - 150	1.550	43 - 620	25.000
Betabloqueadores									
Propranolol	7,98 - 51	NA	<10 - 90	NA	200 - 390	210 - 370	NA	20 - 40	500
Reguladores lipídicos									
Ácido clofibrato	NA	NA	<10 - 500	NA	ND	ND	NA	3 - 300	12.000
Genfibrozila	NA	NA	NA	NA	1.230 - 2.690	1.520 - 3.070	NA	10	100.000
Psicoestimulante									
Cafeína	16 - 61.000	NA	NA	568	NA	NA	NA	<1 - 41.700	>10.10 ⁶

Legenda: ETE: Estação de tratamento de efluente; ND: Não detectado; NA: Não avaliado; CPSE: Concentração prevista sem efeito.

Fontes: ^aLin; Yu; Lin (2008); ^bHoa et al. (2011); ^cBalakrishna et al. (2017); ^dAl-Odaini et al. (2010); ^eMartín et al. (2012); ^fDinh et al. (2017); ^gMarsik et al. (2017); ^hRodil et al. (2012); ⁱLópez-Serna; Petrovi; Barceló (2012); ^jGibs et al. (2013); ^kZhang et al. (2007); ^lSodré, Montagner e Jardim (2007); ^mCampanha et al. (2015); ⁿAmérico et al. (2012); ^oStumpf et al. (1999); ^pThomas et al. (2014) e ^qBrown et al. (2006).

Ainda com base na Tabela 2, os antibióticos trimetoprima, ciprofloxacina e eritromicina, e os anti-inflamatórios ibuprofeno e diclofenaco, assim como o analgésico acetaminofeno, apresentaram, em algum momento, concentrações superiores a CPSE. Também excederam a CPSE o antibiótico trimetoprima e o anti-inflamatório ibuprofeno em efluentes na América, especificamente no Novo México (BROWN et al., 2006).

Os anti-inflamatórios não esteroides (AINES) constituem a classe de medicamentos mais pres-

crita mundialmente; por conseguinte, a ocorrência desses compostos no meio aquático é bastante comum. Marsik et al. (2017) avaliaram a concentração de cinco desses compostos _ ibuprofeno, diclofenaco, naproxeno, cetoprofeno e indometacina _ em 29 locais, incluindo áreas urbanas e rurais, de cursos d'água da bacia do Rio Elba na República Tcheca, em 2011. Os autores observaram, apesar da variação nos pontos de amostragem, estabilidade na quantidade total de compostos durante o período de monitoramento,

com apenas um leve aumento nos meses de primavera e de outono. O ibuprofeno foi o fármaco mais abundante, com concentração máxima de 3.210 ng L⁻¹, seguido por naproxeno, diclofenaco e cetoprofeno (1.423,8 ng L⁻¹, 1.080 ng L⁻¹ e 929 ng L⁻¹, respectivamente).

Um levantamento similar da literatura foi realizado por Pal et al. (2010), com 22 artigos publicados entre os anos de 2006 e 2009, sobre a ocorrência e concentração de produtos farmacêuticos em ETES e águas superficiais na América do Norte, Europa, Ásia e Austrália. Segundo os autores, a maioria das amostras em que foram detectadas a trimetoprima e a ciprofloxacina nos efluentes apresentaram concentrações mais elevadas do que a CPSE para os dois antibióticos, assim como neste levantamento (Tabela 2) com países da Ásia e Europa.

Outro estudo da literatura realizado por Li (2014) analisou a ocorrência e concentração de fármacos em efluentes, rios e canais de água doce e em águas subterrâneas da América, Europa e Ásia a partir de estudos realizados entre 2006 e 2013, e também observou elevada concentração de trimetoprima (2.000 ng L⁻¹) em efluentes nas estações de tratamento da Ásia.

Dodgen et al. (2017), ao avaliarem a contaminação de aquíferos de 13 locais no planalto de Salem, sudoeste de Illinois - EUA, detectaram a presença de hormônios em 23% das 58 amostras de água, com concentrações de 2,2 a 9,1 ng L⁻¹. A presença de produtos farmacêuticos foi detectada em 89% das amostras de água subterrânea, com destaque para o antimicrobiano triclocarban, verificado em 81% das amostras, com concentração máxima de 3,70 ng L⁻¹, seguido pelo medicamento cardiovascular genfibrozila, detectado em 57% das amostras, com concentração máxima de 119 ng L⁻¹.

Yao et al. (2017) investigaram a ocorrência de 14 antibióticos em águas subterrâneas e superficiais na planície de Jiangnan na China. A eritromicina foi o antibiótico predominante em amostras de água

superficiais, detectado em concentrações que variaram de 546 ng L⁻¹ no inverno a 1.600 ng L⁻¹ na primavera. Nas águas subterrâneas avaliadas em 10, 25 e 50 m de profundidade, os antibióticos fluoroquinolonas e tetraciclinas foram predominantes. A maioria dos pontos investigados apresentou redução na concentração à medida que se aumentava a profundidade.

Países da Ásia, Europa e América possuem maior número de publicações e dados de investigação da presença de fármacos no ambiente. No entanto, apesar de terem sido publicados estudos no Brasil com significativas concentrações de paracetamol, ácido acetilsalicílico, ibuprofeno, diclofenaco, cafeína e carbamazepina (STUMPF et al., 1999; SODRÉ; MONTAGNER; JARDIM, 2007; CAMPANHA et al., 2015; THOMAS et al., 2014), principalmente em águas superficiais, o país ainda carece de investigações quanto à presença de medicamentos em diferentes matrizes ambientais, especialmente em efluentes (AMÉRICO et al., 2012), haja vista o potencial de contaminação dos corpos hídricos. Contudo, outros estudos relevantes para o país estão apresentados a seguir.

Kramer et al. (2015) avaliaram a contaminação das águas superficiais e sedimentos na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, em Curitiba-PR, durante um ano em quatro campanhas de análise de água e três de sedimentos, pelos anti-inflamatórios ibuprofeno e diclofenaco e pelo analgésico paracetamol. O estudo detectou ibuprofeno no rio Belém em concentrações elevadas, como 729 ng L⁻¹. O diclofenaco foi amplamente detectado na água, apresentando concentrações de 285 ng L⁻¹ na terceira coleta no rio Iguaçu. O paracetamol foi frequentemente quantificado na água, principalmente nos rios Iguaçu e Belém, além de ter sido determinado nos sedimentos, especialmente no rio Barigui, onde alcançou 6.896 ng.g⁻¹.

Jank et al. (2014), ao avaliarem oito antibióticos de diferentes classes, de janeiro a agosto de 2011,

em 16 amostras de águas residuárias, afluentes e efluentes de uma estação de tratamento que utiliza tratamento biológico convencional no município de Porto Alegre-RS, verificaram a presença de sulfametoxazol e trimetoprima em concentrações superiores a 10 ng L^{-1} e inferiores a 6.500 ng L^{-1} , entre outros compostos em menor quantidade, a exemplo da eritromicina. Também foi investigada a presença de antibióticos em oito amostras de água superficial do Arroio Dilúvio, em fevereiro de 2012, tendo sido detectados sulfametoxazol, trimetoprima, azitromicina, ciprofloxacina e norfloxacina nas seguintes faixas de concentração: $376\text{-}572 \text{ ng L}^{-1}$, $27\text{-}94 \text{ ng L}^{-1}$, $24\text{-}40 \text{ ng L}^{-1}$, $16\text{-}66 \text{ ng L}^{-1}$ e $30\text{-}54 \text{ ng L}^{-1}$, respectivamente.

Por fim, Machado et al. (2016) avaliaram a presença de diferentes classes de poluentes emergentes em 100 amostras de água potável coletadas diretamente da torneira, e de sete amostras de água superficial de 22 capitais brasileiras nos meses de junho a setembro de 2011, e no mesmo período de 2012. Os autores encontraram cafeína, triclosan, atrazina, fenolftaleína e bisfenol A, em pelo menos uma das amostras. A cafeína e a atrazina foram as substâncias mais detectadas na água potável, em 93% e 75% das amostras, respectivamente, assim como foram detectadas em 100% das amostras de água superficial. As concentrações de cafeína em água potável variaram de $1,8$ a 2.769 ng L^{-1} , respectivamente nas cidades de Porto Velho/Rondônia e Porto Alegre/Rio Grande do Sul. Os elevados teores de cafeína em Porto Alegre foram atribuídos, pelos autores, aos hábitos culturais do gaúcho de tomar chimarrão com erva mate, rica em cafeína.

3.2 Efeitos ecotoxicológicos dos fármacos no ambiente e riscos à saúde humana

Os produtos farmacêuticos são desenvolvidos especialmente para intervir e provocar perturbações nos sistemas bioquímicos de organismos vivos,

logo já era de se esperar que os medicamentos pudessem apresentar potencial ecotoxicológico e efeitos adversos à vida e à qualidade ambiental dos ecossistemas (VERLICCHI; AUKIDY; ZAMBELLO, 2012; GALUS et al., 2013). No entanto, há uma grande dificuldade de identificar tais efeitos, seja pela complexidade dos métodos de detecção dos compostos, pelos custos elevados e também pela rara observação da toxicidade aguda nos organismos, mesmo em concentrações significativas, tornando os efeitos ecotoxicológicos pouco conhecidos em longo prazo (COSTA JUNIOR et al., 2014; MACHADO et al., 2016).

Apesar das limitações, a avaliação dos possíveis efeitos adversos de produtos farmacêuticos é realizada por meio de testes de toxicidade, em condições controladas de laboratório, utilizando organismos de diferentes níveis tróficos, como algas, invertebrados, bactérias e peixes (FARRÉ et al., 2008; GAVRILESCU et al., 2015; PETRIE; BARDEN; KASPRZYK-HORDEN, 2015). Os organismos-teste mais utilizados nesses casos, porém, são os peixes *Danio rerio* e *Pimephales promelas* e o microcrustáceo *Daphnia magna*, a partir de métodos padronizados que mensuram as concentrações que podem causar estresse oxidativo e/ou mortalidade dos organismos-teste, como a EC_{50} (*Effect Concentration 50%*), ou seja, a concentração em que a substância provoca efeito adverso em 50% dos indivíduos observados, (GALUS et al., 2013; PETRIE; BARDEN; KASPRZYK-HORDEN, 2015).

Estudos de toxicidade aguda de produtos farmacêuticos em organismos de diferentes níveis tróficos revelam que as classes de compostos mais impactantes são antidepressivos, antibióticos, antipsicóticos, medicamentos cardiovasculares, anti-neoplásicos, além de hormônios naturais e sintéticos, em função de suas propriedades recalcitrantes (FARRÉ et al., 2008). Entre os efeitos adversos relatados na literatura têm-se: toxicidade aquática, genotoxicidade, perturbação endócrina em animais selvagens, seleção de bactérias multirresistentes,

feminização de peixes masculinos, além daqueles especialmente relacionados a humanos, como aumento da incidência de câncer de mama, testicular e próstata, redução da contagem de espermatozoides, infertilidade, abortos espontâneos, distúrbios metabólicos, incidência de tumores malignos, endometriose e os riscos associados a resistência de bactérias a antibióticos (GIL; MATHIAS, 2005; SILVA; COLLINS, 2011; VERLICCHI; AUKIDY; ZAM-

BELLO, 2012; AQUINO; BRANDT; CHERNICHARO, 2013; GALUS et al., 2013; GAVRILESCU et al., 2014; MACHADO et al., 2016).

A Tabela 3 apresenta uma síntese de estudos de avaliação dos efeitos toxicológicos de produtos farmacêuticos, usando invertebrados de água doce, peixes, algas e até mesmo células embrionárias de humanos.

Tabela 3 - Estudos de efeitos ecotoxicológicos pela presença de fármacos no ambiente

Composto e dose de risco observada	Efeito ecotoxicológico	Referência
Diclofenaco: concentrações da ordem de mg L ⁻¹	Altas taxas de mortalidade de <i>Daphnia magna</i> para diferentes testes em 48 horas de exposição, sendo que os valores de EC50 foram observados em concentrações de 22,4 mg L ⁻¹ e 39,9 mg L ⁻¹	Haap; Triebkorn; Kohler (2008)
Diclofenaco: 0; 0,5; 1; 5 e 25 µg L ⁻¹	Necrose tubular no rim, hiperplasia, fusão das vilosidades no intestino de trutas arco-íris (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) a 1 µg L ⁻¹ e alterações nos genes de controle do metabolismo	Mehinto; Hill; Tyler (2010)
Diclofenaco: concentrações inferiores a 100 ng L ⁻¹	Efeitos adversos na estrutura e função de comunidades de biofilmes de rios	Lonappan et al. (2016)
Ibuprofeno: 92 e 920 ng L ⁻¹ ; Carbamazepina: 150 mg L ⁻¹	Alteração nos cloroplastos de algas, interferindo na fotossíntese	Vannini et al. (2011)
Diltiazem, acetaminofeno e sulfametoxazol: 8.200 – 271.300 ng L ⁻¹	Toxicidade para <i>Daphnia magna</i> , principalmente Diltiazem que apresentou concentração letal em 8,2 mg L ⁻¹	Kim et al. (2007)
Mistura de atenolol, bezafibrato, carbamazepina, ciclofosfamida, ciprofloxacina, furosemida, hidroclorotiazida, ibuprofeno, lincomicina, ofloxacina, ranitidina, salbutamol e sulfametoxazol: 10-1.000 ng L ⁻¹	Inibição do crescimento de células dos rins de embriões humanos (30% de diminuição na proliferação comparado aos controles)	Pomati et al. (2006)

Como observado na Tabela 3, a toxicidade de misturas complexas de fármacos também tem sido investigada por alguns autores, sendo constatado maior potencial de ecotoxicidade. Ebele, Abdallah e Harrad (2016) avaliaram a mistura de carbamazepina com ácido clofíbrico e verificaram efeitos mais fortes para *Daphnia magna* do que os compostos isolados na mesma concentração. Outra investigação com a exposição crônica de *Danio rerio* a concentrações ambientalmente relevantes (0,5 a 10 µg L⁻¹) de acetaminofeno, carbamazepina, genfibrozila e venlafaxina provocou alterações na estrutura e composição ovariana de fêmeas expostas a carbamazepina e genfibrozila, com efeito direto

no desenvolvimento de células germinativas e, conseqüentemente, redução da fecundidade. Os compostos também promoveram alterações em túbulos próximos ao rim e na estrutura de tecidos do fígado, e quando foram todos misturados, mesmo em concentrações de 0,5 µg L⁻¹, elevaram a mortalidade de embriões (GALUS et al., 2013).

Outro problema acarretado pela presença de produtos farmacêuticos no ambiente, com grave repercussão na saúde pública, é a multirresistência de bactérias expostas a antibióticos por longos períodos a baixas concentrações (BIRKHOLZ; STILSON; ELLIOTT, 2014).

Portanto, a presença de produtos farmacêuticos no ambiente sugere riscos e impactos negativos na saúde e na reprodução das populações expostas.

4 DETERMINAÇÃO ANALÍTICA DE FÁRMACOS EM AMOSTRAS AMBIENTAIS

As primeiras detecções de contaminação ambiental com micropoluentes foram relatadas na década de 1970 nos EUA e 1980 na Inglaterra. No entanto, foi com o avanço das técnicas analíticas e o desenvolvimento de equipamentos mais sensíveis que, a partir de meados dos anos 90, os micropoluentes passaram a receber maior atenção, sendo os fármacos, atualmente, um dos principais analitos investigados (SANTOS et al., 2010; SILVA; COLLINS, 2011).

Para alcançar resultados satisfatórios na determinação de fármacos em matrizes aquosas, a etapa de extração, limpeza e concentração dos analitos é crucial, em virtude das baixas concentrações em que os compostos se apresentam no meio ambiente (PETRIE; BARDEN; KASPRZYK-HORDEN, 2015). Petrovic et al. (2005) informam que a extração em fase sólida (EFS) é a técnica mais utilizada para amostras líquidas, entre tantas outras existentes. A EFS baseia-se em cartuchos contendo adsorventes, pelos quais a amostra percola. Nesse instante os analitos são pré-concentrados para que na próxima etapa, conhecida como eluição, sejam eluídos para só então serem analisados.

A análise dos produtos farmacêuticos em matrizes ambientais é realizada por cromatografia, e a seleção da técnica de separação do poluente de interesse é feita com base nas propriedades físico-químicas do composto, como volatilidade e polaridade (GIGER, 2009; SILVA; COLLINS, 2011).

Poluentes voláteis, semivoláteis e lipofílicos são frequentemente separados por cromatografia gasosa (CG), enquanto compostos com polaridade mais alta e volatilidade mais baixa são mais facilmente separados por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE). Como a maioria dos fármacos apresenta polaridade intermediária e se enquadra dentro de uma zona de interface, pode ser separada pelos dois métodos (GIGER, 2009; SILVA; COLLINS, 2011).

No entanto, métodos de separação por CLAE passaram a ser as técnicas mais empregadas para investigação de fármacos (NEBOT, GIBB e BOYD, 2007; THOMAS et al., 2014; CAMPANHA et al., 2015; JANK et al., 2014; MACHADO et al., 2016), haja vista a possibilidade de identificação de substâncias em matrizes como águas superficiais, efluentes, solos, sedimentos, lodos, amostras biológicas, bem como em alimentos, com limites de detecção da ordem de ng L⁻¹ (COSTA JUNIOR et al., 2014).

Em virtude do desenvolvimento de vários métodos e técnicas de detecção de fármacos em matrizes ambientais, especialmente aquosas, a Tabela 4 apresenta uma síntese de estudos com a relação de fármacos, matriz de avaliação e procedimento analítico empregado.

Tabela 4 - Relação de fármacos e procedimentos analíticos para sua determinação

Fármaco detectado	Matriz de avaliação	Procedimento analítico	Referência
Ácido acetilsalicílico, ácido clofibrato, ácido fenofibrato, bezafrato, cetoprofeno, diclofenaco, genfibrozila e ibuprofeno	Águas doces superficiais e de abastecimento	EFS; CG-EM	Stumpf et al. (1999)
Ácido clofibrato, ácido mefenâmico, dextropropoxifeno, diclofenaco, eritromicina, ibuprofeno, lofepramina, paracetamol, propanolol, sulfametoxazol, tamoxifeno e trimetoprima	Águas doces superficiais, de abastecimento humano e de mar	EFS, cartucho Strata™ X; CLAE – EM/EM	Nebot; Gibb; Boyd (2007)
Ácido acetilsalicílico, cafeína e paracetamol	Águas doces superficiais	EFS; CLAE/UV/DAD e FL	Sodré, Montagner e Jardim (2007)
Diclofenaco, ibuprofeno, naproxeno, paracetamol e piroxicam	Águas residuárias	EFS; CLAE/UV/DAD	Américo et al. (2012)
Amitriptilina, diclofenaco, carbamazepina, citalopram, metoprolol, propranolol e sertralina.	Águas doces superficiais	EFS; CLAE – EM	Thomas et al. (2014)
Atenolol, cafeína, carbamazepina, diclofenaco, ibuprofeno, naproxeno, paracetamol, propranolol e triclosan	Águas doces superficiais	EFS; CLAE – EM	Campanha et al. (2015)
Azitromicina, ciprofloxacina, eritromicina, norfloxacina, sulfametoxazol, trimetoprima entre outros.	Água doce superficial e águas residuárias	EFS; CLAE – EM/EM	Jank et al. (2014)
Acetaminofeno, ácido salicílico, diclofenaco, além de bisfenol-A	Águas doces superficiais	EFS; CLAE – EM – TOF	Lopes et al. (2016)
Cafeína entre outros compostos não fármacos	Águas doces superficiais e de abastecimento	EFS; CLAE – EM/EM	Machado et al. (2016)
Cetoprofeno, diclofenaco, ibuprofeno, indometacina e naproxeno	Águas doces superficiais	EFS; CGxCG – EM – TOF	Marsik et al. (2017)

Legenda: EFS: extração em fase sólida. CLAE: Cromatografia líquida de alta eficiência. EM: Espectrometria de massa. EM/EM: Espectrometria de massa em série. UV: Detector na faixa do ultravioleta. DAD: Detector de arranjo de diodos. FL: Detector de fluorescência. EM-TOF: Espectrometria de massa de tempo de voo, do inglês time-of-flight. CGxCG: Cromatografia gasosa bidimensional altamente sensível.

Os procedimentos analíticos empregados para determinação dos fármacos nas amostras líquidas de todos os trabalhos compilados na Tabela 4 envolveram EFS. Esses estudos utilizaram diferentes tipos de cartuchos com sorventes para uma ampla faixa de polaridade de analitos, mas todos utilizaram separação por cromatografia, com o predomínio da cromatografia líquida de alta eficiência acoplada a detector por espectrometria de massas em tandem (CLAE-EM/EM).

Lonappan et al. (2016) desenvolveram um método rápido e sensível para quantificação de diclofenaco em águas residuárias e no lodo baseado na dessorção térmica do diodo laser/e ionização química à pressão atmosférica acoplado em espectrômetro de massa em tandem (EM/EM). Ao comparar o método desenvolvido com o método convencional CLAE-EM/EM, os autores observaram uma drástica redução do tempo de análise, sendo de 12 segundos para o método desenvolvido e 12 minutos para o convencional. Os limites de detecção e quantificação para o método de-

envolvido foram de 270 ng L⁻¹ e 1.000 ng L⁻¹, respectivamente. Os autores ainda compararam dois métodos para extração do diclofenaco do lodo de esgoto, extração assistida por ultra-som e extração acelerada de solvente. A extração acelerada de solvente foi mais efetiva, com 95,6 ± 7% de recuperação, enquanto a extração assistida por ultra-som apresentou 86 ± 4% de recuperação.

Os trabalhos mencionados são exemplos de que as pesquisas têm permitido a otimização dos processos de detecção de fármacos no ambiente.

5 REMOÇÃO DE FÁRMACOS DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Os principais sistemas convencionais de tratamento de esgoto sanitário utilizam reatores biológicos como lodos ativados, UASB (do inglês upflow anaerobic sludge blanket), filtros biológicos percoladores (FBP) e sistemas naturais como lagoas de estabilização e wetlands (alagados

construídos). No entanto, estudos com lodos ativados predominam na literatura (STUMPF et al., 1999; SUÁREZ et al., 2008; HYLAND et al., 2012; FISCHER; MAJEWSKY, 2014; GRANDCLÉMENT et al., 2017; GROS et al., 2017; BALAKRISHNA et al., 2017), principalmente porque os demais sistemas não são muito utilizados nos países que mais desenvolvem pesquisas com fármacos, como EUA, Canadá, Coreia, China, Japão e países europeus (AQUINO; BRANDT; CHERNICHARO, 2013).

Contudo, as principais vias de degradação dos fármacos durante o tratamento por lodos ativados se resumem aos processos de biodegradação metabólica e co-metabólica, e sorção em flocos do lodo, podendo ocorrer ainda degradação química por processo abiótico (HYLAND et al., 2012; BITTENCOURT et al., 2016; GRANDCLÉMENT et al., 2017). Para produtos farmacêuticos, a volatilização é desprezível, pois além da elevada massa molar a constante da Lei de Henry (KH), que determina o equilíbrio entre moléculas em solução na fase líquida

com aquelas presentes na fase gasosa, costuma apresentar valores abaixo do mínimo (KH 10-5) para haver volatilização (SUÁREZ et al., 2008).

No processo de biodegradação, os microrganismos nitrificantes possuem papel extremamente importante na remoção de fármacos, pois ao oxidar a amônia em nitrato podem também oxidar metabolicamente os micropoluentes orgânicos devido à presença da enzima amônia mono-oxigenase (MARGOT et al., 2016). As biodegradações co-metabólicas também apresentam caráter significativo na remoção de fármacos, já que por causa da complexidade dos compostos e das suas concentrações muito baixas podem não servir como substrato facilmente acessível aos microrganismos em um primeiro momento (FISCHER; MAJEWSKY, 2014; GRANDCLÉMENT et al., 2017). Portanto, a biodegradação associada à sorção em lodo pode promover a redução das concentrações de alguns produtos farmacêuticos em sistemas biológicos, como apresentado na Tabela 5.

Tabela 5 - Estudos de remoção de fármacos por sistemas biológicos de tratamento

Características do estudo	Principais resultados	Referência
Avaliaram 44 substâncias, entre elas acetaminofeno, ibuprofeno, diclofenaco, cafeína, losartan e furosemida, em três ETES de médio porte contendo lodos ativados convencional na Suécia	Dois ETES apresentaram eficiência praticamente nula e elevação na concentração após tratamento, enquanto a terceira apresentou eficiência inferior a 75% na remoção dos principais compostos analisados	Gros et al. (2017)
Avaliaram 29 fármacos e seis metabólitos em duas ETES na Índia. A primeira composta por lodos ativados e a segunda UASB + lodos ativados	Compostos como carbamazepina, diazepam e clopidogrel tiveram eficiência nula ou aumentaram para o primeiro sistema, enquanto o tratamento adicional com reator UASB possibilitou remoção significativa (até 95%) dos mesmos compostos	Subedi et al. (2017)
Estudaram a remoção de 16 micropoluentes em um reator UASB acoplado a um biorreator híbrido aeróbio de membrana na Espanha, com baixo tempo de detenção hidráulica	Sulfametoxazol, trimetoprima e naproxeno demonstraram ser biodegradáveis em condições anaeróbias (84 a 90%). Carbamazepina, diazepam, diclofenaco, fluoxetina e etinilestradiol apresentaram remoção inferior a 40% pelo sistema anaeróbio-aeróbio. Ibuprofeno, estrona e estradiol se mostraram altamente biotransformados em condições aeróbias (>70%)	Alvarino et al. (2016)
Avaliaram o efeito da aeração forçada em um wetland construído em escala piloto na remoção de produtos farmacêuticos	Remoção da metformina e valsartan foi aumentada pela aeração contínua: 99 ± 1% com aeração; 68 ± 32% sem aeração para metformina e 99 ± 1% e 17 ± 19%, respectivamente, para valsartan	Auvinen et al. (2017)

Balakrishna et al. (2017) realizaram um estudo de revisão da literatura, no qual 12 publicações descrevem a ocorrência de produtos farmacêuticos e

de higiene pessoal em águas residuárias tratadas por sistemas de lodos ativados convencional, na Índia. Entre os compostos detectados, aqueles que

apresentaram concentrações mais elevadas no esgoto doméstico foram carbamazepina, atenolol, triclocarban, triclosan, trimetoprima, sulfametoxazol, ibuprofeno, acetaminofeno e cafeína. Foi verificado um acréscimo na concentração de carbamazepina, após os tratamentos, em quatro dos sete estudos compilados, e eficiência máxima de 56,2% em um dos estudos, demonstrando seu potencial de persistência. Apesar de também terem sido reportados elevações nas concentrações de sulfametoxazol, trimetoprima, cafeína e atenolol nos estudos compilados, as eficiências predominaram, com máximas de 86,90%, 58,15%, 99,36% e 91,51%, respectivamente. Quanto ao triclocarban, triclosan, ibuprofeno e acetaminofeno, não foram relatadas elevações nas concentrações nos 12 estudos, e as eficiências máximas foram de 95,79%, 77,35%, 82,61% e 92,44%, respectivamente.

Outro estudo de revisão da literatura realizado por Aquino, Brandt e Chernicharo (2013) com 18 estudos publicados entre 1999 e 2012 sumarizou a remoção dos fármacos diclofenaco, sulfametoxazol, trimetoprima e bezafibrato, entre outros desreguladores endócrinos, em FBP, lagoas de estabilização, wetlands construídos e reatores UASB. Os autores descreveram eficiências intermediárias ou elevadas para os sistemas naturais de tratamento, a exemplo das lagoas de estabilização, cuja remoção máxima dos compostos supracitados foi de 70, 78, 94 e 42%, respectivamente. As eficiências máximas obtidas em wetlands construídos foram de 96% para diclofenaco, 66% para sulfametoxazol e 56% para trimetoprima. De acordo com Auvinen et al. (2017), os sistemas naturais, em especial wetlands construídos, podem remover fármacos por diferentes mecanismos, tais como fotólise, absorção pelas plantas, biodegradação, maior tempo de detenção hidráulica, e sorção no lodo e/ou meio suporte. Além disso, podem ser estabelecidas condições aeróbias, anaeróbias e anóxicas que favorecem a redução de diferentes compostos.

Como uma possível consequência da adsorção dos fármacos no lodo em estações de tratamento, Ekpeghere et al. (2017) relataram elevadas concentrações de 24 compostos pertencentes às classes de analgésicos, estimulantes, anticonvulsivantes, anti-inflamatórios não esteroides e antibióticos em 12 ETEs municipais e quatro ETEs agrícolas na Coreia. Mais de 70% dos compostos alvos foram detectados em pelo menos uma amostra de lodo coletada nas ETEs municipais e agrícolas. O ácido acetilsalicílico foi o composto predominante no lodo dos sistemas municipais, em concentrações que variaram de 0,374 a 367 mg.kg⁻¹, enquanto a oxitetraciclina foi o composto dominante nos sistemas agrícolas, em concentrações de 34,54 a 86,39 mg.kg⁻¹.

Apesar dos relatos de redução da concentração de fármacos durante o tratamento biológico de efluentes, no geral, a ocorrência mundial de produtos farmacêuticos em matrizes aquosas indica claramente que a maioria das plantas convencionais de tratamento não é capaz de eliminar completamente tais compostos. Nesses casos são necessários, normalmente, sistemas terciários ou avançados de tratamento, tais como membranas de filtração, reatores com membranas, processos oxidativos e adsorção em carvão ativado (ROSAL et al., 2008; JIANG; ZHOU; SHARMA, 2013; KNOPP et al., 2016; HANSEN et al., 2016; AFONSO-OLIVARES et al., 2016; GIANNAKIS et al. 2017). Embora vários desses processos sejam considerados onerosos e de difícil implantação em ETEs, alguns estão ganhando espaço nas plantas de tratamento, sobretudo como sistemas de desinfecção, como é o caso do ozônio (O₃), do peróxido de hidrogênio (H₂O₂) e da radiação ultravioleta (UV), em substituição aos compostos clorados que podem formar trihalometanos (COSTA; CANGERANA, 2016).

A Tabela 6 apresenta alguns estudos com aplicação de processos oxidativos avançados (POAs) na degradação de fármacos.

Tabela 6 - Estudos sobre remoção de fármacos com processos oxidativos avançados

Processo	Compostos e matriz investigada	Características	Principais resultados	Referência
O ₃	Grupo de 30 compostos: fármacos, produtos industriais e intermediários de transformação em efluente de ETE piloto	Dosagem de ozônio de 0,87 ± 0,29 gO ₃ gCOD ⁻¹ , com tempo de contato não superior a 20 min.	Redução significativa de 19 micropoluentes. Entre os fármacos, destaca-se a redução das concentrações de cafeína (70%), eritromicina (87%), carbamazepina (89%) e sulfametoxazol (98%). Nessa dosagem não foi constatada formação de produtos intermediários tóxicos	Knopp et al. (2016)
O ₃	Grupo de 33 compostos farmacêuticos em efluente hospitalar de ETE piloto	Foram investigadas as doses de ozônio necessárias para redução de 90% da concentração dos fármacos conforme as concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD)	A dosagem variou de 0,5 ± 0,04 mgO ₃ mgCOD ⁻¹ para o composto mais facilmente degradável (sulfadiazina) a 4,7 ± 0,6 mgO ₃ mgCOD ⁻¹ para o composto mais recalcitrante (ácido diatrizóico). Compostos como triclosan, ácido mefenâmico, diclofenaco, sulfadiazina, sulfametoxazol, sulfametizol, diclofenaco, trimetoprima e carbamazepina atingiram 90% de remoção com dosagens médias entre 0,52 a 0,58 mgO ₃ mgCOD ⁻¹ , com TDH inferior a 20 min.	Hansen et al. (2016)
UV; O ₃ ; UV/TiO ₂ ; O ₃ /UV e O ₃ /UV/TiO ₂	Grupo de 9 compostos farmacêuticos a 10 mg L ⁻¹ em solução aquosa	Remoção dos compostos e de carbono orgânico total (COT) com a vazão de O ₃ de 30 L h ⁻¹ e concentração de 15 mgO ₃ L ⁻¹ . Radiação UV-B (313nm), e concentrações de TiO ₂ de 0,10 a 1 g L ⁻¹	Os processos simples fotolíticos e de ozonização apresentaram baixa redução de COT (25 a 30%) após 120 min de exposição. A adição do TiO ₂ /UV aumentou significativamente o grau de mineralização para uma conversão de COT de 60%. O sistema mais complexo, O ₃ + UV + TiO ₂ atingiu a maior redução de COT (95%). A concentração ótima de TiO ₂ foi de 0,25 g L ⁻¹ . A maior parte dos compostos foi eliminada em menos de 15 min.	Rivas; Beltrán; Encinas (2012)
O ₃ e O ₃ /H ₂ O ₂	Grupo de 33 compostos farmacêuticos e metabólitos em efluentes de ETEs municipais	Remoção de compostos a concentração de O ₃ de 46,1 g Nm ⁻³ e fluxo de 0,36 Nm ³ h ⁻¹ , com tempo de reação de 1 hora e faixa de pH entre 8,04 e 8,25	Tanto a ozonização em pH alcalino, como o processo O ₃ /H ₂ O ₂ reduziram quase todos os compostos praticamente por completo (>99%) em 5 min, porém com baixa remoção de COT. Com a adição de 0,15 mL de H ₂ O ₂ ao O ₃ , a mineralização chegou em média a 90%, sendo inferior somente para fluoxetina	Rosal et al. (2008)
UV e UV/H ₂ O ₂	Grupo de 23 compostos farmacêuticos em efluente de ETE municipal	Em um reator cilíndrico de 25 litros, com sistema de aeriação, e uma irradiância de 15,47 W m ⁻² foram avaliadas as dosagens UV e H ₂ O ₂ (5, 15, 20 e 25 mg L ⁻¹) necessárias para a remoção dos compostos estudados, em concentração mínima de 1 µg L ⁻¹ . O tempo de reação para irradiação UV (254 nm) foi de 45 min, enquanto que para UV/H ₂ O ₂ foi de 5 a 75 min	Com a fotólise obteve-se uma redução superior a 90% para os compostos omeprazol, sulfametoxazol, propranolol, ofloxacina, nicotina e superior a 99% para ciprofloxacina, cetoprofeno, diclofenaco, ácido clofibrico, metamizol, propranolol, ranitidina e sulfametoxazol. Contudo, este mesmo processo foi insuficiente para degradar outros compostos (<20%), tais como cafeína, carbamazepina, genfibrozila, naproxeno, paraxantina e trimetoprima. No processo UV/H ₂ O ₂ (25 mg L ⁻¹), a ofloxacina, seguida pela cafeína, cetoprofeno e sulfametoxazol foram os compostos que apresentaram maior resistência à oxidação, ainda assim com taxas de degradação de 79 a 96%. Para os demais compostos as taxas foram superior a 99%	Afonso-Oliveiras et al. (2016)

Legenda: COD: Carbono orgânico dissolvido; COT: Carbono orgânico total; ETE: Estação de tratamento de efluentes; H₂O₂: Peróxido de hidrogênio; TDH: Tempo de detenção hidráulica; O₃: Ozônio; TiO₂: Dióxido de titânio; UV: Ultravioleta.

A eficácia dos POAs na degradação de compostos orgânicos ocorre pela geração de radicais livres, em especial do radical hidroxila (HO•), que pode ser produzido por métodos químicos, fotoquímicos, eletroquímicos e fotoeletroquímicos. Esse radical possui o segundo maior potencial padrão de redução (E°= +2,80 V), sendo inferior somente ao do flúor (E°= +3,03 V) (COSTA; CANGERANA, 2016; GARZA-CAMPOS et al., 2016). Tal propriedade lhe confere potencial para promover a rápida mineralização ou transformação de vários compostos em espécies mais simples, passíveis de serem de-

gradadas por processos biológicos (BRITO; SILVA, 2012; FIOREZE; SANTOS; SCHMACHTENBERG, 2014; ARAÚJO et al., 2016).

Os principais processos empregados para destruir poluentes orgânicos persistentes incluem: O₃/H₂O₂, Fenton, O₃/UV, H₂O₂/UV, O₃/H₂O₂/UV, foto-Fenton, fotólise e fotocatalise (UV/TiO₂) (JIANG; ZHOU; SHARMA, 2013; ARAÚJO et al., 2016). Nesse sentido, os POAs podem ser conciliados com sistemas convencionais para favorecer os processos biológicos ou mesmo para o tratamento final

de produtos recalcitrantes das etapas anteriores (COSTA; CANGERANA, 2016).

Ainda assim, durante o processo de oxidação podem ser gerados produtos intermediários com os mesmos efeitos ou ainda mais tóxicos do que os compostos originais, logo a identificação de subprodutos é uma etapa extremamente importante em ensaios de degradação. Entretanto, nem sempre é possível identificar tais compostos pela diversidade de substâncias que podem ser formadas. Nesses casos, os ensaios ecotoxicológicos assumem papel extremamente relevante como indicativos de toxicidade e de possíveis efeitos adversos no ambiente.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A crescente utilização de medicamentos pela população e a baixa eficiência de remoção desses compostos pelos sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias tem ocasionado um aumento na ocorrência e concentração de fármacos nos recursos hídricos. Apesar do conhecimento sobre os efeitos ecotoxicológicos dos medicamentos no ambiente ser reduzido, principalmente no que se refere aos produtos de degradação e metabólitos, vários estudos já correlacionam os fármacos presentes nas águas com disfunções no sistema endócrino e reprodutivo de animais e seres humanos, abortos espontâneos, distúrbios metabólicos, incidência de tumores malignos e indução de bactérias mais resistentes.

Considerando que as águas residuárias representam uma importante rota de contaminação dos ambientes aquáticos, fica evidente a necessidade de buscar sistemas capazes de remover satisfatoriamente os fármacos de matrizes ambientais. Pode-se constatar que, entre os sistemas biológicos de tratamento, os naturais se destacam por apresentarem eficiência intermediária (20 a 80%) na remoção dos fármacos, o que é potencializado

quando operados com maior tempo de detenção hidráulica. Também foi evidenciado que os processos oxidativos à base de O_3 e H_2O_2 , combinados com radiação UV, podem apresentar eficiências satisfatórias (cerca de 90%) na remoção de determinados fármacos.

Ante o exposto, fica evidente que os estudos de ocorrência de fármacos no ambiente devem ser ampliados, bem como seus efeitos nocivos devem ser amplamente investigados e os sistemas de tratamento devem ser exaustivamente pesquisados e aperfeiçoados.

REFERÊNCIAS

- AFONSO-OLIVARES, C. et al. Estimation of kinetic parameters and UV doses necessary to remove twenty-three pharmaceuticals from pre-treated urban wastewater by UV/H₂O₂. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, 329, p. 130-138, 2016.
- AL-ODAINI, N. A. et al. Multi-residue analytical method for human pharmaceuticals and synthetic hormones in river water and sewage effluents by solid-phase extraction and liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1217, p. 6791-6806, 2010.
- ALVARINO, T. et al. A UASB reactor coupled to a hybrid aerobic MBR as innovative plant configuration to enhance the removal of organic micropollutants. **Chemosphere**, v. 144, p. 452-458, 2016.
- AMÉRICO, J. H. P. A. et al. Fármacos em uma Estação de tratamento de esgoto na Região Centro-Oeste do Brasil e os Riscos aos Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n. 3, p. 61-67, 2012.
- AQUINO, S. F. de; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.18, n. 3, p. 187-204, 2013.
- ARAÚJO, K. S. et al. Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais. **Revista Ambiente e Água**, v. 11, n. 2, p. 387-401, 2016.
- AUVINEN, H. et al. Removal of pharmaceuticals by a pilot aerated sub-surface flowconstructed wetland treating municipal and hospital wastewater. **Ecological Engineering**, v. 100, p. 157-164, 2017.
- BALAKRISHNA, K. et al. A review of the occurrence of pharmaceuticals and personal care products in Indian water bodies. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 137, p. 113-120, 2017.

- BARCELÓ, D. Emerging pollutants in water analysis. **Trac-Trends in Analytical Chemistry**, v. 22(10), p. XIV-XVI, 2003.
- BIRKHOLOZ, D. A.; STILSON, S. M.; ELLIOTT, H. S. **Analysis of emerging contaminants in drinking water - A Review**. Comprehensive Water Quality and Purification, v.2, Elsevier Inc. Editora: Satinder Ahuja, p. 212-229, 2014.
- BITTENCOURT, S. et al. Sorção de poluentes orgânicos emergentes em lodo de esgoto. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.21, n.1, p. 43-53, 2016.
- BRITO, N. N. de; SILVA, V. B. M. Processo oxidativo avançado e sua aplicação ambiental. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 1, n. 3, p. 36-47, 2012.
- BROWN K. D. et al. Occurrence of antibiotics in hospital, residential, and dairy effluent, municipal wastewater, and the Rio Grande in New Mexico. **Science of the Total Environment**, v. 366, p. 772-783, 2006.
- CAMPANHA, M. C. et al. A 3-year study on occurrence of emerging contaminants in an urban stream of São Paulo State of Southeast Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 10, p. 7936-47, 2015.
- CASAS-VÁSQUEZ, P.; ORTIZ-SAAVEDRA, P.; PENNY-MONTENEGRO, E. Estrategias para optimizar el manejo farmacológico en el adulto mayor. **Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública**, v.33(2), p. 335-41, 2016.
- CORRÉA, L. M.; RODRIGUES, C.; MACEDO, L. C. Avaliação farmacoterápica em pacientes de uma instituição geriátrica da região centro - ocidental do Paraná, Brasil. SaBios: **Revista de Saúde e Biologia**, v.11, n.1, p.22-30, 2016.
- COSTA, G.; CANGERANA, F. Estudo do processo oxidativo avançado como uma alternativa tecnológica e eficaz no tratamento de efluentes. **Revista Eletrônica de Tecnologia e Cultura**, v. 19, p. 63-84, 2016.
- COSTA JUNIOR, I. L.; PLETSCH, A. L.; TORRES, Y. R. Ocorrência de fármacos antidepressivos no meio ambiente-revisão. **Revista Virtual de Química**, v. 6, n. 5, p. 1408-1431, 2014.
- DINH, Q. T. et al. Occurrence of antibiotics in rural catchments. **Chemosphere**, v. 168, p. 483-490, 2017.
- DODGEN, L. K. et al. Characterizing pharmaceutical, personal care product, and hormone contamination in a karst aquifer of southwestern Illinois, USA, using water quality and stream flow parameters. **Science of the Total Environment**, v. 578, p. 281-289, 2017.
- EBELE, A. J.; ABDALLAH, M. A.; HARRAD, S. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. **Emerging Contaminants**, p. 1-16, 2016.
- EKPEGHERE, K. I. et al. Determination and characterization of pharmaceuticals in sludge from municipal and livestock wastewater treatment plants. **Chemosphere**, v. 168, p. 1211 - 1221, 2017.
- FARRÉ, M. et al. Fate and toxicity of emerging pollutants, their metabolites and transformation products in the aquatic environment. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 27, n. 11, p. 991-1007, 2008.
- FISCHER, K.; MAJEWSKY, M. Cometabolic degradation of organic wastewater micropollutants by activated sludge and sludge-inherent microorganisms. **Applied Microbiology Biotechnology**, v. 98, p. 6583 - 6597, 2014.
- GALUS, M. et al. Chronic, low concentration exposure to pharmaceuticals impacts multiple organ systems in zebrafish. **Aquatic Toxicology**, v. 132-133, p. 200 - 211, 2013.
- GARZA-CAMPOS, B. et al. Salicylic acid degradation by advanced oxidation processes. Coupling of solar photoelectro-Fenton and solar heterogeneous photocatalysis. **Journal of Hazardous Materials**, v. 319, p. 34-42, 2016.
- GAVRILESCU, M. et al. Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. **New Biotechnology**, v. 32, n. 1, p. 147-156, 2015.
- GIANNAKIS, S. et al. Solar photo-Fenton and UV/H₂O₂ processes against the antidepressant Venlafaxine in urban wastewaters and human urine. Intermediates formation and biodegradability assessment. **Chemical Engineering Journal**, v. 308, p. 492-504, 2017.
- GIBBS, J. et al. Occurrence and partitioning of antibiotic compounds found in the water column and bottom sediments from a stream receiving two wastewater treatment plant effluents in Northern New Jersey, 2008. **Science of the Total Environment**, v. 458- 480, p. 107-116, 2013.
- GIGER, W. Hydrophilic and amphiphilic water pollutants using advanced analytical methods for classic and emerging contaminants. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 393, p.37-44, 2009.
- GIL, E. D. S.; MATHIAS, R. O. Classificação e riscos associados aos resíduos químicos- Farmacêuticos. **Revista Eletrônica de Farmácia**, v. 2, p. 87-93, 2005.
- GRANDCLÉMENT, C. et al. From the conventional biological wastewater treatment to hybrid processes, the evaluation of organic micropollutant removal: A review. **Water Research**, doi: 10.1016/j.watres.2017.01.005, 66 p., 2017.
- GROS, M. et al. Screening and prioritization of micropollutants in wastewaters from on-site sewage treatment facilities. **Journal of Hazardous Materials**, v. 328, 25 p., 2017.
- HANSEN, k. M. S. et al. Ozonation for source treatment of pharmaceuticals in hospital wastewater - ozone lifetime and required ozone dose. **Chemical Engineering Journal**, 33 p., 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2016.01.027>. Acesso em: 14 fev. 2017.
- HOA, P. T. et al. Antibiotic contamination and occurrence of antibiotic-resistant bacteria in aquatic environments of northern

- Vietnam. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 2894-2901, 2011.
- HYLAND, K.C. et al. Sorption of ionized and neutral emerging trace organic compounds onto activated sludge from different wastewater treatment configurations. **Water Research**, v. 46, n. 6, p. 1958-1968, 2012.
- JANK, L. et al. Simultaneous determination of eight antibiotics from distinct classes insurface and wastewater samples by solid-phase extraction and high-performance liquid chromatography–electrospray ionization mass spectrometry. Published online. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, p. 1013-1037, 2014.
- JIANG, J.; ZHOU, Z.; SHARMA, V. K. Occurrence, transportation, monitoring and treatment of emerging micro-pollutants in waste water - A review from global views. **Microchemical Journal**, v. 110, p. 292-300, 2013.
- KEMPER, N. Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment. **Ecological Indicators**, v. 8, p. 1-13, 2008.
- KIM, Y. et al. Aquatic toxicity of acetaminophen, carbamazepine, cimetidine, diltiazem and six major sulfonamides, and their potential ecological risks in Korea. **Environment International**, v. 33, p. 370-375, 2007.
- KNOPP, G. et al. Elimination of micropollutants and transformation products from a wastewater treatment plant effluent through pilot scale ozonation followed by various activated carbon and biological filters. **Water Research**, doi: 10.1016/j.watres.2016.04.069, 43 p., 2016.
- KRAMER, R. D. et al. Determinação de anti-inflamatórios na água e sedimento e suas relações com a qualidade da água na bacia do Alto Iguaçu, Curitiba-PR. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 3, p. 657-667, 2015.
- KÜMMERER, K. The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use - present knowledge and future challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 2354-2366, 2009.
- KÜMMERER, K. Pharmaceuticals in the Environment. **Annual Review of Environment and Resources**, v.35, p. 57-75, 2010.
- LAPWORTH, D. J. et al. Emerging organic contaminants in groundwater: a review of sources, fate and occurrence. **Environmental Pollution**, v. 163, p. 287-303, 2012.
- LI, W. C. Occurrence, sources, and fate of pharmaceuticals in aquatic environment and soil. **Environmental Pollution**, v. 187, p. 193-201, 2014.
- LIN, A. Y. C.; YU, T.; LIN, C. Pharmaceutical contamination in residential, industrial, and agricultural waste streams: Risk to aqueous environments in Taiwan. **Chemosphere**, v. 74, p. 131-141, 2008.
- LONAPPAN, L. et al. Diclofenac in municipal wastewater treatment plant: quantification using laser diode thermal desorption—atmospheric pressure chemical ionization—tandem mass spectrometry approach in comparison with an established liquid chromatography–electrospray ionization—tandem mass spectrometry method. **Journal of Chromatography A**, v. 1433, p. 106-113, 2016.
- LOPES, V. S. A. et al. Development of a solid-phase extraction system modified for preconcentration of emerging contaminants in large sample volumes from rivers of the lagoon system in the city of Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 110, p. 572-577, 2016.
- LÓPEZ-SERNA, R., PETROVIĆ, M., BARCELÓ, D. Occurrence and distribution of multi-class pharmaceuticals and their active metabolites and transformation products in the Ebro River basin (NE Spain). **Science of the Total Environment**, v. 440, p. 280-289, 2012.
- MACHADO, K. C. et al. A preliminary nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 572, p. 138-146, 2016.
- MARGOT, J. et al. Role of ammonia-oxidizing bacteria in micropollutant removal from wastewater with aerobic granular sludge. **Water Science and Technology**, v. 73, p. 564-575, 2016.
- MARSIK, P. et al. Non-steroidal anti-inflammatory drugs in the watercourses of Elbe basin in Czech Republic. **Chemosphere**, v. 171, p. 97-105, 2017.
- MARTÍN, J. et al. Occurrence of pharmaceutical compounds in wastewater and sludge from wastewater treatment plants: removal and ecotoxicological impact of wastewater discharges and sludge disposal. **Journal of Hazardous Materials**, p. 40-47, 2012.
- MEHINTO, A. C., HILL, E. M., TYLER, C. R. Uptake and biological effects of environmentally relevant concentrations of the nonsteroidal anti-inflammatory pharmaceutical diclofenac in rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Environmental Science & Technology**, v. 44, p. 2176-2182, 2010.
- MIRZAEI, A. et al. Removal of pharmaceuticals from water by homogeneous Fenton-type processes - A review. **Chemosphere**, v. 174, p. 665-688, 2017.
- NEBOT, C. GIBB, S. W.; BOYD, K. G. Quantification of human pharmaceuticals in water samples by high performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. **Analytica Chimica Acta**, v. 598, p. 87-94, 2007.
- PAL, A. et al. Impacts of emerging organic contaminants on freshwater resources: review of recent occurrences, sources, fate and effects. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 24, p. 6062-6069, 2010.
- PEREIRA, D. G. Importância do metabolismo no planejamento de fármacos. **Química Nova**, v. 30, n. 1, p. 171-177, 2007.
- PETRIE, B.; BARDEN, R.; KASPRZYK-HORDEN, B. A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. **Water Research**, v. 72, p. 3-27, 2015.

- PETROVIC, M. et al. Liquid chromatography-tandem mass spectrometry for the analysis of pharmaceutical residues in environmental samples: a review. **Journal of Chromatography A**, v. 1067, p. 1-14, 2005.
- POMATI F. et al. Effects of a complex mixture of therapeutic drugs at environmental levels on human embryonic cells. **Environmental Science Technology**, v. 40, p. 2442 – 2447, 2006.
- RIVAS, F. J.; BELTRÁN, F. J.; ENCINAS, A. Removal of emergent contaminants: Integration of ozone and photocatalysis. **Journal of Environmental Management**, v. 100, p. 10-15, 2012.
- RODIL, R. et al. Emerging pollutants in sewage, surface and drinking water in Galicia (NW Spain). **Chemosphere**, v. 86, p. 1040-1049, 2012.
- ROSAL, R. et al. Removal of pharmaceuticals and kinetics of mineralization by O₃/H₂O₂ in a biotreated municipal wastewater. **Water Research**, v. 42, p.3719-3728, 2008.
- SANTOS, L. H. et al. Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 175, n. 1-3, p. 45-95, 2010.
- SILVA, C. G. A. da; COLLINS, C. H. Applications of High Performance Liquid Chromatography For The Study of Emerging Organic Pollutants. **Química Nova**, v. 34, n. 4, p. 665-676, 2011.
- SIM, W. J.; LEE, J. W.; OH, J. E. Occurrence and fate of pharmaceuticals in wastewater treatment plants and rivers in Korea. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 5, p. 1938-1947, 2010.
- SODRÉ, F. F.; MONTAGNER, M. A. F.; JARDIM, W. F. Ocorrência de Interferentes Endócrinos e Produtos Farmacêuticos em Águas Superficiais da Região de Campinas (SP, Brasil). **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v.2, n.2, p. 187-196, 2007.
- STUMPF, M. et al. Polar drug residues in sewage and natural waters in the state of Rio de Janeiro, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 225, p. 135-141, 1999.
- SUÁREZ, S. et al. How are pharmaceutical and personal care products (PPCPs) removed from urban wastewaters? **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 7, p. 125-138, 2008.
- SUBEDI, B. et al. Mass loading and removal of pharmaceuticals and personal care products including psychoactives, antihypertensives, and antibiotics in two sewage treatment plants in southern India. **Chemosphere**, v. 167, p. 429-437, 2017.
- THOMAS, K. V. et al. Screening for selected human pharmaceuticals and cocaine in the urban streams of Manaus, Amazonas, Brazil. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 50, n. 2, p. 302-308, 2014.
- VANNINI, C. et al. Effects of a complex mixture of therapeutic drugs on unicellular algae *Pseudokirchneriella subcapitata*. **Aquatic Toxicology**, v. 101, p. 459 - 465, 2011.
- VERLICCHI, P.; AL AUKIDY, M.; ZAMBELLO, E. Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment-A review. **Science of the Total Environment**, v.429, p. 123-155, 2012.
- YAO, L. et al. Occurrence and risk assessment of antibiotics in surface water and groundwater from different depths of aquifers: A case study at Jiangnan Plain, central China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 135, p. 236-242, 2017.
- ZHANG, S. et al. Simultaneous quantification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs), and pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in Mississippi river water, in New Orleans, Louisiana, USA, **Chemosphere**, v. 66, p. 1057-1069, 2007.
- ZHANG, Y.; GEISSEN, S. U.; GAL, C. Carbamazepine and diclofenac: removal in wastewater treatment plants and occurrence in water bodies. **Chemosphere**, v.73, p.1151-61, 2008.

Mês	Dias	Evento	Local
Abril	06 de abril a 09 de junho	Curso Licenciamento Ambiental no Estado de São Paulo	CETESB Endereço: Av. Prof. Frederico Hermann Jr., 345, Prédio 6, Alto de Pinheiros, São Paulo - SP Mais informações: http://cetesb.sp.gov.br/cursos-treinamentos/#
	8 a 11	Collection Systems Conference 2018	Virginia Beach Convention Center, Virginia Beach, Virginia, Estados Unidos Mais informações: https://wef.org/collectionsystems/
	8 a 11	II Simpósio Latino Americano de Monitoramento de Águas Subterrâneas	Auditório do CREA-MG Av. Álvares Cabral, 1600 - Santo Agostinho Belo Horizonte - MG Mais informações: http://www.abasmg.org.br/slamas/
	10 a 12	FIEMA 2018	Parque de Eventos de Bento Gonçalves - RS Mais informações: http://www.fiema.com.br/
	23 a 26	WASTE EXPO 2018	Las Vegas Convention Center, Central Halls Las Vegas, Estados Unidos Mais informações: http://www.wasteexpo.com/we18/Public/Enter.aspx
Maio	7 a 11	Avaliação de impacto ambiental	CETESB Endereço: Av. Prof. Frederico Hermann Jr., 345, Prédio 6, Alto de Pinheiros, São Paulo - SP Mais informações: http://cetesb.sp.gov.br/cursos-treinamentos/#
	13 a 16	3 rd Green & Sustainable Chemistry Conference	Hotel Intercontinental Berlim, Alemanha Mais informações: https://www.elsevier.com/events/conferences/green-and-sustainable-chemistry-conference
	14 a 18	IFAT 2018 Munich: FERIA de tecnologia ambiental, Alemanha	New Munich Trade Fair Centre, Munique, Alemanha Mais informações: www.ifat.de/
	15 a 18	Residuals and Biosolids Conference 2018	Phoenix Convention Center, Phoenix, Arizona, Estados Unidos Mais informações: https://www.wef.org/ResidualsBiosolids
	23 a 25	SMICE 2018-Sludge Management in Circular Economy	Hotel Massimo d'Azeglio Via Cavour 18, Roma, Itália Mais informações: http://www.iwa-network.org/events/sludge-management-in-circular-economy/ http://smice2018.com/

Mês	Dias	Evento	Local
Junho	5 a 6	Window on Ottawa	Hotel Lord Elgin - Ottawa - Canadá Mais informações: http://www.cwwa.ca/windowonottawa_e.asp
	11 a 14	ACE 18	Mandalay Bay Convention Center - Las Vegas - Estados Unidos Mais informações: https://www.awwa.org/conferences-education/conferences/annual-conference.aspx
	13 a 15	Foro Medio Ambiente Y Sostenibilidad 2018	Ifema Feria de Madrid, Espanha Mais informações: http://foromediambientey sostenibilidad.com/fsms-2018/
	25 a 27	Curso de Noções Teóricas de Identificação e Contagem de Cianobactérias – Módulo I	CETESB Endereço: Av. Prof. Frederico Hermann Jr., 345, Prédio 6, Alto de Pinheiros, São Paulo - SP Mais informações: http://cetesp.sp.gov.br/cursos-treinamentos/#
	18 a 20	XIV SIBESA	Hotel Bourbon Endereço: Av. das Cataratas km 2,5, Nº 2345 Tel.: (45) 3521-3900 Foz do Iguaçu, PR Mais informações: http://www.abes.locaweb.com.br/XP/XP-EasyPortal/Site/XP-PortalPaginaShow.php?id=962 reservas.cataratas@bourbon.com.br
	27 a 29	Regional HELIX 2018: International Conference on Innovation, Engineering and Entrepreneurship	Universidade do Minho - Escola de Engenharia, Guimarães, Portugal Mais informações: https://easychair.org/cfp/RegionalHELIX2018
Julho	1 a 6	13th International conference on Hydroinformatics	Local: Palermo/Italia Mais informações: www.hic2018.org
	8 a 12	Singapore Water Convention	Local: Singapura Mais informações: www.slww.com.sg
	23 a 27	IWA REUSE 2017 11th IWA International Conference on Water Reclamation and Reuse	Long Beach, California, Estados Unidos Mais informações: http://iwareuse2017.org/

agradecimentos

A Direção Editorial e toda a equipe de Produção da Revista DAE gostaria de agradecer nominalmente à toda a sua equipe de pareceristas pelo excepcional trabalho realizado na criteriosa análise de conteúdo, forma e relevância de todos os artigos publicados. São profissionais que colocam sua experiência e conhecimento em prol da excelência do conteúdo de nossa publicação e que permitem que a Revista DAE, a cada edição, cumpra seu papel na disseminação de conhecimento e melhores práticas para a engenharia do saneamento.

Adeilde Matias Carlos de Araújo - CAESB - Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal

Ademir Paceli Barbassa - UFSCar - Universidade Federal de São Carlos

Adolpho Jose Melfi - USP - Universidade de São Paulo - Campus Piracicaba - Instituto de Energia e Ambiente

Adriane Martins de Freitas - Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR

Adriano Luiz Tonetti - Unicamp - Universidade Estadual de Campinas

Adrianus Van Haandel - UFCG - Universidade Federal de Campina Grande

Afonso de Moraes Paiva - UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Coppe, Programa de Engenharia Oceânica.

Airton Checoni Davi - UNIP - Universidade Paulista

Alberto Carlos de Campos Bernardi - Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa Pecuária Sudeste.

Alberto de Freitas Castro Fonseca - UFOP - Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP)

Alberto Luiz Francato - Unicamp - Universidade Estadual de Campinas

Alceu Galvão - Arcece - Agência Reguladora do Estado do Ceará

Aldo Pacheco Ferreira - Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca

Alessandra Pereira da Silva - UNIFESP - Universidade Federal de São Paulo, Campus Diadema

Alexandre Beluco - UFRGS Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Instituto de Pesquisas Hidráulicas

Aline Pimentel Gomes - UPF - Universidade Passo Fundo

Aline Sarmento Procópio - UFJF - Universidade Federal de Juiz de Fora

Alisson Gomes Moraes - Sabesp - Cia. de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Allan Saddi Arnesen - Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Alterdo Oliveira Cutrim - UFMT - Universidade Federal de Mato Grosso, Pró-Reitoria de Ensino e Graduação, Geologia Geral

Alvaro L. G. Cantanhede - UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

Amanda Finger - UFMT - Universidade Federal de Mato Grosso, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

Américo de Oliveira Sampaio - SSRH - Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos - Coordenadoria de Saneamento

Ana Lúcia Brasil - ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária - ABES/SP

Ana Lucia Silva - Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Anapátricia Morales Vilha - UFABC - Universidade Federal do ABC

André Bezerra dos Santos - UFC - Universidade Federal do Ceará

André Felipe de Melo Sales Santos - UFRPE - Universidade Federal Rural de Pernambuco

André Luis Sotero Salustiano Martim - UNICAMP - Universidade Estadual de Campinas

André Pereira Rosa - UFV Universidade Federal de Viçosa - Depto de Engenharia Agrícola Depto Rec Hídricos e Ambientais

Angela Di Bernardo Dantas - UNAERP - Universidade de Ribeirão Preto

Angela Teresa Costa Sales - UFS - Universidade Federal de Sergipe - Cidade Universitária

Anna Kelly Moreira - IFPI - Instituto Federal do Piauí

Anna Peixoto - UNESP Bauru

Antonio Carlos Zuffo - UNICAMP - Universidade Estadual de Campinas

Antônio Domingues Benetti - UFRGS - Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Antonio Domingues de Figueiredo - EPUSP - Escola Politécnica Universidade de São Paulo

Antonio Eduardo Bezerra Cabral - UFC Universidade Federal do Ceará - GPMATE Grupo de Pesquisa em Materiais de Construção e Estruturas

Antonio Idivan Vieira Nunes - UFC - Universidade Federal do Ceará

Antonio Marozzi Righetto - UFRN - Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Ariuska Carla Barbosa Amorim - UnB - Universidade de Brasília - Faculdade de Tecnologia

Armando Borges de Castilho Junior - UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia do Conhecimento

Artur de Jesus Motheo - USP - Universidade de São Paulo, Instituto de Química de São Carlos

Asher Kiperstok - UFBA - Universidade Federal da Bahia

Beatriz Monte Serrat - UFPR - Universidade Federal do Paraná

Beatriz Susana Ovruski de Ceballos - UEPB - Universidade Estadual da Paraíba

Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira - UFSCAR - Universidade Federal de São Carlos

Cali Laguna Achon - UFSCar - Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia

Camilo Michalka Junior - UFRJ_ Universidade Federal do Rio de Janeiro

Carla Bastos Vidal - UFC - Universidade Federal do Ceará

Carla Grazieli Azevedo da Silva - UFMT - Universidade Federal de Mato Grosso, Departamento de Química

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo - UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais

Carlos Augusto França Schettini - UFPE - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia, Departamento de Oceanografia

Carlos de Oliveira Galvão - UFCG - Universidade Federal de Campina Grande

Carlos Fernandes de Medeiros Filho - UFCG - Universidade Federal de Campina Grande

Carlos Renato Marmo - Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa Pecuária Sudeste.

Carmem Lucia Moreira Gadelha - UFPB - Universidade Federal da Paraíba

Cassio Hamilton Abreu Junior - CENA/USP - Centro de Energia Nuclear na Agricultura

Célia Regina Granhen Tavares - UEM - Universidade Estadual de Maringá

Celia Regina Montes - USP - Universidade de São Paulo - Campus Piracicaba

Celso Romanel - PUC - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro

Claudio Ribeiro Lucinda - USP - Universidade de São Paulo, Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade

Conceição da Maria Albuquerque Alves - UnB Universidade de Brasília

Cristiano das Neves Almeida - UFPB - Departamento de Engenharia Civil

Cristina Filomena Paschoalato - UNAERP - Universidade de Ribeirão Preto

Cristina Souza Freire Nordi - UNIFESP - Universidade Federal de São Paulo

Cyro Bernardes Junior - Empresa Privada AMB-Consult Ltda.

Daniel Costa dos Santos - UFPR - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Departamento de Hidráulica e Saneamento

Daniel Mourira Fontes Lima - UFS - Universidade Federal de Sergipe - DEC - Departamento de Engenharia Civil

Delmira Beatriz Wolff - UFSM - Universidade Federal de Santa Maria

Denise Conceição de Gois Santos Michelan - Universidade Federal de Sergipe /Centro de Ciências Exatas e Tecnologia

Dib Gebara - Unesp - Universidade Estadual Julio de Mesquita Filho - Campus Ilha Solteira

Diogo Costa Buarque - UFES - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, Departamento de Eng Ambiental

Dione Mari Morita - EPUSP - Escola Politécnica da USP

Dirce Maria Trensan Zanetta - FSPUSP - Depto de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública/USP

Doron Grull - CEAP/FSP - Faculdade de Saúde Pública da USP

Edes Fernandes de Oliveira - CEDAE

Edevar Luvizotto Junior - Unicamp - Universidade Estadual de Campinas

Edmundo Koelle - KOELLE ENGINEERING S/C. LTDA

Edson Luiz Silva - UFSCAR - Universidade Federal de São Carlos - Departamento de Engenharia Química

Edson Pereira Tangerino - UNESP - Univ. Estadual Júlio de Mesquita Filho - Campus Ilha Solteira

Eduardo Pacheco Jordão - UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

Eduardo Lucas Subtil - UFABC - Universidade Federal do ABC

Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim - UFAL - Universidade Federal de Alagoas, UFAL, Centro de Tecnologia.

Eduardo Sales Machado Borges - Instituto Federal do Sudeste de Minas Gerais, Campus Barbacena

Edumar Ramos Cabral Coelho - UFES - Universidade Federal do Espírito Santo

Elayse Maria Hachich - Cetesb - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

Eliana Beatriz Nunes Rondon Lima - Universidade Federal de Mato Grosso, Departamento de História, Departamento De Engenharia Sanitaria

Elisângela Maria Rodrigues Rocha - UFPB - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Tecnologia - Campus I

Eloísa Cherbakian - Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Eloy Kaviski - UFPR - Universidade Federal do Paraná

Elvis Carissimi - UFSM - Universidade Federal de Santa Maria

Emília Maria Alves Santos - IFCE - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará IFCE

Emilia Kiyomi Kuroda - UEL - Universidade Estadual de Londrina

Emilia Wanda Rutkowski - Unicamp - Universidade Estadual de Campinas

EneDir Ghisi - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Departamento de Engenharia Civil

Eniz Conceição Oliveira - Universidade doVale do Taquari - Univates

Erica Pugliesi - UFSCar - Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia

Erich Kellner - UFSCar - Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia

Eugênio Foresti - EESC/USP- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Fabiana Alves Fiore Pinto - Unesp - Campus de São José dos Campos

Fabio Campos - Escola Politecnica da USP EACH - USP Leste

Fernando de Almeida Santos - PUC - Pontifícia Universidade Católica

Fernando Fernandes - UEL - Universidade Estadual de Londrina

Fernando Sarti - Unicamp - Universidade Estadual de Campinas

Flávio Rubens Lapolli - UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

Francisco de Assis de Souza Filho - UFC - Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia

Francisco Humberto de Carvalho Junior - IFCE - Instituto Federal do Ceará

Francisco Osny Enéas da Silva - UFC - Universidade Federal do Ceará

Francisco Suetônio Bastos Mota - UFC - Universidade Federal do Ceará

Frederico Araujo Turolla - Pezco Consultoria

Frederico Carlos Martins de Menezes Filho - Universidade Federal de Viçosa

Frederico Yuri Hanai - UFSCar - Universidade federal de São Carlos - Departamento de Ciências Ambientais - DCAM

Gabriela Ramos Hurtado - Unesp - Campos de São José dos Campos

Gilberto Berzin - UCS - Universidade Católica de Santos, Faculdade de Engenharia Civil

Gilmar Wanzeller Siqueira - UFPA - Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Exatas e Naturais/Faculdade de Química

Gilson Alberto Rosa Lima - UFMT - Universidade Federal de Mato Grosso

Gilson Barbosa Athayde Junior - UFPB - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Tecnologia - Campus I, Departamento de Engenharia

Giselle Patricia Sancinetti - Universidade Federal de Alfenas, Instituto de Ciência e Tecnologia

Gustavo Henrique Ribeiro da Silva - FEB Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de Engenharia de Bauru

Gustavo Rafael Collere Possetti - Sanepar - Companhia de Saneamento do Paraná, Assessoria de Pesquisa e Desenvolvimento.

Harry Edmar Schulz - EESC/USP- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Heber Pimentel Gomes - Universidade Federal da Paraíba - Centro de Tecnologia - Campus I, LEHNS

Hélio Castro - Arsesp - Agência Reguladora de Saneamento e Energia do Estado de São Paulo

Hélio César Suleiman - Centro Universitário da Fundação Educacional Barretos/ (CBH Grande)

Hélio da Silva Almeida - UFPA - Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Exatas e Naturais/Faculdade de Química

Hélio Rodrigues dos Santos - UFRN - Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Henrique de Melo Lisboa - UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

Honória de Fátima Gorgulho - Universidade Federal de São João del Rei

Hugo Abi karam - UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências

Iara Regina Soares Chao - Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Ilza Machado Kaiser - FEB - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de Engenharia de Bauru

Iran Eduardo Lima Neto - UFC Universidade Federal do Ceará

Isaac Volschan - UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

Ivaltemir Barros Carrijo - Saneago - Saneamento de Goiás S.A., Assessoria de Empreends Especiais

Ivanildo Hespanhol - Cirra - Centro Internacional de Referência em Reúso de Água

Ivone da Silva Matos - UFMT - Universidade Federal de Mato Grosso

Jackson de Oliveira Pereira - UFSJ - Universidade Federal de São João Del Rei

Jaime Joaquim Pereira da Silva Cabral - UFPE - Universidade Federal do Pernambuco

Jairo Tardelli - Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Jean Pierre Henry Balbaud Ometto - INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Centro de Ciências do Sistema Terrestre

Joacio De Araujo Morais Junior - UFPB - CT - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental UFPB

João B Comparini - Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

João Sergio Cordeiro - UFSCAR - Universidade Federal de São Carlos

João Vicente de Assunção - FSPUSP - Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo

Joaquim Gonçalves Machado Neto - Unesp - Universidade Júlio de Mesquita Filho - Campus Jaboticabal

Joel Dias da Silva - FURB - Universidade de Blumenau

John Kenedy de Araújo - UFC - Universidade Federal do Ceará

Jorge Akutsu - UFSCAR - Universidade Federal de São Carlos

Jorge Antonio Barros de Macedo - Faculdade Metodista Granbery

Jorge Eurico Ribeiro Matos - UFBA - Universidade Federal da Bahia

Jose Capelo Neto - UFC - Universidade Federal do Ceará

José Anderson do Nascimento Batista - Unicamp - Universidade Estadual de Campinas

José Antonio Tosta - UFES - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, Departamento de Eng Ambiental

José Carlos Mierzwa - EPUSP - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo - Campus São Paulo

José Ermírio Ferreira de Moraes - Unifesp - Universidade Federal de São Paulo - Departamento de Ciências Exatas e da Terra

José Euclides Stipp Paterniani - Unicamp - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola

José Fernando Thomé Jucá - UFPE - Universidade Federal do Pernambuco

Jose Geraldo Portugal Junior - Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

José Luiz Albuquerque Filho - Instituto de Pesquisas Tecnológicas - IPT

José Mancinelli Ledo do Nascimento - UFPB - Universidade Federal da Paraíba Centro de Ciências Humanas,

José Maria de Camargo Barros - IPT - Instituto de Pesquisa Tecnológica do Estado de São Paulo

Jose Paulo Soares de Azevedo - UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

José Ricardo de Almeida França - UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

Jose Roberto Campos - EESC/USP - Escola de Engenharia de São Carlos

José Rodolfo Scarati Martins - Escola Politecnica da USP - Depto Eng. Hidráulica e Ambiental

Juliana Calabria de Araujo - UFMG/Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

Juliana Delgado Tinôco - Universidade Federal do Rio Grande do Norte-UFRN

Jurandyr Povinelli - EESC/USP- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Kamel Zahed Filho - EPUSP - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo - Campus São Paulo

Karina Querne de Carvalho - UFTPR - Departamento Acadêmico de Construção Civil - DACOC

Kátia Marques Cardoso Prates - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Coordenação do Curso de Engenharia Ambiental

Klebber Teodomiro Martins Formiga - UFG - Universidade Federal de Goiás

Kouji Kitahara - Consultores Associados

Libânia da Silva Ribeiro - Universidade Federal de Campina Grande

Liliana Rodrigues - UEM - Universidade Estadual de Maringá

Liliane Lazzari Albertin - Universidade Estadual Paulista (UNESP). Campus de Ilha Solteira. Faculdade de Engenharia (FEIS)

Linilson Rodrigues Padovese - USP - São Paulo

Livia Saviolli Manetta - ESAMC - Escola Superior de Administração, Marketing e Comunicação

Luana Albertani Pampuch - UNESP - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - Campus SJ

Lucas Tadeu Fuess - USP - Escola de Engenharia de São Carlos

Luciana Coelho Mendonça - UFS - Universidade Federal de Sergipe - DEC - Departamento de Engenharia Civil

Luciana Paulo Gomes - Unisinos

Luciana Pereira - UFABC - Universidade Federal do ABC, Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas

Luciano Matos Queiroz - UFBA - Universidade Federal da Bahia

Lucila Adriani Coral - UFTPR - Laboratório de Tratamento e Potabilização de Água - LTPA

Ludmilson Abritta Mendes - UFS - Universidade Federal de Sergipe / Departamento de Engenharia Civil

Luis Rafael Palmier - UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais

Luisa Fernanda Ribeiro Reis - EESC/USP - Escola de Enga de São Carlos da Universidade de São Paulo

Luiz Antonio Daniel - EESC/USP- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Luiz Bandeira de Mello Laterza - Aqueduto Tecnologia em Tubulações Ltda

Luiz Cláudio Ribeiro Galvão - USP/PEA - Universidade de São Paulo - Campus São Paulo

Luiz Di Bernardo - Hidrosan Engenharia SS Ltda

Luiz Fernando de Abreu Cybis - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Departamento de Obras

Luiz Olinto Montegia - UFRGS Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Luiz Roberto Santos Moraes - Universidade Federal da Bahia

Luiz Sérgio Philippi - UFSC- Universidade Federal de Santa Catarina - Campus Trindade

Luiz Yoshiharu Ito - Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Lyda Patricia Sabogal Paz - EESC/USP - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo

Magda Beretta - UFBA - Universidade Federal da Bahia

Marcelo Giulian Marques - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas

Marcelo Antunes Nolasco - USP LESTE

Marcelo Gomes Miguez - Poli UFRJ

Marcelo Kenji Miki - Sabesp - Depto de execução de Projetos de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação

Marcelo Libânio - UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais

Marcelo Luiz Martins Pompeo - IB - Instituto de Biologia da USP

Marcelo Pedroso Curtarelli - Fundação CERTI

Marcelo Zaiat - EESC/USP- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Márcia Maria Rios Ribeiro - UFCG - Universidade Federal de Campina Grande, Departamento de Engenharia Civil

Márcia Regina Silva fagundes Klen - UEOP - Universidade Estadual do Oeste do Paraná

Márcia Valéria Porto de Oliveira Cunha - IFPA - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia

Marcia Walquiria de Carvalho Dezotti - UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

Marcilene Dantas Ferreira - UFSCAR - Universidade Federal de São Carlos

Márcio Benedito Baptista - UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais

Marcio Ricardo Salla - UFU - Universidade Federal de Uberlândia

Marco Antonio Almeida de Souza - Universidade de Brasília - UnB

Marco Antonio Calazans Duarte - Professor titular e membro do Núcleo de Pesquisas em San Básico do IFRN

Marco Antonio Penalva Reali - EESC/USP - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Marco Antonio Pereira Querol - UFS - Universidade Federal do Sergipe

Marco Antonio Saidel - USP/PEA - Universidade de São Paulo - Campus São Paulo

Marco Aurelio Holanda de Castro - UFC - Universidade Federal do Ceará

Marco Aurélio Lima Barbosa - FECAP - Fundação Escola de Comércio Álvares Penteado

Marcos Antonio Gomes - UFV - Universidade Federal de Viçosa

Margarida Marchetto - UFMT - Universidade Federal de Mato Grosso, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

Maria Aparecida Faustino Pires - IPEN-CNEN/SP

Maria Beatriz Machado Bonacelli - Unicamp - Universidade Estadual de Campinas

Maria Bernadete Amâncio Varesche - Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, Depto de Hidráulica e Saneamento

Maria Cecilia de Souza Minayo - Fundação Osvaldo Cruz

Maria do Carmo Calijuri - EESC/USP - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Maria Eliza Nagel Hassemer - UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

Maria Eugênia Gimenez Boscov - USP - Universidade de São Paulo - Campus São Paulo

Maria Inês Sato - Cetesb - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

Maria Lúcia Pereira Antunes - Unesp Sorocaba

Maria Tereza Pepe Razzolini - FSPUSP - Depto de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública/USP

Mario Takayuki Kato - UFPE - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Depto Eng.Civil

Mario Thadeu Leme de Barros - Escola Politécnica da USP

Marisa Spirandeli Crespi - IQ UNESP - Instituto de Química /UNESP Araraquara

Marisete Dantas de Aquino - UFC - Universidade Federal do Ceará

Marta Regina Inoue - Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Mateus Ricardo Nogueira Vilanova - Unesp - FEG - Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá

Maurício Augusto Leite - Unesp - Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho

Maurício Luiz Sens - UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

Mauro Zackiewicz - Empresa Privada Elabora

Miguel Mansur Aisse - Universidade Federal do Paraná - UFPR

Milton Dall'Aglio Sobrinho - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira

Miriam Moreira Bocchiglieri - Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Mirleia Aparecida de Carvalho - UFLA - Universidade Federal de Lavras

Monica Ferreira do Amaral Porto - EPUSP - Escola Politécnica Universidade de São Paulo - Campus São Paulo

Mounir Khalil El Debs - EESC/USP - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Neide Pessin - Universidade de Caxias do Sul, Centro de Ciências Exatas e Tecnologia

Nemésio Neves Batista Salvador - UFSCar - Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia

Nilson Massami Taira - IPT - Instituto Tecnológico de São Paulo

Omar Yazbek Bitar - IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo

Orestes Marraccini Gonçalves - EPUSP - Escola Politecnica da USP

Pablo Heleno Sezerino - UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

Patricia Campos Borja - UFBA - Universidade Federal da Bahia

Paulo Augusto Zaitune Pamplin - UNIFAL - Universidade Federal de Alfenas

Paulo Belli Filho - UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

Paulo Costa de Oliveira Filho - Unicentro - Universidade Estadual do Centro-Oeste/PR

Paulo Ferreira - Escola de Engenharia Univ. Presb. Mackenzie

Paulo Mauricio Selig - UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia do Conhecimento.

Paulo Modesto Filho - UFMT - Universidade Federal de Mato Grosso, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

Paulo Roberto Lacerda Tavares - Universidade Federal do Cariri

Paulo Sergio Scalize - Escola de Engenharia Civil - Universidade Federal de Goiás

Pedro Alem Sobrinho - EPUSP - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

Pedro Chama Neto - Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Pedro Daniel da Cunha Kemerich - PPGTM/UNI-PAMPA Universidade Federal do Pampa - Unipampa

Rafael de Oliveira Tiezzi - Unifal - Universidade Federal de Alfenas

Rafael Kopschitz Xavier Bastos - UFV - Universidade Federal de Viçosa

Ramon Lucas Dalsasso - UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

Raquel Pupo Nogueira - Unesp - Instituto de Química de Araraquara

Reginaldo Bertolo - CEPAS IGc USP

Reinaldo Putvinskis - FECAP - Fundação Escola de Comércio Álvares Penteado

Rejane H R da Costa - UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

Rejane Maria Candiota Tubino - UFRGS - Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Renata Piacentini Rodriguez - Unifal - Universidade Federal de Alfenas

Renato Carlos Zambon - EPUSP - Escola Politecnica da USP

Renato Sanches Freire - USP

Renavan Andrade Sobrinho - Embasa

Ricardo de Lima Isaac - Unicamp - Universidade Estadual de Campinas

Ricardo Franci Gonçalves - UFES - Universidade Federal do Espírito Santo

Ricardo Gabbay de Souza - Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Ciência e Tecnologia SJC

Roberaldo Souza - UFAL - Universidade Federal de Alagoas

Robert Schiaveto de Souza - UFMS - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Rodrigo Braga Moruzzi - Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Rodrigo de Freitas Bueno - UFABC - Universidade Federal do ABC

Rodrigo de Melo Porto - Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos

Rodrigo Soares Garcia da Silva - Faculdade Estácio de Sá

Rogério Neder Candella - Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira, Departamento de Pesquisas

Rogers Ribeiro - USP - Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos

Ronaldo Severiano Berton - IAC Instituto Agrônômico

Ronaldo Stefanutti - UFC - Universidade Federal do Ceará

Ronan Cleber Contrera - EPUSP - Universidade de São Paulo, Escola Politécnica

Roque Passos Piveli - EPUSP - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo - Campus São Paulo

Rosana Filomena Vazoller - Instituto Samuel Murgel Branco

Rosane Ebert Miki - Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Rosângela Bergamasco - Universidade Estadual de Maringá (UEM) - Departamento de Engenharia Química - Maringá - PR

Ruth de Gouvêa Duarte - EESC/USP - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Rutinéia Tassi - UFSM - Universidade Federal de Santa Maria - Centro de Tecnologia - Depto de Hidráulica e Saneamento

Sandro Mancini - Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Campus Experimental

Saulo de Tarso Marques Bezerra - UFPE - Universidade Federal de Pernambuco

Sergio Francisco Aquino - UFOP - Universidade Federal de Ouro Preto

Sergio Koide - UnB - Universidade de Brasília

Sérgio Luis de Carvalho - Unesp - Faculdade de Engenharia Civil de Ilha Solteira

Servio Túlio Alves Cassini - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, Departamento de Engenharia Ambiental

Severino Soares Agra Filho - UFBA - Universidade Federal da Bahia

Silene Cristina Baptistelli - Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Silgia Aparecida da Costa - USP - Universidade de São Paulo, EACH

Suani Teixeira Coelho - USP - Universidade de São Paulo, CENBIO - Centro Nac. de Ref. em Biomassa

Suzana Maria Gico de Lima Montenegro - UFPE - Universidade Federal de Pernambuco

Tarciso Cabral da Silva - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Tecnologia - Campus I. Campus II - Centro de Tecnologia

Theo Syrto Octavio de Souza - EPUSP - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

Tobias Bleninger - UFPR - Universidade Federal do Paraná

Toledo Piza - Universidade Presbiteriana Mackenzie

Tsunao Matsumoto - Unesp - Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho - Campus Ilha Solteira

Valderi Duarte Leite - UEPB - Universidade Estadual da Paraíba

Valdir Schalch - EESC/USP - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Valter Lúcio de Pádua - UFMG - Escola de Engenharia - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

Vanessa Bandeira da Costa - Laboratório de Biologia Ambiental / Seção de Meio Ambiente / Instituto Evandro Chagas / SVS / MS

Vania Lucia Rodrigues - UMC - Universidade de Mogi das Cruzes

Viviana Maria Zanta - UFBA - Universidade Federal da Bahia

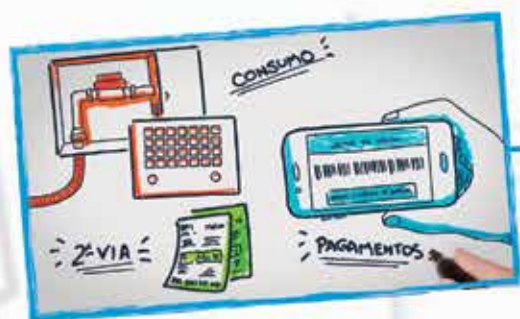
Werner Siegfried Hanisch - Unifesp - Universidade Federal de São Paulo

William de Paiva - UEPB - Universidade Estadual da Paraíba

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.