

Artigo Técnico

# Tratamento da água residuária de suinocultura em um sistema biológico para disposição em solo arenoso

*Treatment of swine wastewater in a biological system for disposal in a sandy soil*

Clara Bandeira de Carvalho<sup>1</sup> , José Marcos Marques Mourão<sup>1</sup> , Maurício Guimarães Oliveira<sup>1</sup> , Erlon Lopes Pereira<sup>1†</sup> , André Bezerra dos Santos<sup>1\*</sup> 

## RESUMO

Este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência de um sistema constituído de reator UASB seguido de pós-tratamento com reator de lodo granular aeróbio (LGA) no tratamento de água residuária de suinocultura (ARS) para fins de disposição em solo arenoso. Para tanto, foram avaliadas as características do efluente tratado e do solo proveniente de um local de disposição, assim como foram determinados os parâmetros de mobilidade de contaminantes como coeficiente de dispersão, dispersividade, fator de retardamento e número de Péclet. A ARS tratada foi percolada em regime de fluxo permanente em colunas de solo saturado. Foram geradas curvas de eluição (*breakthrough curves*), obtendo-se os parâmetros de transporte do ajuste da equação de transporte de solutos no solo. O solo utilizado foi caracterizado como neossolo quartzarênico com textura arenosa. Foi observado que, apesar de o tratamento UASB-LGA apresentar altas eficiências de remoção para demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos suspensos totais, nitrogênio e fósforo, a ARS tratada ainda não atendia a alguns parâmetros de lançamento em corpos hídricos ou disposição no solo previstos na legislação vigente. Com exceção do fosfato e do potássio, os íons apresentaram tendência à movimentação no solo e à contaminação do lençol freático.

**Palavras-chave:** água residuária de suinocultura; tratamento de esgotos; disposição no solo; mobilidade de contaminantes no solo; reúso de água.

## ABSTRACT

This work aimed to evaluate the efficiency of a system composed of a UASB reactor followed by post-treatment with an aerobic granular sludge reactor (AGS) in the treatment of swine wastewater (SW) for disposal in sandy soil. The characteristics of the treated effluent and the soil from a disposal site were evaluated, as well as the parameters of mobility of contaminants such as dispersion coefficient (D), dispersivity ( $\lambda$ ), delay factor (R), and Péclet number (Pe) were determined. Treated SW was percolated in a permanent flow regime in columns of saturated soil. Elution curves (*breakthrough curves*) were generated, obtaining the transport parameters by adjusting the solute transport equation in the soil. The soil used was characterized as a quartzene soil with a sandy texture. It was observed that, although the treatment presents high removal efficiencies for COD, BOD, TSS, nitrogen, and phosphorus, the treated SW still did not meet some parameters for surface water discharge or soil disposal based in current legislation. Except for phosphate and potassium, ions showed a tendency to move in the soil and to contaminate the groundwater.

**Keywords:** swine wastewater; wastewater treatment; soil disposal; contaminants mobility on soil; water reuse.

## INTRODUÇÃO

A suinocultura está difundida em várias regiões do mundo e em todo o território brasileiro, sendo o Brasil o quarto maior produtor de carne suína do planeta (USDA, 2019). Essa atividade produz de 5 a 10 L de água residuária da suinocultura (ARS) por suíno por dia, cuja composição apresenta de 5.000 a 6.950 mg·L<sup>-1</sup> de sólidos suspensos, de 14.000 a 15.000 mg·L<sup>-1</sup> de demanda química de oxigênio (DQO), de 200 a 730 mg·L<sup>-1</sup> de nitrogênio total, de 200 a 500 mg·L<sup>-1</sup> de fósforo total, antibióticos, hormônios, entre outros, podendo a ARS

ser considerada uma fonte de fertilizante não balanceada (MORAIS *et al.*, 2020; SILVA *et al.*, 2020).

Visando atenuar o potencial poluidor, são empregadas tecnologias voltadas para a remoção de matéria orgânica e nutrientes da ARS, geralmente utilizando processos anaeróbios e aeróbios em série. O reator UASB pode ser construído e operado com baixos custos de implantação, operação e manutenção, incluído o tratamento de ARS, tendo como principais vantagens a boa remoção de DQO e sólidos, a baixa produção de sólidos em relação a outros processos aeróbios, como o sistema de

<sup>1</sup>Universidade Federal do Ceará – Fortaleza (CE), Brasil.

<sup>†</sup>*in memoriam*

\*Autor correspondente: andre23@ufc.br

Conflitos de interesse: os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Financiamento: nenhum

Recebido: 16/10/2020 – Aceito: 23/02/2022 – Reg. ABES: 20200360

lodo ativado, e a produção de biogás (PEREIRA et al., 2011). Como desvantagem mais significativa, pode ser citada a baixa capacidade de remoção de nutrientes.

A granulação aeróbia é um processo pelo qual microrganismos (sobretudo bactérias) se autoimobilizam por causa da influência de diversas pressões de seleção, como curtos tempos de sedimentação e alta intensidade de aeração (ROLLEMBERG et al., 2018). Os grânulos formados geralmente apresentam uma estrutura compacta e robusta, bem como boa capacidade de sedimentação, sendo também capazes de suportar altas cargas orgânicas e simultaneamente remover carbono, nitrogênio e fósforo (ADAV; LEE; LAI, 2009). Além disso, quando comparada com o lodo ativado convencional, a tecnologia de lodo granular aeróbio (LGA) reduz os custos operacionais (20-25%), a demanda de eletricidade (23-40%) e os requisitos de espaço (50-75%) (BENGTSSON et al., 2018). Logo, parece ser promissora a associação entre reatores UASB e LGA, agregando-se as principais vantagens das referidas tecnologias para o reaproveitamento do biogás, a diminuição do *capital expenditure* e do *operational expenditure* do tratamento, assim como a obtenção de uma água residuária tratada com qualidade para disposição no solo, tendo em vista a recarga de lençóis freáticos, ou para despejo em corpos hídricos receptores.

Sabendo do potencial poluidor da disposição de ARS no solo, diversos estudos foram realizados buscando a compreensão dos efeitos desse lançamento, tanto pelas propriedades químicas do solo quanto pelo movimento de íons como nitrato, fosfato, cálcio, potássio e alumínio, mediante a determinação de parâmetros de transporte de contaminantes no solo (ANAMI et al., 2008; SANTOS et al., 2010; MAGGI et al., 2011), no entanto há a predominância de estudos voltados para lançamento em solos com maior teor de argila, sendo ainda desconhecido o comportamento dos contaminantes (ânions e cátions) da ARS em solos arenosos, que usualmente possuem propriedades que indicam baixa retenção de íons, favorecendo o escoamento do líquido para águas subterrâneas por processos de transporte de contaminantes no perfil do solo (BASSO; KIANG, 2017). Legislações estaduais para regulamentação do reúso de ARS, como a do estado do Ceará, estão em desenvolvimento, e, entre as questões levantadas para o estabelecimento das normas, está a determinação do controle de concentração dos contaminantes que podem ser lançados no solo (SEMACE, 2019).

Para conhecer os riscos ambientais das aplicações da ARS tratada em um solo específico, é preciso determinar o coeficiente de dispersão (D), a dispersividade ( $\lambda$ ) e o fator de retardamento (R). O coeficiente de dispersão e a dispersividade são parâmetros físicos que levam em consideração os processos de difusão e de dispersão mecânica no solo. Já o fator de retardamento é um parâmetro empírico que descreve as interações entre contaminantes e solo, incluindo os processos sorcivos. O parâmetro R representa a relação de defasagem entre a velocidade de avanço do soluto reativo e a velocidade média da água no poro, o que indica a capacidade de retenção do solo para determinado composto. Ademais, outro parâmetro importante é o número de Péclet (Pe), que permite a análise do tipo de fluxo predominante no movimento do líquido no solo, sendo definido como a razão da taxa de advecção de uma grandeza física pelo fluxo e a taxa de difusão da mesma grandeza por um gradiente apropriado (GENUCHTEN; WIERENGA, 1986; OLIVEIRA et al., 2013).

Esses parâmetros podem ser estimados por ajuste numérico das curvas de eluição (*breakthrough curves* — BTC), que possivelmente apresentam comportamentos distintos, indicando características da relação entre o contaminante e o solo, conforme descrito por Conciani (2016) e apresentado na Figura 1.

Na Figura 1 a curva (1) indica um transporte advectivo uniforme e não disperso, no qual a concentração do contaminante na saída da coluna é igual à

concentração de entrada para o primeiro volume poroso percolado. Nesse ponto, todo o líquido percolador desloca toda a água do solo. A curva (2) mostra que o composto estudado pode ser detectado antes de um volume poroso, em uma concentração relativa menor que 1, representando um movimento dispersivo, no qual há tendência a espalhamento da pluma de contaminação. A curva (3) representa compostos que são completamente retidos pelo solo até o segundo volume poroso, indicando um forte processo adsorcivo, o que promove altos valores de R. Já de acordo com a curva (4), é possível inferir que, por mais que haja chegada de contaminante antes de um volume poroso, há retardamento do soluto, visto que a curva está deslocada para a direita e a concentração relativa próxima à unidade só é atingida após a percolação de dois volumes porosos; esse comportamento pode representar uma infiltração através de canais, com poluentes de elevada reatividade com o solo, atingindo o equilíbrio pela difusão. Na curva (5) a concentração relativa próxima à unidade é alcançada rapidamente, antes da percolação de 0,5 volume poroso, sugerindo que os contaminantes não reativos passam rapidamente pelo solo, em razão do elevado fluxo do líquido percolador. Nesse caso, o equilíbrio é atingido mais lentamente por meio da difusão nos microporos do solo. Por fim, a curva (6) apresenta um caso de dessorção do contaminante no solo, no qual rapidamente a concentração do poluente na saída é maior do que na chegada.

Contudo, até onde se conhece, não se tem relatos na literatura da associação de reatores UASB e LGA com ARS, nem para fins de tratamento nem para fins de avaliação do transporte de contaminantes no solo. Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência de um sistema constituído de reator UASB-LGA no tratamento de ARS com a finalidade de disposição em solo arenoso. Para tanto, foram avaliadas as características da água residuária tratada e do solo proveniente de um local de disposição, assim como foram determinados os parâmetros de mobilidade de contaminantes.

## METODOLOGIA

### Sistema de tratamento da água residuária de suinocultura e caracterização do solo

A ARS foi coletada na suinocultura do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal do Ceará (UFC) e encaminhada ao Laboratório de Saneamento Ambiental, do Departamento de Engenharia Hidráulica da UFC, local dos experimentos.

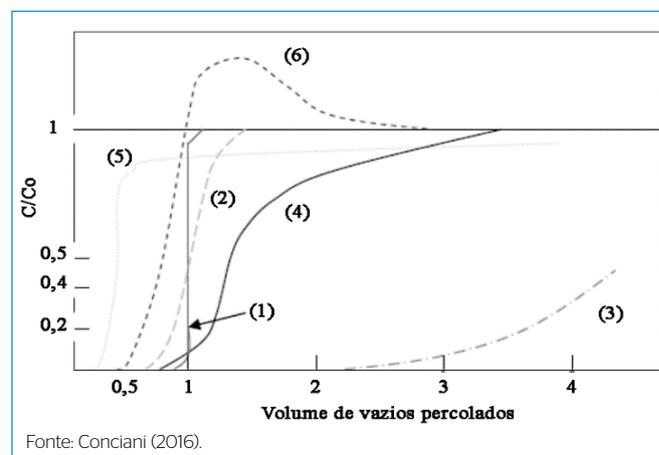


Figura 1 - Modelos de curva de chegada.

Após uma etapa de peneiramento em malha de 2 mm, simulando um tratamento preliminar, a ARS foi armazenada em um tanque de equalização (TE1) de 50 L com agitação mecânica, para evitar a deposição de sólidos. A alimentação do reator UASB foi realizada por meio de bomba Masterflex® (modelo 77800-50). Tal reator tinha volume útil de 3,25 L, construído em policloreto de vinila (PVC) e operado nas condições apresentadas na Tabela 1.

Encaminhou-se o efluente do reator UASB por gravidade para um segundo tanque de equalização (TE2) de 50 L, que também possuía agitação mecânica, pelo qual se alimentava o reator LGA por meio de bomba de diafragma (Hanna Instruments, modelo BL20). O reator LGA tinha volume de 6,94 L e operou na forma de bateladas sequenciais (RBS) na modalidade convencional, com um volume de troca de 50% e tempo total de ciclo de 12 h (Tabela 1). Para a partida, o RBS foi inoculado com 3,3 L de lodo floculento proveniente de um sistema de lodos ativados convencional utilizado no tratamento de esgoto sanitário de uma indústria têxtil localizada na cidade de Fortaleza, no estado do Ceará, Brasil. Após inoculado, teve início a fase de alimentação, seguida pelas etapas de reação anaeróbia, reação aeróbia, sedimentação e descarte do sobrenadante. Os tempos de cada fase (Tabela 1) foram os mesmos ao longo de todos os ciclos, e suas durações, mantidas constantes por intermédio de temporizadores digitais programáveis (marca HYX), assim como o acionamento dos equipamentos.

As amostras afluente e efluente de cada unidade foram coletadas duas vezes por semana, sendo os seguintes parâmetros quantificados de acordo com o *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2012): pH, alcalinidade, DQO, demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ ), ácidos graxos voláteis (AGVs), série de sólidos, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total (NTK) e fósforo total.

Foram determinados os íons cloreto, nitrito, nitrato, sulfato, fosfato, potássio, sódio e magnésio, tanto no afluente e no efluente do reator UASB e LGA quanto nas amostras coletadas no teste BTC, utilizando-se um cromatógrafo de íons Dionex™ (ICS-1100, Thermo Scientific™, Estados Unidos), também conforme o *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2012).

Para a realização do estudo de disposição da ARS, foi selecionada uma área de 18,1 ha, composta predominantemente de neossolo quartzarênico, localizada na região metropolitana de Fortaleza. Dessa área, foram coletadas 91 subamostras de mesmo volume, na profundidade de 0-20 cm da superfície, obedecendo ao mínimo de cinco subamostras por hectare exigido pela Resolução do Conselho Estadual de Meio Ambiente (Coema) nº 02/2017. As subamostras foram coletadas com trado em diferentes pontos da área, escolhidos aleatoriamente pelo método do caminhamento, para amostrar sua totalidade. Antes da coleta das

amostras deformadas, foi feita a remoção do horizonte O do solo, para que não houvesse interferência da matéria orgânica da superfície nos ensaios de mobilidade de contaminantes.

As subamostras foram homogeneizadas, de modo a constituir uma amostra composta, que foi armazenada em sacos plásticos. Parte da amostra composta foi encaminhada ao Laboratório de Solo/Água, do Departamento de Engenharia Agrícola, no Centro de Ciências Agrárias da UFC, para a caracterização química e física, segundo as metodologias preconizadas pelo *Manual de métodos de análise de solo* (EMBRAPA, 2011). A outra parte foi destorroada e seca em estufa a 105°C, por 24 h, para estabilização da umidade, e em seguida passada por uma peneira de malha de 2 mm. Essa amostra foi utilizada nos experimentos para determinação dos parâmetros de transporte dos contaminantes presentes na ARS tratada seguindo o procedimento descrito no próximo tópico.

### Determinação dos parâmetros de transporte dos contaminantes presentes na água residuária de suinocultura tratada no sistema UASB-LGA

Os parâmetros de transporte como coeficiente de dispersão (D), dispersividade ( $\lambda$ ), fator de retardamento (R) e número de Péclet (Pe) foram estimados por ajuste numérico das curvas de eluição, obtidas em ensaios de mobilidade de contaminantes em solo saturado, por meio de colunas de lixiviação, sendo o experimento realizado com três repetições. Para isso, foram montadas três colunas de PVC em formato cilíndrico com diâmetro interno de 7,5 cm e altura de 20 cm, e a base das colunas foi vedada com gaze.

Cada coluna representava uma repetição, e as três foram igualmente preenchidas com 974,1 g de solo (amostra composta), até uma altura de 15 cm, totalizando um volume de solo de 662,7 cm<sup>3</sup>, para que este apresentasse dentro da coluna densidade igual à em campo. A uma altura de 17 cm do fundo da coluna, foi adicionado um tubo extravasor para garantir uma lâmina de água 2 cm acima do solo. Em seguida, conforme descrito por Oliveira *et al.* (2013), as colunas preenchidas foram posicionadas em um recipiente, e foi adicionada água destilada até 2/3 da altura da coluna, permanecendo nessa condição por um dia para garantir a expulsão do ar presente no solo, o que se deu pelo fluxo ascendente de água. Depois disso, foi adicionada uma gaze no topo da coluna de solo, de modo a garantir uniformidade na infiltração da ARS e evitar a formação de caminhos preferenciais (SANTOS *et al.*, 2010).

Para o ensaio, cada coluna foi montada em suporte universal e conectada a uma bomba Masterflex® (modelo 77800-50), que succionava líquido de um recipiente e o recalava para o topo da coluna, garantindo um fluxo descendente do líquido.

**Tabela 1 - Condições operacionais e características construtivas dos reatores.**

UASB					
COV (kgDQO·m <sup>-3</sup> ·d <sup>-1</sup> )	10,1	CHV (m <sup>3</sup> ·m <sup>-3</sup> ·d <sup>-1</sup> )	1,1	Compartimento de digestão (L)	1,3
COB (kgDQO·STV <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup> )	2,2	TDH (h)	12	Compartimento de decantação (L)	1,7
LGA					
Tempo de ciclo (h)	12	Tempo de reação anaeróbia (h)	2	Tempo de descarte (min)	1
Tempo de alimentação (min)	20	Tempo de reação aeróbia (h)	9,3	Relação comprimento/largura	10
Volume de alimentação por ciclo (L)	3,3	Tempo de sedimentação (min)	20	Vazão de aeração (L·min <sup>-1</sup> )	5,5
Volume de alimentação por dia (L)	6,6	COV (kgDQO·m <sup>-3</sup> ·d <sup>-1</sup> )	1,7	Relação alimento/microrganismo (kgDQO·kgSSV <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup> )	0,2

COV: carga orgânica volumétrica; COB: carga orgânica biológica; CHV: carga hidráulica volumétrica; TDH: tempo de detenção hidráulica; LGA: lodo granular aeróbio.

Inicialmente, foi aplicada água destilada. Após a formação da lâmina de 2 cm de água acima do solo, a saturação total do meio e a estabilização da taxa de infiltração na coluna, foi realizado o ensaio de condutividade hidráulica do solo saturado por intermédio da equação de Darcy (OLIVEIRA *et al.*, 2013), em que o fluxo de Darcy, calculado pela razão entre a vazão média do líquido na coluna ( $\text{cm}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ) e a área da seção transversal da coluna ( $\text{cm}^2$ ), foi utilizado para cálculo da condutividade hidráulica do solo saturado de acordo com a Equação 1.

$$K_0 = \frac{q}{(x+h_L)/x} \quad (1)$$

Na qual:

$q$  = fluxo de Darcy ( $\text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$ );

$K_0$  = condutividade hidráulica do solo saturado ( $\text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$ );

$x$  = altura de solo na coluna (cm);

$h_L$  = altura da lâmina d'água (cm).

Foi calculada também a porosidade, pela subtração da razão entre a densidade global da amostra de solo ( $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ ) e a densidade da partícula ( $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ ) de uma unidade. Com esses resultados, foi possível calcular a velocidade de avanço da solução percolada no solo, por intermédio da divisão do fluxo de Darcy pela porosidade total da amostra.

Depois disso, a aplicação de água destilada foi encerrada, sendo percolada a ARS tratada no sistema UASB-LGA assim que a coluna não apresentasse mais lâmina de água acima do solo. Foram coletadas alíquotas de 30 mL do líquido percolado em frascos plásticos, representando 10% do volume poroso do solo, sendo cronometrado o tempo para obtenção de cada uma das alíquotas. No total, foram coletados três volumes porosos de solo em cada repetição e uma amostra do líquido antes de ser percolado, totalizando 31 alíquotas em cada ensaio, para as quais foram realizadas análises de pH e condutividade elétrica e quantificação dos íons, como descrito anteriormente.

Utilizando os resultados das concentrações de cada alíquota ( $C$ ), relacionadas à concentração inicial da ARS antes de passar pela coluna ( $C_0$ ) para cada íon em cada volume poroso, foram traçadas curvas de eluição a fim de entender o comportamento das concentrações dos contaminantes no volume poroso. Para cada íon passível de modelagem, foi elaborada uma curva BTC, empregando a média de concentração das três repetições.

A equação que rege o fenômeno do transporte de contaminantes no solo é a Equação 2 e envolve os fenômenos de sorção, dispersão, advecção e as possíveis reações dos contaminantes com o solo ao longo do tempo.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{B_d}{\theta} \frac{\partial C^*}{\partial t} + \left( \frac{\partial C}{\partial t} \right)_{rxn} \quad (2)$$

Na qual:

$C$  = concentração do soluto na fase líquida;

$t$  = tempo;

$D_L$  = coeficiente de dispersão longitudinal;

$v_x$  = velocidade média da água subterrânea;

$B_d$  = densidade volumétrica do aquífero;

$\theta$  = quantidade de umidade ou porosidade do meio saturado;

$C^*$  = quantidade de soluto sorvido por unidade de massa sólida;

$rxn$  = subscrito que indica reação química ou biológica (outra que não sorção).

Mediante a Equação 2, foi possível modelar o deslocamento miscível dos íons que apresentaram comportamento sigmoidal e obter os parâmetros de transporte denominados fatores de retardamento ( $R$ ) e coeficientes de dispersão hidrodinâmica ( $D$ ). Para tanto, foi utilizada a solução analítica para a equação de transporte desenvolvida por Genuchten e Wierenga (1986), a qual é apresentada na Equação 3.

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left[ \operatorname{erfc} \left( \frac{Rx - vt}{\sqrt{4DRt}} \right) - \left( 1 + \frac{vx}{D} + \frac{v^2 t}{DR} \right) e^{(vx/D)} \operatorname{erfc} \left( \frac{Rx + vt}{\sqrt{4DRt}} \right) \right] + \frac{\sqrt{v^2 t}}{\pi DR} e^{-\frac{(Rx-vt)^2}{4DRt}} \quad (3)$$

Na qual:

$C$  = concentração do soluto na solução efluente ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ );

$C_0$  = concentração da solução deslocadora ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ );

$R$  = fator de retardamento;

$t$  = tempo (h);

$D$  = coeficiente de dispersão hidrodinâmica ( $\text{cm}^2 \cdot \text{h}^{-1}$ );

$\operatorname{erfc}$  = função erro complementar;

$v$  = velocidade de avanço na coluna de solo ( $\text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$ ).

Também foram obtidos os valores de dispersividade do meio poroso ( $\lambda$ ), parâmetro relacionado a características do próprio solo (Equação 4) e o número de Péclet ( $Pe$ ) (Equação 5).

$$\lambda = \frac{D}{v^n} \quad (4)$$

$$Pe = \frac{vx}{D} \quad (5)$$

Nas quais:

$\lambda$  = dispersividade no meio poroso (cm);

$n$  = constante empírica, aproximadamente igual a 1;

$D$  = coeficiente de dispersão hidrodinâmica ( $\text{cm}^2 \cdot \text{h}^{-1}$ );

$v$  = velocidade de avanço na coluna de solo ( $\text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$ );

$x$  = comprimento da coluna de solo (cm).

Alguns dos elementos analisados na cromatografia foram detectados, mas não apresentaram resultados passíveis de modelagem (comportamento sigmoidal) para obtenção dos parâmetros indicados por causa das altas variações da concentração de saída ao longo do tempo, sugerindo um comportamento de eluição temporal. Nesses casos, os resultados foram discutidos em termos de séries temporais na forma de concentração relativa por volume poroso.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Desempenho do sistema de tratamento

Os principais parâmetros avaliados ao longo do sistema são resumidos na Tabela 2, bem como os padrões da Resolução Coema nº 02/2017 para lançamento em corpos hídricos e os parâmetros de legislações nacionais mais restritivos e menos restritivos para lançamento de efluentes em corpos hídricos, apontados em estudo de Moraes e Santos (2019).

Verifica-se que o pH permaneceu na faixa de neutralidade considerada ideal para os processos biológicos. A elevada alcalinidade no reator UASB (amostra A2) contribuiu para a boa capacidade de tamponamento do sistema

e manutenção de condições ambientais favoráveis aos processos anaeróbios, especialmente a metanogênese. A diminuição da alcalinidade após o reator de LGA é possivelmente decorrente da elevada nitrificação constatada, na qual há consumo de alcalinidade.

O sistema UASB-LGA apresentou eficiência de remoção média de poluentes presentes na ARS de 91,7% para a DQO, 93,3% para a DBO, 70,1% para nitrogênio na forma de NTK e 73,7% para fósforo total (PT). O NTK foi removido ao longo do sistema, todavia o nitrogênio amoniacal foi removido apenas no reator LGA, com eficiência média de 72,2%. Quanto à remoção de PT, as concentrações desse nutriente tiveram queda gradual ao longo do sistema. No reator UASB se deu por conta da remoção de parte dos sólidos em suspensão presentes na ARS. Já no reator de LGA, a remoção ocorreu pelo processo de incorporação à biomassa aeróbia, formada especialmente de microrganismos do tipo *phosphorous accumulating organisms*, assim como remoção via *denitrifying phosphorus accumulating organisms* (ROLLEMBERG, 2020).

Yang *et al.* (2019) estudaram o tratamento de ARS em reator anaeróbio operando em RBS e em um filtro anaeróbio de fluxo ascendente, encontrando eficiências de remoção de DQO acima de 80% (para carga orgânica volumétrica — COV — de 2-6 kgDQO·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup> e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 1,7 a cinco dias) e de 75 a 91% (com redução dos valores à medida que a carga orgânica era elevada), respectivamente. Oliveira *et al.* (2020) utilizaram um sistema de tratamento operando com COV variando entre 0,96 e 4,04 kgDQO·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup> que consistiu na associação de reator UASB com filtro biológico aerado submerso (TDH total de 0,98 a 1,06 dia) e *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial (TDH de 3,4 a 3,8 dias). As eficiências médias de remoção desse estudo variaram entre 71 e 92% para DQO e de 81 a 97% para DBO.

Com base nesses dados, é possível notar que o sistema UASB-LGA possui altas eficiências de remoção dos principais poluentes da ARS, apresentando resultados similares ou mais satisfatórios do que outros estudos utilizando tecnologias anaeróbias ou combinações anaeróbias com aeróbias. Além das eficiências de remoção, a qualidade da ARS tratada nos sistemas citados neste trabalho, e em outros da literatura, não atendeu aos padrões de lançamento apresentados na Tabela 2. Isso ressalta a necessidade do desenvolvimento de legislações específicas para o lançamento de ARS que levem em consideração a composição desta.

Uma vez que elementos presentes na ARS em concentrações mais elevadas, como o sódio e o potássio, podem gerar salinização do solo, reduzindo a disponibilidade de água para as plantas e tornar o solo inadequado para o cultivo (BERNARDES *et al.*, 2020), atenta-se para a necessidade de uma regulamentação que aborde aspectos de manejo do solo, estudos de modelagem da dispersão de contaminantes no solo, avaliação ambiental da água subterrânea, entre outros.

Por isso, além dos parâmetros apontados na Tabela 2, foram quantificados os contaminantes (ânions e cátions) na ARS tratada no sistema UASB-LGA que seria aplicada no solo, encontrando concentrações médias para os ânions cloreto, nitrato, fosfato e sulfato de 75,8, 150, 77,2 e 27,7 mg·L<sup>-1</sup>, respectivamente, e para os cátions potássio, sódio e cálcio de 125,8, 57,3 e 91 mg·L<sup>-1</sup>, nessa ordem.

Bernardes *et al.* (2020), em estudo sobre acúmulo de contaminantes em solos após a aplicação de ARS, apontam o aumento da concentração de K<sup>+</sup> e Na<sup>+</sup> na solução do solo, especialmente nas camadas superficiais, no entanto os mesmos autores reportam que o potássio é facilmente lixiviado em solos arenosos, como o utilizado em sua pesquisa (11% de argila). Maggi *et al.* (2013) estudaram a aplicação de ARS em solo com textura argilosa (79,4% de argila) e verificaram que a concentração de cálcio lixiviado aumentou com o aumento da taxa de aplicação da ARS. Para fósforo, nitrogênio e potássio, foram observados incrementos das suas concentrações no solo, chegando este último a um aumento de 30%. Já para o magnésio, não foram obtidos impactos significativos. No referido estudo, as concentrações de cálcio, magnésio, sódio, potássio, PT e nitrato na ARS eram, respectivamente, 38,6, 39,1, 26, 462, 108,6 e 2,2 mg·L<sup>-1</sup>.

## Caracterização do solo da área de disposição e determinação dos coeficientes de transporte

Os resultados obtidos na análise de solo estão apresentados na Tabela 3. O pH em água obtido para o solo está situado em uma faixa próxima à neutralidade, que não afetará a solubilidade de elementos, tendência reforçada pelo pH em KCl. É possível inferir que as cargas predominantes no solo são negativas, entretanto os resultados para os íons Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> e Na<sup>+</sup> são considerados baixos, o que aponta que, apesar de serem predominantes, os ânions estão em baixa quantidade.

Condutividade elétrica (CE) entre 0,05 e 0,35 dS·m<sup>-1</sup> é inerente a solos mais intemperizados, como é a situação do solo analisado. Com base na CE e no percentual de sódio trocável (PST), o solo não apresenta problemas quanto

**Tabela 2 -** Parâmetros avaliados no sistema UASB-SBR+LGA.

Parâmetros	Afluyente ao UASB - A1	Afluyente ao LGA - A2	Efluyente do LGA - A3	Resolução Coema nº 02/2017 para lançamento ou disposição	Padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos*	
					Mais restritivo	Menos restritivo
pH	7,3 ± 0,3	7,7 ± 0,3	7,4 ± 0,6	5 - 9	-	-
AT (mgCaCO <sub>3</sub> ·L <sup>-1</sup> )	1.207 ± 1.158	924 ± 415	368 ± 334	-	-	-
AGV (mgCH <sub>3</sub> ·COOH·L <sup>-1</sup> )	1.411 ± 1.645	434 ± 350	129 ± 125	-	-	-
DQO (mgO <sub>2</sub> ·L <sup>-1</sup> )	5.162 ± 347	1.297 ± 546	429 ± 196	200	< 120	> 200
DBO (mgO <sub>2</sub> ·L <sup>-1</sup> )	2.966 ± 786	816 ± 386	200 ± 112	-	< 60	> 90
SST (mg·L <sup>-1</sup> )	10.426 ± 24.464	1.313 ± 1.020	317 ± 215	100	< 100	> 150
NTK (mg·L <sup>-1</sup> )	308 ± 139	241 ± 168	80 ± 62	-	-	-
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg·L <sup>-1</sup> )	109 ± 84	133 ± 58	37 ± 49	5 - 20	< 5	> 20
PT (mg·L <sup>-1</sup> )	157 ± 45	73 ± 35	41 ± 21	-	< 1	> 10

\*Morais e Santos (2019); LGA: lodo granular aeróbio; AT: alcalinidade total; AGV: ácidos graxos voláteis; DQO: demanda química de oxigênio; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; SST: sólidos suspensos totais; NTK: nitrogênio total; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: nitrogênio amoniacal; PT: fósforo total.

à presença de sais, não sendo caracterizado como salino ( $CE > 4 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$  e  $PST < 15\%$ ), sódico ( $CE < 4 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$  e  $PST > 15\%$ ) ou salino-sódico ( $CE > 4 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$  e  $PST > 15\%$ ), de acordo com a classificação proposta pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2015). Segundo Abd-Elwahed (2019), o lançamento a longo prazo de água residuária pode acarretar elevação da salinidade e sodicidade do solo, especialmente águas ricas em sódio, apresentando aumento de até 103% da CE e de até 52,3% da PST com o uso de esgoto doméstico.

Segundo classificação proposta pela Embrapa (2015), os solos analisados possuem valores de CTC muito baixos, reforçando que, apesar de os solos serem eletronegativos, há baixa capacidade de retenção de cátions neles, revelando tendência à lixiviação. Em estudo de Bolzani, Oliveira e Lautenschlager (2012), a aplicação de ARS provocou aumento na CTC de um solo com textura arenosa ( $733 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  de areia), que inicialmente apresentava CTC de  $4,56 \text{ cmolc}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

O solo apresenta baixos teores de matéria orgânica ( $< 15 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), o que influencia na baixa CTC e resulta em reduzido poder tampão. Ademais, a quantidade reduzida de matéria orgânica implica menor potencial de retenção de contaminantes do solo (BERNARDES et al., 2020). Bernardes et al. (2020) apontam que em solos pobres em matéria orgânica o lançamento de ARS pode provocar aumento das concentrações de matéria orgânica, fenômeno não identificado em solos com conteúdo já considerado em níveis adequados.

As condutividades hidráulicas do solo saturado e as velocidades de infiltração médias foram de  $15,5$  e  $37,5 \text{ cm}\cdot\text{h}^{-1}$ , sendo o K considerado como muito rápido (acima de  $12,5 \text{ cm}\cdot\text{h}^{-1}$ ). Esses valores elevados dão-se pela estruturação granular do solo utilizado, que apresenta maior quantidade de macroporos, favorecendo o fluxo de água. O fluxo mais rápido das soluções nos espaços porosos do solo indica redução no tempo de contato entre os contaminantes e os sítios de troca de carga das partículas, reduzindo a adsorção e favorecendo o deslocamento dos íons pelo perfil do solo, fenômeno apontado em outros estudos (SANTOS et al., 2010; MATOS; GARIGLIO; MONACO, 2013; BASSO; KIANG, 2017). Ababsa et al. (2020) afirmam que o lançamento de esgoto sanitário contendo 294, 235 e  $587 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de DQO, DBO e sólidos suspensos, respectivamente, resultou no aumento da porosidade e do transporte de água via condutividade hidráulica de um solo argiloso (13% de areia), além de contribuir com a porosidade microbiológica do solo, afetando o transporte de contaminantes, especialmente na superfície.

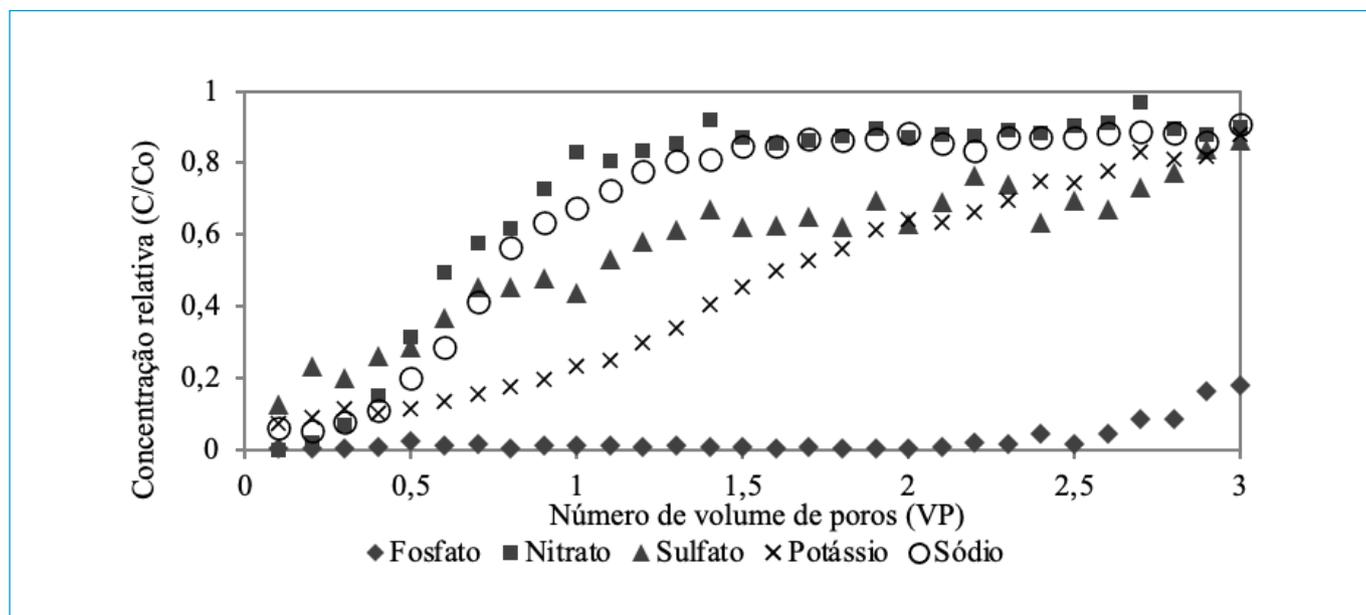
Os íons passíveis de modelagem foram fosfato, nitrato, sulfato, potássio e sódio. As curvas BTC obtidas para esses elementos estão na Figura 2 e foram analisadas com base em estudo publicado por Conciani (2016).

Quando a concentração relativa de 0,5 está à frente de um número de volume de poros, a curva de efluente apresenta-se deslocada para a direita, indicando retardamento na velocidade de avanço do soluto em relação à velocidade média

**Tabela 3 - Características físicas e químicas do solo.**

Características químicas do solo							
pH em água	7,1	$\text{Mg}^{2+}$ (cmolc $\cdot\text{kg}^{-1}$ )	0,30	$\text{H}^{+}+\text{Al}^{3+}$ (cmolc $\cdot\text{kg}^{-1}$ )	0,44	CTC <sub>total</sub> (cmolc $\cdot\text{kg}^{-1}$ )	1,58
pH em KCl	6,4	$\text{Na}^{+}$ (cmolc $\cdot\text{kg}^{-1}$ )	0,10	$\text{Al}^{3+}$ (cmolc $\cdot\text{kg}^{-1}$ )	0	m (%)	0
MO (g $\cdot\text{kg}^{-1}$ )	0,62	$\text{K}^{+}$ (cmolc $\cdot\text{kg}^{-1}$ )	0,04	S (cmolc $\cdot\text{kg}^{-1}$ )	1,14	PST (%)	6,33
CE (dS $\cdot\text{m}^{-1}$ )	0,13	$\text{Ca}^{2+}$ (cmolc $\cdot\text{kg}^{-1}$ )	0,70				
Características físicas do solo							
Areia (g $\cdot\text{kg}^{-1}$ )	591	Silte (g $\cdot\text{kg}^{-1}$ )	39	Argila natural (g $\cdot\text{kg}^{-1}$ )	43	Densidade de partícula (g $\cdot\text{cm}^{-3}$ )	2,77
Areia fina (g $\cdot\text{kg}^{-1}$ )	324	Argila (g $\cdot\text{kg}^{-1}$ )	46	Densidade global (g $\cdot\text{cm}^{-3}$ )	1,47	Porosidade (%)	46,9

MO: matéria orgânica; CE: condutividade elétrica; S: soma de bases; CTC: capacidade de troca catiônica; V: saturação por base; m: saturação por alumínio; PST: percentual de sódio trocável.



**Figura 2 - Curva média de eluição para fosfato, nitrato, sulfato, potássio e sódio.**

de avanço da solução deslocadora (NIELSEN; BIGGAR, 1962). Isso significa que, ao escoar pelo perfil do solo, parte do soluto é adsorvida, sinalizando um fator de retardamento maior que a unidade. Com essa análise se constata que, para a relação  $C/C_0$  de 0,5, quanto mais o valor do número de volume de poros se distancia de 1, maior é a interação soluto-solo (MATOS; GARIGLIO; MONACO, 2013).

Pelas curvas, pode-se perceber que apenas o fosfato e o potássio apresentam a tendência de serem retidos pelo solo. As curvas desses elementos se encontram bastante deslocadas para a direita, sendo alcançada a concentração relativa de 0,5 para o potássio apenas quando há a percolação de 1,7 volume poroso e para o fosfato após três volumes porosos, indicando alto retardamento do último, por haver maior interação entre soluto e solo (MATOS; GARIGLIO; MONACO, 2013).

O solo retém alguma quantidade de nitrato, sulfato e sódio, entretanto há predominância dos transportes advectivo e dispersivo, nos quais os contaminantes se movem com a massa da água, tanto em direção longitudinal quanto em direção transversal em relação ao fluxo do líquido. É possível afirmar a predominância desses transportes, pois a concentração relativa de 0,5 é atingida para todos antes de um volume poroso. Observa-se retenção inicial maior de nitrato que não é liberado até 0,2 volume poroso, seguido do cloreto, com saída mínima de 6%, e do nitrito, com saída mínima de 12,7%.

Os valores médios obtidos para R, D, coeficiente de determinação ( $r^2$ ),  $\lambda$  e Pe podem ser vistos na Tabela 4. Foram obtidos ajustes relevantes para as curvas, sendo o mais baixo  $r^2 = 0,88$ , obtido para a modelagem do sulfato. No geral, os fatores de retardamento abaixo de 1 indicam interação muito baixa dos solutos com a fração coloidal do solo, o que se dá principalmente pelo baixo teor de argila, baixo valor de CTC, fraco poder competidor dos elementos pelos sítios de troca do solo aliado a altas velocidades de infiltração, o que representa menor tempo para ocorrência da interação entre as partículas (OLIVEIRA *et al.*, 2013; BASSO; KIANG, 2017).

Os valores de D obtidos indicam tendência ao rápido aumento da pluma de contaminação dos materiais, pelo comportamento dispersivo dos contaminantes. O transporte dispersivo apresenta relação direta com a velocidade de avanço da solução no perfil do solo. Santos *et al.* (2010), ao estudarem a mobilidade de solutos em colunas de solo com ARS, verificaram que as baixas velocidades de avanço das soluções proporcionaram os baixos valores de D no solo, o que pode justificar os elevados coeficientes de dispersão encontrados nesse trabalho.

Segundo Oliveira *et al.* (2013), para valores de número de Péclet  $< 0,01$ , há predomínio do fluxo difusivo, e, para número de Péclet  $\geq 50$ , há predomínio do fluxo dispersivo. Uma vez que os resultados obtidos para os elementos avaliados estão entre esses dois valores (entre 1,21 e 5,27), entende-se que, além do transporte dispersivo, ocorre também o fluxo difusivo.

O fosfato foi o elemento que apresentou maior R e menor D, indicando preferência do solo por reter esse composto, o que pode ser observado pela concentração relativa de 0,5 obtida apenas no terceiro volume poroso. Comportamento semelhante

foi encontrado por Anami *et al.* (2008) para percolação de ARS em um solo com predominância de argila. Os autores verificaram  $R = 4,4$ , indicando maior probabilidade de contaminação pelo nitrato que pelo fosfato. Outros registros de tendência de retenção de fósforo no solo após a aplicação de ARS são reportados na literatura (BOLZANI; OLIVEIRA; LAUTENSCHLAGER, 2012; MAGGI *et al.*, 2013).

O menor R obtido está associado ao íon nitrato, possuindo este alto D e consequente facilidade de se movimentar no solo, aumentando os riscos de contaminação da água subterrânea. Essa tendência pode ser justificada pelo fato de o ânion nitrato apresentar adsorção do tipo eletrostática não específica, com baixa afinidade pelos sítios de adsorção do solo, implicando baixa interação química (BOLZANI; OLIVEIRA; LAUTENSCHLAGER, 2012). Anami *et al.* (2008) encontraram  $R = 0,874$  em solo com predominância de argila.

O sulfato também apresentou valor de R abaixo da unidade, indicando que o elemento quase não reage com o solo, sendo lixiviado rapidamente e a partir de 0,1 volume poroso. O segundo maior R foi obtido para o potássio, estando a curva desse elemento deslocada para a direita, indicando interação solo-soluto mais acentuada que a de outros compostos. A elevada concentração do potássio na ARS se comparada a dos outros íons pode justificar o fato de ser o elemento com segundo maior R. Isso indica que o solo possui afinidade com o potássio, tendo maior capacidade de retê-lo. Ademais, o fato de o potássio possuir raio hidratado menor que outros cátions monovalentes, como o sódio, justifica a sua tendência de desprender outros cátions das partículas de solo (ANDRADE *et al.*, 2018).

Comportamento semelhante para o potássio foi encontrado por Matos, Gariglio e Monaco (2013) em um experimento com a aplicação de água residuária proveniente da vinhaça, sendo obtido  $R = 2,17$  e  $D = 3,44 \text{ cm}^2 \cdot \text{h}^{-1}$  em solo com classificação textural franco-argilo-arenosa. No estudo dos autores, o valor de CTC encontrado foi de  $6,54 \text{ cmolc} \cdot \text{kg}^{-1}$ , mais que o triplo do valor encontrado no presente estudo, e matéria orgânica de  $40,13 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , condições que indicam capacidades de retenção muito maiores. Para o íon potássio, Basso e Kiang (2017) obtiveram valores de R entre 9 e 5,3 em solo arenoso com CTC de  $2 \text{ cmolc} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Tais valores muito acima dos obtidos nesse ensaio podem ser justificados pelo uso de solução percoladora sintética com concentrações elevadas de  $\text{K}^+$ , variando de 250 a  $1.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . Andrade *et al.* (2018) encontram para o potássio  $R = 1,12$ ,  $\lambda = 21,51 \text{ cm}$  e  $D = 13,61 \text{ cm}^2 \cdot \text{min}^{-1}$  em um solo com predominância de areia e com uso de esgoto sanitário.

Para o íon sódio, a concentração relativa de 0,5 foi obtida antes da percolação de um volume poroso, o que justifica o baixo valor obtido para R, uma vez que há pouca interação entre o soluto e as partículas do solo. Santos *et al.* (2010) obtiveram  $R = 1,36$  para sódio em um neossolo regolítico com  $926 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  de areia, no entanto com concentração de matéria orgânica seis vezes maior que a do solo utilizada neste estudo, indicando maior capacidade de retenção.

Cloreto, nitrito e cálcio foram detectados na ARS, no entanto seus comportamentos não foram passíveis de modelagem matemática para determinação dos parâmetros de mobilidade no solo, visto que apresentaram concentrações na saída da coluna muito variadas nas três repetições (Figura 3), sugerindo comportamento de eluição temporal e eventos de sorção e dessorção dos íons.

Para as três repetições, o cloreto apresentou inicialmente a tendência a ser retido pelo solo seguido de um comportamento irregular, passando por grandes variações na concentração de saída, e chegando a apresentar um pico de dessorção cuja concentração relativa média foi de 1,78. Esse comportamento é contrário ao apresentado por Basso e Kiang (2017) para solos lateríticos, os quais sorveram o cloreto.

O nitrito apresentou inicialmente comportamento de dessorção, no qual a concentração relativa média de saída para 0,2 volume poroso percolado é de 1,2. Com base

**Tabela 4** - Valores médios obtidos para fator de retardamento (R), coeficiente de dispersão hidrodinâmica (D), dispersividade do meio poroso ( $\lambda$ ), coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e número de Péclet (Pe).

Elemento	R	D ( $\text{m}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$ )	$r^2$	$\lambda$ (cm)	Pe
Fosfato	7,50	0,39	0,99	3,06	5,27
Nitrato	0,62	1,15	0,94	10,68	2,42
Sulfato	0,74	1,48	0,88	19,24	1,21
Potássio	1,30	0,72	0,95	8,21	2,79
Sódio	0,65	0,89	0,95	9,06	3,44

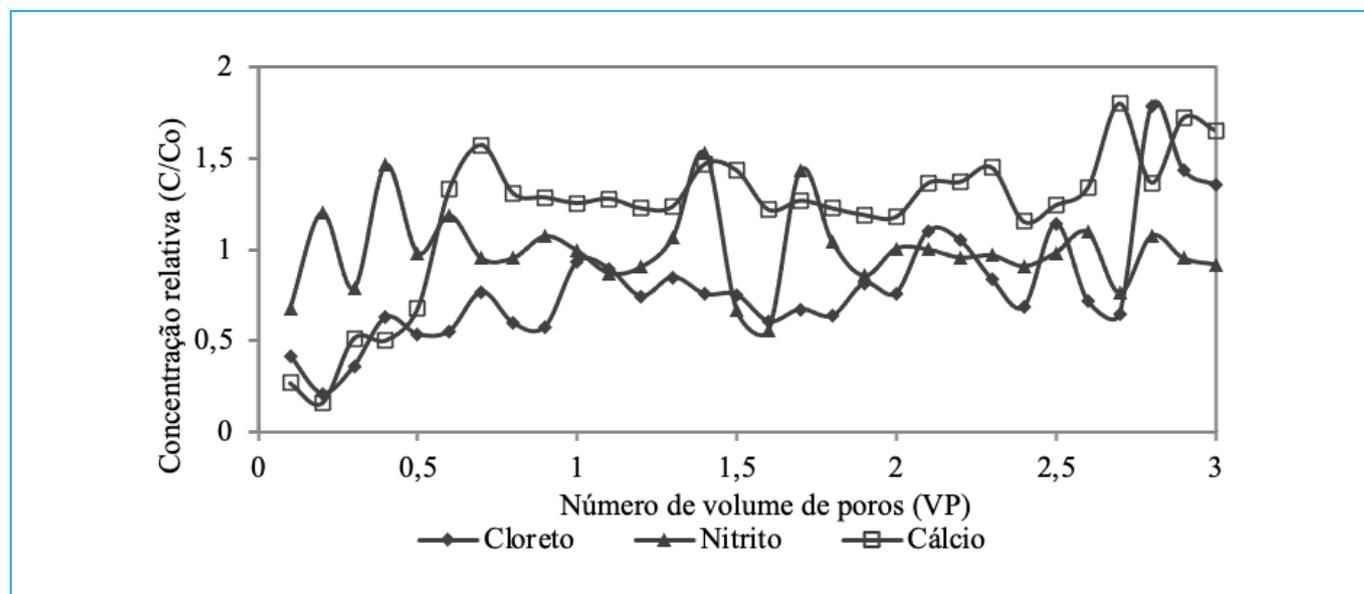


Figura 3 - Curva média de eluição para elementos que não apresentaram comportamento sigmoidal: cloreto, nitrito, magnésio e cálcio.

em sua curva, pode-se inferir que no primeiro momento há eluição desse composto já presente no solo, sendo este completamente lixiviado, liberando sítios de troca para que possam ser preenchidos por outros ânions pelos quais o solo tenha preferência. Durante todas as repetições, as concentrações relativas do nitrito ficaram próximas a 1, indicando que o composto é quase que completamente lixiviado pelo perfil do solo.

O cálcio foi retido pelo solo aproximadamente até a percolação de 0,5 volume poroso, quando a concentração relativa média foi de 0,68. Após esse evento, o elemento chega a 1,6 de concentração relativa de saída, indicando liberação do cálcio presente no solo da área de disposição. Segundo Santos *et al.* (2010), por ser o cálcio um íon bivalente, era de se esperar que tivesse maior força de atração do íon pela fração coloidal do solo, favorecendo sua retenção, entretanto esse comportamento não foi observado, indicando preferência do solo por outros cátions, como o potássio, que apresentou maior concentração na ARS e obteve fator de retardamento acima da unidade.

## CONCLUSÃO

A adoção de um sistema de reatores em série (UASB seguido de LGA) para o tratamento da ARS é uma boa alternativa para a remoção de matéria orgânica (acima de 90%) e nutrientes (acima de 70%).

Verificou-se tendência de movimentação dos contaminantes no solo, associado ao baixo teor de argila verificado. Como resultado, constatou-se baixa concentração de cátions no solo e pH tendendo à neutralidade, decorrentes da baixa capacidade de troca catiônica.

Apenas o fosfato e o potássio indicaram capacidade de retenção no solo, diferentemente dos íons nitrato, sulfato e sódio, que demonstraram alta tendência à lixiviação e ao espalhamento da pluma de contaminação, quase não reagindo com o solo.

Cloreto, nitrito e cálcio não foram passíveis de modelagem matemática para determinação dos parâmetros de mobilidade no solo, indicando comportamento de eluição temporal e eventos de sorção e dessorção dos íons.

## CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Carvalho, C.B.: Conceituação, Curadoria de Dados, Investigação, Metodologia, Escrita – Primeira Redação. Mourão, J.M.M.: Curadoria de Dados, Investigação, Metodologia. Oliveira, M.G.: Curadoria de Dados, Investigação, Metodologia. Pereira, E.L.: Supervisão, Metodologia, Escrita – Revisão e Edição. Santos, A.B.: Supervisão, Obtenção de financiamento, Escrita – Revisão e Edição.

## REFERÊNCIAS

ABABSA, N.; KRIBAA, M.; TAMRABET, L.; ADDAD, D.; HALLAIRE, V.; OULDJAOUI, A. Long-term effects of wastewater reuse on hydro physicals characteristics of grassland grown soil in semi-arid Algeria. *Journal of King Saud University - Science*, v. 33, n. 1, p. 1004-1013, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2019.09.007>

ABD-ELWAHED, M.S. Effect of long-term wastewater irrigation on the quality of alluvial soil for agricultural sustainability. *Annals of Agricultural Sciences*, v. 64, n. 2, p. 151-160, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.aos.2019.10.003>

ADAV, S.S.; LEE, D.J.; LAI, J.Y. Biological nitrification-denitrification with alternating oxic and anoxic operations using aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 84, n. 6, p. 1181-1189, 2009. <https://doi.org/10.1007/s00253-009-2129-y>

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22. ed. Washington, DC.: APHA/AWWA/WEF, 2012.

- ANAMI, M.H.; SAMPAIO, S.C.; SUSZEK, M.; GOMES, S.D.; QUEIROZ, M.M.F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 12, n. 1, p. 75-80, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662008000100011>
- ANDRADE, C.W.L.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; MIRANDA, J.H.; MONTENEGRO, A.A.A.; ASSIS, F.M.C.V. Simulation of sodium and potassium dynamics by the HYDRUS 2D model in a haplic planosol via residue water. *Engenharia Agrícola*, v. 38, n. 6, p. 874-884, 2018. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-engagric.v38n6p874-884/2018>
- BASSO, J.B.; KIANG, C. H. Retardamento e dispersão hidrodinâmica de cobre, potássio e cloreto em solos residuais do subgrupo itararé no estado de São Paulo. *Águas Subterrâneas*, v. 31, n. 1, p. 117-133, 2017. <https://doi.org/10.14295/rasv31i1.28638>
- BENGTSSON, S.; BLOIS, M.; WILÉN, B.-M.; GUSTAVSSON, D. Treatment of municipal wastewater with aerobic granular sludge. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 48, n. 2, p. 119-166, 2018. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1439653>
- BERNARDES, R.F.B.; LANA, R.M.Q.; OLIVEIRA, L.R.R.; FREITAS, R.S.M.; CAMARGO, R.; PIRES, D.C.M. Acúmulo de sódio e metais pesados no solo cultivado com *Corymbia citriodora* após a aplicação de água residuária de suinocultura. *Bioscience Journal*, v. 36, n. 3, p. 992-1002, 2020. <https://doi.org/10.14393/BJ-v36n3a2020-39509>
- BOLZANI, H.R.; OLIVEIRA, D.L.A.; LAUTENSCHLAGER, S.R. Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura no solo e na qualidade dos seus lixiviados. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 17, n. 4, p. 385-392, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522012000400005>
- CEARÁ. Resolução nº 02 do Conselho Estadual do Meio Ambiente (COEMA), 2 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. *Diário Oficial do Estado*, 21 fev. 2017.
- CONCIANI, R. *Estudo comparativo da mobilidade de contaminantes inorgânicos em solos laterítico e não laterítico*. Tese (Doutorado) - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2016. 86 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). *Guia prático para interpretação de resultados de análises de solos*. Brasil: Embrapa, 2015. 13 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). *Manual de métodos de análise de solo*. 2. Ed. Brasil: Embrapa, 2011.
- GENUCHTEN, M.T.; WIERENGA, P.J. Solute dispersion coefficients and retardation factors. In: KLUTE, A. (org.). *Methods of soil analysis: part 1*. Madison: American Society of Agronomy - Soil Science Society of America, 1986. p. 1025-1054.
- MAGGI, C.F.; FREITAS, P.S.L.; SAMPAIO, S.C.; DIETER, J. Impacts of the application of swine wastewater in percolate and in soil cultivated with soybean. *Engenharia Agrícola*, v. 33, n. 2, p. 279-290, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162013000200007>
- MAGGI, C.F.; FREITAS, P.S.L.; SAMPAIO, S.C.; DIETER, J. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, n. 2, p. 170-177, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662011000200010>
- MATOS, A.T.; GARIGLIO, H.A.A.; MONACO, P.A.V. L. Deslocamento miscível de cátions provenientes da vinhaça em colunas de solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, n. 7, p. 743-749, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000700008>
- MORAIS, N.W.S.; COELHO, M.M.H.; SILVA, F.S.S.; PEREIRA, E.L.; SANTOS, A.B. Caracterização físico-química e determinação de coeficientes cinéticos aeróbios de remoção da matéria orgânica de águas residuárias agroindustriais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 25, n. 3, p. 489-500, 2020. <https://doi.org/10.1590/S1413-4152202020190220>
- MORAIS, N.W.S.; SANTOS, A.B. Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. *Revista DAE*, v. 67, n. 215, p. 40-55, 2019. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.004>
- NIELSEN, D.R.; BIGGAR, J.W. Miscible displacement: III, theoretical considerations. *Soil Science Society of America Proceedings*, v. 26, p. 216-221, 1962.
- OLIVEIRA, J.F.; FIA, R.; FIA, F.R.L.; RODRIGUES, F.N.; MATOS, M.P.; SINISCALCHI, L.A.B. Principal component analysis as a criterion for monitoring variable organic load of swine wastewater in integrated biological reactors UASB, SABF and HSSF-CW. *Journal of Environmental Management*, v. 262, p. 110386, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110386>
- OLIVEIRA, L.F.C.; NOGUEIRA, J.G.; FRIZZARIM, S.S.; FIA, R.; FREITAS, J.S.; FIA, F.R.L. Sorção e mobilidade do lítio em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 18, n. 2, p. 139-148, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000200006>
- PEREIRA, E.L.; CAMPOS, C.M.M.; MOTERANI, F.; OLIVEIRA NETO, A.M. Eficiência de um sistema de reatores anaeróbios no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura. *Acta Scientiarum Technology*, v. 33, n. 3, p. 287-293, 2011. <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v33i3.7941>
- ROLLEMBERG, S.L.S. *Aerobic granular sludge: formation/maintenance, system optimization and resource recovery possibilities*. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil/Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2020. 153 p.
- ROLLEMBERG, S.L.S.; BARROS, A.R.M.; FIRMINO, P.I.M.; SANTOS, A.B. Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. *Bioresource Technology*, v. 270, p. 678-688, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.130>
- SANTOS, J.S.; LIMA, V.L.A.; BORGES, J.C.F.; SILVA, L.V.B.D.; AZEVEDO, C.A.V. Mobilidade de solutos em colunas de solo com água residuária doméstica e de suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 11, p. 1226-1233, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010001100013>
- SILVA, A.S.; MORAIS, N.W.S.; COELHO, M.M.H.; PEREIRA, E.L.; SANTOS, A.B. Potentialities of biotechnological recovery of methane, hydrogen and carboxylic acids from agro-industrial wastewaters. *Bioresource Technology Reports*, v. 10, p. 100406, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100406>
- SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (SEMACE). *Coema adia votação do reúso de água na suinocultura*. Semace, 2019. Disponível em: <https://bit.ly/2FGWkSL>. Acesso em: 12 mar. 2020.
- UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE (USDA). *Livestock and poultry: world markets and trade*. Foreign Agriculture Service, 2019. Disponível em: [https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock\\_poultry.pdf](https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock_poultry.pdf). Acesso em: 12 mar. 2020.
- YANG, H.; DENG, L.; WANG, L.; ZHENG, D.; LIU, Y.; WANG, S.; HUANG, F. Comparison of three biomass-retaining reactors of the ASBR, the UBF and the USR treating swine wastewater for biogas production. *Renewable Energy*, v. 138, p. 521-530, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.01.124>

