



II-566 – ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO COMBINADO DE ESGOTO SANITÁRIO COM LIXIVIADO EM REATOR BATELADA SEQUENCIAL

Lucas da Silva Ribeiro⁽¹⁾

Engenheiro Ambiental pela Universidade Veiga de Almeida (UVA). Mestrando em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

Lídia Yokoyama⁽²⁾

Engenheira Química pela Universidade Federal do Pará (UFPA). Mestre em Engenharia Metalúrgica pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio). Doutora em Química (PUC-Rio).

Cristiane Ribeiro Mauad⁽³⁾

Química Industrial pela Universidade Severino Sombra (USS). Mestre e Doutora em Química Analítica (PUC-Rio).

Simone Maria Ribas Vendramel⁽³⁾

Engenheira Química pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR). Mestre e Doutora em Engenharia Química pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

Diego Macedo Veneu⁽⁴⁾

Engenheiro Ambiental pela Universidade Severino Sombra (USS), Mestre em Engenharia de Materiais, Processos Químicos e Metalúrgicos (PUC-Rio). Doutor em Tecnologia em Processos Químicos e Bioquímicos (UFRJ).

Endereço⁽⁴⁾: Av. Athos da Silveira Ramos, 149, CT – Bloco E, 2º andar – Cidade Universitária – Rio de Janeiro – RJ – CEP: 21941-909 - Brasil - Tel: (21) 99895-6413- e-mail: lucas.sribeiro@gmail.com

RESUMO

Tendo em vista o crescente volume de lixiviado advindo de aterros sanitários e as dificuldades com a sua tratabilidade, o cotratamento com efluentes domésticos é uma opção bastante presente em estações de tratamento de esgoto (ETEs) pelo Brasil afora. Considerando que tal curso de ação pode se deparar com algumas adversidades, o presente estudo apresenta a avaliação do cotratamento desses efluentes por meio da tecnologia de lodos ativados na modalidade de reator batelada sequencial com o objetivo de granulação aeróbia do lodo em escala de bancada com a relação volumétrica de 1%. Para monitoramento da evolução do sistema de granulação, foram considerados os parâmetros pH, DQO, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4 e distribuição do tamanho das partículas de lodo formados. Com os resultados obtidos, é esperado uma melhor compreensão sobre os possíveis impactos da adição do lixiviado na granulação de lodo a partir das etapas iniciais do sistema.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de efluente, biorreator, cotratamento, reator batelada sequencial, granulação aeróbia.

INTRODUÇÃO

Conceitualmente, a premissa do sistema de lodos ativados traz a ideia de obter um maior controle sobre a disponibilidade/fornecimento de oxigênio visando acelerar a remoção da carga orgânica do efluente. Em alguns reatores, a remoção da matéria nitrogenada e de fósforo também pode ser explorada. Além do reator, a estrutura do sistema também é composta por um tanque de decantação, onde a biomassa sedimenta e o efluente é encaminhado para o corpo receptor ou, se necessário, seu pós-tratamento; e pelo mecanismo de recirculação do lodo.

Diferente dos modelos de fluxo-contínuo e convencional, o reator em batelada sequencial (RBS) se difere bastante devido a todas as etapas de tratamento que se fazem presentes neles, ocorrerem em um único tanque. Todos esses reatores têm em comum cinco etapas com durações definidas, as quais são empregadas na mesma sequência em que estão listadas: enchimento (entrada da carga de efluente a ser tratado), reação (período de reação aeróbia), sedimentação (separação da fase líquida e sólida), descarte (remoção do efluente tratado) e repouso (período de

reação anóxica/anaeróbia), sendo esse último a etapa em que ocorre a remoção do lodo excedente e a manutenção dos ciclos de operação (Metcalf e Eddy, 2003; Von Sperling, 2018).

Dentre as possíveis variações do reator RBS, o uso da tecnologia de granulação aeróbia de lodo é considerado bastante promissor, pois dentre as suas vantagens pode-se citar a melhor capacidade de sedimentação, redução do volume de lodo, perda mínima de biomassa ativa e a possibilidade de explorar a viabilidade da remoção de DQO, fósforo e nitrificação-desnitrificação simultânea no mesmo reator (Sarma *et al.*, 2017). Após uma longa revisão por De Kreuk *et al.* (2005), os grânulos aeróbios foram definidos como “agregados de origem microbiana, que não coagulam sob condições de cisalhamento hidrodinâmico reduzido e que sedimentam significativamente mais rápido do que os flocos de lodo ativado”. Sendo assim, muitos pesquisadores veem estudando o emprego do sistema de granulação aeróbia de lodo para diferentes efluentes como esgoto doméstico (Bassin *et al.*, 2012; Khan *et al.*, 2024), lixiviado de aterros sanitários (Wei *et al.*, 2012; Saxena *et al.*, 2022, Santos, Silva e Rollemberg, 2023), água residual de indústrias (Val del Río *et al.*, 2012), água residual de suínos (Liu *et al.*, 2017), água residual de abatedouros (Cassidy e Belia, 2005; Aziz *et al.*, 2022), água residual de vinícolas (López-Palau *et al.* 2012), água residual de cervejaria (Wang *et al.*, 2007) e água residual de laticínios (Bucci *et al.*, 2020) e para misturas de esgoto/lixiviado (Duarte, 2019; Silva *et al.*, 2023).

Com o advento das políticas ambientais no Brasil, é esperado o aprimoramento da gestão dos resíduos e rejeitos, o qual teve como ponto de partida a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Essa norma também foi responsável pelo início do marco legal que determinou um prazo para a extinção dos lixões até 2014, o qual foi prorrogado em capitais e regiões metropolitanas até 2021; municípios com mais de 100 mil habitantes até 2022; municípios com um número de habitantes entre 50 e 100 mil até 2023; e os que possuem população inferior a 50 mil habitantes até 2024 (Lei 14.026 de 2020) (BRASIL, 2020).

Ao realizar a análise do cenário atual ainda é possível identificar a existência de lixões e precariedade na gestão de resíduos em boa parte do território nacional; portanto, percebe-se que tem ocorrido o descumprimento dessas metas. As novas metas, diretrizes e ações voltadas para dar andamento com os objetivos predispostos na PNRS são apresentados no Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares), o qual foi instituído pelo Decreto 11.043 de 2022 e prevê o encerramento dos lixões em 20 anos (BRASIL, 2022).

Tendo em vista que desde a criação das metas houve um aumento considerável do montante de aterros sanitários, é esperado que, no período de 20 anos estipulado pelo Planares, ele seja progressivo. Como consequência, também haverá maior geração e captação de lixiviado, que, por sua vez, é tido como um efluente de enorme complexidade devido a composição físico-química distinta quando comparado com os diferentes aterros. Isso pode ser influenciado por múltiplos fatores, os quais incluem a idade do aterro, topografia, exposição a diferentes condições climáticas, tipo de operação empregada, diversidade presente nas características da massa de resíduos depositada, entre outros.

Como solução provisória, o cotratamento de lixiviado e esgoto sanitário é uma alternativa que muitos países acabam adotando, tendo em vista a redução de custos ao evitar gastos com a implementação de unidades de tratamento e a operação das mesmas. Dentre as discussões sobre a viabilidade do cotratamento, McBean *et al.* (1995) apontam que a relação volumétrica entre o lixiviado e o esgoto não deve ser superior a 2%. Já Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993) alertam que em alguns casos um pré-tratamento para reduzir a carga orgânica do lixiviado pode ser necessário antes de seu lançamento na ETE.

Não obstante aos problemas, Albuquerque e Povinelli (2011) conseguiram bons resultados de remoção de matéria orgânica (67%) e de nitrogênio amoniacal (73%), obtendo melhor desempenho ao adotar sistemas de lodos ativados. Nos estudos de Martins, Júnior e Costa (2010), por meio do sistema de lagoas de estabilização, foi alcançado remoções consideráveis de nitrogênio amoniacal, DQO e DBO, respectivamente, 99%, 72% e 91%; além da relação DBO/ DQO de 0,28, o que sugere a presença de uma baixa fração orgânica biodegradável. Por sua vez, Renou *et al.* (2008) destacam que o uso da técnica de lodos ativados se provou eficaz na remoção de carbono orgânico, nutrientes e amônia, mas também se depara com problemas como alta demanda de energia, produção excessiva de lodo, inibição microbiana, sedimentação de lodo inadequada e necessidade de tempos de aeração mais longos. Então, fica evidente a necessidade de um maior engajamento em pesquisas com o intuito de dirimir as incertezas no que se refere ao cotratamento de lixiviado de aterros sanitários com efluentes domésticos.

Buscando dar seguimento com essa premissa, o escopo do presente trabalho teve como base a operação e monitoramento de um sistema de lodos ativados na modalidade de reator batelada sequencial com objetivo de granulação aeróbia em escala de bancada para o cotratamento de efluentes domésticos com lixiviado, adotando a

relação volumétrica de 1%. A eficiência do reator considerou os parâmetros potencial hidrogeniônico (pH), remoção de matéria orgânica (DQO), conversão e remoção das formas do nitrogênio (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), remoção de fósforo (PO_4^{3-}) e distribuição do tamanho das partículas de lodo.

MATERIAIS E MÉTODOS

Preparação e Obtenção das Amostras

O lixiviado utilizado nos experimentos foi gerado na Central de Tratamento de Resíduos do Rio de Janeiro (CTR), localizado no município de Seropédica, Rio de Janeiro. Para evitar variações nas amostragens relacionadas a coleta em diferentes épocas, a produção em laboratório do esgoto doméstico sintético teve como base as orientações fornecidas por Duarte (2019). Sua composição é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Composição da mistura para a produção do esgoto sintético.

Esgoto Sintético			
$\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$	864 mg . L ⁻¹	CaCl_2	10,2 mg . L ⁻¹
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	74,2 mg . L ⁻¹	MnCl_2	2,68 mg . L ⁻¹
CaCl_2	60,7 mg . L ⁻¹	FeSO_4	2,27 mg . L ⁻¹
KCl	29,2 mg . L ⁻¹	$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$	0,86 mg . L ⁻¹
NH_4Cl	190,8 mg . L ⁻¹	CuSO_4	0,84 mg . L ⁻¹
K_2HPO_4	61,3 mg . L ⁻¹	CoCl_2	4,61 mg . L ⁻¹
KH_2PO_4	23,9 mg . L ⁻¹	EDTA	41,7 mg . L ⁻¹
ZnSO_4	10,3 mg . L ⁻¹	Água destilada	0,8 mL . L ⁻¹

Fonte: DUARTE (2019).

Sistema Experimental e Operacional

Foi operado um reator em batelada sequencial com lodo ativado cujo modelo experimental é constituído por um tanque de alimentação, bomba peristáltica, compressor de ar, tubo do reator e tanque de descarte. O tubo possui um formato cilíndrico com 4,5 cm de diâmetro interno, 128 cm de altura e volume útil de 1,9 L, com uma entrada lateral de efluente localizada na base; uma saída lateral para remoção do efluente tratado; e um difusor de ar também localizado na base, esse alimentado pelo compressor de ar.

Fez-se uso de lodo proveniente da ETE da FIOCRUZ para inoculação, composta por um sistema de lodos ativados. Após a sua coleta, o mesmo foi encaminhado para o laboratório, dando início a operação do reator. Para isso, a alimentação inicial foi de 25% do volume útil do reator composta pelo lodo e, posteriormente, ele foi completado com o esgoto sintético.

Cada ciclo de operação (Tabela 2) teve duração de tempo de 8 h e em cada etapa de alimentação e de descarte realizada ocorreu a troca de 750 mL da mistura de esgoto sintético com lixiviado tratado, havendo a retenção de 650 mL no interior do reator. A injeção dos efluentes foi realizada com o auxílio de uma bomba peristáltica e do tanque de alimentação, já a solução tratada foi removida por meio de uma bomba peristáltica, acoplada na saída lateral do reator, e acondicionada em um tanque de descarte. O monitoramento do período de aclimação dos microrganismos ocorreu de 01/12/2023 à 12/01/2024.

Tabela 2: Ciclo de operação da linha experimental.

	Operação	Tempo
Etapa 1	Alimentação	15 min
Etapa 2	Aeração	360 min
Etapa 3	Sedimentação	30 min
Etapa 4	Descarte	15 min
Etapa 5	Repouso	60 min
Total		480 min

Fonte: os autores.

Parâmetros Físico-Químicos e de Distribuição de Tamanho de Partículas

Dentre os parâmetros físico-químicos monitorados durante a operação do reator, foram incluídos: Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais e Voláteis (SST e SSV), Fósforo (PO_4^-), Nitrogênio Amoniacal (NH_4^+), Nitrito (NO_2^-), Nitrato (NO_3^-) e potencial hidrogeniônico (pH). A metodologia empregada é informada na Tabela 3. Dos equipamentos citados, foi utilizado um pHmetro modelo Sension+ MM340 da fabricante Hach e um cromatógrafo de íons com detector de condutividade modelo 930 Compact IC Flex da fabricante Metrohm.

Tabela 3. Metodologia empregada na determinação dos parâmetros físico-químicos.

Parâmetros	Metodologia
DQO Sólidos (SST e SSV)	Procedimentos 5220B, 2540B e 2540E, respectivamente apresentados no <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> (APHA, 2012)
Fósforo (P- PO_4) Nitrogênio Amoniacal (N- NH_4) Nitrito (N- NO_2) Nitrato (N- NO_3)	Cromatógrafo de íons com detector de condutividade
Potencial Hidrogeniônico (pH)	pHmetro

Fonte: os autores.

A determinação foi realizada com o auxílio do analisador de tamanho de partículas modelo Mastersizer 2000SM® da fabricante Malvern Instruments, o qual opera através da técnica de difração a laser. Foram realizadas duas medições durante o período de operação do reator nas datas de 01/12 e 12/01.

RESULTADOS OBTIDOS

Avaliação da Remoção de Matéria Orgânica (DQO)

Na Figura 1 são representadas as concentrações de DQO afluente e efluente ao reator ao longo do período de experimentação. Dessa forma, observa-se que a DQO afluente inicia com valores mais elevados nas duas primeiras amostragens (575,8 e 540,6 mg L^{-1} , respectivamente), mas nas demais amostragens os valores permanecem na faixa de 347,1 a 450,8 mg L^{-1} . Já a DQO efluente, permanece na faixa de 86,9 a 189,7 mg L^{-1} em todo o período de amostragem, exceto no dia 06/01 (289,7 mg L^{-1}). Através dos valores apresentados, é possível observar períodos de remoções superiores a 70% e períodos que as remoções variam em torno de 50%, com tendência de estabilização na faixa de 50 a 60%.

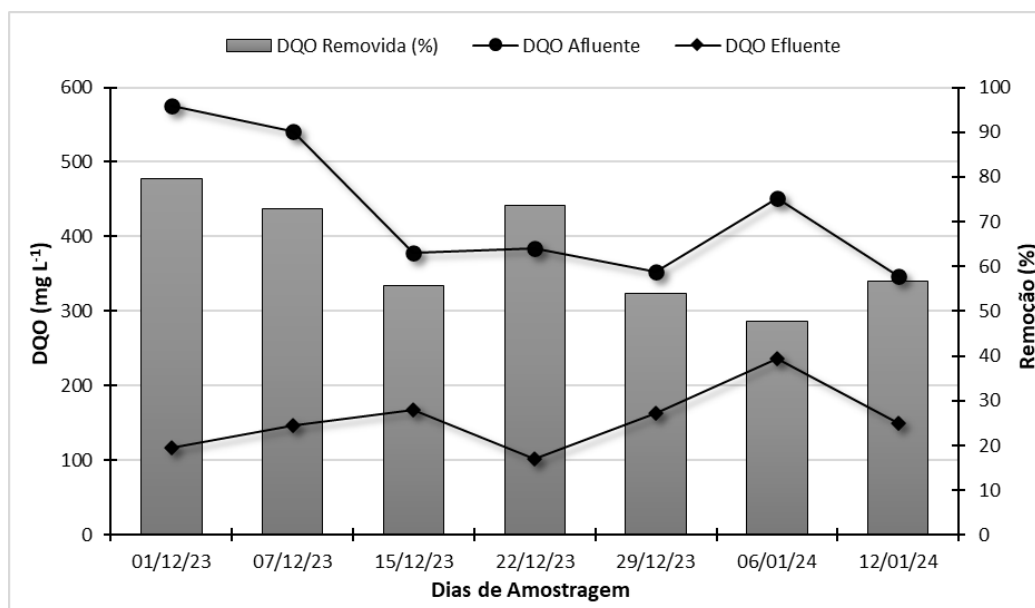


Figura 1: Variação das concentrações de DQO e sua remoção no RBS.

Frente aos resultados apresentados, nota-se que tratabilidade da DQO está abaixo do esperado se comparado com outros estudos experimentais. Silva *et al.* (2023), obtiveram uma média de remoção de 91% e 95% quando investigaram o cotratamento de esgoto sintético com 5% e 10% de lixiviado, respectivamente, por meio do sistema RBS granular. Contudo, ao contrário do presente estudo, é comum nessas investigações a ausência do lixiviado no início do período experimental, visando facilitar o processo de granulação inicial.

É fatídico que os metais pesados, toxicidade, matéria orgânica não biodegradável e compostos recalcitrantes, comumente identificados no lixiviado, exercem um efeito negativo no processo de depuração da carga carbonácea. A revisão apresentada por Kjeldsen *et al.* (2002) indicou que a amônia foi o principal composto responsável pela toxicidade do lixiviado; e também reforçou a importância de se atentar aos compostos orgânicos xenobióticos, pois a contribuição desses com os efeitos tóxicos permanece amplamente desconhecida. Por sua vez, Wei *et al.* (2012), destaca que a presença da amônia afluente também pode ser prejudicial para a remoção de DQO, sendo esse um nutriente em abundância no lixiviado.

Remoção de Nitrogênio

A Figura 2 apresenta as formas de nitrogênio e as suas concentrações identificadas no afluente e efluente do reator. Como já era previsto, o N-NH_4^+ foi encontrado em maior abundância, variando de 133,2 à 204,7 mg.L^{-1} antes do tratamento e de 12,1 à 151,9 mg.L^{-1} pós-tratamento.

Não foram identificadas concentrações significativas de N-NO_2^- no efluente. Já as concentrações de NO_3^- foram alavancadas ao longo do período de monitoramento, alcançando um máximo de 43,0 mg.L^{-1} . É perceptível a progressão da remoção do N desde o início da operação do RBS (01/12), obtendo o melhor resultado no último dia monitorado (12/01), sendo esse equivalente ao total de 86,6%.

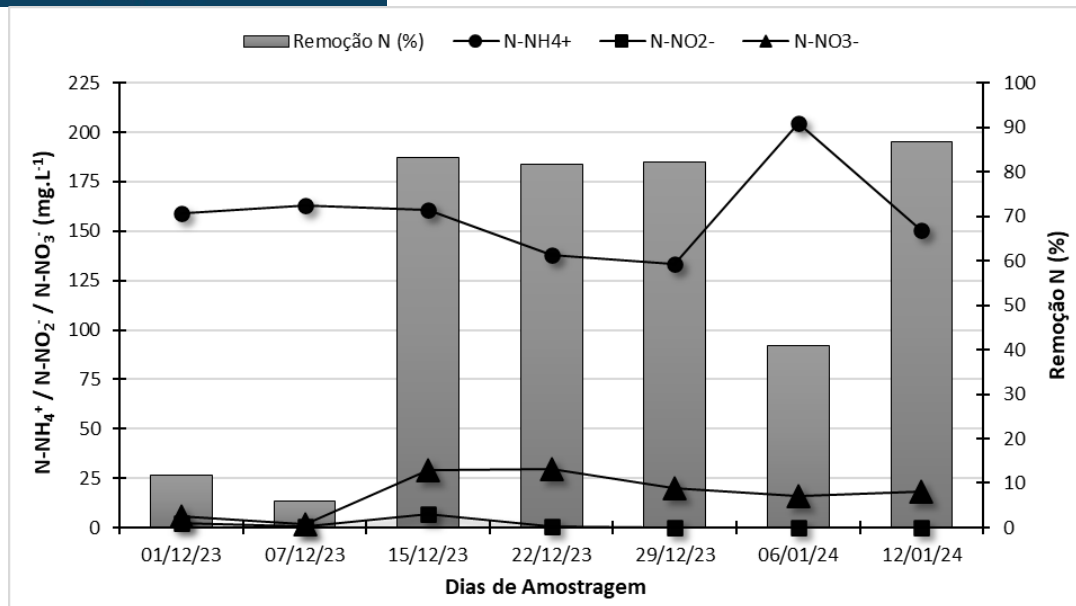


Figura 2: Variação das concentrações N-NH₄⁺ / N-NO₂⁻ / N-NO₃⁻ e remoção de N no RBS.

Uma possível explicação para a baixa eficiência demonstrada acima é a perda acentuada de boa parte do lodo. Segundo Szabó *et al.* (2016), o processo de *wash-out*, muito comum durante o início da operação do reator granular aeróbio, pode reduzir o desempenho da remoção de nutrientes. Tal processo é caracterizado pelo elevado descarte de lodo do sistema, ou seja, menor tempo de retenção de lodo. Li e Wu (2014) reforçam que é necessário um longo tempo de retenção do lodo devido ao lento crescimento dos microrganismos autotróficos nitrificantes. Dessa forma, torna-se possível permanência dos mesmos no reator e, conseqüentemente, promove um processo de nitrificação mais eficiente.

A nitrificação-desnitrificação simultânea é caracterizada pela oxidação do nitrito por bactérias nitrificantes na zona aeróbia e pela redução do nitrito pelas bactérias desnitrificantes na zona anóxica dos grânulos. Logo, entende-se que uma melhor remoção de N ocorrerá quando há baixas concentrações de OD no reator, pois isso promove o aumento da biomassa anóxica no interior dos grânulos aeróbios. Quando se faz presente concentrações mais elevadas de OD, o oxigênio consegue alcançar as regiões internas dos grânulos com maior facilidade, ou seja, acarreta na redução da biomassa anóxica dos grânulos e, conseqüentemente, na menor eficiência do processo de desnitrificação (Wei *et al.*, 2014; Bassin *et al.*, 2012; de Kreuk *et al.*, 2005).

Remoção de Fósforo

Na Figura 3 observa-se as concentrações de fósforo identificadas no afluente e efluente do reator, a qual destaca ausência de remoção expressiva desse nutriente ao longo do período de experimentação, cuja média foi de apenas 12,17%. Valores mais elevados foram identificados nas duas primeiras amostragens do afluente (35,7 e 28,9 mg L⁻¹, respectivamente) e no dia 06/01 (27,3 mg L⁻¹), enquanto nos demais dias permaneceu na faixa de 17,0 e 19,5 mg L⁻¹. Por sua vez, os valores identificados no efluente mantiveram um padrão semelhante ao do afluente, apresentando concentrações de 33,6 e 24,4 mg L⁻¹ nas duas primeiras amostragens, respectivamente, e mantem-se na faixa de 14,6 e 19,5 mg L⁻¹ nas demais. Nota-se que, ao contrário do afluente, a concentração de fósforo na amostragem do efluente no dia 06/01 não teve um aumento significativo, o que possibilitou alcançar a melhor remoção de 28,6%.

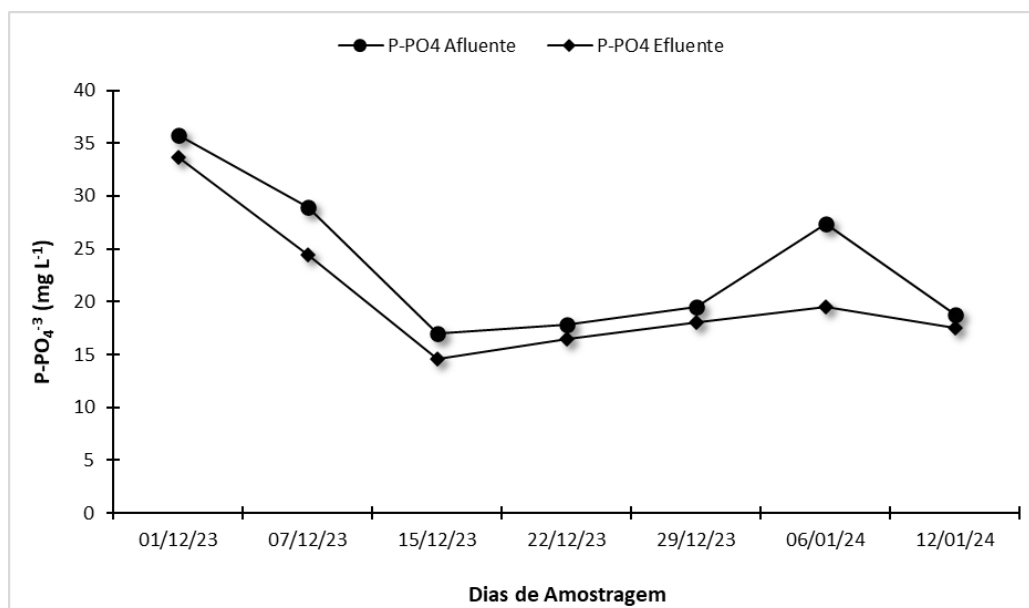


Figura 3: Variação das concentrações de P-PO₄³⁻.

Por se tratar de um sistema com regime anaeróbio-aeróbio, é esperado que organismos acumuladores de polifosfatos (OAPs) consigam se desenvolver nos sistemas RBS, tornando-os promissores para explorar a promoção da biodesfosfatação, a qual consiste na exploração de culturas microbianas capazes de armazenar fósforo para remover esse nutriente biologicamente. Metcalf & Eddy (2003) e Murnleitner *et al.* (1997) frisam que elevadas concentrações de oxigênio dissolvido e de nitrato também podem gerar adversidades para a remoção do fósforo no reator, pois é mais provável que a DQO disponível (substrato) na solução será removida por bactérias utilizando o oxigênio e nitrato antes de estar disponível para a assimilação pelos OAPs.

Silva (2016) descreve que os organismos acumuladores de glicogênio (OAGs), dominantes durante a fase aeróbia, competem com os OAPs pelos ácidos graxos voláteis, mas não degradam os polifosfatos e nem contribuem para a redução biológica de fósforo. Já Kreuk e Van Loosdrecht (2004) destacam que os OAPs apresentam taxas de crescimento relativamente baixas, ou seja, o processo de remoção fósforo se torna mais moroso devido a demora para os organismos conseguirem se estabelecer no sistema.

Distribuição do Tamanho das Partículas

Na Figura 4 são apresentadas as análises da distribuição do tamanho das partículas presentes no reator em duas amostragens. A primeira foi realizada no início de operação do reator (01/12) e a segunda no dia 12/01, variando o valor de d50 de 98,1 µm para 163 µm. Logo, apesar de ainda não terem grânulos formados no reator, é possível visualizar indícios de sua formação.

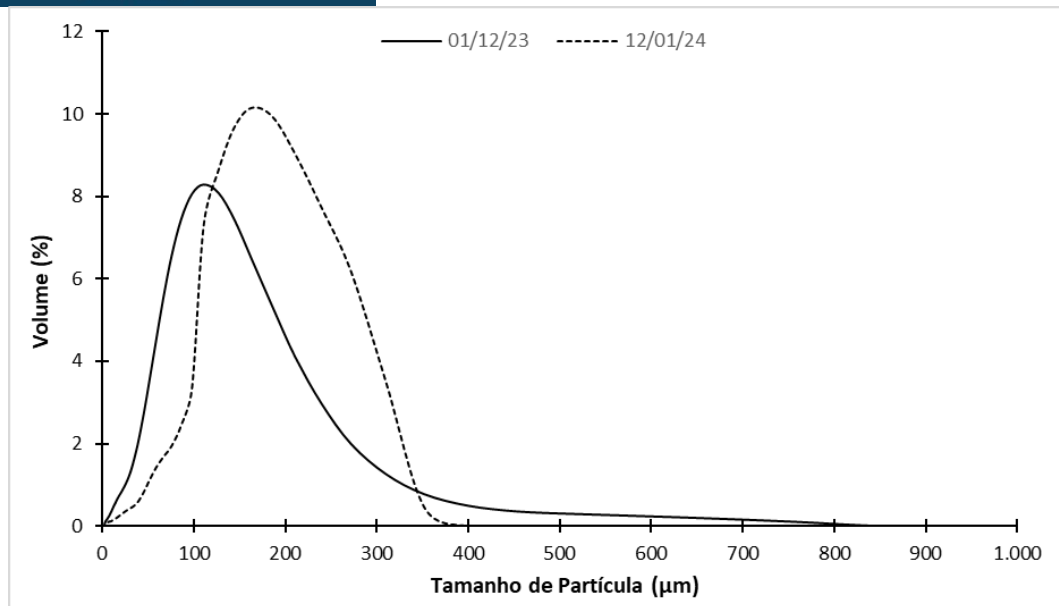


Figura 4: Distribuição do Tamanho das Partículas no RBS.

Compreende-se que o tamanho dos grânulos está diretamente relacionado a variados parâmetros operacionais, como, por exemplo, a composição do substrato, carga orgânica disponível, característica do inóculo de lodo, tempo dos ciclos de operação, estratégias de alimentação do reator, tempo de sedimentação e vazão da injeção de ar (força de cisalhamento hidrodinâmica) (Adav *et al.*, 2008). De Kreuk (2007) também informa que os grânulos devem atender ao requisito mínimo de tamanho equivalente a 0,2 mm. Dessa forma, entende-se que será necessário mais tempo para que os grânulos possam se formar e atender os requisitos mínimos.

CONCLUSÕES

Interpretando os dados obtidos e revisando as fontes de referência, entende-se que ainda é cedo para confirmar através do presente estudo a eficiência do RBS com granulação aeróbia para o cotratamento de esgoto doméstico com lixiviado sob a condição de relação volumétrica de 1% na partida do reator. Isso porque a granulação no sistema ainda está em sua fase inicial, ou seja, ainda é necessário mais tempo de operação e monitoramento antes de concluir o potencial de tratabilidade do reator nestas condições. Contudo, é possível confirmar que o sistema já começou a apresentar progressos quanto a remoção de DQO, Nitrogênio e Fósforo, obtendo uma média de 62,87%, 74,95% (desconsiderando as duas primeiras semanas de adaptação do sistema) e 12,17%, respectivamente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ADAV, S. S.; LEE, D.; SHOW, K.; TAY, J. Aerobic Granular Sludge - Recent Advances. *Biotechnology Advances*, v. 26, p. 411-423, 2008.
2. ALBUQUERQUE, E. M.; POVINELLI, J. Caracterização da Eficiência dos Processos de Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário no Brasil. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 26., 2011. Porto Alegre: CBESA, 2011.
3. APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22th. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 2012.
4. AZIZ, A.; RAMEEZ, H.; SENGAR, A.; SHARMA, D.; FAROOQI, I. H.; BASHEER, F. Biogas production and nutrients removal from slaughterhouse wastewater using integrated anaerobic and aerobic granular intermitente SBRs – Bioreactors stability and microbial dynamics. *Science of the Total Environment*, v. 848, 2022.

5. BASSIN, J. P.; KLEEREBEZEM, R.; DEZOTTI, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Simultaneous Nitrogen and Phosphate Removal in Aerobic Granular Sludge Reactors Operated at Different Temperatures. *Water Research*, v. 46, p. 3805-3816, 2012.
6. BRASIL. Decreto nº 11.043, de 13 de abril de 2022. Aprova o Plano Nacional de Resíduos Sólidos. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*.
7. BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*.
8. BUCCI, P.; COPPOTELLI, B.; MORELLI, I.; ZARITZKY, N.; CARAVELLI, A. Simultaneous heterotrophic nitrification and aerobic denitrification of wastewater in granular reactor: Microbial composition by next Generation sequencing analysis. *Journal of Water Process Engineering*, v. 36, 2020.
9. CASSIDY, D. P.; BELIA, E. Nitrogen and phosphorus removal from an abattoir wastewater in a SBR with aerobic granular sludge. *Water Research*, v. 39, p. 4817-4823, 2005.
10. DE KREUK, M. K. HEIJNEN, J. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Simultaneous COD, Nitrogen, and Phosphate Removal by Aerobic Granular Sludge. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 90, p. 761-769, 2005.
11. DE KREUK, M. K.; KISHIDA, N.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Aerobic Granular Sludge - State of the Art. *Water Science and Technology*, v. 55, p. 75-81, 2007.
12. DE KREUK, M. K.; MCSWAIN, B. S.; BATHE, S.; TAY, S. T. L.; SCHWARZENBECK, N.; WILDERER, P. A. Discussion Outcomes. In: BATHE, S.; DE KREUK, M. K.; MCSWAIN, B. S.; SCHWARZENBECK, N. **Aerobic Granular Sludge**. London: IWA Publishing, p. 155-169, 2005. Disponível em: https://books.google.com.br/books?id=bSK5HMMOIfUC&printsec=frontcover&hl=pt-BR&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false
13. DUARTE, K. L. S. Estabilidade e Desempenho de Lodo Granular Aeróbio no Tratamento de Efluentes Complexos. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2019.
14. KHAN, N. A.; SINGH, S.; RAMAMURTHY, P. C.; ALJUNDI, I. H. Exploring nutrient removal mechanisms in column-type SBR with simultaneous nitrification and denitrification. *Journal of Environmental Management*, v. 349, 2024.
15. KJELDEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 32, p. 297-336, 2002.
16. KREUK, M. K.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Selection of Slow Growing Organisms as a Means for Improving Aerobic Granular Sludge Stability. *Water Science and Technology*, v. 49, p. 9-17, 2004.
17. LI, B.; WU, G. Effects of Sludge Retention Times on Nutrient Removal and Nitrous Oxide Emission in Biological Nutrient Removal Processes. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 11, p. 3553-3569, 2014.
18. LIU, J.; LI, J.; WANG, X.; ZHANG, Q.; LITTLETON, H. Rapid aerobic granulation in an SBR treating piggery wastewater by seeding sludge from a municipal WWTP. *Journal of Environmental Sciences*, v. 51, p. 332-341, 2017.
19. LÓPEZ-PALAU, S.; PINTO, A.; BASSET, N. DOSTA, J.; MATA-ÁLVAREZ, J. *Biochemical Engineering Journal*, v. 68, p. 190-198, 2012.
20. MARTINS, C. L.; JÚNIOR, A. B. C.; COSTA, R. H. R. Desempenho de Sistema de Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário com Recirculação do Efluente. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, n. 4, p. 401-410, 2010.
21. MCBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUHAR, G. J. *Solid Waste Landfill Engineering and Design*. New Jersey: Prentice Hall, 1995.
22. METCALF, L.; EDDY, H. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4. Ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

23. MURNLEITNER, E.; KUBA, T.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. An Integrated Metabolic Model for the Aerobic and Denitrifying Biological Phosphorus Removal. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 54, p. 401-502, 1997.
24. RENO, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, p. 468-493, 2008.
25. SANTOS, A.; SILVA, V.; ROLLEMBERG, S. Aerobic granulation process applied to landfill leachate treatment. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 28, 2023.
26. SARMA, S. J.; TAY, J. H.; CHU, A. Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. *Trends in Biotechnology*, v. 35, p. 66-78, 2017.
27. SAXENA, V.; PADHI, S. K.; PATTANAIK, L.; BHATT, R. Simultaneous removal of carbon, nitrogen, and phosphorus from landfill leachate using an aerobic granular reactor. *Environmental Technology & Innovation*, v. 28, 2022.
28. SILVA, G. H. Avaliação do Processo de Remoção Biológica de Fósforo em Reator de Batelada Sequencial (RBS), com Diferentes Condições Operacionais, Utilizando Ensaio Respiratórios e de Biorredução em Bancada. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2016.
29. SILVA, V. E. P. S. G.; ROLLEMBERG, S. L. S.; SANTOS, S. G. S.; SILVA, T. F. C. V.; VILAR, V. J. P.; SANTOS, A. B. Evaluation of leachate impact on domestic sewage co-treatment in aerobic granular sludge. *Chemical Engineering Journal*, v. 470, 2023.
30. SZABÓ, E.; HERMANSSON, M.; MODIN, O.; PERSSON, F. WILÉN, B. M. Effects of Wash-Out Dynamics on Nitrifying Bacteria in Aerobic Granular Sludge During Start-Up at Gradually Decreased Settling Time. *Water*, v. 8, p. 172, 2016.
31. TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. New York: McGraw-Hill, 1993.
32. VAL DEL RÍO, A.; FIGUEROA, M.; ARROJO, B.; MOSQUERA-CORRAL, A.; CAMPOS, J. L.; GARCÍA-TORRIELLO, G.; MÉNDEZ, R. Aerobic granular SBR systems Applied to the treatment of industrial effluents. *Journal of Environmental Management*, v. 95, p. S88-S92, 2012.
33. VON SPERLING, M. *Lodos Ativados*. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2018.
34. WANG, S. -G.; LIU, X. -W.; GONG, W. -X.; GAO, B. -Y.; ZHANG, D. -H.; YU, H. -Q. Aerobic granulation with brewery wastewater in a sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, v. 98, p. 2142-2147, 2007.
35. WEI, D.; SHI, L.; YAN, T.; ZHANG, G.; WANG, Y.; DU, B. Aerobic Granules Formation and Simultaneous Nitrogen and Phosphorus Removal Treating High Strength Ammonia Wastewater in Sequencing Batch Reactor. *Bioresource Technology*, v. 171, p. 211-216, 2014.
36. WEI, Y.; JI, M.; LI, R.; QIN, F. Organic and nitrogen removal from landfill leachate in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Waste Management*, v. 32, p. 448-455, 2012.