

II-523 – AVALIAÇÃO DO CO-TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO COM LIXIVIADO EM REATOR DE BATELADAS SEQUENCIAIS

Mário Jorge Mello Abraham Fernandes⁽¹⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Veiga de Almeida (UVA).

Lídia Yokoyama⁽²⁾

Engenheira Química pela Universidade Federal do Pará. 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. 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 A, 2º andar – Cidade Universitária – Rio de Janeiro – RJ – CEP: 21941-909 - Brasil - Tel: (21) 3938-7676 - e-mail: diegomveneu@yahoo.com.br

RESUMO

O presente trabalho, teve por finalidade, avaliar a eficiência da granulação aeróbia de lodo através do co-tratamento de esgoto com lixiviado frente aos parâmetros DQO, N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃ e P-PO₄, além da morfologia e distribuição do tamanho dos grânulos formados. O reator operou em regime de batelada, com ciclos de 4h, com proporção de 10% de lixiviado em relação ao volume de esgoto. De acordo com os resultados alcançados, tem-se que a remoção de DQO média foi de 53,8%, obtendo em alguns momentos picos de até 63,1%, cerca de 20,9% do nitrogênio foi removido/convertido e com relação ao fósforo, não houve remoção, mostrando uma tendência de concentração no sistema. O pH do efluente bruto se manteve na faixa de 7,5, enquanto o pH médio do efluente tratado foi de 8,3. De acordo com os valores de SST (variando de 3000 a 4000 mg L⁻¹) foram calculados os IVL, obtendo um valor médio de 96,2 mL g⁻¹. Foram observados grânulos de lodo com diâmetros de até 5 mm no reator.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento efluente; granulação aeróbia de lodo; matéria orgânica; nutrientes

INTRODUÇÃO

A tecnologia de granulação aeróbia de lodo (GAL) em muitos estudos acaba sendo desenvolvida empregando efluentes com características semelhantes aos encontrados em várias estações de tratamento, mas que não envolvem uma série de complexidades em termos operacionais e em relação as substâncias contidas nestes, culminando em alguns casos na ineficiência de remoção de alguns parâmetros físico-químicos como remoção de matéria orgânica e nutrientes como o fósforo e nitrogênio. De acordo com Castellanos et al. (2021) o emprego desta tecnologia baseia-se na formação de grânulos aeróbicos bem estruturados que são constituídos por uma variedade de comunidades microbianas que formam aglomerados de morfologia esférica com múltiplas camadas, permitindo com isso, condições aeróbicas e anóxicas/anaeróbicas. Portanto, através desta sobreposição de camadas, ocorrem as conversões de matéria orgânica, fosfato e nitrogênio, o que permite a ausência de algumas unidades operacionais, como decantadores secundários e configurações de tanques anaeróbicos/anóxicos e aeróbicos, minimizando custos e possibilitando a redução da área destinada à sua implantação.

Um dos efluentes que se enquadra na categoria de efluentes complexos é o lixiviado proveniente de aterros sanitários. Estes tem sido gerado em quantidades cada vez maiores sendo um reflexo do aumento da geração de resíduos sólidos urbanos que alcançou em 2021 aproximadamente 82,5 milhões de toneladas (Abrelpe, 2021). Características como alta concentração de matéria orgânica, que está associada a substâncias como ácidos graxos de

baixa massa molecular (carboidratos, aminoácidos e ácidos orgânicos), substâncias húmicas e fúlvicas de massa molecular intermediárias, além de compostos nitrogenados, fósforo e alguns metais traço conferem toda esta complexidade que demanda sistemas cada vez mais eficazes em relação a remoção/conversão destas substâncias (Silva, 2002 ; Renou et al., 2008 ; Campos, 2014 ; Nancharaiyah e Reddy, 2018 ; Costa et al., 2019).

Uma alternativa ao tratamento destes lixiviados e o co-tratamento ou tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em estações de tratamento de esgoto (ETE). De acordo com Nascentes et al. (2019) esta alternativa tem se mostrado viável, mas algumas questões merecem destaque, como a presença de compostos tóxicos no lixiviado, que a partir de determinadas concentrações, podem inibir a população de microrganismos que constituem o lodo biológico e com isso, comprometer a eficiência do processo. De acordo com Campos (2014) alguns consideram que esta alternativa é aplicável e efetiva somente quando a relação entre vazão e carga de lixiviado é pequena (até 2%) tratado na ETE; enquanto outros, posicionam-se reticentes, fundamentados nos danos potenciais aos processos e operações que constituem a ETE, e alegam que o sistema de tratamento para esgoto sanitário não é totalmente efetivo para tratar todos os componentes do lixiviado. Alguns autores já realizaram estudos empregando a tecnologia de lodo granular aeróbio para tratar lixiviados sintéticos com elevadas concentrações de $N-NH_4$ ou até mesmo efluentes reais, mas empregando uma etapa de pré-aclimatação do lodo granular aeróbio com concentrações reduzidas de $N-NH_4$ para posterior aumento até atingir as concentrações reais do efluente (Wei et al., 2012; Di Bella e Torregrossa, 2014 ; Wei et al., 2014 ; Ren et al., 2017). Sendo assim, fica claro a necessidade de estudos que possam elucidar as reais possibilidades do co-tratamento de lixiviado com esgoto empregando a tecnologia de granulação aeróbia de lodo.

Neste estudo, o objetivo foi o monitoramento do desempenho de um reator operando em bateladas sequenciais (RBS) no co-tratamento de lixiviado de aterro sanitário e esgoto através do processo de granulação aeróbia de lodo. A eficiência do biorreator (RBS) operando com uma proporção de 10% de lixiviado no esgoto foi avaliada em relação à remoção de matéria orgânica (DQO), nitrogênio ($N-NH_4$, $N-NO_2$ e $N-NO_3$) e fósforo ($P-PO_4$). Além destes parâmetros, a evolução física e morfológica das partículas de lodo na transição de flocos para grânulos também foi avaliada através da análise de distribuição de tamanho de partícula, índice volumétrico de lodo e sólidos suspensos totais e voláteis.

MATERIAIS E MÉTODOS

Obtenção e Características Físico-Químicas do Lixiviado e do Esgoto

O lixiviado utilizado nos experimentos foi coletado no Complexo de Tratamento e Destinação de Resíduos Sólidos Belford Roxo (CTDR-BR), localizado no município de Belford Roxo, RJ. A Tabela 1 apresenta os valores típicos de alguns parâmetros físico-químicos do lixiviado utilizado nos estudos.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos do lixiviado gerado no aterro de Belford Roxo

Parâmetro	Valor
pH	7,54 a 7,96
DQO ($mg\ L^{-1}$)	945,8 a 1539,5
$N-NH_4^+$ ($mg\ L^{-1}$)	1016,8 a 1324,5
$P-PO_4^{3-}$ ($mg\ L^{-1}$)	11,2 a 13,9
NO_3^- ($mg\ L^{-1}$)	2,2
NO_2^- ($mg\ L^{-1}$)	177,7
SST ($mg\ L^{-1}$)	379,6
SSV ($mg\ L^{-1}$)	227,2

O esgoto doméstico sintético foi preparado no laboratório com objetivo de evitar variações inerentes a amostragens em diferentes épocas, seguindo as recomendações de Nascentes (2015), adaptadas às características físico-químicas dos esgotos brasileiros. Sua composição é apresentada na Tabela 2.

Tabela 2. Composição do esgoto sintético afluente ao RBS

Reagente	Concentração (mg L ⁻¹)
Peptonas de Caseína	360
Extrato de Carne	250
Ureia	100
Fosfato Monobásico de Potássio	26
Cloreto de Sódio	14
Cloreto de Cálcio Di-Hidratado	8
Sulfato de Magnésio Hepta-Hidratado	4

Sistema Experimental e Operacional

O reator foi alimentado por uma bomba peristáltica com 10% de lixiviado no esgoto, utilizando três temporizadores para o controle de seus ciclos de operação. O RBSG possui formato cilíndrico com 4,0 cm de diâmetro e 150 cm de altura, com uma entrada de efluente localizada na base do reator, uma saída lateral a 40 cm da base para retirada do efluente tratado e um difusor de ar localizado na base do reator, alimentado por um compressor. Como inóculo foi utilizado o lodo proveniente de uma ETE com sistema de lodos ativados. A cada ciclo de 4 h (1 h de alimentação, 2 h de aeração, 30 min de sedimentação e 15 min para descarte), 1,0 L da mistura de esgoto + lixiviado era adicionado, sendo posteriormente descartado, permanecendo no interior do reator um volume total de 1,6 L a cada ciclo. Esta fase de aclimação foi monitorada de 11/03/2021 a 13/05/2021 com amostragens realizadas uma vez a cada semana.

Determinação dos Parâmetros Físico-Químicos

As metodologias utilizadas para a avaliação dos parâmetros DQO e sólidos (SST e SSV) foram baseadas nos procedimentos 5220B, 2540B e 2540E, respectivamente, apresentados no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998). Para determinação de fósforo (P-PO₄), nitrogênio amoniacal (N-NH₄), nitrito (N-NO₂) e nitrato (N-NO₃) foi utilizado um cromatógrafo de íons com detector de condutividade modelo 930 Compact IC Flex da fabricante Metrohm.

Determinação da Distribuição do Tamanho dos Grânulos

A distribuição de tamanho dos grânulos formados foi determinada por análise no equipamento da Malvern Instruments, modelo Mastersizer 2000SM® através de retiradas de amostras durante o período de monitoramento do RBS (11/03/2021 a 13/05/2021). Este equipamento utiliza como princípio o espalhamento de luz para a determinação da distribuição das partículas na faixa de diâmetro entre 0,1 e 1000 µm permitindo assim o acompanhamento da evolução dos grânulos.

Determinação da Índice Volumétrico do Lodo

O IVL₃₀ do lodo granular foi determinado durante o período de monitoramento do RBS (11/03/2021 a 13/05/2021) para auxiliar no monitoramento da sedimentabilidade e na característica do sistema de acordo com a metodologia descrita por (Von Sperling, 2002).

RESULTADOS OBTIDOS

Avaliação da Remoção de Matéria Orgânica (DQO) no RBS

A Figura 1 mostra os valores de DQO inicial e final, além dos percentuais de remoção apresentados no RBS. Pode-se observar que a concentração inicial de DQO permaneceu na faixa de 618 a 1041 mg L⁻¹. Já os valores de DQO final, após o tratamento permaneceram na faixa de 276 a 470 mg L⁻¹. Com estes valores foi possível obter os percentuais de remoção que variaram entre 35,6 e 63,1%.

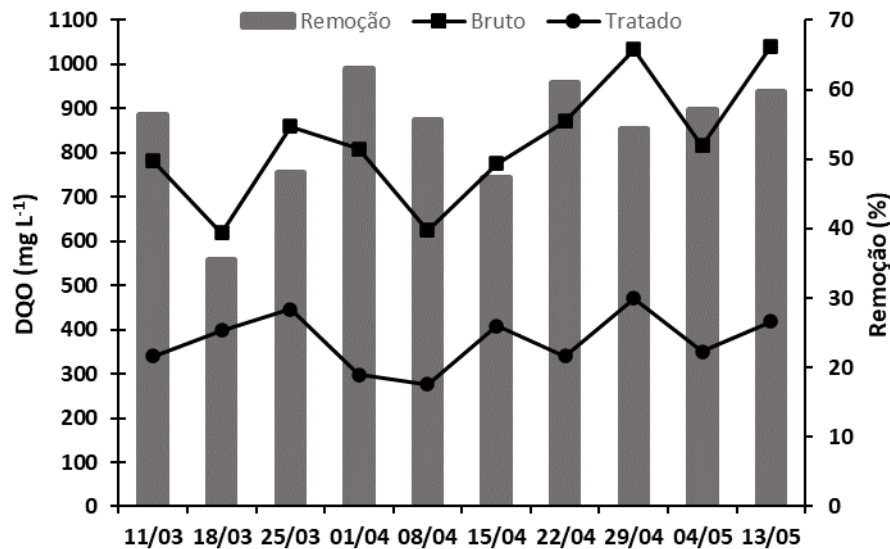


Figura 1: Valores de DQO inicial, final e de remoção no RBS.

Pode-se observar que os valores de remoção apresentados não foram tão expressivos frente aos observados por Wei et al. (2012) que obtiveram remoções na faixa de 82,8 a 84,4% para DQO, com emprego de um RBS tratando um lixiviado com concentração inicial variando entre 4200 e 5500 mg L⁻¹. Estes mesmos autores relatam que concentrações mais elevadas de nitrogênio amoniacal parecem contribuir negativamente para a remoção de DQO. Este fenômeno pode estar associado a uma competição entre as bactérias heterotróficas que são responsáveis pela decomposição de matéria orgânica, e as autotróficas responsáveis pelo processo de nitrificação pelo oxigênio dissolvido disponível no reator.

Por outro lado, Di Bella e Torregrossa (2014) utilizando lixiviado real com um efluente sintético (esgoto) obtiveram remoções na faixa de 45 a 50%, ou seja, bem próximos aos obtidos no presente estudo. De acordo com Campos (2014), a DQO residual de sistemas de tratamento biológico consiste em vários compostos orgânicos, podendo incluir: substrato residual degradável; compostos recalcitrantes; compostos intermediários e produtos microbianos solúveis. Yunus et al. (2011) descrevem que os lixiviados possuem compostos orgânicos biodegradáveis de baixa massa molecular como carboidratos, aminoácidos, ácidos orgânicos, dentre outros, sendo facilmente degradáveis. Porém, apresentam também, compostos com elevada massa molecular, não facilmente biodegradáveis, como ácidos húmicos e fúlvicos, os quais representam diferentes compostos aromáticos, alifáticos e fenólicos que podem estar associados a uma elevada recalcitrância do efluente final (lixiviado + esgoto), embora o lixiviado represente somente 10%, conduzindo aos percentuais medianos de remoção observados no presente estudo. Segundo estudo conduzido por Lange et al. (2009), as frações determinadas para a DQO inerte (em relação à DQO inicial) de lixiviado resultaram em 44% e 42%, para metabolismo aeróbio e anaeróbio, respectivamente.

Remoção de Nitrogênio no RBS

Na Figura 2 são mostradas as formas de nitrogênio observadas no RBS. A forma N-NH₄⁺ foi predominante no efluente bruto (N-NH₄⁺ inicial) mantendo-se na faixa de 118,6 a 140,5 mg L⁻¹, não sendo observadas as formas N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ no efluente bruto. Pode-se observar que a partir do dia 11/03 até o dia 01/04 os valores de N-NH₄⁺ final no efluente tratado apresentaram uma diminuição progressiva, resultando no valor de 40,2 mg L⁻¹. Neste mesmo período foi observado um aumento progressivo na concentração de N-NO₂⁻ final, passando de 14,3 para 45,6 mg L⁻¹, porém, os valores de N-NO₃⁻ mostraram-se muito baixos, permanecendo na faixa de 0,6 a 13 mg L⁻¹.

A partir do dia 15/04 até o dia 04/05 os valores de N-NH₄⁺ final apresentaram um comportamento oposto ao observado até então, com aumento gradual das concentrações passando de 71,8 a 101,5 mg L⁻¹, respectivamente. Este comportamento refletiu na diminuição das concentrações de N-NO₂⁻ final, variando na faixa de 10,3 a 28,3 mg L⁻¹, respectivamente. Já o comportamento da concentração de N-NO₃⁻ permaneceu com valores baixos (0,96 a 2,3 mg L⁻¹). De forma geral, apesar das variações observadas neste período de 11/03 a 13/05, em relação as formas de nitrogênio observadas no RBS, se desconsiderarmos as remoções do dia 15/04 (38,9%) e do dia 29/04 (5,1%), a faixa de remoção permaneceria na faixa de 14,5 a 24,1 %.

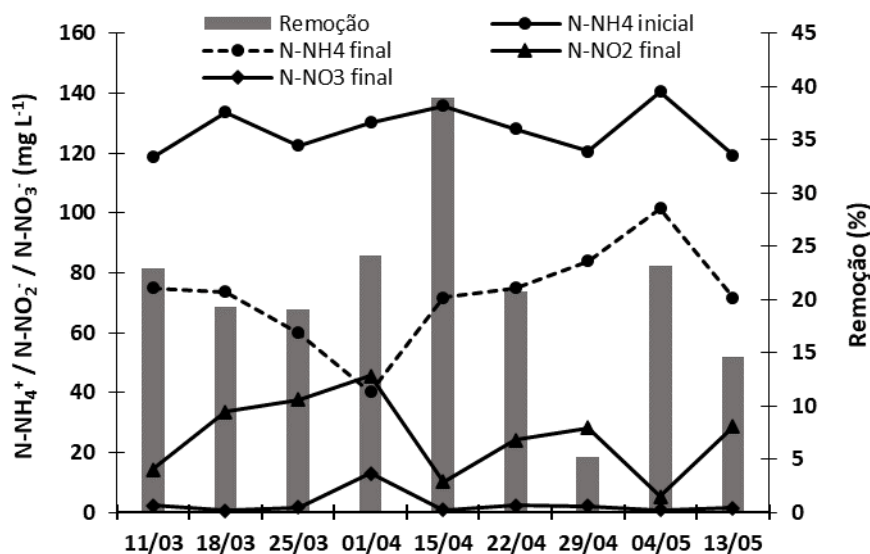


Figura 2: Valores de nitrogênio inicial, final e de remoção no RBS.

Como mencionado acima, as elevadas concentrações de N-NH_4^+ advindas do lixiviado parecem corresponder a um fator de pressão no sistema, uma vez que o curto período de oxidação (4 h) pode desfavorecer tanto o processo de oxidação da matéria orgânica quanto da matéria nitrogenada, fazendo com que haja uma certa competição entre as bactérias heterotróficas e as autotróficas responsáveis pelo processo de nitrificação pelos substratos. Wei et al. (2012) descreve que a coexistência de bactérias nitrificantes e as heterotróficas, sendo ambas oxidantes, foi prejudicial tanto para a remoção de DQO quanto de nitrogênio. De alguma forma o sistema tende a favorecer a adaptação e crescimento das bactérias oxidantes de amônio (BOA), levando a uma certa concentração de N-NO_2^- . De acordo com Tchobanoglous et al. (2016) os processos de nitrificação podem também ocorrer naqueles sistemas cujo crescimento de bactérias autotróficas que oxidam nitrito a nitrato são impedidos ou inibidos. Wei et al. (2012) observaram também baixas eficiências de desnitrificação (20 a 40%) quando utilizado lixiviado real em sistemas RBS.

Remoção de Fósforo no RBS

A Figura 3 mostra os valores de fósforo inicial e final no RBS. Pode-se observar que as concentrações de P-PO_4^{2-} inicial variaram na faixa de 4,8 a 11 mg L^{-1} , apresentando uma amplitude de variação mais acentuada no período 11/03 a 01/04. A partir do dia 15/04, esta amplitude na variação da concentração de P-PO_4^{2-} diminui, permanecendo com valores mais próximos na faixa de 6,3 a 7,4 mg L^{-1} . Como pode-se perceber na Figura 3, as concentrações de P-PO_4^{2-} finais apresentaram valores superiores aos iniciais, ou seja, uma tendência de concentração do mesmo no sistema, variando na faixa de 5,3 a 11,8 mg L^{-1} .

Com o reator operado em regime anaeróbio-aeróbio, era esperado o desenvolvimento dos organismos acumuladores de polifosfato (OAP), com consequente liberação de fosfato na fase anaeróbia e absorção dele na fase aerada. No entanto, a ocorrência do fenômeno EBPR (Enhanced biological phosphorus removal) não foi observada até então no RBS. De acordo com De Kreuk e Van Loosdrecht (2004), estes organismos apresentam taxas de crescimento relativamente baixas, ou seja, demoram mais para se estabelecer e consequentemente contribuir para remoção de fósforo do sistema.

Tavares (2017) descreveu que possivelmente ocorre uma competição entre OAP e organismos acumuladores de glicogênio (OAG) pela DQO afluente, com os OAG sendo favorecidos pelas condições de operação do reator. Similarmente aos OAP, esses organismos são também capazes de armazenar DQO como poli-hidroxialcanoato (PHA) na ausência de receptores externos de elétrons. No entanto, eles não liberam ou consomem fosfato, e, portanto, não contribuem para a remoção de fósforo do sistema, resultando na competição com os OAP pelo substrato orgânico afluente.

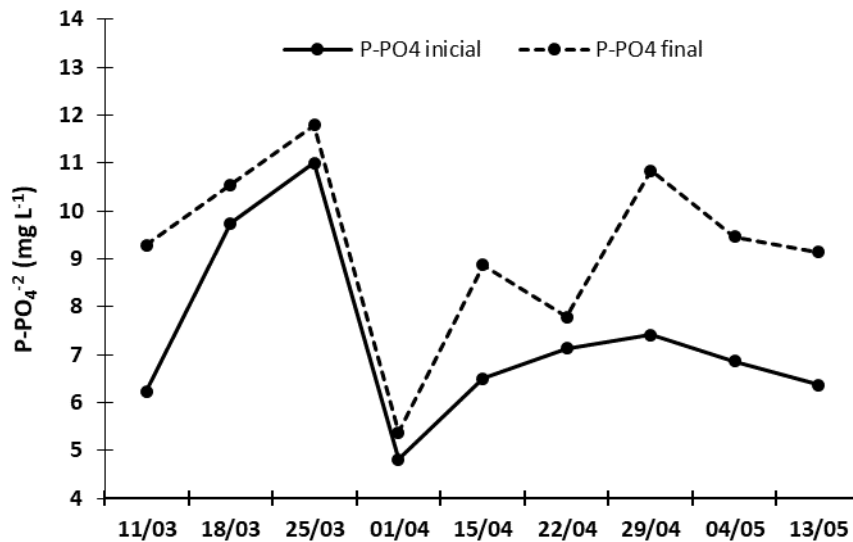


Figura 3: Valores de fósforo inicial e final no RBS.

Avaliação dos Sólidos e do Índice Volumétrico de Lodo no RBS

Na Figura 4 pode-se observar a evolução da concentração dos SST, SSV e o IVL no RBS. É perceptível que nas primeiras semanas (11/03 a 01/04), as concentrações de SST e SSV apresentaram os valores mais elevados, variando em torno de 2763 a 5080 mg L⁻¹ para os SST e de 2498 a 3960 mg L⁻¹ para os SSV. Após este período, os SST e SSV tenderam a apresentar valores cada vez mais próximos, ou seja, praticamente todo SS no RBS foi representado pela fração orgânica da biomassa. A partir do dia 01/04, as concentrações de SST e SSV decresceram rapidamente, culminando nos menores valores observados durante os estudos (340 e 338 mg L⁻¹, respectivamente) no dia 22/04. O índice volumétrico de lodo (IVL) é um parâmetro bastante utilizado para entender as diferentes fases da granulação aeróbia. Uma vez observada a formação dos primeiros grânulos, esperava-se que o IVL após a fase de seleção fosse mantido em valores próximos a 60 mL g⁻¹, característico de lodo granular com boa sedimentação (Zheng et al., 2006; Liu et al., 2005). Segundo Von Sperling (2002) valores de IVL entre 0-50 mL g⁻¹ podem ser classificados como tendo uma ótima sedimentabilidade, de 50-100 mL g⁻¹ boa, de 100-200 mL g⁻¹ média, de 200-300 mL g⁻¹ ruim e maior que 300 mL g⁻¹, péssima.

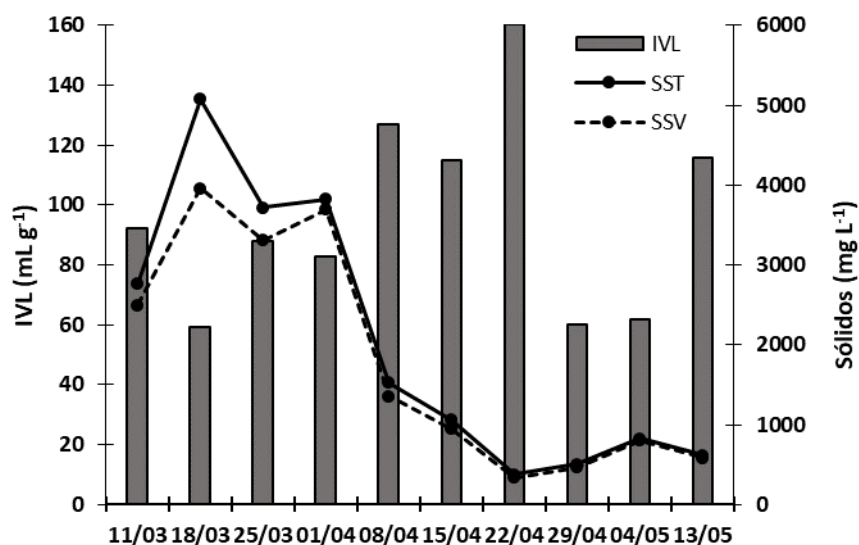


Figura 4: Valores de SST, SSV e IVL no RBSG.

Na Figura 4, pode-se observar que o IVL variou consideravelmente durante o período de estudo do RBS. De certa forma, no período de 11/03 a 01/04, os valores pareceram indicar a menor variação entre eles, variando de 59,1 mL g⁻¹ no dia 18/03 a 92,1 mL g⁻¹ no dia 11/03. No período de 08/04 a 22/04, os valores de IVL elevaram-se, permanecendo na faixa de 115 a 160 mL g⁻¹, podendo ser classificados como sedimentação de média qualidade. A partir do dia 29/04 até o dia 04/05, observou-se no reator, uma redução dos flocos e uma maior seleção de grânulos. Na semana seguinte, dia 13/05, percebeu-se um crescimento de flocos mais pulverizados no RBS.

De acordo com Tavares (2017) foi observada uma diminuição gradual do IVL na fase de seleção dos grânulos, o qual passou de 203 para 60 mL g⁻¹ em menos de 20 dias. No entanto, 10 dias após a fase de seleção, a biomassa granular formada foi totalmente tomada de filamentos, o que repercutiu na diminuição de sua densidade e no aumento brusco do IVL passando a oscilar entre 400 e 540 mL g⁻¹, enquanto o SST gradualmente decaiu de 2000 para 500 mg L⁻¹, fenômeno semelhante ao ocorrido no presente estudo.

A redução do IVL também foi observada por Akker et al. (2015) durante as 3 primeiras semanas de operação de um reator visando à granulação aeróbia, sendo que o valor desse parâmetro passou de 240 para 60 mL g⁻¹. Porém, períodos de queda e aumento do IVL (60 - 385 mL g⁻¹), atrelado ao aumento da concentração de biomassa (3500 - 13000 mg L⁻¹ de SST) também foram constatados. Esses autores afirmam que esse fenômeno está ligado à instabilidade da biomassa, e, conseqüentemente, ao crescimento de organismos heterotróficos, visto que o arraste dos sólidos ocorre gradativamente durante o período inicial do processo de granulação. Segundo os autores, estas oscilações refletiram em uma queda acentuada da concentração de SST para 900 mg L⁻¹, bem próximo aos observados neste estudo.

Avaliação da Distribuição do Tamanho de Partículas no RBS

Na Figura 5, pode-se observar a distribuição do tamanho das partículas de lodo em relação ao volume. É nítido a evolução do tamanho dos flocos de lodo ao longo do tempo, passando de um d50 de 95,4 µm no dia 18/03, para o valor de 130,5 µm no dia 22/04; logo após este período, o d50 do lodo elevou-se, chegando a valores de 301 a 348 µm entre os dias 29/04 e 13/05. Infelizmente o equipamento limita o tamanho máximo de partícula em 1000 µm, mas, a partir do dia 29/04 já foi possível verificar grânulos com tamanhos próximos a 4 e 5 mm como pode ser observado na Figura 6A. Uma amostra coletada no reator para determinação de sólidos com detalhamento das partículas sedimentadas no fundo do becker é apresentada nas Figuras 6B e C.

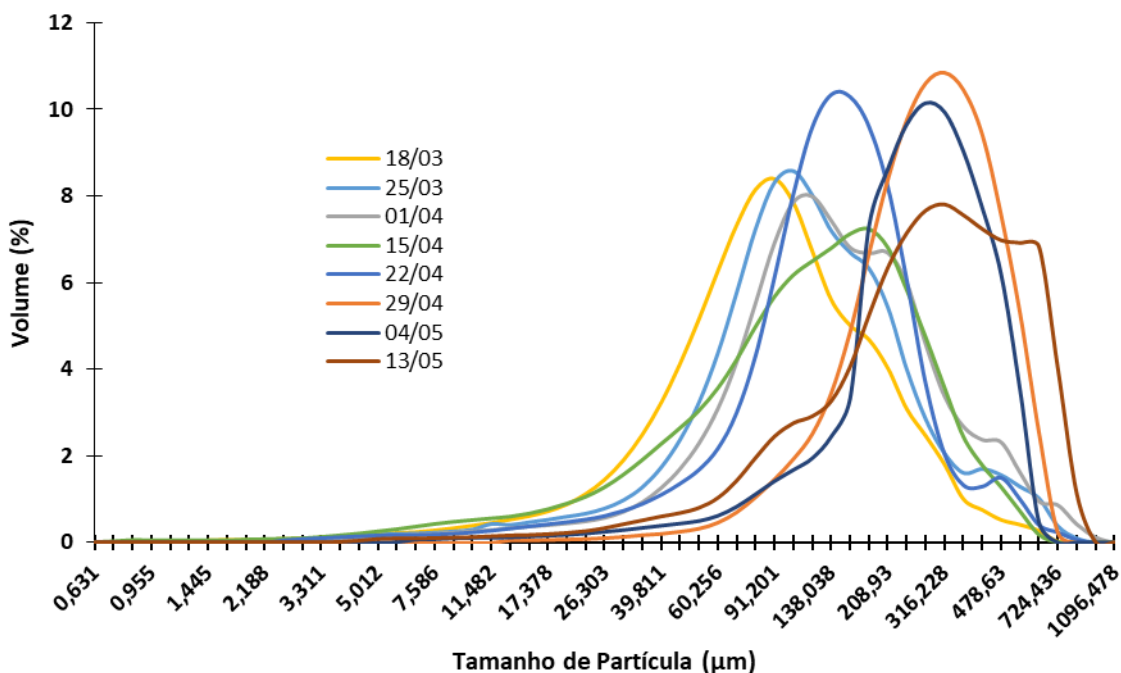


Figura 5: Distribuição do tamanho de partícula no RBS.

Di Bella e Torregrossa (2014) em seus estudos de tratamento de lixiviado com RBS, observaram que o aumento na concentração de SST após 30 dias foi acompanhado por um aumento nos tamanhos das partículas de lodo, alcançando o valor de 0,6 mm. Wei et al. (2014) avaliando o processo de granulação de um efluente com alta concentração de amônia observou que o IVL inicial foi de 96,4 mL g⁻¹ passando para 30,3 mL g⁻¹ após 150 dias de operação. Segundo os autores, estes valores decrescentes de IVL refletem uma melhoria na compressibilidade e sedimentabilidade do lodo, resultando em grânulos mais densos e com maiores diâmetros. Wan et al. (2015) avaliando o processo de granulação de lodo com diferentes proporções de AGV, obtiveram tamanhos na faixa de 6,76 a 8,72 mm.

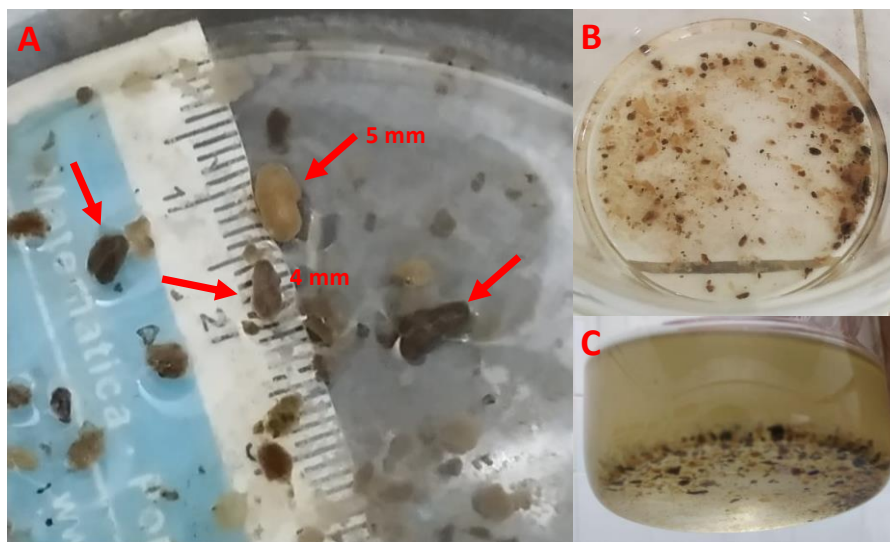


Figura 6: Detalhe do tamanho e formato de algumas partículas de lodo granular aeróbio (A) e distribuição do lodo granular aeróbio em amostra coletada (B e C).

CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos no presente estudo é possível concluir que o co-tratamento de lixiviado com esgoto na proporção de 10% parece limitar, pelo menos neste período de monitoramento realizado, o processo de granulação do lodo. Esta constatação se deve aos valores relativamente baixos de remoções médias de DQO (50%) e de nitrogênio (21%) e o acúmulo de fósforo no sistema. Porém, foi também possível observar a partir das análises de caracterização física do lodo que ao longo de cada semana, houve um aumento gradual nos tamanhos dos grânulos, resultando em um d50 de 301 µm, na quarta semana de operação, evidenciando que o processo se encontra ainda em evolução. Este sistema encontra-se em operação para o melhor entendimento do comportamento de introdução do lixiviado deste a etapa inicial de granulação com a expectativa de coletar o maior número possível de informações para posterior aperfeiçoamento do sistema com a finalidade de implementar avanços desta técnica (GAL) para o co-tratamento de efluentes. Portanto, dados complementares serão gerados com o objetivo de elucidar as possíveis vias de remoção de nitrogênio (nitrificação ou nitratação) e de fósforo (OAF e EPS), além dos resultados da morfologia dos grânulos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. CASTELLANOS, R.M.; DEZOTTI, M.; BASSIN, J.P. COD, nitrogen and phosphorus removal from simulated sewage in an aerobic granular sludge in the absence and presence of natural and synthetic estrogens: Performance and biomass physical properties assessment. *Biochemical Engineering Journal*, v. 176, p. 108221, 2021.
2. ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil*, 54 p., 2021.
3. SILVA, A.C. Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade do Efluente Bruto e Tratado. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 126 p., 2002.
4. RENOU, 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.

5. CAMPOS, J.R. Descarte de lixiviado de aterros sanitários em estações de tratamento de esgoto: uma análise crítica. *Revista DAE*, no 197, p. 6-17, 2014.
6. NANCHARAI, Y.V.; REDDY, G.K.K. Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications. *Bioresource Technology*, v. 247, p. 1128–1143, 2018.
7. COSTA, A.M.; ALFAIA, R.G.S.M.; CAMPOS, J.C. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *Journal of Environmental Management*, v. 232, p. 110–116, 2019.
8. NASCENTES, A.L.; PEREIRA, B.C.; PINHO, C.F.; BATISTA DA SILVA, L.D.; ZONTA, E.; FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C. Avaliação da toxicidade de lixiviado de aterro sanitário utilizando germinação de sementes de milho. *Revista de Estudos Ambientais*, v.21, n.2, p.20-30, 2019.
9. WEI, Y.; JI, M.; LI, R.; QIN, F. Organic and nitrogen removal from landfill leachate in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Waste Management*, 32, p. 448–455, 2012.
10. DI BELLA, G.; TORREGROSSA, M. Aerobic Granular Sludge for Leachate Treatment. *Chemical Engineering Transactions*, v. 38, p. 493–498, 2014.
11. 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.
12. REN, Y.; FERRAZ, F.; LASHKARIZADEH, M.; YUAN, Q. Comparing young landfill leachate treatment efficiency and process stability using aerobic granular sludge and suspended growth activated sludge. *Journal of Water Process Engineering*, v. 17, p. 161–167, 2017.
13. NASCENTES, A.L.; NASCIMENTO, M.M.P.; BRASIL, F.C.; CAMPOS, J.C.; FERREIRA, J.A. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico: Aspectos operacionais e microbiológicos. *Revista Teccen*, v.08 (1): p.05-12, 2015.
14. APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 1998.
15. VON SPERLING, M. Lodos Ativados. 2ª Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 428 p., 2002.
16. YUNUS, A.; SMALLMAN, D.J.; STRINAFELLOW, A.; BEAVEN, R.; POWRIE, W. Characteristics of the Recalcitrant Organic Compounds in Leachates Formed During the Anaerobic Biodegradation of Waste. *Water Science & Technology: IWA – London*, v. 64, no 2, p. 311–319, 2011.
17. LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. Geração e Características do Lixiviado. In: *Resíduos Sólidos: Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*, PROSAB – ABES, Rio de Janeiro, 360 p, 2009.
18. TCHOBANOGLOUS, G.; STENSEL, H.D.; TSUCHIHASHI, R.; BURTON, F.; ABU-ORF, M.; BOWDEN, G.; PFRRANG, W. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 5th Edition. The McGraw-Hill Companies, Inc., New York, 1980 p., 2016.
19. 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.
20. TAVARES, D.C. Formação de biomassa granular visando a remoção combinada de matéria orgânica e nutrientes em altas temperaturas. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Química, 158 p., 2017.
21. ZHENG, Y.M.; YU, H.Q.; LIU, S. J. Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions. *Chemosphere*, v. 63, p. 1791–1800, 2006.
22. LIU, Y.Q.; LIU, Y.; TAY, J.H. Relationship between size and mass transfer resistance in aerobic granules. *Letters in Applied Microbiology*, v. 40, p. 312–315, 2005.
23. AKKER, B. VAN D.; REID, K.; MIDDLEMISS, K.; KRAMPE, J. Evaluation of granular sludge for secondary treatment of saline municipal sewage. *Journal of Environmental Management*, v. 157, p. 139–145, 2015.
24. WAN, C.; CHEN, S.; WEN, L.; LEE, D.J.; LIU, X. Formation of bacterial aerobic granules: Role of propionate. *Bioresource Technology*, v. 197, p. 489–494, 2015.