

II-412 - AVALIAÇÃO DE DIFERENTES CONDIÇÕES DE ARMAZENAMENTO DO LODO GRANULAR AERÓBIO VISANDO SUA APLICAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

João Paulo Bassin⁽¹⁾

Engenheiro Químico pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Doutor em Engenharia Química pela COPPE/UFRJ. Professor Adjunto do Programa de Engenharia Química (PEQ-COPPE/UFRJ).

Robson Costa da Costa⁽²⁾

Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal do Pará (UFPA). Mestrando do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da COPPE/UFRJ.

Kalina Lígia de Souza Duarte⁽³⁾

Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Mestre em Engenharia Civil e Ambiental UFCG. Doutoranda do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da COPPE/UFRJ.

Ana Cláudia de Rocha Alves⁽⁴⁾

Graduanda do curso de Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

Claudio Fernando Mahler⁽⁵⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Doutor em Geotecnia Clássica pela UFRJ. Professor Titular da UFRJ (PEC-COPPE/UFRJ).

Endereço⁽¹⁾: Av. Horácio Macedo, 2030, Centro de Tecnologia, Bloco G, Ilha do Fundão, Cidade Universitária – Rio de Janeiro - RJ - CEP: 21941-914 - Brasil - e-mail: jpbassin@peq.coppe.ufrj.br

RESUMO

Este trabalho está voltado para a utilização de inóculos de grânulos aeróbios, que foram cultivados em outros reatores de tecnologia de granulação aeróbia, para a minimização do tempo necessário de formação de grânulos e alcance de um curto período para a partida operacional do reator (*start-up*). Uma alternativa importante para um rápido *start-up* de reatores em bateladas sequenciais com lodo granular aeróbio (LGA) é a adoção de estratégias de armazenamento e posterior transporte, inoculação e reativação de grânulos no reator. O objetivo do trabalho foi avaliar o armazenamento de grânulos aeróbios em diferentes condições e sua reativação, pós-armazenamento, no tratamento de águas residuárias visando, assim, definir uma proposta de armazenamento que preserve a bioatividade dos grânulos. Os grânulos foram armazenados a 4°C com água de abastecimento (Arm 01), esgoto sintético (Arm 02) e solução salina com concentração de 35gNaCl/L (Arm 03), por 60 dias. Os grânulos que foram armazenados na condição 03 apresentaram comportamento irregular quanto à eficiência de remoção de amônia e fósforo durante a etapa de reativação. A remoção de DQO foi estável, porém a eficiência foi baixa (83%). A eficiência de remoção de fósforo foi muito baixa (7%) e a concentração de amônia no efluente final foi de 31mg NH₄⁺-N/L, valor acima do estabelecido pela legislação brasileira para lançamento de efluentes (CONAMA nº 430, 2011). Esta estratégia de armazenamento com solução salina prejudicou a bioatividade dos grânulos. Os grânulos armazenados com água de abastecimento (Arm 01) e com substrato sintético (Arm 02) ocasionaram pouca influência na estrutura física da biomassa e sedimentação dos grânulos e apresentaram bom desempenho na remoção de matéria orgânica, amônia e fósforo. A eficiência global alcançada para a remoção de DQO, amônia e fósforo, para os Arm 01 e 02 foi de 88 e 89%, 55 e 59% e 70 e 81%, respectivamente. Isso indica que estas estratégias de armazenamento podem ser uma ótima alternativa para preservar a estrutura física e a bioatividade dos grânulos, tornando possível a produção comercial e o transporte de grânulos para sua aplicação no tratamento de águas residuárias em reatores de lodo granular aeróbio.

PALAVRAS-CHAVE: Lodo granular aeróbio, armazenamento, águas residuárias.

INTRODUÇÃO

O sistema de tratamento biológico de águas residuárias com lodo granular aeróbio (LGA) é considerado promissor. Os grânulos aeróbios apresentam vantagens relevantes sobre os flocos de lodos ativados, as quais se destacam: melhor sedimentabilidade, favorecendo a separação sólido/líquido e melhorando a qualidade do efluente tratado; menor produção do lodo residual; remoção simultânea de nitrogênio e fósforo; e degradação de compostos orgânicos tóxicos (ZHU *et al.*, 2013). Esta tecnologia dispensa o uso de decantadores, bem como o retorno de lodo ao reator biológico, tornando o sistema mais compacto, necessitando de menor área para implantação (BASSIN, 2011).

A tecnologia de granulação aeróbia torna-se ainda mais atrativa no mercado tecnológico de tratamento de águas residuárias justamente por ser capaz de reter grande quantidade de microrganismos no seu interior, permitindo assim a rápida metabolização dos poluentes e um melhor desempenho e estabilidade operacional do sistema. Além disso, grandes volumes de esgotos podem ser tratados em reatores compactos.

Outro ponto motivador para a aplicação desta tecnologia e produção comercial dos grânulos aeróbios é o tempo de partida do reator. Segundo Bassin (2011), o principal ônus do processo de granulação aeróbia (formação do grânulo) se refere ao período de partida do reator (*start-up*), pois quando se utiliza como inóculo grânulos aeróbios que foram cultivados em outros reatores de tecnologia de granulação aeróbia, o tempo necessário para que ocorra a formação de grânulos pode ser minimizado e o período para a partida operacional do reator pode ser curto.

Uma alternativa importante para um rápido *start-up* de reatores em bateladas sequenciais com LGA é a adoção de estratégias de armazenamento e posterior transporte, inoculação e reativação de grânulos em outro reator (Wang *et al.*, 2008; Gao *et al.*, 2012; Yuan *et al.*, 2012 e Wan *et al.*, 2014). Estas estratégias podem contemplar a variação do tempo, temperatura e meio (solução-substrato) de armazenagem. Alguns estudos têm obtido resultados promissores que apontam a possível reativação da capacidade de remoção de nutrientes do lodo granular aeróbio em poucos dias, apesar de alguns resultados apresentarem a alteração da cor e perda estrutural dos grânulos ao longo do tempo (YUAN *et al.*, 2012; GAO *et al.*, 2012; e YAN *et al.*, 2017).

Diante disso, este trabalho buscou avaliar o armazenamento de grânulos aeróbios em diferentes condições e sua reativação, pós-armazenamento, no tratamento de águas residuárias visando, assim, definir uma proposta de armazenamento favorável para a produção comercial de grânulos aeróbios aplicados no tratamento de águas residuárias.

MATERIAIS E MÉTODOS

CULTIVO E CARACTERIZAÇÃO DO LGA UTILIZADO PARA O ARMAZENAMENTO

O LGA analisado foi cultivado por 60 dias em um reator em batelada sequencial (RBS), com diâmetro interno de 6 cm e altura de 160 cm, à temperatura ambiente (20 - 27 °C), instalado no Laboratório de Poluição das Águas do Programa de Engenharia Química (COPPE/UFRJ) (Figura 1). O reator foi operado por meio de um controlador usado para comandar as fases de operação do RBS cujo ciclo era de 3 horas, período no qual o reator era submetido às fases de adição do afluente em condições anaeróbias durante o tempo de 60 minutos através do leito da biomassa sedimentada; 112 min de aeração; 3 min de sedimentação; e 5 min de retirada do efluente tratado. O volume útil foi de 2,5 L e a troca volumétrica de 60%, resultando em um tempo de retenção hidráulica (TRH) de 5 h.

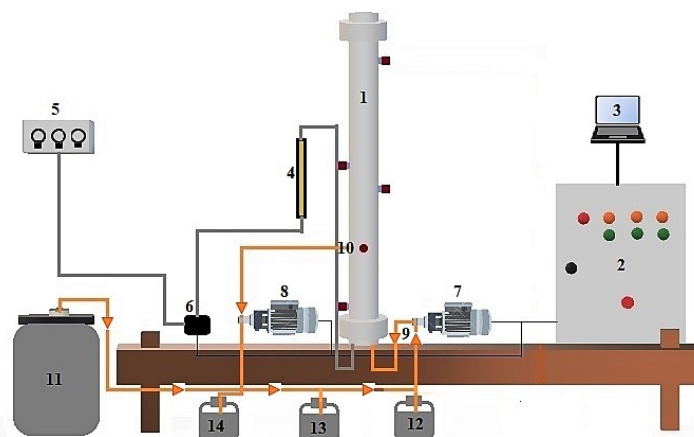


Figura 1: Ilustração esquemática do reator em que os grânulos foram cultivados. 1: Reator de lodo granular aeróbio; 2: Controlador lógico programável-PLC; 3: Computador; 4: rotâmetro; 5: linha de ar comprimido; 6: válvula solenoide; 7: bomba de alimentação; 8: bomba de descarte de efluentes; 9: Afluente contendo a mistura de Solução A e B e água; 10: Ponto de descarga de efluentes; 11: Recipiente de armazenamento de água; 12: Solução A; 13: Solução B; 14: Recipiente de coleta de efluentes.

A caracterização dos grânulos e análise de sua eficiência foi realizada mediante a determinação das seguintes variáveis: sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$), fósforo total, índice de volumétrico do lodo (IVL), densidade específica (g/cm^3), diâmetro médio dos grânulos e substâncias poliméricas extracelulares (EPS), por meio da concentração de proteínas (PN) e polissacarídeo (PS) para determinar a relação PN/PS.

O esgoto utilizado nesta pesquisa foi do tipo sintético com DQO, nitrogênio amoniacal e fósforo de aproximadamente 400 mg/L, 50 mg/L e 20 mg/L, respectivamente, mantido em temperatura ambiente. Essa composição é similar à utilizada por Bassin (2012) e procura simular as concentrações típicas presentes em um esgoto sanitário, apontadas por Metcalf e Eddy (2003).

ARMAZENAMENTO DOS GRÂNULOS

O armazenamento dos grânulos foi executado durante o período de 2 meses, sob diferentes condições de armazenamento estabelecidas, conforme apresentado no quadro 1.

Quadro 1: Diferentes condições de armazenamento dos grânulos aeróbios.

Amostra	Tempo	Ambiente	Temperatura
Arm 01	2 meses	Água de abastecimento	$5 \pm 1^\circ\text{C}$
Arm 02		Substrato: Acetato (400g/L) Amônia (50 mg/L) Fosfato (15 mg/L)	
Arm 03		Solução salina: NaCl (35g/L)	

Os grânulos foram analisados a cada 10 dias durante o período de armazenamento, sendo observadas as seguintes variáveis: pH, temperatura, diâmetro médio dos grânulos, densidade, velocidade de sedimentação, IVL e EPS.

VERIFICAÇÃO DE DESEMPENHO PÓS-ARMAZENAMENTO - REATIVAÇÃO

A análise de reativação dos grânulos armazenados foi executada mediante aplicação de testes de ciclo, a fim de obter um perfil cinético da atividade dos grânulos pós-armazenamento. Nesta etapa, o lodo granular armazenado foi transportado para um reator de menor dimensão (Figura 2) mantido em condições de operação semelhantes aos do reator em que os grânulos foram cultivados, com tempo de ciclo de 3 h, por um período de 24 h. A fase de alimentação foi realizada com adição de 200 mL de esgoto sintético, por meio de seringa, e posterior injeção de nitrogênio gasoso para manter por 60 minutos um ambiente anaeróbio; após esta etapa, realizou-se a etapa de aeração (112 min) e, por conseguinte, a sedimentação (3 min); o descarte acontecia por meio da retirada do sobrenadante através de sucção com a utilização de uma seringa. Durante o 8º ciclo, foi realizado um teste de ciclo para verificar qual condição de armazenamento apresentou melhor desempenho na remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. As coletas de amostras foram realizadas nos seguintes tempos: 0, 60, 70, 80, 90, 100, 110, 120, 140, 160 e 180 min.

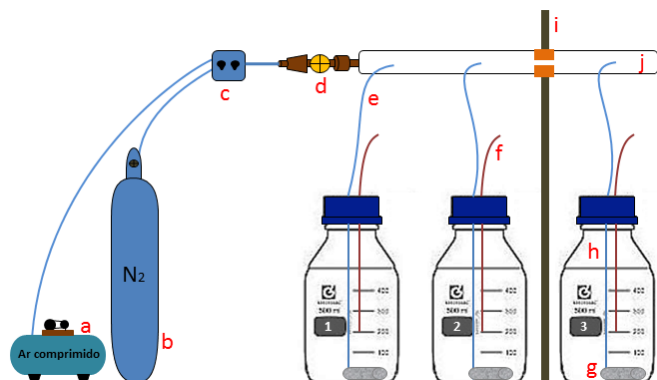


Figura 2: Representação esquemática dos reatores nos quais avaliou-se a capacidade de reativação dos grânulos mantidos sob diferentes condições de armazenamento. (a) – ar comprimido; (b) – cilindro de N₂; (c) – quadro de distribuição; (d) – registro regulador; (e) – linha de distribuição gasosa; (f) – linha de entrada e saída; (g) – pedra porosa; (h) – frasco SCHOTT; (i) – suporte com garra; (j) – distribuidor uniforme.

MÉTODOS FÍSICO-QUÍMICOS

O índice volumétrico de lodo (IVL) foi determinado pelo método de IVL dinâmico proposto por Schwarzenbeck *et al.* (2004), que é uma versão modificada do método descrito no American Public Health Association (2005); a densidade dos grânulos foi avaliada através do método do picnômetro conforme descrito por Winkler *et al.* (2012). Para determinar a distribuição do tamanho do LGA, uma amostra do licor misto era retirada do reator durante a fase de aeração, da parte superior e inferior do reator, para garantir uma amostra homogênea, a qual era submetida à análise de imagem (Imagem J, versão 1.51j); a velocidade de sedimentação foi determinada utilizando os valores dos diâmetros médios dos grânulos e a densidade, conforme Winkler *et al.* (2012).

As variáveis SS, SSV, DQO, NH₄-N e PO₄³⁻-P foram analisadas por métodos padronizados (APHA-AWWA-WEF, 2005). A extração de EPS dos grânulos aeróbios foi executada pelo método de extração por aquecimento e centrifugação (Adav e Lee, 2008) e o método do ácido fenol-sulfúrico foi utilizado para quantificar os polissacarídeos (PS) (Dubois *et al.*, 1956). A concentração de proteína (PN) nas EPS extraídas foi determinada usando o método de Lowry modificado (Lowry *et al.*, 1951).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

CARACTERIZAÇÃO DO LGA ARMAZENADO

Ao longo do período de 60 dias, o reator de LGA foi monitorado a fim de se obter um sistema com desempenho estável em relação à remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. Conforme apresentado na Tabela 1, a densidade média foi de 1019 kg/m³ e o IVL₃₀ médio (30 minutos de sedimentação) foi de 35 mL/g.

O diâmetro médio dos grânulos coletados para o armazenamento foi de 1,096 mm, o qual se encontra na faixa (0,2 a 5 mm) encontrada pelas literaturas técnicas (ADAV *et al.*, 2008; Bassin, 2011). Os grânulos cultivados no reator apresentaram uma estrutura compacta e com forma esférica. A velocidade de sedimentação média dos grânulos foi de 31,56 m/h. Segundo Show *et al.* (2012), os grânulos podem sedimentar com uma velocidade que varia de 25 a 70 m/h, que são significativamente mais elevadas que a dos flocos de lodo ativado, que sedimentam na faixa de 7 a 10 m/h. Isto significa que a sedimentação do lodo permite a retenção de biomassa desejável no reator, resultando em boa eficiência de degradação biológica e na estabilidade do processo. A relação PN/PS encontrada foi de 4,62, este valor está dentro da faixa encontrada por Adav *et al.* (2007) que obtiveram resultados da razão PN/PS variando entre 3,4 a 6,2 para os grânulos aeróbios. A eficiência média de remoção de DQO, nitrogênio amoniacal e fósforo foi em torno de 93, 99 e 71 %, respectivamente.

Tabela 1: Caracterização do LGA utilizado para armazenamento.

Variáveis	LGA
Densidade (kg/m ³)	1019
IVL ₅ (mL/g)	36
Diâmetro médio (mm)	1,096
Velocidade de sedimentação (m/h)	31,56
EPS (mg/gSSV)	511
PN/PS	4,62
<u>Desempenho do reator - Remoção</u>	
DQO (%)	92,80
NH ₄ -N (%)	98,90
PO ₄ ³⁻ -P (%)	70,67

ARMAZENAMENTO DO LGA

Ao longo do período de armazenamento, a temperatura manteve-se em $5 \pm 1^\circ\text{C}$ em todos os frascos com grânulos armazenados e o pH apresentou valor da mediana de 6,4; 6,3 e 6,5 no armazenamento 01, 02 e 03, respectivamente, conforme pode ser observado na figura 3.

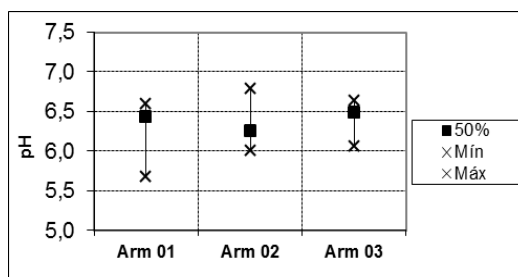


Figura 3: Valores de pH em cada armazenamento.

Os grânulos armazenados nas condições 01 e 02 permaneceram com formas esféricas e/ou elipsoidais (Figura 3 - Arm 01 e 02) e não apresentaram desintegração acelerada, haja vista que foram observados poucos grânulos desagregados. A cor dos grânulos transformou-se gradualmente de marrom-amarelo a marrom-escuro, em todas as condições de armazenamento estudadas (Figura 4). A amostra oriunda do Arm 03, com solução salina, além de apresentar uma coloração marrom-escuro mais intensa, apresentou liberação de gases com odor de ovo podre, muito perceptível, caracterizando a presença de sulfeto de hidrogênio gerado pelo processo de digestão anaeróbia dos grânulos durante o armazenamento (Zhu e Wilderer, 2003; Liu *et al.*, 2005).

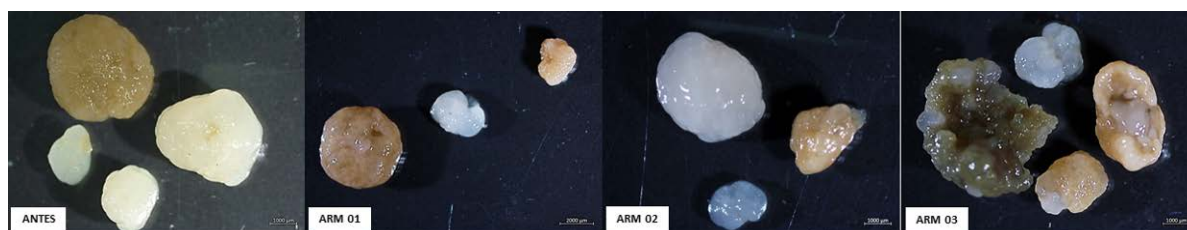


Figura 3: Imagens dos grânulos registradas através do estereoscópio antes e depois de 60 dias de armazenamento.

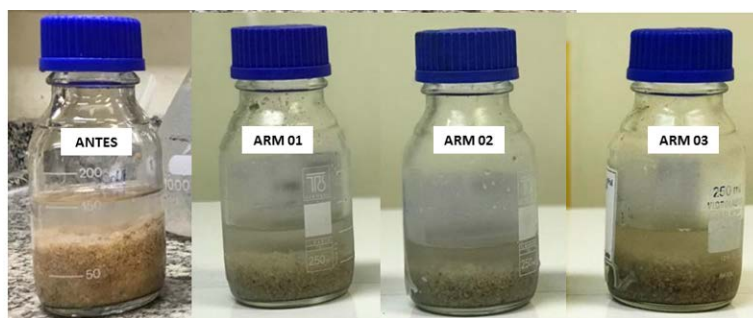


Figura 4: Grânulos aeróbios armazenados antes e após 60 dias.

Os grânulos armazenados nas condições Arm 01 e 02 demonstraram pouca mudança nas propriedades físicas. Durante o período de armazenamento nessas condições, os diâmetros dos grânulos aumentaram em torno de 0,1 e 0,2 mm em relação ao diâmetro médio inicial; os grânulos armazenados na condição 03 apresentaram crescimento de 0,8 mm em 10 dias e foram diminuindo ao longo do período de armazenamento, porém o diâmetro médio manteve-se sempre acima de 1,55 mm, conforme pode ser observado na Figura 5. Segundo Trevors *et al.* (2012) e Wan *et al.* (2014), o aumento dos grânulos em meio salino, pode ser explicado pela redução da bioatividade da biomassa causada por um estresse salino, que provoca a entrada de água salina no interior das células e ocasiona o intumescimento e aumento do diâmetro dos grânulos. A densidade dos grânulos variou entre 1024 a 1029 g/L, 1021 a 1026 g/L, e 1021 a 1023 g/L para o Arm 01, 02 e 03, respectivamente. A densidade dos grânulos para as condições de armazenamento Arm 01 e 02 foi maior em relação à encontrada para a condição Arm 03 (Figura 6).

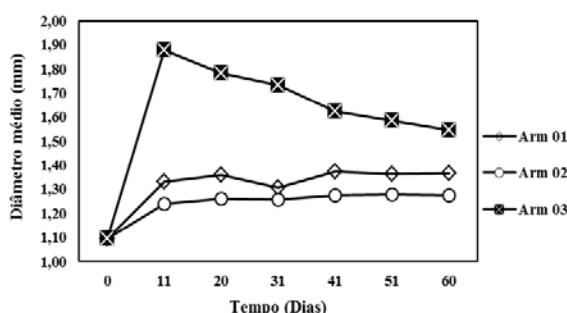


Figura 5: Diâmetro dos grânulos ao longo do armazenamento.

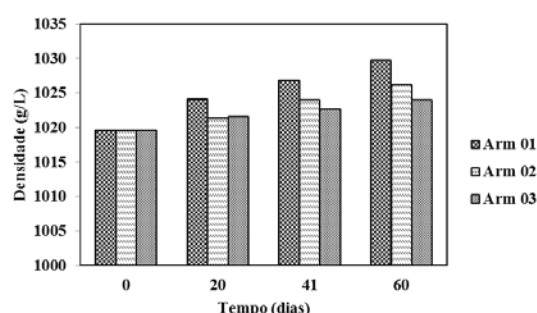


Figura 6: Densidade dos grânulos ao longo do armazenamento.

A velocidade de sedimentação e o índice volumétrico do lodo são parâmetros importantes que se relacionam com a capacidade de retenção da biomassa e com a separação sólido-líquido no reator. A velocidade de sedimentação média dos grânulos armazenados foi de 53 (Arm 01), 51 (Arm 02) e 41 m/h (Arm 03), indicando uma biomassa com sedimentabilidade de acordo com valores encontrados na literatura técnica (25 a 70 m/h). Estes resultados estão em consonância com o índice volumétrico de lodo, em que a média do IVL₅ (sedimentação em 5 minutos) foi de 45, 44 e 39 mL/g para o Arm 01, 02 e 03, respectivamente. A Figura 7 apresenta os resultados do IVL₅ ao longo de 60 dias para cada amostra armazenada. Os grânulos armazenados nas condições Arm 01 e 02 conseguiram manter uma melhor capacidade de sedimentação em relação à condição 03.

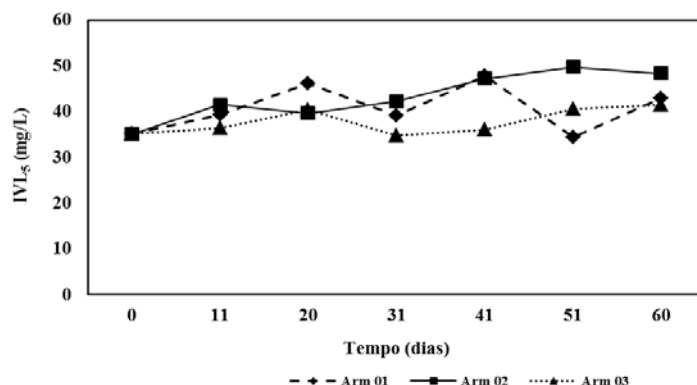


Figura 7: IVL₅ ao longo de 60 dias.

As três estratégias de armazenamento não apresentaram grandes impactos na estrutura física e integridade dos grânulos. Porém, as condições de armazenamento Arm 01 e 02 tiveram pouca influência na estrutura física da biomassa e sedimentação dos grânulos, o que indica que estas estratégias de armazenamento podem ser uma ótima alternativa para preservar a estrutura e as propriedades físicas dos grânulos, mantendo uma estabilidade ao longo de 60 dias de armazenamento.

As substâncias poliméricas extracelulares (EPS) são produtos metabólicos que se acumulam na superfície das células bacterianas e as principais substâncias são os polissacarídeos (PS) e as proteínas (PN) (Horan e Eccles, 1986). O conteúdo de EPS dos grânulos antes do armazenamento, em termos de PS e PN, foi de 511 mg/gSSV, incluindo 91 mg/gSSV de PS e 420 mg/gSSV de PN, e a relação de PN/PS foi de 4,62. Durante o armazenamento, a quantidade de EPS foi menor do que antes do armazenamento. O teor de EPS dos grânulos após 60 dias de armazenamento foi de 139, 158 e 119 mg/gSSV para Arm 01, 02 e 03, respectivamente, conforme pode ser observado nas Figuras 8, 9 e 10. Segundo Gao *et al.* (2012), durante a fase *famine* (ausência de substrato), as bactérias podem secretar grandes quantidades de EPS para sobreviverem durante esse período. O EPS poderia formar uma camada de proteção para as células contra o ambiente externo hostil e servir como fonte de carbono e energia durante esse período (Liu e Fang, 2002; Zhang e Bishop, 2003). Isso pode explicar a redução de EPS pós-armazenamento, já que todos os grânulos estiveram sem alimentação contínua durante 60 dias de armazenamento. Nota-se que a quantidade de EPS encontrada no Arm 02 foi a mais elevada devido a essa condição apresentar substrato (400 mg/L de DQO na forma de acetato) no meio de armazenamento que, possivelmente, evitou um maior consumo de EPS.

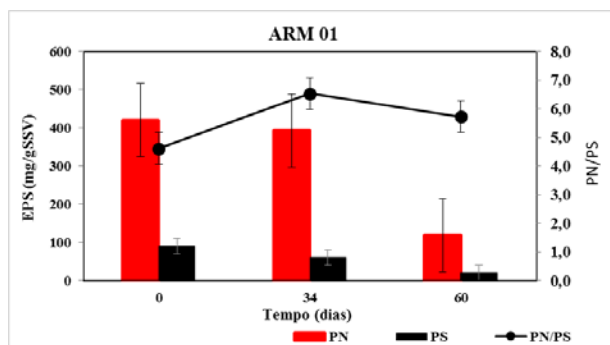


Figura 8: EPS e PN/PS do Arm 01.

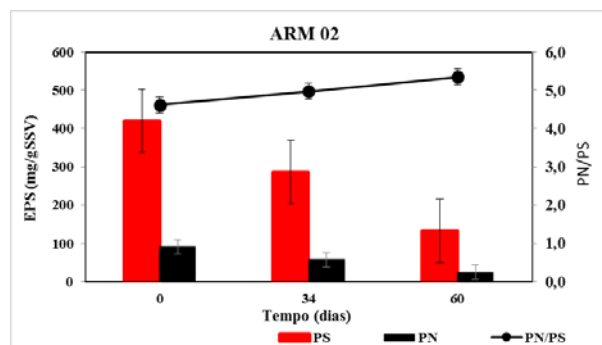


Figura 9: EPS e PN/PS do Arm 02.

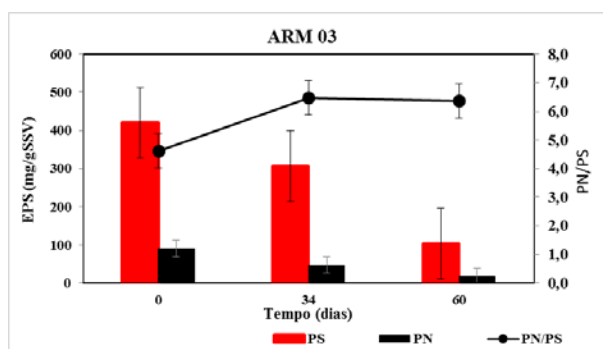


Figura 10: EPS e PN/PS do Arm 03.

REATIVAÇÃO DOS GRÂNULOS – TESTE DE CICLO

As Figuras 11, 12 e 13 ilustram o perfil cinético de DQO, amônia e fósforo durante a reativação dos grânulos armazenados durante um teste de ciclo. Os grânulos que foram armazenados nas condições Arm. 01 e 02 apresentaram comportamento típico e regular de tratamento de esgoto em reatores de LGA durante a etapa de reativação. Na fase anaeróbia (período de alimentação com duração de 60 min), houve uma redução elevada de DQO e um aumento na concentração de fósforo devido à liberação de fosfato. A eficiência global alcançada para a remoção de DQO foi de 88 e 89% e para fósforo foi de 70 e 81%, para os Arm 01 e 02, respectivamente. A eficiência de remoção obtida antes do armazenamento foi de 93% para DQO e 71% para fósforo. Após 60 min, iniciou-se a etapa de aeração e notou-se uma redução gradativa na concentração de amônia, nos grânulos do Arm 01 e 02, devido ao processo de nitrificação que ocorre em condição aeróbia. A eficiência global encontrada na conversão de amônia foi de 55 e 59% para Arm 01 e 02, respectivamente. As concentrações encontradas no efluente final foi de 16 e 15 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/L}$ para Arm 01 e 02, respectivamente, valores abaixo do permitido pela legislação brasileira para lançamento de amônia, que requer uma concentração máxima de 20mg $\text{NH}_4^+\text{-N/L}$ no efluente (CONAMA nº 430, 2011).

Os grânulos que foram armazenados na condição Arm. 03 (Figura 13) apresentaram comportamento irregular para a amônia e fosfato durante a etapa de reativação. Esse comportamento oscilante aponta indícios de uma estrutura granular frágil que, com o a força de cisalhamento provocada pelo processo de aeração, ocasionou a desagregação (rompimento) granular e com isso a liberação de amônia secretada pelo lodo entumescido e de fósforo acumulado em seu interior. O comportamento na remoção de DQO foi regular, porém a eficiência foi baixa (83%) em relação ao desempenho dos grânulos do Arm 01 e 02. A eficiência de remoção de fósforo foi muito baixa (7%) e a concentração de amônia no efluente final foi de 31 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/L}$, valor acima do estabelecido pela legislação brasileira para lançamento de efluentes. Dessa forma, pode-se afirmar que a estratégia de armazenamento com solução salina (35gNaCl/L) prejudicou a bioatividade dos grânulos e proporcionou um desempenho negativo e indesejado no teste de ciclo.

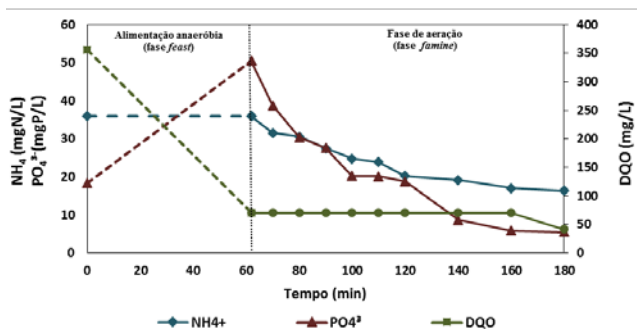


Figura 11: Teste de ciclo do Arm 01.

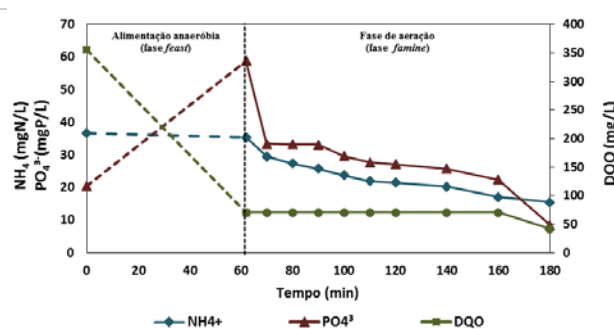


Figura 12: Teste de ciclo do Arm 02.

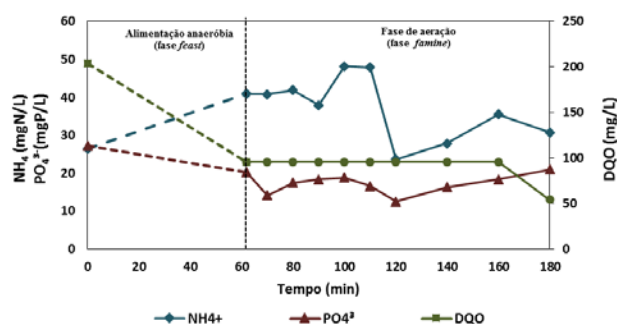


Figura 13: Teste de ciclo do Arm 03.

CONCLUSÕES

As três estratégias de armazenamento não apresentaram grandes impactos na estrutura física e integridade dos grânulos. Porém, os grânulos armazenados com água de abastecimento (Arm 01) e com substrato sintético (Arm 02) tiveram pouca influência na estrutura física da biomassa e sedimentação dos grânulos e apresentaram bom desempenho na remoção de matéria orgânica, amônia e fósforo, o que indica que estas estratégias de armazenamento podem ser uma ótima alternativa para preservar a estrutura física e a bioatividade dos grânulos, tornando possível a produção comercial e o transporte de grânulos para sua aplicação no tratamento de águas residuárias em reatores de lodo granular aeróbio.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAV, S. S.; LEE, D. J., 2008. *Physiological characterization and interactions of isolates in phenol degrading aerobic granules*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 78, p. 899-905.
- ADAV, S. S.; LEE, D. J.; TAY, J. H., 2007. *Activity and structure of stored aerobic granules*. *Environmental Technology*, 28(11): 1227-1235.
- ADAV, S.S.; LEE, D.J.; SHOW, K.Y.; TAY, J.H., 2008. *Aerobic granular sludge: recent advances*, *Biotechnol. Adv.* 26, 411-423.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21 st. ed. Mary Ann H. Franson Andrew D. Eaton.
- BASSIN, J. P., 2011. Novos processos de remoção de nitrogênio. In: DEZOTTI, M., SANT'ANNA JR, G. L., BASSIN, J. P. (Org.) *Processos biológicos avançados para tratamento de efluente e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana*, Rio de Janeiro: Editora Interciência.
- BASSIN, J. P., 2012, *Remoção Biológica de Nutrientes em Sistemas Compactos e Estudo da Diversidade Microbiana por Técnicas de Biologia Molecular*. Tese de D.Sc., PEQ/UFRJ/COPPE, Rio de Janeiro.
- BASSIN, J. P., KLEEREBEZEM, R., DEZOTTI, M., VAN LOOSDRECHT, C M., 2012. *"Simultaneous Nitrogen and Phosphate Removal in Aerobic Granular Sludge Reactors Operated at Different Temperatures."* *Water Research* 46(12): 3805-16.
- BRASIL, 2011, Resolução CONAMA nº 430/11, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, Oficial da União, 18 de março de 2005, p. 58-63.
- DUBOIS, M.; GILLES, K.A.; HAMILTON, J.K.; REBERS, P.A.; SMITH, F., 1956. *Colorimetric method for determination of sugars and related substances*. *Analytical Chemistry*, 28(3): 350-356.
- GAO, D.; YUAN, X.; LIANG, H., 2012. *Reactivation performance of aerobic granules under different storage strategies*. *Water research*, 46(10), 3315-3322.
- HORAN, N.J., ECCLES, C.R., 1986. *Purification and characterization of extracellular polysaccharide from activated sludge*. *Water Research* 20 (11), 1427-1432.
- LIU, H., FANG, H.H.P., 2002. *Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges*. *Journal of Biotechnology* 95 (3), 249 e 256.
- LIU, Q.S., LIU, Y., TAY, S.T.L., SHOW, K.Y., IVANOV, V., BENJAMIN, M., TAY, J.H., 2005. *Startup of pilot-scale aerobic granular sludge reactor by stored granules*. *Environ. Technol.* 26, 1363-1370.
- LOWRY, O.H.; ROSEBROUGH, N.J.; FARR, A.L.; RANDALL, R.J., 1951. *Protein measurement with the Folin phenol reagent*. *Journal of Biological Chemistry*, 193(1): 265-75.

15. METCALF & EDDY, 2003. *Wastewater engineering: treatment and reuse*, 4^a ed., NewYork: McGraw Hill.
16. SCHWARZENBECK, N., ERLEY, R., WILDERER, P.A., 2004. *Aerobic granular sludge in an SBR- sytem treating wastewater rich in particulate matter*. *Water Science & Technology*, v. 49, n. 11-1, p. 41-46.
17. SHOW, K.Y., LEE, D.J., TAY, J.H., 2012. *Aerobic granulation: advances and challenges*. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 167: 1622-1640.
18. TREVORS, J.T., ELSAS, J.D., BEJ, A.K., 2012. *The molecularly crowded cytoplasm of bacterial cells: dividing cells contrasted with viable but non-culturable (VBNC) bacterial cells*. *Curr. Issues Mol. Biol.* 15, 1–6.
19. WAN, C., LEE, D., YANG, X., WANG, Y., LIN, L., 2014. *Saline storage of aerobic granules and subsequent reactivation*. *Bioresource Technology*, 172: 418-422.
20. WANG X. H.; ZHANG H.; YANG F.L.; WANG Y. F.; GAO M. M., 2008. *Longterm storage and substrate reactivation of aerobic granules*. *Bioresour Technol.* 99:8304–8309.
21. WINKLER, M.K., BASSIN, J.P., KLEEREBEZEM, R., VAN DER LANS, R.G., VAN LOOSDRECHT, M.C., 2012. “*Temperature and salt effects on settling velocity in granular sludge technology*”, *Water Res.* v. 46, p. 897–902.
22. YAN, L., GUO, Y., ZHANG, X., YU, L., BAO, X., HAO, G., CHEN, Z., RENB, Y., 2017. *Influence of storage strategies on the reactivation characteristics of shortcut nitrification aerobic granular sludge*. *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly*, 31 (1) 115-121.
23. YUAN S, GAO M, ZHU F, AFZAL M, WANG Y, XU H, WANG M, WANG S, WANG X. 2017. *Disintegration of Aerobic Granules during Prolonged Operation*. *Environmental Science: Water Research and Technology*, vol. 3, p. 757-766.
24. YUAN, X., GAO, D., LIANG, H., 2012. *Reactivation characteristics of stored aerobic granular sludge using different operational strategies*. *Environmental Biotechnology*, 94: 1365-1374.
25. ZHANG, X.Q., BISHOP, P.L., 2003. *Biodegradability of biofilm extracellular polymeric substances*. *Chemosphere* 50 (1), 63 e 69.
26. ZHU, J., WILDERER, P.A., 2003. *Effect of extended idle conditions on structure and activity of granular activated sludge*. *Water Research* 37 (9), 2013 e 2018.
27. ZHU L, LV M, DAI X, ZHOU J, XU X. 2013. *The Stability of Aerobic Granular Sludge under 4-Chloroaniline Shock in a Sequential Air-Lift Bioreactor (SABR)*. *Bioresource Technology*, vol. 140, p. 126-130.