

Planta de Tratamento de Esgoto Sanitário com Reator de Lodo Granular Aeróbio: Premissas Operacionais e de Projeto

Wastewater Treatment Plant with Aerobic Granular Sludge Reactor: Operational and Design Premises

Sérgio Roberto Carvalho de Souza - Engenheiro Sanitarista

.....

RESUMO

No Brasil, a última década foi rica na produção acadêmica de temas sobre tratamento biológico de esgoto sanitário em instalações-piloto com reator de bateladas sequenciais (RBS) adaptado a lodo granular aeróbio (LGA). Ainda que o período de pesquisa (desde os anos 1990, incluindo outros países), não tenha sido suficiente para consolidar conhecimento pleno da dinâmica de formação do LGA e do controle de sua estabilidade, a tecnologia de reator de lodo granular aeróbio (RLGA) vem sendo aplicada no Brasil em três plantas, desde 2016. Estas plantas se baseiam em projetos patenteados, desenvolvidos sobre concepção gestada em pesquisas realizadas no hemisfério norte, onde a qualidade do esgoto e o clima diferem dos daqui. Este artigo analisa premissas de concepção do RLGA que devem ser agregadas aos projetos, para que as plantas resultantes sejam aptas a realizar rotas operacionais múltiplas que relevem as características de nossos clima e esgoto, com ou sem objetivo de remoções simultâneas de matéria orgânica e nutrientes. Estas últimas substâncias (nutrientes) estão sendo consideradas com realce nesta revisão de literatura, porque parte significativa dos corpos receptores se reporta a vazões de estiagem de valor muito reduzido, o que os associam a capacidades de assimilação e diluição de poluentes praticamente desprezíveis.

Palavras-chave: lodo granular aeróbio; remoção simultânea de nutrientes; tratamento de efluentes.

.....

Endereço: Avenida Portugal – 512 – Aptº 101 – Brooklin – São Paulo – SP - CEP 04559-001 – Brasil – Tel: (11) 999422448 – e-mail: bmr01@terra.com.br

ABSTRACT

In Brazil, the last decade has been rich in the academic production of topics on biological treatment of sanitary sewage in pilot installations with sequential batch reactor (RBS) adapted to aerobic granular sludge (LGA). Although the research period (since the 1990s, including other countries), has not been sufficient to consolidate full knowledge of the formation dynamics of the LGA and the control of its stability, the aerobic granular sludge reactor (RLGA) technology has been applied in Brazil in three plants, since 2016. These plants are based on patented projects, developed on conception developed in research carried out in the northern hemisphere, where the quality of sewage and the climate differ from those here. This article analyzes RLGA design assumptions that must be added to the projects, so that the resulting plants are able to carry out multiple operational routes that reveal the characteristics of our climate and sewage, with or without the objective of simultaneous removal of organic matter and nutrients. These last substances (nutrients) are being considered with emphasis in this literature review, because a significant part of the receiving bodies report drought flows of very low value, which associate them with capacities of assimilation and dilution of pollutants practically negligible.

Keywords: aerobic granular sludge; simultaneous nutrients removal; effluents treatment.

.....

INTRODUÇÃO

As premissas operacionais e de projeto a que se refere o título do artigo desdobram-se de especificidades que, imagina-se, possam compor o projeto do RLGA para que variados e alternativos procedimentos estratégicos de operação — tanto na condição de partida da planta como na de estado de regime — sejam não só viáveis de se realizarem como permitam variações no entorno. De modo simplificado, o projeto do RLGA pode ser apresentado como uma adequação estendida do projeto do RBS, o que o leva a uma configuração relativamente mais elaborada do ponto de vista de instalação. As premissas operacionais e de projeto podem ser entendidas como ferramentas a mais que se agregam ao que seria um projeto “clássico” de adequação do RBS para levá-lo a

RLGA, considerando o vazio da literatura técnica de suporte a projetos de RLGA no Brasil contraposto à pujança da literatura acadêmica disponível.

METODOLOGIA

A elaboração desta revisão de literatura conduziu-se pela análise teórica do processo de tratamento biológico usando LGA, com base na bibliografia internacional, e pela conceituação ampla de sua aplicação ao tratamento de esgoto sanitário no Brasil, realçando demandas operacionais específicas que condicionam o projeto da planta de tratamento associada ao LGA.

CONCEITUAÇÃO

Condições Gerais

Processos de tratamento biológico baseados em biofilmes, dentre eles o LGA, retêm quantidades de biomassa superiores às de flocos biológicos, do que decorrem taxas orgânicas aplicáveis mais elevadas e reatores de menor dimensão, representando soluções mais econômicas de engenharia (DEZOTTI; SANTANNA JR; BASSIN, 2011, p. 43 e 92).

O biofilme que se define no LGA, em razão do seu processo de formação, agrega larga diversidade de micro-organismos de interesse ao processo de tratamento biológico, superando a correlata de flocos biológicos. A especificidade proporciona ao LGA maior capacidade de conversão de substratos e de enfrentamento a choques de carga, bem como amplia o leque de substâncias orgânicas convertíveis para além da DQO, o que arrefece sua suscetibilidade diante de uma variedade de substâncias tóxicas que podem se apresentar no afluente. Outra distinção do LGA decorre da sua formação: impõe-se, para sua consolidação como estrutura madura, densa, estável e de alta de velocidade de sedimentação, a presença expressiva de micro-organismos associados à baixa velocidade de crescimento. Dentre os que se encaixam nesse perfil estão: os heterotróficos OAF (organismos acumuladores de fosfato (PO_4^{-3})), OAFD (acumuladores de fosfato desnitrificantes/desnitritantes), OAG (acumuladores de glicogênio (G)) e OAGD (acumuladores de glicogênio desnitrificantes/desnitritantes), e as bactérias autotróficas oxidadoras de amônio (BOA) e de nitrito (BON) (DEZOTTI; SANTANNA JR; BASSIN, 2011, p. 106-164) e Tavares (2017), p. 101 citando De

Kreuk e Van Loosdrecht (2004). Outros heterotróficos, aeróbios, relacionados à conversão da DQO, dentre eles, os filamentosos, constituem os flocos biológicos, que, em baixa proporção, coexistem com os grânulos no RLGA. Pronk; Van Dijk; Van Loosdrecht, (2020), p. 503-508 destacam que a comunidade de micro-organismos própria à formação de grânulos envolve espécimes requeridos nas remoções de DQO solúvel (DQO_s) e nutrientes: nitrogênio (N) e fósforo (P).

A diversidade de micro-organismos nos grânulos pode ser analisada através de técnicas incluídas na biologia molecular, como a hibridização fluorescente *in situ* (FISH); a posição espacial relativa dos espécimes, por microscopia de varredura a laser (DEZOTTI; SANTANNA JR; BASSIN, 2011, p. 5, 139); e a distribuição percentual da dimensão dos grânulos, pela técnica de espalhamento de luz laser em baixo ângulo (CAMPOS *et al.*, 2018, p. 11).

Os grânulos são conglomerados complexos de micro-organismos — compactos, densos, esféricos, de superfície lisa — que se mantêm imobilizados e unidos por ação de produtos poliméricos excretados pelos micro-organismos, denominados substâncias poliméricas extracelulares (SPE) (DEZOTTI; SANTANNA JR; BASSIN, 2011, p. 102-106). Dentre outros fatores, das SPE depende a estabilidade dos grânulos, por conseguinte, a continuidade do processo de tratamento com LGA. A dimensão dos grânulos é relevante porque, a partir dela, definem-se as zonas redox (aeróbia, anóxica e anaeróbia), que servem como ambientes às conversões de DQO, N e P. A espessura de cada zona é função do gradiente de concentração para difusão do oxigênio (O₂) e este, por sua vez, do teor de OD. Indiretamente, a difusão de substâncias através das zonas redox depende do teor de OD no reator. Em direção ao núcleo do grânulo, as três zonas distribuem-se no sentido da aeróbia para a anaeróbia, com a anóxica entre elas.

Os heterotróficos aeróbios conversores da DQO, entre eles os filamentosos, assentam-se na camada externa do grânulo em razão da sua relativa maior velocidade de crescimento e do maior teor de OD disponível. Assentam-se junto a eles, as autotróficas BOA e BON, grandes consumidoras de O₂, que, em razão da menor velocidade de crescimento, têm dificuldades na disputa com os primeiros por espaço na superfície. Logo abaixo, fixam-se os heterotróficos desnitrificantes, os OAFD/OAGD, na zona anóxica. Por último, no núcleo do grânulo, zona anaeróbia, aportam-se os heterotróficos OAF/OAG, mais dependentes da condição dinâmica de difusão de substrato — os OAFD/OAGD,

diferentemente, podem utilizar NO_2^- e NO_3^- como aceptores de elétrons, e atuam na conversão tanto de P como de N —, dado que seu metabolismo pressupõe ambiente anaeróbio para assimilação de ácidos graxos voláteis (AGV), substâncias derivadas da hidrólise/fermentação da DQO rapidamente biodegradável (DQO_{rb}) afluyente (DEZOTTI; SANTANNA JR; BASSIN, 2011, p. 141). Aliás, são os OAF/OAG/OAFD/OAGD explicitamente dominantes na assimilação de AGV nos ambientes anóxico e anaeróbio dos grânulos.

Comunidade de Micro-organismos

Pronk; Van Dijk; Van Loosdrecht, (2020), p. 503, citando Van Loosdrecht *et al.*, (1997), relatam que micro-organismos que se desenvolvem a partir do armazenamento de substâncias poliméricas denominadas PHA (poli- α -hidroxialcanoato), produzidas a partir do consumo de AGV em ambiente anaeróbio, têm menor taxa de crescimento que heterotróficos aeróbios que consomem DQO. A produção e armazenamento de PHA aplicam-se exclusivamente aos micro-organismos formadores de grânulos aeróbios: OAF/OAG/OAFD/OAGD. As bactérias BOA e BON não apresentam essa característica, mas têm também baixa velocidade de crescimento e de formação de aglomerados biológicos com ótimas características de sedimentação. Entretanto, demandam período de desenvolvimento em ambiente aeróbio sensivelmente superior ao dos heterotróficos aeróbios convertedores de DQO. Em síntese, os OAF/OAG/OAFD/OAGD e as BOA/BON (todos de baixa taxa de crescimento) são considerados protagonistas na formação de LGA de alta velocidade de sedimentação e de estabilidade satisfatória.

Morfologia e Estabilidade do LGA

A dimensão apropriada do LGA varia de 0,2 mm a 5,0 mm, comentam Dezotti; Santanna Jr; Bassin, (2011), p. 94 citando Adav *et al.*, (2008). Segundo convenção em congresso, Munique, 2004 (*1st IWA Workshop Aerobic Granular Sludge*), consideram-se grânulos aeróbios viáveis os de dimensão superior a 0,2 mm. Os grânulos maiores não são os de maior interesse ao processo, por se associarem a menores superfícies específicas, portanto a menores absorções, e a maiores dificuldades de difusão de substratos diante de maiores espessuras das zonas redox. Além do mais, mostram-se suscetíveis à fragmentação decorrente da respiração endógena no núcleo, devido à

dificuldade de difusão de AGV, conforme Dezotti; Santanna Jr; Bassin, (2011), p. 140, citando De Kreuk *et al.*, (2005b) e de Pronk: Van Dijk; Van Loosdrecht, (2020), p. 500.

Roberti, (2018), p. 78, citando De Kreuk *et al.*, (2005b), comenta sobre a consolidação conceitual da granulação: 80% ou mais da massa de SST deve se apresentar em grânulos com dimensão $\geq 0,2$ mm. Por essa conceituação, subentende-se que menos de 20% da massa de SSV pode coexistir no RLGA como grânulos de dimensão menor que 0,2 mm e/ou como flocos biológicos em suspensão.

A morfologia e a estabilidade dos grânulos são dependentes das tensões de cisalhamento derivadas de forças hidrodinâmicas a que são submetidos (DEZOTTI; SANTANNA JR; BASSIN, 2011, p. 110). As forças hidrodinâmicas podem ser produzidas por misturadores que atuam em paralelo à aeração por ar difuso, ou simplesmente por difusão de ar aplicado na forma de microbolhas. O sistema mecânico tem sido preterido devido ao aparente risco de ruptura dos grânulos. Mas, observando Mata; Pinheiro; Lourenço (2018), np, citando De Kreuk e Van Loosdrecht (2004), há um mínimo de controvérsia. Os autores concluíram que a mistura mecânica controlada, em paralelo à aeração, não levou à ruptura de grânulos, somente à limitação da dimensão máxima e, para o estudo de caso, foi apontada a dimensão máxima de 0,7 mm. Tamanho assim pode traduzir dificuldade de produção de volumes expressivos de zonas anóxica e anaeróbia, portanto, limitação a remoções mais intensas de nutrientes. Entretanto para remoções não muito exigentes, os grânulos definidos no cenário de mistura mecânica auxiliar podem ser aptos para o processo RLGA.

Velocidade de Sedimentação

Os grânulos sedimentam com velocidade superior à dos flocos biológicos, segundo Dezotti; Santanna Jr; Bassin, (2011), p. 93, citando De Kreuk *et al.*, (2005a). Uma das razões, além da concentração de massa (compactação e massa específica), é o menor valor do coeficiente de arraste hidrodinâmico (PRONK: VAN DIJK; VAN LOOSDRECHT, (2020), p. 497). A velocidade de sedimentação do LGA alcança valores tão elevados como 30/40 m.h⁻¹, ou mais, contra 8/10 m.h⁻¹ dos flocos biológicos, segundo Gusmão *et al.*, (2018), p.4, citando Winkler *et al.*, (2017). A velocidade do manto de grânulos (sedimentação zonal), segundo Pronk; Van Dijk; Van Loosdrecht, (2020), p. 497, alcança a faixa de 4/10 m.h⁻¹, contra 0,8/1,4 m.h⁻¹ dos flocos biológicos. Valores assim referentes ao LGA demandam menor área de sedimentação

em sistemas de fluxo contínuo ou menor tempo de sedimentação em sistemas de bateladas.

Os grânulos são selecionados quando o licor é submetido a tempos de sedimentação mais reduzidos em relação aos dedicados a flocos biológicos em suspensão. A técnica dessa seleção denomina-se “pressão de seleção” (DEZOTTI; SANTANNA JR; BASSIN, 2011, p. 95-98), e realiza-se pela redução crescente da duração da fase de sedimentação em sistema RBS, desde valores clássicos de 60/30 minutos até 15/5 minutos. O término da “pressão de seleção” associa-se, teoricamente, ao alcance mínimo de 80% de grânulos com dimensão igual ou maior do que 0,2 mm diante do montante de SST.

Índice Volumétrico do Lodo

A velocidade de sedimentação do LGA influi na determinação do índice volumétrico de lodo (IVL) na medida em que o tempo de sedimentação do teste controla o volume de lodo sedimentado. O clássico teste IVL refere-se ao tempo de sedimentação de 30 minutos (IVL₃₀) e foi outrora formatado para lodo ativado. Dada, agora, a diferença de velocidades de sedimentação entre flocos biológicos e grânulos, aquela duração perde sentido e referências menores que 30 minutos (5/10 minutos) podem ser aplicadas. As características de sedimentação do LGA são tão mais favoráveis, que valores de IVL₅ ou IVL₁₀ pouco diferem dos de IVL₃₀, observa Gusmão *et al.*, (2018), p. 4, citando Franca *et al.*, (2017). O fato traduz a homogeneidade da velocidade de sedimentação dos grânulos, diferentemente do que ocorre com flocos biológicos em suspensão. O IVL₃₀ do LGA, considerando Xavier *et al.*, (2018), np, citando Zheng, Yu e Sheng, (2005), pode alcançar valores tão reduzidos como 20 mL.g⁻¹. Para simples comparação, em lodo ativado dificilmente consegue-se IVL₃₀ abaixo de 100 mL.g⁻¹. Com referência à importância do IVL para a estabilidade do LGA, Dezotti; Santanna Jr; Bassin, (2011), p. 107, citando Liu *et al.*, (2004), comentam que, quanto maior a velocidade de sedimentação do LGA, menor o IVL e maior sua hidrofobicidade superficial, sendo ambos importantes fatores para a estabilidade do grânulo. O IVL é ferramenta relevante na caracterização da granulação no RLGA, tanto que Wagner; Costa, (2015), np, citando Liu e Tay (2007b) consideram a razão $IVL_{30}/IVL_{10} \geq 90\%$ adequada para definir a granulação aeróbia como consolidada.

Idade do Lodo

A idade do lodo (θ_c) no processo de lodo ativado, diante do fato dos flocos biológicos guardarem entre si semelhanças de configuração e de conteúdo biológico, representa, com proximidade, o tempo médio que todos são retidos no reator. Assim, a representatividade de θ_c é afirmativa. No RLGA é diferente, porque a variação granulométrica entre grânulos é dominante e, em razão dela, segundo Pronk: Van Dijk; Van Loosdrecht, (2020), p. 502, θ_c pode variar desde mais que 30 d para LGA, a 0,5/5 d para flocos biológicos. Sem definir valores, Pronk: Van Dijk; Van Loosdrecht, (2020), (p. 505) observam que o lodo descartado do RLGA não é mineralizado e detém potencial de produção de metano relativamente elevado. Infere-se que θ_c pertence a intervalo reduzido de valores, 5/10 d, por exemplo, e, portanto, se relaciona com lodo não estabilizado. Citação semelhante fazem Gusmão *et al.*, (2018), p. 8 se referindo a De Kreuk *et al.*, (2005), quando comentam que, devido ao alto valor do fator F/M (1,8/2,0 kg DQO.kg SSV⁻¹.d⁻¹) aplicável ao RLGA, a produção de lodo é superior à do RBS que opera como aeração prolongada (F/M de 0,1/0,3 kg DQO.kg SSV⁻¹.d⁻¹), por onde também deduz-se que o lodo descartado do RLGA não é estabilizado.

Resultados de pesquisas acadêmicas e de plantas em operação não convergem em relação à θ_c indicada como fator de controle do RLGA. A dúvida se acentua em torno das imprecisões intrínsecas às determinações da massa seca e da produção de sólidos no RLGA, como avalia Stubbé, (2016), p.6 citando Tchobanoglous *et al.*, (1991).

Algumas afirmativas de controle de processo RLGA sugerem θ_c muito mais como uma variável dependente. Uma delas relaciona-se ao fenômeno “*luxury uptake*”, citado por Jordão; Pessoa, 2011, p. 637. A ele seria associado o propósito do descarte de lodo de grânulos maiores, de maiores valores de θ_c , pois que neles estariam retidas maiores massas de polifosfato (Poli-P). Em outra, derivada de Rollemborg *et al.*, (2020), np, o valor ótimo de θ_c para induzir o desenvolvimento de micro-organismos de crescimento lento, favorável à estabilidade dos grânulos, citando Zhu *et al.*, (2013), seria próximo de 10 d. Uma terceira, remete a Stubbé (2016), p. 28, que sugere a substituição de θ_c como parâmetro de controle do processo RLGA pelo tempo de retenção de fosfato (PRT), em razão da imprecisão intrínseca à determinação do valor de θ_c .

Alimentação do RLGA e Seleção de Micro-organismos

A alimentação do RLGA deve se dirigir à formação de grânulos estáveis e de boa qualidade (dimensão, forma, peso e superfície lisa). A primeira característica é de mais fácil alcance que a segunda, para a qual a complexidade ainda é tema de estudos em razão das inúmeras variáveis envolvidas e da dificuldade em separá-las para investigações segmentadas.

Entende-se, de Pronk; Van Dijk; Van Loosdrecht, (2020), p. 501-503, que a alimentação rica em DQO_{rb} e/ou AGV, realizada em ambiente anaeróbio sucedido de aeróbio, leva à seleção de micro-organismos de crescimento lento. A opção é a que melhor conduz à assimilação de AGV pelos OAF/OAFD/OAG/OAGD e à produção das PHA. A maior oferta de AGV em ambiente anaeróbio favorece sua difusão no grânulo por efeito do maior gradiente de concentração para difusão, e, por consequência, o crescimento mais homogêneo da célula por todo seu volume, nuance relacionada à estabilidade mais longa dos grânulos (PRONK: VAN DIJK; VAN LOOSDRECHT, 2020, p. 500). É objetivo da estratégia de alimentação do RLGA que o máximo de DQO_{rb} e/ou AGV afluente seja consumido em ambiente anaeróbio, para que o mínimo transpasse ao aeróbio e seja metabolizado por micro-organismos de crescimento rápido. Reduz-se, assim, produção de flocos biológicos e riscos à estabilidade do LGA pelo desenvolvimento de filamentosos, e eleva-se favoravelmente a razão N/DQO para melhor bioconversão do NH₄⁺ na fase aeróbia.

Tal forma de alimentação do RLGA, segundo Dezotti; Santanna Jr; Bassin, (2011), p. 108-110, citando De Kreuk e Van Loosdrecht (2004), pode se associar ao conceito de “fartura-escassez”. A “fartura” se aplicaria ao ambiente anaeróbio, onde os micro-organismos OAF/OAFD/OAG/OAGD são os mais aptos a consumir AGV. A “escassez”, ao ambiente aeróbio subsequente, onde os heterotróficos da DQO e os desnitrificantes/desnitrificantes se desenvolvem em paralelo à cinética do metabolismo dos OAF/OAFD/OAG/OAGD e das BOA e BON.

Bom destacar que o crescimento preferencial dos OAF/OAFD depende não só da oferta de DQO_{rb} e/ou AGV na fase anaeróbia, mas também de P, sem o que sobressai o domínio dos OAG/OAGD, desinteressantes por serem consumidores de G e não de P. O crescimento das BOA e BON, fundamental para formação de LGA e para oxidação de NH₄⁺ e NO₂⁻, independe da oferta de AGV, é lento, como o dos quatro outros heterotróficos. Isso implica em demandas operacionais do processo específicas, como

controle de pH na faixa 7,5/8,0 e oferta de teor mais alto de OD. Em relação a este último parâmetro, muito mais sensíveis são as BON (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 625).

A razão (DQO_{rb} e/ou AGV)/P para a etapa “fartura” é, tal qual o pH, influenciadora do desenvolvimento seletivo dos OAF/OAFD em detrimento dos OAG/OAGD, o que a torna fator de interesse na medida que a remoção de P seja importante. A reduzida oferta de AGV na “escassez” não prejudica *in totum* a remoção biológica de N via processo nitrificação/nitritação e desnitrificação/desnitritação simultâneas (NDS), porque os OAFD/OAGD, ao utilizarem NO_2^- e NO_3^- como aceptores de elétrons, consomem PHA, segundo Pronk: Van Dijk; Van Loosdrecht, (2020), p. 508 — embora afete os desnitrificantes/desnitritantes, que, por não produzirem PHA, dependem sim de AGV para reduzirem NO_2^- e NO_3^- a N_2 . As PHA são produzidas e armazenadas na fase anaeróbia, etapa “fartura”, como se depreende de Dezotti; Santanna Jr; Bassin, (2011), p. 133, citando De Kreuk e Van Loosdrecht (2004) e as EPS, tanto na anaeróbia, como comenta Benatti, (2019), p.33, citando De Sousa Rollemberg *et al.*, (2018), como na “escassez”, conforme observa Duarte, (2019), p. 30, citando Liu, (2005).

De (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 1684-1685) depreende-se que a hidrólise/fermentação anaeróbia do lodo biológico descartado (ELA) do RLGA libera P, além de DQO_{rb} . Por se tratar o ELA do RLGA de lodo com alto teor de P, a recirculação de parte do sobrenadante da hidrólise/fermentação resulta em reforço relevante de P, para além do teor de P no afluente (o esgoto no Brasil tem menos P (5,0 a 7,0 mg P/L) que na Europa (\pm 15,0 mg P/L) (GUSMÃO *et al.*, (2018), p. 10)). O reforço de P afluente ao RLGA incrementa — em paralelo à ampliação do teor de DQO_{rb} e/ou AGV e ao controle do pH — o potencial de produção dos OAF/OAFD em relação aos OAG/OAGD, resultado de muito interesse também para remoção intensificada de P.

Na “escassez” (ambiente aeróbio), o PO_4^{-3} (antes liberado no anaeróbio) é assimilado como Poli-P pelos OAF/OAFD utilizando PHA como substrato e O_2 , ou mesmo NO_2^- e NO_3^- , como acceptor de elétrons. Ocorre, ao mesmo tempo, a NDS com participação dos OAFD/OAGD e dos heterotróficos desnitrificantes/desnitritantes, além de outras biorreações, como o metabolismo de G pelos OAG/OAGD. A “escassez” não deve se estender por muito em ambiente anaeróbio, para evitar a liberação secundária de PO_4^{-3} (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 652), fenômeno que ocorre quando os

OAF/OAFD utilizam o poli-P como fonte de energia. A liberação secundária de PO_4^{-3} , sem oportunidade de remetabolização do P na fase aeróbia, pela falta de produção de PHA na fase anaeróbia, eleva o teor de PO_4^{-3} no efluente e piora sua qualidade.

(METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 874) sugerem a razão DBO/P com valor em torno de 30, para idade do lodo equivalente à de lodo ativado, ou seja, condição válida também para o RLGA, como referência favorável ao alcance de teor de P solúvel inferior a $0,50 \text{ mg P.L}^{-1}$ no efluente. (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 653) também apontam o intervalo de $8/20 \text{ g DQO}_{\text{rb}}.\text{g}^{-1} \text{ P}$ como favorável ao desenvolvimento da desfosfatação biológica via OAF/OAFD.

Remoção de Nutrientes N e P

Abordou-se antes que, da operação normal do RLGA, decorre remoção espontânea dos nutrientes N e P em razão de que a base da granulação são micro-organismos processadores de P, G e bactérias oxidadoras de NH_4^+ e NO_2^- , observando Pronk; van Dijk; van Loosdrecht, (2020), p. 503-508. Trata-se, entretanto, de remoção parcial de nutrientes, dependente da qualidade do afluente (DQO_s , DQO_{rb} , AGV, SST, NH_4^+ e P) e das condições operacionais do RLGA. Consultas a estudos acadêmicos conduzidos com esgoto sanitário em escala-piloto apontam remoções paralelas de N e P à de DQO, mas não intensas, principalmente em relação a P. Em paralelo, resultados de algumas plantas RLGA corroboram as afirmativas de remoções de N e P. O quadro 1 apresenta informações nesse sentido.

Quadro 1 – Eficiência de Remoção de DQO, N e P em Estudos Acadêmicos Desenvolvidos com Esgoto Doméstico e em Plantas de Tratamento.

Autor/Data/Local	Concentração no Afluente (mg/L)			Eficiência de Remoção (%)		
	DQO	NH ₄ ⁺	P	DQO	NH ₄ ⁺	P
Magnus/2017/SC	400	54	5,1	64	84	16
Dantas/2018/PE	276	33	4,3	83	94	34
Oliveira/2017/CE	423	-	10,6	81	-	39
Wagner; Costa/2015/SC	-	-	-	82 (1)	69	30
Xavier <i>et al.</i> /2018/SC (2)	290 (3)	47	2,8	76 (3)	57	29
Roberti/2018/RJ						
Planta Deodoro	150	12	3,0	85	90	55
Stubbé/2016/Holanda						
Planta Utrecht	706	41,7 (4)	9,2	94	84	92
Planta Gamerwolde	495	33,2 (4)	6,6	88	92	87 (5)

(1) - DQO_s (2) - Estratégia II (3) - DBO (4) - NK_j (5) – Aplicação descontínua de sais de ferro

Os cinco primeiros resultados referem-se a pesquisas em que a razão H/D (altura/diâmetro) do reator é representada pelos mais variados valores, de 0,34 (OLIVEIRA, 2017) até 19,2 (WAGNER; COSTA, 2015). Embora sob diferentes situações, os resultados não sugerem a relação H/D como limitante na remoção de DQO, N e P. As plantas Utrecht e Gamerwolde apresentam resultados entre os melhores, ainda que suas razões H/D sejam menores que 1,0 (o que atenua, de certo modo, a necessidade de regime de fluxo tubular para o processo RLGA). Observa-se que o afluente à primeira planta holandesa é o mais concentrado dentre todos e que as remoções de DQO e P são as maiores. Os resultados da planta Deodoro não são conclusivos porque o afluente, à época da pesquisa, era muito diluído diante do previsto no projeto e a instalação estava temporariamente superdimensionada para operar como RLGA, tanto que somente 5,6% dos grânulos superavam a 0,2 mm de diâmetro.

Diante de cenários em que remoções de N e P devam ser intensas, há necessidade de unidades de processo e de técnicas operacionais complementares às convencionais inerentes ao RLGA, como se analisa nos subitens restantes. Nesses casos, se for necessário uso de químicos, que se opte por substâncias de natureza biogênica —

exceção a alcalinizantes — dado que a evolução conceitual de tratamento de efluentes rumo à maior interação com o meio ambiente e com a recuperação de recursos renováveis disponíveis como energia química no afluente limita, tanto quanto possível, o uso substâncias químicas sintéticas no processo de tratamento (SOUZA, 2020, p. 14, 189, 213-215).

A remoção de N, quando mais exigida, deve completar-se antes da fase de sedimentação do ciclo do RLGA, ou deve deixar resíduos mínimos de NH_4^+ , NO_3^- e NO_2^- para o ciclo seguinte. Para altas remoções de N, só a NDS pode não ser suficiente e a inclusão de uma subfase pós-anóxica pode ser necessária. A desnitrificação/desnitrificação inerente à fase de enchimento/alimentação também pode não ser suficiente para completar a remoção requerida em razão de ela ocorrer com o deslocamento vertical ascendente do volume remanescente no ciclo, forçado pela entrada do volume de enchimento/alimentação do ciclo seguinte pelo fundo do RLGA. Nessa condição, doadores e aceptores de elétrons dispostos ao longo do manto de lodo resultam em desnitrificação/desnitrificação somente na frente de contato entre os dois volumes, o que pode não ser relevante para remoção de N em relação aos montantes de NO_3^- e NO_2^- remanescentes no volume do reator acima da frente de contato. Diante disso, pode ser necessário remover mais intensamente NO_3^- e NO_2^- que permanecem no licor logo após a NDS através de atividade pós-anóxica, para que não se configure a dinâmica cumulativa desses anions durante os ciclos, além de a providência também reduzir o risco de produção de N_2 em excesso durante a fase de enchimento/alimentação do ciclo seguinte e de o fluxo gasoso aderir ao lodo e afetar a qualidade do efluente (PRONK; VAN DIJK; VAN LOOSDRECHT, 2020, p. 511-512).

A remoção de N, em paralelo às observações anteriores, deve também ser conduzida com necessário cuidado para alcançar a redução máxima de NO_2^- no efluente e assim combater o risco de produção de nitrosodimetilamina (NMDA) nas plantas que utilizam cloro como desinfetante. A reação do NO_2^- com ácido clorídrico produz ácido nitroso, que pode reagir com dimetilamina (substância presente no esgoto bruto) e produzir NDMA, subproduto carcinogênico em baixíssima concentração (nível de aceitação da USEPA: duas partes por trilhão, $2 \cdot 10^{-6} \text{ mg.L}^{-1}$) (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 133).

Sendo a remoção de P função da massa de micro-organismos no LGA, para remoções intensas de P a massa dos OAF/OAFD cresce se os teores de DQO_{rb} e/ou AGV e P ofertados pelo afluente forem suficientemente elevados. A solução para alcance de maiores ofertas de P afluente ao RLGA, para além das observadas normalmente no esgoto, pode ser alcançada com a inserção da hidrólise/fermentação do ELA. Opção para elevar-se também o teor de DQO_{rb} e/ou AGV é analisada ao final do subitem seguinte. Os resultados das plantas Utrecht e Gamerwolde apresentados no quadro 1 demonstram que suas remoções de DQO e P superaram as das outras pesquisas numa razão direta com as concentrações mais altas desses dois substratos nos respectivos afluentes.

Carga Orgânica e Fator F/M

A carga orgânica (CO) aplicável à formação de grânulos é tão ampla quanto o intervalo 2,5/15 kg $DQO.m^{-3}.d^{-1}$, segundo Dantas, (2018), p.26, quando cita Moy *et al.*, (2002) e Liu *et al.*, (2003). Dantas, (2018), p. 26, referindo-se a Ni *et al.*, (2009) e Derlon *et al.*, (2016), anota ainda a possibilidade de também alcançar-se a granulação com CO de valor tão baixo como 1,0 kg $DQO.m^{-3}.d^{-1}$. Rollemberg *et al.*, (2020), np comentam que valores de CO maiores que 8,0 kg $DQO.m^{-3}.d^{-1}$ podem levar à formação de grânulos instáveis, e também, citando Tay *et al.*, (2004), ao aumento de sua dimensão, e este a problemas de porosidade superficial que prejudicam a difusão de substratos. Segundo Tavares, (2017), p. 42-43, referindo-se a Tay *et al.*, (2004), é difícil a formação de grânulos aplicando-se CO de valor inferior a 2,0 kg $DQO.m^{-3}.d^{-1}$. Efetivamente, o valor da CO depende das características do afluente, do volume de troca e do ciclo do RLGA, devendo ser assim entendida mais como uma variável dependente no processo.

O fator de carga (F/M), diferentemente, não acompanha a variação da CO. Valores no intervalo de 1,8/2,0 kg $DQO.kgSSV^{-1}.d^{-1}$ (0,8/1,0 kg $DBO.kgSSV^{-1}.d^{-1}$) são admitidos como viáveis conforme abordagem de Gusmão *et al.*, (2018), p. 8, citando De Kreuk *et al.*, (2005).

Para além da CO ou do fator F/M, mas associado a ambos, subentende-se substrato ideal para RLGA aquele com máximo teor possível de DQO solúvel (DQO_s) e, dentro deste, a máxima fração de DQO_{rb} . Isso para que na fase anaeróbia de enchimento/alimentação, com a hidrólise da DQO_{rb} , seja ampliado o potencial de difusão de substrato solúvel — como AGV — nos grânulos, para desenvolvimento de

sua biomassa de baixa taxa de crescimento (DEZOTTI; SANTANNA JR; BASSIN, 2011, p. 109, citando de Kreuk e Van Loosdrecht (2004)).

A hidrólise/fermentação da DQO particulada (DQO_p) ultrapassa a fase de enchimento/alimentação e alcança a fase aeróbia. Nesta, a DQO_p remanescente é absorvida pelos heterotróficos de alta taxa de crescimento e neles a hidrólise/fermentação complementa-se. A DQO_{rb} decorrente é consumida na camada externa dos grânulos pelos heterotróficos, dentre os quais, os filamentosos, que levam os grânulos à desestabilização. Assim, para segurança do processo LGA, é importante reduzir tanto quanto possível a parcela de DQO_p afluyente ao RLGA. A principal alternativa para alcance desse objetivo é contar com a separação de grande parte do SST afluyente ao RLGA (consequentemente, da DQO_p), sendo os SST separados considerados como lodo primário. É uma providência que permite, além do mais, através da hidrólise/fermentação do lodo gerado, produzir, autoctonemente, AGV para reforço do substrato aplicado no RLGA (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 875), e assim favorecer a formação de grânulos qualificados e estáveis, matéria também comentada por Rollemberg *et al.*, (2020), np citando (PEYONG *et al.*, 2012).

pH

O processo de granulação pode ocorrer em situações tão extremas de pH como 4,0 e 8,0, para as quais há predomínio, no primeiro caso, de fungos, e no segundo, de bactérias, segundo Roberti, (2018), p. 42, citando, respectivamente, McSwain *et al.*, (2004); Beun *et al.*, (1999) e Yang *et al.*, (2008). Roberti, (2018), p. 42, agora citando Adav *et al.*, (2008): apesar dessas condições de contorno serem conhecidas, não estão esclarecidas correlações entre o pH, a formação do LGA e sua estabilidade, mesmo sabendo-se de sua importância para seleção dos OAF/OAFD em detrimento dos OAG/OAGD para metabolismo do P, quando é maior que 7,5 na faixa de temperatura de 20 a 30°C (METCAL&EDDY-AECOM, 2014, p. 652). Há, entretanto, nesse caso, que se considerar que o pH, superior a 7,5, não ultrapasse a 8,0, para não prejudicar o metabolismo dos heterotróficos desnitrificantes na NDS (METCAL&EDDY-AECOM, 2014, p. 640). Fortalece-se, por outro lado, a necessidade de controle do limite mínimo de pH 7,5, para proteção às BOA e BON em relação a suas ótimas velocidades de reação (METCAL&EDDY-AECOM, 2014, p. 629). Os valores 7,5/8,0 referem-se a controles executados ao final da subfase pós-anóxica na fase de aeração. Tais limites de

pH devem ser mantidos no RLGA sob condição tamponada, com alcalinidade total de 50/60 mg.L⁻¹ em CaCO₃ (METCAL&EDDY-AECOM, 2014, p. 629). O afluente, muitas vezes não tem condição de manter essa capacidade tampão no RLGA diante da nitrificação que se desenvolve, portanto a alcalinização adicional deve ser um pressuposto de medida preventiva para sustentação operacional do RLGA.

Oxigênio Dissolvido

O teor de OD na fase de aeração é função da velocidade de aplicação do ar para geração de forças hidrodinâmicas que implicam diretamente na formação de grânulos (tanto quanto menos coabitados por filamentosos), segundo Dezotti; Santanna Jr; Bassin, (2011), p. 110-111 citando Adav *et al.*, (2008); Beun *et al.*, (1999); Tay *et al.*, (2001b); Tay *et al.*, (2001c).

Velocidades superficiais de ar na faixa de 1,0/1,5 cm/s são sugeridas por Rollemberg *et al.*, (2020), citando Rollemberg *et al.*, (2018), para que não se alcance consumo excessivo de energia na geração de forças hidrodinâmicas. Sobre correlação da intensidade da velocidade superficial de ar com a formação de grânulos há controvérsias, como se não houvesse relação direta entre eles, comenta Benatti, (2019), p. 32. Já Gusmão *et al.*, (2018), p.6 sugerem teor de OD superior a 2,0 mg/L, mas citam Dangcong *et al.*, (1999) ao afirmarem que teores de 0,7/1,0 mg/L são também compatíveis com a granulação no RLGA. Em geral, as abordagens acadêmicas acerca da velocidade superficial adequada à geração de forças hidrodinâmicas referem-se ao regime hidráulico de fluxo de pistão ideal, diferente da escala real, onde o número de dispersão não é baixo. Neste cenário, a demanda de O₂ para atender a cinética na fase de aeração é a variável principal, e a velocidade superficial de ar, sua dependente.

É importante acentuar que o teor de OD é um parâmetro dependente do cenário de tratamento que insere o RLGA, onde o objetivo de remoção maior ou menor de N ganha protagonismo. Comentada por Pronk: Van Dijk; Van Loosdrecht, (2020), p. 500, a difusão de O₂ no grânulo alcança até 0,02/0,04 mm para gradiente de concentração proporcional ao teor de OD de 2,0 mg/L, e seria esse, talvez, o limite para início de formação da fração anóxica. De um ponto de vista simplificado, maior teor de OD associa-se a maior nitrificação/nitritação e menor desnitrificação/desnitrificação no processo NDS (maior difusão de O₂ no grânulo reduz a dimensão da zona anóxica); e menor teor de OD, o inverso, mas com risco de formação de óxido nitroso (N₂O),

segundo Magnus, (2017), p. 40, citando Tallec *et al.*, (2006). O N₂O, segundo Souza, (2020), p. 12, como gás de efeito estufa volatilizado no RLGA, tem efeito deletério para a atmosfera em proporção superior a 310 vezes o CO₂.

Ponto importante que envolve o OD no RLGA é sua presença alongada para a cinética do metabolismo das OAF/OAFD. No caso, o OD no período de “escassez” prolongado pode levar ao consumo das PHA e implicar no déficit destas no ciclo seguinte, quando o remanescente, ao se somar às PHA produzidas na fase anaeróbia, totalizar valor inferior ao necessário para alcançar a Poli-fosfatação requerida na fase aeróbia, desdobrando em teor de PO₄⁻³ no efluente superior à meta de qualidade definida (STUBBÉ, 2016, p. 26).

Reator RLGA

Grânulos maduros, segundo Pronk: Van Dijk; Van Loosdrecht, (2020), p. 516, permitem operar o reator com teor de sólidos totais em suspensão (SST) de até 15 g.L⁻¹. Em busca a valores economicamente aceitáveis da taxa de transferência de O₂, a concentração de SST aplicável limita-se à ordem de 8,0 g.L⁻¹ (PRONK: VAN DIJK; VAN LOOSDRECHT, (2020), p. 516).

Para formação do LGA, onde se incluem vários ambientes redox, o RBS coloca-se como referência para adaptação do processo RLGA (DEZOTTI; SANTANNA JR; BASSIN, 2011, p.161). As adequações reportam-se a ajustar: fase de enchimento/alimentação à “fartura”; fase de aeração à “escassez”; e a fase de sedimentação à resultante da “pressão de seleção” desenvolvida na partida da planta. Resultam então três fases para o ciclo: enchimento/alimentação (anaeróbia), reação (aeróbia) e sedimentação/descarte de lodo. Não há fase de descarte de efluente, pois ela coincide com a de enchimento/alimentação (PRONK: VAN DIJK; VAN LOOSDRECHT, 2020, p. 509). Essa coincidência gera oportunidade de manter alto o valor da CO aplicada (ou do fator F/M) e resulta da distribuição do afluente por todo o fundo do RLGA e de sua percolação pelo manto de lodo sedimentado. O recurso assim usado como que isola o volume de licor acima do manto de lodo sedimentado e evita a diluição do afluente.

Na fase de enchimento/alimentação, o RLGA operado sob volume constante, definido assim conforme Rollemberg *et al.*, (2020), np referindo-se à modificação de RBS convencional proposta por Pronk et al., (2015), descarta o efluente tratado pelo topo à

medida que o volume interno é empurrado de baixo para cima pelo afluente inserido pelo fundo. Isso permite o contato direto da DQO_{rb} e/ou AGV afluente com os grânulos sedimentados, no sentido dos de maior dimensão para os de menor, como modelo de transferência de massa que gera maior gradiente de concentração de substrato (por excluir a diluição no volume de licor acima do manto de lodo) e, portanto, maior difusão de AGV nos grânulos, fator relevante para sua estabilidade (PRONK: VAN DIJK; VAN LOOSDRECHT, 2020, p. 500). Nessa proposição de alimentação do RLGA, aos flocos biológicos assentes no topo do manto de lodo é transpassada somente parcela reduzida de DQO_{rb} ou AGV do afluente, o que atenua o desenvolvimento de heterotróficos da DQO que constituem os flocos biológicos — dentre eles os filamentosos.

O ciclo do RLGA é de reduzida duração, geralmente na faixa de 3,0/6,0 h (DEZOTTI; SANTANNA JR; BASSIN, 2011, p. 95). Os valores apropriados de duração das fases são definidos na partida. Para a duração acima, a qual está associada a regularização da vazão do afluente, pode-se supor o tempo de enchimento/alimentação como cerca de 1/3 do tempo do ciclo e o tempo de sedimentação/descarte, de 20 a 30 minutos (PRONK: VAN DIJK; VAN LOOSDRECHT, 2020, p. 512/514). O tempo de sedimentação, segundo Gusmão *et al.*, (2018), p.7, pode ser iniciado com 30 minutos e ser submetido à redução gradual, para “pressão de seleção” de grânulos, até a faixa de 5 a 15 minutos, ainda segundo Gusmão *et al.*, (2018), p.7, citando QIN *et al.*, (2004).

O valor da velocidade superficial de enchimento/alimentação do reator é da ordem de 3,0/5,0 $m.h^{-1}$, para que se preserve a matriz do manto de lodo sedimentado sem risco de fluidização e não haja perda de SST por arraste com o efluente. Esse intervalo de valores é utilizado na planta Utrecht, Holanda, segundo Stubbé, (2016), p. 7. Limite máximo da ordem de 5,0 $m.h^{-1}$ é citado também por (PRONK: VAN DIJK; VAN LOOSDRECHT, 2020, p. 509). A sugestão de valores máximos depende das características de sedimentação do manto de lodo e do volume de troca. Trata-se a faixa de 3,0/5,0 $m.h^{-1}$ de uma indicação com margem de segurança de 100% em relação à velocidade de sedimentação maior que 10 m/h dos grânulos, citada por Dantas, (2018), p. 25, baseado em adaptação de Nancharaiah e Reddy (2018).

Na prática, o valor adotado para a velocidade superficial de enchimento/alimentação pode ser igual ou ligeiramente inferior ao equivalente à percolação da altura do manto

de lodo sedimentado no tempo de enchimento/alimentação. Isso pode garantir que até grânulos de menor dimensão (que ocupam posições mais altas no manto de lodo sedimentado) disponham de alimentação, apesar de que se saciem, em paralelo, microorganismos de flocos biológicos dispostos no topo do manto. O volume de enchimento/alimentação, também denominado volume de troca, conforme Rollemberg *et al.*, (2020), np citando Ni *et al.*, (2009), corresponde a valor da faixa de 50 a 75% do volume total do RLGA.

Tanque de Equalização

A possibilidade de descarte do efluente concomitante com o afluxo do volume de troca (DEZOTTI; SANTANNA JR; BASSIN, 2011, p. 162)_viabiliza-se pela operação do RLGA com volume constante. Essa nuance justifica a preferência de operar o RLGA com vazão constante por duas razões. A primeira, óbvia diante da multiplicidade operacional contraposta ao domínio das variáveis de controle. A segunda, tanto pela maior eficiência de reatividade do RLGA com tanque de equalização (TE) como a de volumes totais praticamente iguais com ou sem TE quando submetido a ciclos com fase de aeração variando de 1,0/5,0 h (PRONK; VAN DIJK; VAN LOOSDRECHT, 2020, p. 515) — aí se incluem as hipóteses operacionais para esgoto sanitário. A utilidade do TE a montante do RLGA é compartilhada também por Gusmão *et al.*, (2018), p. 9, Rollemberg *et al.*, (2020), np e Souza (2020), p. 213-214.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta revisão de literatura, a apresentação e a discussão das premissas operacionais e de projeto do RLGA mostradas a seguir constituem a base de entendimento do RLGA como alternativa de tratamento biológico de esgoto sanitário no Brasil.

PREMISSAS OPERACIONAIS E DE PROJETO

As premissas propostas como recursos técnicos concebidos para viabilizar a operacionalidade da planta com RLGA, garantindo granulação e estabilidade dos grânulos e, conseqüentemente, do processo, incluindo ou não a remoção de nutrientes, e restringindo a produção paralela de poluentes (N₂O e precursor de NDMA), não devem ser afirmadas como “novos recursos técnicos”, uma vez que não é possível compará-las

com equivalentes cuja existência se desconhece nos poucos RLGA instalados no país a partir de patente, dada a inacessibilidade aos respectivos projetos.

Remoção de Sólidos Grosseiros

Os sólidos grosseiros devem ser removidos na mesma medida com que são em qualquer tipo de tratamento biológico em nível secundário/terciário. Em relação ao RLGA, depreende-se de Gusmão *et al.*, (2018), p. 9 que sólidos grosseiros com dimensão máxima de 6 mm não exercem influência negativa no processo. Entretanto, considerando que outras unidades de tratamento de fase líquida e de fase sólida complementam a planta para além do RLGA, inclusive possíveis digestores anaeróbios, para o que o mínimo de fibras livres interessa à segurança operacional de manejo dos lodos, e que, ao mesmo tempo, a política de recuperação e utilização de recursos renováveis de energia química disponível no efluente bruto possa ser adotada, faz-se prudente reduzir a dimensão dos sólidos grosseiros à metade daquele: 3 mm.

Remoção de Areia

A remoção máxima possível de areia a montante do TE não é necessidade exclusiva do RLGA, embora em seu caso — onde deve ser preservada a diferença de massa específica entre flocos biológicos em suspensão e grânulos menores — ela seja relevante. A remoção de areia reporta-se também à proteção de outras unidades de processo que completam a planta, como, principalmente, os digestores anaeróbios, caso existam. O efeito da aderência de agentes tenso-ativos à areia deve ser considerado na concepção do processo, por isso, a dimensão mínima de referência da areia removida (DEA, diâmetro equivalente da areia) deve colocar-se próxima à parte inferior da faixa de 0,075/0,150 mm (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 366-369). A unidade mais apropriada para alcance desse limite é a caixa de areia aerada com fluxo de ar controlável, cuja eficiência independe da taxa de aplicação hidráulica superficial.

Remoção de Gorduras, Óleos e Graxas (O&G)

Observando Gusmão *et al.*, (2018), p. 9, há preocupação dos estudiosos do RLGA com gorduras, óleos e graxas transpassadas ao reator. Sua presença pode produzir quantidades de espuma que aderem e excluem massas de SSV do processo, bem como podem inibir a nitrificação e desestruturar grânulos. A remoção de O&G é viável de ser realizada na própria caixa aerada de remoção de areia, com adequação interna que

aproveita os efeitos dos vórtices horizontais a que se submete o fluxo hidráulico sob a ação do ar aplicado.

Tanque de Equalização

O volume útil do TE, na prática, não deve corresponder a tempo de detenção maior do que 2,0/3,0 h e o volume morto, suficiente tão só para garantir a submersão dos misturadores. A definição analítica mais exata de seu valor depende das configurações física e operacional da planta, isto é, do número de reatores, do número de ciclos por reator, da vazão máxima afluyente e da duração da fase de enchimento/alimentação (PRONK: VAN DIJK; VAN LOOSDRECHT, 2020, p. 515). Entretanto, a determinação do volume útil por esta rota não é uma exigência fundamental diante da flexibilidade operacional que existe para compensação do fluxo afluyente oferecida pela variação possível da duração das fases de enchimento/alimentação e de aeração do ciclo. Além dos elementos primários de monitoramento da qualidade do afluyente e dos misturadores submersos, o TE deve ser equipado com removedores superficiais de espuma/escuma.

Remoção de Sólidos Suspensos Totais

(DEZOTTI; SANTANNA JR; BASSIN, 2011, p. 157) consideram, citando Arrojo *et al.*, (2004), que o teor de SST no efluente não depende somente do arraste de sólidos no RLGA, mas também do teor de SST no afluyente. Dantas, (2018), p. 27₂, ponderando sobre assunto semelhante e citando Wagner *et al.*, (2015), comenta que quanto maior a parcela de DQO_p afluyente (infe-re-se, associada ao SSV afluyente, portanto, ao SST afluyente), mais o processo RLGA relaciona-se com formação mais lenta de LGA, com grânulos de superfície irregular e com conteúdo de filamentosos, ou seja, com prejuízo da qualidade do efluente. Tais considerações da influência negativa do teor de SST afluyente ao RLGA sobre a qualidade do efluente justificam a necessidade de remoção de SST (consequentemente, de SSV e DQO_p) a montante do processo biológico. Por outro lado, pela caracterização de efluente diluído associada ao esgoto sanitário no país, é de interesse para o processo — formação e estabilidade dos grânulos — que a concentração de DQO_{rb} e/ou AGV seja intensificada no afluyente ao RLGA para além da intrínseca a esse tipo de esgoto, para indução do desenvolvimento de micro-organismos de baixa velocidade de crescimento.

A inserção de decantação primária (DP) — ou de operação equivalente, por exemplo, microfiltração em tela # 0,30 mm — permite alcançar o objetivo de remoção de SST para garantir a qualidade do efluente tratado e não ser necessário pós-tratamento (DEZOTTI; SANTANNA JR; BASSIN, 2011, p. 157-158). Por outro lado, como foi abordado no último parágrafo do subitem: **Carga Orgânica e Fator F/M**, e também de acordo com Nóbrega (2009), p. 7, citando Environment Protection Agency – EPA – (2008), a hidrólise/fermentação do lodo primário produz AGV para ser usado como reforço da carga orgânica aplicada ao RLGA, e então favorecer a formação de grânulos qualificados e estáveis. Para situações em que remoções requeridas de N e P sejam elevadas, por exemplo, $\geq 60\%$ e $\geq 80\%$, respectivamente, pode ser necessário intensificar a remoção de SST para além da resultante da DP, para elevar ao máximo o potencial de produção autóctone de AGV adicionável ao afluente do RLGA. Nesse caso o sobrenadante da DP é submetido a uma segunda separação de SST, por exemplo, em filtros de disco ou de meio filtrante compressível (filtração primária (FP)) (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 410, 411), ora citados em lugar da filtração profunda em razão de sua maior simplicidade operacional, menor área requerida de instalação e menor consumo de água para lavagem.

Se admitidas eficiências de remoção de DQO e SST (por exemplo, para tempo de detenção de 2,0 h) de 32% (ou 85% de 38% da remoção de DBO) e 60%, respectivamente, na DP (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 351, Fig. 5-52), e de 26% (ou 85% de 30% da remoção de DBO) e 60%, respectivamente, na FP (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 411), podem ser alcançadas reduções totais de até 50% e 84%, respectivamente, de DQO e SST afluentes ao RLGA. Estes índices têm reflexos positivos tanto no teor de SST do efluente do RLGA como na redução do consumo de energia do RLGA, já que a DQO_p, desviada com os SST, em vez de ser convertida na fase de aeração pelos heterotróficos da DQO (inclusive filamentosos), é transformada, por hidrólise/fermentação dos lodos primários ajuntados da DP e FP, em AGV, por sua vez, recirculado para o RLGA onde é consumido quase totalmente na fase anaeróbia do ciclo pelos OAF/OAFD/OAG/OAGD, sem consumo de energia.

Hidrólise e Fermentação do Lodo Primário

Como segundo objetivo da remoção de SST, a hidrólise/fermentação dos lodos primários (DP ou DP+FP) produz AGV com frações dominantes de acetato ($\approx 50\%$) e

propionato ($\approx 30\%$), sendo o primeiro preferido dos OAG/OAGD e o segundo, dos OAF/OAFD, com base na taxa específica de produção de $0,10/0,20 \text{ g AGV. g}^{-1} \text{ SSV}$ (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 875-876). O maior consumo de acetato pelos OAG/OAGD pode ser inibido via controle do pH na faixa de 7,5/8,0, como apresentado anteriormente. O objetivo do desenvolvimento dominante dos OAF/OAFD também pode ser alcançado controlando-se a razão entre as massas de PO_4^{-3} liberado e a de DQO_s consumida na fase anaeróbia: quanto mais próximo de 0,50 seu valor, mais dominante é a população de OAF/OAFD sobre a de OAG/OAGD, segundo (OLIVEIRA *et al.*, 2017, p. 7) citando Van Haandel e Van Der Lubbe (2007). O resultado da razão $\text{g PO}_4^{-3} \text{ liberado} \cdot \text{g DQO}_s^{-1} \text{ consumida}$ ao final da fase anaeróbia depende da oferta de AGV ao RLGA, a qual pode ser incrementada pelo sistema de hidrólise/fermentação dos lodos primários (subentenda-se: produção autóctone de AGV como solução mais sustentável econômica e ambientalmente que a aquisição de substâncias químicas sintéticas como etanol ou metanol).

O processo de hidrólise/fermentação do lodo primário pode ser desenvolvido em adensador de gravidade, com recirculação de lodo ($\approx 15\%$) para elutriação do AGV aderido à massa de sólidos adensados, com idade do lodo de 3/6 d e carga sólida da ordem de $30 \text{ kg.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 875-876). Todo o fluxo de sobrenadante do adensador é dirigido, descontinuamente, para o sistema de alimentação do RLGA, para mistura antecipada ao afluente bruto. A descontinuidade é proveitosa porque concentra AGV na fase de enchimento/alimentação (período de “fartura”). O lodo primário adensado é transferido para as unidades de tratamento de fase sólida, possibilidade associada à exposição de Gusmão *et al.*, (2018), p.8.

RLGA: Sistemas de Suporte Operacional

O RLGA, tendo em vista variações operacionais focadas na formação e estabilidade dos grânulos em primeiro lugar e nas eficiências de remoção de DQO e nutrientes em segundo lugar, requer cinco sistemas de suporte operacional, sem incluir o de monitoramento de parâmetros de processo.

O primeiro é o sistema de distribuição de afluente pré-misturado com fluxos de sobrenadantes ricos em AGV e PO_4^{-3} derivados das hidrólises/fermentações dos lodos primários e biológico. O sistema desenvolve-se externamente ao RLGA, contíguo no sentido longitudinal, como duto alimentado no ponto médio configurando dois tramos

iguais e simétricos com fluxos divergentes. Os tramos alimentam, em marcha, tubos ortogonais de distribuição interna no reator, que são iguais e equidistantes entre si, montados entre fileiras de placas de difusão de ar e dotados de orifícios voltados para o fundo do reator, à distância de 0,15 m. Os orifícios são equidistantes entre si e em quantidade proporcional à taxa de 1 por 2 m² de área de fundo (razão equivalente à aplicada em reatores UASB). A velocidade de saída nos orifícios pode ser da ordem de 1,2 m.s⁻¹ (função da perda de carga que assegure equilíbrio hidráulico entre todos os orifícios) referida à velocidade de alimentação do RLGA de 4,0 m.h⁻¹. A hidráulica de alimentação do RLGA é própria para distribuição uniforme pela área de fundo, sem excesso de turbulência (a energia cinética de saída dos orifícios é em grande parte dissipada contra o fundo do reator) para evitar fenômenos de “piping” e fluxos verticais preferenciais através do manto de lodo sedimentado, que, se existindo, conflitam o tempo de contato teórico admitido entre substrato e biomassa na travessia do manto de lodo com o tempo real.

O segundo sistema é o de descarte seletivo de lodo. Constitui-se de dois subsistemas independentes (A e B), cada qual destinado à extração de lodo a uma profundidade do manto de lodo sedimentado: no fundo (grânulos maiores) e no intermédio (grânulos menores e flocos biológicos). O subsistema A utiliza o sistema de distribuição de afluente ao RLGA. O subsistema B constitui outro sistema tubular, com circuito de saída independente. As tubulações deste são instaladas sobre as do subsistema A e os orifícios se voltam para cima, em direção à fração do manto de lodo de menor granulometria e dos flocos biológicos depositados como capa do manto. O dimensionamento hidráulico dos dois subsistemas, para que haja equidade entre as vazões unitárias dos orifícios em cada cenário, deve obedecer às diretrizes estabelecidas para manifolds de sucção (VALENCIA, 1992, p. 276-285). É necessário que os descartes de lodo pelos subsistemas A e B, cada um com duração máxima de 2,0 minutos, sejam executados em separado, no mínimo em dias alternados, para que os efeitos mais diretos na biomassa do RLGA possam ser observados e analisados sem sobreposição. As descargas dos dois subsistemas, embora independentes, são feitas num mesmo tanque dedicado. Como ressalva, a descarga de lodo do subsistema A no tanque deve passar por separador de areia tipo hidrociclone, para evitar, em uma segunda tentativa, que areia fina e silte, transpassadas do tratamento preliminar, alcancem as unidades do tratamento de fase sólida — digestores anaeróbios principalmente.

O terceiro sistema é o de coleta de efluente. Compõe-se de canaletas longitudinais, paralelas e cobertas — para evitar desenvolvimento de algas e plumas de algas que afetam o processo de desinfecção —, vasadas nas laterais por vertedores triangulares (90°) de descarga livre, igualmente espaçados entre si. Os vertedores, com vértice distando 10/15 cm do nível d'água, não necessitam de defletores de contenção de espuma, porque a ausência desta é intrínseca ao processo RLGA, e também porque à altura do nível d'água existem vertedores de soleira variável justamente para extrair espuma que por ventura se formar. A espuma filamentosa extraída deve ser transferida para as unidades do tratamento de fase sólida, não podendo ser descarregada nas unidades a montante do RLGA, nem tampouco nos adensadores de hidrólise/fermentação de lodo primário e do ELA.

O quarto sistema de suporte é o de recirculação interna do sobrenadante do RLGA sob a condição de repouso, com o lodo sedimentado para proteção dos grânulos contra ruptura. Trata-se de procedimento — como uma subfase da fase de aeração — previsto para complementação e polimento da desnitrificação/desnitratação após a realização da NDS, porque esta nem sempre produz resultados plenamente satisfatórios em relação à qualidade requerida do efluente, nem minimiza espontaneamente a produção de N₂O. A recirculação interna do sobrenadante implica na realização do processo pós-anóxico de remoção de N, sem adição de substrato, pelos micro-organismos OAFD e OAGD, que se antecipa à desnitrificação/desnitratação pós-anóxica por respiração endógena (que, se ocorrer, eleva o teor de NH₄⁺ no efluente tratado (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 832), além dos teores de P e DQO), porque utiliza PHA remanescentes das biorreações de Poli-fosfatação — que a esta altura do ciclo operacional já se concluíram. Com a recirculação do sobrenadante utilizando o sistema de distribuição de afluente ao RLGA, segundo a mesma ordem de grandeza da velocidade de alimentação (4,0 m.h⁻¹), a taxa específica de desnitrificação/desnitratação requerida no manto de lodo sedimentado, com teor de SST no entorno de 2,5% (PRONK: VAN DIJK; VAN LOOSDRECHT, 2020, p. 516), é mais baixa, portanto implica em menos tempo para desnitrificar/desnitratar que o equivalente ao de todo o ambiente reacional do RLGA, onde o teor de SST é só 0,8%. Para recirculação do sobrenadante, após sedimentação por 5 min, durante um máximo de 20 minutos (para evitar a liberação secundária de PO₄³⁻), podem ser utilizados impulsores de parede com tubulações de saída conectadas ao duto de alimentação de afluente ao RLGA.

O quinto sistema é o de alcalinização do afluente ao RLGA para controle do pH na faixa de 7,5/8,0 no licor tamponado a 50/60 mg/L em CaCO_3 . O valor monitorado refere-se ao instante final da subfase pós-anóxica da fase de aeração. A aplicação do alcalinizante se faz no sistema de alimentação do afluente ao RLGA, a montante do duto pressurizado. O sistema de alcalinizante pode constituir-se de tanque de armazenamento e bomba dosadora de funcionamento automático para dosar somente durante o período de alimentação do RLGA. O alcalinizante preferível é o hidróxido de sódio (NaOH) em solução, em detrimento de sais de cálcio (CaO ou Ca(OH)_2), que, embora de menores custos, implicam em sistemas de manejo mais complexos e podem gerar subprodutos como precipitado de CaCO_3 .

Monitoramento de Parâmetros de Processo

O controle operacional do RLGA, independente de remoções de nutrientes serem ou não necessárias, demanda monitoramento contínuo (PRONK: VAN DIJK; VAN LOOSDRECHT, 2020, p. 509) e (ROLLEMBERG *et al.*, 2020, np) de alguns parâmetros de processo — por indicação deste autor: sondas instaladas a 1,0 m do nível d'água, exceto a de pH, ajustada a 0,30 m acima do topo do manto de lodo sedimentado —, dentre eles:

- tanque de equalização (TE): pH, temperatura (Te) e condutividade elétrica (CE).
- reator (RLGA): pH, Te, OD, DQO_s, ORP, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , N_2O , PO_4^{-3} , nível d'água (NA), nível do manto de lodo sedimentado (N_{mls}) e turbidez (T).

Diante de reduzidos teores de OD controlados no RLGA, mais seguro é utilizar elemento primário tipo sonda ótica (emissão de luz por luminescência química) para monitoramento do teor de OD (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 860).

O potencial redox (ORP) acompanha a redução dos teores de OD e do NO_3^- (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 860), portanto o valor medido pode ser utilizado como observação indireta da variação dos outros dois, e na eventual falta deles, indicar, por aproximação, seus prováveis valores.

O monitoramento do pH serve tanto à preservação do ambiente reacional próprio ao desenvolvimento preferencial dos OAF/OAFD em relação aos OAG/OAGD e das BOA e BON para realização equilibrada da NDS (intervalo de 7,5/8,0 ao final da subfase pós-

anóxica), sendo todo esses grupos considerados protagonistas na formação de grânulos maduros, como ao dos heterotróficos desnitrificantes/desnitrificantes, cujas biorreações se reduzem diante de $\text{pH} \geq 8,0$.

O monitoramento de NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- e N_2O é importante diante das possibilidades que podem derivar do desenvolvimento complexo das biorreações que envolvem a série nitrogenada no RLGA. Observando Magnus, 2017, p. 35-40, a NDS pela via nitrito pode ser alcançada limitando-se o teor de OD em torno de $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$, porque assim limita-se o crescimento das BON. Mas, ao mesmo tempo, o baixo teor de OD reduz a velocidade de oxidação de NH_4^+ pelas BOA e pode levar o processo à produção de N_2O . Pelos dois fatos, pode ser preferível conduzir a NDS pela via nitrato, isto é, elevando o teor de OD para intensificar o desenvolvimento das BON. Mas, também neste caso, a redução biológica final de NO_2^- a N_2 tem como subproduto o N_2O , e, como antes, a maior ou a menor proporção de N_2O formado é função da oferta de substratos orgânicos, AGV e/ou PHA, e das condições ambientais. Uma indicação indireta da produção de N_2O no processo pode ser altos teores de NO_2^- e NO_3^- simultâneos.

O monitoramento do N_{mls} é essencial para a realização do controle indireto da massa de sólidos totais (e voláteis) em suspensão do reator prescindindo do controle da idade do lodo.

O monitoramento de PO_4^{-3} , além de indicar o teor variável durante o ciclo, e no efluente, possibilita avaliar, indiretamente, pelo nível do teor de PO_4^{-3} liberado na fase anaeróbia, o potencial de atividade da biomassa desfosfatante presente no RLGA.

O monitoramento de T permite estabelecer sua correlação linear com o teor de SST e então dispor de informação contínua do teor de SST no efluente.

RLGA: Partida

A partida do reator, embora possa ser desenvolvida sem utilização de inóculo — técnica utilizada na investigação de Xavier *et al.*, (2018), np —, requer lodo de inoculação para acelerar o processo de granulação. Ela é mais rápida quando é utilizado inóculo importado de planta que adota o processo RLGA (ROLLEMBERG *et al.*, 2020, np), com o que pode-se alcançar a granulação quase imediata, conforme comenta Gusmão *et al.*, (2018), p. 5, citando Winkler *et al.*, (2011). Na inexistência de LGA como inóculo, sólidos descartados de lodo ativado também podem ser usados, mas o processo pode se

estender por até dois meses, comenta Gusmão *et al.*, (2018), p. 5, citando De Kreuk e Van Loosdrecht, (2006), ou mesmo com lodo de reator UASB misturado.

O volume de troca, a alcançar a faixa de 50 a 75% do volume total do RLGGA ao final da partida, é função da velocidade superficial de enchimento/alimentação (valor inicial < 1,0 m.h⁻¹), do fator F/M (< 0,80 g DQO.g⁻¹ SSV.d⁻¹) e das características do afluente.

Experiência conduzida por Tavares, (2017), p. 58-59 demonstrou que partida do RLGGA com inoculação por sólidos descartados de lodo ativado e com fase prévia de aclimatação da biomassa, isto é, de desenvolvimento dos metabolizadores de P e G e dos oxidadores de NH₄⁺ e NO₂⁻, antecedendo a etapa de “pressão de seleção”, pode produzir grânulos estáveis, ao contrário do que ocorreu na mesma investigação conduzida sem a fase de aclimatação. O quadro 2 apresenta proposta de ciclo operacional com fases e subfases para ser submetida a ajustes no período de partida.

Quadro 2 – Ciclo Operacional – Partida

Fase/Ciclo	Subfase	Ambiente Reacional	Duração (min)		Observações
			Parcial	Total	
Enchimento e Alimentação		Anóxico e Anaeróbio	60	60	Descarte de Efluente
Aeração	Inicial	Aeróbio	65		OD: 2,5 mg/L
	Final	Aeróbio	55	120	OD: 1,5 mg/L
Sedimentação e Descarte de Lodo	Sedimentação	Aeróbio	45/10		“Pressão de Seleção”
	Descarte de Lodo		5	50/15	
Ciclo Total				230/195	3,83 h/3,25 h

RLGA: Estado de Regime

A operação sob o estado de regime refere-se ao cenário do RLGGA com teor de SST da ordem de 8,0 g.L⁻¹ e porcentagem de grânulos maduros (> 200 µm) ≥ 80%. Entretanto os valores reais serão os derivados da etapa de partida. Os protocolos operacionais — duração das fases e subfases do ciclo, velocidade de alimentação, volume de troca e teor

de OD — definem-se em função das metas de qualidade do efluente (DQO, SST, N e P), sem o controle da idade do lodo. Condições operacionais relacionadas à massa e ao teor de SST no RLGA podem ser avaliadas expeditamente pelo monitoramento do nível do manto de lodo medido antes da fase de enchimento/alimentação (sua constância em relação à configuração operacional ótima) e pela determinação da relação SSV/SST para amostras tomadas ao final da fase de aeração, duas vezes por semana. Análises de distribuição dimensional dos grânulos, para amostras tomadas ao final da fase de aeração, podem seguir frequência quinzenal. Os descartes de lodo através dos subsistemas A e B são utilizados como procedimento para manter a posição do manto de lodo em relação à condição ótima de referência, bem como para preservar a relação ótima de SSV/SST (o subsistema A atua sobre células mais mineralizadas e o subsistema B, o contrário).

O inventário de sólidos no RLGA e as características do sistema de ar podem ser definidos com aplicação de modelos matemáticos usuais (Marais, MetCalf&Eddy, etc.), considerando as cinéticas de conversão de substratos e de crescimento de biomassa com base em valores do coeficiente de produção (Y) de 0,20 g SSV.g⁻¹ DBO_{removida}, da taxa máxima de crescimento específico ($\mu_{\text{máx}}$) de 1,5 d⁻¹ (valor médio envolvendo os OAF/OAFD/OAG/OAGD e as BOA/BON) e θ_c de 10 d, segundo ponderações de Rollembert *et al.*, 2020, np, e da relação SSV/SST em torno de 80%, como observado por Gusmão *et al.*, (2018), p. 4. A carga orgânica CO é a referente à DQO afluente sem a inclusão dos AGV da produção autóctone.

Diante das altas temperaturas no Brasil, a biooxidação de NH₄⁺ com produção de NO₂⁻ e NO₃⁻ na fase de aeração é inevitável. Na NDS viabilizada pelo LGA, as BOA, com taxa de crescimento superior à das BON, podem produzir NO₂⁻ para além da capacidade oxidante das BON, em razão do crescimento mais lento destas. O desequilíbrio entre produção e oxidação de NO₂⁻ pode levar teores relevantes de NO₂⁻ e NO₃⁻ ao efluente (PRONK: VAN DIJK; VAN LOOSDRECHT, (2020), p. 503, 508). O desenvolvimento mais lento das BON pode ser compensado elevando o teor de OD (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 625), utilizando-se para isso a primeira metade da fase de aeração, para evitar o acúmulo de NO₂⁻. Trata-se de uma rota para potencializar a redução do teor de NH₄⁺ no efluente e atenuar o acúmulo de NO₂⁻ no licor. Ao longo da NDS, as heterotróficas desnitrificantes/desnitrificantes reduzem NO₂⁻ e NO₃⁻ a N₂ usando os dois primeiros como aceptores de elétrons na conversão de AGV, como fazem, ao mesmo

tempo, os OAFD/OAGD usando PHA. As biorreações de nitrificação/nitritação e desnitrificação/desnitrificação envolvidas na NDS realizam-se em cenários simultâneos de complexa definição e controle, e deles resultam também frações de NO e N₂O, de acordo com Magnus, (2017), p. 35, mais elevadas ou menos, a depender das condições ambientais no reator. O objetivo do processo de remoção de N vai além do propósito de adequar os teores de NH₄⁺, NO₂⁻ e NO₃⁻ aos limites da qualidade do efluente, isto é, deve minimizar também a produção de N₂O, por sua condição de gás de efeito estufa.

A subfase pós-anóxica é introduzida na rotina operacional do RLGA após a conclusão da partida para definir então maior controle dos teores de NO₃⁻, NO₂⁻ e N₂O. Com a inserção da subfase pós-anóxica, o ciclo consolidado no estado de regime pode se representar pela configuração mostrada no quadro 3.

Quadro 3 – Ciclo Operacional – Estado de Regime

Fase/Ciclo	Subfase	Ambiente Reacional	Duração (min)		Observações
			Parcial	Total	
Enchimento e Alimentação		Anóxico e Anaeróbio	60	60	Descarte de Efluente
Aeração	Inicial	Aeróbio	65		OD: 2,5 mg/L
	Intermediária	Aeróbio	55		OD: 1,5 mg/L
	Pós-anóxica	Sedimentação	5		OD ≤ 1,5 mg/L
		Recirculação	20		
Final (Stripping N ₂)	Aeróbio	5	150	OD: 2,5 mg/L	
Sedimentação e Descarte de Lodo	Sedimentação	Aeróbio	10		OD ≤ 2,5 mg/L
	Descarte de Lodo		5	15	
Ciclo Total				225	3,75 h

A duração da subfase intermediária na fase de aeração pode ser reduzida diante do *status* de nitrificação máxima antecipada no ambiente reacional, isto é, caso seja caracterizado patamar de teor mínimo de NH₄⁺ (e de elevação do teor de OD) antes de ocorrer a duração de 55 minutos. Neste caso, deve ser desativada a aeração para evitar o

consumo excessivo de PHA, mas mantida a duração de 55 min da subfase intermediária para o melhor desempenho da subfase pós-anóxica que se segue, diante do abatimento do teor de OD decorrente da desativação da aeração.

Hidrólise e Fermentação do Lodo Biológico Descartado (ELA)

O processo de hidrólise/fermentação do ELA em sistema de remoção biológica intensificada de P como o RLGA [teor de 20/30% de P em relação à massa de SSV_{bio} com conteúdo de OAF/OAFD (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 653 citando Panswad et al., (2003)) contra 1,5% de P na massa de SSV_{bio} com heterotróficos de metabolização de DQO e de redução de NO_2^- e NO_3^- (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 648)] libera quantidade expressiva de P, como também de DQO_{rb} . O aproveitamento do P e DQO_{rb} liberados, via recirculação parcial do sobrenadante para o RLGA, permite ampliar, junto com a produção intensificada de AGV via hidrólise/fermentação do lodo primário, a massa de OAF/OAFD no sistema, e, com isso, elevar o potencial de granulação e as eficiências de remoção biológica de P, N.

O processo de hidrólise/fermentação do ELA pode ser desenvolvido em adensador de gravidade, com recirculação de lodo ($\approx 40\%$) para elutriação do PO_4^{3-} aderido na massa de sólidos adensados, precedido de reatores anóxico e anaeróbico com tempos de detenção da ordem de 0,5 h e 15,0 h (METCALF&EDDY-AECOM, 2014, p. 1685), respectivamente. A carga sólida aplicada ao adensador é da ordem de $30 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. O sobrenadante do adensador é dirigido parcial e descontinuamente para o RLGA, para mistura prévia com o afluyente e o sobrenadante da hidrólise/fermentação do lodo primário — o lodo biológico adensado é transferido para as unidades de tratamento de fase sólida.

APLICAÇÃO PROGRESSIVA DAS PREMISSAS OPERACIONAIS E DE PROJETO

Dentre todas apresentadas, as premissas inerentes ao tratamento preliminar, ao tanque de equalização, ao primeiro estágio de remoção de SST, ao sistema de hidrólise/fermentação do lodo gerado neste último e aos sistemas de suporte operacional e de monitoramento de parâmetros do RLGA aplicam-se a qualquer cenário de planta de tratamento utilizando RLGA, para garantir granulação com estabilidade e baixas a médias (60%/80%) eficiências de remoção de N e P. Caso seja exigido maior rigor

nessas remoções, por exemplo: $\geq 60\%$ e $\geq 80\%$, respectivamente, faz-se necessário agregar o segundo estágio de remoção de SST (FP), aproveitando o sistema de hidrólise/fermentação de lodo gerado no primeiro estágio, e o sistema de hidrólise/fermentação do ELA.

CONCLUSÕES

O tratamento biológico de esgoto sanitário utilizando RLGA requer a inclusão de unidades complementares de processo e de sistemas de suporte operacional ao RLGA, ora definidos como Premissas Operacionais e de Projeto, que não estão sendo considerados nos projetos de plantas de tratamento que utilizam o RLGA, para garantia:

A) da formação e estabilidade dos grânulos, sendo esta última necessária à proteção da planta contra risco de solução de continuidade de produção;

B) do alcance de metas de qualidade do efluente dependente do corpo receptor, e não só da legislação ambiental regional;

C) da redução do potencial de formação de substâncias químicas nocivas ao meio ambiente (N_2O) e de substâncias nocivas aos seres vivos pelo consumo d'água, não só aos humanos (precursores do NDMA);

D) da elevação da planta à categoria de unidade de tratamento e recuperação de recursos renováveis disponíveis como energia química no esgoto sanitário [produção biogênica autóctone de AGV e P em substituição à aquisição de substâncias sintéticas (metanol, etanol, sais de ferro ou alumínio, etc..) com geração de lodos primário e biológico hidrolisados/fermentados disponíveis para digestão anaeróbia e cogeração de energia].

REFERÊNCIAS

BENATTI, J, C, B. *Formação de Lodo Granular Aeróbio para Diferentes Taxas de Aeração*. Dissertação (Doutorado), UNICAMP, Campinas, 2019.

CAMPOS, F; GUIMARÃES, N, R; SANDOVAL, M, Z; BUENO, R, F; AUGUSTO, M, R. Avaliação da Partida de um Reator de Lodo Granular Aeróbio em Regime de Batelada em Escala Piloto. ? In: *29º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente, 9558*, São Paulo, 2018.

DANTAS, B, K, S, F. *Formação de Lodo Granular Aeróbio em Reatores em Bateladas Sequenciais para o Tratamento de Esgoto Doméstico de Baixa Carga Visando a Remoção de Nutrientes*. Dissertação (Mestrado), CTG/UFPE, Recife, 2018.

DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR, G, L.; BASSIN, J, P. *Processos Biológicos Avançados para Tratamento de Efluentes e Técnicas de Biologia Molecular para o Estudo da Diversidade Microbiana*. 1 ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência Ltda, 2011, 368 p.

DUARTE, K, L, S. *Estabilidade e Desempenho de Lodo Granular Aeróbio no Tratamento de Efluentes Complexos*. Dissertação (Doutorado), COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2019.

GUSMÃO, A, R, B; GUIMARÃES, N, R; CAMPOS, F; MAIA, C, F; PIVELI, R, P. Reator com Lodo Granular Aeróbio: Solução para Tratamento de Esgoto no Brasil? In: *29º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente, 9555*, São Paulo, 2018.

JORDÃO, E, P; PESSOA, C, A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 6 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011, 1050 p.

MAGNUS, B, S. *Avaliação das Emissões de N₂O Geradas por Lodo Granular Aeróbio em Reator em Bateladas Sequenciais para Diferentes Cargas Orgânicas e Nitrogenadas*. Dissertação (Mestrado), CT/UFSC, Florianópolis, 2017.

MATA, A, M, T; PINHEIRO, H, M; LOURENÇO, N, D. Desenvolvimento de Um Biorreator de Grânulos Aeróbios para Tratamento de Água Residuária Sintética e Reativação do Sistema Após Parada Prolongada. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 23, nº 3, p. 757-766, Rio de Janeiro, 2018.

METCALF&EDDY-AECOM. *Wastewater Engineering Treatment and Resources Recovery*. 5 ed. New York, McGraw-Hill, 2014, 2018 p.

NÓBREGA, E, O. *Estequiometria e Cinética da Remoção de Fósforo em Sistemas de Lodo Ativado*. Dissertação (Mestrado), ERHS/UFCG, Campina Grande, 2009.

OLIVEIRA, M, Z, F, S; SANTOS, E, V, M; SALDANHA, N, O; CHAVES, J, R; SILVA, F, R, F. Avaliação da Predominância de Organismos Bidesfosfatadores (PAO)

e Produção de Polihidroxicarboxilatos em Sistemas de Lodo Ativado. In: *Congresso ABES, II-335*, São Paulo, 2017.

PRONK, M.; VAN DIJK, EDWARD, J.H; VAN LOOSDRECHT, MARK, C.M. Aerobic Granular Sludge. In: CHEN, GUNGHAO; EKAMA, GEORGE, A.; VAN LOOSDRECHT, MARK, C.M; BRDJANOVIC, DAMIR. (Eds.) *Biological Wastewater Treatment*. IWA Publishing, 2 ed. London, 2020, p. 497-522.

ROBERTI, G. *Partida de Um Sistema de Lodo Granular Aeróbio em Escala Plena: Avaliação da Formação de Biomassa e Seu Desempenho no Tratamento biológico de Esgoto Sanitário*. Dissertação (Mestrado), CTC/UERJ, Rio de Janeiro, 2018.

ROLLEMBERG, S, L, S; OLIVEIRA, L, Q; FIRMINO, P, I, M; SANTOS, A, B. Tecnologia de Lodo Granular aeróbio no Tratamento de esgoto doméstico: Oportunidades e Desafios. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.25, n 3, np, 2020.

SOUZA, S, R, C. Planta de Tratamento de Efluentes e Meio Ambiente. In: *Portal Tratamento de Água – Tratamento de Efluentes*, São Paulo, 2020.

STUBBÉ, S, M, L. *The Fate of Phosphate in Full-scale Aerobic Granular Sludge Systems*. Dissertação (MSc. Thesis), Delft University of Technology, Delft, Nederland, 2016.

TAVARES, D, C. *Formação de Biomassa Granular Visando a Remoção Combinada de Matéria Orgânica e Nutrientes em Altas Temperaturas*. Dissertação (Doutorado), COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2017.

VALENCIA, J, A. *Teoria e Practica de La Purificacion del Agua*. 1 ed. Bogotá: ACODAL, 1992, 684 p.

WAGNER, J; COSTA, R, H, R. Reator em Bateladas Sequenciais de Grânulos Aeróbios: Estudo da Formação dos Grânulos e do Efeito da Duração do Ciclo na Remoção de Carbono, Nitrogênio e Fósforo de Esgoto Doméstico. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.20, n° 2, np, 2015.

XAVIER, J, A; GUIMARÃES, L, B; LEITE, W, R; MARTINS, C, L; DAUDT, G, C; COSTA, R, H, R. Granulação Natural em Reator Operado em Bateladas Sequenciais:

Características dos Grânulos e Desempenho no Tratamento de Esgoto Sanitário.
Engenharia Sanitária e Ambiental, v.23, nº 6, np, 2018.