

## LODO GRANULAR AERÓBIO: UM COMPARATIVO COM LODOS ATIVADOS

### *AEROBIC GRANULAR SLUDGE: A COMPARISON WITH ACTIVATED SLUDGE*

MACHADO, Filipe Costa<sup>1</sup>  
QUIRINO, Jonatas Motta<sup>2</sup>

**Resumo:** As estações de tratamento de esgoto são parte essencial de qualquer sistema de saneamento. Assim, conhecer as diversas tecnologias já existentes e desenvolver novos mecanismos para tornar águas residuárias próprias para despejo na natureza ou para reuso é fundamental. O crescimento populacional e as novas condições de vida da sociedade contemporânea exigem que os efluentes produzidos sejam tratados de forma mais complexa. Nesse sentido, o lodo granular aeróbio apresenta bons resultados de tratamento com remoção de matéria orgânica e nutrientes. Apresenta-se, então, uma comparação entre o processo de lodos ativados, metodologia mais usada no país, com o lodo granular aeróbio para se avaliar volume de reatores, gasto energético e qualidade do efluente.

**Palavras-chave:** Lodos ativados, lodo granular aeróbio, águas residuárias.

**Abstract:** Sewage treatment plants are an essential part of any sanitation system. Thus, knowing the various technologies that already exist and developing new mechanisms to make wastewater suitable for disposal in nature or for reuse is essential. Population growth and new living conditions in contemporary society demand that the effluents produced be treated in a more complex way. In this sense, the aerobic granular sludge presents good treatment results with removal of organic matter and nutrients. A comparison is then presented between the activated sludge process, the most used methodology in the country, with the aerobic granular sludge to assess reactor volume, energy expenditure and effluent quality.

**Keywords:** Activated sludge, aerobic granular sludge, wastewater.

<sup>1</sup> Engenheiro civil – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro – filipemachado91@gmail.com

<sup>2</sup> Engenheiro mecânico – Universidade Santa Úrsula – jonatas.quirino@usu.edu.br

## 1. INTRODUÇÃO

Saneamento, segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS), é “o controle de todos os fatores do meio físico do Homem que exercem ou podem exercer efeito contrário sobre seu bem-estar físico, social ou mental” (JORDÃO & PESSOA, 2017). Já conforme a Lei nº11.445/2007, em seu Art. 3º, o saneamento é um conjunto de serviços, infraestrutura e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, bem como drenagem e manejo de águas pluviais (BRASIL, 2007).

O cenário brasileiro nessa área não é satisfatório. Por mais que, em 2017, aproximadamente 84% da população dispunha de serviço de distribuição de água, apenas 52% dos municípios apresentavam rede coletora de esgoto sanitário e desse sistema, apenas cerca de 74% recebiam algum tipo de tratamento (SNIS, 2017). A situação se torna ainda mais alarmante ao se considerar que a maior parte da população brasileira se encontra próximo ao litoral, área que possui apenas 3% dos recursos hídricos do país (ANA, 2017).

A distribuição do serviço de saneamento básico ao longo do território brasileiro também é problemática. Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), a região com maior nível de atendimento é o Sudeste com 83,2% dos efluentes coletados em meio urbano. Esse valor cai para 78,6% quando se consideram as áreas rurais. O Norte, por sua vez, apresenta a pior situação com apenas 13,0% em meio urbano e 10,2% em meio rural (SNIS, 2017).

O lançamento de esgoto a céu aberto sem nenhum tipo de tratamento causa consumo de oxigênio dissolvido (OD) pela respiração de microrganismos decompositores que vão estabilizar a matéria orgânica das águas residuárias, e eutrofização dos corpos d’água, processo em que a presença de nutrientes provenientes do efluente leva à proliferação de produtores primários (VON SPERLING, 2014).

Ambos os processos resultam em diversos problemas à qualidade da água e à saúde humana, como crescimento em excesso de vegetação aquática, contaminação e morte de animais aquáticos, proliferação de doenças, presença de toxinas, odor desagradável e alta turbidez, pela morte e decomposição de fauna e flora, além de aumentar a dificuldade no tratamento das águas de abastecimento com maior uso de cloro (USEPA, 2009; WAGNER, 2015).

Por se tratar de uma vasta área de conhecimento multidisciplinar, é possível se dividir o tratamento de esgoto em diferentes níveis – preliminar, primário, secundário e terciário – e

sistemas – lagoas de estabilização, lodos ativados, reatores e filtros anaeróbicos. Além disso, em cada um desses sistemas, há a combinação de diferentes processos físicos, químicos e biológicos, o que aumenta a possibilidade de métodos diferentes de tratamento de efluentes. Determina-se, então, o método de tratamento de acordo com a qualidade final do efluente que deve atender à legislação vigente, tanto no âmbito federal, quanto estadual, além de se considerar os espaços disponíveis para a ETE e os fatores econômicos de implantação e manutenção da estação (VON SPERLING, 2014).

A resolução nº 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) determina condições de lançamento de efluentes, que podem ser ainda mais restritas em alguns Estados. A concentração máxima de nitrogênio amoniacal é 20mg/L e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), 120mg/L. Em relação à variação de acordo com os Estados, o Rio Grande do Sul e o Rio de Janeiro apresentam DBO limite de 40mg/L. O Estado sulista também tem valor máximo de 3mg/L para fósforo e 20mg/L para amônia. Minas Gerais limita o valor de amônia nos efluentes em 20mg/L, Santa Catarina, 10mg/L e o Ceará, 5mg/L (SANTOS *et al*, 2014).

Portanto, é imprescindível a busca por novas tecnologias no tratamento de águas residuárias que possibilitem sistemas mais compactos, frente ao aumento do volume de águas residuárias e diminuição das áreas disponíveis em centros urbanos, e sejam capazes de remover ainda mais nutrientes com alto potencial poluidor, tais como nitrogênio e fósforo, ambos essenciais para crescimento de algas, que causam eutrofização (BASSIN, 2012; VON SPERLING, 2014).

Nessa perspectiva, a metodologia de granulação aeróbia é uma biotecnologia que apresenta bons resultados para tratamento de efluentes (DENG *et al.*, 2016). Esse sistema tem algumas vantagens frente aos sistemas convencionais, como o de lodos ativados, tais como rápida sedimentabilidade, diminuição do volume de lodo residual, remoção de nitrogênio e fósforo e degradação de compostos tóxicos (ZHU *et al.*, 2012).

Sendo assim, o presente estudo tem por objetivo principal a comparação entre o sistema de lodos ativados com remoção de nitrogênio e o lodo granular aeróbio quanto a volume de reatores, gastos energéticos com respiradores e qualidade do efluente.

## **2. DESENVOLVIMENTO**

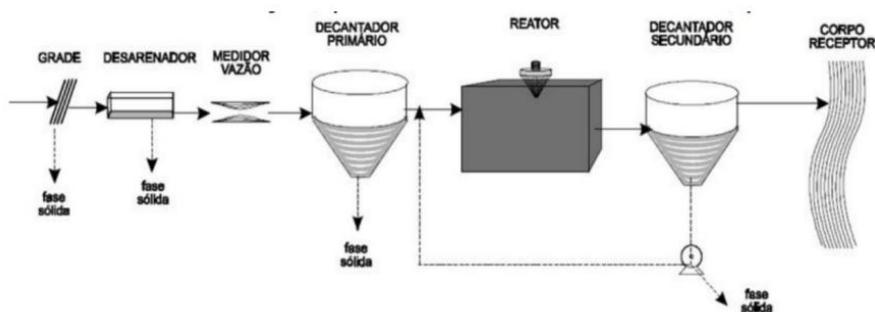
Para uma comparação de ambos os métodos, serão feitas antes apresentações introdutórias de cada um a fim de fundamentar as conclusões apresentadas.

## 2.1. Lodos ativados

Segundo Jordão & Pessoa (2017), o lodo ativado é um processo biológico, em que há a produção e acúmulo de flocos pelo crescimento de bactérias na presença de oxigênio dissolvido. Foi desenvolvido por Ardern e Lockett no começo do século XX e foi assim denominado por produzir uma massa ativa de microrganismos que estabilizam de maneira aeróbica o efluente. Suas vantagens estão na maior eficiência de tratamento, maior flexibilidade de operação e menor área ocupada, quando comparado com processos mais antigos, como lagoas de aeração ou filtros biológicos. (JORDÃO & PESSOA, 2017)

De forma geral, esse sistema funciona com um tratamento preliminar, tanque de aeração, decantador secundário e recirculação do lodo, conforme Figura 1. Historicamente, na maioria das estações de lodos ativados o efluente passa primeiramente por um processo de decantação primária, a fim de remover sólidos e diminuir custos com aeração. (METCALF & EDDY, 2003; VON SPERLING, 2014)

Figura 1: Esquemático do tratamento por lodos ativados convencional



Fonte: Von Sperling, 2014

No tanque de aeração – reator –, há o consumo da matéria orgânica e oxigênio dissolvido pela biomassa. No decantador secundário, ocorre a sedimentação e recirculação do lodo para o tanque de aeração, já que ele é formado por grande quantidade de microrganismos ativos. Sendo assim, há maior eficiência do sistema, pois o tempo de ação dos microrganismos aumenta, resultando na metabolização de quase toda matéria orgânica. (VON SPERLING, 2012)

Nessa metodologia, o tempo de retenção do lodo, também denominado idade do lodo, é baixa, entre 4 e 10 dias. Durante esse tempo, a matéria orgânica é consumida pela biomassa, cuja concentração cresce e pode prejudicar a eficiência do sistema de aeração. Por isso, retira-se o lodo excedente, cuja biomassa somente será estabilizada nos digestores. Dessa forma, há

menor gasto com energia pelo menor tempo de aeração, mas maior gasto com digestores e maior produção de lodo. (VON SPERLING, 2012)

A remoção de matéria orgânica carbonácea é feita pela oxidação desse nutriente pelos microrganismos heterótrofos em dois processos principais: catabolismo e anabolismo. No primeiro, ocorrem reações de produção de energia com degradação do substrato, isto é, assimilação da matéria orgânica pela respiração exógena. No segundo, tem-se o crescimento dos microrganismos com reações que conduzem à formação de material celular com consumo da energia liberada no catabolismo (VON SPERLING, 2011). Ao final, tem-se a formação de flocos, que aglutinam microrganismos, sedimentam e formam lodo. Em geral, a diminuição de DBO, importante parâmetro na remoção de matéria orgânica, fica em torno de 85 a 95%.

Para a remoção de nitrogênio, dois processos são necessários: nitrificação e desnitrificação. No primeiro, tem-se a conversão da amônia em nitrato pelas nitrosomas e nitrobactérias. Van Haandel e Marais (1999) afirmam que, para idade do lodo 50% maior que a idade mínima, pode-se considerar nitrificação completa do efluente. A desnitrificação, por sua vez, é a redução dos nitratos a nitrogênio gasoso em condições anóxicas e disponibilidade de carbono orgânico. (JORDÃO & PESSOA, 2017)

Para esse processo, são necessários dois tanques em série, um anóxico e outro aeróbico, com recirculação do lodo, ou três tanques para maior eficiência. Mudam, assim, as configurações do processo tradicional, ocupando maior espaço e aumentando gastos com aeração. A remoção de nitrogênio fica em torno de 25-30%. (VON SPERLING, 2012)

Por fim, tem-se a remoção de fósforo que também necessita de adições na configuração esquemática da Figura 1. Ela pode ser feita por processos bioquímicos, com armazenamento do polifosfato pelas bactérias poli-P e sua posterior sedimentação no lodo, ou por via química, com adição de reagentes, como sulfato de alumínio ou cloreto férrico. (JORDÃO & PESSOA, 2017)

A etapa final de tratamento do lodo – fase sólida – visa à remoção de água para diminuir custos de digestão e secagem, que podem funcionar por gravidade, com flutuadores de ar, centrífugas ou prensas. Por fim, a estabilização do lodo pode ser feita quimicamente, termicamente ou biologicamente (VON SPERLING, 2012)

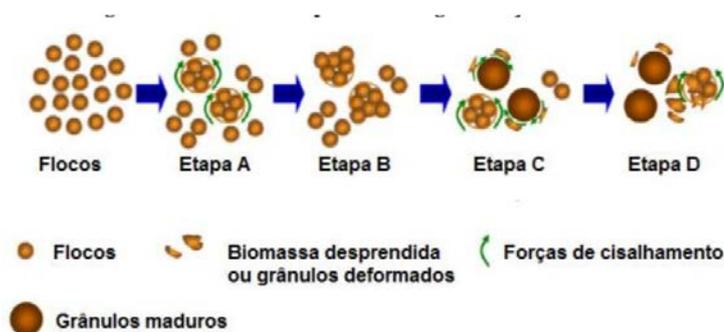
É válido ressaltar que há uma série de mudanças possíveis no processo básico de lodos ativados para aumento de eficiência que fogem ao escopo desse trabalho. Para exemplificação, tem-se o processo com aeração prolongada e alta capacidade, os mais comuns no Brasil.

## 2.2. Lodo granular aeróbio

A tecnologia do lodo granular aeróbio (LGA) é um caso especial de biofilme, formado por agregados microbianos esféricos, com rápida sedimentação (WEISSBRODT *et al.*, 2013). LGA foi definido no primeiro Workshop de Grânulos Aeróbios, em 2004, na Alemanha, como lodo ativado aeróbio granular de origem microbiana, que não coagula sob reduzidas condições hidrodinâmicas de cisalhamento, e que sedimenta significativamente mais rápido que flocos de lodo ativado convencional (DE KREUK *et al.*, 2005a). Além da mais rápida sedimentação, que aumenta capacidade de retenção de biomassa, outras vantagens são a maior tolerância à toxicidade e reatores mais compactos. (ADAV *et al.*, 2008)

De forma geral, as etapas da granulação aeróbia são a transformação progressiva de um floco semelhante ao de lodo ativado em agregados compactos, em seguida em lodo granular e por fim em grânulos maduros sem presença de um material suporte (TAY *et al.*, 2001). Isso acontece em quatro etapas, conforme Figura 2.

Figura 2 – Esquema do processo de granulação aeróbia

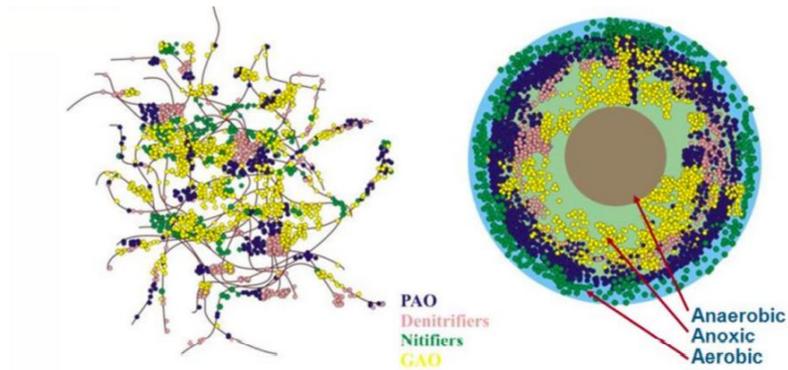


Fonte: Wagner, 2015

O cultivo de LGA é majoritariamente realizado em reatores em bateladas sequenciais (RBS), pois a granulação em fluxo contínuo é instável, o que diminui a eficiência do tratamento (BASSIN, 2011). No sistema RBS, um único reator é usado para tratamento e sedimentação em fluxos intermitentes. O ciclo de funcionamento compreende cinco etapas que são enchimento, reação, sedimentação, retirada e repouso. (VON SPERLING, 2012)

A remoção de matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo acontece de forma combinada no interior do grânulo, pois esse apresenta um gradiente de difusão de oxigênio no seu interior que possibilita processos simultâneos de nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo, conforme Figura 3. (DE KREUK *et al.*, 2005b; BASSIN *et al.*, 2012b)

Figura 3 – Representação da distribuição dos organismos no floco de lodo ativado e grânulo aeróbio



Fonte: GEISEN *et al.*, 2015

Responsáveis principalmente pela oxidação da matéria orgânica, os microrganismos heterótrofos ficam, em geral, nas camadas mais externas. Já os autótrofos, que realizam desnitrificação, localizam-se mais internamente, onde os valores de OD são mais baixos. O grânulo pode ser, então, separado em 3 zonas principais de acordo com a difusão de oxigênio. Na superfície do grânulo, ocorre a oxidação da matéria orgânica carbonácea e a nitrificação. Numa zona intermediária, estão os microrganismos desnitrificantes. Por último, na porção mais interna do grânulo e com menores quantidades de OD, há o processo de remoção do fósforo pelos organismos acumuladores de fosfato (PAO). (WAGNER, 2015)

### 2.3. Metodologia

Apresentados ambos os processos, passa-se aos cálculos para volume de reatores, gastos energéticos com respiradores e qualidade do efluente.

#### 2.3.1. Volume de reatores

Para o cálculo do volume dos reatores, arbitrou-se vazão, DBO, concentração de nitrogênio, valores de sólidos em suspensão e relação A/M, todos presentes nos resultados, e calculou-se o volume de reator segundo a Equação 1.

$$Vol_{reator} = (Carga_{DBO} * 1000) / (SSVTA * relação A/M) \quad (1)$$

Onde:

Carga<sub>DBO</sub> = carga de DBO [kg/d]

SSVTA = sólidos em suspensão total no tanque de aeração [mg/l]

Relação A/M = relação alimento por microrganismo

### 2.3.2. Vazão de ar necessária e gastos energéticos com aeração

Para o cálculo do volume de oxigênio necessário, arbitrou-se DBO e concentração de nitrogênio no efluente, a fim de calcular consumo de massa de O<sub>2</sub> para matéria orgânica, Equação 2, e para nitrificação, Equação 3, sendo o consumo total a soma dessas duas parcelas. Para LGA, é preciso ainda se considerar a desnitrificação, segundo Equação 4, que diminuirá o consumo total de O<sub>2</sub>.

$$\text{Consumo } O_{2MO} = 0,52 * Q * \frac{\Delta DBO}{1000} + 0,12 * \frac{SSVTA}{1000} * Vol_{reator} \quad (2)$$

Onde:

Q = vazão [m<sup>3</sup>/dia]

ΔDBO = diferença de DBO afluente e efluente [mg/l]

SSVTA = sólidos em suspensão total no tanque de aeração [mg/l]

Relação A/M = relação alimento por microrganismo

$$\text{Consumo } O_{2N} = 4,57 * Q * \frac{\Delta N1}{1000} \quad (3)$$

Onde:

Q = vazão [m<sup>3</sup>/dia]

ΔN1 = diferença de na concentração de nitrogênio afluente e efluente [mg/l]

$$\text{Desnitrificação} = 2,86 * Q * \frac{\Delta N2}{1000} \quad (4)$$

Onde:

Q = vazão [m<sup>3</sup>/dia]

ΔN2 = concentração de nitrogênio afluente menos concentração de nitrogênio amoniacal efluente menos concentração de nitrato no efluente [mg/l]

Em seguida, é preciso calcular a eficiência de transferência dos difusores, conforme Equação 5. Para isso, arbitrou-se eficiência em condições padrão, concentração de saturação de O<sub>2</sub> em água limpa a 20°C, concentração de DBO mantida no tanque, coeficiente α aplicada aos difusores e temperatura do esgoto para se calcular o coeficiente λ, Equação 6.

$$\lambda = \alpha * (C_{sw} - C_L) * 1,02^{T-20} / C_s \quad (5)$$

$$\eta = \lambda * \eta_0 \quad (6)$$

Onde:

α = coeficiente aplicado aos difusores

C<sub>sw</sub> = concentração de saturação de OD no tanque de aeração [mg/l]

C<sub>L</sub> = concentração de OD no tanque de aeração [mg/l]

C<sub>s</sub> = concentração de saturação OD em água limpa a 20°C [mg/l]

$\eta$  = eficiência de transferência de oxigênio dos difusores no campo [%]

$\eta_0$  = eficiência de transferência dos difusores em condições padrão [%]

Por fim, é preciso calcular a massa de ar necessária por meio das Equações 7, 8 e 9.

$$M_{O_2} = \frac{\text{Consumo}_{O_2}}{\frac{\eta}{100}} \quad (7)$$

$$M_{Ar} = M_{O_2}/(O_{2Ar}/100) \quad (8)$$

$$V_{Ar} = M_{Ar}/\rho_{Ar} \quad (9)$$

Onde:

$M_{O_2}$  = massa de  $O_2$  [ $kgO_2/d$ ]

$\text{Consumo}_{O_2}$  = soma do consumo de massa de  $O_2$  para diminuição de DBO e nitrificação [ $kgO_2/d$ ]

$M_{Ar}$  = massa de ar [ $kg_{Ar}/d$ ]

$V_{Ar}$  = vazão de ar [ $m^3_{Ar}/d$ ]

$O_{2Ar}$  = Teor de  $O_2$  no ar [%]

$\rho_{Ar}$  = massa específica do ar [ $kg/m^3$ ]

Para o cálculo dos gastos energéticos com aeração, utiliza-se a Equação 4.10, para cada soprador em uso.

$$P = M_{Ar} \cdot R \cdot \frac{T_0}{8,41E} \left[ \left( \frac{p_s}{p_e} \right)^{0,283} - 1 \right] \quad (10)$$

Onde:

$M_{Ar}$  = massa de ar introduzida pelo soprador [ $kg_{ar}/d$ ]

$R$  = Constante dos gases [ $kJ/kmol^\circ K$ ]

$T_0$  = temperatura máxima do ar [K]

$E$  = eficiência do soprador [%]

$p_s$  = pressão absoluta de saída no soprador [atm]

$p_e$  = pressão absoluta de entrada no soprador [atm]

### 2.3.3. Qualidade do fluente

Para análise da qualidade do efluente, considerou-se a ETE Deodoro no Rio de Janeiro, que utiliza a tecnologia de LGA desde 2016. Analisaram-se dados do Relatório de Acompanhamento de Efluente (RAE) publicados pela Zona Oeste Mais Saneamento para junho de 2016 e julho de 2018. Além disso, alguns valores podem ser comparados com Roberti (2018)

que avaliou o efluente dessa ETE por 272 dias a partir de julho de 2016. Os resultados encontrados para LGA foram em média remoção de DBO de 90-95%, 90% para nitrogênio e 80% para fósforo. Para lodos ativados, utilizaram-se os dados presentes em Von Sperling (2012). Por fim, os valores limites são estabelecidos pela resolução nº 430/2011 do CONAMA.

## 2.4. Resultados

### 2.4.1. Volume de reatores

Para o cálculo do volume de reatores, considerou-se a vazão de 250l/s, vazão da ETE Deodoro. A concentração DBO escolhida foi 300mg/l e N, 45mg/l. No caso de lodos ativados convencional, a remoção de DBO no decantador primário foi de 30% e nitrogênio de 10%. Para LGA, não há necessidade de decantador primário. Os resultados podem ser vistos na Tabela 1.

Tabela 1 – Volume de reatores

Reator	Lodos ativados convencional	LGA
SSVTA (mg/l)	2625	6000
Relação A/M	0,3	0,4
Volume do reator (m <sup>3</sup> )	5760	2700

Fonte: Próprio autor

### 2.4.2. Gastos energéticos com aeração

Para o cálculo dos gastos energéticos com aeração, arbitrou-se, no efluente, DBO de 10mg/l e nitrogênio de 5mg/l. Consideraram-se para ambos a eficiência de transferência dos difusores 30%, temperatura máxima do ar 40°C, eficiência do soprador 70% e pressão de saída do ar 1,69 atm. Já as concentrações de OD são 9,2 para saturação em água limpa a 20°C, 7,2 para saturação no tanque e 2 não saturado no tanque. Os resultados podem ser vistos na Tabela 2. Por fim, consideraram-se a temperatura do esgoto 26°C, massa específica do ar 1,2kg/m<sup>3</sup> e teor de O<sub>2</sub> no ar, 23,2kg/m<sup>3</sup>.

Tabela 2 – Gastos energéticos com aeração

	Lodos ativados convencional	LGA
Consumo de O <sub>2</sub> para MO (kgO <sub>2</sub> /d)	4061	5201
Consumo de O <sub>2</sub> para N (kgO <sub>2</sub> /d)	3504	3948
Desnitrificação (kgO <sub>2</sub> /d)	-	1853
Consumo total de O <sub>2</sub> (kgO <sub>2</sub> /d)	7565	7296
Coefficiente $\alpha$	0,7	0,47
Eficiência de transferência dos difusores (%)	13,7	11,48

Massa de ar necessária (kgO <sub>2</sub> /d)	55275	63570
Massa de ar introduzida (kg <sub>ar</sub> /d)	238254	274009
Vazão de ar necessária (m <sup>3</sup> /d)	198545	228341
Massa de ar fornecida (kg <sub>ar</sub> /s)	2,76	3,17
Potência do soprador (kW)	196	225

Fonte: Próprio autor

### 2.4.3. Qualidade do efluente

Os resultados para qualidade do efluente podem ser vistos na Tabela 3. O valor de DBO e nitrogênio de entrada foram os mesmos usados anteriormente, isto é, 300mg/l e 45mg/l e, para o fósforo, consideraram-se os valores médios do referencial bibliográfico, 5mg/l.

Tabela 3 – Qualidade do efluente

Parâmetro	Valor ou faixa limite	Lodos ativados convencional	LGA
pH	5-9	6,5-7	6,2
Temperatura (°C)	40	25	25
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	40	15	15-30
N (mg/l)	30	31	3
P (mg/l)	-	3,5	1

Fonte: Próprio autor

## 3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Findado o presente trabalho, algumas conclusões acerca dos processos de tratamento de lodos ativados convencional e lodo granular aeróbio são possíveis.

Em primeiro lugar, a mudança de tecnologia de lodos ativados convencional para o LGA representa uma melhoria no volume de reatores necessários, com uma redução de 53%. Como a LGA apresenta ainda melhor sedimentabilidade e adensabilidade, pode-se usar reatores mais altos, diminuindo ainda mais a área para ETE.

Em segundo lugar, os gastos com sopradores no tanque de aeração são menores com lodos ativados convencional. A difusão de ar com lodo granular aeróbio é menos eficiente no tanque. Sendo assim, gastos energéticos com sopradores são maiores, de 196kW com lodos ativados para 225kW com LGA, um aumento de quase 15%.

Por último, em relação ao tratamento do efluente, pode-se obter concentração de DBO dentro dos parâmetros federais e estaduais usando ambos os processos. Entretanto, no caso de lodos ativados, o valor para nitrogênio está no limite e, segundo critérios de alguns Estados,

como Rio Grande do Sul e Ceará, a concentração de fósforo 3,5mgP/l estaria acima do permitido.

De outra parte, é importante destacar que o processo de lodos ativados convencional é mais versátil por exigir menos controle tecnológico e apresenta menor gasto energético. Em regiões de menor demanda de tratamento de águas residuárias, pode ser uma melhor opção ao processo de lodo granular aeróbio.

## REFERÊNCIAS

ADAV, S. S.; LEE, D. J.; TAY, J. H. *Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule*. Water Research, 42(6): 1644-1650, 2008.

ANA - Agência Nacional de Águas. *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2017*. Brasília: ANA, 2017.

BASSIN, João Paulo. *Tecnologia de granulação aeróbia (lodo granular aeróbio)*. In: DEZOTTI, M., SANT'ANNA JR., G.L., BASSIN, J.P. (Org.). *Processos biológicos avançados para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana*. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011, p. 91-170.

—. *Remoção biológica de nutrientes em sistemas compactos e estudo da diversidade microbiana por técnicas de biologia molecular*. Tese de Doutorado, COPPE UFRJ, Rio de Janeiro, 2012a.

BASSIN, J.P.; KLEEREBEZEM, R.; DEZOTTI, M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. *Simultaneous nitrogen and phosphate removal in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures*. Water Research, 46 (12): 3805-3816, 2012b.

BRASIL. *Lei nº11.445, de 5 de janeiro de 2007*. Brasília: Diário Oficial da República Federativa do Brasil, 2007. Disponível em: < [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm)>. Acesso em: 26 setembro 2021.

DE KREUK, M.K.; HEIJNEN, J.J.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. *Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge*. Biotechnology and Bioengineering, 90: 761-769, 2005a.

DE KREUK, M.K.; MCSWAIN, B.S.; BATHE, S.; TAY, S.T.L.; SCHWARZENBECK, N.; WILDERER, P.A. *Discussion outcomes*. In: *Aerobic granular sludge*. Water and Environmental Management Series. London: IWA Publishing: 155-169, 2005b.

DENG, S.; WANG, L.; & SU, H. *Role and influence of extracellular polymeric substances on the preparation of aerobic granular sludge*. Journal of environmental management, 173, 49-54, 2016.

GIESEN, A.; VAN LOOSDRECHT, M.; ROBERTSON, S.; DE BUIN, B. *Aerobic Granular Biomass Technology: further innovation, system development and design optimization*. WEFTEC, 2015. Disponível em: < <https://www.royalhaskoningdhv.com/en-gb/nereda/news-events-and-downloads/downloads-and-pr>>. Acesso em: 26 setembro 2021.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 8.ed. Rio de Janeiro: ABES, 2017.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 4.ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

ROBERTI, Gabriel. *Partida de um sistema de lodo granular aeróbio em escala plena: avaliação de formação da biomassa e seu desempenho no tratamento biológico de esgoto*

sanitário. Tese (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ, 2018.

SANTOS, A.S.; PEREIRA, R.O.; BOTTREL, S.E.C.; JORDÃO, E.P. *Aspectos Legais para Lançamento de Efluentes no Brasil*. In: XXXIV Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental – Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Monterrey, Novembro de 2014.

SNIS, SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. *Diagnóstico AE 2017 - SNIS - Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento*. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2017>>. Acesso em: 26 setembro de 2021.

TAY, J.H.; LIU, Q.S.; LIU, Y. *Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor*. Journal of Applied Microbiology, v. 91, pp. 168-75, 2001.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. *Nutrient control design manual: state of technology review report*. EPA/600/R-09/012, 2009.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. O comportamento do sistema de lodo ativado: Teoria e aplicações para projetos e operação. Campina Grande, UFCG, 1999; 472p.

VON SPERLING, Marcos. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Volume 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3a edição ed. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

—. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Volume 4. Lodos Ativados*. 3a edição. Ed. Belo Horizonte, 2012.

WAGNER, Jamille. *Processo de granulação aeróbia em reatores em bateladas sequenciais (RBS)*. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 2015.

WEFTEC (2015), Aerobic Granular Biomass Technology: further innovation, system development and design optimisation

WEISSBRODT, D. G. *et al. Assessment of bacterial and structural dynamics in aerobic granular biofilms*. Frontiers in Microbiology, v. 4, n. July, p. 1–18, 2013.

ZHU, L.; DAI, X.; LV, M.; XU, X. *Correlation analysis of major control factors for the formation and stabilization of aerobic granule*. Environmental. Science and Pollution Research, 20:3165–3175, 2012.

ZONA OESTE MAIS SANEAMENTO. Relatório de Acompanhamento de Efluentes de junho de 2016. Disponível em: < <https://www.zonaoestemais.com.br/agua-e-esgoto/seu-esgoto/qualidade-do-efluente-tratado/>>. Acesso em: 20 nov. 2019.

—. Relatório de Acompanhamento de Efluentes de julho de 2018. Disponível em: < <http://www.rio.rj.gov.br/dlstatic/10112/8940582/4252503/APRESENTACAODO SRESULTADOS2018DISFINAL.pdf>>. Acesso em: 20 nov. 2019.a