



AValiação DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO, NITROGÊNIO E FÓSFORO NO COTRATAMENTO DE ESGOTO COM LIXIVIADO EM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS

EVALUATION OF COD, NITROGEN AND PHOSPHORUS REMOVAL EFFICIENCY IN THE CO-TREATMENT OF SEWAGE WITH LEACHATE IN AN ACTIVATED SLUDGE SYSTEM

Gabriela Soares Ruiz¹; Sylvia Torrezan Tannuri²; Cristiane Ribeiro Mauad²; Simone Maria Ribas Vendramel²; Diego Macedo Veneu³

Artigo recebido em: 08/12/2021 e aceito para publicação em: 07/04/2022.

DOI: <http://doi.org/10.14295/holos.v22i1.12463>

Resumo: O cotratamento de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário é uma possibilidade para o tratamento destes efluentes no Estado do Rio de Janeiro. Porém, tal combinação pode ser prejudicial ao funcionamento das estações de tratamento visto que as características físico-químicas do lixiviado podem influenciar negativamente a eficiência do sistema de tratamento de lodos ativados. Com isso, este trabalho busca identificar uma proporção segura de combinação de lixiviado/esgoto que permita ter uma boa eficiência no tratamento do efluente combinado e identificar possíveis alterações no comportamento da fase líquida e sólida do sistema. Para isso, foram realizados experimentos em batelada em escala de bancada levando em consideração uma idade do lodo de 30 dias e um tempo de detenção hidráulica de 24 h. Os experimentos foram conduzidos com concentrações crescentes de lixiviado no esgoto sanitário, nas proporções de 1,0; 2,5; 5,0 e 10%, assim como um experimento em branco, que consistiu no esgoto sem adição de lixiviado. Os parâmetros físico-químicos DQO, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ e P-PO₄³⁻ foram avaliados ao longo do tempo.

Palavras-chave: Tratamento biológico. Esgoto. Lixiviado. Nutrientes.

Abstract: The co-treatment of landfill leachate and sanitary sewage is a possibility for the treatment of these effluents in the State of Rio de Janeiro. However, such a combination can be harmful to the operation of treatment plants since the physicochemical characteristics of the leachate can negatively influence the efficiency of the activated sludge treatment system. Thus, this work seeks to identify a safe proportion of combination of leachate-sewage that allows for a good efficiency in the treatment of the combined effluent and to identify possible changes in the behavior of the liquid and solid phase of the system. For this, experiments were carried out in batches on a bench scale, considering a sludge age of 30 days and a hydraulic retention time of 24 h. The experiments were carried out with increasing concentrations of leachate in the sanitary sewer, in the proportions of 1,0; 2.5; 5.0 and 10%, having a blank experiment, which consists of sewage without addition of leachate. The physical-chemical parameters COD, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ and P-PO₄³⁻ were evaluated over time.

¹ Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO). E-mail: gsoaresruiz@gmail.com

² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro (IFRJ). E-mails: syltannuri10@gmail.com, cristiane.mauad@ifrj.edu.br, simone.vendramel@ifrj.edu.br

³ Centro Universitário Geraldo Di Biase (UGB). E-mail: diegomveneui@yahoo.com.br

Keywords: Biological treatment. Sewage. Leachate. Nutrients.

1 INTRODUÇÃO

De acordo com a ABRELPE (2020) do total de 72.748.515 t de resíduos coletados e dispostos em 2019 no Brasil, 18% foram em lixões, 23% em aterros controlados e 59% em aterros sanitários. Quando os resíduos sólidos são depositados nas células do aterro, passam a sofrer transformações devido à superposição de mecanismos biológicos e físico-químicos, viabilizados pela presença de água gerando dois constituintes: o biogás e o lixiviado (FERREIRA, 2006).

Várias estações de tratamento de efluentes de aterros sanitários já foram ou estão sendo empregadas no tratamento de lixiviados, nestas estações são empregadas etapas de tratamento que em geral, mesclam processos físico-químicos e biológicos. Dentre os processos físico-químicos podemos citar a coagulação/floculação, *air stripping* (arraste por aeração), adsorção, separação por membranas e processos oxidativos avançados, além dos processos biológicos como as lagoas de estabilização, lodos ativados, reatores UASB, entre tantos outros. Além do tratamento “in loco”, uma alternativa é o cotratamento de lixiviado em estações de tratamento de esgoto doméstico (ETEs). Alguns consideram que as ETEs são aplicáveis e efetivas no cotratamento quando a vazão e carga do lixiviado forem baixas em relação as do esgoto; por outro lado, outros alegam que o sistema de tratamento para esgoto doméstico não é efetivo para tratar todos os componentes do lixiviado (CAMPOS, 2014).

O Projeto de Lei nº 1857 de 2016 que atualmente está tramitando na ALERJ, tem como ementa a instituição da obrigatoriedade do controle, monitoramento e tratamento do lixiviado produzido em aterros sanitários no Estado do Rio de Janeiro. Uma das justificativas para tal projeto é a alegação de que o cotratamento de lixiviado em ETEs de esgoto sanitário tem consequências no desempenho do processo e no decréscimo da qualidade do efluente tratado e lançado no corpo receptor bem como do lodo gerado (ALERJ, 2016). No entanto, em 2021, entrou em vigor a Norma Operacional Padrão 45 (NOP 45) do Instituto Estadual do Ambiente – INEA, do Rio de Janeiro, que estabeleceu não somente padrões de lançamento para estações de tratamento de esgoto sanitário que recebem lixiviado de aterro sanitário, mas também que estes lixiviados só serão tratados nestas estações de tratamento de esgoto

mediante aprovação do estudo de tratabilidade pelo órgão ambiental competente (INEA, 2021).

De acordo com Costa *et al.* (2019) alguns lixiviados de aterros brasileiros apresentam uma baixa concentração de matéria orgânica biodegradável, indicando a presença de compostos recalcitrantes como ácidos húmico e fúlvico. Outro problema comum são as elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, exigindo a aplicação de tecnologias voltadas para a sua remoção (SCHIOPU e GAVRILESCU, 2010). Souza (2011) relata que em alguns casos, pode ser oportuno “misturar” o esgoto sanitário a outros efluentes que contenham macro e micronutrientes em determinadas proporções, fazendo com que após a mistura e diluição o afluente da estação de tratamento seja autossuficiente em termos de requisitos nutricionais. Ao mesmo tempo, ETEs que não estejam preparadas para remover nutrientes como, por exemplo, o nitrogênio (N) em altas concentrações, podem ter problemas para garantir a qualidade final do esgoto tratado. Embora o tratamento combinado seja adotado em vários países como forma de reduzir os custos de operação do aterro sanitário, onde o custo de tratamento do lixiviado pode atingir valores elevados, na Europa existem questionamentos quanto à possibilidade de interferência destes efluentes nos processos biológicos de tratamento (GOMES, 2009). Um dos sistemas mais utilizados para o tratamento combinado de lixiviado e esgoto é o de lodos ativados.

Çeçen e Çakiroglu (2001) monitoraram unidades em escala de bancada tratando lixiviado e esgoto doméstico em reatores de lodos ativados em batelada com proporção de lixiviado variando de 5,0 a 20% em volume, tendo sido verificado que o aumento das concentrações iniciais de nitrogênio Kjeldahl e nitrogênio amoniacal tiveram influência negativamente no processo.

Facchin *et al.* (2000) apresentaram os resultados de 22 meses de monitoramento do tratamento combinado de esgoto sanitário e lixiviado, com uma proporção de 3,2% em volume, em uma lagoa de estabilização, tendo sido verificada a necessidade de controle do nitrogênio amoniacal para a manutenção da estabilidade do processo.

Booth *et al.* (1996) estudaram o cotratamento realizado em uma estação de tratamento do tipo lodos ativados em Waterloo (Ontário/Canadá) com valor médio de mistura lixiviado/esgoto de 0,14%, na qual os autores correlacionaram a adição do lixiviado ao aumento dos requisitos de oxigênio no tanque de aeração e a um aumento na geração de lodo.

Neste contexto, o presente trabalho teve por objetivo realizar o estudo de como proporções crescentes de lixiviado produzido em um aterro sanitário localizado no Estado do Rio de Janeiro, em tratamento combinado com esgoto, influenciam na eficiência de remoção da DQO, nitrogênio e fósforo em sistemas de lodos ativados operando em sistema de bateladas sequenciais, tipo SBR (*Sequential Bath Reactor*).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Obtenção do Lixiviado e do Esgoto Sanitário

O lixiviado bruto foi coletado no Aterro Sanitário do Centro de Tratamento de Resíduos (CTR) localizado no município de Seropédica-RJ, acondicionado em recipiente de 25 L e levado para o Laboratório da Planta Piloto de Tratamento de Efluentes do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro (IFRJ) – *Campus* Rio de Janeiro. Foi utilizado para o desenvolvimento do trabalho esgoto sanitário sintético, preparado no laboratório, com base nas recomendações de Nascentes *et al.* (2015), conforme composição apresentada na Tabela 1.

Tabela 1 - Composição do esgoto sintético.

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

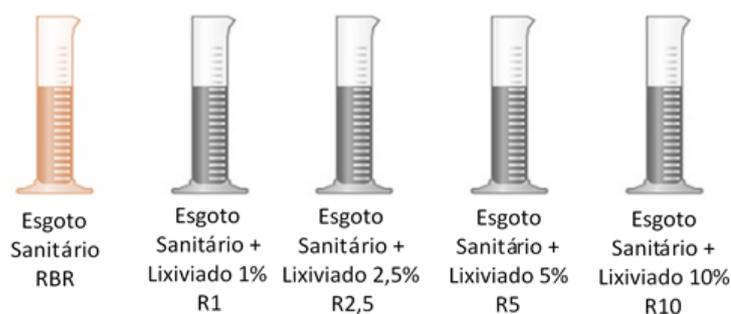
2.2 Determinação dos Parâmetros Físico-Químicos

Para a determinação do parâmetro demanda química de oxigênio (DQO), foi utilizada a metodologia 5220 B apresentada no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Para determinação de fósforo (P-PO₄³⁻), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrito (N-NO₂⁻) e nitrato (N-NO₃⁻) foi utilizado o cromatógrafo de íons com detector de condutividade modelo 930 *Compact IC Flex* da fabricante Metrohm.

2.3 Ensaio nos Reatores em Sistema Batelada

Os ensaios em sistema batelada consistiram no monitoramento de 5 reatores em paralelo, com capacidade de 1,0 L cada, sendo 1 reator operando sem adição de lixiviado (RBR), ou seja, somente com esgoto, e os demais reatores com proporções distintas de lixiviado, identificados da seguinte maneira: R1 com 1,0%, R2,5 com 2,5%, R5 com 5,0% e R10 com 10% de lixiviado (v/v) (Figura 1). Para inoculação dos reatores, cada proveta recebeu 200 mL de lodo biológico proveniente da linha de recirculação de uma ETE de lodos ativados, com concentração de SSV (sólidos suspensos voláteis) de 10.530 mg L^{-1} . Em seguida os reatores foram completados com as respectivas misturas (esgoto+lixiviado e somente esgoto para o RBR) até o volume de 1,0 L. A aeração dos reatores foi realizada através de bombas de difusão de ar, utilizando pedras porosas e vazão de ar de aproximadamente 4 L min^{-1} . Todos os reatores operaram com ciclo de 24 h (23 h de aeração, 30 min de sedimentação e 30 minutos de condição anóxica).

Figura 1 - Reatores utilizados nos ensaios em sistema batelada.



Todos os reatores foram monitorados ao longo de 30 dias, com retiradas de alíquotas de 100 mL do efluente de entrada (bruto) e de 100 mL do efluente de saída (tratado) em datas pré-estabelecidas (19/10, 26/10, 02/11, 09/11 e 16/11) para a determinação dos parâmetros físico-químicos DQO, N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N-NO_3^- e P-PO_4^- .

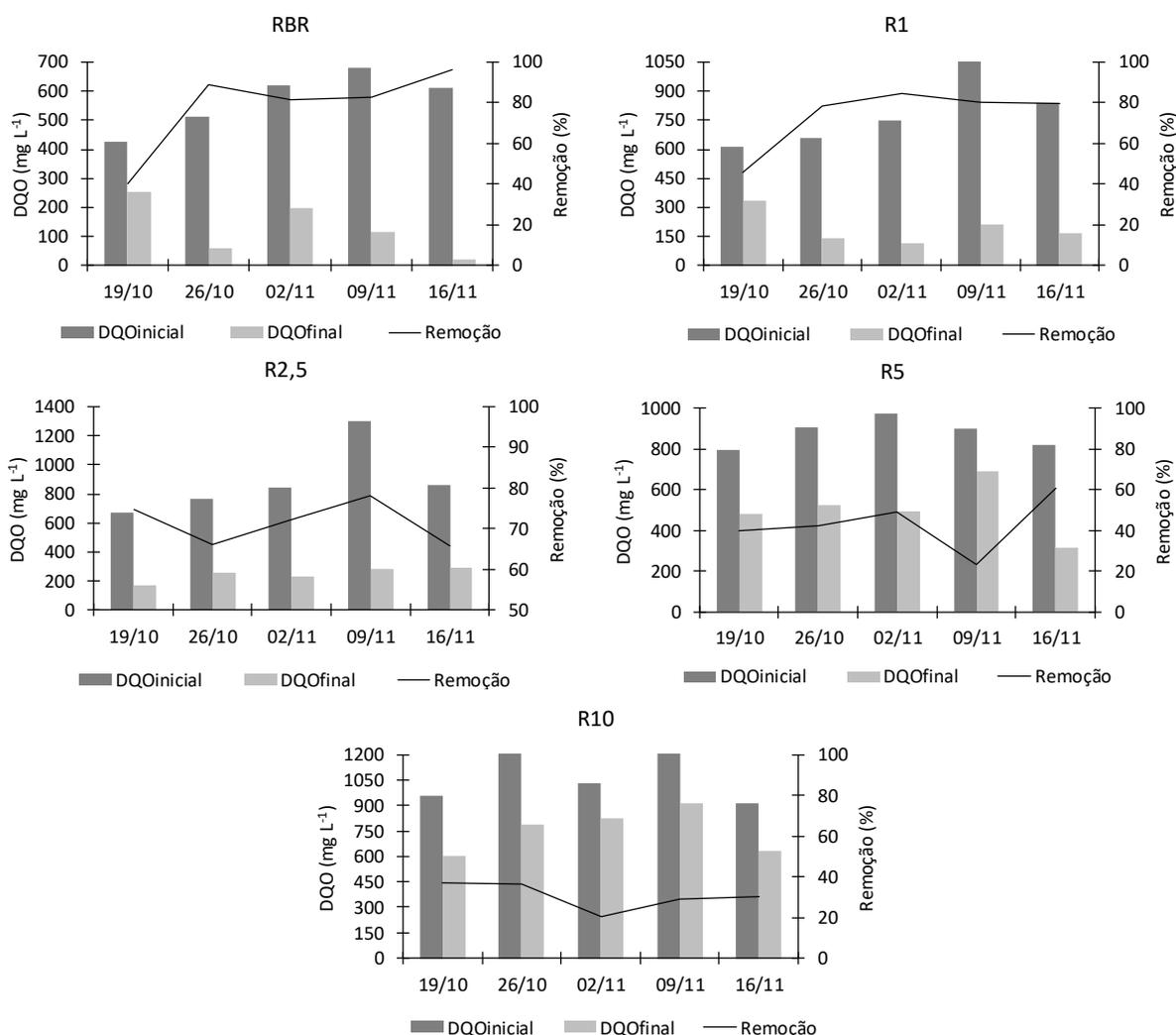
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Avaliação da DQO nos Reatores

A Figura 2 apresenta os valores de DQO inicial, DQO final e os percentuais de remoção obtidos nas datas definidas para as amostragens ao longo do tempo de

operação dos reatores: RBR (somente com esgoto sanitário) e R1; R2,5; R5; R10 (com diferentes percentuais de lixiviado). Constatou-se pelo monitoramento do efluente alimentado aos reatores biológicos, ou seja, do efluente bruto, que os crescentes percentuais de lixiviado no esgoto resultaram em maiores valores da DQO inicial dos efluentes a serem tratados quando comparada com a DQO do esgoto sem lixiviado.

Figura 2 - Valores de DQO inicial, DQO final e remoção para os reatores



No RBR sem adição de lixiviado, as concentrações de DQO iniciais permaneceram na faixa de 427 a 678 mg L⁻¹, já nos demais reatores com doses de lixiviado, os valores variaram na faixa de 615 a 1.300 mg L⁻¹. De acordo com Gomes (2009) lixiviados de aterros sanitários operando no Brasil apresentam uma grande variabilidade dos valores de DQO, variando de 170 a 25.000 mg L⁻¹. Um dos fatores que mais influenciam nestes valores é o tempo de operação do aterro. No presente

trabalho, o tempo de operação do Aterro de Seropédica é de pouco mais de 10 anos, caracterizando um lixiviado com alta concentração de compostos orgânicos, o que justifica a elevação dos valores da DQO inicial mesmo com os baixos percentuais de lixiviado aplicados ao esgoto sanitário.

De acordo com Von Sperling (2002) sistemas de lodos ativados que tratam esgoto doméstico, em geral, atingem eficiências para a remoção da DQO entre 85 e 95%. Como pode ser visto no RBR, excetuando a primeira semana que obteve uma remoção de DQO de 40%, nas demais semanas de operação, os valores de remoção permaneceram dentro do esperado (88 a 96%). Esta tendência de baixa remoção de DQO na primeira semana também foi observada para os demais reatores (R1=45%; R5=42% e R10=37%), podendo estar associada ao processo de adaptação do lodo. Contudo observou-se uma exceção para o R2,5 que apresentou 75% de eficiência na primeira semana, operando com o mesmo lodo e tempo de adaptação dos demais reatores. Nas semanas seguintes, todos os reatores apresentaram maior estabilidade no perfil de remoção, sendo possível uma melhor comparação em relação aos efeitos das doses crescentes de lixiviado nos sistemas.

Pode-se observar que os valores de remoção de DQO obtidos do dia 26/10 a 16/11 mostraram claramente que a medida que os percentuais de lixiviado foram incrementados de 1 a 10%, a faixa de remoção de DQO decresceu gradativamente de 78 a 84% no reator R1, para 66 a 78% no reator R2,5. Nascentes (2013) também observou um comportamento similar, obtendo remoções de DQO significativas quando foram administrados percentuais de lixiviados de 0,5 e 2,0% aos esgotos domésticos com TRH de 24h, correspondendo a valores de 87%. Franco (2009) avaliando o tratamento combinado de esgoto com lixiviado em uma planta piloto de lodos ativados observou uma remoção de DQO de 72% quando aplicados percentuais de lixiviado de 2,0 a 2,5%, ou seja, bem próximo aos valores observados no presente estudo.

Já nos reatores R5 e R10, as remoções de DQO decresceram drasticamente, atingindo valores na faixa de 23 a 61%, e de 20 a 37%, respectivamente. Alguns autores descrevem que ao adicionarem percentuais de lixiviado de 5,0% ao esgoto para tratamento em sistemas de lodos ativados também obtiveram reduções acentuadas nos valores de remoção da DQO (HENRY, 1985; EHRIG, 1998; DEL BORGHI *et al.*, 2003). Albuquerque (2012) relatou que esta queda acentuada na remoção de DQO pode estar associada ao efeito da toxicidade por amônia e/ou pela

presença de uma maior concentração de matéria orgânica recalcitrante quando adicionados percentuais mais elevados de lixiviado ao esgoto. Segundo estudos apresentados por Gomes (2009) é característico dos lixiviados dos processos de aterramento de resíduos a predominância entre os compostos orgânicos de substâncias ácidas assim como compostos cíclicos e fenólicos influenciando na diminuição da biodegradabilidade nos processos de tratamento biológico. Ademais, a fração inerte de DQO nos lixiviados pode alcançar até 44% da sua composição, conforme relatado por Gomes (2009).

Dereli *et al.* (2021) fizeram um levantamento de vários trabalhos que realizaram cotratamento de lixiviado e esgoto doméstico nos últimos 20 anos em escala piloto e laboratorial. Foi relatada, pela compilação dos dados, ampla faixa de percentual de lixiviado aplicado (desde 0,1 até 40%, v/v) alcançando eficiências de remoção de DQO de no mínimo 44% até 97%. Segundo os autores, existe a tendência de que quanto maior o percentual de lixiviado no esgoto, maior o decaimento da eficiência no cotratamento. As principais justificativas se devem aos aportes de elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, característico dos lixiviados, assim como da elevada carga orgânica com variável presença de compostos recalcitrantes e tóxicos.

Contudo, estes resultados dependem além dos percentuais e da complexidade e variabilidade das características físico-químicas do lixiviado, também de outras variáveis de processo, tais como: o tipo de reator, tempo de retenção hidráulico, idade do lodo, razão DQO/SSV, operação contínua ou em batelada, o que dificulta imensamente a comparação direta destes resultados.

A título de atendimento da legislação para padrões de descarte de esgoto sanitário, a NOP-INEA-45 aprovada pela Resolução CONEMA nº 90 de 2021, determina o padrão de descarte de 180 mg L⁻¹ de DQO para o esgoto sanitário que receber lixiviado em uma ETE. Vale salientar que esta norma, dentre outros quesitos, embora regulamente e estabeleça padrões para o descarte de esgoto tratado resultante do cotratamento com lixiviado de aterro sanitário, a norma não determina os percentuais de lixiviado que podem ser tratados nas ETEs (Estações de Tratamento de Esgoto). Desta forma, para atendimento desta resolução no parâmetro DQO, apenas os reatores R1 e R2,5 atenderiam o padrão de descarte durante o período de operação, com exceção da primeira semana conforme previamente comentado. Portanto, a adição de 5,0 e 10% de lixiviado ao esgoto sanitário sendo tratado pelo processo biológico de lodos ativados em batelada, proposto neste

trabalho, não alcançou resultados compatíveis com os padrões de descarte determinados pela legislação estadual, apresentado forte inibição do lodo ativado para crescentes proporções de lixiviado no esgoto, apresentando nestas condições menores percentuais de remoção média e resultando em valores da DQO do efluente tratado entre 350 e 600 mg L⁻¹.

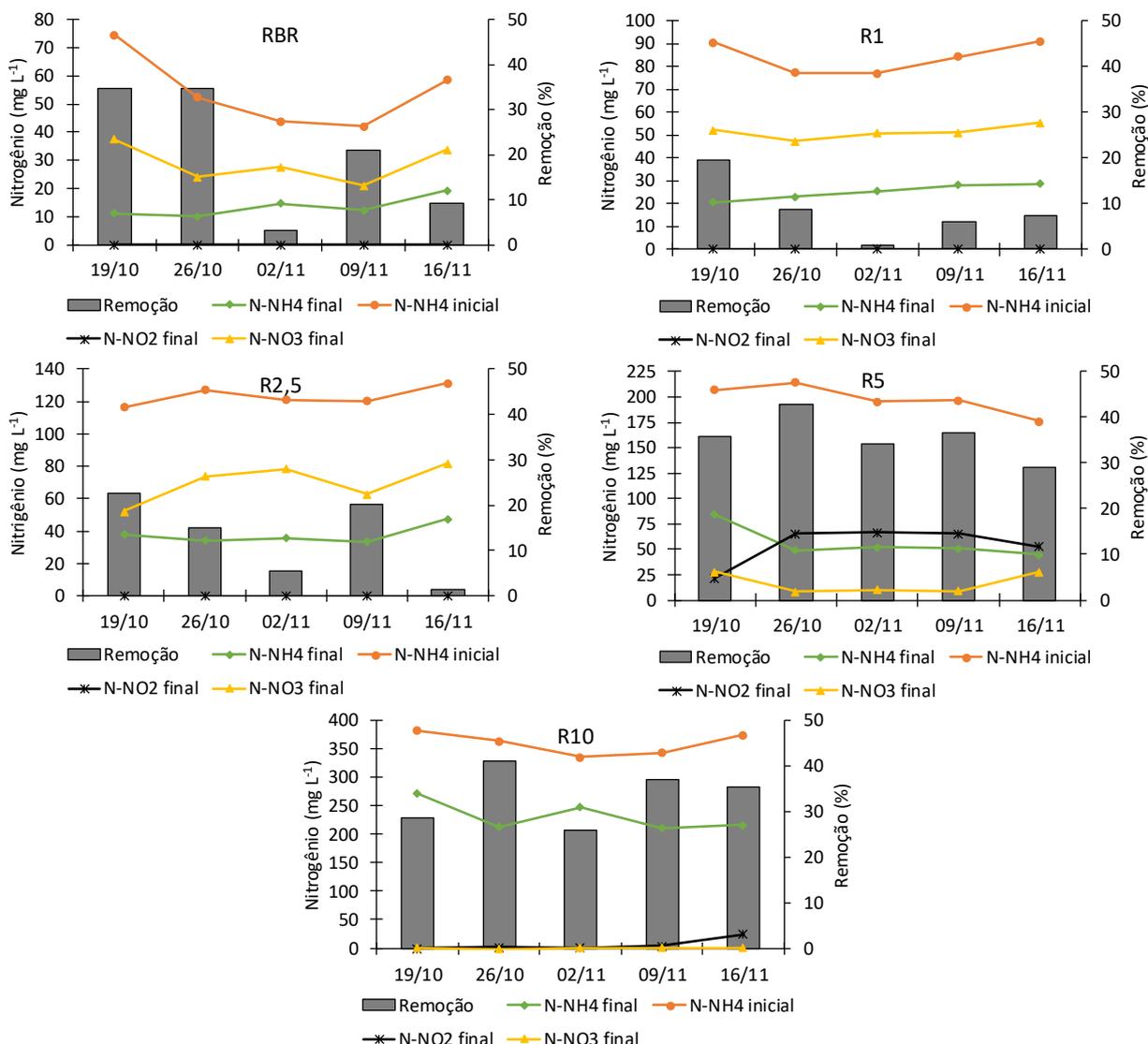
Conforme previamente relatado, o lixiviado deste estudo é oriundo de um aterro com pouco mais de 10 anos de operação e que por conta das suas características físico-químicas é classificado como um lixiviado velho que agrega maiores proporções de substâncias orgânicas inertes e possivelmente tóxicas, afetando fortemente o processo de degradação biológica, mesmo estando em uma proporção muito inferior ao esgoto durante o tratamento. Outra possibilidade para a menor remoção de DQO nas maiores proporções de lixiviado investigadas pode estar associada a maior concentração de amônia no meio e será discutida na próxima seção (3.2).

3.2 Avaliação das formas nitrogenadas N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ nos reatores

A Figura 3 apresenta as concentrações e a remoção das formas nitrogenadas (N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻) a fim de avaliar a evolução do processo de nitrificação/desnitrificação ao longo do tempo de operação dos reatores. Pode-se observar de forma geral que houve uma grande instabilidade nas remoções de nitrogênio no reator RBR (3,2 a 34,8%) e nos reatores R1 e R2,5 (0,9 a 22,6%). Já nos reatores R5 e R10, as remoções permaneceram mais estáveis, obtendo valores na faixa de 25,9 a 42,8%. Na compilação de dados de Dereli *et al.* (2021) foram apresentados valores para remoção de N-NH₄⁺ desde 8,0 até 99%, considerando diferentes processos empregados e principalmente distintas condições operacionais. De toda forma, torna-se evidente o quanto variável pode ser o desempenho dos processos biológicos na remoção de formas nitrogenadas quando são empregados ao cotratamento de esgoto e lixiviado.

Em relação ao atendimento da legislação estadual de descarte de efluentes específica para cotratamento (NOP 45/2021), o limite máximo para amônia deve ser de 20 mg L⁻¹. Portanto, com exceção do reator branco (RBR) nenhuma das condições investigadas com aporte de lixiviado ao processo alcançou no efluente tratado o valor limite para descarte sendo os menores valores observados para N-NH₄⁺ iguais a 21; 38; 49 e 211 mg L⁻¹, respectivamente para R1; R2,5; R5 e R10.

Figura 3 - Concentrações e remoção de nitrogênio (N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^-) nos reatores



Nos reatores RBR, R1 e R2,5, as formas predominantes de nitrogênio foram NH_4^+ e NO_3^- . Este comportamento mostra que ocorreu o processo tradicional de nitrificação, concentrando o nitrogênio basicamente na forma de NO_3^- no efluente final. De acordo com Tchobanoglous *et al.* (2013) processos biológicos podem promover duas modalidades de remoção de NO_3^- , designados como redução de nitrato assimilatório e dissimilatório. No caso dos reatores RBR, R1 e R2,5, é possível que tenha ocorrido a desnitrificação assimilatória, envolvendo a remoção de cerca de 30% do nitrogênio devido à síntese da biomassa produzida em função da remoção de DQO.

No reator R5, as formas de nitrogênio aparecem de forma mais distribuídas, com maior predominância das formas NH_4^+ e NO_2^- em relação a NO_3^- . Já no reator R10, a predominância é de NH_4^+ , apresentando concentrações de NO_2^- e NO_3^- muito menores, quando comparadas aos demais reatores, evidenciando uma possível rota

de nitrificação através da via curta e uma desnitrificação uma vez que foi observado o fenômeno de granulação parcial do lodo.

Possivelmente, as elevadas concentrações de N-NH_4^+ advindas do lixiviado promoveram um fator de pressão para o sistema, provavelmente desfavorecendo tanto o processo de oxidação da matéria orgânica (remoção de DQO) quanto da matéria nitrogenada, fazendo com que ocorresse certa competição entre as bactérias heterotróficas e as autotróficas (responsáveis pelo processo de nitrificação) pelos substratos. Outra possibilidade seria que uma maior proporção de DQO inerte no efluente inicial pode ter favorecido o crescimento de autotróficas em detrimento das heterotróficas nos reatores com maior proporção de lixiviado (R5 e R10). Conforme investigado por Wei *et al.* (2012), a coexistência de bactérias nitrificantes e heterotróficas, ou seja, ambas oxidantes, foi prejudicial tanto para a remoção da DQO quanto do nitrogênio.

A remoção de nitrogênio amoniacal via nitrito no cotratamento de esgoto e lixiviado rico em nitrogênio total (mais de 2 g L^{-1}) foi investigada por Fudala-Ksiazek *et al.* (2014), utilizando um reator de bateladas sequenciais, similar ao presente trabalho, com proporções de lixiviado variando de 1,0 a 10%. Os autores observaram inibição no processo de desnitrificação via curta para a mistura de efluentes a partir de 5,0% de lixiviado, sendo justificado pela presença de amônia livre a qual teria provocado a lavagem das bactérias oxidadoras de nitrito do sistema.

Brennan *et al.* (2017), por exemplo, consideraram em seus experimentos de cotratamento de 10% de lixiviado com esgoto que o principal responsável pelo baixo desempenho da nitrificação foi a falta de controle da alcalinidade favorecendo a inibição por amônia livre. Segundo os autores para alcançar um bom desempenho para a remoção de formas nitrogenadas em reatores de batelada sequenciais para cotratamento, faz-se necessário um acurado ajuste de pH e oxigênio dissolvido do meio, da duração dos ciclos e da manutenção de fonte de carbono assimilável.

Desta forma, no que se refere à remoção biológica de formas nitrogenadas dos efluentes, várias são as vias possíveis além da nitrificação e desnitrificação tradicionais, como por exemplo a nitrificação parcial e a desnitrificação via curta, entre outras que dependem das variáveis do processo e, principalmente da concentração de amônia no efluente. No caso dos lixiviados, ou mesmo no seu cotratamento com esgoto, esta questão torna-se ainda mais complexa pelas elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal tipicamente encontradas nesta matriz. A possível presença de

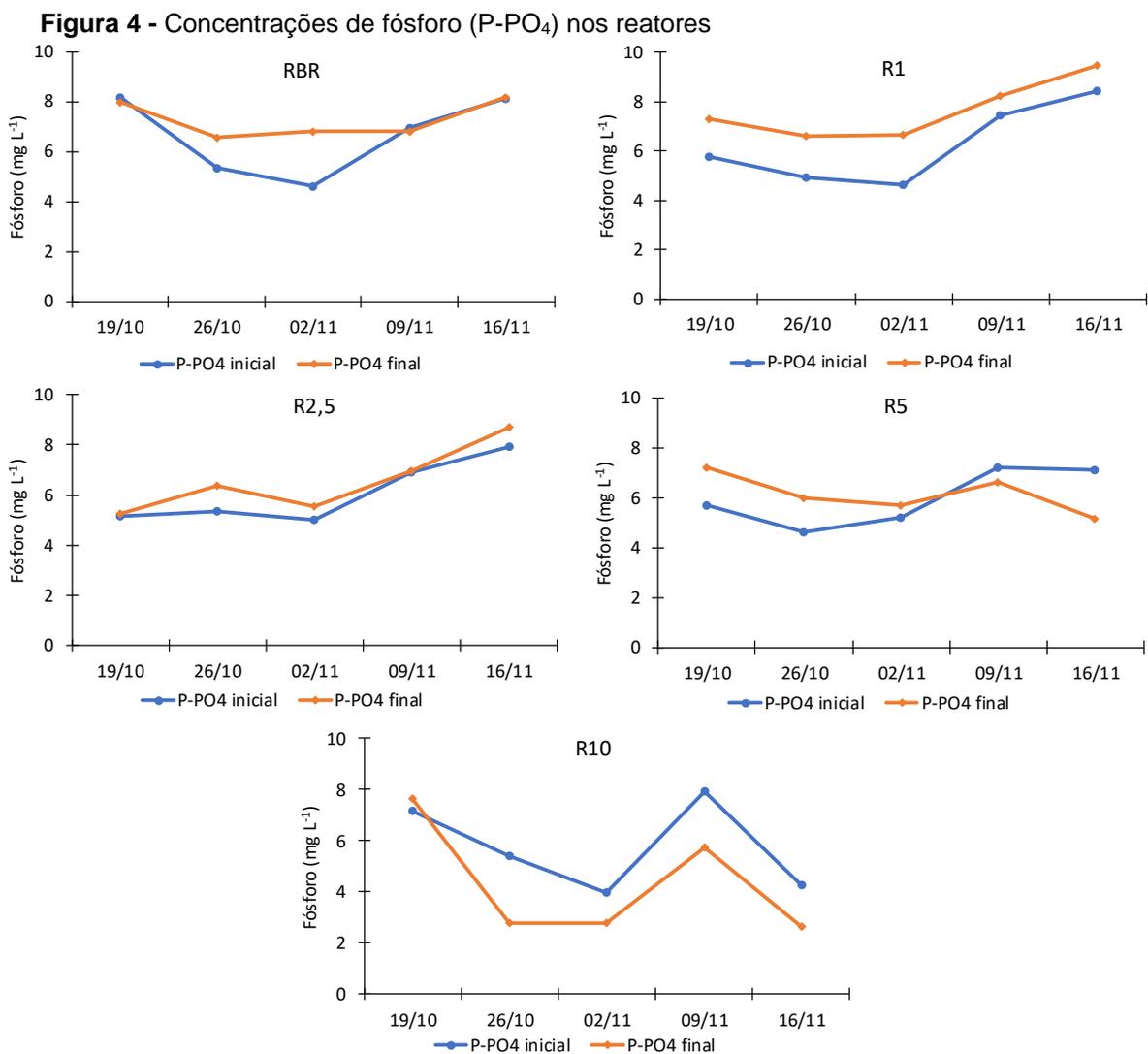
amônia livre no processo biológico é um dos fatores que pode inibir fortemente a ação tanto das bactérias autotróficas como heterotróficas, assim como favorecer o acúmulo de ácido nítrico no meio; outra questão é a porção de carbono não assimilável, ou seja, recalcitrante, que pode tanto desfavorecer o processo de desnitrificação (dependente de carbono facilmente assimilável) quanto inibir a biota quando estas substâncias apresentam toxicidade. Este processo gera inúmeras vias possíveis para investigação que ainda possuem lacunas em aberto e que, portanto, ainda demandam muita pesquisa neste contexto.

3.3 Avaliação do P-PO₄³⁻ nos reatores

Na Figura 4 é mostrada a concentração de fósforo inicial e final (P-PO₄³⁻) a fim de se avaliar a evolução do processo de remoção biológica de fósforo nas datas definidas para amostragem ao longo do tempo de operação dos reatores. Pode-se perceber que nos reatores RBR, R1 e R2,5 as concentrações finais de fósforo sempre apresentaram valores acima das concentrações de fósforo iniciais, inclusive não atendendo o valor limite de fósforo para descarte de efluentes oriundos de cotratamento que segundo a NOP 45/2021 deve ser de no máximo 4,0 mg L⁻¹. Já no reator R5, o mesmo comportamento de RBR, R1 e R2,5 se repete ao longo do tempo até a amostragem realizada em 09/11, quando houve pela primeira vez uma remoção de fósforo de 7,8%, aumentando para 27,4% na amostragem realizada em 16/11. No reator R10, o comportamento foi um pouco distinto dos demais sendo observadas remoções de fósforo já a partir da segunda semana de operação até o final do monitoramento, apresentando valores de remoção entre 27,3 e 48,7%. Em relação ao atendimento da legislação para descarte, apenas o reator R10 gerou efluente tratado com valores inferiores a 4,0 mg L⁻¹ para fósforo. R5 mesmo com a remoção nas últimas duas semanas de monitoramento não atendeu ao limite de descarte em momento algum.

Durante a operação dos reatores, foi possível observar uma modificação nas características do lodo, que passou de floculento para granular, inicialmente observado somente no reator R10, depois sendo observado no R5, fenômeno que coincidiu com o início de certa remoção de fósforo ao invés do acúmulo. Segundo Tchobanoglous *et al.* (2013) a remoção biológica de fósforo envolve sua incorporação na biomassa produzida em sistemas de tratamento com subsequente remoção do

fósforo quando a biomassa é descartada como lodo em excesso, porém, apenas 10 a 20% deste fósforo pode ser incorporado a biomassa pelo crescimento celular de bactérias heterotróficas acumuladoras de fósforo. Sendo assim, sugere-se que as remoções observadas nos reatores R5 e R10 podem ser resultado da remoção biológica de fósforo assistida (RBFA), uma vez que cerca de 1:00h (30 min de sedimentação + 30 min de condição anóxica) pode ter contribuído para o aparecimento bactérias acumuladoras de fósforo (BAP).



Considerando que fósforo não é um problema característico de lixiviados assim como para o esgoto, são pouquíssimos os trabalhos que investigaram a remoção de fósforo nos processos de cotratamento, conforme proposto neste trabalho. Dentre aqueles que fizeram alguma menção ao fósforo nenhum observou o acúmulo do mesmo em qualquer proporção de lixiviado, se quer a formação de grânulos na biomassa. Inclusive, Dereli et al. (2021) comentaram em sua revisão que até o

momento de sua publicação não havia trabalhos abordando a granulação de lodos biológicos aplicados no cotratamento de esgoto e lixiviado.

Dentre os poucos trabalhos que investigaram a remoção de fósforo no presente contexto, Zheng *et al.* (2019), comprovaram por ensaios de biologia molecular (*Illumina MiSeq sequencing Methods*) o crescimento de bactérias acumuladoras de fósforo (BAP) que levaram a remoções desde 25% para o reator branco (tratando somente esgoto) até 77% de fósforo total do sistema, para os reatores com porções de lixiviado de 1,0 a 5,0%.

4 CONCLUSÕES

Diante dos resultados apresentados, conclui-se que o aumento das proporções de lixiviado ao esgoto sanitário para tratamento em sistemas de lodos ativados em batelada reduziram as remoções de DQO, uma vez que a média de remoção no R1 foi de 80%, no R2,5 de 65%, no R5 de 50% e no R10 de 30%. De forma geral, o processo de nitrificação foi realizado de forma satisfatória nos reatores RBR, R1 e R2,5. Nos reatores R5 e R10 ocorreu um fenômeno de granulação parcial do lodo, culminando aparentemente em um processo de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) no R5 e nitritação e desnitrificação no R10. As concentrações de $P-PO_4^-$ tiveram uma tendência de acúmulo nos reatores RBR, R1 e R2,5. Já nos reatores R5 e R10, a partir do surgimento dos grânulos de lodo, ocorreu a remoção biológica parcial de fósforo nas últimas duas semanas no R5 e praticamente constante após a primeira semana no R10, apresentando remoção entre 30 e 40%.

Observa-se nos estudos científicos que não há unanimidade sobre quais os fatores relevantes que afetam o cotratamento biológico de lixiviado e esgoto doméstico e, principalmente qual a porcentagem ideal de lixiviado no esgoto, ou até mesmo qual o percentual máximo de lixiviado pode ser aplicado de forma que não prejudique os processos biológicos. Um dos fatores que corrobora para esta dificuldade é a extrema variabilidade e complexidade das características físico-químicas dos lixiviados, que são influenciadas desde as características dos resíduos depositados nos aterros, mesmo que seja doméstico, as condições operacionais dos aterros e, principalmente pela idade do aterro.

REFERÊNCIAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**, 2019, 74 p., 2020.

ALBUQUERQUE, E. M. **Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em sistema de lodos ativados**. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos – USP, São Carlos, 281 p., 2012.

ALERJ – Assembleia Legislativa do Estado do Rio de Janeiro. **Projeto de Lei n. 1857 de 2016** - Institui a Obrigatoriedade de Remediação de Vazadouros Encerrados e o Controle, Monitoramento e Tratamento do Lixiviado (Chorume) Produzido em Vazadouros, Aterros Controlados e Aterros Sanitários no Estado do Rio de Janeiro e dá outras providências, 2019. Disponível em:

http://www2.alerj.rj.gov.br/lotus_notes/default.asp?id=7&url=L3NjcHJvMTUxOS5uc2YvMDEyY2ZlZjFmMjcyYzBIYzgzMjU2NmVjMDAxOGQ4MzEvNTQ4ZjBkNDYzYzRkY2Q5OTgzMjU3ZmJkMDA3MTZkMDc/T3BlbkRvY3VtZW50. Acesso em: 12 abr. 2019.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 1998.

BOOTH, S. D. J., URFER, D., PEREIRA, G., COBER, K. J. Assessing the Impact of a Landfill Leachate on a Canadian Wastewater Treatment Plant. **Water Environment Research**, v. 68, p.1179-1186, 1996. <https://doi.org/10.2175/106143096X128612>

BRENNAN, R. B., CLIFFORD, E., DEVROEDT, C., MORRISON, L., HEALY, M. G. Treatment of landfill leachate in municipal wastewater treatment plants and impacts on effluent ammonium concentrations. **Journal of Environmental Management**, n. 188, p. 64–72, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.055>

CAMPOS, J. R. Descarte de lixiviado de aterros sanitários em estações de tratamento de esgoto: uma análise crítica. **Revista DAE**, n. 197, p. 6-17, 2014. <https://doi.org/10.4322/dae.2014.129>

ÇEÇEN, F. & ÇAKIROGLU, D. Impact of landfill leachate on the co-treatment of domestic wastewater. **Biotechnology Letters**, v. 23, p. 821–826, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1010317823529>

COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. S. M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 110-116, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>

DERELI, R. K., Clifford, E., Casey, E. Co-treatment of leachate in municipal wastewater treatment plants: Critical issues and emerging technologies. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 11, p. 1079-1128, 2021. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1745014>

DEL BORGHI, A., BINAGHI, L., CONVERTI, A., DEL BORGHI, M. Combined Treatment of Leachate from Sanitary Landfill and Municipal Wastewater by Activated Sludge. **Chemical and Biochemical Engineering Quarterly**, v. 17, p. 277–283, 2003.

EHRIG, H. J. Co-treatment in Domestic Sewage Facilities. *In*: INTERNATIONAL TRAINING

SEMINAR: MANAGEMENT AND TREATMENT OF MSW LANDFILL LEACHATE, 1998. **Proceedings** [...]. Venice, p. 1-10. Cagliari, Italy: CISA, 1998.

FACCHIN, J. M. J., COLOMBO, M. C. R., COTRIM, S. L. S., REICHERT, G. A. Avaliação do tratamento combinado de esgotos e lixiviado de aterro sanitário da ETE de Lami (Porto Alegre) após o primeiro ano de operação. *In*: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000. *Anais* [...]. Fortaleza – CE, 2000.

FERREIRA, M. A. S. **Aplicação de modelos de avaliação qualitativa e quantitativa dos percolados gerados em um aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado) - COPPE/UFRJ, 2006.

FRANCO, R.S.O. **Avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico em estação de tratamento de esgoto**. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da UERJ, 2009. 129 p.

FUDALA-KSIAZEK, S., LUCZKIEWICZ, A., FITOBOR, K., OLANCZUK-NEYMAN, K. Nitrogen removal via the nitrite pathway during wastewater co-treatment with ammonia-rich landfill leachates in a sequencing batch reactor. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 12, p. 7307–7318, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2641-1>

GOMES, L. P. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 360 p., 2009.

HENRY, J. G. New developments in landfill leachate treatment. **Water Quality Research Journal**, v. 20, p. 1–9, 1985. <https://doi.org/10.2166/wqri.1985.024>

INEA – Instituto Estadual do Ambiente. **NOP-INEA-45** - Estabelece critérios e padrões de lançamento de esgoto sanitário, 2021. 16 p.

NASCENTES, A. L. **Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico**. Tese (Doutorado) - Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos - UFRJ, Escola de Química, Rio de Janeiro, 2013. 166 p.

SCHIOPU, A. M. & GAVRILESCU, M. Options for the treatment and management of municipal landfill leachate: common and Specific Issues. **Clean - Soil, Air, Water**, v. 38, p. 1101–1110, 2010. <https://doi.org/10.1002/clen.200900184>

SOUZA, Â. A. R. **Tratamento consorciado de esgoto sanitário com lixiviados de aterros sanitários, lodo de tanques sépticos e efluentes de sanitários químicos por lodo ativado em batelada na ETE Canoas-CORSAN**. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil – UNISINOS, Rio Grande do Sul, 185 p., 2011.

TCHOBANOGLIOUS, G., STENSEL, H. D., TSUCHIHASHI, R., BURTON, F., ABU-ORF, M., BOWDEN, G., PFRANG, W. **Wastewater engineering: treatment and reuse**, 5th Edition. New York: McGraw-Hill, 2013. 1980 p.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Lodos ativado, v. 4, DESA-UFGM, 2002.

WEI, Y., JI, M., LI, R., QIN, F. Organic and nitrogen removal from landfill leachate in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. **Waste Management**, v. 32, p. 448–455, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.008>

ZHENG, M., LI, S., DONG, Q., HUANG, X., LIU, Y. Effect of blending landfill leachate with activated sludge on the domestic wastewater treatment process. **Environ. Sci.: Water Research Technology**, v. 5, p. 268–276, 2019. <https://doi.org/10.1039/C8EW00799C>