

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

DINÂMICA DA CONCENTRAÇÃO DE POLUENTES EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO TRATANDO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

* Nathalia Perotti ¹
Marcelo Oliveira Caetano ²

DYNAMICS OF THE POLLUTANTS CONCENTRATION IN STABILIZATION PONDS FROM A LANDFILL'S LEACHATE TREATMENT

Recibido el 9 de agosto de 2022. Aceptado el 29 de mayo de 2023

Abstract

Solid waste landfills are an appropriate and environmentally friendly disposal in the current solid waste Brazilian management model. The biological degradation process of solid waste generates a percolating liquid product of variable composition and flow with a high polluting potential denominated leachate. The specificity of the leachate characteristics makes it difficult to treat, especially in biological processes. In this context, this present study evaluated the physicochemical characteristics of the raw leachate as well as the dynamics of pollutants in a stabilization pond system, composed of Anaerobic Pond, Aerated Pond 1, Aerated Pond 2 and Polishing Pond from a solid waste landfill in order to determine the efficiency of the entire station. The study was carried out through the statistical analysis of existing data from 2002 to 2017, performed through analysis of variance (ANOVA) followed by the Tukey test, resulting from the monitoring of the Leachate Treatment Plant. The results in box plot graphs showed the concentrations of parameters throughout the treatment, demonstrating that the system has an average removal efficiency of 58.9% for BOD, 50.9% COD, 37.4% Ammoniacal Nitrogen and 53.1% Total Nitrogen. Regarding the series of solids, the system obtained low performance. Of the trace elements, only Pb showed significant variation as evidenced by ANOVA, considering $p < 0.05$. In general, the Tukey test ($p < 0.05$) demonstrated that there are no significant changes in concentrations between treatment units.

Keywords: aerated pond, anaerobic pond, heavy metals removal, leachate treatment.

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Brasil.

² Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Brasil.

* Autor correspondente: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Avenida Unisinos, n° 950 Cristo Rei, São Leopoldo, Rio Grande do Sul. 93022-750. Brasil. nperotti@edu.unisinos.br

Resumo

Os aterros sanitários são unidades essenciais para o destino ambientalmente adequado de resíduos sólidos no atual modelo de gestão brasileiro. O processo de degradação biológica dos resíduos aterrados tem como produto um líquido percolado de composição e vazão variável, com alto potencial poluidor, denominado lixiviado. A especificidade das características do lixiviado torna-o de difícil tratabilidade, especialmente em processos biológicos. Nessa perspectiva, o presente estudo avaliou as características físico-químicas do lixiviado bruto, bem como a dinâmica dos poluentes em sistema de lagoas de estabilização, composto de Lagoa Anaeróbia, Lagoa Aerada 1, Lagoa Aerada 2 e Lagoa de Polimento de um Aterro Sanitário, a fim de determinar a eficiência do sistema. O estudo se deu através da análise estatística de dados existentes do ano de 2002 a 2017, realizada através de análise de variância (ANOVA) seguida pelo teste de *Tukey*, resultado do monitoramento da Estação de Tratamento de Lixiviado. Os resultados exibidos em gráficos *box plot* apresentaram as concentrações de parâmetros ao longo do tratamento, demonstrando que o sistema apresentou eficiência de remoção média de 58.9% de DBO_{5,20}, 50.9% de DQO, 37.4% de Nitrogênio amoniacal e 53.1% de Nitrogênio Total. Em relação à série de sólidos, o sistema obteve baixo desempenho. Dos elementos-traço, apenas o Pb apresentou variação significativa evidenciada pelo ANOVA, considerando $p < 0.05$. Em geral, o teste de *Tukey* ($p < 0.05$) demonstrou que não há alterações significativas nas concentrações entre as unidades de tratamento.

Palavras-chave: lagoa aerada, lagoa anaeróbia, remoção de metais pesados, tratamento de lixiviado.

Introdução

As características do lixiviado de aterro sanitário lhe conferem um elevado potencial poluidor que requer tratamento prévio, a fim de evitar contaminações de águas superficiais e subterrâneas (Fadili *et al.*, 2022; Fernandes *et al.*, 2015). Tal composição sofre interferência direta das propriedades dos resíduos aterrados, grau de decomposição, condições climáticas e estações do ano, idade do aterro, profundidade das células, operação do aterro, entre outros fatores (Liu *et al.*, 2022; Lebron *et al.*, 2021; Zhao *et al.*, 2013; Yang *et al.*, 2019).

De maneira simplificada, afirma-se que os lixiviados de aterro sanitário são constituídos basicamente de matéria orgânica biodegradável, ácidos húmicos e fúlvicos, metais pesados, matéria nitrogenada e orgânicos clorados (Shehzad *et al.*, 2015). As cargas orgânicas dos aterros em termos de DBO_{5,20} e DQO são bastante elevadas, assim como valores de nitrogênio e íons de cloreto, variando de acordo com a idade do aterro (Brito, 2014; Zhao *et al.*, 2013).

Maia *et al.* (2015) avaliaram o sistema de tratamento biológico de um aterro sanitário na Região Sul do país, em operação a 7 (sete) anos. Os resultados obtidos para a concentração média de DBO_{5,20}, DQO e Nitrogênio Amoniacal foram 1,683 mg. L⁻¹, 3,851 mg. L⁻¹ e 1,419 mg. L⁻¹, respectivamente.

Devido às grandes variáveis externas que interferem na composição do lixiviado, o líquido é classificado como uma das maiores dificuldades da operação dos aterros sanitários, uma vez que as diversas alternativas propostas ao longo dos anos, no Brasil e no exterior, não têm sido satisfatórias (Seibert *et al.*, 2019).

Devido às variações na composição do lixiviado que depende dos resíduos aterrados, das condições meteorológicas do local e da idade do aterro, não há um único método que seja exclusivo ao tratamento do lixiviado, podendo incluir processos físicos, químicos e biológicos (Brasil *et al.*, 2021; Azzous *et al.*, 2018).

Entre os sistemas biológicos, as lagoas de estabilização em modelo australiano são frequentemente encontradas nos aterros sanitários do país, pois apresentam facilidade de operação, baixos custos de instalação (Costa *et al.*, 2019) e, para lixiviados com alta biodegradabilidade, alcançam eficiências superiores a 90% (Lange e Amaral, 2009).

Em contrapartida, muitos autores atestam baixas eficiências das lagoas de estabilização que, em sua grande maioria, são projetadas com base nos parâmetros utilizados no tratamento dos esgotos sanitários, em que a concentração de DQO pode ser cerca de dez vezes menor que o lixiviado (Castilhos *et al.*, 2009; Moravia, 2007; Contrera *et al.*, 2014).

Além dos parâmetros construtivos, a própria constituição do lixiviado prejudica o tratamento biológico, principalmente associado à concentração elevada de amônia, bem como a deficiência de fósforo, a recalcitrância dos compostos que inibem as atividades de degradação dos microrganismos e presença de metais pesados (Kurniawan *et al.*, 2010).

Apesar das limitações do uso de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, diversos estudos atestaram a eficiência na remoção da matéria orgânica, em termos de DBO_{5,20} e DQO, superiores à 60% em condições específicas (Castilhos *et al.*, 2009; Silva, 2007; Maia *et al.*, 2015; Martins *et al.*, 2013), enquanto a remoção das formas de nitrogênio, principalmente o nitrogênio amoniacal, há relatos de baixas eficiências (Castilhos *et al.*, 2009; Maia, 2015), assim como resultados favoráveis em escala piloto (Martins *et al.*, 2010).

A configuração do aterro sanitário do presente estudo utiliza a combinação de processos anaeróbios e aeróbios operados em série no tratamento de lixiviado, sendo composto por uma lagoa anaeróbia, duas lagoas aeradas e uma lagoa de polimento. Portanto, esse estudo avaliou a redução da concentração de poluentes entre as unidades de tratamento, permitindo avaliar a influência da variabilidade do lixiviado nos processos biológicos e ampliar as informações sobre os estudos em escala real no cenário brasileiro.

Metodologia

Este estudo foi desenvolvido em um aterro sanitário situado na área rural de um município da Região Sul do Brasil, de clima tipicamente subtropical, localizado a 598 km da capital Florianópolis, no Estado de Santa Catarina. O aterro recebe resíduos sólidos urbanos desde o ano de 2002, com capacidade de disposição das células de aterramento de 275 ton. dia⁻¹.

O lixiviado foi caracterizado mediante a pré-existência de dados oriundos do monitoramento semestral da Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL) desde o ano de 2002 até 2017, conforme abordado no estudo de Perotti (2020). Os parâmetros físico-químicos analisados e monitorados na ETL, bem como estudados nessa pesquisa incluem Oxigênio Dissolvido, DBO_{5,20}, DQO, Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Totais, pH, Nitrogênio total, Nitrogênio Amoniacal, Fósforo, Chumbo Total, Cianeto Total, Ferro Total, Zinco Total e Temperatura.

O efluente percolado foi monitorado nos pontos de amostragem entre as etapas de tratamento das lagoas de estabilização, como mostra a Figura 1, em que EB: Lixiviado bruto, ELAN: Efluente da Lagoa Anaeróbia, ELA1: Efluente da Lagoa Aerada 1, ELA2: Efluente da Lagoa Aerada 2 e ELP: Efluente da Lagoa de Polimento. As dimensões das Lagoas são: Lagoa Anaeróbica (LAN): 35.6 x 18.4 x 3.76; Lagoa Aerada 1 (LA1): 16.6 x 9.0 x 4.11 m; Lagoa Aerada 2 (LA2): 17.14 x 13.7 x 4.0 m; e Lagoa de Polimento (LP): 25.0 x 12.2 x 2.9 m. A aeração das lagoas ocorria de modo intermitente, apenas durante o período diurno.

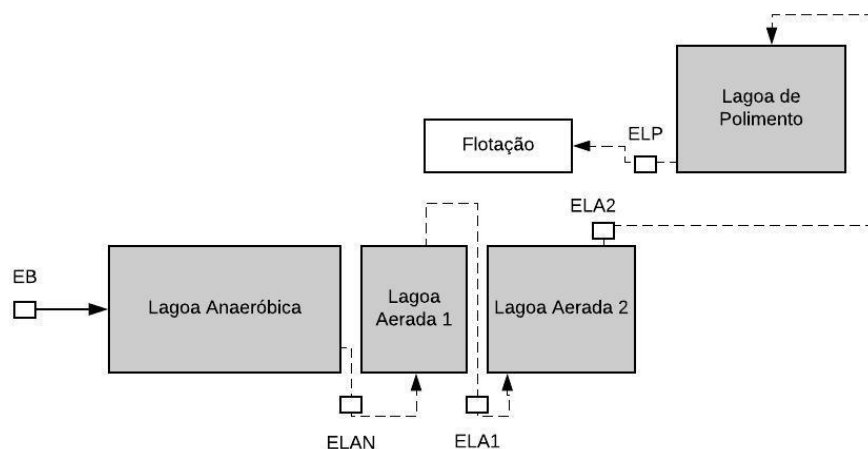


Figura 1. Pontos de amostragem do lixiviado.

Os pontos de amostragem do lixiviado foram realizados nas caixas de passagem entre as lagoas de estabilização, sendo que o primeiro ponto é do efluente bruto, antes da Lagoa Anaeróbica. O segundo ponto foi coletado efluente à Lagoa Anaeróbica (ELAN), seguindo para o efluente da Lagoa Aerada 1 (ELA1), efluente da Lagoa Aerada 2 (ELA2) e na última etapa de tratamento biológico, efluente à Lagoa de Polimento (ELP).

A composição dos resultados parte da metodologia de determinação dos parâmetros físico-químicos, seguido pela empresa responsável pelas análises, cujas estão de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

Foi utilizado o Software PAST® na análise univariada dos dados, e o Microsoft Excel® na construção dos gráficos “*Box-Plot*”. A representação dos resultados de eficiência de remoção das lagoas foi expressa por média, desvio padrão, valores máximos e mínimos.

Ainda, os dados foram tratados estatisticamente pela análise de variância (ANOVA), a fim de verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre as etapas do tratamento biológico. No presente estudo, o nível de significância utilizado foi de 5%, ou seja, $\alpha=0.05$, para a verificação de diferenças expressivas entre as concentrações das variáveis do efluente de cada lagoa. Havendo diferenças significativas entre os tratamentos, foi possível realizar o teste de comparações de múltiplas médias através do Teste de *Tukey*.

Resultados e discussão

Os resultados obtidos da análise físico-química dos parâmetros amostrados nas etapas do tratamento biológico são apresentados na Tabela 1.

Como esperado, o lixiviado bruto e o efluente da lagoa anaeróbia apresentaram as menores concentrações de OD, com 0.1 mgL^{-1} e 1.01 mgL^{-1} , respectivamente. Entretanto, em todas as lagoas as concentrações são inferiores ao relatado em literatura (Martins *et al.*, 2010; Machado, 2009), correspondendo à ineficiência em processos de nitrificação biológica, em que se recomenda concentrações de OD acima de 2 mg. L^{-1} (Rittmann e Mccarty, 2001). Além disso, a presença de algas promotoras de atividades fotossintéticas foi descartada.

Quanto ao pH, o sistema teve variações entre 6.26 e 8.68, no ELA1 e no ELAN, respectivamente, com o menor valor mediano encontrado no lixiviado bruto (7.65). O efluente final apresentou pH mediano de 8.12. A temperatura do lixiviado bruto (EB) se manteve maior em relação às etapas subsequentes de tratamento, com valor mediano de $27.7 \text{ }^{\circ}\text{C}$. O efluente final apresentou mediana de $26 \text{ }^{\circ}\text{C}$, sofrendo aumento em relação ao ELA2.

Tabela 1. Caracterização do lixiviado nas etapas do tratamento biológico.

Parâmetros	n	EB (mg L ⁻¹)	ELAN (mg L ⁻¹)	ELA1 (mg L ⁻¹)	ELA2 (mg L ⁻¹)	ELP (mg L ⁻¹)
Oxigênio Dissolvido	27	0.94±1.27* (0 – 4.39)**	1.59±2.12 (0 – 9.10)	2.05±2.14 (0.1 – 8.20)	1.79±1.66 (0.1 – 5.10)	2.84±3.28 (0.1 – 9.4)
pH	29	7.64±0.38 (6.91 – 8.57)	7.87±0.35 (7.07 – 8.68)	7.52±0.64 (6.26 – 8.18)	7.74±0.49 (6.61 – 8.4)	8.05±0.35 (6.85 – 8.63)
Temperatura	29	27.7±3.69 (20 – 34.4)	26.85±5.14 (17 – 39.3)	25.1±4.12 (20.7 – 32.9)	25.55±4.08 (19.8 – 32)	26±4.23 (18 – 33.6)
DBO _{5,20}	30	823.6±2,412.1 (221 – 9,500)	618±1,033.2 (113.1 – 4,822.7)	218±1,089.2 (61 – 5,147.1)	516.5±785 (55 – 3,735.3)	373.3±866.4 (61 – 3,888.9)
DQO	30	2,379.9±3,131 (792 – 10,650)	1,407±1,357.9 (795.4 – 5,971)	890±1,207.4 (184 – 5,428)	1,551.3±883.9 (230 – 4,342)	1,132.5±1,779.2 (441 – 8,813)
N-Total	16	1,088.2±315,4 (662 – 1,703)	847.9±194.5 (492.1 – 1,252)	687.4±280.5 (93 – 1,301)	564.7±268.5 (208 – 1,011)	615±245.9 (216 – 1,130)
N-Amoniacal	16	1,030.2±305.8 (643 – 1,583.4)	834.5±197.9 (487.5 – 1,150)	649.9±295.3 (80 – 1,200)	558.2±260.2 (179 – 982)	599.6±210 (195 – 994)
Fósforo	28	5.0±3.3 (0.1 – 14.3)	5.1±4.8 (0.1 – 14.8)	2.6±2.9 (0.1 – 8.9)	2.6±1.9 (0.0 – 6.5)	2.4±2.3 (0.0 – 7.2)
Sólidos Totais	27	7,801.9±3,142 (3,832 – 15,338)	5,749±1,495 (3,902 – 8,952)	4,897±1,597 (1,810 – 7,922)	4,723.8±1,279.3 (1,679 – 6,950)	4,915.6±1,664 (2,918 – 10,054)
Sólidos Dissolvidos Totais	27	6,794.7±3,079.5 (972 – 13,122)	5,386.8±1,422 (3,558 – 8,352)	4,606.7±1,532 (1,066 – 7,492)	4,385.9±1,577.6 (2.9 – 6,530)	4,752.8±1,510.5 (2,600 – 9,094)
Zinco	6	0.49±0.21 (0.19 – 0.81)	0.27±0.07 (0.2 – 0.34)	0.21±0.07 (0.12 – 0.3)	0.20±0.09 (0.09 – 0.32)	0.23±0.13 (0.11 – 0.47)
Chumbo	28	0.3±0.3 (0.0 – 1.4)	0.2±0.2 (0.0 – 0.7)	0.1±0.1 (0.0 – 0.4)	0.2±0.1 (0.0 – 0.6)	0.1±0.1 (0.0 – 0.4)
Cianeto	6	0.15±0.2 (0.0 – 0.5)	0.09±0.1 (0.0 – 0.2)	0.08±0.1 (0.0 – 0.2)	0.04±0.0 (0.0 – 0.1)	0.02±0.0 (0.0 – 0.1)
Ferro	27	6.6±7.3 (0.1 – 33.3)	5.1±4.8 (0.1 – 14.8)	5.4±4.9 (0.1 – 16.2)	4.7±3.9 (0.1 – 16.2)	4.2±4.3 (0.1 – 13.4)

*média ± desvio padrão; ** (valor mínimo – valor máximo).

n: número de amostras.

O teste ANOVA, considerando $p < 0.05$, mostrou que há diferenças significativa de concentrações para os parâmetros Chumbo, DBO_{5,20}, DQO, Fósforo, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Total, OD, pH, SDT e ST ao comparar as etapas do tratamento biológico por lagoas de estabilização utilizadas no aterro sanitário.

Comportamento da fração orgânica do lixiviado

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5.20})

A DBO_{5.20} do lixiviado bruto apresentou concentração de entrada entre 221 a 9,500 mg L⁻¹. Considerando o valor mediano, o lixiviado bruto apresentou valores de 823.6 mg L⁻¹, que corresponde a valores semelhantes encontrados em aterros sanitários brasileiros (Lange e Amaral, 2009). A Figura 2 apresenta o comportamento da matéria orgânica expressa em DBO_{5.20} ao longo do tratamento.

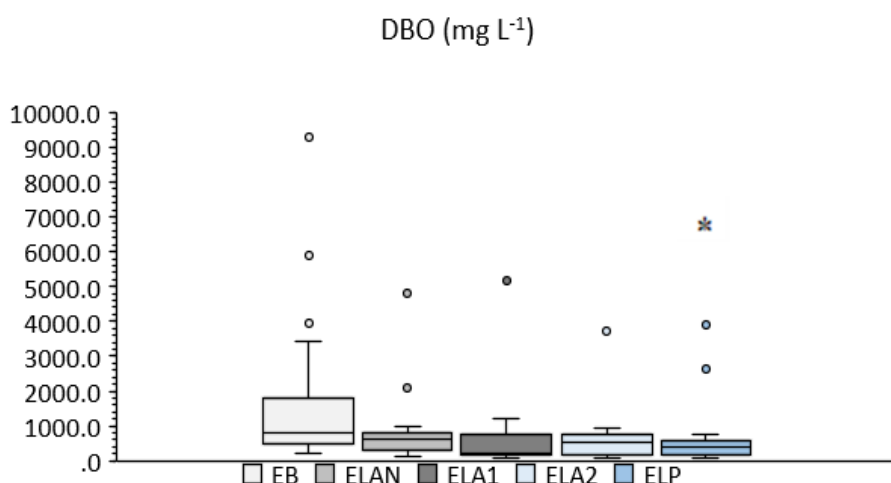


Figura 2. Dinâmica de concentrações de DBO_{5.20} no sistema de tratamento. Análise de Variância (ANOVA) seguido do Teste de *Tukey*, expressos em * $p < 0.05$ quando comparado ao lixiviado bruto.

O Teste de *Tukey* demonstrou variações significativas ($p < 0.05$) na concentração de DBO_{5.20} apenas entre o EB e ELP. Entre as unidades de tratamento LAN, LA1, LA2 e LP não há significância na variação de concentração.

As maiores oscilações de DBO_{5.20} ocorreram na Lagoa Anaeróbia, em que os processos metabólicos de hidrólise e acidogênese dos microrganismos atuantes favorecem a conversão da matéria orgânica em substâncias simples (como ácidos orgânicos), resultando na diminuição da concentração da DBO_{5.20} (Perotti, 2020). A LA1 também teve eficiência representativa, com média de 29.7% de remoção de DBO_{5.20}.

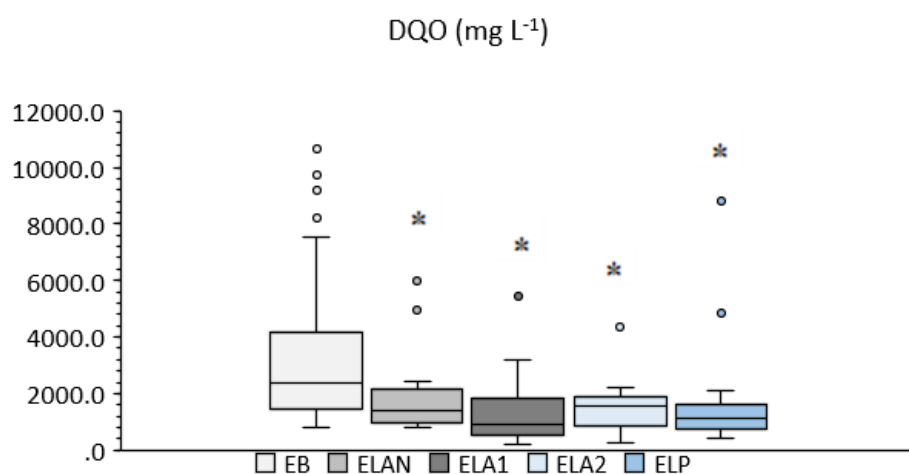
No estudo de Martins *et al.* (2010), a lagoa aerada apresentou as melhores eficiências de remoção de $DBO_{5,20}$, responsável por 62.5% do total. Os autores avaliaram a recirculação do lixiviado entre lagoas de estabilização composto de lagoa anaeróbia, lagoa aerada e lagoa de maturação, obtendo remoção de $DBO_{5,20}$ de 90% para o sistema.

A última unidade de tratamento (LP) possibilitou, em média, 20.9% de remoção da $DBO_{5,20}$ efluente da Lagoa Aerada 2, gerando um efluente final do tratamento biológico com concentração mediana de 373.3 mg L^{-1} .

A eficiência de remoção de $DBO_{5,20}$ no sistema estudado apresentou variação entre 14.3 e 96.2%, gerando um valor médio de 58.9%. Esta eficiência é inferior às demais pesquisas realizadas, onde sistemas com Lagoa Anaeróbia, Lagoa Aerada e Lagoa de Polimento alcançam até 85% de redução da $DBO_{5,20}$ (Fernandes *et al.*, 2013; Machado, 2009).

Demanda química de oxigênio

O lixiviado bruto foi determinado com concentração mediana de $2,379.88 \text{ mg L}^{-1}$, variando entre valores de 792 e $10,650 \text{ mg L}^{-1}$. Conforme apresenta a Figura 3, relação ao EB, todas as unidades de tratamento apresentaram variações significativas nas concentrações ($p < 0.05$). Contudo, comparando a concentração de DQO entre as lagoas de estabilização, não foi encontrado resultado significativo ($p < 0.05$).



b

Figura 3. Dinâmica de concentrações de DQO no sistema de tratamento. Análise de Variância (ANOVA) seguido do Teste de Tukey, expressos em * $p < 0.05$ quando comparado ao lixiviado bruto.

Maia *et al.* (2015) avaliaram um sistema de tratamento biológico de lixiviado de um aterro sanitário em escala real composto por duas lagoas anaeróbias (LAs) operadas em série, um sistema de lodos ativados (SLOA) e uma lagoa facultativa (LF). As lagoas anaeróbias atingiram 14% de eficiência de remoção de DQO, com concentração média remanescente de $1,446 \text{ mgL}^{-1}$. O estudo apresentou grande semelhança nas concentrações encontradas na presente pesquisa, a qual obteve valores medianos de concentração efluente ao processo anaeróbio de $1,407.54 \text{ mgL}^{-1}$, com eficiência média de 25% de remoção.

Quando atuante em metabolismo aeróbico, a concentração mediana efluente da LA1 atingiu 890 mgL^{-1} , o que evidencia um percentual de remoção médio de 21.3%. Já o efluente da LA2 teve considerável aumento em seu valor mediano ($1,551.3 \text{ mg L}^{-1}$), que pode ser atribuído a permanência de material refratário no lodo acumulado no fundo da lagoa (Nakamura, 2012; Maia, 2015), ao revolvimento devido à aeração e também inversão térmica (inverno).

Ao final do tratamento biológico, a eficiência global média de remoção para DQO foi de 50.9%. Dias (2012) avaliou quatro sistemas biológicos compostos de lagoas de estabilização e obteve remoções de DQO entre 15 e 97% e média de 78.30% no sistema com relação de $\text{DBO}_{5,20}/\text{DQO}$ mais elevada (>0.5).

Contudo, no sistema estudado as elevadas concentrações de DQO no efluente final do sistema biológico evidenciam a presença de compostos orgânicos recalcitrantes (ácidos húmicos e ácidos fúlvicos) de difícil biodegradabilidade, geralmente presentes em grande quantidade nos lixiviados de aterros sanitários (Zhao *et al.*, 2013).

Comportamento dos nutrientes

Fósforo

O lixiviado bruto apresentou constituição média de 4.95 mg. L^{-1} para fósforo, chegando a atingir até 14.3 mg L^{-1} em determinadas amostragens. A maior média de remoção de fósforo foi obtida na LA1 (46.8%), seguido da LAN (33.2%), LA2 (31.8%) e da LP (27.6%) e a eficiência total do sistema alcançou 57.8%. Apesar das eficiências registradas, o Teste de Tukey identificou significância ($p < 0.05$) na variação da concentração do EB apenas em relação ao ELP.

As eficiências mais elevadas da LA1 corroboram com valores de pH acima de 8 encontrados na mesma amostra, que possibilita a precipitação química com a precipitação dos fosfatos.

Os mecanismos de remoção do fósforo incluem a forte dependência de um pH alcalino, acima de 9, para a precipitação em fosfatos, ou a absorção pela biomassa algal e bactérias, sendo eliminado com o lodo de fundo (Arceivala, 1981). O mecanismo de remoção de precipitação em fosfatos não foi predominante devido à dependência de pH 9, portanto, a assimilação pela biomassa microbiana foi o mais provável.

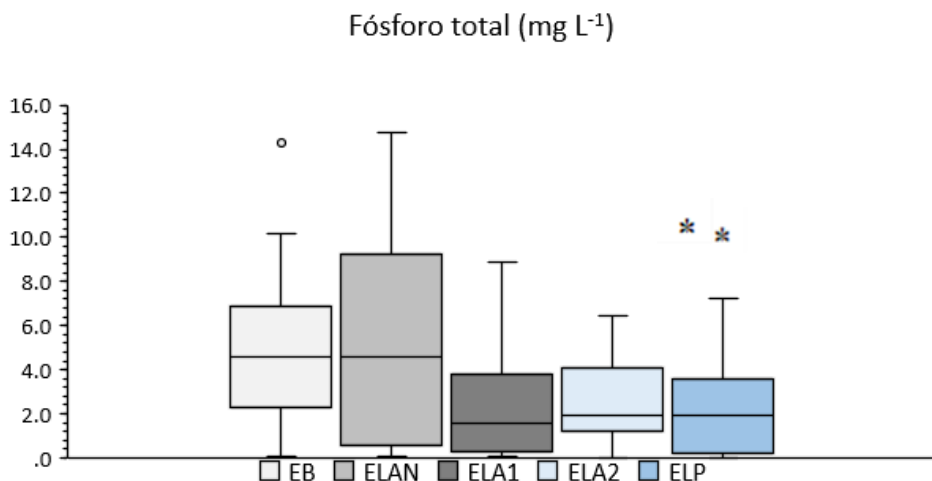


Figura 4. Dinâmica de concentrações de Fósforo no sistema de tratamento. Análise de Variância (ANOVA) seguido do Teste de *Tukey*, expressos em * $p < 0.05$ quando comparado ao lixiviado bruto.

O efluente da LAN teve leve acréscimo em sua concentração média para 5.1 mg L^{-1} , sendo superior ao lixiviado bruto. O aporte de fósforo na Lagoa Anaeróbia também foi verificado por Maia (2015), em que o lixiviado bruto havia 23 mg L^{-1} e na saída da lagoa anaeróbia com 26 mg L^{-1} . Essa condição pode ser explicada devido ao aporte de matéria orgânica presente na lagoa anaeróbia que apresenta uma camada de lodo de fundo maior.

Nitrogênio Total e Nitrogênio Amoniacal

Neste estudo observaram-se as maiores eficiências de remoção de nitrogênio total e nitrogênio amoniacal a partir da saída do tratamento da LAN (26.5%) e da LA2 (24.2%), respectivamente. Corroborando com as eficiências registradas nas Lagoas, o Teste de *Tukey* identificou significância ($p < 0.05$) em relação ao EB, a partir da LAN para a concentração de nitrogênio total e a partir da LA1, para a concentração de nitrogênio amoniacal. Entretanto, a variação de remoção entre as lagoas não apresentou resultado significativo ($p < 0.05$).

A eficiência observada na LAN para remoção de nitrogênio total pode significar a maior remoção de nitrogênio pelo nitrogênio orgânico, no qual Ferrara e Avci (1982) consideraram a sedimentação do nitrogênio orgânico como um dos processos efetivos na remoção de nitrogênio nos sistemas de lagoas.

A eficiência global do sistema foi 37.4% de remoção de N-NH_4^+ e 39.7% de N-total, com valores médios de 599.6 mg. L^{-1} (N-NH_4^+) e 615 mg. L^{-1} (N-total) ao final do tratamento biológico.

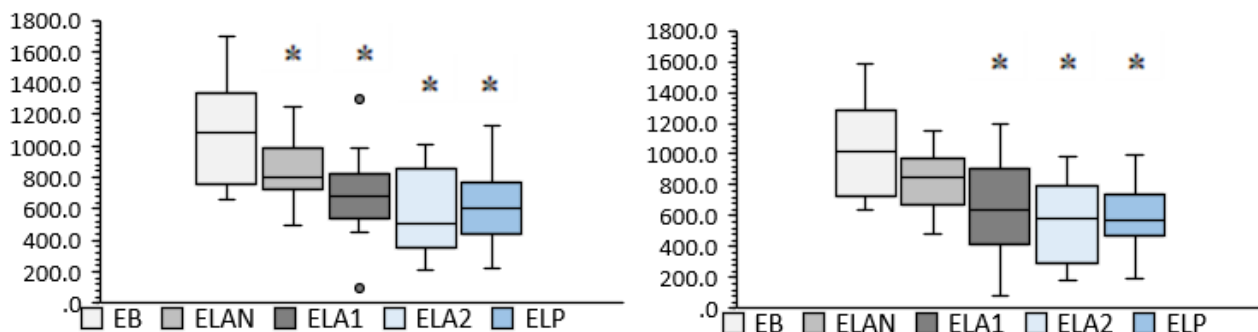


Figura 5. Dinâmica de concentrações de N-Total e N-NH₄⁺ no sistema de tratamento. Análise de Variância (ANOVA) seguido do Teste de Tukey, expressos em *p<0.05 quando comparado ao lixiviado bruto.

O mecanismo de remoção de nitrogênio mais representativo nesse estudo foi a ocorrência de nitrificação nas lagoas aeradas. Apesar de incipiente, a LA1 e LA2 apresentaram, respectivamente, concentrações efluentes de 834.5 e 649.9 mg L⁻¹ e eficiências de remoção de 22.9% e 24.2% para N-NH₄⁺. Martins *et al.* (2010) encontraram valores médios de remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado em lagoa aeróbia de aproximadamente 80% de eficiência, para concentração bruta média de 1,001 mg L⁻¹.

O processo de volatilização da amônia também é um mecanismo recomendado por diversas literaturas como um importante processo de remoção de amônia e até mesmo o mais significativo entre os demais (Pano e Middlebrooks, 1982; Von Sperling, 2017; Mara e Pearson, 1992; Silva, F., 1994; Soares *et al.*, 1996). Entretanto, no sistema estudado o processo de volatilização da amônia não foi favorecido, em função da faixa de pH (<9) identificada e da ausência de atividade fotossintética que contribui para a elevação do pH ao retirar do meio líquido o CO₂, ou seja, a acidez carbônica. Esse mecanismo tende a ser mais importante em lagoas de polimento por apresentarem fotossíntese das algas e reduzida profundidade.

Do mesmo modo, a volatilização de amônia não foi uma via predominante para a remoção de nitrogênio em lagoas primárias facultativas e de maturação no estudo de Mayo e Abbas (2014). As autoras elencaram a sedimentação como o principal mecanismo de remoção na lagoa facultativa primária e a desnitrificação como o mecanismo predominante na remoção na lagoa de maturação.

Comportamento dos sólidos

Os Sólidos Dissolvidos Totais predominaram no lixiviado bruto, correspondendo a 87% dos sólidos totais, com concentração mediana de 6,768 mg L⁻¹ para os SDT e 7,080 mg L⁻¹ para os ST. De

acordo com o apresentado na Figura 6, houveram diferenças significativas ($p < 0.05$) nas concentrações de SDT e ST no EB em comparação às unidades de tratamento. Tal variação não foi significativa quando as lagoas foram comparadas entre si, pelo teste de *Tukey*.

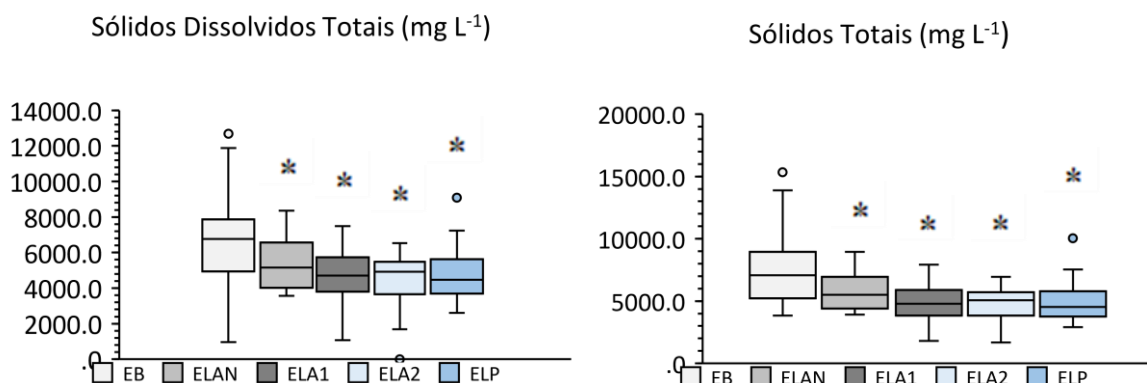


Figura 6. Dinâmica de concentrações de SDT e ST no sistema de tratamento. Análise de Variância (ANOVA) seguido do Teste de *Tukey*, expressos em * $p < 0.05$ quando comparado ao lixiviado bruto.

A variação da concentração de SDT nas lagoas de estabilização apresentou redução gradual, com exceção do baixo desempenho da LA2 e da LP, que proporcionaram 15.2% e 7.4% de eficiência média, respectivamente.

A lagoa anaeróbia foi responsável pela redução de 16.2% dos SDT, sendo que o seu efluente exibiu concentração média de 5,386.6 mg L⁻¹. Apesar de incipiente, a eficiência de remoção alcançada pela Lagoa Anaeróbia foi o melhor entre as demais.

Silva (2007) obteve resultados semelhantes na remoção de SDT em lagoa anaeróbia em seu estudo com escala piloto, composto de sistema com lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de polimento. O autor obteve remoção de 13.5% de SDT em sistema anaeróbio e, em contrapartida, a lagoa facultativa e lagoa de polimento apresentaram remoções de 26% e 53% respectivamente, de modo que todo o sistema alcançasse até 70% de remoção de SDT e 60% de ST. Os valores encontrados nessa pesquisa apresentaram média de remoção global de 31.3% e 35% de SDT e ST, respectivamente considerado um baixo desempenho frente ao encontrado por Silva (2007).

Elementos traço

A eficiência média de remoção do sistema de tratamento para os elementos-traço apresentou os seguintes valores: 63.5% para zinco, 44.3% para chumbo, 58.1% para cianeto e 28.9% para ferro.

Os valores médios encontrados no final do sistema biológico foram de: 0.23 mg. L⁻¹ para zinco, 0.11 mg. L⁻¹ para chumbo, 0.02 mg. L⁻¹ para cianeto e 4.21 mg. L⁻¹ para ferro. A figura 7 apresenta a dinâmica de concentração dos elementos-traço no sistema de tratamento.

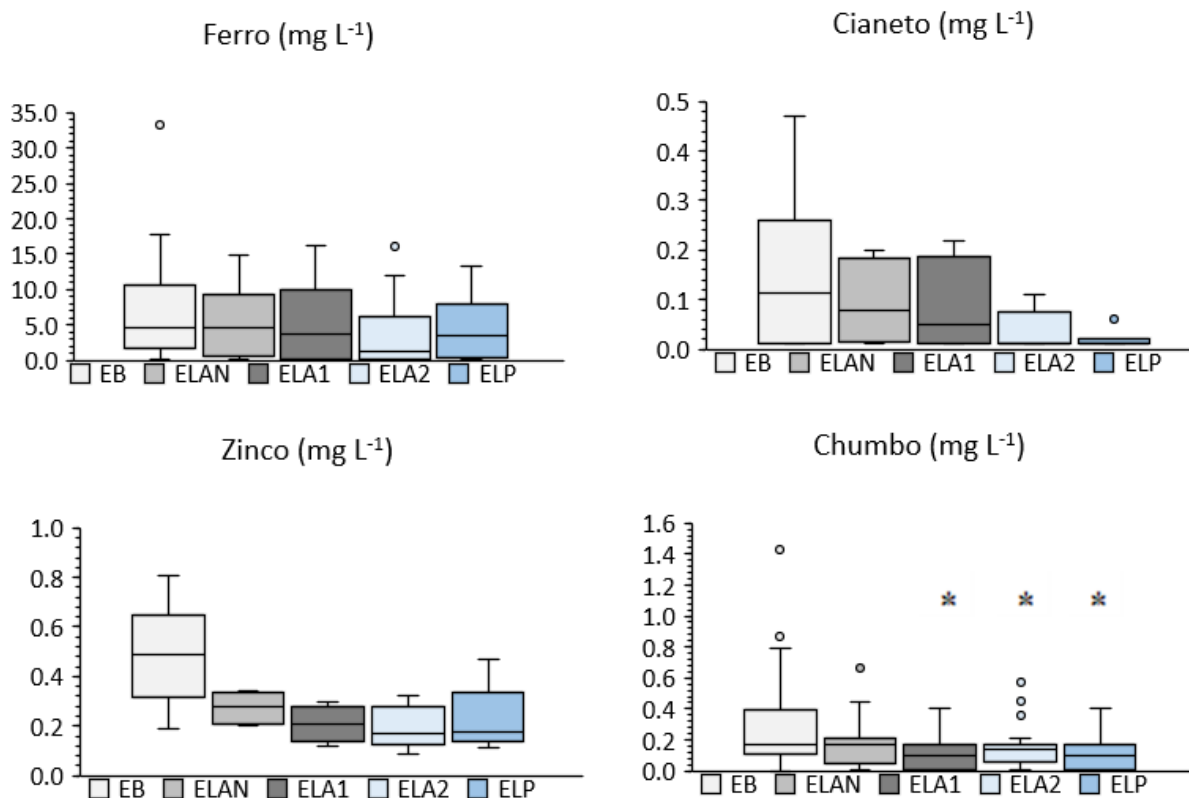


Figura 7. Dinâmica de concentrações de elementos-traço no sistema de tratamento. Análise de Variância (ANOVA) seguido do Teste de *Tukey*, expressos em * $p < 0.05$ quando comparado ao lixiviado bruto.

Apenas o elemento chumbo teve remoção significativa evidenciada pelo teste ANOVA e, posteriormente, o teste de *Tukey* mostrou que a diferença significativa ($p < 0.05$) ocorreu entre o EB em relação à LA1, LA2 e LP, não havendo significância entre as lagoas.

As maiores eficiências de remoção dos elementos-traço ocorreram em unidades de tratamento distintas, exceto para o cianeto e zinco que obtiveram remoções superiores na LAN. Já o ferro teve a maior remoção na LA1 (32.9%) e o chumbo na LP (30.27%). Em contrapartida, após a LP houve um incremento nas concentrações médias de Ferro e Zinco, assim como na LA2 ocorreu o aumento na concentração média de Chumbo.

Lemos (2015) estudou um sistema composto de lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de polimento, encontrando percentuais de redução de zinco equivalente a 67% e 100% de chumbo. A autora afirmou que as concentrações reduzidas foram consequência de elevado TDH e alto pH (>8), ocorrendo precipitação dos metais.

Conclusão

Este estudo concluiu que o sistema de lagoas de estabilização foi capaz de tratar o lixiviado do aterro reduzindo concentrações significativas ($p < 0.05$) para os parâmetros DBO_{5,20}, DQO, Fósforo, NA, NT, OD, pH, SDT, ST, Chumbo e Zinco, ao comparar a concentração afluenta (EB) com às lagoas de tratamento.

Entretanto, a avaliação parâmetro por parâmetro através da análise de *Tuckey*, considerando o intervalo de confiança de 95% ($p < 0.05$), mostrou que entre os tratamentos ELAN x ELA1 x ELA2 x ELP não há diferenças significativas para a remoção dos contaminantes.

Os modos construtivos e de operação das lagoas interferem nos resultados, considerando que, a Lagoa Anaeróbia apresentou zonas facultativas pelos resultados de OD obtidos; as Lagoas Aerada 1 e 2 operaram como lagoas aeradas facultativas; e a Lagoa de Polimento demonstra comportamento de Lagoa de Decantação, não possibilitando formação de algas, inibindo a atividade fotossintética.

Os aumentos em diversos parâmetros ocasionados na Lagoa Aerada 2 podem estar relacionadas com a aeração intermitente e o acúmulo de lodo. Nos períodos em que o aerador é desligado ocorre a sedimentação dos sólidos sedimentáveis e, quando em funcionamento, os sólidos voltam a suspender e junto dele os demais fragmentos de biomassa.

A configuração do tratamento biológico não promove a redução eficiente dos poluentes avaliados, fato que justifica a necessidade de tratamentos adicionais.

Referências bibliográficas

- Arceivala, S. J. (1981) *Wastewater treatment and disposal*. New York: Marcel Dekker, 892 pp.
- Azzouz, L., Boudjema, N., Aouichat, F., Kherat, M., Mameri, N. (2018) Membrane bioreactor performance in treating Algiers' landfill leachate from using indigenous bacteria and inoculating with activated sludge. *Waste Management*, **75**(1), 384-390. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.003>
- Brasil, Y. L., Silva, A. F.R., Gomes, R. F., Amaral, M. C. (2021). Technical and economic evaluation of the integration of membrane bioreactor and air-stripping/absorption processes in the treatment of landfill leachate. *Waste Management*, **134**(1), 110-119. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.08.013>

- Brito, R. A. (2014) *Ozonização catalítica do chorume proveniente do Aterro Sanitário de Cachoeira Paulista -SP na presença de ferro em sistema contínuo*. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Universidade de São Paulo, Lorena, 219 pp.
- Castilhos, A.B., Fernandes, F., Lange, L.C., Lopes, D.D., Costa, R.R., Silva, S.M., Martins, C.L., Ferreira, C., Moravia, W. (2009) Tratamento de Lixiviados de Aterro em Sistema de Lagoas. In: Gomes, L.P. *Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*. PROSAB 5 - Tema 3, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 140-171.
- Contrera, R. C., Silva, K. C. C., Morita, D. M., Rodrigues, J. A. D., Zaiat, M., Schalch, V. (2014) First-order kinetics of landfill leachate treatment in a pilot-scale anaerobic sequence batch biofilm reactor. *Journal Of Environmental Management*, **145**(1), 385-393. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.013>
- Costa, A. M., Alfaia, R. G. S. M., Campos, J. C. (2019) Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *Journal Of Environmental Management*, **232**(1), 110-116. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>
- Dias, A. L. S. (2013) *Análise de desempenho de lagoas de estabilização empregadas para tratamento de lixiviados de aterros sanitários*, Dissertação de Mestrado, Curso de Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 169 pp.
- Fadili, H. E., Ali, M. B., Mahi, M. E., Cooray, A. T., Lotfi, E. M. (2022) A comprehensive health risk assessment and groundwater quality for irrigation and drinking purposes around municipal solid waste sanitary landfill: a case study in morocco. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, **18**(1), 384-390. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2022.100698>
- Ferrara, R.A., Avci, C.B. (1982). Dinâmica do nitrogênio em lagoas de estabilização de resíduos. *Jornal da federação de controle de poluição da água*, **54**(4), 361-369.
- Fernandes, A., Pacheco, M.J., Ciriaco, L., Lopes, A. (2015) Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: present and future. *Applied Catalysis B: Environmental*, **176**(177), 183-200. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2015.03.052>
- Fernandes, H., Viancelli, A., Martins, C. L., Antonio, R. V., Costa, R. H.R. (2013) Microbial and chemical profile of a ponds system for the treatment of landfill leachate. *Waste Management*, **33**(10), 2123-2128. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.10.024>
- Kurniawan, T. A., Lo, W., Chan, G., Sillanpää, M.E. (2010) Biological processes for treatment of landfill leachate. *Journal of Environmental Monitoring*, **12**(11), 2032-2047. doi: <https://doi.org/10.1039/c0em00076k>.
- Lange, L.C., Amaral, M.C.S. (2009). Geração e Características do Lixiviado. In: Gomes, L.P. *Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*. PROSAB 5 - Tema 3, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 27-59.
- Lebron, Y. A. R., Moreira, V. R., Brasil, Y. L., Silva, A. F. R., Santos, L. V. S., Lange, L. C., Amaral, M. C. C. (2021) A survey on experiences in leachate treatment: common practices, differences worldwide and future perspectives. *Journal Of Environmental Management*, **288**(1), 1-20. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112475>
- Lemos, T. S. (2015) *Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em lagoas de estabilização: estudo de caso do aterro de Cianorte-PR*. 93 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Edificações e Saneamento, Uel, Londrina.
- Liu, J., Gu, Z., Wang, X., Li, Q. (2022) The molecular differences of young and mature landfill leachates: molecular composition, chemical property, and structural characteristic. *Chemosphere*, **287**(2), 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132215>
- Maia, I. S. (2015) *Avaliação de lagoas anaeróbias em escala real no tratamento de lixiviados: estudo de caso*. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 276 pp.
- Maia, I. S., Restrepo, J. J. B., Castilhos Junior, A. B., Franco, D. (2015) Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **20**(4), 665-675. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020040140926>

- Machado, R. S. (2009) *Avaliação da eficiência do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente por lagoas de estabilização*. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 67 pp.
- Mara, D. D., Pearson, H. W. (1992) *Waste Stabilization Ponds – Design Manual for Mediterranean Europe*. Copenhagen: World Health Organization, 53 pp.
- Martins, C. L., Castilhos Junior, A. B., Costa, R. H. R. (2010) Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **15**(4), 401-410. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522010000400013>
- Martins, C. L., Fernandes, H., Costa, R. H. R. (2013) Landfill leachate treatment as measured by nitrogen transformations in stabilization ponds. *Bioresource Technology*, **147**(1), 562-568. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.085>
- Mayo, A. W., Abbas, M. (2014) Removal mechanisms of nitrogen in waste stabilization ponds. *Physics And Chemistry Of The Earth, Parts A/B/C*, **72**(75), 77-82. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2014.09.011>
- Moravia, W. G. (2007) *Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas*. Dissertação (Mestrado) - Curso de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos., UFMG, Belo Horizonte, 161 pp.
- Nakamura, C. Y. (2012) *Study of leachate treatment in stabilization ponds and groundwater in areas surrounding landfills in Minas Gerais*. Dissertação (Mestrado em Geotecnia; Saneamento ambiental) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 146 pp
- Pano, A., Middlebrooks, E. J. (1982) Ammonia nitrogen removal in facultative ponds. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, **54**(4), 344-351.
- Perotti, N. (2020) *Estudo da atenuação da concentração de poluentes em sistema de lagoas de estabilização tratando lixiviado de aterro sanitário*, TCC (graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Santa Maria, Frederico Westphalen, 130 pp.
- Reed, S. C. (1985) Nitrogen removal in stabilization ponds. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, **57**(1), 39-45.
- Rittmann, B.E., McCarty, P.L. (2001) *Environmental biotechnology: principles and applications*. New York: McGraw-Hill, 768 pp.
- Seibert, D., Quesada, H., Bergamasco, R., Borba, F. H., Pellenz, L. (2019) Presence of endocrine disrupting chemicals in sanitary landfill leachate, its treatment and degradation by Fenton based processes: a review. *Process Safety And Environmental Protection*, **131**(1), 255-267. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.09.022>
- Shehzad, A., Bashir, M. J. K., Sethupathi, S., Lim, J. (2015) An overview of heavily polluted landfill leachate treatment using food waste as an alternative and renewable source of activated carbon. *Process Safety And Environmental Protection*, **98**(1), 309-318. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2015.09.005>
- Silva, J. D. (2007) *Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série – estudo em escala piloto*. 2007. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 199 pp.
- Silva, F. J. A. (1994) *Estudo do ciclo do nitrogênio em lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos no nordeste do Brasil*. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal da Paraíba, 125 pp
- Soares, J. (1996) *Nitrogen removal in waste stabilisation ponds in northeast Brazil*. Ph.D. Thesis. Department of Civil Engineering. University of Leeds, 301 pp.
- Von Sperling, M. (2017) *Lagoas de Estabilização: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. Belo Horizonte: UFMG, 196 pp.
- Yang, H., Yue, B., Liu, Y., Wu, X., Gao, H., Zhang, Z., Yan, Z. (2019) Rural solid waste—characteristics and leachate pollution assessment for different precipitation levels, China. *Environmental Science And Pollution Research*, **26**(11), p. 11234-11244. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04427-4>
- Zhao, J., Lu X., Luo, J., LIU, J., Xu, Y., Zhao, A., Liu, F., Tai, J., Qian, G., Peng, B. (2013) Characterization of fresh leachate from a refuse transfer station under different seasons. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **85**(1), 631-637. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.05.012>