

Avaliação do desempenho ambiental de sistemas de tratamento de efluentes por lodos ativados e biorreatores a membrana

Environmental performance assessment of effluent treatment systems by activated sludge and bioreactors to membrane



• **Data de entrada:**
21/02/2020




• **Data de aprovação:**
07/04/2020

Ana Karla dos Santos Pontes^{1*} | Raphael Ricardo Zepon Tarpani¹ | Sebastião Roberto Soares¹ |
María Ángeles Lobo-Recio¹ | Flávio Rubens Lapolli¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2021.061>

ORCID ID

Pontes AKS  <https://orcid.org/0000-0001-9907-7996>
Tarpani RRZ  <https://orcid.org/0000-0001-6774-458X>

Soares SR  <https://orcid.org/0000-0003-0883-5312>
Recio MAL  <https://orcid.org/0000-0002-4081-4629>
Lapolli FR  <https://orcid.org/0000-0002-4789-4019>

Resumo

O presente trabalho consistiu na avaliação do desempenho ambiental de sistemas de tratamento que utilizam Lodos Ativados e Biorreatores a Membrana como tecnologia de tratamento de efluentes. Para isso foram utilizadas a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) e a Avaliação da Eficiência dos Sistemas (AES), por meio da análise da remoção de poluentes dos efluentes finais. Por meio da ACV, foi observado elevado impacto pela tecnologia de LA, principalmente devido à elevada quantidade de químicos utilizados na operação da ETE, enquanto os BRM se destacam pelo elevado consumo energético. Na AES, foi analisada a qualidade do efluente final, e concluiu-se que o BRM apresenta um efluente final com menores valores de DBO, DQO, Nt e SST. Por fim, após a normalização dos resultados, na Avaliação de Desempenho Ambiental dos Sistemas, foi constatado que os BRM apresentaram um melhor desempenho ambiental em comparação com os LA, apesar do seu alto consumo energético.

Palavras-chave: Avaliação de Ciclo de Vida. Remoção de Poluentes. Tratamento de Efluentes.

Abstract

The present work consisted in the evaluation of the environmental performance of treatment systems that use Activated Sludge and Membrane Bioreactors as effluent treatment technology. For that, Life Cycle Assessment (LCA) and Systems Efficiency Assessment (AES) were used through the analysis of the removal of pollutants from the final effluents. Through LCA, high impact was observed by the use of LA technology, mainly due to the high amount of chemicals used during the operation of the WWT, while the MBR stand out because the high-energy consumption that presents. The quality of the final effluent analyzed with AES shown that the MBR presents the best final effluent with lower BOD, COD, Nt and TSS values. Finally, after the normalization of the results, in the Environmental Performance Assessment of the System was found that the MBR had a better environmental performance, despite the high-energy consumption.

Keywords: Life Cycle Assessment. Pollutant Removal. Wastewater treatment.

¹ Universidade Federal de Santa Catarina - Florianópolis - Santa Catarina - Brasil.

* **Autora correspondente:** anakarlapontes@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

O conhecimento e a conscientização acerca das questões ambientais têm transformado e instigado a realidade mundial para mudanças de hábitos e posturas. Assuntos como a depleção dos recursos naturais e a intensificação de impactos ambientais começam a ser relacionados com as atividades que os geram (KALAKUL et al., 2014). Empresas e indústrias têm considerado a possibilidade de mitigação da geração de impactos por meio de escolhas por melhores tecnologias, e principalmente, por processos mais sustentáveis (KNEIPP et al., 2017).

Assim, essa preocupação tem alcançado diversos processos, produtos e serviços em diferentes ramos, como é o caso dos tratamentos de efluentes. Independentemente da tecnologia envolvida no tratamento, a mesma deve estar de acordo com requisitos econômicos, sociais e ambientais para que possa ser considerada sustentável, segundo Rodriguez-Garcia et al. (2011). De acordo com Von Sperling (2005), uma gama de sistemas de tratamento com uma ou mais tecnologias pode ser utilizada, contando com processos físicos, químicos e/ou biológicos em níveis de tratamento preliminar, primário, secundário e terciário.

Os Lodos Ativados (LA) e os Biorreatores a Membrana (BRM) são exemplos de tecnologias que podem ser utilizadas no processo de tratamento de efluentes. A primeira tecnologia, LA, consiste no método biológico mais aplicado em nível mundial com ampla utilização em estações de tratamento de efluentes (ETE) em grandes núcleos populacionais (OLIVEIRA e VON SPERLING, 2011). Já o BRM é uma tecnologia que utiliza LA somado às membranas filtrantes e entrega como resultado um efluente clarificado e desinfetado, que tem ganhado destaque para fins de reúso, principalmente (JUDD e JUDD, 2011).

Dada a possibilidade de utilização de diversas tecnologias, na escolha da tecnologia a ser implantada em ETE é importante levar em consideração a adoção de processos mais sustentáveis e que gerem menores impactos ambientais. Para isso, ferramentas como a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) podem ser utilizadas como apoio à tomada de decisões (ISO, 2006). Por meio da identificação e quantificação das entradas e saídas de materiais e energia no sistema de tratamento, torna-se possível a avaliação dos aspectos ambientais associados aos potenciais impactos, possibilitando assim a identificação de oportunidades de melhorias no processo (LOPES et al., 2017).

No contexto sanitário, sobretudo no tratamento de efluentes, o uso da ACV ainda é incipiente, já que conta com poucos trabalhos de aplicação da ferramenta no Brasil ou em países em desenvolvimento (GALLEGO-SCHMID e TARPANI, 2019). Corominas et al. (2013) apresentaram em sua revisão bibliográfica 45 estudos que utilizam a ACV em sistemas de tratamento, porém somente um dos artigos ocorreu em um país em desenvolvimento (Índia). Já Zang et al. (2015) revisaram 53 artigos que utilizavam a ACV em tratamento de efluentes e somente 7 daqueles tomados como base eram de países em desenvolvimento, porém nenhum do Brasil. Gallego-Schmid e Tarpani (2019), em sua revisão, citam três pesquisas realizadas na área de tratamento de efluentes no Brasil, porém não utilizam os Lodos Ativados nem os Biorreatores a Membrana.

Nota-se assim, a necessidade de realização de mais pesquisas com foco na ACV de sistemas de tratamento de efluentes que demonstrem a realidade brasileira (TOURINHO, 2014). Entretanto, além da ACV, nesse contexto é importante também levar em consideração a qualidade do efluente final entregue pelas tecnologias de tratamento por meio da análise de remoção de poluentes, definida neste artigo pela Avaliação

da Eficiência dos Sistemas (AES). Segundo Von Sperling (2014), as características físico-químicas encontradas no efluente final demonstram a eficiência do tratamento e classificam o efluente final. Para isso, devem ser consideradas na avaliação alguns parâmetros como: a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total (Nt), Fósforo Total (Pt) e Sólidos Suspensos Totais (SST) (DEHGHANI et al., 2018).

Nesse contexto, o presente trabalho tem como objetivo avaliar o desempenho ambiental dos sistemas de tratamento de efluentes por Lodos Ativados e Biorreatores a Membrana. Primeiramente, foi realizada a ACV comparativa das tecnologias de tratamento, a fim de realizar um diagnóstico ambiental dos sistemas. Em seguida, foi realizada a AES, a qual possibilitou a análise da qualidade do efluente tratado por cada uma das tecnologias em análise. Por fim, foi realizada uma compilação e normalização dos dados para facilitar a comparação dos resultados gerados nas avaliações e definir o desempenho ambiental das tecnologias.

2 METODOLOGIA

A metodologia adotada para a análise do desempenho ambiental das tecnologias de tratamento de efluentes adotadas nesse estudo foi dividida em três avaliações. Primeiramente,

foi realizada a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), seguindo as etapas descritas nas normas ISO 14.040 e ISO 14.044. Em seguida, foi realizada a Avaliação da Eficiência dos Sistemas (AES), na qual foram considerados os dados de eficiência de remoção de parâmetros como DBO, DQO, Nt, Pt e SST do efluente tratado. Por fim, foi realizada a Análise de Desempenho Ambiental dos Sistemas (ADAS), onde os dados obtidos nas avaliações anteriores foram normalizados e analisados de forma conjunta.

2.1 Avaliação de ciclo de vida (ACV)

2.1.1 Definição do objetivo e escopo

O objetivo do estudo foi estimar e comparar os impactos ambientais do ciclo de vida de duas tecnologias, os Lodos Ativados e os Biorreatores a Membrana para o tratamento de efluentes. O escopo abrange as fases de construção e operação das estações de tratamento que operam com as tecnologias de tratamento em análise, não considerando fases subseqüentes como desinfecção, tratamento de lodo e desativação das estações. Os sistemas e seus limites estão descritos na Fig. 1 e compreendem os fluxos de entradas e saídas de materiais e recursos energéticos necessários para as fases de construção e operação das estações e tratamento durante o tempo de vida útil de 50 anos, sem incluir a geração de gases pelo sistema de tratamento.

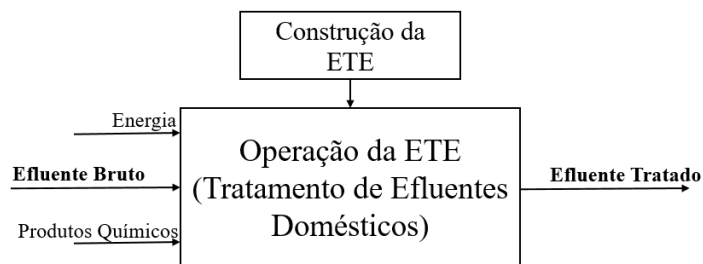


Figura 1 - Limites do sistema e as etapas de tratamento consideradas no estudo.

A unidade funcional definida foi de 1.000 m³ de efluente tratado, visto que se trata de uma unidade funcional baseada no volume de efluentes a serem tratados e é a mais encontrada em estudos, de acordo com Corominas et al. (2013).

2.1.2 Inventário de Ciclo de Vida (ICV)

Para a realização do ICV, os dados foram extraídos da literatura e gerados baseados em estimativas descritas a seguir. Foram tomadas como base cinco estações de tratamento que utilizam LA como tecnologia de tratamento e cinco que utilizam BRM, mostradas na Tabela 1 de acordo com o seu volume de efluente tratado diariamente.

Tabela 1. Resumo das principais características das estações utilizadas na construção do ICV.

Unidade	Tecnologia	País	Volume tratado/dia	Porte da ETE	Nome adotado
		-	m ³ /dia	m ³ /dia	-
Garfí, Flores e Ferrer (2017)	LA	Espanha	292,50	<500 m ³ : Pequeno	PEQ - LA
Arias et al. (2019)	BRM	Turquia	264,00		PEQ - BRM
Kamble et al. (2019)	LA	Índia	1.000,00	>500;<10.000 m ³ : Médio	MED - LA 1
Kamble et al. (2019)	BRM	Índia	800,00		MED - BRM 1
Lazarova et al. (2012)	LA	França	5.260,27		MED - LA 2
Lazarova et al. (2012)	BRM	França	5.260,27	>10.000 m ³ : Grande	MED - BRM 2
Bertanza et al. (2017)	LA	Itália	27.000,00		GRD - LA 1
Bertanza et al. (2017)	BRM	Itália	27.000,00		GRD - BRM 1
Cornejo, Zhang e Mihelcic (2016)	LA	USA	38.872,00		GRD - LA2
Chen et al. (2018)	BRM	China	60.000,00		GRD - BRM 2

2.1.2.1 Lodos Ativados

A tecnologia de Lodos Ativados trata efluentes domésticos e industriais por meio da estabilização de poluentes em sua massa ativa de microrganismos (METCALF e EDDY, 2014). Logo, trata-se de um processo biológico que oxida do material orgânico por meio das bactérias aeróbias em tanques de aeração, transformando em biomassa microbiana pela oxidação da matéria carbonácea e nitrogenada e da remoção de fosfatos (GULHANE e PAWAR, 2015). Garfí, Flores e Ferrer (2017), Lazarova et al. (2012) e Cornejo, Zhang e Mihelcic (2016) realizaram a ACV comparando tecnologias de tratamento com LA e apresentam dados referentes às fases de construção e operação dos sistemas. Da mesma forma, Kamble et al. (2019) e Bertanza et al. (2017) realizaram estudos comparativos com foco na etapa operacional. Ressalta-se que os parâmetros que influenciam na avaliação da tecnologia de tratamento são referentes tanto à fase de construção como à de operação.

2.1.2.2 Biorreatores a Membrana

Nos Biorreatores a Membrana ocorre a união dos processos de degradação microbiana por lodos ativados com o processo de separação das fases líquida e sólida por meio das membranas (JUDD, 2016; LAURINONYTE et al., 2017). As membranas funcionam como uma barreira seletiva, limitando a passagem de certos compostos pela retenção de substâncias em seus poros e superfície. Assim, são separadas duas porções do fluxo de alimentação: a porção retida ou concentrada, que compõe o lodo ao final do tratamento; e a porção de permeado, o efluente tratado (GIACOBBO, 2010; METCALF e EDDY, 2014). Arias et al. (2019), Kamble et al. (2019), Lazarova et al. (2012), Bertanza et al. (2017) e Chen et al. (2018) apresentam ACV comparativas entre BRM e tecnologias de tratamento de efluentes e disponibilizam seus ICV, com foco na fase de operação das estações. Dentre eles, Arias et al. (2019) e Lazarova et al. (2012) apresentam também dados referentes à fase de construção.

2.1.2.3 Estimativa dos parâmetros operacionais

Dados referentes à etapa de construção de estações de tratamento de efluentes não são encontrados facilmente na literatura. Para que fossem contabilizados na ACV dados como a quantidade de concreto, aço, areia, plástico PVC e PVDF, foram realizadas estimativas desses parâmetros. Foi utilizada a relação adaptada de “economia de escala” que comumente é empregada no dimensionamento dos custos das estações, de Coulson et al. (2006). A fórmula que representa a relação é:

$$C_2 = C_1 \left(\frac{c_1}{c_2}\right)^{0,6} \quad (1)$$

onde C1 e C2 representam a quantidade de material requerida nas estações de menor e maior escala, respectivamente; c1 e c2 representam a capacidade de tratamento das estações em análise e 0,6 é o fator de “economia de escala”. Foram tomados como valores de referência os dados fornecidos por Garfí, Flores e Ferrer (2017) para LA, e dados de Arias et al. (2019) e Cornejo, Zhang e Mihelcic (2016) para BRM.

Além dos dados referentes à construção, dados de consumo energético também foram ajustados para que a correlação entre dos dados de consumo de energia e o volume de efluente tratado, descrita por Singh, Kansal e Carliell-Marquet (2016), fosse obedecida.

Quanto aos dados de químicos utilizados no tratamento, ressalta-se que os dados brutos coletados nos artigos foram ajustados à unidade funcional (1.000 m³ de efluente tratado), às unidades adotadas no ICV e à concentração do químico comercializada, como é o caso do Cloreto Férrico, que é comercializado com concentração de 40%.

2.1.3 Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

O método ReCiPe 2008 (GOEDKOOP et al., 2009) foi utilizado para estimar os impactos ambientais das

tecnologias de tratamento de efluentes. São considerados doze dos dezoito impactos incluídos no ReCiPe, sendo eles: Mudanças Climáticas (MC), Depleção de Combustíveis Fósseis (DCF), Ecotoxicidade da Água Doce (ETAD), Eutrofização na Água Doce (EAD), Toxicidade Humana (TH), Ecotoxicidade Marinha (ETM), Eutrofização Marinha (EM), Depleção de Recursos Minerais (DRM), Redução da Camada de Ozônio (RCO), Formação de Material Particulado (FMP), Acidificação Terrestre (AT) e Ecotoxicidade Terrestre (ETT). O software OpenLCA 1.9 foi utilizado para modelar a ACV e estimar os impactos ambientais.

2.2 Avaliação da eficiência dos sistemas (AES)

A AES tem como objetivo principal a avaliação da eficiência dos sistemas de tratamento de efluentes para um diagnóstico dos aspectos técnicos das ETE.

2.2.1 Inventário da AES

Foram coletados parâmetros de qualidade dos efluentes bruto e tratado disponibilizados pelos autores, dentre eles: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais em suspensão (SST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT). Entretanto, foi necessário o uso de estimativas para alguns dados não fornecidos pela literatura em questão. Gallego-Schmid e Tarpani (2019), em sua revisão, apresentam dados médios dos parâmetros DBO, DQO, Nt, Pt e SST para países desenvolvidos e em desenvolvimento, os quais foram utilizados no inventário como estimativas dos dados reais.

2.3 Avaliação do desempenho ambiental dos sistemas (ADAS)

A Avaliação de Desempenho Ambiental dos Sistemas visa à análise dos resultados da ACV e da AES para uma avaliação total e comparativa das tecnologias de tratamento de efluentes.

2.3.1 Normalização dos resultados

Para que os dados gerados pelas avaliações anteriores fossem comparados entre si, foi necessário que os mesmos passassem por um processo de ajuste de escala, como a normalização dos critérios em análise. A etapa de normalização dos critérios teve como objetivo relacionar os valores em estudo a um valor de referência previamente definido e convertê-los em novos números dentro de uma mesma escala. Os valores obtidos após a normalização são adimensionais (SOUSA, 2008).

Nesse trabalho, foi utilizado o procedimento de normalização simples (NS), descrita na Eq. 2. Na NS é comum o uso do valor máximo entre os absolutos como referência.

$$n_{ij} = \frac{S_{ij}}{S_j^*} \quad (2)$$

Na qual n_{ij} representa o valor normalizado do critério i para a alternativa j ; S_{ij} é o valor do critério

i para a alternativa j , antes da normalização; e S_j^* representa o valor máximo do critério i selecionado entre os valores de S_{ij} .

Depois dessa etapa, os dados foram analisados e comparados entre si. Foram gerados dados médios para cada tipo de tecnologia de tratamento e cada categoria de impacto, para que fosse gerado um valor médio indicador de desempenho dos sistemas de tratamento. Esse indicador foi gerado a partir da média dos valores potencial de impacto normalizados.

3 RESULTADOS

3.1 Avaliação de ciclo de vida

3.1.1 Análise do inventário de Ciclo de Vida

O inventário de ciclo de vida referente às fases de construção e operação das estações de tratamento por Lodos Ativados e por Biorreator a Membrana são detalhados na Tabela 2.

Tabela 2 - Inventário de Ciclo de Vida das estações de tratamento por LA e BRM de pequeno, médio e grande porte (por 1.000m³ de efluente tratado).

	Unidade (por 1.000m ³)	PEQ - LA	PEQ - BRM	MED - LA	MED - BRM 1	MED - LA 2	MED - BRM 2	GRD - LA 1	GRD - BRM 1	GRD - LA 2	GRD - BRM 2
Construção da estação de tratamento											
Concreto	m ³	12,44 ^a	0,25 ^b	5,95 ^c	0,13 ^d	2,19 ^c	0,04 ^d	0,82 ^c	0,016 ^d	0,66 ^c	0,01 ^d
Aço	kg	3,88 ^a	21,39 ^b	1,86 ^c	11,0 ^d	0,68 ^c	3,55 ^d	0,26 ^c	1,33 ^d	0,21 ^c	0,82 ^d
Areia	kg	28,76 ^a	5,47 ^b	13,75 ^c	2,81 ^d	5,08 ^c	0,91 ^d	1,9 ^c	0,34 ^d	1,53 ^c	0,21 ^d
Plástico PVC	kg	0,332 ^a		0,16 ^c		0,06 ^c		0,02 ^c		0,02 ^c	
PVDF _(membrana)	kg		13,74 ^d		7,07 ^d		2,28 ^d		0,86 ^d		0,53 ^b
Consumo energético no tratamento											
Eleticidade	kWh	887,3 ^e	1713,1 ^e	737,35 ^e	1418,2 ^e	534,8 ^e	917,23 ^e	335,2 ^e	482,14 ^e	290,80 ^e	269,7 ^e
Produtos químicos utilizados no tratamento											
FeCl ₃ (40%)	kg	282,5 ^f				126,0 ^f	118,75 ^f				47,5 ^f
NaClO _(15%)	kg		24,6 ^f	12,0 ^f	20,50 ^f						
NaOH	kg					19,8 ^f	19,79 ^f			2,0 ^f	0,09 ^f
H2SO4	kg					2,39 ^f	2,39 ^f				
(NH2)2CO	kg					4,16 ^f	4,16 ^f				
H ₃ PO ₄	kg					1,82 ^f	1,82 ^f				
Ácido Cítrico	kg										0,49 ^f
Polieletrólito	kg	0,96 ^f	3,69 ^f								
PAC	kg										6,47 ^f
Transporte	tkm	141,7 ^g	14,14 ^g	6,0 ^g	10,25 ^g	77,1 ^g	73,46 ^g	0,0 ^g	0,0 ^g	1,0 ^g	27,275 ^g

^a Dados originais disponibilizados pela literatura tomados como base para a estimativa dos dados subsequentes, por meio da Eq. 1 apresentada na Metodologia, para a tecnologia de Lodos Ativados; ^b Dados originais disponibilizados pela literatura tomados como base para a estimativa dos dados subsequentes, por meio da Eq. 1 apresentada na Metodologia, para a tecnologia de Biorreatores a Membrana; ^c Dados estimados tomando como base dados originais disponíveis na literatura para a tecnologia de Lodos Ativados; ^d Dados estimados tomando como base dados originais disponíveis na literatura para a tecnologia de Biorreatores a Membrana; ^e Dado de consumo energético ajustado ao tamanho da estação de tratamento. ^f Dados originais disponibilizados pela literatura base. ^g Dados referentes à estimativa de transporte de químicos até o sistema de tratamento, considerando a quantidade de químicos pela distância de 500km.

3.1.2 Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida

Os resultados da ACV são apresentados primeiramente para os parâmetros operacionais médios (consulte a Tabela 2) para cada impacto. A visão geral desses resultados é dada nas Fig. 2 e 3, onde as barras de erro representam os resultados para os valores mínimo e máximo dos parâmetros. Como pode ser visto na Fig. 3, a maioria dos impactos em todas as técnicas de tratamento é proveniente da operação das plantas.

3.1.2.1 Mudanças Climáticas (MC)

Os resultados na Fig. 2 sugerem que os LA têm impacto médio mais elevado que os BRM para as mudanças climáticas, com os valores médios estimados em 1.806,8 e 641,9 kg CO₂ Eq/1.000m³, respectivamente. Logo, o BRM se apresenta como a melhor opção de tratamento. Observando a Fig. 3, do total médio de impactos gerados pelos LA, 61,5% correspondem à fase de construção da ETE principalmente por conta do elevado im-

pacto gerado na fabricação do concreto (do total cerca 67,5% se referente a sua produção e 22,9% devido ao transporte). Do total médio de impacto gerado pelos BRM, 62,2% foram gerados pelo consumo de eletricidade, dos quais 70% ocorrem devido à fase de produção da energia de alta voltagem, principalmente por conta da energia gerada a partir de combustíveis fósseis.

3.1.2.2 Depleção de Combustíveis Fósseis (DCF)

Na Fig. 2 pode ser observado que os LA apresentam 347,5 kg Óleo Eq/1.000m³ e BRM apresentou em média 184,6 kg Óleo Eq/1.000m³. Logo, os LA geram mais impactos, principalmente por conta da fase de construção, como pode ser notado na Fig. 3, com cerca de 48% dos impactos totais médios gerados. Já nos BRM, apesar de apresentar menor potencial de impacto, 63% do total médio gerado ocorreu por conta do elevado consumo elétrico.

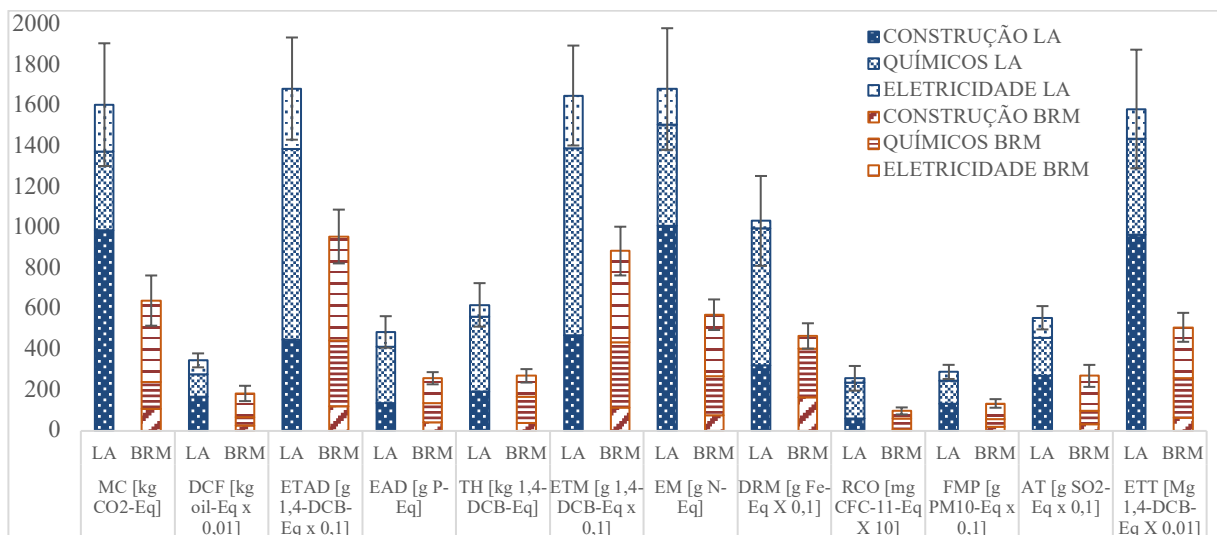


Figura 2 - Impacto do ciclo de vida das tecnologias de tratamento de efluentes. Todos os impactos são expressos por 1.000 m³ de efluentes tratados. As barras de erro representam os valores mínimo e máximo para os parâmetros, conforme especificado na Tabela 2.

3.1.2.3 Ecotoxicidade da Água Doce (ETAD)

Para a categoria ETAD, observa-se na Fig. 2 que LA apresentaram médias quase duas vezes maiores que as dos BRM, iguais a 1.685,9 e 957,4 g 1,4-DCB-Eq/1000m³, respectivamente. Do total de impactos gerados pelos LA, 55,7% ocorrem devido ao uso de produtos químicos durante a operação da ETE, como o FeCl₃, que tem cerca de 40,2% dos impactos gerados devido ao tratamento dos rejeitos sulfídricos da produção do composto. Do total médio de impactos gerados pelo BRM, 53,3% foram gerados devido ao uso da eletricidade, principalmente por conta do processo de transmissão da energia e transformação da energia de alta voltagem em média voltagem (73,3% do total de impactos gerados pela eletricidade).

3.1.2.4 Eutrofização na Água Doce (EAD)

Segundo a Fig. 2, os LA geraram em média 487,5g P-Eq/1.000m³ e os BRM cerca de 259,5 g P-Eq/1.000m³. Assim, nota-se que os LA geram mais impactos ambientais nessa categoria. Do total médio de impactos gerados pelos LA, segundo a Fig. 3, 57,2% foram gerados devido ao uso de químicos no processo de operação das ETE. Desse total de impactos gerados pelos produtos químicos, cerca de 87% foram gerados pelo processo de produção do FeCl₃ utilizado. Já dos BRM, 47,7% do total médio de impactos ambientais gerados foram devido ao uso de eletricidade, e 52% dos impactos ocorreram por conta da etapa de transformação de voltagem da energia produzida principalmente por fontes não renováveis.

3.1.2.5 Toxicidade Humana (TH)

Na Fig. 2 observa-se que o impacto médio gerado pelas estações de LA foi superior aos gerados

pelos BRM. LA apresentou 620,75 kg 1,4-DCB-Eq/1.000m³ enquanto BRM apresentou 271,4 kg 1,4-DCB-Eq/1.000m³ em média. Da média total de LA, 59,2% ocorreram devido ao uso de químicos no tratamento, principalmente o FeCl₃. E no caso do impacto médio dos BRM, 47,1% foi gerado pelo uso de químicos como o FeCl₃, Poliacrilamida e Policloreto de Alumínio.

3.1.2.6 Ecotoxicidade Marinha (ETM)

Por meio da análise da Fig. 2, nota-se que LA geraram em média 1.651,7 g 1,4-DCB-Eq/1000m³ e BRM geraram 885,75 g 1,4-DCB-Eq/1000m³, o que leva a concluir que os LA geram mais impactos nessa categoria. Por meio da análise da Fig. 3, conclui-se que 55,7% dos impactos dos LA foram gerados novamente pelo uso de FeCl₃, que possui elevado potencial de impacto por conta de sua produção. Já os BRM apresentam, do total de impacto médio, 50,8% causados pelo uso da eletricidade e seu processo de produção e transmissão.

3.1.2.7 Eutrofização Marinha (EM)

Os LA geram em média 1.683,6 g N-Eq/1000m³, e os BRM geram cerca de 572,3 g N-Eq/1000m³ de impactos na Eutrofização Marinha, como visto na Fig. 1. Na Fig. 3, observa-se que aproximadamente 60% dos impactos gerados pelos LA ocorrem na fase de construção das estações devido ao uso do concreto, principalmente devido à produção desse material (cerca de 64,9% dos impactos totais gerados pelo uso desse material). Do total de impactos médios gerados pelos BRM, 53,1% ocorreram devido ao uso da eletricidade, uma vez que sua produção e transmissão geram elevados impactos nessa categoria.

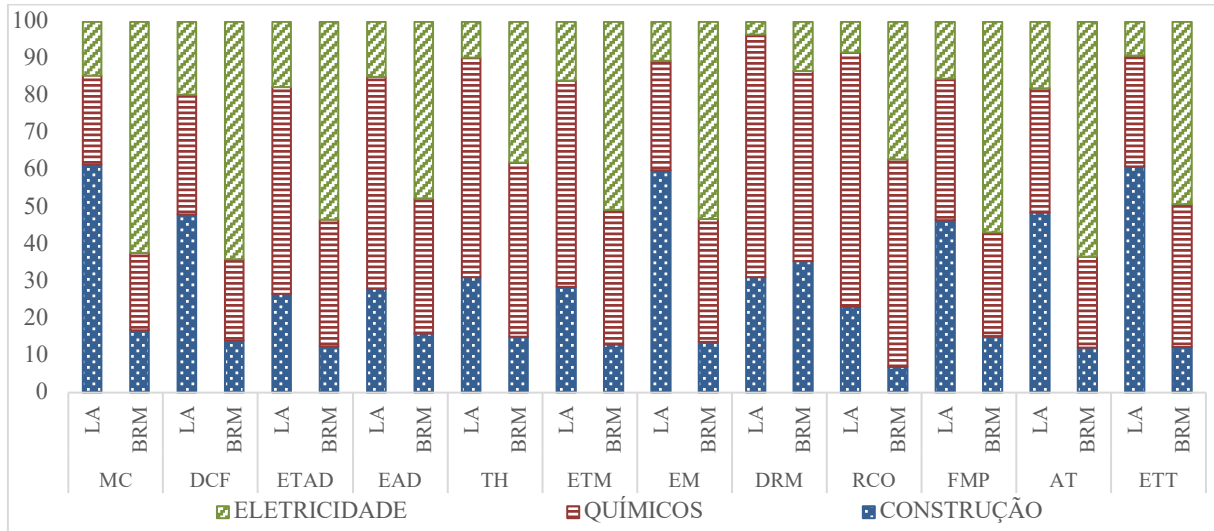


Figura 3. Contribuição média de diferentes etapas do ciclo de vida para os impactos das tecnologias de tratamento.

3.1.2.8 Depleção de Recursos Minerais (DRM)

Nessa categoria de impacto, foi observada maior geração de impacto médio pelos LA, com 1.034,36 g Fe-Eq/1.000m³ de efluente tratado e menor média de impacto pelos BRM, como 467,7 g Fe-Eq/1.000m³, como representado na Fig. 2. Observa-se que desse total de impactos gerados pelos LA, 65,4% ocorreram pelo uso de FeCl₃ no tratamento, dos quais 75,2% foram gerados devido à etapa de construção da fábrica de químicos que produz esse componente. De acordo com a Fig. 3, 51,2% dos impactos gerados pelos BRM também ocorrem devido ao uso de químicos, principalmente pelo uso do mesmo composto.

3.1.2.9 Redução da Camada de Ozônio (RCO)

De acordo com a Fig. 2, os LA apresentaram em média 259,11 mg CFC-11-Eq/1000m³ e os BRM em média 98,5 mg CFC-11-Eq/1000m³. Logo, os LA geraram mais impactos nessa categoria, com 68,5% desses impactos sendo gerados devido ao uso de FeCl₃, já que o processo de produção desse composto gera 99% desses impactos evidenciados. Já os BRM, apesar de apresentarem menor impacto médio na categoria, o que ainda foi ge-

rado ocorreu em 56% devido ao uso de químicos como o FeCl₃ e 37,1% devido ao uso de energia elétrica na operação.

3.1.2.10 Formação de Material Particulado (FMP)

Quanto à FMP, os LA apresentaram 290,65 g PM-10-Eq/1.000m³ de impactos médios e BRM apresentaram 135,4 g PM-10-Eq/1.000m³, como é demonstrado na Fig. 2. Dessa forma, os BRM geraram menores impactos nessa categoria. Entretanto, do total médio gerado, 56,8% ocorreram devido ao uso de eletricidade, uma vez que a produção e a transformação de voltagem da energia utilizada geram elevados potenciais de impactos. Os LA apresentaram maior potencial para a geração de impactos nessa categoria devido ao uso de concreto na fase de construção da estação (46,5% dos impactos totais médios, como se pode visualizar na Fig. 3), com 67,5% dos impactos sendo gerados na fase de produção e 14% devido ao transporte do mesmo.

3.1.2.11 Acidificação Terrestre (AT)

Os LA geraram em média 5,57 g SO₂-Eq/1000m³ de impactos nessa categoria, dos quais 48,6%

ocorrem na fase de construção, com 99% de ocorrência devido ao uso do concreto. Nessa categoria de impacto, a produção do concreto gera cerca de 68,9% desses impactos e o transporte dele gera 12,9% dos impactos. Já os BRM apresentaram menores potenciais médios, como 2,71 g SO₂-Eq/1000m³, dos quais 63,3% foram gerados pelo uso de energia elétrica. Logo, por meio da análise das Fig. 2 e 3, pode-se concluir que novamente a tecnologia de LA gerou mais impactos ambientais.

3.1.2.12 Ecotoxicidade Terrestre (ETT)

Quanto à ETT, os LA geraram mais impactos que os BRM, apresentando em média 158,5 g 1,4-DCB-Eq/1.000m³ e 51,02 g 1,4-DCB-Eq/1.000m³ de efluente tratado, como visto na Fig. 2. Logo, os LA apresentaram maior potencial de impacto, e 60,9% desse total de impacto gerado ocorreu por conta do uso de concreto na fase de construção,

dos quais 43,9% foram gerados devido à etapa de transporte desse material e 43,5% pela produção do mesmo. Quanto ao impacto gerado pelo BRM, 49,1% foram gerados devido ao uso de energia elétrica, principalmente por conta da transformação de voltagem necessária (47,9% dos impactos relacionados à eletricidade) e da fase de produção da mesma por fontes como o petróleo e o gás natural (46,2%).

3.2 Avaliação da eficiência dos sistemas

3.2.1 Inventário da AES

Na AES foram utilizados os dados físico-químicos de efluentes brutos e tratados. Para dados de efluente bruto não fornecidos, foram utilizados os dados médios de efluentes brutos (GALLEGO-SCHMID; TARPANI, 2019). Os dados de efluentes tratados considerados foram os fornecidos pelos autores e são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3- Inventário dos dados utilizados na Avaliação de Eficiência dos Sistemas de LA e BRM.

	Unidade	PEQ - LA	PEQ - BRM	MED - LA	MED - BRM 1	MED - LA 2	MED - BRM 2	GRD - LA 1	GRD - BRM 1	GRD - LA 2	GRD - BRM 2
Efluente Bruto											
DBO	g/m ³	240,0 ^a	222,6 ^b	205,0 ^b	205,0 ^b	251,0 ^b	251,0 ^b	125,5 ^a	125,5 ^a	251,0 ^b	205,0 ^b
DQO	g/m ³	480,0 ^a	445,2 ^a	410,0 ^b	410,0 ^b	551,0 ^b	551,0 ^b	251,0 ^a	251,0 ^a	551,0 ^b	410,0 ^b
N _{total}	g/m ³	46,0 ^a	54,7 ^a	42,0 ^b	42,0 ^b	46,0 ^b	46,0 ^b	24,90 ^a	24,90 ^a	46,0 ^b	42,0 ^b
P _{total}	g/m ³	14,0 ^a	8,2 ^a	10,0 ^b	10,0 ^b	14,0 ^b	14,0 ^b	3,90 ^a	3,90 ^a	14,0 ^b	10,0 ^b
SST	g/m ³	280,0 ^a	195,0 ^b	252,0 ^b	252,0 ^b	252,0 ^b	252,0 ^b	137,0 ^a	137,0 ^a	252,0 ^b	195,0 ^a
Efluente Tratado											
DBO	g/m ³	16,8 ^a			0,123 ^a	25,0 ^a	20,0 ^a	11,0 ^a	6,25 ^a		6,15 ^a
QO	g/m ³	21,6 ^a	15,23 ^a		0,245 ^a	125,0	120,0 ^a	22,0 ^a	12,5 ^a		10,48 ^a
N _{total}	g/m ³	12,88 ^a	18,47 ^a		0,0 ^a	15,0 ^a	10,0 ^a	9,7 ^a	8,5 ^a		5,85 ^a
P _{total}	g/m ³	3,5 ^a	4,68 ^a		0,0 ^a	2,0 ^a	1,0 ^a	0,6 ^a	1,0 ^a		0,085 ^a
SST	g/m ³	12,6 ^a				60,0 ^a	35,0 ^a	12,9 ^a	0,7 ^a		4,27 ^a

^a Dados fornecidos pelos autores Garfi, Flores e Ferrer (2017), Arias et al. (2019), Lazarova et al. (2012) e Chen et al. (2018). ^b Dados estimados de acordo com Gallego-Schmid e Tarpani (2019).

3.2.2 Avaliação dos Resultados

Na Fig. 4 são apresentados os dados médios, máximos e mínimos dos parâmetros presentes no inventário, sendo eles a DBO, a DQO, o Nt, o Pt e os SST para os efluentes brutos e tratados de cada tecnologia. Observam-se grandes potenciais de remoção tanto de material orgânico como de nu-

trientes e sólidos por meio das tecnologias. Para a DBO foi observado um potencial de remoção de 94,5% pelos LA e 96% pelos BRM. Quanto à DQO, a porcentagem de remoção pelo LA foi de 90,6% enquanto pelo BRM foi de 92,4%. Para o Nt, a remoção foi de 77% por meio dos LA e 79,6% pelos BRM e para Pt tratado por LA teve remoção de

86,3% e 85,4% tratado por BRM. Por fim, os SST apresentaram 90,8% de remoção por meio de LA e 93,6% por meio do BRM.

Logo, nota-se que para os parâmetros DBO, DQO, Nt e SST foi observado maior potencial de remoção quando o efluente foi tratado com o BRM e

para Pt, os LA apresentaram um valor ligeiramente melhor que os BRM. Apesar de se tratar de dados disponibilizados pelos autores dos artigos, apresentam valores de eficiência de tratamento de LA bem elevados e próximos às porcentagens de remoção de tecnologias avançadas como os BRM.

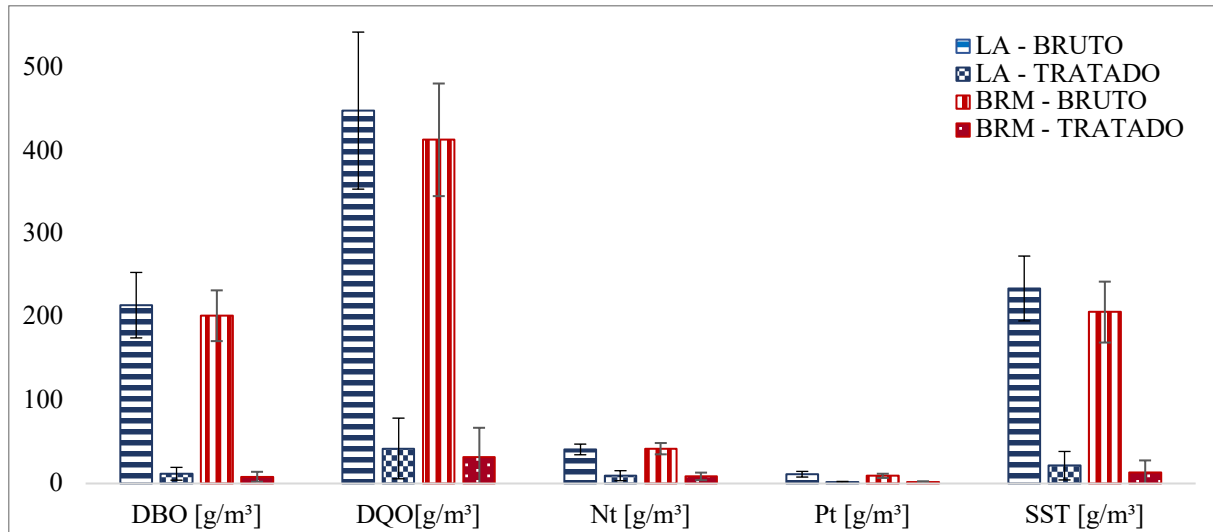


Figura 4 - Dados médios dos parâmetros físico-químicos dos efluentes brutos e tratados.

3.3 Análise de desempenho ambiental dos sistemas

3.3.1 Normalização dos Resultados

Após a realização da ACV e da AES foram gerados dados médios de impactos ambientais, os quais foram apresentados nas Fig. 2 e 4. Esses dados foram coletados e passaram pelo procedimento de normalização, utilizando a Eq. 2 descrita na Metodologia.

Os valores normalizados em escala de 0 a 1 são apresentados na Fig. 5, onde são apresentados os valores médios, máximos e mínimos referentes. Destaca-se que os valores máximos foram considerados igual a 1 e o restante foi calculado em função do máximo.

3.3.2 Análise Comparativa

Por meio da análise da Fig. 5, é possível observar o comportamento dos dados de forma mais clara quanto ao desempenho ambiental dos sistemas de tratamento de efluentes. Observa-se que os dados referentes à tecnologia de LA demonstram maior possibilidade de geração de impactos na grande maioria das categorias de impactos ambientais analisadas. Porém destaca-se a proximidade nos valores de potencial de impacto em algumas categorias, principalmente na análise de qualidade do efluente final, já que os valores médios obtidos não apresentam diferença significativa.

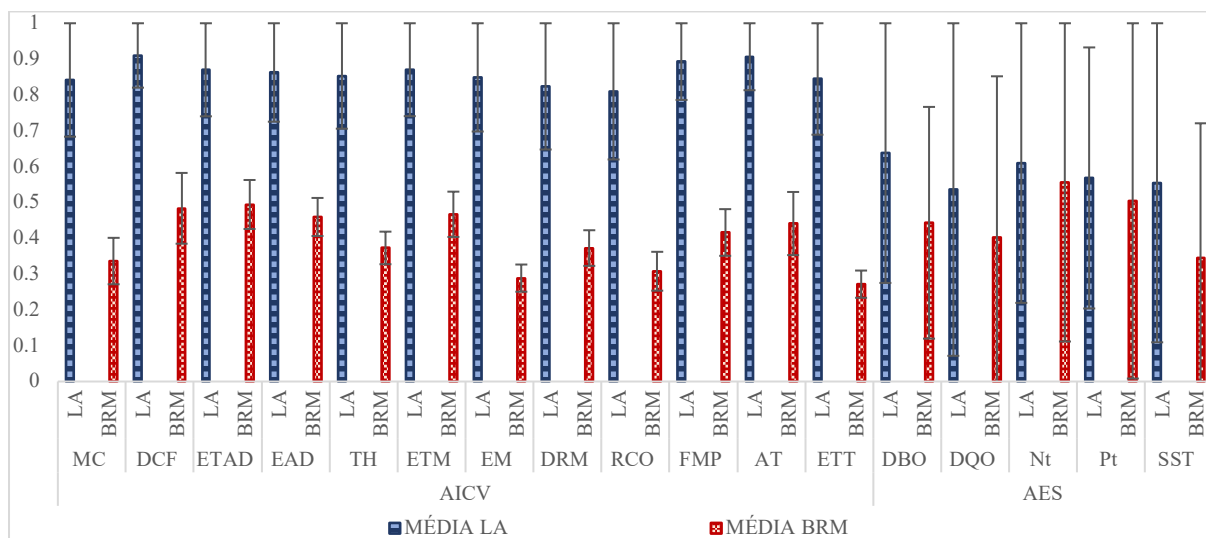


Figura 5 - Análise de Desempenho Ambiental dos Sistemas de Tratamento de Efluentes.

Foi gerado um valor de indicador de impacto médio, que indica o potencial de geração de impactos ambientais considerando todos os critérios. A tecnologia de Lodos Ativos recebeu valor igual a 0,78, enquanto Biorreatores a Membrana, 0,41, considerando 1 o maior valor de impactos ambientais.

Assim, de acordo com as análises realizadas anteriormente, respeitando as particularidades e estimativas descritas na Metodologia, pode-se afirmar que a tecnologia de BRM apresentou melhor desempenho ambiental, visto que gerou menos impactos ao ambiente.

4 DISCUSSÃO

4.1 Discussão dos resultados da ACV

A Avaliação de Ciclo de Vida considerou duas técnicas de tratamento de efluentes e doze impactos ambientais. Os resultados sugerem que os BRM apresentam menores valores de potencial de impactos em todas as categorias analisadas.

Apesar de grande parte da literatura existente na temática ACV em sistema de tratamento de efluentes incluindo LA e BRM concluírem seus

artigos com o fato de que a maioria dos impactos ambientais estão ligados ao uso de energia (IOANNOU-TTOFA et al., 2016), esse estudo apresentou resultados divergentes. De acordo com a ACV realizada, conclui-se que a tecnologia de LA causa mais impactos ambientais devido ao uso de produtos químicos no processo, principalmente. Já os BRM, apesar de causarem menos impactos ambientais que os LA, geraram impactos devido ao elevado consumo de eletricidade no sistema de tratamento.

Lazarova et al. (2012) em seu estudo comparativo chamam atenção para o consumo de energia pelos BRM, apesar de alertarem quanto à qualidade do efluente tratado pela tecnologia. Afirmam ainda que os BRM não se apresentam como uma melhor alternativa de tratamento em comparação com os LA, devido ao consumo energético e a elevada emissão de GEEs. Ademais, Bertanza et al. (2017) ao avaliar e comparar LA e BRM, conclui que as maiores contribuições para a geração de impactos nas estações estão ligadas ao uso de eletricidade. Entretanto, enfatiza que esses resultados encontrados dependem fortemente das condições locais, como em relação à matriz energética local, que nesse caso era ita-

liana – composta principalmente por gás natural (43%), carvão (16%) e hidrelétrica (15%). Ainda acrescenta a possibilidade de menores valores de impactos relacionados à eletricidade em países como Noruega e Suécia, devido a diferenças nas matrizes energéticas. De forma análoga, Kamble et al. (2019) afirmam em sua avaliação comparativa que grande parte dos impactos causados pelos seis tipos de tecnologias analisadas ocorre devido ao uso de eletricidade, principalmente por conta da matriz energética da Índia, baseada em energias não renováveis. O sistema de BRM analisado pelos autores apresentou maiores valores de impactos na maioria das categorias analisadas, comparando com a tecnologia de LA.

Assim, faz-se importante citar que, neste estudo, o BRM gerou menores valores de impactos apesar do elevado consumo de eletricidade. Devido a isso, destaca-se o uso da matriz energética brasileira, que segundo a Empresa de Pesquisa Energética do Ministério de Minas e Energias (2018), é composta por 42,9% de energias renováveis, o que reduz consideravelmente a geração de impactos quando comparados a sistemas que utilizam matriz energética baseada em fontes não renováveis, principalmente quando advinda de combustíveis fósseis.

4.2 Discussão dos Resultados da AES

Na AES foram observados elevados percentuais de remoção de poluentes, como descritos no tópico 3.2.2. Entretanto, esses resultados encontrados divergem da literatura. Destaca-se que somente os autores Garfí, Flores e Ferrer (2017) e Bertanza et al. (2017) disponibilizaram dados referentes aos efluentes tratados por LA em suas pesquisas, os quais foram tomados como base nessa análise. Por conta disso, algumas considerações devem ser observadas.

Garfí, Flores e Ferrer (2017) utilizam uma ETE que opera com a tecnologia de LA com aeração pro-

longada, na qual o decantador primário é retirado do sistema, mantendo-se então um maior TDH e idade de lodo. Com a retirada da decantação primária, tornam-se possíveis altos índices de eficiência de remoção do sistema de tratamento (VON SPERLING, 2007). Logo, o elevado potencial de remoção descrito pelos autores pode ser justificado pelo uso da tecnologia de forma modificada. Já Bertanza et al. (2017) citam em seu artigo que ambas as estações de tratamento analisadas utilizam o processo modificado de Ludzack-Ettinger para a remoção combinada de material orgânico, nitrito, nitrato e amônia. Além disso, para que ocorra a remoção de fósforo, é realizada a adição de sulfato de alumínio nos reatores biológicos, tanto do LA como do BRM, para que, por precipitação simultânea, o padrão exigido de 1mg P/L no efluente seja alcançado. Entretanto, eles destacam que a dosagem desse químico é limitada na presença de membranas, a fim de minimizar a colmatação, dada a formação de precipitados, contudo reduz o potencial de remoção desse nutriente.

Sabendo-se dessas particularidades apresentadas pelos sistemas de LA, é importante destacar que todos os autores que utilizaram a tecnologia BRM apresentaram a qualidade do efluente final, atestando a elevada remoção de material orgânico e nutrientes.

4.3 Discussão dos Resultados da ADAS

Não foram encontrados estudos que realizaram a ACV e uma avaliação considerando a qualidade do efluente tratado como realizados neste. Além disso, os estudos diferem quanto aos objetivos, limites do sistema, unidade funcional e metodologia de AICV. Apesar disso, Lazarova et al. (2012), Bertanza et al. (2017) e Kamble et al. (2019) realizaram em seus estudos comparações entre as mesmas tecnologias de tratamento analisadas aqui e obtiveram resultados diferentes.

Lazarova et al. (2012) afirmam em seu trabalho que, em se tratando da geração de impactos ambientais por conta da emissão de GEEs, os BRM não são a melhor opção de tratamento, já que utilizam grandes quantidades de energia para seu funcionamento. Entretanto, destacam que a ACV não leva em consideração a qualidade do efluente final e a possibilidade de reúso que o BRM proporciona aos efluentes tratados por ele, que poderiam facilmente superar os impactos negativos gerados pelo consumo energético. Já Bertanza et al. (2017) concluem seu artigo falando sobre um resultado neutro para a análise ambiental, já que o BRM utiliza menores quantidades de químicos, porém elevado consumo energético. Além de ressaltarem que os resultados obtidos são específicos para o local onde foi realizado o estudo, visto que conta com condições específicas como matriz energética local.

Resultados semelhantes foram apresentados por Kamble et al. (2019), que justifica o elevado potencial para a geração de impactos ambientais devido ao uso de fontes de energia fortemente ligadas ao carbono na Índia, e conclui que os valores de impactos devem ser reduzidos se considerados países com matriz de energia elétrica mais verde.

Apesar de serem evidenciados pela literatura resultados que divergem ao encontrado nessa avaliação, foi observado que o melhor desempenho ambiental ocorreu pelo uso dos BRM, sendo esta a melhor opção de tecnologia a ser utilizada no tratamento de efluentes nas condições apresentadas neste estudo. Como já destacado anteriormente, a divergência de resultados está diretamente ligada a realidade local do sistema, principalmente em se tratando da matriz energética local, uma vez que a eletricidade se apresenta como principal gerador de impactos ao meio ambiente.

5 CONCLUSÕES

De modo geral, os LA apresentaram maiores potenciais para a geração de impactos em todas as categorias da ACV, o que demonstra a superioridade da tecnologia BRM quanto aos quesitos ambientais considerados na avaliação. Ademais, os componentes que mais geraram impactos no processo de LA foram os produtos químicos utilizados no tratamento; já no BRM foi a eletricidade. Quanto à AES, nota-se que ambos os sistemas apresentaram elevadas eficiências de remoção. Entretanto, mesmo com ligeiras diferenças, no geral os sistemas de BRM apresentaram melhores médias de eficiência e melhor qualidade do efluente final.

Por fim, na ADAS ficou claro que a tecnologia de Lodos Ativados gerou mais impactos ambientais e, conseqüentemente, apresentou o desempenho ambiental insatisfatório em comparação ao BRM, confirmando, assim, que os BRM são a melhor alternativa de tratamento de efluentes considerando as particularidades assumidas nesse estudo.

6 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pelo suporte financeiro para a realização da Pesquisa e à Universidade Federal de Santa Catarina por todo suporte técnico.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Pontes AKS; **Metodologia:** Pontes AKS e Tarpani RRZ; **Investigação:** Pontes AKS e Tarpani RRZ; **Redação – Primeira versão:** Pontes AKS; **Redação – Revisão & Edição:** Pontes AKS e Tarpani RRZ; **Aquisição de Financiamento:** Pontes AKS; **Supervisão:** Lapolli FR, Soares SR e Lobo-Recio MA.

8 REFERÊNCIAS

- ARIAS, A. et al. Water Footprint of a Decentralised Wastewater Treatment Strategy Based on Membrane Technology. In: **Environmental Water Footprints**. Santiago de Compostela, Espanha: Springer Singapore, 2019. p. 85–119.
- BERTANZA, G. et al. A comparison between two full-scale MBR and CAS municipal wastewater treatment plants: techno-economic-environmental assessment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 21, p. 17383–17393, 2017.
- CHEN, Z. et al. Sustainability evaluation and implication of a large scale membrane bioreactor plant. **Bioresource Technology**, v. 269, p. 246–254, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.107>
- CORNEJO, P. K.; ZHANG, Q.; MIHELICIC, J. R. How Does Scale of Implementation Impact the Environmental Sustainability of Wastewater Treatment Integrated with Resource Recovery? **Environmental Science & Technology**, v. 50, p. 6680–6689, 2016. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.5b05055>>. Acesso em: 12 jun. 2019.
- COROMINAS, L. et al. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. **Water Research**, v. 47, n. 15, p. 5480–5492, 2013.
- COULSON, J. M. et al. **Chemical Engineering - Fluid Flow, Heat Transfer And Mass Transfer**. 6. ed. 2006.
- DEGHANI, R. et al. Evaluation of raw wastewater characteristic and effluent quality in Kashan Wastewater Treatment Plant. **Membrane Water Treatment**, v. 9, n. 4, p. 273–278, 2018.
- EPE, E. de P. E. **Relatório Síntese|ano base 2017 Ministério de Minas e Energias**. 2018.
- GALLEGO-SCHMID, A.; TARPANI, R. R. Z. Life cycle assessment of wastewater treatment in developing countries: A review. **Water Res**, v. 153, p. 63–79, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.010>>. Acesso em: 29 jan. 2019.
- GARFÍ, M.; FLORES, L.; FERRER, I. Life Cycle Assessment of wastewater treatment systems for small communities: Activated sludge, constructed wetlands and high rate algal ponds. **Journal of Cleaner Production**, v. 161, p. 211–219, set. 2017.
- GIACOBBO, A. **Biorreator à membrana aplicado ao tratamento de efluentes**. 2010. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2010.
- GOEDKOOP, M. et al. **ReCiPe 2008**. Noruega, 2009.
- GULHANE, M. L.; PAWAR, S. V. Comparative Study of Wastewater Treatment Technologies for a Township. **International Journal for Scientific Research & Development**, v. 3, n. 4, p. 1077–1081, 2015.
- IOANNOU-TTOFA, L. et al. The environmental footprint of a membrane bioreactor treatment process through Life Cycle Analysis. **Science of the Total Environment**, v. 568, p. 306–318, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.032>>. Acesso em: 27 ago. 2018.
- ISO, I. O. for S. ISO 14040 Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. 2006.
- JUDD, S. J. The status of industrial and municipal effluent treatment with membrane bioreactor technology. **Chemical Engineering Journal**, v. 305, p. 37–45, 2016.
- JUDD, S.; JUDD, C. **The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment**. 2. ed. Oxford: Elsevier Science, 2011.
- KALAKUL, S. et al. Integration of life cycle assessment software with tools for economic and sustainability analyses and process simulation for sustainable process design. **Journal of Cleaner Production**, v. 71, p. 98–109, 2014.
- KAMBLE, S. et al. Environmental and economic performance evaluation of municipal wastewater treatment plants in India: a life cycle approach. **Water Science and Technology**, v. 79, n. 6, p. 1102–1112, 2019.
- KNEIPP, J. M. et al. Gestão Estratégica da Inovação Sustentável: Um Estudo de Caso em Empresas Industriais Brasileiras. **Revista Organizações em Contexto**, v. 14, n. 27, p. 131, 2017.
- LAURINONYTE, J. et al. Membrane Bioreactor (MBR) as Alternative to a Conventional Activated Sludge System Followed by Ultrafiltration (CAS-UF) for the Treatment of Fischer-Tropsch Reaction Water from Gas-to-Liquids Industries. **Water Air Soil Pollut**, v. 228, n. 137, 2017.
- LAZAROVA, V. et al. The role of MBR technology for the improvement of environmental footprint of wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 10, p. 2056–2064, 2012.
- LOPES, T. A. de S. et al. Revisão crítica da literatura sobre aplicação da Avaliação de Ciclo de Vida ao tratamento de esgotos. **Revista DAE**, v. 65, n. 208, p. 47–55, 2017.
- METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5. ed. New York: McGraw-Hill Education, 2014.
- OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of different wastewater treatment technologies operating in a developing country. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, v. 1, n. 1, p. 37–56, 2011.
- RODRIGUEZ-GARCIA, G. et al. Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants. **Water research**, v. 45, 2011.
- SINGH, P.; KANSAL, A.; CARLIELL-MARQUET, C. Energy and carbon footprints of sewage treatment methods. **Journal of Environmental Management**, v. 165, p. 22–30, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.017>
- SOUSA, S. R. **Normalização de critérios ambientais aplicados à avaliação do ciclo de vida**. 2008.

TOURINHO, T. C. de O. **Avaliação Comparativa Do Ciclo De Vida De Processos De Tratamento de Efluentes Domésticos**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica & Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG, 2005, 2005.

VON SPERLING, M. **Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors**. London: IWA Publishing, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 1. ed. 2014.

ZANG, Y. et al. Towards more accurate life cycle assessment of biological wastewater treatment plants: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 107, p. 676–692, 2015.