Avaliação do Ciclo de Vida de Sistemas de Tratamento de Esgoto por Lodos Ativados Convencional e Reator UASB seguido de Lodos Ativados

RESENDE, J. D. [a], RODRIGUES, P.F,.M.A. [a], PACCA, S. A.[a] , NOLASCO, M. A.[a]

a. Universidade de São Paulo, São Paulo

**Corresponding author, julianadr@hotmail.com*

Resumo

A preocupação com a dimensão ambiental da sustentabilidade tem ganhado cada vez mais relevância na sociedade, entretanto, os estudos que fazem uma análise comparativa das alternativas tecnológicas de tratamento de esgoto na fase de concepção dos sistemas de tratamento ainda mostram-se incipientes e restritos no que se refere à consideração de variáveis ambientais no processo decisório. A ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), concebida inicialmente para a análise do desempenho ambiental de produtos, tem se mostrado bastante eficiente para avaliar o potencial de impacto ambiental de estações de tratamento de esgoto. Dentro desse contexto, no presente trabalho, a ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) foi utilizada com o objetivo de avaliar os impactos ambientais potenciais de dois sistemas de tratamento de esgoto: lodos ativados convencional (LAC) e UASB seguido de lodos ativados (UASB + LAC). A modelagem dos sistemas e os cálculos envolvidos na avaliação dos impactos do ciclo de vida foram realizados mediante o uso do software OpenLCA, de forma a serem identificadas as questões ambientais mais significativas e realizada uma comparação do desempenho ambiental dos sistemas. Dentre as dez categorias de impacto ambiental do método CML avaliadas, o sistema LAC apresentou pior desempenho ambiental do que o sistema UASB + LAC em oito delas. Através da análise de sensibilidade, constatou-se que para as categorias de impacto de acidificação e ecotoxicidade marinha a eletricidade requerida para a aeração dos sistemas teve uma grande influência nos resultados encontrados.

Palavras-chave: *Tratamento de esgoto; ACV; lodos ativados convencional; reator UASB; Análise de Sensibilidade.*

1. Introdução

A ACV (Avaliação do Ciclo de Vida) permite a quantificação e avaliação dos aspectos ambientais e impactos potenciais, associados ao ciclo de vida de serviços, processos, atividades ou produtos e seu estudo compreende quatro fases que são: a definição de objetivo e escopo; a análise de inventário; a avaliação de impacto; e a interpretação dos resultados (ABNT, 2009a). Dentro do campo de tratamento de águas residuais a ACV foi aplicada pela primeira vez na década de 1990 e, desde então, tem sido aplicada a diversos tipos de sistemas de tratamento de esgoto, centralizados ou descentralizados, em escala piloto ou real, envolvendo ou não as etapas de construção, operação e demolição das estações e estudando os sistemas como um todo ou apenas parte deles (COROMINAS et al., 2013).

Na Espanha, Gallego et. al. (2008) utilizaram a ACV para analisar o impacto ambiental de diferentes tecnologias de tratamento de águas residuárias para pequenas populações. Nesse estudo, 13 plantas de tratamento de esgoto com população equivalente menor que 20.000 habitantes, localizadas em Galícia (Espanha) foram inventariadas. A eutrofização e a ecotoxicidade terrestre foram identificadas como as categorias de impacto ambiental mais importantes para todos os sistemas. O uso da eletricidade desempenhou um papel importante em cinco das sete categorias de impacto e apresentou a maior importância em quatro delas. Mahgoubet et al. (2010) modelaram o sistema urbano de água na cidade de Alexandria, no Egito utilizando o software SimaPro.Os impactos de várias opções de sistemas foram avaliados com base no método Eco-indicator 99. Os resultados mostraram que os maiores impactos nos sistemas eram gerados pela disposição de efluentes tratados em nível primário e por plantas de tratamento de esgoto com alto consumo de energia. Na pesquisa foram simulados vários cenários para melhorar o desempenho ambiental dos sistemas e uma mudança de paradigma envolvendo a descentralização e separação na fonte de diferentes tipos de águas residuais domésticas se mostrou como o cenário de longo prazo mais favorável. Niero et al, 2014 realizaram uma ACV comparativa das quatro opções de sistemas de tratamento de esgoto convencionais mais adotadas na Dinamarca. Os quatro tipos de plantas diferiam em relação ao tamanho e à tecnologia de tratamento (aeróbico ou anaeróbio; químico ou biológico). Os resultados mostraram que, para as categorias de impacto de mudanças climáticas e de depleção fóssil, a reciclagem de fósforo em solos agrícolas aparece como uma alternativa mais sustentável em comparação com a incineração do lodo (NIERO et al., 2014). Outro estudo relevante é o de Tourinho (2014) que realizou uma avaliação comparativa do desempenho ambiental de três tecnologias de tratamento de esgotos: lodos ativados convencional(LAC), reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) e reator UASB seguido de lodos ativados (UASB + LAC). O autor concluiu que (i) o processo UASB + LAC é 57,1 % menos impactante que o processo LAC, (ii) o processo UASB é 105,8 % menos impactante que o processo LAC, e (iii) o processo UASB é 113,4% menos impactante que o processo UASB + LAC. Na análise de sensibilidade, o processo UASB apresentou um menor impacto ambiental potencial em 93,1% dos eventos simulados, enquanto o processo UASB + LAC é menos impactante em 6,9% dos eventos.

Segundo Corominas et al. (2013) de uma maneira geral, a unidade funcional mais utilizada nos estudos de ACV de sistemas de tratamento de esgoto é volume de águas residuais tratadas (m^3 ou mL). Em relação à etapa da ACV de análise do inventário os estudos normalmente enfrentam problemas associados com a disponibilidade e a qualidade dos dados. Os dados do inventário podem ser obtidos em laboratórios, instalações pilotos ou em plantas reais, através de estimativas de especialistas, medições, documentos de projetos detalhados, informações providas pelos fornecedores, bancos de dados de literatura e / ou bases de dados de ACV. As informações gerais (por exemplo, sistemas de geração de energia elétrica, produtos químicos e processos de produção de concreto) normalmente são fornecidas pelos bancos de dados de Inventários de Ciclo de Vida, como por exemplo, o Ecoinvent (COROMINAS et al., 2013).

Em relação à metodologia de avaliação de impacto, os métodos de AICV (Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida) são classificados em midpoint (ponto médio) e endpoint (ponto final). Para Silva (2012), os métodos midpoint se limitam à modelagem quantitativa antes do fim do caminho do impacto e ligam os resultados do ICV às categorias de impacto de ponto médio. Como exemplos de métodos midpoint tem-se o CML, EDIP, TRACI e USEtox. Como categorias de ponto médio tem-se: acidificação, diminuição da camada de ozônio, aquecimento global, ecotoxicidade, etc. Já para métodos de endpoint tem-se o Eco-indicador 99 e o EPS. Onde os aspectos ambientais provenientes do ICV (inventário de ciclo de vida) são diretamente correlacionados aos danos finais. Silva (2012) cita que métodos endpoint apontam para categorias como: prejuízos à saúde humana, danos à

qualidade do ecossistema ou ameaça de extinção de espécies. Entretanto, o autor exalta que o uso de métodos endpoint pode conduzir a maiores incertezas em comparação aos métodos midpoint. A maioria dos estudos feitos até hoje foi realizada com base em dados norte-americanos e europeus e os resultados de tais análises não são aplicáveis em países em desenvolvimento (WANG et al., 2012). Assim, é importante que estudos visando realizar a ACV de sistemas de tratamento de esgoto sejam feitos no Brasil.

2. Objetivo

Fazer uma análise ambiental comparativa dos sistemas de tratamento de esgoto por lodos ativados convencional (LAC) e reator UASB seguido de lodos ativados (UASB + LAC) envolvendo a etapa de construção da ETE e a energia requerida para a aeração do sistema, utilizando a metodologia de avaliação do ciclo de vida.

3. Metodologia

3.1 Escopo e unidade funcional

Para fazer a comparação dos sistemas LAC e UASB + LAC, utilizou-se a unidade funcional 3.000 metros cúbicos (m^3) de esgoto tratado. A avaliação foi feita em relação à energia requerida para a aeração e a construção dos sistemas de tratamento de esgoto, sendo que os materiais de construção considerados foram: cimento, brita, areia, água e aço (utilizado para a confecção das grades e na estrutura de concreto das unidades dos sistemas de tratamento de esgoto). Como fronteira do sistema escolheu-se o tratamento apenas da fase líquida do esgoto (conforme destacado em vermelho na Fig. 1), sem considerar a coleta e transporte do esgoto até a estação de tratamento, e as etapas de tratamento, transporte e disposição final do lodo.

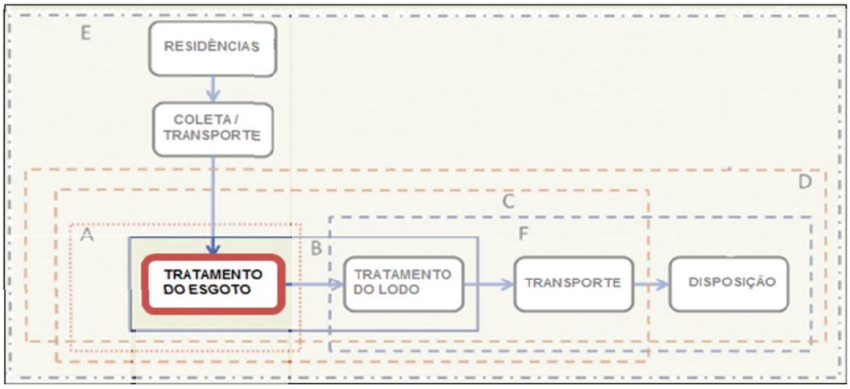

Fig. 1- Fronteiras do Sistema contendo as etapas de tratamento do esgoto domiciliar, indicando em destaque a etapa considerada neste estudo. Fonte: Adaptado de Corominas et al., 2013.

Na Fig. 2 tem-se um desenho esquemático dos dois sistemas analisados, sendo que no sistema LAC há um decantador primário, o qual é substituído por um reator UASB, no sistema UASB + LAC. O retângulo vermelho indica as etapas consideradas no estudo.

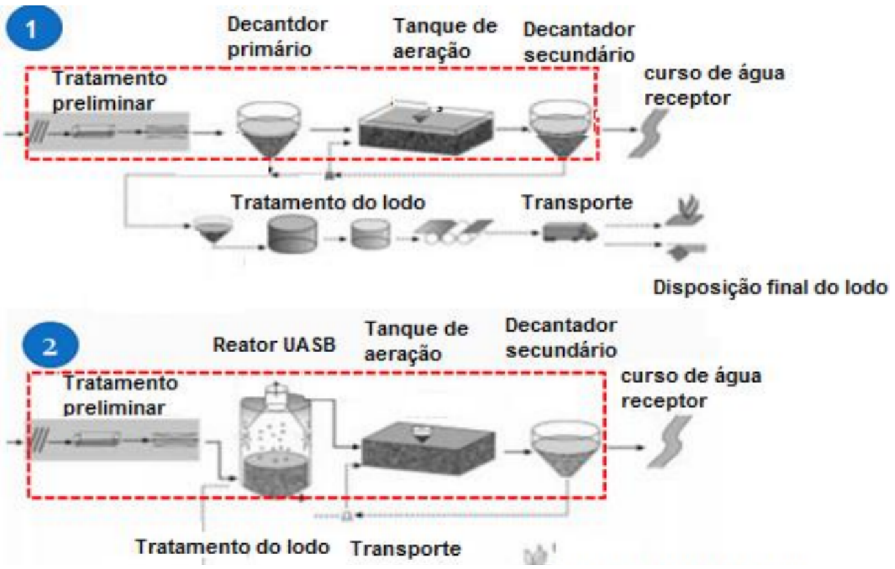

Fig. 2- Desenho esquemático das etapas consideradas nos sistemas de tratamento de esgoto LAC [item 1] e UASB + LAC [item 2]. Fonte: Adaptado de Von Sperling, 2005.

Corominas et al. (2013) revisaram 45 artigos sobre ACV de sistemas de tratamento de esgoto, e destes trinta e cinco declararam o método de avaliação de impacto utilizado: dezenove selecionaram CML, sete EDIP 97, três Eco-indicador 99, dois Impact 2002+, dois Eco-points 97, 6 um EPS e um ReCiPe. Assim, devido a sua ampla utilização e a maior possibilidade de comparação dos resultados obtidos nesse trabalho com os resultados encontrados em estudos anteriores, o método de avaliação de impactos do ciclo de vida selecionado foi o CML. As dez categorias de impacto disponíveis no método foram avaliadas, sendo elas: Potencial de acidificação (kg SO2 eq.), Mudança climática GWP100 (kg CO2 eq.), Depleção de Recursos Abióticos (kg antimônio eq.), Eutrofização (kg PO4 eq.), Ecotoxicidade de água doce (kg 1,4 - diclorobenzeno eq.), Toxicidade Humana (kg 1,4 - diclorobenzeno eq.), Ecotoxicidade marinha (kg 1,4 - diclorobenzeno eq.), Depleção da camada de ozônio (kg CFC−11 eq.), Oxidação fotoquímica (kg etileno eq.) e Ecotoxicidade terrestre (kg 1,4 - diclorobenzeno eq.). A modelagem dos sistemas e os cálculos envolvidos na avaliação dos impactos do ciclo de vida foram realizados mediante o uso do softwareOpenLCA. Os bancos de dados utilizados foram ELCD (European reference Life Cycle Database) e Ecoinvent.

3.2 Análise de sensibilidade

Por meio da análise de sensibilidade é possível verificar como mudanças nos insumos afetam o resultado final da ACV. De acordo com a NBR 14044 (ABNT, 2009b) a análise de sensibilidade consiste em "procedimentos sistemáticos para estimar os efeitos das escolhas feitas em termos de métodos e dados nos resultados de um estudo". Para a efetivação da análise de sensibilidade foram realizadas algumas variações na porcentagem de eletricidade requerida pelos sistemas para verificar os efeitos que tais alterações podem gerar no resultado da ACV.

4. Resultados e discussão

Para o cálculo dos dados de entrada as seguintes considerações foram feitas:

- Vazão afluente: 3.000 m³/d;
- Tempo de operação das estações de tratamento: 25 anos;
- Utilização de 80 kg de aço por m^3 de concreto (conforme Lérias, 2009);
- Espessura das paredes das unidades operacionais: 0,3 metros.

A proporção da mistura adota para a preparação do concreto foi feita com base em Lérias (2009), sendo considerada: uma parte de cimento (densidade: 1.420kg/ m³); duas partes de areia (densidade: 1.640 kg/m³); quatro partes de brita (densidade: 1.400 kg/ m³); meia parte de água (densidade: 999,97 kg/m³). Os sistemas foram dimensionados de acordo com o Método de Metcalf & Eddy (2003).

4.1 Cálculo da potência requerida

O cálculo da potência requerida em cada um dos dois sistemas levou em consideração apenas a energia empregada no funcionamento dos aeradores. Isto ocorreu em virtude de não ter sido possível encontrar dados referentes a outras etapas do processo. De acordo com Von Sperling (2005, p. 340) a potência requerida para aeração no sistema LAC varia de 18-26 kWh/habitante.ano e para sistemas UASB + LAC o valor varia de 14-20 kWh/habitante.ano. Assim, adotou-se o valor de 22 kWh/habitante.ano para o sistema de LAC e de 17 kWh/habitante.ano para o sistema UASB + LAC. Considerando uma população de 21.552 habitantes e 25 anos de operação de sistema, o valor de eletricidade requerida pelos sistemas encontrado foi de 11.853.600 kW para o sistema de LCA e de 9.159.600 kW para o sistema UASB + LCA.

4.2 Dimensionamento da grade

As especificações utilizadas para dimensionar a grade estão na Tab. 1.

Tab. 1- Dados utilizados para dimensionamento da grade.

Especificações	Valor adotado
Espessura das barras	1,27 cm
Largura das barras	3,81 cm
Espaçamento	2,50 cm
Altura da grade	70,00 cm
Densidade do aço (*)	7.500 kg/m^3

O dimensionamento foi realizado pelo método de Metcalf & Eddy (2003) de modo que, o volume total necessário para a sua confecção da grade foi estimado em 3.387,09 cm^3. Tendo-se a densidade do aço (7.500 kg/m^3) e o seu volume, foi possível calcular a massa de concreto empregando a Eq. 1.

$$densidade = \frac{massa}{volume} \qquad \text{(Eq. 1)}$$

Logo, a massa necessária de aço para a construção das grades é de 25,40 kg.

4.3 Dados de entrada

A Tab. 2 traz um resumo dos dados de entrada obtidos para o sistema LCA, conforme a especificado nos itens anteriores.

Tab. 2 - Dados de entrada do sistema de LAC

LAC	
Material	**Quantidade**
Cimento (m^3)	30,49
Areia (m^3)	60,99
Brita (m^3)	121,97
Água (m^3)	15,25
Aço (ton)	18,32
Eletricidade (kW)	11.853.600

A Tab. 3 traz um resumo dos dados resumo dos dados de entrada obtidos para o sistema

UASB + LCA.

Tab. 3- Dados de entrada do sistema UASB + LAC

UASB + LAC	
Material	**Quantidade**
Cimento (m^3)	57,72
Areia (m^3)	115,44
Brita (m^3)	230,89
Água (m^3)	28,86
Aço (ton)	34, 659
Eletricidade (kW)	9.159.600

Com base nos dados apresentados nas Tab. 2 e 3, é notável que em relação aos materiais de construção (cimento, brita, areia, aço e água) a quantidade utilizada no sistema de UASB + LAC apresentou valores superiores aos encontrados no sistema de LAC. Já em relação à energia requerida para a aeração, o sistema de LAC, apresenta necessidades superiores ao sistema UASB + LAC.

4.4 Sistemas de produtos e avaliação de impacto do ciclo de vida

Os sistemas de produto modelados no software OpenLCA (LAC e LAC + UASB) estão representados nas Fig. 3 e 4.

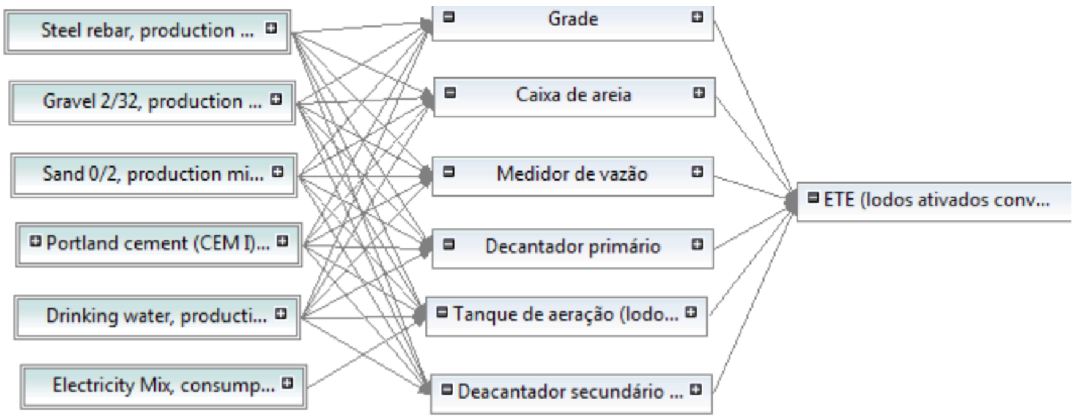

Fig. 3- Sistema de produto – CASP

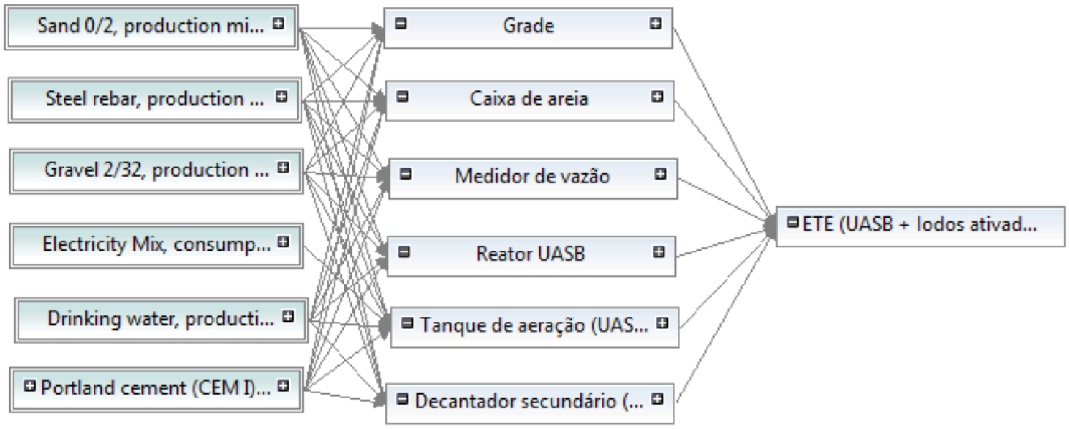

Fig. 4 - Sistema de produto – UASB + CASP

Dentre as dez categorias de impacto disponíveis no método CML, apenas para as categorias de Mudanças climáticas (GWP100) e Ecotoxicidade terrestre foram encontrados valores superiores para o sistema de UASB + LCA em comparação com o sistema de LCA, sendo estes 3,97% e 31,06% maiores, respectivamente (Tab. 4 e Fig. 5).

Tab. 4 - Resultados encontrados para as diferentes categorias de impacto do método CML

Categoria de impacto	LAC	UASB + LAC
Potencial de acidificação (kg SO_2 eq.)	39.115,40	30.554,49
Mudança climática GWP100 (kg CO_2 eq.)	1.434.100	1.493.430
Depleção de Recursos Abióticos (kg antimônio eq.)	0,42	0,34
Eutrofização (kg PO_4 eq.)	5.612,06	5.186,31
Ecotoxicidade de água doce (kg 1,4 - diclorobenzeno eq.)	9.686,31	8.264,28
Toxicidade Humana (kg 1,4 - diclorobenzeno eq.)	80.765	73.124
Ecotoxicidade marinha (kg 1,4 - diclorobenzeno eq.)	542.251.000	448.472.000
Depleção da camada de ozônio (kg CFC–11 eq.)	330.320	283.130
Oxidação fotoquímica (kg etileno eq.)	1.742,38	1.481,54
Ecotoxicidade terrestre (kg 1,4 - diclorobenzeno eq.)	1.222,70	1.773,61

A Fig. 5 traz um gráfico representando os resultados obtidos para as dez categorias de impacto avaliadas.

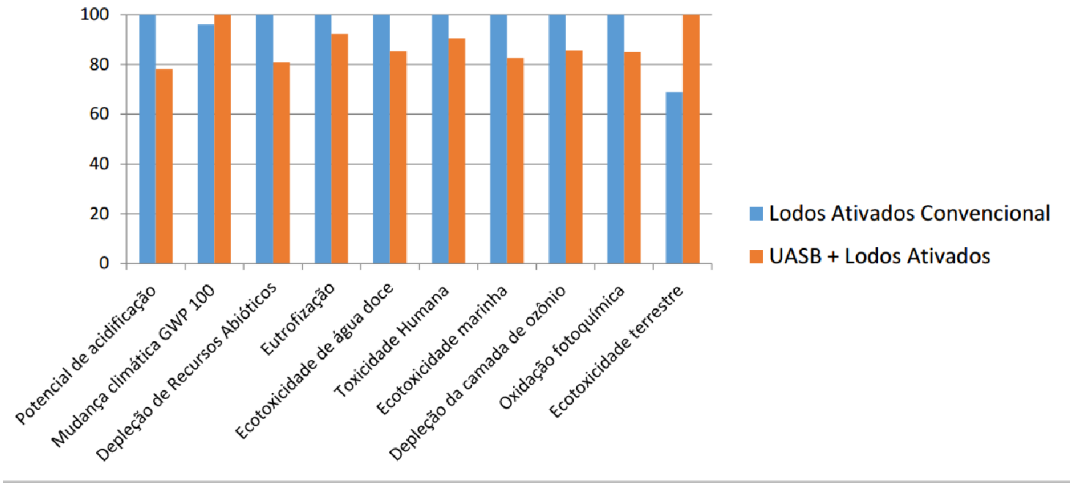

Fig. 5 - Resultados encontrados para as diferentes categorias de impacto do método CML

Levando em consideração, que conforme apresentado anteriormente, a quantidade de material de construção utilizada no sistema de UASB + LAC é maior que a utilizada no sistema LAC e que em relação à energia requerida para a aeração, o sistema de LAC, apresenta necessidades superiores ao sistema UASB + LAC, a energia requerida para a aeração aparenta ter uma importante influência no desempenho ambiental dos sistemas em oito das dez categorias de impacto analisadas, visto que, em tais categorias o sistema LAC apresentou um desempenho pior que o sistema UASB + LAC, ainda que nesse sistema tenha sido utilizada uma menor quantidade de materiais de construção.

4.5 Análise de sensibilidade

Por meio da análise de sensibilidade é possível avaliar a importância de uma determinada entrada, ou variável, na simulação realizada, determinando qual parâmetro mais influencia os resultados de uma ACV (COROMINAS et al., 2013). Nas análises feitas ao longo desse estudo, a energia demonstrou ter uma influência significativa na maioria das categorias de impacto avaliadas, assim, decidiu-se analisar a influência dessa variável no sistema como um todo. Para a análise de sensibilidade variando a quantidade de energia requerida para a aeração do sistema foi utilizado o método de AICV CML. Considerando que, de acordo com Von Sperling (2005, p. 340) a potência requerida para aeração no sistema de LAC varia de 18-26 kWh/habitante.ano, enquanto que para o sistema de UASB + LAC varia de 14-20 kWh/habitante.ano e que nos cálculos realizados anteriormente foram utilizando os valores do meio do intervalo (ou seja, 22 kWh/habitante.ano para o sistema de LAC e 17 kWh/habitante.ano para o sistema de UASB + LAC), faz se necessário verificar como seria o comportamento do sistema caso os valores extremos de tais intervalos fossem adotados, bem como, se não houvesse necessidade de eletricidade para a aeração. Os resultados de tais análises estão apresentados na Tab. 5.

Tab. 5 - Resultados da análise de sensibilidade variando o valor da potência requerida pelos sistemas

Número da simulação	Potência requerida – LAC (kWh/hab.ano)	Potência requerida – UASB + LAC (kWh/hab.ano)	Resultado – acidificação terrestre (kg SO_2 eq.) LAC/UASB + LAC	Resultado – ecotoxicidade terrestre (kg 1,4 DB eq.) LAC/UASB + LAC	Resultado – ecotoxicidade marinha (kg 1,4 DB eq.) LAC/UASB + LAC
1	18	14	32.059/ 25.262,6	1.140,13/ 1.711,69	448.627.000/ 378.254.000
2	26	20	46.171,8 / 35.847,1	1.305,27/ 1.835,54	635.875.000/ 518.690.000
3	18	20	32.059,0 / 35.847,1	1.140,13/ 1.835,54	448.627.000 / 518.690.000
4	26	14	46.171,8 / 25.262,6	1.305,27 / 1.711,69/	635.875.000/ 378.254.000
5	0	0	3.053,83 / 5.653,01	768,58 / 1422,70	27.319.500/ 50.570.600

Das cinco simulações realizadas com as categorias de impacto acidificação terrestre e ecotoxicidade marinha, o sistema LAC apresentou resultados maiores que UASB + LAC em três delas (simulações 1, 2 e 4). A simulação 3 foi a única em que o sistema LAC possuía um valor de potência requerida inferior ao do sistema UASB + LAC, o que demonstra que a energia tem uma importante influência nos resultados. Na simulação 5, a potência requerida foi considerada igual a zero para ambos os sistemas e nessa situação, para as duas categorias de impacto mencionadas anteriormente, o sistema LAC apresentou resultados menores que o sistema UASB + LAC, isso se deve ao fato de que no sistema UASB + LAC foi utilizada uma maior quantidade de materiais de construção. Entretanto, os valores encontrados na simulação 5, na qual a eletricidade requerida para a aeração de ambos os sistemas foi considerada como sendo igual a zero, foram muito inferiores aos valores encontrados em todas as outras simulações, evidenciando a grande influência da eletricidade nos sistemas analisados. Por exemplo, considerando os valores máximos de potência requerida para os sistemas de LAC e UASB + LAC adotados (ou seja, 26 e 20 kWh/habitante.ano, respectivamente – simulação 2) para a categoria de impacto de ecotoxicidade marinha e comparando os resultados obtidos em tal análise com os obtidos na simulação 5 para a mesma categoria de impacto, constate-se que os resultados obtidos na simulação 2 para o sistema LAC foram 23,27 vezes maiores que os obtidos que na simulação 5. Já para o sistema UASB + LAC os resultados foram 10,26 vezes maiores na simulação 2 comparativamente à simulação 5 para a categoria de ecotoxicidade marinha. Já em relação à categoria ecotoxicidade terrestre, em todas as simulações, o sistema UASB + LAC apresentou resultados maiores do que o sistema LAC.

5. Conclusão

Para as categorias de impacto ambiental analisadas, os resultados da avaliação dos impactos do ciclo de vida mostraram que o sistema UASB + LAC teve um melhor desempenho ambiental do que o sistema de LAC para oito das dez categorias de impacto avaliadas. A eletricidade requerida teve grande influência no desempenho dos sistemas analisados, sendo tal fato evidenciado através da análise de sensibilidade realizada para as categorias de impacto de acidificação e ecotoxicidade marinha. Sugere-se que trabalhos futuros sejam realizados incluindo as etapas de tratamento, transporte e disposição final do lodo, bem como, o uso do biogás formado nos reatores UASB para a geração de energia. Além disso, recomenda-se realizar uma análise de sensibilidade para identificar quais materiais de construção exercem maior influência nas categorias de impacto ecotoxicidade terrestre e potencial de aquecimento global GWP100, já que em tais categorias de impacto, diferentemente das demais, os materiais de construção demonstraram ter um maior potencial de causar impactos negativos do que a eletricidade.

6. Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040: Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Estrutura. Rio de Janeiro, 2009a.

_____. NBR ISO 14044: Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro, 2009b.

COROMINAS, L.; FOLEY, J.;GUEST, J.S.; HOSPIDO, A.; LARSEN, H.F.; MORERA, S.; SHAW, A. 2013. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. Water Research, 4 7, 5480 - 549.

GALLEGO, A.; HOSPIDO, A.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. 2008. Resources, Conservation and Recycling, 52, 931-940.

LÉRIAS, R. 2009. Como preparar o betão armado, cimento armado ou concreto armado. http://www.dicascaseiras.com/2009/09/12/como-preparar-betao-armado-cimento-armado-concreto-armado/ acessado em Dezembro/2014.

MAHGOUB, E. M;STEEN, N.P.; ABU-ZEID, K.; VAIRAVAMOORTHY, K. 2010. Towards sustainability in urban water: a life cycle analysis of the urban water system of Alexandria City, Egypt. Journal of cleaner production.18, 1100-1106.

METCALF & EDDY. 2003. Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse, 4. McGraw - Hill Book, New York.

NIERO, M.; PIZZOL, M.; BRUNN, H.G.; THOMSEN, M. 2014. Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis. Journal of Cleaner Production, 68, 25-35.

SILVA, B. V. Construção de ferramenta para avaliação do ciclo de vida de edificações. Dissertação (mestrado). Instituto de Energia e Ambiente. Universidade de São Paulo. São Paulo: USP, 2012.

TOURINHO, T. Chagas de Oliveira. Avaliação Comparativa do Ciclo de Vida de Processos de Tratamento de Efluentes Domésticos. Dissertação (mestrado). Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

VON SPERLING, M. 2005. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto. UFMG, Belo Horizonte.

WANG, X.; LIUA, J.; RENB,N.; DUANC, Z. 2012. Environmental profile of typical anaerobic/anoxic/oxic wastewater treatment systems meeting increasingly stringent treatment standards from a life cycle perspective. Bioresource Technology. 126, 31–40.