

VI-1029 – SOLUÇÕES COMPACTAS E BASEADAS NA NATUREZA PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO E RECUPERAÇÃO DE ENERGIA NO BRASIL: UMA AVALIAÇÃO COMPARATIVA DO CICLO DE VIDA

Lucas Vassalle* ^(1,2)

Engenheiro Ambiental pela Fundação Mineira de Educação e Cultura (FUMEC). Mestre e Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais e em Engenharia Ambiental pela Universidade Politécnic da Catalunha - UPC (Espanha). Sócio-diretor do Centro de Referência em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto.

Ivet Ferrer ⁽²⁾

Engenheira Agrônoma e Florestal pela Universidade de Lleida (Espanha). Doutora em Engenharia Ambiental pela Universidade Autônoma de Barcelona – UAB (Espanha). Professora Titular no Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Politécnic da Catalunha – UPC (Espanha)

Lívia Cristina da Silva Lobato ⁽¹⁾

Engenheira Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais. Doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais. Sócia-diretora do Centro de Referência em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto.

Fabiana Passos ^(1,2)

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Doutora em Engenharia Ambiental pela Universidade Politécnic da Catalunha- UPC (Espanha). Professora adjunta do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais.

Marianna Garfi ⁽²⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade de Bologna (Itália). Doutora em Engenharia Ambiental pela Universidade de Bologna (Itália). Pesquisadora e Professora no Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Politécnic da Catalunha – UPC (Espanha)

Endereço⁽¹⁾: Centro de Referência em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto. Rua David Alves Barreto, 91 apt 304 - CEP: 31160-450 - Brasil - e-mail: lucas.vassalle@cretes.com.br; ⁽²⁾: GEMMA – Grupo de Engenharia Ambiental e Microbiologia da Universidade Politécnic da Catalunha, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental – Rua Jordi Girona, 1-3, Prédio D1, E-08034 Barcelona, Espanha

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar os impactos ambientais de reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB) seguidos de lagoas de alta taxa (LAT) para tratamento de águas residuais e recuperação de bioenergia, utilizando a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Esta solução foi comparada com o reator UASB seguido de outras tecnologias consolidadas no Brasil, tais como filtros biológicos percoladores, lagoas de polimento e wetlands construídas. Para tanto, foram projetados sistemas em escala real com base em dados experimentais obtidos em sistemas em escala piloto/demonstrativa. A unidade funcional foi 1 m³ de água. As fronteiras do sistema incluíam os fluxos de entrada e saída de recursos materiais e energia para a construção e funcionamento dos sistemas. A ACV foi executada com o software SimaPro®, utilizando o método do ponto médio ReCiPe. Os resultados mostraram que o cenário LAT foi a alternativa mais sustentável ambientalmente em 4 das 8 categorias de impacto (ou seja, aquecimento global, destruição da camada de ozônio, ecotoxicidade terrestre e escassez de recursos fósseis). Os resultados estão associados ao aumento da produção de biogás através da co-digestão de microalgas e de esgoto, o que conduz a uma maior recuperação de eletricidade e calor. Do ponto de vista econômico, apesar das LAT apresentarem um custo de capital mais elevado, os custos de operação e manutenção foram completamente compensados pelas receitas obtidas com a eletricidade gerada. No geral, o reator UASB seguidos das LATs mostrou ser uma solução baseada na natureza viável para ser utilizada em pequenas comunidades no Brasil, especialmente quando a biomassa de microalgas é valorizada e utilizada para aumentar a produtividade do biogás.

Palavras-chave: Biogás; Codigestão anaeróbia; Lagoas de alta taxa; Microalgas; Reatores UASB.

INTRODUÇÃO

Os índices de cobertura por serviços de esgotamento sanitário no Brasil mostram que 75% da população é atendida por coleta, e desse montante, apenas 45% recebem algum tipo de tratamento, ou seja, cerca de 97 milhões de pessoas não têm esgoto tratado (Brasil, 2017; 2019). Nas áreas rurais, cerca de 50% da população não tem acesso a sistemas adequados de tratamento de esgoto e ainda carece de serviços de saneamento gerenciados com segurança (Banco Mundial, 2020). A dificuldade de acesso a determinados lugares, principalmente devido à falta de investimento, agrava a situação. A ausência de tratamento de esgoto é um grave problema ambiental e de saúde pública e pode ser considerado um desperdício de recursos, dado o grande potencial de aproveitamento dos subprodutos gerados nos processos de tratamento de esgoto, tais como o biogás e o lodo, bem como efluente tratado. A utilização do potencial energético do biogás, devido ao seu alto teor de metano (CH_4), que possui um elevado poder calorífico inferior, poderia ajudar a equilibrar a matriz energética do Brasil, que atualmente se baseia em fontes não renováveis (57%) (Brasil, 2018).

Neste contexto, os sistemas de tratamento descentralizados de esgoto são considerados como a solução mais comum e apropriada para a realidade brasileira, em comparação a plantas centralizadas convencionais (ex: lodos ativados), especialmente para pequenas comunidades (< 10.000 E.P.). Em particular, os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) tem sido a tecnologia mais utilizada, devido ao seu baixo custo de operação e manutenção (Chernicharo *et al.*, 2018). O biogás recuperado dos reatores UASB é geralmente convertido em calor usando caldeiras, eletricidade e calor usando sistemas de cogeração ou mesmo purificado em biometano e injetado na rede de gás. Em pequenas comunidades das áreas rurais brasileiras, o biogás recuperado também pode ser usado como combustível limpo para cozinhar ou aquecer. Entretanto, o efluente do reator UASB normalmente requer uma etapa secundária de tratamento para remover nutrientes e patógenos a fim de atender a legislação ambiental em termos de padrão de lançamento nos corpos receptores.

Um estudo avaliando cerca de 1.600 estações de tratamento de esgoto (ETEs) no Brasil, mostrou que cerca de 50% utilizavam reatores UASB seguidos de tratamentos secundários, como filtros biológicos percoladores (FBPs) e lagoas de maturação (LPs) (Chernicharo *et al.*, 2018a). As *wetlands* construídas (WCs) mostraram ser outra opção adequada para o pós-tratamento de efluente de reatores UASB (Sezerino *et al.*, 2015). Os filtros biológicos percoladores, são reatores biológicos que operam em condições aeróbias. As lagoas de maturação são tanques rasos, nos quais as águas residuais são tratadas por processos naturais e pela influência da luz solar, vento, microorganismos e algas. Já as *wetlands* construídas são sistemas de filtração construídos com cascalho e areia, plantados com vegetação de pântanos (por exemplo, junco comum) (SSWM, 2022).

Outra opção às tecnologias convencionais utilizadas para o pós-tratamento dos reatores UASB são as lagoas de alta taxa (LAT). As LATs são lagoas rasas, que utilizam misturadores, onde o tratamento do esgoto é realizado por um consórcio de microalgas e bactérias que assimilam nutrientes e degradam matéria orgânica (Craggs *et al.*, 2014; Park *et al.*, 2011). Durante as últimas décadas, estes sistemas vêm ganhando popularidade, uma vez que recursos podem ser recuperados da biomassa produzida durante o processo de tratamento. De fato, as microalgas cultivadas nas lagoas de alta taxa podem ser coletadas e valorizadas para produção de biocombustíveis (por exemplo, biogás), biofertilizantes ou outros bioprodutos. Por exemplo, quando as LATs são utilizadas para tratar esgoto dos reatores UASB, a biomassa microalgal pode ser inserida nos reatores e codigerida anaerobiamente com o esgoto bruto, aumentando a produção de biogás e metano na ordem de até 10% e 25%, respectivamente (Vassalle *et al.*, 2020). No Brasil, as tecnologias de microalgas têm mostrado grande potencial para o tratamento de águas residuais e recuperação de recursos devido à alta radiação solar, que aumenta o crescimento das microalgas e a concentração de biomassa (Singh e Patidar, 2018; Vassalle *et al.*, 2020, Vassalle *et al.*, 2022). Embora a viabilidade técnica dos reatores UASB associados às LATs já tenha sido testada (Vassalle *et al.*, 2020), os benefícios ambientais e econômicos de sua implementação ainda não foram demonstrados.

Nesse sentido, este trabalho objetivou avaliar os impactos ambientais de um sistema de tratamento de esgoto composto por reator UASB seguido por LATs a partir de Análise de Ciclo de Vida (ACV). Este cenário foi comparado com outros três (UASB seguido por FPB; UASB seguido por LP e UASB seguido por WC). Além disso, uma avaliação econômica comparando todos os cenários também foi realizada.

OBJETIVO

Avaliar os impactos ambientais e econômicos de um sistema de tratamento de esgoto composto por reator UASB seguido por LATs, comparando-o com outros três diferentes cenários: UASB seguido por FPB; UASB seguido por LP; e UASB seguido por WC.

MATERIAL E MÉTODOS

Projeto de sistemas de tratamento de águas residuais

A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) e a Avaliação Econômica compararam 4 cenários compostos por reatores UASB seguidos por diferentes alternativas de tratamento (Figura 1), a saber: i) filtro biológico percolador (cenário UASB+FBP), ii) LATs (cenário UASB+LAT), iii) lagoas de polimento (cenário UASB+LP) e iv) *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial (cenário UASB+WC). Para este fim, foram projetados sistemas em escala plena baseados em dados experimentais obtidos de sistemas piloto/demonstrativos de até 100 m² localizados no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento, em Belo Horizonte, Brasil. Estas plantas experimentais, junto com os resultados obtidos, foram descritas em detalhes por Dornelas *et al.* (2009) e Vassalle *et al.* (2020). Os sistemas em escala plena foram projetados para um equivalente de população de 10.000 E.P. e uma vazão de 1.500 m³ d⁻¹. Todos eles incluíam um tratamento preliminar para remoção de sólidos grosseiros e areia e medição de vazão (gradeamento manual, caixa de areia e calha Parshall), seguido por tratamento em reator UASB e pós-tratamento correspondente (FBP, LAT, LP, WC).

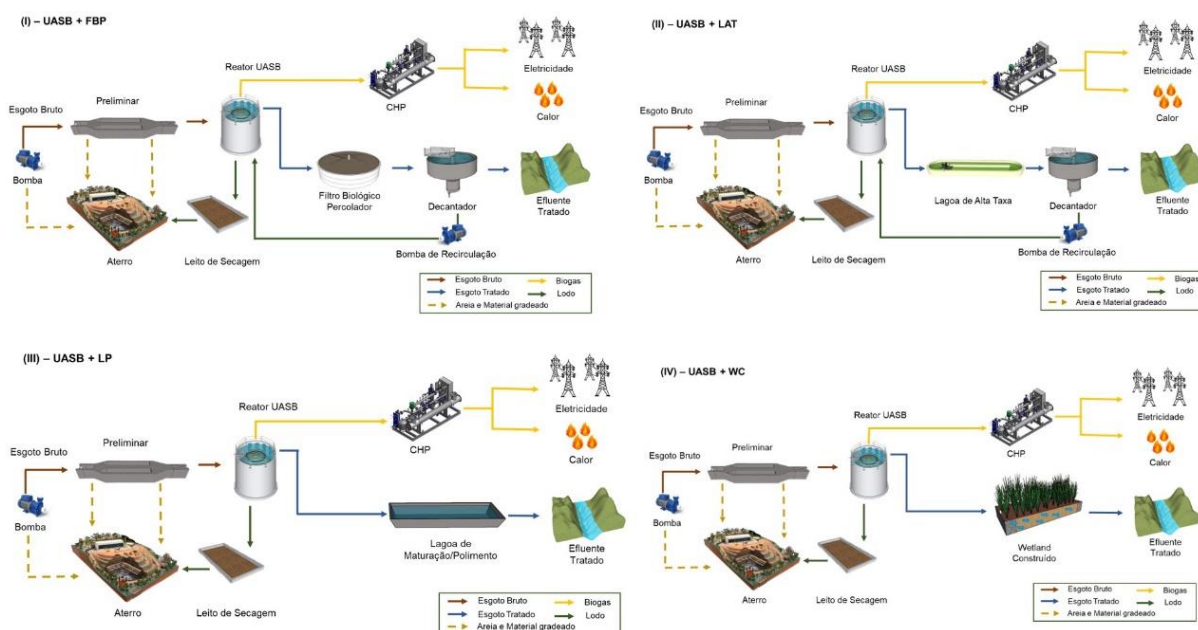


Figura 1: Fluxogramas considerados para os cenários avaliados.

Para os cenários UASB+FBP e UASB+LATs, considerou-se a decantação secundária do efluente. Especificamente para os cenários que continham biomassa advinda do decantador secundário (FBP e LATs), considerou-se a recirculação desse material para o reator UASB, com codigestão com esgoto bruto, a fim de aumentar a produção de biogás (Pontes *et al.*, 2003, Vassalle *et al.*, 2020). Nos cenários UASB+LP e UASB+WC, considerou-se o efluente secundário sendo lançado diretamente no corpo de água (rio). Em relação a parte sólida, considerou-se que o lodo dos reatores UASB eram desidratados em leitos de secagem e, posteriormente, encaminhados para disposição final junto com os resíduos do tratamento preliminar (areia e material gradeado). A produção de lodo no reator UASB para o cenário 1 foi de 104 kg d⁻¹, para o cenário 2, como houve codigestão com microalgas, esta produção aumentou para 357 kg d⁻¹. Para os cenários 3 e 4, nos quais não houve recirculação de biomassa para o reator, a produção calculada foi de 96 kg d⁻¹. Em todos os cenários, o biogás produzido no reator UASB era utilizado em uma unidade de produção combinada de calor e energia (CHP). O calor era então utilizado para aquecimento dos leitos de secagem de lodo, como proposto por Rietow *et al.* (2018), enquanto a eletricidade era injetada na rede da concessionária local. A produção de

biogás em cada cenário está apresentada na Tabela 1. Foi considerada uma perda de 10% de energia no motor CHP, e um rendimento de 35% para a produção de eletricidade e 55% para a produção de energia térmica. A metodologia detalhada de cálculo para a conversão de biogás em eletricidade e calor está descrita em Vassalle (2020).

Tabela 1: Características e parâmetros de projeto das alternativas de tratamento de esgoto avaliadas

Parâmetros	Unidade	Cenários			
		UASB+FBP ⁽¹⁾	UASB+LAT ⁽²⁾	UASB+LP ⁽³⁾	UASB+CW ⁽⁴⁾
Vazão média	m ³ d ⁻¹	1,500	1,500	1,500	1,500
População equivalente	E.P.	10,000	10,000	10,000	10,000
DQO afluente	mg L ⁻¹	455	455	455	455
DQO efluente	mg L ⁻¹	83	148	127	36
SST afluente	mg L ⁻¹	254	254	254	254
SST efluente	mg L ⁻¹	32	142	71	5
Nitrogênio total afluente	mg L ⁻¹	45	45	45	45
Nitrogênio total efluente	mg L ⁻¹	25	32	25	32
Fósforo total afluente	mg L ⁻¹	3	3	3	3
Fósforo total efluente	mg L ⁻¹	3	3	3	1
Área específica requerida	m ² E.P ⁻¹	0.05	3	2.60	2.30
Área superficial total	m ²	460	30,350	25,800	22,600
TDH UASB	h	7	7	7	7
Produção de biogás	m ³ dia ⁻¹	83	292	50	50
Rendimento de metano	m ³ CH ₄ Kg SV ⁻¹	0.16	0.21	0.16	0.16
Número de leito de secagem	-	2	3	2	2
Características das unidades	Unidade	Trickling filter	High Rate Algal Ponds	Polishing Ponds	Constructed Wetlands
Número de unidades	-	1	4	4	7
TDH	d	-	8	12	10
Diâmetro	m	10	-	-	-
Largura	m	-	12	40	40
Comprimento	m	-	625	160	80
Profundidade útil	m	2.5	0.3	0.8	0.3

Notas: Cenários: 1) reator UASB seguido de filtro biológico percolador (UASB+FBP), 2) reator UASB seguido de lagoa de alta taxa (UASB+LAT), 3) reator UASB seguido de lagoas de polimento (UASB+LP) e 4) reator UASB seguido por reator UASB seguido de wetlands construídas de fluxo subsuperficial horizontal (UASB+WC). UASB: reator anaeróbico de fluxo ascendente e manta de lodo; DQO: demanda química de oxigênio; SST: sólidos suspensos totais; TDH: tempo de detenção hidráulica.

A qualidade dos efluentes e a eficiência do tratamento de cada cenário foram extraídas de estudos anteriores em escala piloto. Para o cenário UASB+FBP, foram consideradas eficiências de remoção de 81% para demanda química de oxigênio (DQO), 87% para sólidos suspensos totais (SST) e 20% para nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) (Pontes *et al.*, 2003, Oliveira e von Sperling, 2002; von Sperling, 2007). Para o cenário UASB+LAT, foram consideradas eficiências de remoção de 67% para DQO, 44% para SST, 32% para NT e um aumento de 11% para PT (Vassalle *et al.*, 2020). Para o cenário UASB+LP, foram consideradas

eficiências de remoção de 72% para DQO, 70% para SST, 44% para NT e um aumento de 12% para PT (de Assunção e von Sperling, 2013). Finalmente, para o cenário UASB+WC, foram consideradas eficiências de remoção de 94% para DQO, 98% para SST, 31% para NT e 55% para PT (Dornelas *et al.*, 2009).

A quantidade de areia e material de grade removida no pré-tratamento foi estimada a partir da literatura (Metcalf & Eddy *et al.*, 2013). Por outro lado, a quantidade de lodo produzido no reator UASB foi calculada considerando um coeficiente de sólidos de 0,15 kg SST kg DQO⁻¹ (Chernicharo, 2007).

A produção de biogás foi baseada em estudos anteriores em escala piloto (Vassalle *et al.*, 2020). Assim, uma produção específica de metano de 0,16 LCH₄ g⁻¹SV foi considerada para os cenários UASB+FBP, UASB+LP e UASB+WC. Por outro lado, uma produção específica de metano de 0,21 LCH₄ g⁻¹SV foi considerada para o cenário UASB+LATs, em que a biomassa microalgal era codigerida com esgoto bruto, aumentando a produção de metano em 25%. As características do afluente e efluente, juntamente com a produção de biogás para cada alternativa, estão resumidas na Tabela 1. Observa-se que a produção de biogás no cenário 1 foi ligeiramente maior do que nos cenários 3 e 4 devido a uma maior carga de SV que foi inserida no reator, pela recirculação da biomassa do FBP. O mesmo ocorre com o cenário 2. Como há codigestão da biomassa microalgal no reator UASB, observa-se também um aumento considerável na produção de biogás neste reator devido à carga de SV.

Avaliação do ciclo de vida

A ACV foi realizada seguindo as normas ISO (ISO, 2000; 2006) a fim de avaliar e quantificar os impactos ambientais potenciais dos cenários investigados. Ela consiste em quatro etapas principais: i) definição de objetivos e escopo, ii) análise de inventário, iii) avaliação de impactos e iv) interpretação dos resultados (ISO, 2006).

A unidade funcional (UF) para este estudo foi definida como sendo de 1m³ de esgoto tratado. Os limites do estudo incluíram a construção, operação e manutenção dos sistemas em escala real durante um período de 20 anos (Arashiro *et al.*, 2018; Garfí *et al.*, 2017; Pérez-López *et al.*, 2017). Os fluxos de entrada e saída de materiais e recursos energéticos (calor e eletricidade) foram sistematicamente estudados para todos os cenários. Emissões diretas de gases de efeito estufa (GEE) e volatilização de NH₄⁺ associada ao tratamento de águas residuais também foram incluídas nos limites (Gutierrez, 2014; Søvik *et al.*, 2006). Emissões diretas à água também foram consideradas, uma vez que as águas residuais tratadas são descarregadas em um corpo d'água (rio). Com relação ao lodo produzido em todos os cenários, também foi considerado o transporte do lodo desidratado para o aterro sanitário (20 km - distância média até o aterro sanitário no Brasil). O fim de vida útil das infraestruturas e equipamentos foi negligenciado, já que o impacto seria marginal em relação ao impacto geral (Arashiro *et al.*, 2018; Garfí *et al.*, 2017; Pérez-López *et al.*, 2017). Como os cenários estudados gerariam subprodutos (isto é, biogás), o método de expansão do sistema foi utilizado seguindo as diretrizes ISO (Guinée, 2006). Neste método, os subprodutos devem evitar a produção de produtos convencionais. Assim, os impactos associados à produção de produtos convencionais foram retirados do impacto geral dos sistemas (Arashiro *et al.*, 2018; Sfez *et al.*, 2015; ISO 2006). Especificamente, foram considerados os impactos evitados do uso do calor e da eletricidade produzidos pela cogeração de biogás em vez do calor do gás natural e da eletricidade da rede.

Em todos os cenários, os dados de inventário relativos aos materiais de construção e operação foram baseados nos projetos de engenharia detalhados realizados no âmbito deste estudo (Tabela 2). Como mencionado anteriormente, as características dos efluentes tratados foram estimadas considerando as eficiências de remoção e os resultados experimentais de estudos anteriores. Nos cenários UASB+FBP e UASB+CW, as emissões diretas de CH₄ e N₂O foram estimadas utilizando fatores de emissão da literatura (Gutierrez, 2014). A volatilização de NH₄⁺ nos cenários UASB+LAT e UASB+LP foi estimada a partir do balanço de massa de nitrogênio (de Assunção e von Sperling, 2013; Vassalle *et al.*, 2020). Como metais pesados não foram detectados no afluente, eles não foram considerados em nenhum cenário (Dornelas *et al.*, 2009; Vassalle *et al.*, 2020). Para estimar a produção de eletricidade e calor a partir da cogeração, foi levada em consideração a produção de biogás obtida em experimentos em escala piloto (Vassalle *et al.*, 2020). Os dados de base (ou seja, dados de materiais de construção, produtos químicos, produção de energia, transporte, aterro de lodo) foram obtidos do banco de dados Ecoinvent 3 (Moreno Ruiz *et al.*, 2020; Weidema *et al.*, 2013).

Table 2: Resumo do inventário para todos os cenários. Valores referente à unidade de referência

Parâmetro	Unidade	Cenários			
		UASB+FBP ⁽¹⁾	UASB+LAT ⁽²⁾	UASB+LP ⁽³⁾	UASB+WC ⁽⁴⁾
Entrada					
Materiais de construção					
Concreto	m ³ m ⁻³	1.92E-05	6.06E-04	8.79E-06	4.33E-04
Aço	kg m ⁻³	1.49E-03	4.88E-02	6.60E-04	6.94E-04
Fibra de vidro	kg m ⁻³	1.84E-04	1.84E-04	1.84E-04	1.84E-04
Brita	kg m ⁻³	1.89E-04	-	-	9.21E-01
Plástico	kg m ⁻³	-	-	4.11E-03	-
Operação					
Consumo de energia	kWh m ⁻³	4.87E-02	8.73E-02	4.47E-02	4.47E-02
Saída					
Emissões para água*					
DQO	g m ⁻³	8.30E+01	1.48E+02	1.27E+02	3.60E+01
SST	g m ⁻³	3.20E+01	1.42E+02	7.10E+01	5.00E+00
Nitrogênio total	g m ⁻³	2.52E+01	3.18E+01	2.52E+01	3.16E+01
Fósforo total	g m ⁻³	2.90E+00	3.29E+00	3.25E+00	1.34E+00
Emissões para ar*					
CH ₄	g m ⁻³	2.68 E+00	-	-	2.64E+00
N ₂ O	g m ⁻³	2.30E-01	-	-	1.05E-01
NH ₃	g m ⁻³	-	5.10E-01	5.80E-01	-
Resíduos*					
Lodo e material gradeado para aterro	kg m ⁻³	3.18E-01	8.77E-01	2.97E-01	2.97E-01
Produtos evitados (pela cogeração de biogás)*					
Eletricidade	kwh m ⁻³	1.93E-01	7.92E-01	1.16E-01	1.16E-01
Calor	kwh m ⁻³	3.03E-01	1.25E+00	1.82E-01	1.82E-01

Notas: Cenários: 1) reator UASB seguido de filtro biológico percolador (UASB+FBP), 2) reator UASB seguido de lagoa de alta taxa (UASB+LAT), 3) reator UASB seguido de lagoas de polimento (UASB+LP) e 4) reator UASB seguido por reator UASB seguido de wetlands construídas de fluxo subsuperficial horizontal (UASB+WC).

UASB: reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo; DQO: demanda química de oxigênio; SST: sólidos suspensos totais; *Médias anuais.

Este estudo da ACV foi realizado utilizando o *software* SimaPro® 9 (Pré Sustainability, 2019). Os impactos ambientais potenciais foram calculados usando o método do ponto médio (H) ReCiPe 2016 (Huijbregts *et al.*, 2017). A fase de caracterização foi realizada considerando as seguintes categorias de impacto: aquecimento global; esgotamento do ozônio estratosférico; acidificação terrestre; eutrofização de água doce; eutrofização marinha; escassez de recursos minerais; ecotoxicidade terrestre; e escassez de recursos fósseis. Estas categorias de impacto foram selecionadas de acordo com as questões ambientais mais relevantes relacionadas ao tratamento de águas residuais (Arashiro *et al.*, 2018; Cartes *et al.*, 2018; Flores *et al.*, 2019; Garfí *et al.*, 2017; Gutierrez, 2014).

A avaliação econômica foi realizada comparando o custo de capital (CAPEX) e o custo de operação e manutenção (OPEX) de todos os cenários. Os custos de capital incluíram terraplenagem, compra de materiais de construção e equipamentos (Von Sperling e Salazar, 2013). Por outro lado, os custos de operação e manutenção incluíram custos associados ao pessoal, manutenção, transporte de reparos e consumo de energia (eletricidade e calor) durante a vida útil da planta (von Sperling, 2007). A eletricidade excedente gerada pela cogeração de biogás deveria ser vendida para a rede. Assim, a receita da eletricidade vendida para a rede foi retirada dos custos gerais de operação e manutenção dos sistemas. Os custos de capital e operação e

manutenção foram baseados na literatura para o Brasil (von Sperling, 2014). Os preços publicados (em reais - R\$) para o ano de 2010 foram ajustados aos preços atuais (2022) considerando o Índice Nacional de Custos da Construção Civil (INCC) (índice de correção utilizado para custos de capital) e o Índice Nacional de Preços ao Consumidor (INPC) (índice de correção utilizado para operação e manutenção). As taxas de correção (2010 a 2022) para o INCC e INPC foram 81,46% e 71,25%, respectivamente. Os custos em euros foram convertidos dos custos em reais (R\$) usando a taxa de câmbio de moeda do Banco Central do Brasil (2022).

RESULTADOS

Avaliação do ciclo de vida – Impactos ambientais

Os impactos ambientais potenciais associados a cada cenário são apresentados na Figura 2. Os resultados mostraram que o cenário UASB+LAT foi a alternativa mais amigável ao meio ambiente em 4 das 8 categorias de impacto (p.ex.: mudança climática, depleção da camada ozônio, ecotoxicidade terrestre e potencial de queima de combustíveis fósil). O cenário UASB+FBP foi a alternativa mais ecologicamente correta nas categorias de impacto, eutrofização marinha e acidificação terrestre. E os cenários UASB+WC e UASB+LP, foram a melhor alternativa nas categorias de impacto de eutrofização de água doce e de depleção de metais, respectivamente.

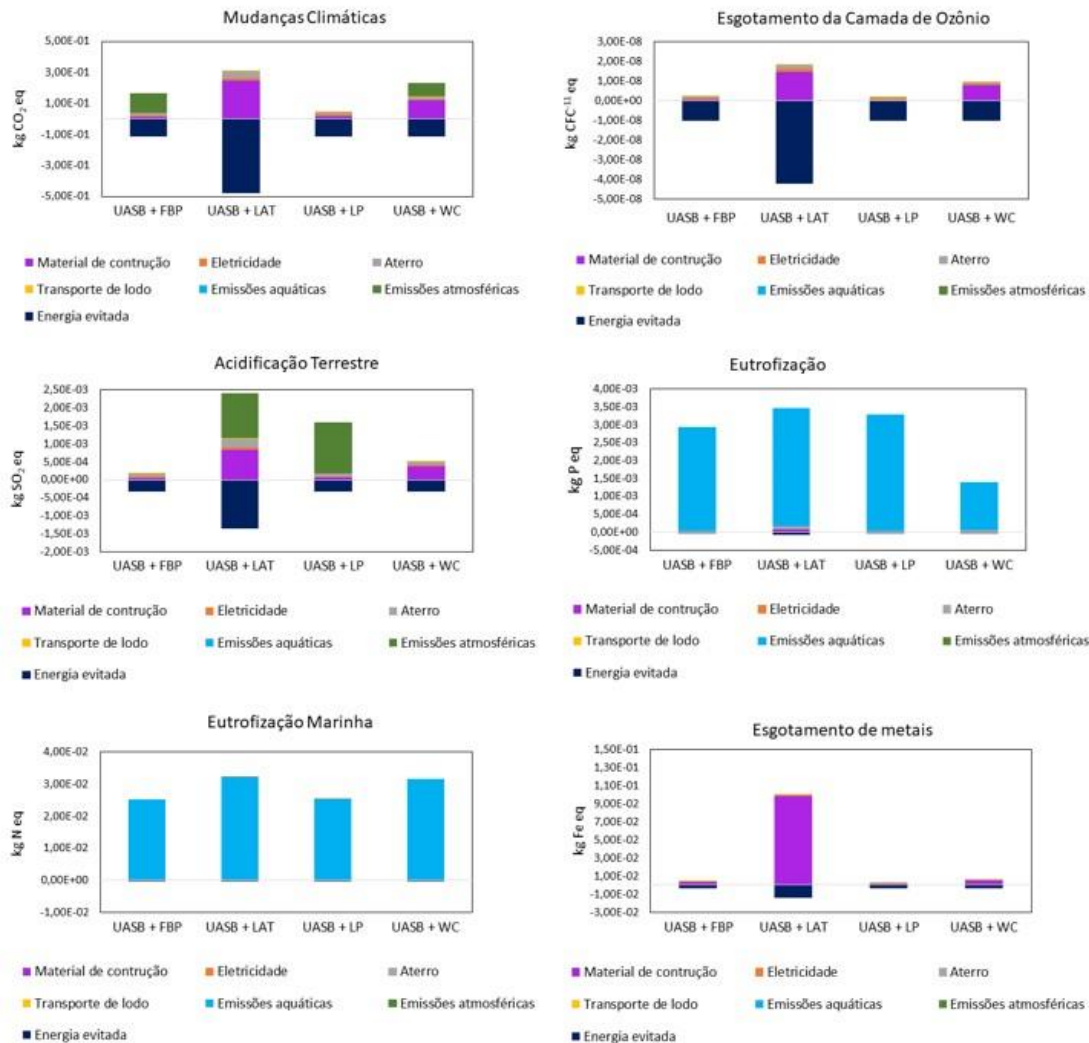


Figura 2: Impactos ambientais potenciais para os cenários considerados.

Nota: *Os valores são referentes à unidade funcional (1 m³ de esgoto tratado).

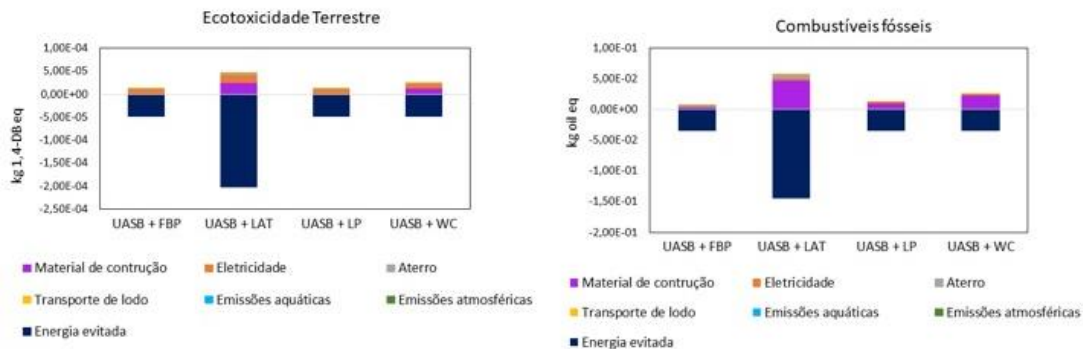


Figura 2 (continuação). Impactos ambientais potenciais para os cenários considerados.

Nota: *Os valores são referentes à unidade funcional (1 m³ de esgoto tratado).

Com relação à categoria de mudanças climáticas, os maiores impactos foram nos cenários UASB+FBP e UASB+WC, respectivamente. Esses impactos foram devidos principalmente às emissões diretas ao ar (ou seja, emissões de metano e de gases de óxido nitroso) e aos materiais construídos, respectivamente. Estas categorias foram responsáveis por 77% e 51% do impacto geral nestes cenários, respectivamente. Além disso, no cenário UASB+LAT, o impacto causado pelo uso de materiais de construção (79% do impacto geral) foi completamente compensado pela energia evitada devido à cogeração de eletricidade e calor a partir do biogás. Isto está de acordo com estudos anteriores que analisaram os impactos ambientais das LATs junto com a digestão anaeróbia (Arashiro *et al.*, 2018).

Em relação às categorias de depleção da camada de ozônio e ecotoxicidade terrestre, em todos os cenários, os potenciais impactos ambientais foram completamente compensados pela energia evitada gerada pela cogeração de biogás. Isso mostrou que a recuperação de bioenergia a partir de águas residuais sempre melhora a pegada ambiental dos sistemas de tratamento de esgoto. Quanto à categoria de impacto da mudança climática, o cenário UASB+LAT foi a solução mais ambientalmente correta, uma vez que a codigestão de microalgas e esgoto bruto no reator UASB produziu uma quantidade maior de biogás em comparação com as outras alternativas. Isto está de acordo com estudos anteriores que realizaram o ACV de LATs acoplada à produção de biogás a partir da codigestão de biomassa de microalgas e lodo primário baseado em um sistema piloto implementado em Barcelona (Espanha) (Arashiro *et al.*, 2018).

No que diz respeito à categoria de acidificação terrestre, o maior impacto ambiental foi detectado nos cenários UASB+LAT e UASB+LP, respectivamente. Isso decorre principalmente das emissões de NH₃ para o ar causadas pela volatilização do NH₄⁺ (89% e 52% do impacto geral, respectivamente). A volatilização de NH₄⁺ nos sistemas de tratamento de águas residuais baseados em microalgas é causada por um pH elevado. De fato, quando o pH está acima de 9, o equilíbrio entre o íon amônio e a amônia livre tende a mudar para a formação do NH₃, que é muito instável e volatiliza-se. Estima-se que, nos sistemas de lagoas, 3% da amônia removida é por volatilização (de Assunção e von Sperling, 2013). A volatilização do NH₄⁺ pode ser reduzida a partir do controle do pH usando a injeção de CO₂, que também pode aumentar em até 15% a produção de microalgas nestes sistemas (Arashiro *et al.*, 2018; Solimeno *et al.*, 2019).

Com relação às categorias de eutrofização marítima e água doce, os cenários mais ecológicos foram os cenários UASB+WC e UASB+FBP, respectivamente. O cenário UASB+LAT mostrou um impacto ambiental ligeiramente maior em relação aos outros cenários, o que condiz com outros estudos realizados anteriormente (Arashiro *et al.*, 2018). A eutrofização está associada a uma quantidade excessiva de nutrientes (nitrogênio e fósforo) descarregados em um corpo de água. Assim, o impacto ligeiramente maior das LATs está associado à maior concentração de nutrientes no efluente (Tabelas 1 e 2). Essa maior concentração de nutrientes pode estar associada à presença de microalgas no efluente final, que assimilam nitrogênio e fósforo durante o processo de tratamento do efluente. Além disso, a dificuldade de separação das microalgas no efluente final, também influencia na maior concentração de sólidos totais em suspensão (Tabelas 1 e 2). A dificuldade de sedimentação das microalgas nas águas residuárias é relatada na literatura, e está associada ao tamanho das células, que é muito pequeno e tende a permanecer em suspensão (Gupta *et al.*, 2017). Salienta-se que, o efluente de todos os cenários considerados atende aos requisitos ambientais (CONAMA, 2005; von Sperling, 2016).

Com relação à categoria de impacto de depleção de metais, a solução mais amigável ao meio ambiente foi o cenário UASB+LP. Este resultado está associado à menor quantidade de materiais de construção necessários para a implementação desta tecnologia (Tabela 2). De fato, o cenário com maior impacto nesta categoria foi UASB+LAT, devido a uma maior quantidade de materiais de construção utilizados (98% do impacto geral), como concreto e aço, como também mostrado em estudos anteriores (Arashiro *et al.*, 2018, Garfí *et al.*, 2017).

Com relação à categoria de impacto de depleção de combustíveis fósseis, em todos os cenários, os potenciais impactos ambientais causados pela produção de materiais de construção e consumo de eletricidade foram completamente compensados pela energia evitada gerada pela cogeração de biogás. Nesta categoria de impacto, a solução mais amigável ao meio ambiente foi o cenário UASB+LAT. O mesmo ocorreu nas categorias de impacto mudança climática, esgotamento da camada de ozônio e ecotoxicidade terrestre, devido principalmente à maior quantidade de biogás produzido a partir da codigestão de microalgas e esgoto bruto. Estes resultados corroboram com estudos anteriores que demonstraram os benefícios ambientais e econômicos da recuperação de biogás a partir de águas residuais (Amaral *et al.*, 2019, 2018).

Avaliação Econômica

Os resultados da avaliação econômica são apresentados na Tabela 3. Em relação aos custos de capital, o cenário UASB+FBP foi com custos mais baixo, seguido pelos cenários UASB+WC, UASB+LP e UASB+LAT. O custo de capital nesse estudo está associado à área de superfície necessária para a implementação de cada alternativa, à eventuais equipamentos necessários para o funcionamento da unidade, à quantidade e tipo de materiais de construção (por exemplo, concreto, aço) e à técnica de construção (por exemplo, concreto vs. escavação). Como já mencionado, o cenário UASB+LAT tinha uma necessidade maior de área de superfície, comparado com as outras alternativas. Além disso, exigia uma quantidade maior de materiais de construção com custo elevado (por exemplo, concreto e aço) (Tabela 2). Melhorar o projeto das LATs reduzindo o consumo de materiais (por exemplo, concreto) pode não apenas reduzir seu impacto ambiental, mas também seus custos de capital.

Com relação aos custos diretos de operação e manutenção, todos os cenários mostraram custos similares variando de 0,06 a 0,10 m⁻³ água, como sugerido em estudos anteriores (Garfí *et al.*, 2017). Os custos de operação e manutenção mais baixos foram encontrados nos cenários UASB+WC e UASB+FBP, respectivamente. Esses custos estão associados principalmente ao menor consumo de energia (Tabela 2) e à simplicidade de operação dos sistemas, o que implica em uma manutenção mais fácil. Por outro lado, o custo líquido de operação e manutenção foi calculado considerando o preço da eletricidade vendida à rede, que foi retirado do custo geral de operação e manutenção do sistema. Os resultados mostraram que o custo líquido de operação e manutenção foi muito mais baixo para o cenário UASB+LAT. De fato, devido à maior produção de biogás obtida a partir da codigestão de microalgas e esgoto bruto no reator UASB, o custo direto de operação e manutenção foi completamente compensado pela venda de eletricidade obtida a partir da cogeração de biogás neste cenário. Este fato faz do cenário UASB+LAT uma solução atraente do ponto de vista econômico.

Tabela 3. Resultados da análise econômica para os cenários avaliados

Parâmetro	Unidade	UASB+FBP ⁽¹⁾	UASB+LAT ⁽²⁾	UASB+LP ⁽³⁾	UASB+WC ⁽⁴⁾
Custo de capital	€ E.P ⁻¹	72.47	130.44	115.95	86.96
Custo de operação e manutenção	€ m ⁻³ água	0.09	0.10	0.07	0.06
Eletricidade vendida à rede	€ m ⁻³ água	0.03	0.12	0.02	0.02
Custo líquido de operação e manutenção	€ m ⁻³ água	0.06	-0.02	0.05	0.04

Notas: Cenários: 1) reator UASB seguido de filtro biológico percolador (UASB+FBP), 2) reator UASB seguido de lagoa de alta taxa (UASB+LAT), 3) reator UASB seguido de lagoas de polimento (UASB+LP) e 4) reator UASB seguido por reator UASB seguido de wetlands construídas de fluxo subsuperficial horizontal (UASB+WC).

CONCLUSÕES

Este estudo comparou 4 alternativas para tratamento de águas residuais e recuperação de bioenergia utilizando a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida. Do ponto de vista ambiental, os resultados mostraram que o cenário reator UASB+LATs foi a alternativa mais amigável ao meio ambiente em 4 das 8 categorias de impacto (ou seja, mudança climática, esgotamento da camada de ozônio, ecotoxicidade terrestre e potencial de esgotamento fóssil). Isto se deve principalmente à maior produção de biogás obtida a partir da codigestão de microalgas e águas residuais brutas no reator UASB, que podem ser convertidas em eletricidade e calor. De fato, nesse cenário, a energia evitada foi entre 4 e 6 vezes maior em comparação com os outros cenários. O desempenho ambiental das LATs pode ser melhorado: i) reduzindo a volatilização de NH₄⁺ a partir do controle do pH usando injeção de CO₂; ii) melhorando a separação de microalgas no efluente tratado usando coagulantes naturais (p.ex.: amido); e iii) melhorando o projeto dos HRAPs, a fim de diminuir a quantidade de materiais de construção usados (por exemplo, escavação em vez de estrutura de concreto).

Do ponto de vista econômico, apesar das LATs apresentarem um custo de capital mais elevado, o custo de operação e manutenção foi completamente compensado pela venda de eletricidade obtida a partir da cogeração de biogás. Melhorar o projeto das LATs pode não apenas reduzir seu impacto ambiental, mas também seus custos de capital.

Finalmente, o sistema composto de reator UASB seguidos de LATs mostrou ser uma solução viável para o tratamento de águas residuais em pequenas comunidades no Brasil, já que a biomassa de microalgas pode ser valorizada para aumentar a produtividade do biogás. Outros estudos devem ser realizados a fim de explorar outras maneiras de valorizar a biomassa de microalgas (por exemplo, produzindo biofertilizante) e avaliar os benefícios sociais associados a esta tecnologia.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Programa Regulatório de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação da Agência Reguladora de Serviços de Abastecimento de Água e de Esgotamento Sanitário do Estado de Minas Gerais – ARSAE-MG e à Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Amaral, K.G.C. do, Aisse, M.M., Possetti, G.R.C., 2019. Sustainability assessment of sludge and biogas management in wastewater treatment plants using the LCA technique. *Ambient. e Agua - An Interdiscip. J. Appl. Sci.* 14, 1. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2371>
2. Amaral, K.C., Aisse, M.M., Possetti, G.R.C., Prado, M.R., 2018. Use of life cycle assessment to evaluate environmental impacts associated with the management of sludge and biogas. *Water Sci. Technol.* 77, 2292–2300. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.146>
3. Arashiro, L.T., Ferrer, I., Rousseau, D.P.L., Van Hulle, S.W.H., Garfí, M., 2019. The effect of primary treatment of wastewater in high rate algal pond systems: Biomass and bioenergy recovery. *Bioresour. Technol.* 27–36. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.01.096>
4. Arashiro, L.T., Montero, N., Ferrer, I., Acién, F.G., Gómez, C., Garfí, M., 2018. Life cycle assessment of high rate algal ponds for wastewater treatment and resource recovery. *Sci. Total Environ.* 622–623, 1118–1130. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.051>
5. Brasil, 2017. Atlas Sewers - Depollution of watersheds. Agência Nacional de Águas/Ministério do Meio Ambiente/ Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental.
6. Brasil, 2018. Brazilian Energy Balance 2018. Ministério de minas e energia, Brasília. [https://doi.org/620.9:553.04\(81\)](https://doi.org/620.9:553.04(81))
- 7.
8. Brasil, 2019. 24th - Diagnosis of Water and Sewage Services - 2018, 24th ed. Ministério do desenvolvimento Regional, Brasília.
9. Bressani-Ribeiro, T., Mota Filho, C.R., de Melo, V.R., Bianchetti, F.J., Chernicharo, C.A. de L., 2019. Planning for achieving low carbon and integrated resources recovery from sewage treatment plants in Minas Gerais, Brazil. *J. Environ. Manage.* 242, 465–473. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.103>
- 10.
11. Cartes, J., Neumann, P., Hospido, A., Vidal, G., 2018. Life cycle assessment of management alternatives for sludge from sewage treatment plants in Chile: does advanced anaerobic digestion improve environmental performance compared to current practices? *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 20, 1530–1540. <https://doi.org/10.1007/s10163-018-0714-9>
12. Chernicharo, C.A., 2007. *Anaerobic Reactors*, IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780402116>

13. Chernicharo, C.A. de L., Ribeiro, T.B., Garcia, G.B., Lermontov, A., Platzer, C.J., Possetti, G.R.C., Rosseto, M.A.L.L.R., 2018a. Overview of sewage treatment in the South, Southeast and Midwest regions of Brazil: most employed technologies. *Rev. DAE* 66, 5–19. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.028>
14. Chernicharo, C.A. de L., Ribeiro, T.B., Pegorini, E.S., Possetti, G.R.C., Miki, M.K., Souza, S.N. de, 2018b. Contribution for improving the design, construction and operation of UASB reactors treating sewage – Part 1: Topics of Interest. *Rev. DAE* 66, 5–16. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.038>
15. CONAMA, 2005. Directive 357/2005 providing for the classification of water bodies as well as environmental directives for their framework, conditions and standards for effluent discharge. Available at: <https://www.fao.org/faolex/results/details/en/c/LEX-FAOC173548>
16. Craggs, R.J., Davies-Colley, R.J., Tanner, C.C., Sukias, J.P., 2003. Advanced pond system: Performance with high rate ponds of different depths and areas. *Water Sci. Technol.* 48, 259–267.
17. Craggs, R., Park, J., Heubeck, S., Sutherland, D. 2014. High rate algal pond systems for low-energy wastewater treatment, nutrient recovery and energy production. *New Zealand J. of Botany* 52 (1), 60-73.
18. Daud, M.K., Rizvi, H., Akram, M.F., Ali, S., Rizwan, M., Nafees, M., Jin, Z.S., 2018. Review of upflow anaerobic sludge blanket reactor technology: Effect of different parameters and developments for domestic wastewater treatment. *J. Chem.* 2018. <https://doi.org/10.1155/2018/1596319>
19. De Assunção, F.A.L., Von Sperling, M., 2013. Influence of temperature and pH on nitrogen removal in a series of maturation ponds treating anaerobic effluent. *Water Sci. Technol.* 67, 2241–2248. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.111>
20. Dornelas, F.L., Machado, M.B., Von Sperling, M., 2009. Performance evaluation of planted and unplanted subsurface-flow constructed wetlands for the post-treatment of UASB reactor effluents. *Water Sci. Technol.* 60, 3025–3033. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.743>
21. Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., von Sperling, M., 2017. Treatment Wetlands. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780408774>
22. Ferreira, S., Cabral, M., da Cruz, N.F., Simões, P., Marques, R.C., 2014. Life cycle assessment of a packaging waste recycling system in Portugal. *Waste Manag.* 34, 1725–1735. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.05.007>
23. Flores, L., García, J., Pena, R., Garfí, M., 2019. Constructed wetlands for winery wastewater treatment: A comparative Life Cycle Assessment. *Sci. Total Environ.* 659, 1567–1576. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.348>
24. Garfí, M., Flores, L., Ferrer, I., 2017. Life Cycle Assessment of wastewater treatment systems for small communities: Activated sludge, constructed wetlands and high rate algal ponds. *J. Clean. Prod.* 161, 211–219. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.116>
25. González-Fernández, C., Sialve, B., Bernet, N., Steyer, J.P., 2011. Impact of microalgae characteristics on their conversion to biofuel. Part II: Focus on biomethane production. *Biofuels, Bioprod. Biorefining* 6, 205–218. <https://doi.org/10.1002/bbb.337>
26. Guinée, J.B., 2006. Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards, Eco-Efficiency in Industry and Science. Springer Netherlands.
27. Gutierrez, K.G., 2014. Analysis and management of environmental impacts on domestic wastewater treatment by life cycle assessment. *Univ. Fed. Minas Gerais*. <https://doi.org/10.21450/rahis.v0i2.782>
28. Hospido, A., Moreira, M.T., Fernández-Couto, M., Feijoo, G., 2004. Environmental performance of a municipal wastewater treatment plant. *Int. J. Life Cycle Assess.* 9, 261–271. <https://doi.org/10.1007/BF02978602>
29. Huijbregts, M.A., Steinmann, Z.J.N.N., Elshout, P.M.F.M.F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A., van Zelm, R. 2017. ReCiPe 2016: A Harmonized Life Cycle Impact Assessment Method at Midpoint and Endpoint Level. *The International Journal of Life Cycle Assessment* volume (22), 138–147. doi:10.1029/2009GB003576
30. ISO (International Organization for Standardization), 2000. Environmental Management and Life Cycle Assessment and Life Cycle Impact Assessment. International Standard ISO 14042, Geneva, Switzerland.
31. ISO (International Organization for Standardization), 2006. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. International Standard ISO 14040, Geneva, Switzerland.
32. Metcalf & Eddy, I., Tchobanoglous, G., Burton, F., Stensel, H.D., 2013. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 5th ed. McGraw-Hill Education.
33. Moreno Ruiz E., Valsasina L., FitzGerald D., Symeonidis A., Turner D., Müller J., Minas N., Bourgault G., Vadenbo C., Ioannidou D., Wernet, G., (2020). Documentation of changes implemented inecoinvent database v3.7 & v3.7.1.ecoinvent Association, Zürich, Switzerland.
34. Mungray, A.K., Murthy, Z.V.P., Tirpude, A.J., 2012. Post treatment of up-flow anaerobic sludge blanket based sewage treatment plant effluents: A review. *Desalin. Water Treat.* 22, 220–237. <https://doi.org/10.5004/dwt.2010.1788>
35. Noyola, A., Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J.M., Güereca, L.P., Hernández-Padilla, F., 2012. Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America. *Clean - Soil, Air, Water* 40, 926–932. <https://doi.org/10.1002/clen.201100707>
36. Oliveira, S.M. C., von Sperling, M., 2002. Evaluation of 166 treatment plants operating in Brazil, comprising several technologies. *Eng. Sanit. e Ambient.* 10, 347–357.
37. Passos, F., Gutierrez, R., Uggetti, E., Garfí, M., García, J., Ferrer, I.* (2017) Towards energy neutral microalgae-

- based wastewater treatment plants. *Algal Research*, 28 (235–243)
38. Park, J.B.K., Craggs, R.J., Shilton, A.N. 2011. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresour. Technol.* 102, 35–42
 39. Pérez-López, P., de Vree, J.H., Feijoo, G., Bosma, R., Barbosa, M.J., Moreira, M.T., Wijffels, R.H., van Boxtel, A.J.B., Kleinegris, D.M.M., 2017. Comparative life cycle assessment of real pilot reactors for microalgae cultivation in different seasons. *Appl. Energy* 205, 1151–1164. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.08.102>
 40. Pontes, P.P., Chernicharo, C.A.L., Frade, E.C., Porto, M.T.R., 2003. Performance evaluation of an UASB reactor used for combined treatment of domestic sewage and excess aerobic sludge from a trickling filter. *Water Sci. Technol.* 48, 227–234. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0406>
 41. Pré Consultants, 2019. *SimaPro Database Manual*. Pré Consultants.
 42. Rietow, J.C., Collere Possetti, G.R., Silva Lobato, L.C., Andreoli, C.V., Carneiro, C., Bico, A.K., Wagner, L.G., Mansur Aisse, M., 2018. Technical Note 5 – Thermal sludge drying and sanitization
 43. Rodrigues, V.A.J., Mac Conell, E.F.A., Dias, D.F.C., Von Sperling, M., De Araújo, J.C., Vasel, J.L., 2017. Nitrogen removal in a shallow maturation pond with sludge accumulated during 10 years of operation in Brazil. *Water Sci. Technol.* 76, 268–278. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.193>
 44. Roy, P.O., Azevedo, L.B., Margni, M., van Zelm, R., Deschênes, L., Huijbregts, M.A.J., 2014. Characterization factors for terrestrial acidification at the global scale: A systematic analysis of spatial variability and uncertainty. *Sci. Total Environ.* 500–501, 270–276. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.099>
 45. Schäfer, A.I., Beder, S., 2006. Relevance of the precautionary principle in water recycling. *Desalination* 187, 241–252. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.04.083>
 46. Singh, G., Patidar, S.K. 2018. Microalgae harvesting techniques: A review. *Journal of Environmental Management* 217, 499–508. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.010>
 47. Sezerino, P.H., Bento, A.P., Decezaro, S.T., Magri, M.E., Philippi, L.S., 2015. Brazilian experiences with constructed wetlands applied to wastewater treatment: design parameters for horizontal systems. *Eng. Sanit. e Ambient.* 20, 151–158. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000096615>
 48. Sfez, S., Van Den Hende, S., Taelman, S.E., De Meester, S., Dewulf, J., 2015. Environmental sustainability assessment of a microalgae raceway pond treating aquaculture wastewater: From up-scaling to system integration. *Bioresour. Technol.* 190, 321–331. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.088>
 49. Sousa, J.T., Van Haandel, A.C., Guimaraes, A.A.V., 2001. Post-treatment of anaerobic effluents in constructed wetland systems. *Water Sci. Technol.* 44, 213–219. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0226>
 50. Søvik, A.K., Augustin, J., Heikkinen, K., Huttunen, J.T., Necki, J.M., Karjalainen, S.M., Kløve, B., Liikanen, A., Mander, Ü., Puustinen, M., Teiter, S., Wachniew, P., 2006. Emission of the greenhouse gases nitrous oxide and methane from constructed wetlands in Europe. *J. Environ. Qual.* 35, 2360–2373. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0038>
 51. Sustainable Sanitation and Water Management Toolbox (SSMW), 2022. Factsheets. Available at: <https://sswm.info>
 52. Van Lier, J.B., Lettinga, G., 1999. Appropriate technologies for effective management of industrial and domestic waste waters: The decentralised approach. *Water Sci. Technol.* 40, 171–183. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00599-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00599-5)
 53. Vassalle, L., Díez-Montero, R., Machado, A.T.R., Moreira, C., Ferrer, I., Mota, C.R., Passos, F., 2020. Upflow anaerobic sludge blanket in microalgae-based sewage treatment: Co-digestion for improving biogas production. *Bioresour. Technol.* 300, 9. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122677>
 54. Vassalle, L., Passos, F., Machado, A.T.R., Moreira, C., Reis, M., Pascoal de Freitas, M., Ferrer, I., Mota, C.R., 2022. The use of solar pre-treatment as a strategy to improve the anaerobic biodegradability of microalgal biomass in co-digestion with sewage. *Chemosphere* 286, 131929. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131929>
 55. Von Sperling, M., 2007. *Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal*, 1st ed, IWA Publishing. London. <https://doi.org/10.2166/9781780402086>
 56. Von Sperling, M., Chernicharo, C.A. de L., 2005. *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions Volume I*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780402734>
 57. Von Sperling, M., Salazar, B.L., 2013. Determination of capital costs for conventional sewerage systems (collection, transportation and treatment) in a developing country. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development* 3, 365–374. <https://doi.org/10.2166/washdev.2013.063>
 58. Von Sperling, M. 2016. Urban wastewater treatment in Brazil. Technical note n. IDB-TN-970. Available at: <https://publications.iadb.org/publications/english/document/Urban-Wastewater-Treatment-in-Brazil.pdf>
 59. Wahyudianto, F.E., Oktavutri, N.I., Hariyanto, S., 2019. Kinetics of phosphorus removal from laundry wastewater in constructed wetlands with *Equisetum hymale*. *J. Ecol. Eng.* 20, 60–65. <https://doi.org/10.12911/22998993/108919>
 60. Weidema, B.P., Bauer, C., Hischer, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., Vadenbo, C.O., Wernet, G., 2013. Overview and methodology. *Swiss Centre for Life Cycle Inventories*.
 61. Young, P., Taylor, M., Fallowfield, H.J., 2017. Mini-review: high rate algal ponds, flexible systems for sustainable wastewater treatment. *World J. Microbiol. Biotechnol.* 33, 0. <https://doi.org/10.1007/s11274-017-2282-x>