

III-1364 - BIODEGRADABILIDADE AERÓBIA E CARACTERIZAÇÃO DE EFLUENTES DE SISTEMA UASB-LODOS ATIVADOS ALIMENTADO COM RESÍDUOS DA PRODUÇÃO DE ETANOL DE 1ª E 2ª GERAÇÃO

Paula Fontoura Procópio⁽¹⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Ouro Preto (PROAMB/UFOP). Doutoranda no Programa Integrado de Pós-Graduação em Bioenergia, na Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP).

Oscar F. Herrera Adarme⁽²⁾

Engenheiro químico pela Universidad Nacional de Colombia (UNAL-Manizales). Mestre e Doutor em Engenharia ambiental pela Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP). Pesquisador Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI). Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)

Sérgio Francisco de Aquino⁽³⁾

Bacharel/licenciado em Química pela UFV. Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela USP. Doutor em Engenharia Química pela *Imperial College London*. Professor Titular do Departamento de Química da UFOP.

Endereço⁽¹⁾: Rua Hélio Leonardi, nº 143, Cidade Universitária, Campinas-SP - CEP: 13.083-670 - Brasil - e-mail: p271071@dac.unicamp.br

RESUMO

Apesar do elevado potencial econômico e ambiental da biorrefinaria de etanol de cana-de-açúcar, há ainda questões-chave que precisam ser tratadas em relação a esta indústria, relacionadas, principalmente, aos efluentes e resíduos gerados em seu processo produtivo. Destaca-se entre eles a vinhaça, efluente com elevada carga orgânica produzida em grande quantidade durante o processo de fermentação (8 a 15 litros por litro de etanol). Além disso, este estudo trata do Hidrolisado Hemicelulósico (HH), um subproduto do pré-tratamento realizado para produção de etanol a partir de bagaço de cana (2G), o qual também possui alta carga orgânica e quantidades significativas de compostos inibidores. Para o tratamento conjunto destes efluentes foi avaliado o uso de um sistema anaeróbio-aeróbio, consistindo inicialmente em um reator anaeróbio de duplo estágio seguido de um sistema de lodos ativados. Posteriormente, o primeiro estágio da digestão anaeróbia foi desligado do sistema. O sistema foi alimentado com vinhaça e HH em uma proporção de 75%-25%, e diferentes condições de diluição e concentração de glicose adicionada foram testadas ao longo da operação. Adicionalmente, o tempo de detenção hidráulica (TDH) foi variado. As condições ótimas foram definidas como TDH de 12 horas, sem diluição e sem adição de glicose (após a estabilização do reator). Nestas condições, o pós-tratamento alcançou eficiência de remoção de DQO de $62 \pm 9\%$, sendo a eficiência global do sistema (anaeróbio + aeróbio) igual a $88 \pm 3\%$. Afluentes e efluentes foram caracterizados por meio de varredura em espectrofotometria de UV-Vis e cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas (GC-MS), para identificação de compostos orgânicos de interesse. A maioria dos compostos identificados no afluente foi eficientemente removida pelos microrganismos aeróbios, restando apenas pequenas concentrações de ácidos graxos de cadeia longa (AGCL), estigmasterol e compostos aromáticos. Por fim, a análise quantitativa de fenóis indicou baixa eficiência de remoção deste tipo de composto. O sistema de lodos ativados mostrou-se adequado para funcionar como pós-tratamento da co-digestão anaeróbia de vinhaça e HH, sendo capaz de lidar com as flutuações na operação do sistema anaeróbio e fornecer um efluente final de qualidade estável.

PALAVRAS-CHAVE: Vinhaça; Hidrolisado Hemicelulósico; Lodos Ativados; Pós-tratamento; Caracterização.

INTRODUÇÃO

O elevado crescimento populacional, o rápido desenvolvimento tecnológico e a ameaça relacionada às mudanças climáticas são fatores observados nas últimas décadas que trazem, em comum, dois grandes

desafios: os crescimentos das demandas por água e energia. Com o aumento da população e a sofisticação dos meios de produção, o acesso à água tem sido dificultado não só em termos de quantidade, mas também de qualidade – uma vez que os corpos hídricos são os principais receptores dos poluentes presentes em efluentes domésticos e industriais. Adicionalmente, com a crescente demanda por energias limpas, originada nas questões climáticas, busca-se dissociar cada vez mais da dependência dos combustíveis fósseis.

Neste contexto, crescem o interesse e as pesquisas na área de biorrefinaria, a qual tem, no Brasil, um enorme potencial, considerando-se a elevada capacidade de produção de biomassa do país. A produção de etanol a partir da cana de açúcar pode ser citada como principal exemplo de biorrefinaria no Brasil, sendo uma indústria já consolidada e com a maior produção mundial de etanol a partir deste substrato. Contudo, apesar do alto potencial sustentável deste tipo de etanol, ainda há questões ambientais que precisam ser observadas, principalmente relacionadas aos efluentes gerados no seu processo produtivo. O presente trabalho buscou investigar o tratamento biológico de dois destes efluentes, os quais possuem elevado teor de matéria orgânica de difícil degradação: a vinhaça, gerada no processo de fermentação do etanol; e o hidrolisado hemicelulósico (HH), o qual é gerado no pré-tratamento realizado com o bagaço de cana para viabilizar a produção de etanol lignocelulósico, ou de segunda geração (2G).

A digestão anaeróbia mostra-se como uma boa alternativa para o tratamento destes efluentes, uma vez que é capaz de remover boa parte desta carga orgânica, transformando-a em biogás. Adarme et al. (2022) demonstraram, inclusive, a possibilidade de tratamento conjunto dos dois efluentes supracitados, por meio da co-digestão. No entanto, o efluente anaeróbio gerado neste processo ainda possui carga orgânica significativa, tornando importante um pós-tratamento que viabilize o descarte adequado destes efluentes no ambiente.

Um pós-tratamento aeróbio, como o de lodos ativados, é indicado pois permite uma complementação das reações bioquímicas realizadas no tratamento, resultando na degradação de compostos que comumente são dificilmente degradados em ambientes anaeróbios. Além disso, o sistema de lodos ativados é amplamente utilizado em escala real para o tratamento de efluentes industriais, uma vez que é um sistema robusto e capaz de lidar com possíveis alterações nas condições dos efluentes (Mara & Horan, 2003). A análise da eficiência deste pós-tratamento permite a avaliação da biodegradabilidade aeróbia do efluente tratado, verificando a possibilidade de se reduzir ainda mais o potencial poluidor do processo produtivo do etanol.

OBJETIVOS

Este estudo buscou avaliar a eficiência de um sistema de lodos ativados montado em escala de bancada, como pós-tratamento da co-digestão anaeróbia de vinhaça e HH. Por meio da simulação de condições amplamente utilizadas na indústria, o estudo objetivou analisar a eficiência do pós-tratamento dos pontos de vista quantitativo e qualitativo.

As análises quantitativas, realizadas principalmente pela verificação da concentração de DQO (demanda química de oxigênio) removida, foram realizadas para permitir uma melhor compreensão sobre a capacidade de remoção de matéria orgânica pelos microrganismos aeróbios. O estudo qualitativo, por sua vez, se deu com o objetivo de identificar compostos que persistiram ao tratamento biológico, e observar quais substâncias foram eficientemente degradadas pelos microrganismos aeróbios. Adicionalmente, foi investigado o surgimento de compostos que não estavam presentes nos afluentes ao sistema, sendo estes caracterizados como produtos microbianos solúveis (*soluble microbial products*, ou SMP). O conjunto dos resultados obtidos permite um entendimento geral e integrado acerca do sistema avaliado, indicando os principais pontos que podem ser trabalhados para melhorar sua eficiência.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foi operado durante 7 meses um sistema de tratamento em escala de bancada, composto por um digestor anaeróbio seguido de um sistema de lodos ativados (Figura 1). O sistema foi alimentado com mistura de vinhaça e hidrolisado hemicelulósico (75%-25%) - conforme otimizado por Adarme et al. (2019), - diluída em água para a obtenção da Carga Orgânica Aplicada (COA). A vinhaça foi obtida diretamente em uma usina de produção de etanol 1G e mantida congelada até o uso. Já o hidrolisado foi produzido no próprio laboratório a

partir do pré-tratamento hidrotérmico do bagaço de cana, de acordo com as condições otimizadas por Baêta et al. (2016).

A operação do sistema se deu em temperatura mesofílica e em três fases, nas quais foram variadas a configuração dos reatores e os parâmetros operacionais. Na Fase I, o sistema anaeróbico foi operado em dois estágios, de forma a gerar um efluente de menor COA e facilitar a adaptação dos microrganismos aeróbios às condições do efluente, durante a fase de *start-up* do sistema de lodos ativados. O sistema de duplo estágio contava com um reator acidogênico de 1,8 L de volume útil, de leito estruturado, seguido por um reator metanogênico tipo UASB com volume útil de 2,3 L. O primeiro foi operado com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 8 horas e COA de 8,2 gDQO/L.dia. Por sua vez, a operação do reator UASB foi feita em TDH de 22 horas e COA aproximada de 3,5 gDQO/L.dia. O efluente do reator acidogênico teve seu pH ajustado para 7 antes da alimentação do reator UASB. Após identificada a estabilização do sistema de lodos ativados, o primeiro estágio da digestão anaeróbia foi retirado de funcionamento, e esta passou a ser realizada em estágio único, no reator UASB, com TDH de 22h e COA de 8,2 g.DQO/L.dia.

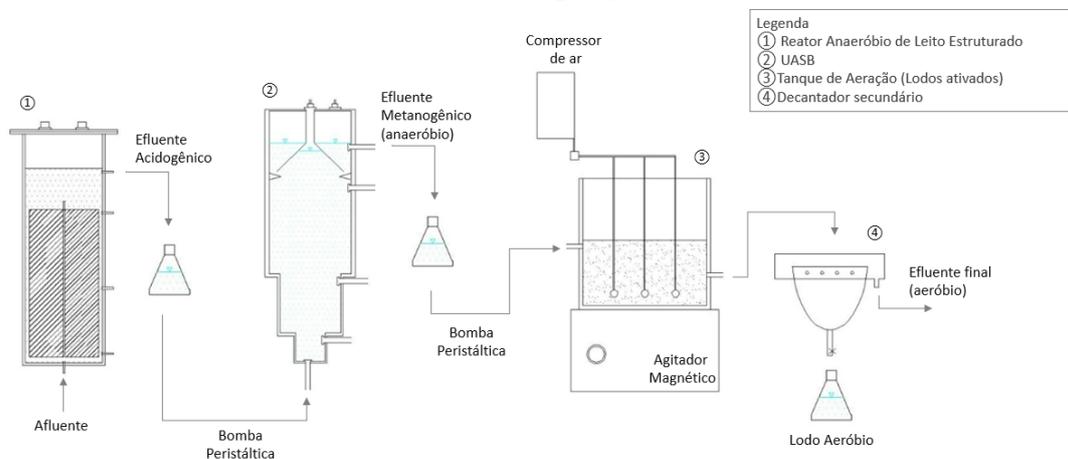


Figura 1 - Diagrama representando a configuração do sistema de tratamento em bancada

O pós-tratamento aeróbio ocorreu em um sistema de lodos ativados operado de forma contínua, com tanque aerado (TA) seguido de decantador secundário e com recirculação manual de lodo. Parte do lodo de retorno foi descartada diariamente para garantir a idade do lodo entre 8 e 10 dias. Durante a maior parte do período de operação, foi adicionada glicose à solução de alimentação como forma de estimular o metabolismo dos microrganismos aeróbios. A quantidade de glicose adicionada foi gradualmente reduzida, até que nos últimos 27 dias de operação parou de ser realizada. O TDH e COA do pós-tratamento foram variados como mostra a Tabela 1:

Tabela 1 – Fases de operação do sistema de lodos ativados

Fase	Período de operação (d)	TDH (h)	COA (gDQO/L.d) ⁽¹⁾
I	93	12	0.73
II	58	24	1.90
III	59	12	2.82

Conforme mencionado anteriormente, os afluentes e efluentes do sistema aeróbio foram caracterizados quantitativa e qualitativamente. Análises de DQO, DBO e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) foram realizadas ao longo dos estudos para controle operacional do sistema. Além da DQO, os fenóis e alguns Ácidos Graxos Voláteis (AGVs) foram quantificados, permitindo um melhor entendimento do funcionamento do sistema como um todo, e sendo capaz de indicar, principalmente, problemas no tratamento anaeróbico. Para caracterização qualitativa foram utilizadas técnicas como a varredura em UV-Vis e a Cromatografia Gasosa acoplada à Espectrometria de Massas (GC-MS).

Análises de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), Demanda Química e Bioquímica de Oxigênio (DQO e DBO) foram realizadas de acordo com os métodos descritos pela APHA (2005). Compostos fenólicos foram quantificados pelo método *Folin-Ciocalteu* (Molina-Cortés et al., 2019). As análises de açúcares e ácidos orgânicos foram realizadas por meio de Cromatografia Líquida de Alta Performance (HPLC) e a identificação de compostos orgânicos de interesse foi realizada por Cromatografia Gasosa acoplada à Espectrometria de Massas (GC-MS) em um equipamento da marca Shimadzu, modelo GCMS-QP2010. As amostras analisadas em GC-MS foram extraídas em baixa temperatura (-8°C) em acetonitrila e derivatizadas com *N,O-bis(trimethylsilyl)trifluoroacetamida* (BSTFA). A varredura em UV-Vis, por sua vez, foi realizada em um espectrofotômetro Shimadzu SPD-10AV.

RESULTADOS OBTIDOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos para DQO e eficiência do pós-tratamento aeróbio são mostrados na Figura 2. Com base nestes resultados, considera-se que as condições ótimas de operação foram observadas na Fase III, quando o sistema operou com a maior COA e obteve a menor DQO efluente média ($414,3 \pm 95$ mg/L). A eficiência média do sistema aeróbio nesta fase foi de $62 \pm 9\%$, e a eficiência global do sistema combinado foi de $88 \pm 3\%$.

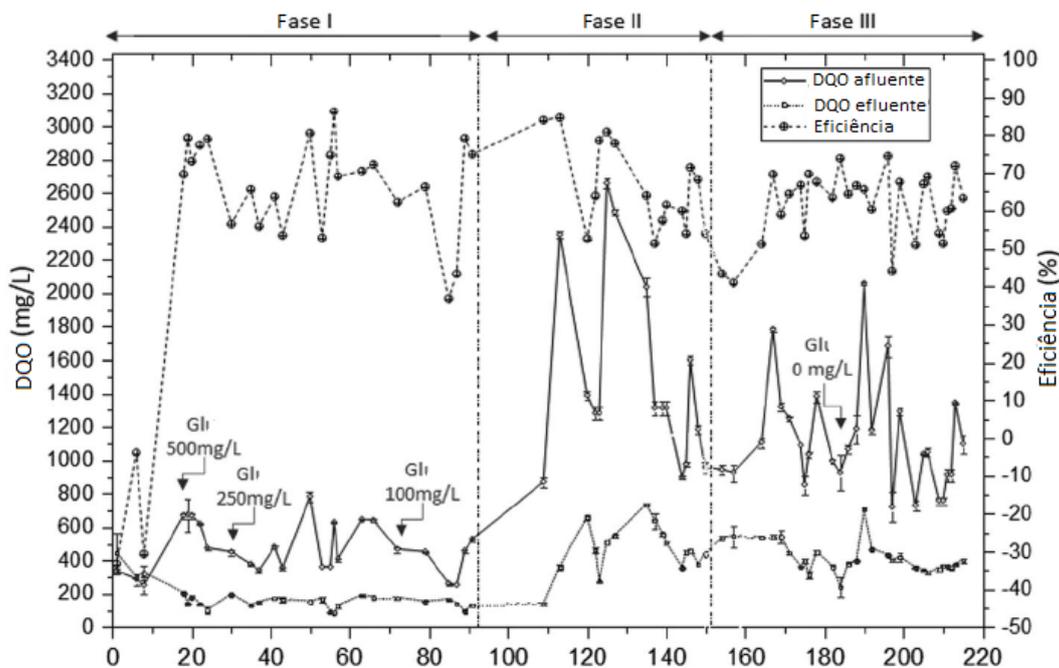


Figura 2 - Resultados de DQO afluente, efluente e eficiência de remoção de DQO do sistema aeróbio

Ainda por meio da Figura 2, é possível observar como a retirada do reator acidogênico da fase anaeróbia resultou em um claro aumento da carga orgânica afluente ao sistema de lodos ativados nas Fases II e III. Além disso, identifica-se a elevada variação na concentração de DQO do efluente anaeróbio nestas fases, o que demonstra a dificuldade do reator UASB em operar de forma estável com a carga orgânica elevada e lidando com compostos mais complexos e de cadeias maiores, uma vez que o reator acidogênico otimizava as etapas iniciais da digestão anaeróbia fornecendo ao reator UASB um efluente mais facilmente degradável.

Contudo, deve-se destacar que esta otimização realizada pelo reator acidogênico não se reflete em um afluente mais biodegradável para o pós-tratamento, sendo, de fato, o oposto. Como o sistema anaeróbio possui maior eficiência funcionando em dois estágios, a maior parte dos compostos biodegradáveis é removida neste sistema, restando ao reator aeróbio apenas os compostos mais recalcitrantes para serem degradados. Sendo assim, apesar de a Fase I contar com a menor DQO afluente ao sistema de lodos ativados, esta era composta, principalmente, de compostos complexos como fenóis e outros derivados de lignina. A eficiência média do sistema de pós-tratamento na Fase I para remoção de DQO foi de $57 \pm 30\%$.

Nas Fases II e III, apesar de uma maior DQO afluente ao pós-tratamento, a maior parte de sua composição era formada por ácidos graxos voláteis (AGVs), os quais são mais biodegradáveis e, portanto, mais facilmente removidos pelo sistema de pós-tratamento. Os AGVs contribuíram para até 70% da DQO total no efluente anaeróbio, e os principais AGVs encontrados foram os ácidos propiônico e isobutírico, o que indica choque de carga no reator anaeróbio causada por limitações termodinâmicas na digestão anaeróbia (Aquino e Chernicharo, 2005).

Desta forma, a eficiência do sistema aeróbio foi maior, em média, nestas duas fases, tendo sido de $65 \pm 13\%$ na Fase II e $62 \pm 9\%$ na Fase III. No entanto, a maior concentração de compostos biodegradáveis no efluente leva a uma menor degradação dos compostos complexos e recalcitrantes, visto que os microrganismos optam pelos substratos mais disponíveis no meio. Com isso, observa-se por exemplo uma baixa eficiência na remoção de fenóis pelo sistema de pós-tratamento na Fase III, o que será tratado mais adiante.

O sistema de lodos ativados demonstrou-se capaz de lidar com as variações em sua DQO afluente nas Fases II e III, mantendo – e até aumentando – sua eficiência e fornecendo um efluente final com qualidade mais estável. Este fato confirma a importância do uso do sistema de pós-tratamento aeróbio para o polimento do efluente final, sendo essencial o fornecimento de um efluente de qualidade estável quando se considera a aplicação em escala real.

Os resultados mostraram também a importância de se adicionar glicose como fonte de carbono biodisponível, especialmente no início da operação, visto que antes da adição de glicose não foi observado consumo de DQO no TA e, após, a eficiência do sistema passou a 67%. A completa retirada da glicose no final da operação não resultou em nenhuma alteração significativa, indicando que a suplementação de carbono não é necessária após a adaptação dos microrganismos aos compostos presentes no efluente anaeróbio.

Em se tratando de remoção de compostos fenólicos, o pós-tratamento obteve uma eficiência média de 16% na Fase III (Tabela 2). A tabela apresenta também uma estimativa da contribuição dos fenóis para a DQO dos afluentes e efluentes, que foi realizada considerando-se que a DQO teórica de 1g de Ácido Tânico ($C_{76}H_{52}O_{46}$) é de $1,24gO_2$.

Tabela 2 - Concentração de fenóis no sistema de lodos ativados na Fase III

Dia da amostra	Fenol afluente (mg/L)	Fenol efluente (mg/L)	Fenóis na DQO afluente (%)	Fenóis na DQO efluente (%)
192	228.87	202.36	24%	54%
199	165.33	145.60	16%	43%
207	227.64	216.54	21%	47%
210	241.81	138.20	40%	47%

Como já mencionado, o sistema aeróbio não foi eficiente na remoção de fenóis, o que provavelmente se deve à presença de outros compostos, mais biodegradáveis, que são prioritariamente consumidos pela microbiota do TA. A concentração de fenóis no afluente ao sistema se mostrou determinante para sua eficiência, tendo o mesmo apresentado menor eficiência nos dias com as maiores concentrações de fenóis no afluente. Adicionalmente, observa-se que a contribuição dos fenóis para a DQO do efluente final é significativa. Conclui-se, portanto, que para se buscar uma melhoria na eficiência do sistema de tratamento aqui avaliado, é fundamental que sejam encontradas maneiras de se aumentar a degradação dos fenóis, preferencialmente antes da entrada do efluente no sistema de lodos ativados, de forma a reduzir o impacto da inibição dos compostos fenólicos aos microrganismos aeróbios.

Amostras de afluente e efluente do dia 207 foram analisadas em UV-Vis e em GC-MS, e os resultados são apresentados na Figura 3 (UV-Vis) e Figura 4 (GC-MS).

Observa-se, pela Figura 3, remoção completa de substâncias que absorvem a luz entre 325 e 400 nm, o que coincide com os comprimentos de onda normalmente absorvidos por melanoidinas, compostos geradores de cor que são encontrados na vinhaça e no HH. Por outro lado, compostos que absorvem entre 200 e 230 nm

persistiram ao tratamento. Esta faixa de absorvância é compatível com a lignina e compostos dela derivados, entre os quais podem ser citados os fenóis, de forma que os resultados obtidos na espectroscopia corroboram com o apresentado na Tabela 2. Os maiores picos observados no afluente foram entre 250 e 270 nm, que podem estar relacionados a outros compostos aromáticos, que foram parcialmente degradados no tratamento.

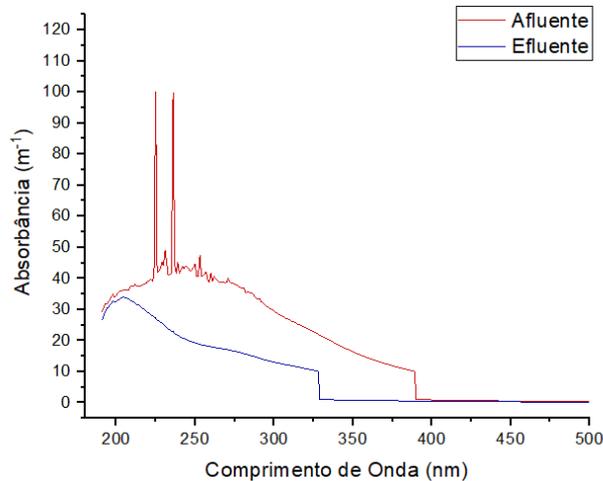


Figura 3 - Espectro UV-Vis para amostras do afluente e efluente do pós-tratamento, coletadas no dia 207

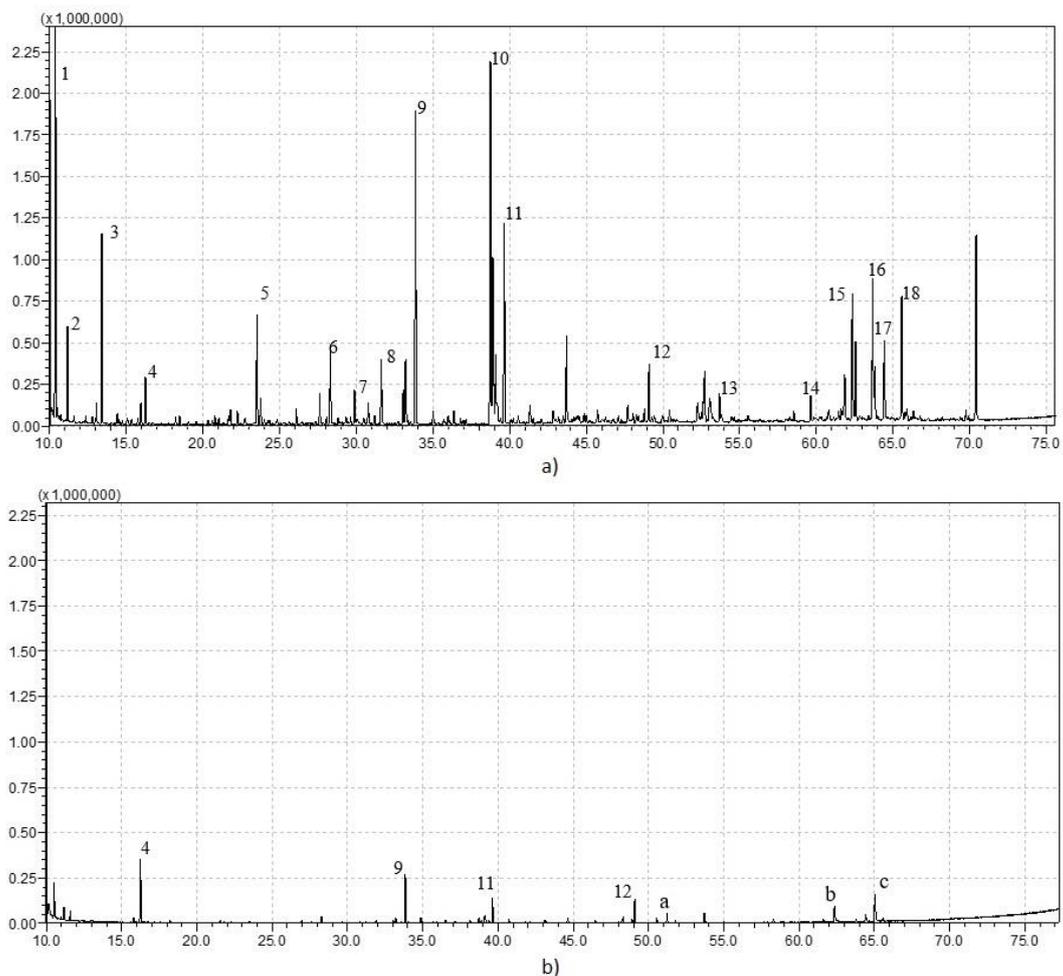


Figura 4 - Cromatogramas obtidos em GC-MS com amostras do (a) afluente e (b) efluente do sistema de lodos ativados, coletadas no dia 207

A Tabela 3 apresenta os compostos identificados para cada pico dos cromatogramas obtidos no GC-MS, utilizando-se a comparação dos espectros obtidos com aqueles disponibilizados na biblioteca do *NIST*.

Tabela 3 - Identificação dos compostos detectados nas análises de GC-MS

Pico	Substância	Intensidade – Afluente (x1000)	Intensidade – Efluente (x1000)
1	Ácido butanodióico	5.538	
4	Ácido adípico	292	352
5	N.I.	671	
6	Ácido adípico, bis-(2,2,6,6-tetrametil,-4-piperidil) amida	462	
	Diisobutil ftalato		37
7	Ácido pentadecanóico	212	
8	Xilitol	388	
9	Ácido hexadecanóico	1.797	269
10	Ácido 9,12-Octadecadienóico	2.070	22
	Ácido 9,12-Octadecadienóico	1.026	30
11	Ácido octadecanóico	1.190	139
12	Ácido Hexadecanóico	380	135
a	N.I.		53
13	Ácido Octadecanóico,	193	56
14	Colestan-3-ol, (3 β ,5 α)	180	
15	Glicerol	743	
b	3,3-dimetil-4-metileno-1,2-bis(trimetilsiloximetil)-ciclopenteno		8
16	Metil-3 α -hidroxi-5 β -colestanoato	887	
17	Estigmasterol	516	48
c	Benzeno		152
18	Colesterol	792	

A maior parte dos compostos identificados em GC-MS foi completamente degradada no sistema aeróbio. Dentre estes, três grupos principais merecem destaque. Os ácidos graxos de cadeia longa (AGCL), predominantes no efluente, foram significativamente removidos, observando-se, entretanto, alguma persistência dos AGCL indicados pelos picos 9, 11 e 12. Estes compostos estão presentes no efluente anaeróbio devido, provavelmente, a uma à hidrólise de óleos e gorduras contidos na vinhaça e no HH. Sabe-se, entretanto, que sua remoção é favorecida em sistemas aeróbios, onde são degradados por meio de um metabolismo conhecido como β -oxidação (Yadav & Chandra, 2012). É válido destacar também que o Ácido Octadecadienóico, identificado no pico 10, foi mais bem degradado no sistema aeróbio quando comparado aos Ácidos Octadecanóico e Hexadecanóico. Isto pode ser explicado pelo fato de o primeiro ser um composto insaturado, o que o torna mais solúvel e conseqüentemente facilita o seu transporte para o interior das células, favorecendo sua degradação.

Outro grupo de compostos observado no efluente anaeróbio foram os esteroides, identificados nos picos 14, 15, 16, 17 e 18. Estes também foram eficientemente degradados pela microbiota aeróbia, restando apenas uma pequena concentração de Estigmasterol no efluente final. O Estigmasterol é um fitosterol, ou seja, um composto que está naturalmente presente em tecidos das plantas.

Por fim, em relação aos compostos aromáticos, a identificação de Benzeno apenas no efluente final (pico c) indica degradação parcial destes compostos, com possível dificuldade para a quebra do anel. O outro composto aromático identificado foi o Diisobutil ftalato, que também é um provável subproduto da degradação parcial de compostos aromáticos maiores, como derivados de lignina. Ambos os compostos aromáticos identificados por meio da GC-MS podem ser classificados como SMP, visto que não estavam

presentes na amostra de afluente analisada. Entretanto, a análise quantitativa de fenóis indica que há outros compostos aromáticos no efluente, os quais, no entanto, não foram bem extraídos pelos métodos utilizados, ou cujos picos não foram identificados na comparação dos espectros com a biblioteca *NIST*.

CONCLUSÕES

O estudo demonstrou que o sistema de lodos ativados pode ser eficientemente utilizado para polir efluentes de reatores anaeróbios alimentados com resíduos da indústria sucroalcooleira. A carga de DQO no efluente anaeróbio variou significativamente durante o período de operação, e o pós-tratamento foi essencial para garantir um efluente final estável, com baixa carga orgânica biodegradável, o que é importante de ser considerado para aplicações em escala real.

A comparação do sistema quando o reator anaeróbio foi operado em dois estágios e em um único estágio permite compreender como o sistema de lodos ativados responde a afluentes com diferente biodegradabilidade. Com o sistema em dois estágios, a maioria dos compostos biodegradáveis é removida na fase anaeróbia, restando apenas compostos mais complexos e recalcitrantes. No entanto, ainda assim observou-se boa eficiência para remoção de DQO no pós-tratamento, principalmente ao final da Fase I, quando o sistema estava mais estável e, provavelmente, mais aclimatado aos compostos presentes no afluente. Por outro lado, com o sistema anaeróbio operando em apenas um estágio, o efluente deste reator era mais rico em compostos biodegradáveis, como AGVs, que são facilmente removidos em sistemas de lodos ativados. Com esta conformação do sistema observou-se um pequeno aumento na eficiência do pós-tratamento. Porém, a DQO do efluente final foi maior que a obtida na Fase I, e observou-se ainda baixa eficiência na remoção de fenóis, indicando que há margem para a melhoria do sistema.

Análises de UV-Vis mostraram que o sistema aeróbio foi eficiente na remoção de cor. Contudo, compostos que absorvem luz na faixa de 250nm não foram bem degradados. Foi demonstrado que a maior parte dos compostos identificados no efluente anaeróbio foram completamente degradados pelo sistema de lodos ativados operando em um TDH de 12 horas com COA média de 1,61 gDQO/L.dia. Concentrações residuais de ácidos graxos de cadeia curta (AGVs) e longa (AGCL), assim como de aromáticos de baixo peso molecular (fenóis e benzeno) foram observadas no efluente final.

Por fim, a eficiência global para a remoção de DQO obtida no sistema combinado foi de 88%, similar a valores observados em outros estudos, que tratavam apenas a vinhaça. Este resultado demonstra que a adição do hidrolisado hemicelulósico não afetou significativamente o sistema de tratamento. Com isso, observa-se a possibilidade de se tratar conjuntamente os resíduos de biorrefinarias de etanol de primeira e segunda geração (1G e 2G) em um sistema combinado de tratamento UASB-Lodos Ativados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ADARME, O. F. H., BAÊTA, B. E. L., TORRES, M. C., TAPIERO, F. C. O., GURGEL, L. V. A., DE QUEIROZ SILVA, S., & DE AQUINO, S. F. *Biogas production by anaerobic co-digestion of sugarcane biorefinery byproducts: Comparative analyses of performance and microbial community in novel single-and two-stage systems*. *Bioresource Technology*, 354, 127185. (2022). Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127185>
2. ADARME, O. F. H., BAÊTA, B. E. L., FILHO, J. B. G., GURGEL, L. V. A., & DE AQUINO, S. F. (2019). *Use of anaerobic co-digestion as an alternative to add value to sugarcane biorefinery wastes*. *Bioresource Technology*, 287(3), 121443. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121443>
3. APHA, A. P. H. A. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington D: American Public Health Association, 2005.
4. AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L. *Acúmulo de Ácidos Graxos Voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle*. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10, n. 2, p. 152–161, 2005.
5. BAÊTA, B. E. L.; LIMA, D. R. S.; ADARME, O. F. H.; *et al.* *Optimization of sugarcane bagasse*

autohydrolysis for methane production from hemicellulose hydrolyzates in a biorefinery concept. *Bioresource Technology*, v. 200, p. 137–146, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.003>>.

6. MARA, D.; HORAN, N. *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. London, UK: Elsevier, 2003.
7. MOLINA-CORTÉS, A., SANCHEZ-MOTTA, T., TOBAR-TOSSE, F., & QUIMBAYA, M. *Spectrophotometric estimation of total phenolic content and antioxidant capacity of molasses and vinasses generated from the sugarcane industry*. *Waste and Biomass Valorization*, 11(7), 3453–3463. (2019). Disponível em <https://doi.org/10.1007/s12649-019-00690-1>
8. YADAV, S., & CHANDRA, R. (2012). *Biodegradation of organic compounds of molasses melanoidin (MM) from biomethanated distillery spent wash (BMDS) during the decolourisation by a potential bacterial consortium*. *Biodegradation*, 23(4), 609–620. Disponível em <https://doi.org/10.1007/s10532-012-9537-x>