

II-131 – CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODO E RESÍDUO ALIMENTAR PRÉ-FERMENTADO

Agne Pereira da Cunha⁽¹⁾

Engenheira Ambiental e Sanitarista pela Escola de Engenharia Civil e Ambiental (EECA/UFG). Mestranda em Engenharia Ambiental no Programa de Engenharia Ambiental (PEA/UFRJ).

Magali Christe Cammarota⁽²⁾

Engenheira Química pela Escola de Química (EQ/UFRJ). D.Sc. em Bioquímica (IQ/UFRJ). Professor Titular do Departamento de Engenharia Bioquímica da EQ/UFRJ.

Isaac Volschan Jr.⁽³⁾

Engenheiro Civil e Sanitarista pela Universidade Santa Úrsula (USU). D.Sc. em Engenharia de Produção (PEP/UFRJ). Professor Titular do Departamento de Recursos Hídricos e Meio Ambiente da Escola Politécnica (Poli/UFRJ).

Endereço⁽¹⁾: Rua Almirante Tamandaré, 22 (fundos) - Tauá – Rio de Janeiro - RJ - CEP: 21910070 - Brasil - e-mail: agne.@poli.ufrj.br

Endereço⁽²⁾: Av. Athos da Silveira Ramos, 149, Bloco E - Cidade Universitária - Rio de Janeiro – RJ - e-mail: christe@eq.ufrj.br

Endereço⁽³⁾: Av. Athos da Silveira Ramos, 149, Bloco D - Cidade Universitária - Rio de Janeiro – RJ - e-mail: volschan@poli.ufrj.br

RESUMO

A codigestão anaeróbia de lodo secundário do tratamento de esgoto sanitário e resíduo alimentar (RA) foi avaliada empregando-se RA recém-preparado (fresco) ou pré-fermentado. O RA consistia de sobras de refeições servidas no Restaurante Universitário Central/UFRJ após processamento (trituração e adição de água). A pré-fermentação do RA processado foi realizada por 48h, à temperatura ambiente (~26°C) e com agitação, em reator aberto (20L). Os experimentos de digestão anaeróbia foram conduzidos em escala de bancada sob três condições: i) 100% lodo (controle G1); ii) 80:20 (% v/v) lodo:RA fresco (G2); e iii) 80:20 lodo:RA pré-fermentado (G3), em reatores de 1L, a (30±1) °C. Os digestores operaram em regime semicontínuo, com tempo de detenção hidráulica de 30 dias e agitação intermitente (manual). Os digestores alimentados com lodo e RA apresentaram melhor desempenho (maior redução de sólidos suspensos voláteis - SSV e rendimento de biogás), em comparação com o digestor controle alimentado com somente lodo. Em G2 e G3 foram obtidos 208-248 mL biogás/g SSVi e 53% de redução de SSV, enquanto em G1 obteve-se somente 46 mL biogás/g SSVi e 35% de redução de SSV. A comparação da codigestão de lodo com RA fresco e lodo com RA pré-fermentado mostrou que a pré-fermentação do RA por 48h pode ser vantajosa quando aplicada na partida dos reatores. Durante a partida dos digestores com lodo e RA, a recuperação do pH, que decaía nos primeiros dias de operação para valores < 5, foi muito mais rápida no digestor G3 (com RA pré-fermentado), que também manteve um rendimento de biogás relativamente estável desde a partida. Após a estabilização, no entanto, a codigestão com RA com e sem pré-fermentação apresentou resultados similares.

PALAVRAS-CHAVE: Codigestão anaeróbia, fermentação, resíduo alimentar, lodo secundário, biogás.

INTRODUÇÃO

No Brasil, as questões relacionadas ao saneamento ambiental vêm sendo discutidas de forma mais diligente, sobretudo após a criação da Lei Nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Esta lei reúne um conjunto de objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações visando um comportamento compatível com a proposta de desenvolvimento sustentável, que se aplica a todos os resíduos sólidos, com exceção daqueles regulados por legislação específica (BRASIL, 2010).

A necessidade de expandir os serviços de saneamento estende-se também ao interesse de aperfeiçoar processos e tecnologias relacionadas ao gerenciamento de lodo nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE). Melhorias desses processos incluem a redução da geração de lodo residual, a maior geração de metano no tratamento anaeróbio deste resíduo e, além disso, o melhor aproveitamento e aplicação do biogás, assim como a recuperação e uso dos bio sólidos gerados.

O tratamento biológico do lodo de esgoto através da digestão anaeróbia (DA) é uma tecnologia bem difundida e comumente usada em instalações de tratamento de águas residuárias para o tratamento do lodo em termos de redução de volume e de patógenos, bem como de sua estabilização (OBULISAMY et al., 2016). Além do lodo estabilizado, a DA tem como produto uma mistura gasosa, denominada biogás, que é constituída principalmente de dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4), e é considerada uma fonte de energia renovável (JORDÃO; PESSOA, 2011).

Na DA simples (“monodigestão”) existem alguns inconvenientes ligados ao tipo de substrato a ser tratado. No lodo de esgoto o inconveniente é principalmente sua baixa carga orgânica. Esta adversidade pode ser resolvida com a adição de um cossustrato, constituindo uma “codigestão” (MATA-ALVAREZ et al., 2014). A produção de biogás advinda da codigestão anaeróbia a partir de diferentes materiais orgânicos biodegradáveis se torna cada vez mais uma fonte de energia renovável viável (HAGOS et al., 2017). Dentre estes materiais orgânicos, um dos componentes da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), o resíduo alimentar (RA), desponta como importante alternativa para o processo de codigestão anaeróbia. Estes resíduos representam um cossustrato altamente biodegradável que, adicionados em proporções adequadas aos digestores de lodo de esgoto, aumentam a carga orgânica e a produção de biogás (MATA-ALVAREZ et al., 2014) devido a um sinergismo positivo que supre a falta de nutrientes dos substratos (MATA-ALVAREZ; MACÊ; LLABRÉS, 2000).

Além dos benefícios advindos da codigestão, a produção mais eficiente de energia proveniente do poder calorífico do metano também pode ser alcançada por técnicas que facilitem e induzam os mecanismos intervenientes na etapa inicial de hidrólise, da qual depende a eficiência das etapas subsequentes de decomposição anaeróbia (ABELLEIRA et al., 2012). A destruição da parede celular dos microrganismos que perfazem o lodo de esgoto pode ser alcançada mediante diferentes métodos térmicos, biológicos, físicos, químicos ou uma combinação destes. Quando aplicados, podem ser enquadrados como tecnologia de pré-tratamento do lodo bruto e prévia ao processo de digestão anaeróbia (TYAGI & LO, 2011). No entanto, esses métodos de pré-tratamento têm como principal desvantagem o alto custo, verificando-se em alguns casos um balanço energético desfavorável, com mais energia consumida no pré-tratamento do que a obtida a partir da queima do metano adicional produzido (MA et al., 2011).

Assim, métodos mais econômicos, aplicados aos cossustratos, também têm sido pesquisados. Dentre os pré-tratamentos biológicos pode-se citar a fermentação natural. Na fermentação ácida, as partículas orgânicas são hidrolisadas em matéria solúvel e em seguida convertidas em ácidos graxos voláteis (AGV) (MIN et al., 2005). Os AGV provenientes desta etapa podem ser posteriormente convertidos em biogás em uma subsequente fase de metanogênese (XIONG et al., 2019). A fermentação pode ocorrer em temperatura ambiente em países de clima temperado, dentro da faixa mesofílica (30 - 35 °C), de forma a reduzir os custos necessários para sua manutenção. Durante o estudo de Silveira (2016), o armazenamento do RA antes de seu uso na mistura com lodo de esgoto aumentou em 1,6 vezes a produção de metano, em comparação ao RA fresco. Este resultado provavelmente se deve ao aumento da população microbiana no RA durante sua estocagem. Tais microrganismos estariam adaptados aos constituintes do RA e produziram as enzimas hidrolíticas necessárias para assimilá-los, como em uma etapa de pré-hidrólise, relacionada a um processo de fermentação.

No presente estudo, pretende-se analisar o desempenho da codigestão anaeróbia de lodo secundário do tratamento de esgoto e RA submetido a um pré-tratamento biológico, que consiste em uma etapa de pré-fermentação do RA. Para tal, foram realizados experimentos em escala de bancada para levantamento das melhores condições de fermentação e o acompanhamento do desempenho do processo de codigestão de lodo com RA fresco e RA pré-fermentado.

MATERIAIS E MÉTODOS

A realização deste trabalho deu-se em duas etapas. Primeiramente, foram conduzidos experimentos de pré-fermentação para a seleção do tempo a ser utilizado no pré-tratamento. Posteriormente, na segunda etapa, foram realizados experimentos de digestão anaeróbia de lodo e codigestão de lodo com RA fresco ou pré-fermentado.

Lodo e resíduo alimentar - Os resíduos utilizados em ambas as etapas desta pesquisa, foram oriundos do campus Cidade Universitária/UFRJ. O lodo de esgoto foi coletado na linha de recirculação de um sistema de lodos ativados do Centro Experimental de Saneamento Ambiental (CESA/UFRJ) e apresentava pH 7, SSV de $(17,6 \pm 4,9)$ g/L e 97% de umidade. O RA foi proveniente do Restaurante Universitário (RU) Central. Após a coleta, o RA era levado ao laboratório para triagem, visando à remoção de materiais inertes indesejados. Em seguida, era processado em liquidificador industrial, misturado com água na proporção 1:3 v/v RA:água (FERREIRA, 2017). A água utilizada era oriunda do sistema público, coletada um dia antes e deixada em repouso à temperatura ambiente, visando volatilização do cloro eventualmente presente. O RA apresentava pH 5,8, SV de $(60,1 \pm 5,9)$ g/L e umidade de 95% após processado.

Pré-fermentação do RA - No experimento preliminar, 12L de RA recém-preparado foram transferidos para recipiente de 18L onde permaneceu sob agitação mecânica (EBERLE, mod. B 63 a4) a 12 rpm, à temperatura do laboratório (28 ± 2) °C durante sete dias. Diariamente, alíquotas de 150mL eram retiradas para monitoramento da fermentação em termos de pH e sólidos. Como havia evaporação natural e perda da umidade do RA para o ambiente, diariamente também era realizada, antes da coleta de amostra, a correção de nível da mistura com água destilada, para que não houvesse interferência nos resultados das análises. Os resultados do experimento preliminar determinaram o tempo de pré-fermentação a ser utilizado nos experimentos seguintes em escala de bancada. Os parâmetros de controle da pré-fermentação foram: pH, concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos dissolvidos voláteis (SDV), ácidos graxos voláteis (AGV), alcalinidade total e concentração de bactérias acidogênicas.

Digestão anaeróbia em bancada - Os digestores anaeróbios de bancada consistiram de três garrações de vidro de 1L, com 800 mL de volume útil e 200 mL de *headspace* para o biogás. Os reatores operaram sem agitação mecânica, por 26 semanas, em sala climatizada com temperatura de (30 ± 1) °C. Em cada digestor foi testada uma diferente condição, a saber: i) digestão de lodo secundário bruto (Digestor G1); ii) codigestão de lodo secundário e RA fresco (recém-preparado) (Digestor G2); e iii) codigestão de lodo e RA pré-fermentado (Digestor G3). Em ambas as condições de codigestão, a proporção v/v utilizada foi de 80% de lodo secundário e 20% de RA, valor de referência de estudos pretéritos realizados pelo grupo de pesquisa (FERREIRA, 2017).

Diariamente, o conteúdo de todos os digestores era homogeneizado manualmente por período de 1 a 2 min, permanecendo sem agitação durante o restante do período de digestão. Quando necessário, o ajuste do pH inicial das misturas dos Digestores G2 e G3 era feito com adição de NaOH 5 mol/L. A alimentação de todos os digestores foi realizada em regime semicontínuo. Assim, uma vez por semana, um volume da mistura em digestão era retirada (saída) de cada digestor e encaminhada para análise e caracterização do material digerido. Em seguida, o mesmo volume de lodo secundário ou da mistura de lodo e RA era introduzida (entrada) em cada unidade de digestão anaeróbia. Além da produção volumétrica de biogás, o monitoramento de amostras de entradas e saídas das unidades G1, G2 e G3 consistia na análise frequente dos parâmetros pH e SST (fixos e voláteis) e, em menor frequência, dos parâmetros alcalinidade total, acidez volátil e nitrogênio amoniacal.

RESULTADOS

Um experimento preliminar de pré-fermentação, sem ajuste de pH, mostrou duas fases distintas. Na primeira fase, foi observado que do início (0h) até 48h de fermentação, houve redução do pH de 4,1 para 3,4. Ademais, foi verificado que houve redução na concentração de SDV, enquanto que a de SSV aumentou. Este fato pode ser atribuído ao crescimento de bactérias acidogênicas, cuja concentração também aumentou de 2×10^8 para $>10^{10}$ NMP/100 mL. A conversão dos compostos orgânicos dissolvidos pode ter contribuído para o aumento da população bacteriana. Na segunda fase, do segundo dia de fermentação em diante, ocorreu a estabilização do pH em torno de 3,4, a redução da concentração de SSV e o aumento da concentração de SDV, indicando a hidrólise inicial dos sólidos. O ajuste de pH para 5,0 com NaOH 5 mol/L depois de 24h de fermentação não levou a alterações significativas nos resultados obtidos, em comparação com os resultados do experimento sem ajuste do pH. Apesar disso, o procedimento de correção do pH foi adotado, bem como o tempo de pré-fermentação de 48h.

A Tabela 1 mostra os resultados de fermentações do RA, realizadas por 48h, durante a operação dos digestores de bancada. A concentração de ácidos graxos voláteis (AGV) praticamente dobraram de 971 para 2073 mg de ácido acético/L. Reddy e Mohan (2012) também observaram em seu estudo que a concentração de AGV mostrou um incremento acentuado até 48h, seguido de uma redução às 72h, indicando sua produção e

utilização subsequente. Esse padrão é compatível com a redução de pH devido ao acúmulo de ácidos. A alcalinidade total (AT), por outro lado, apresentou valores baixos, variando ligeiramente de 530 a 415 mg de CaCO_3/L , com máximo e mínimo de 590,3 e 226,5 mg CaCO_3/L . Essa variação também pode ser explicada pela composição diferente do resíduo coletado semanalmente. Durante a fermentação a baixa alcalinidade não foi suficiente para evitar a queda de pH, como observado por Cheah et al. (2019), durante a pré-fermentação de FORSU processada.

Tabela 1: Resumo dos Resultados Obtidos na Pré-Fermentação do RA Durante a Operação dos Digestores de Bancada.

Tempo (h)	T (°C)	pH	SSV (mg/L)	Fração líquida		
				AGV (mg/L)	AT (mg/L)	BPA (NMP/100 mL)
0	24.7±2.4	5.8±0.4	30170	971±298	530±157	2.0×10 ⁸
24	23.7±2.9	4.4±0.6 (5.2±0.5) ^a	34755	1629±364	385±155	--
48	23.8±2.8	4.4±0.5	37423	2073±504	415±195	> 10 ¹⁰

^a Após ajuste com NaOH. SSV = sólidos suspensos voláteis, AGV = ácidos graxos voláteis, AT = alcalinidade total, BPA = Bactérias produtoras de ácido.

A mudança mais significativa no RA após 48h de fermentação foi o aumento da concentração de bactérias produtoras de ácido e, consequentemente, da concentração de AGV. Ao contrário do esperado, isso não diminuiu a concentração de SSV. Kim et al. (2008) também observaram uma redução de menos de 10% na DQO total e quase nada na DQO solúvel do RA após 48h de hidrólise a 150 rpm/45 °C em um digestor semi-anaeróbio (com injeção de 0,06 vvm de ar), mas considerável produção de AGV e queda de pH de 5,1 para 3,7-3,8.

Definido o tempo de 48h de pré-fermentação, deu-se início aos experimentos de digestão anaeróbia em escala de bancada, os quais consistiram na avaliação de desempenho dos reatores em operação semicontínua. Na Tabela 2 são apresentadas as médias e desvios-padrão para os valores iniciais e finais de todos os parâmetros monitorados ao longo da operação dos digestores. Para os parâmetros com muita variação, são apresentados os valores verificados após se atingir uma maior estabilidade, o que significa uma menor variabilidade observada nos desvios-padrão.

Tabela 2: Resultados do Monitoramento dos Digestores G1, G2 e G3.

PARÂMETROS	DIGESTORES		
	G1	G2	G3
COV (g SSV/L.d)	0,5±0,1	0,7±0,1	0,7±0,1
pH inicial	7,0±0,1	7,1±0,2	7,1±0,2
pH final	6,9±0,1	7,1±0,2*	7,2±0,1*
SSV inicial (g/L)	17,6±4,9	24,0±3,7	23,4±4,1
SSV final (g/L)	11,3±1,6*	12,0±0,9*	11,3±0,9*
Redução SSV (%)	35,1±4,0*	52,8±0,9*	52,8±2,4*
Vol. Biogás (mL-30°C)	169±49	1107±87*	834±106*
Rendimento biogás (mL biogás/ g SSVi)	46±15	248±30*	206±26
Alcalinidade Total (mg CaCO_3/L)	2767*	3473*	3781*
Acidez Volátil (mg HAc/L)	464*	501*	572*
N Amoniacal (mg/L)	515	550	560

* Após estabilização.

A diferença entre os valores alcançados pela monodigestão do lodo (Digestor G1) e codigestão de lodo com RA (Digestores G2 e G3) é nítida, com a última apresentando valores muito maiores para o rendimento de biogás, como também para a redução da concentração de SSV no substrato digerido e descartado. Depois de alcançada a adaptação dos microrganismos ao RA introduzido nos digestores G2 e G3, praticamente não havia

diferença entre o desempenho dos mesmos. Esta diferença foi somente observada durante o período de partida dos digestores, no qual o Digestor G3 alcançou estabilização em menor de tempo de operação.

Com relação ao monitoramento do pH, a Figura 1 apresenta a variação do pH inicial (na alimentação) e final (na saída) dos três digestores. Na primeira semana, não houve ajuste do pH inicial e os valores de pH nos três digestores se situaram entre 6,0 e 7,0. Os menores valores obtidos nos Digestores G2 e G3 são devido à mistura do lodo secundário com o RA, cuja composição é de natureza mais ácida.

Na segunda semana de operação das unidades, por ocasião do primeiro descarte e realimentação, o valor de pH do Digestor G1 manteve-se próximo a 7,0, enquanto nos Digestores G2 e G3 reduziram-se para 4,9 e 5,1, respectivamente. A queda de pH era esperada em função da adição ao lodo de um cossustrato de fácil digestão, tal como o RA. A rápida metabolização do cossustrato leva a uma produção acentuada e acúmulo de ácidos voláteis, reduzindo o pH. Vários autores observaram uma acentuada queda do pH nos primeiros dias de digestão (CHO; PARK; CHANG, 1995; HEO et al., 2003; LU et al., 2007; SOSNOWSKI et al., 2008; FERREIRA, 2017).

A partir daí, sempre que necessário, promoveu-se o ajuste do pH. Já na segunda semana, o parâmetro passou a ser corrigido para 7,0 no Digestor G1, e para 7,5 nos Digestores G2 (por 3 semanas) e G3 (por 2 semanas). Com este ajuste, na quarta semana o pH do Digestor G2 elevou-se para 6,2, e na terceira semana, para 6,4 no Digestor G3. Todas as correções subsequentes, convergiram para o valor 7,0, obtendo-se para os digestores G1, G2 e G3 valores estabilizados em $(7,0 \pm 0,1)$, $(7,1 \pm 0,2)$ e $(7,2 \pm 0,1)$, a partir da terceira, sexta e quarta semanas, respectivamente.

Uma marcante diferença observada entre os Digestores G2 e G3 no período de partida foi a mais rápida recuperação do pH (1,5 vezes mais rápida) no digestor alimentado com RA pré-fermentado (G3) em comparação com o digestor alimentado com RA fresco (G2). Provavelmente, nas 48h de pré-fermentação do RA ocorreram alterações na composição físico-química e microbiológica do substrato, as quais aceleraram o processo posterior de digestão (ZHANG et al., 2017).

A Figura 1 também apresenta a variação semanal das concentrações de SSV ao longo da operação dos três digestores. Nesta, para fim da análise de desempenho das unidades, são destacados o período inicial e dois períodos de estabilização nos três digestores. Os períodos de instabilidade observados podem ser relacionados com uma maior variabilidade na COV de entrada dos digestores. No primeiro período de estabilização, com duração de 10 a 15 semanas, os SSV finais estabilizaram em $(15258 \pm 1688 \text{ mg/L})$ no digestor G1, em $(15299 \pm 1290 \text{ mg/L})$ no digestor G2 e em $(15551 \pm 1129 \text{ mg/L})$ no digestor G3. No segundo período de estabilização, que corresponde às últimas 12, 9 e 10 semanas de operação dos digestores G1, G2 e G3, respectivamente, os SSV finais estabilizam em $(11272 \pm 1598 \text{ mg/L})$, $(11922 \pm 877 \text{ mg/L})$ e $(11308 \pm 865 \text{ mg/L})$.

Como relatam outros autores (CABBAI; BORTOLI; GOI, 2016), os valores das concentrações de SSV e de carga orgânica correspondentes aos substratos de alimentação dos digestores variaram durante todo o período de operação das unidades, devido às variações da composição do lodo secundário de esgoto e do RA. Os valores das concentrações de SSV aportados semanalmente nos Digestores G2 e G3 foram superiores aos aportados ao Digestor G1 por conta da adição de RA ao lodo secundário.

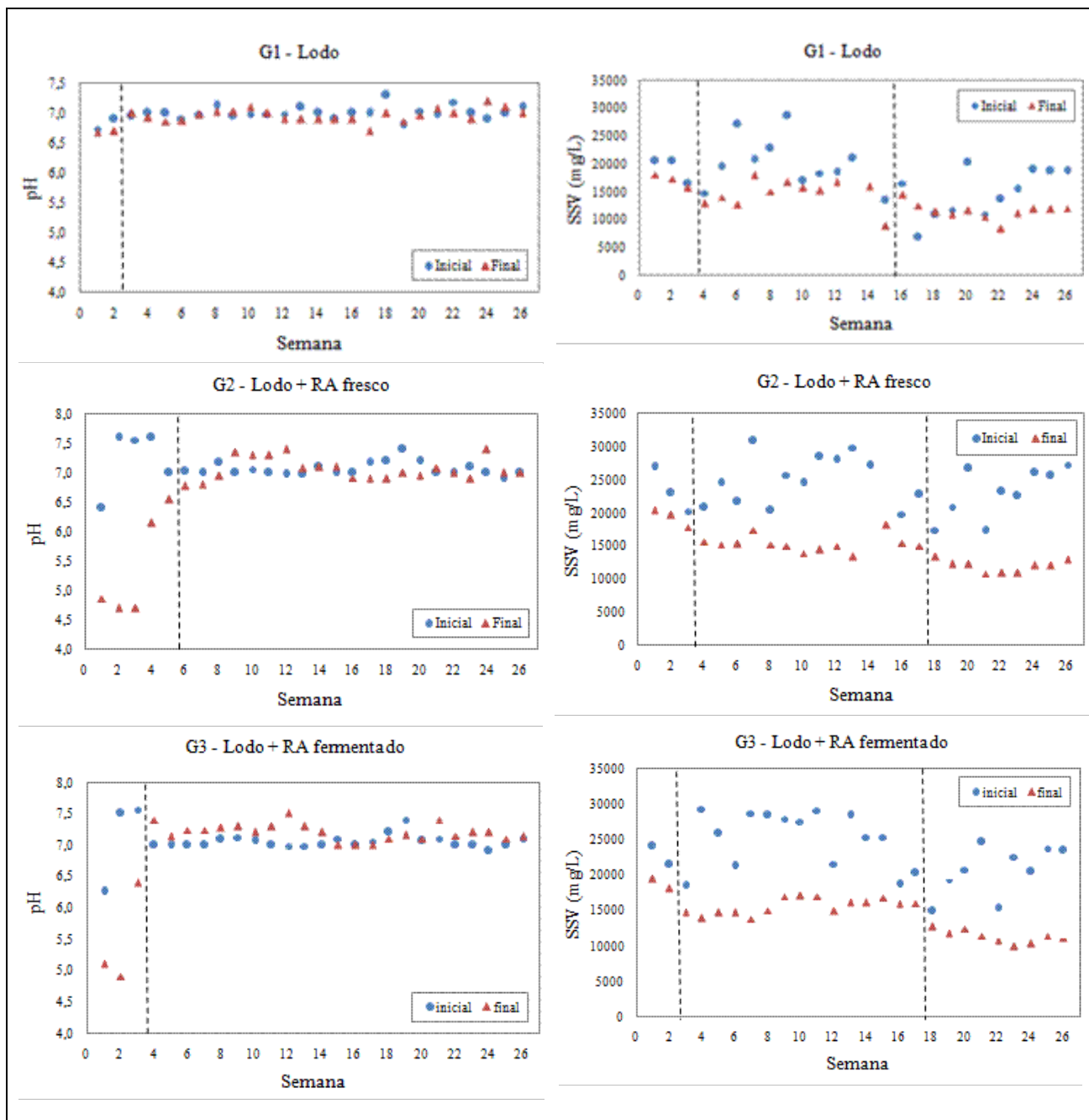


Figura 1: Variação de pH e da concentração de SSV ao longo da operação dos Digestores G1, G2 e G3. As linhas verticais separam o período de partida das demais semanas de operação (nos gráficos de pH) e de dois períodos de estabilização observados durante a operação (nos gráficos de SSV).

Aparentemente, no tocante aos valores obtidos para a concentração de SSV do substrato já digerido e descartado, pode-se afirmar que o desempenho dos digestores é similar. Entretanto, considerando as diferentes concentrações de SSV dos substratos adicionados aos três digestores, observa-se a distinção entre o desempenho do processo de biodegradação anaeróbica que os mesmos promoveram. Na Figura 2 são apresentadas as reduções das concentrações de SSV ao longo da operação dos Digestores G1, G2 e G3. Em função da elevada variação dos valores, optou-se por ilustrar linhas de tendência dos valores, na forma de média móvel correspondente a cada duas semanas. Verifica-se que, em comparação com o Digestor G1,

maiores reduções de SSV foram alcançadas pelos Digestores G2 e G3, desde o período da partida operacional das unidades, sendo esta diferença acentuada ao longo de todo o experimento.

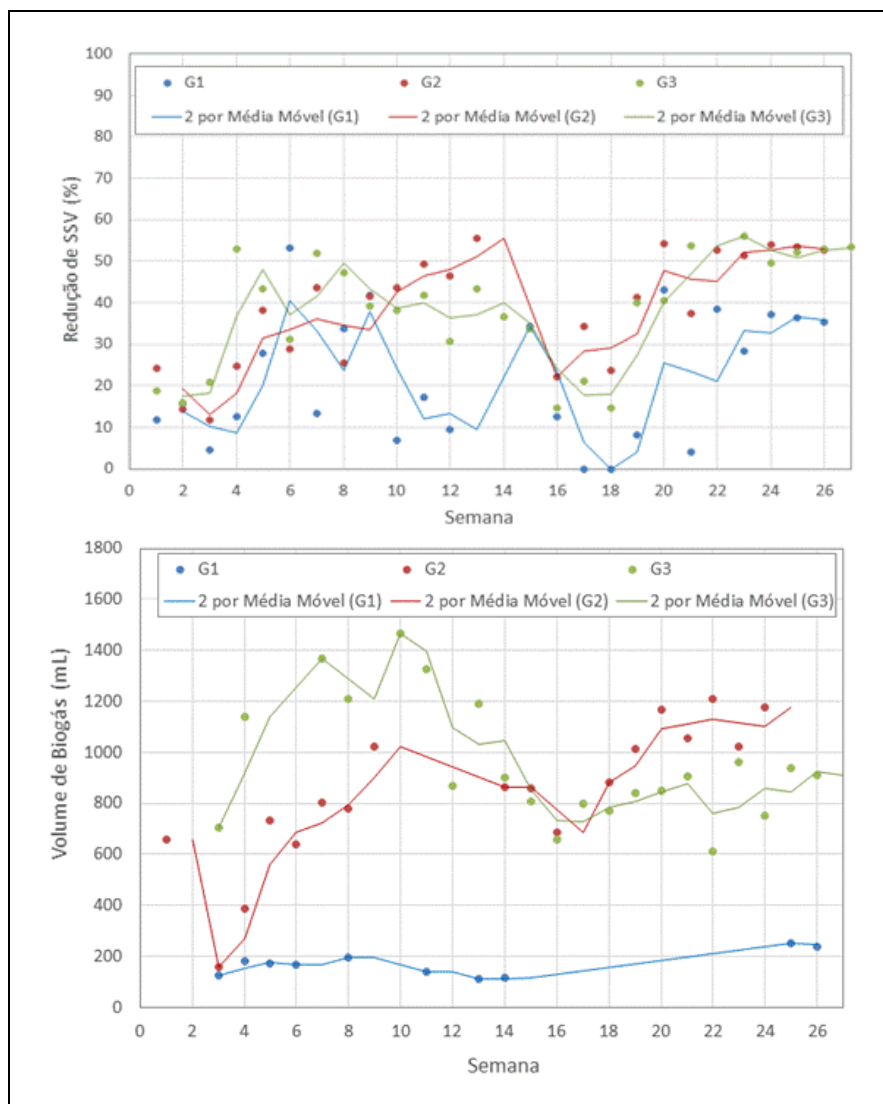


Figura 2: Redução de SSV e volume de biogás (30°C) ao longo da operação dos digestores de bancada G1, G2 e G3 com as respectivas linhas de tendência.

A redução de SSV nos Digestores G3 e G2 se concentrou entre 20 e 55%, com média de $(38,0 \pm 13,4) \%$, e reduções mínima e máxima de 15 e 56% para o Digestor G3 e média de $(38,5 \pm 13,6) \%$, e reduções mínima e máxima de 12 e 56% para o Digestor G2. Sendo observado um comportamento menos variável em G3 em comparação a G2. Sendo assim, somente G2 e G3 alcançaram eficiências típicas de redução de SSV em digestores de lodo que, de acordo com Andreoli, Von Sperling e Fernandes (2001), estão entre 40 e 55%. Nas últimas 05 semanas antes do encerramento do experimento, G1 aumentou a eficiência, atingindo uma média de $(35,1 \pm 4,0) \%$ de redução de SSV, ficando mais próxima dos 40% citados na literatura. Os digestores G2 e G3 também apresentaram um aumento de redução de SSV no mesmo período, com médias de $(52,8 \pm 0,9) \%$ e $(52,8 \pm 2,4) \%$, respectivamente. Tal resultado está em acordo com o avançado estágio de estabilização do lodo, provavelmente devido a manutenção de elevada idade do lodo no próprio sistema de lodos ativados.

O fato é que a hipótese de que a etapa prévia de pré-fermentação levaria a uma maior destruição de SSV foi confirmada somente até a 9ª semana de operação semicontínua. Provavelmente, a maior eficiência do Digestor G3 seja devida a maior disponibilidade de produtos hidrolisados durante a etapa prévia de fermentação. Entretanto, já sob regime mais estável de operação, o Digestor G3 não se mantém proporcionando maior destruição de SSV do que o Digestor G2. Esta similaridade de comportamento entre as unidades poderia ser

atribuída ao fato de que, assim como o Digestor G2, o Digestor G3 estaria então dedicado somente ao processamento de compostos do RA não fermentados e não hidrolisados.

Abordagem similar foi realizada para avaliação da produção volumétrica de biogás, sendo apresentados na Figura 2 os volumes acumulados registrados em cada momento de descarte de substrato digerido e de alimentação de novo substrato. Da mesma forma, os gráficos ilustram as linhas de tendência da média móvel relativa a cada 2 semanas de operação. Os valores obtidos nas três unidades de digestão mostram-se coerentes aos que foram alcançados em termos da redução de SSV. Os volumes de biogás produzidos pelos Digestores G2 e G3 superaram os verificados para o digestor G1. O que era esperado, pois como já foi mencionado o lodo se encontrava em avançado estágio de estabilização. Além disso, em vários estudos é mencionado o efeito sinérgico da adição de RA ao lodo, constituindo uma codigestão, que resulta na maior produção de biogás (MATA-ALVAREZ et al., 2014).

O Digestor G1 mantém a produção de biogás estável durante quase toda a operação em (150 ± 32) mL, excetuando o aumento observado nas duas últimas semanas de operação, para (244 ± 13) mL, conforme também observado para a redução de SSV. Considerando todo o período de operação, o volume de biogás produzido pelo Digestor G1 foi de (169 ± 49) mL. Os Digestores G2 e G3 apresentaram aumento da produção de biogás nas primeiras 10 semanas, após o período de ajuste do pH. Enquanto o Digestor G2 alcançou elevação da produção volumétrica de biogás de 156 mL para 1022 mL, (aumento de 6,6 vezes), o Digestor G3 alcançou elevação de produção de biogás de 704 mL para 1464 mL (aumento de 2,1 vezes). Este aumento se deve provavelmente à adaptação da população microbiana aos constituintes do RA (KOVÁCS et al., 2015).

Em seguida, a produção volumétrica de biogás no Digestor G2 foi novamente elevada, porém de acordo com uma menor taxa, estabilizando-se a partir da 19ª semana, em (1107 ± 87) mL. Um comportamento diferente foi observado no Digestor G3, havendo a redução da produção de biogás até estabilizar na 17ª semana em (834 ± 106) mL. Portanto, o Digestor G3 superou o Digestor G2 no período de partida, mas o prolongamento da operação permitiu um maior aproveitamento dos orgânicos no Digestor G2.

A comparação entre os valores de produção volumétrica alcançados pelos Digestores G2 e G3, de (1107 ± 87) mL e (834 ± 106) mL, respectivamente, em relação ao Digestor G1 (244 ± 13) mL, indica os benefícios do processo de codigestão, e especificamente da codigestão de lodo de esgotos. A maior produção alcançada pelos Digestores G2 e G3, em média 4 vezes maior, pode ser atribuída, de certa forma, à sobrelevação da carga orgânica afluyente. As cargas introduzidas nos digestores G2 e G3 $(0,7 \pm 0,1$ g SSV/L.d) são 1,4 vezes maiores que a do digestor G1 $(0,5 \pm 0,1$ SSV/L.d). Portanto, o aumento de 4 vezes destacado anteriormente se deve a outros fatores verificados na codigestão e não somente ao aumento da carga. É importante ressaltar que estes resultados condizem com aqueles reportados pela literatura e que usualmente se justificam por meio de benefícios que a diversidade de substratos oferece ao processo de digestão anaeróbia.

O rendimento de biogás ou produção específica de biogás (PEB), apresentada na Figura 3, juntamente com as linhas de tendência na forma de média móvel a cada 2 períodos, mostra um comportamento diferente. Pode-se dizer que tanto G1 quanto G3 apresentaram um rendimento de biogás estável em todo o período de operação, com médias de (46 ± 15) mL biogás/g SSV_{aplicados} para G1 e de (206 ± 26) mL biogás/g SSV_{aplicados} para G3. Enquanto o digestor G2 apresentou aumento do rendimento de biogás até a 18ª semana, após o período de ajuste do pH, estabilizando em seguida em (248 ± 30) mL biogás/g SSV_{aplicados}. Portanto, novamente o Digestor G3 apresentou um comportamento diferente ao observado no Digestor G2, apresentando um rendimento de biogás relativamente estável desde a partida e 4,5 vezes maior que o quantificado para o digestor G1. Cabe ressaltar que, como o percentual de metano no biogás não foi medido neste estudo, não se pode afirmar o mesmo com relação ao rendimento de metano.

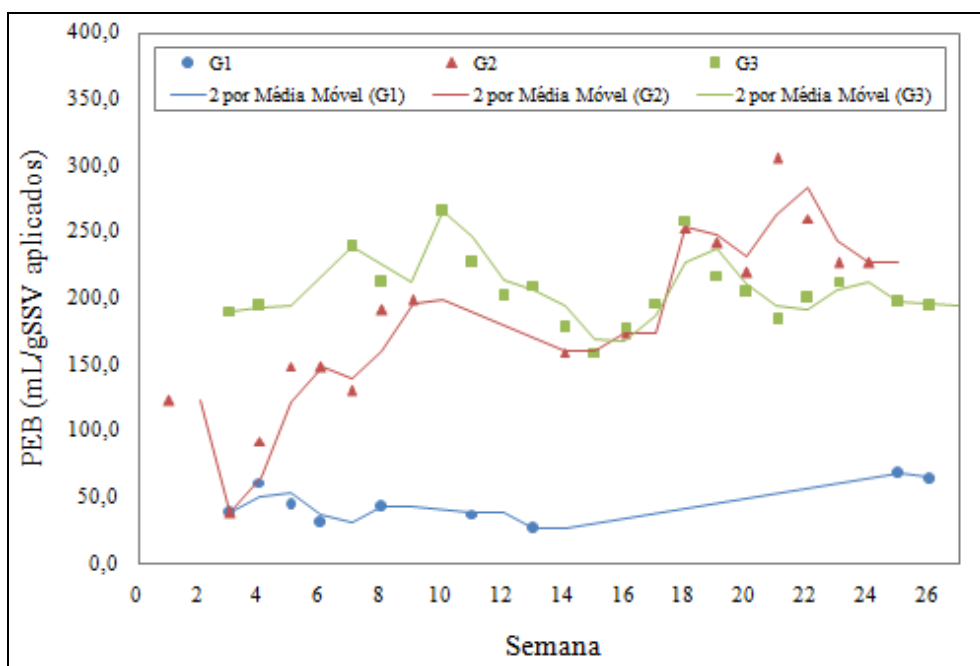


Figura 3: Produção específica de biogás (30°C) a cada semana de operação dos digestores de bancada G1, G2 e G3 com as respectivas linhas de tendência.

CONCLUSÕES

As condições mais adequadas de pré-tratamento do RA foram encontradas após 48h de fermentação, observando-se uma redução no pH associada à redução de SDV e aumento de SSV. O aumento de SSV foi atribuído ao crescimento de bactérias acidogênicas durante o processo. A partir de 48h, a maioria dos orgânicos dissolvidos já haviam sido consumidos, o pH encontrava-se estabilizado e foi observada a hidrólise dos sólidos do RA, com redução de SSV e aumento de SDV. Ainda assim, no sentido de não estender o tempo da etapa de pré-fermentação, o tempo de 48h foi selecionado.

A codigestão de lodo com RA (80:20 % v/v) fresco ou pré-fermentado apresentou desempenho superior em termos de remoção de sólidos voláteis e geração de biogás quando comparado ao controle com somente lodo. Sendo assim, a mistura binária apresentou o efeito sinérgico esperado, com o RA completando as propriedades do lodo puro. Entretanto, o acúmulo de ácidos voláteis e a queda de pH mais acentuada devido a adição do resíduo, tornaram necessária a correção de pH para evitar a inibição da produção de biogás.

Com relação ao pré-tratamento, a codigestão com RA pré-fermentado apresentou melhores resultados de remoção de SSV e produção de biogás durante a partida dos reatores, atingido a estabilização em menor tempo de operação. Porém, após o equilíbrio e estabilização, ambos os digestores apresentaram resultados similares. Neste sentido, pode-se concluir que visando à mais rápida aclimação e equilíbrio do processo, a pré-fermentação do RA seria indicada para a fase de *start-up* dos digestores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELLEIRA, J. et al. Advanced thermal hydrolysis of secondary sewage sludge: A novel process combining thermal hydrolysis and hydrogen peroxide addition. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 59, p.52-57, 2012.
- ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Org.). Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG; Curitiba: SANEPAR, 484 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 6). 2001.
- BRASIL. Lei n.º 12.305/2010 – Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n.º 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, 2010.
- CABBAI, V., BORTOLI, N., GOI, D. Pilot plant experience on anaerobic codigestion of source selected

- OFMSW and sewage sludge. *Waste Management*, v. 49, p. 47–54, 2016.
5. CHEAH, Y. et al. Volatile fatty acid production from mesophilic acidogenic fermentation of organic fraction of municipal solid waste and food waste under acidic and alkaline pH. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 26, n. 35, p. 35509-35522, 2019.
6. CHO, J. K.; PARK, S. C.; CHANG, H. N. Biochemical methane potential and solid state anaerobic digestion of Korean food wastes. *Bioresource Technology*, v. 52, n. 3, p.245-253, 1995.
7. FERREIRA, J. S. Codigestão de lodo de esgoto com resíduos urbanos e industriais visando ao aumento da produção de metano. Tese de Doutorado. Escola de Química - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2017.
8. HAGOS, K. et al. Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 76, p.1485-1496, 2017.
9. HEO, N.H. et al. Single-stage anaerobic codigestion for mixture wastes of simulated Korean food waste and waste activated sludge. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, v. 105–108, p. 567–579, 2003.
10. JORDÃO, E.; PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 6 ed. Rio de Janeiro, 2011.
11. KIM, J. K. et al., Volumetric scale-up of a three stage fermentation system for food waste treatment. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 4394-4399, 2008.
12. KOVÁCS, E. et al. Augmented biogas production from protein-rich substrates and associated metagenomic changes. *Bioresource Technology*, v. 178, p.254-261, 2015.
13. LU, S. et al. Start-up performances of dry anaerobic mesophilic and thermophilic digestions of organic solid wastes. *Journal of Environmental Sciences*, v. 19, p. 416-420, 2007.
14. MA, J. et al. Enhanced biomethanation of kitchen waste by different pre-treatments. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 2, p.592-599, 2011.
15. MATA-ALVAREZ, J; MACÉ, S; LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, v. 74, n. 1, p.3-16, 2000.
16. MATA-ALVAREZ, J. et al. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 36, p.412-427, 2014.
17. MIN, K. et al. Acidogenic fermentation of blended food-waste in combination with primary sludge for the production of volatile fatty acids. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, v. 80, n. 8, p. 909-915, 2005.
18. OBULISAMY, P. K. et al. Anaerobic co-digestion of food waste and chemically enhanced primary-treated sludge under mesophilic and thermophilic conditions. *Environmental Technology*, v. 37, n. 24, p. 3200-3207, 2016.
19. REDDY, M. V.; MOHAN, S. V. Influence of aerobic and anoxic microenvironments on polyhydroxyalkanoates (PHA) production from food waste and acidogenic effluents using aerobic consortia. *Bioresource Technology*, v. 103, n. 1, p.313-321, 2012.
20. SILVEIRA, N. C. Codigestão de lodo de esgoto e fração orgânica de resíduo de restaurante. Rio de Janeiro. 2016. Dissertação de Mestrado. Escola de Química - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2016.
21. SOSNOWSKI, P. et al. Kinetic investigations of methane co-fermentation of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 13, p.5731-5737, 2008.
22. TYAGI, V. K.; LO, S. Application of physico-chemical pretreatment methods to enhance the sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: an up to date review. *Reviews in Environmental Science and Bio/technology*, v. 10, n. 3, p.215-242, 2011.
23. XIONG, X. et al. Value-added chemicals from food supply chain wastes: State-of-the-art review and future prospects. *Chemical Engineering Journal*, v. 375, p.1-8, 2019.
24. ZHANG, J. et al. Enhancement of biogas production in anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge by biological co-pretreatment. *Energy*, v. 137, p. 479-486, 2017.