

1 AVALIAÇÃO DA POTENCIALIDADE DE BIODIGESTÃO ANAERÓBICA DE ESTERCO BOVINO 2 EM REATORES DE ALTA TAXA

3 Willian de Souza Matias Reis^{*}; João Victor de Rocha Freitas^{a*}, Ikaro Tessaro^{a*}

4 ^aEscola de Engenharia de Lorena (EEL), Departamento de Pós-graduação Em Biotecnologia Industrial ,
5 Universidade do Estado de São Paulo.

6 *e-mail: willian.matias@usp.br; jvrf013@usp.br; ikaro.tessaro@usp.br

7 **Resumo**

8 A bovinocultura é uma das mais representativas atividades do agronegócio mundial e uma das principais
9 atividades econômicas no Brasil. O rebanho bovino nacional tem tido um grande crescimento nas últimas
10 décadas, que fomenta a economia, mas que também provoca a geração de maior quantidade de resíduos ou
11 dejetos, os quais representam um constante risco de poluição com alto potencial negativo para o meio
12 ambiente. O tratamento anaeróbico de efluentes provenientes de estrume bovino, em reatores anaeróbios, é
13 uma alternativa eficiente para minimizar o seu impacto ambiental e produzir energia. A eficiência desses
14 reatores reside, dentre alguns fatores, na sua capacidade de retenção de biomassa, que pode ser promovida
15 através da imobilização de biomassa em suportes ou grânulos. Os reatores anaeróbios de leito fluidizado
16 (RALF) e os reatores Expanded Granular Sludge Bed (EGSB) são reatores de alta taxa que propiciam alta
17 retenção de biomassa e têm apresentado desempenhos satisfatórios no tratamento de diversos efluentes.
18 Dessa forma, o objetivo principal deste trabalho foi avaliar e comparar o desempenho dos reatores RALF e
19 EGSB no tratamento anaeróbico da fração líquida, obtida por diluição e peneiramento de estrume bovino.
20 Primeiramente, foi testada a capacidade de adesão de biomassa dos suportes diferentes e determinada a
21 atividade metanogênica específica (AME) dos microrganismos aderidos em cada suporte. No período de
22 adaptação, os reatores foram alimentados com efluente sintético, para promover o desenvolvimento do
23 consórcio microbiano. No final desse período, os reatores apresentaram alta estabilidade e foram eficientes
24 para a remoção de demanda química de oxigênio (DQO) (90%). O tratamento do efluente foi dividido em 5
25 fases, com tempos de detenção hidráulica (TDH) entre 16 e 4 h, e carga orgânica volumétrica (COV) entre
26 7,5 e 30 kgDQO.m⁻³.d⁻¹. Os reatores mostraram estabilidade até a 4ª fase, porém, posteriormente com TDH
27 de 4 h e COV de 30 kgDQO.m⁻³.d⁻¹, foi observado acúmulo de ácidos, o qual foi mais acentuado no reator
28 EGSB. As melhores eficiências dos reatores ocorreram nas duas primeiras fases com TDHs de 16 e 12 h, e
29 COVs de 7,5 e 10 kgDQO.m⁻³.d⁻¹, com remoções de DQO e SV (sólidos voláteis) de 81 ± 3% e 67 ± 10%,
30 respectivamente. A produção específica de metano foi maior no RALF/AE (RALF com argila expandida), o
31 qual também foi o reator que operou de forma mais estável, em termos do aumento da COV e da diminuição
32 de TDH. Todos os reatores foram considerados satisfatórios para a remoção de matéria orgânica dos
33 efluentes e produção de metano.

34
35 **Palavras-chave:** Efluente. Estrume bovino. RALF. EGSB. Metanogênese.
36
37
38
39
40
41
42
43
44

1

2 **Introdução**

3 A Globalização do agronegócio representa um marcador de grande interface com o
4 desenvolvimento socioeconômico de um país, quando observado o percentual de relação entre
5 produção e consumo de produtos e insumos de base agropecuária. A pecuária brasileira é
6 considerada das mais produtivas em todo o mundo, tendo no ano de 2018, movimentado cerca de
7 R\$ 600 bilhões, (1). No Brasil, segundo o Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento
8 (MAPA) (2) o valor bruto proveniente da produção de bovinos no ano 2018 foi de mais de R\$ 76
9 bilhões, o que é responsável por 31% do produto interno bruto (PIB) do agronegócio e 22% do PIB
10 total no país. Além da produção de carne e leite, têm-se se a geração do estrume produzido pelos
11 bovinos como um subproduto do setor pecuário (3 – 4), que pode ser aplicado em concentrações e
12 quantidade ideais como fertilizante, auxiliando para melhorar as propriedades do solo, pois
13 promove o desenvolvimento da microflora, ajuda na retenção de nutrientes e melhora a
14 compactação e estrutura do solo (5-8).

15 A gestão, o armazenamento, o transporte inadequado, dispersões e descarte indiscriminado
16 do estrume, representam um constante risco de poluição com alto potencial negativo para o meio
17 ambiente (8-9). Os dejetos podem causar poluição atmosférica, com a degradação natural do
18 esterco, gerando a emissão de metano e amônia (10-12) e o seu descarte sem tratamento no solo
19 pode provocar diminuição na sua impermeabilidade, o que acarreta a perda de água e nutrientes por
20 lixiviação (13-15), poluindo de águas superficiais e, ou subterrâneas, com a eutrofização desses
21 corpos hídricos (16).

22 Devido ao impacto ambiental maior relacionado à qualidade das águas superficiais, os
23 produtores pecuários precisam monitorar e controlar os despejos (5,14). O tratamento e o reuso dos
24 dejetos são formas de diminuir as emissões de gases de efeito estufa e a lixiviação de nutrientes no
25 solo (9, 14, 17-18).

26 Um método amplamente utilizado na gestão do estrume bovino é a aplicação de sistemas
27 reatores de digestão anaeróbia (5,14, 19-21). A utilização desse processo com recuperação de
28 biogás é um modo efetivo de aproveitar o resíduo reduzindo as emissões de gases e os patógenos e
29 melhorando a qualidade dos afluentes quanto ao despejo do efluente pós-tratados (9, 14, 20-22).

30 Nos anos 90, os reatores Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) se consolidaram e essa
31 tecnologia passou a ser aplicada a efluentes sanitários e industriais. Esse tipo de reator opera em
32 condições anaeróbias, no qual o efluente entra pela parte inferior em fluxo ascendente, passando
33 através de um leito de lodo denso e de elevada atividade. Entretanto, dentre as desvantagens desse
34 sistema destacavam-se as baixas velocidades ascensionais e a dificuldade para a granulação do lodo.

1 Para superar esses obstáculos, foi desenvolvido os reatores EGSB e o RALF, que são uma variante
2 do reator UASB e apresentam velocidades ascensionais que permitem a expansão do lodo,
3 maximizando o seu contato com o efluente (23-25).

4 No reator do tipo RALF têm-se a utilização de biomassa imobilizada em suportes e nos
5 reatores do tipo EGSB emprega a biomassa imobilizada em grânulos. Ambos os reatores
6 promovem melhor contato entre os microrganismos e o meio e melhores taxas de transferência de
7 massa e temperatura (26-32). Esses reatores têm se mostrado eficientes no tratamento de diversos
8 efluentes com diferentes condições de operação, mas ainda foram pouco explorados no tratamento da
9 fração líquida do estrume bovino.

10 Diante das descrições relatadas, os reatores EGSB e RALF são considerados sistemas
11 interessantes para efluentes de alta carga de matéria orgânica, necessitando volumes e TDH mais
12 baixos, o que viabiliza um melhor desempenho na remoção de DQO (Demanda química de
13 oxigênio) e a possibilidade de geração de gás metano. Neste contexto, o objetivo principal deste
14 trabalho foi avaliar o tratamento anaeróbico da fração líquida obtida a partir de estrume bovino e
15 comparar o desempenho de um reator EGSB e dois RALFs na remoção de carga orgânica dos
16 efluentes e produção de metano.

17 **Metodologia**

18 **Materiais**

19 O esterco bovino foi coletado em uma propriedade rural de gado leiteiro, localizada no
20 município de Aparecida/SP (Latitude: 22° 50' 53" Sul, Longitude: 45° 13' 39" Oeste.). A coleta foi
21 realizada manualmente com a ajuda de pás, no curral de ordenha das vacas leiteiras. O esterco
22 coletado foi armazenado em baldes para posterior transporte aos laboratórios. No total, foram
23 realizadas 4 coletas em um período de 5 meses. O esterco foi diluído com água, na proporção de 1:1
24 (v/v). Antes da utilização, o efluente foi descongelado até a temperatura ambiente, homogeneizado e
25 diluído com água, até atingir a concentração de DQO de 5 g.L⁻¹.

26 O lodo floculado foi coletado de um reator UASB de um digestor anaeróbico, cedido por
27 uma empresa voltada para a produção de energia através de biodigestores. O digestor era operado
28 com esterco bovino bruto diluído e suplementado com micronutrientes. A separação das fases
29 sólida e líquida do estrume diluído foi realizada de acordo com a metodologia descrita por Vidal
30 (2015). O lodo coletado foi peneirado para a remoção de partículas maiores que 1 mm. O lodo
31 granular foi coletado na estação de tratamento de efluentes de uma cervejaria de grande porte. Esse
32 lodo também foi peneirado com a mesma metodologia já descrita. Após peneiramento, os lodos
33 foram colocados separadamente em garrafas com sistema com impedimento de entrada de gás

1 (airlock) para evitar a transferência de oxigênio. As garrafas foram preenchidas com meio de
2 cultura (Tabela 1) com pH entre 6,5 e 7,0, mantidas à 35°C em estufa. O meio de cultura das
3 garrafas foi trocado sempre que a produção de bolhas de gás sofreu redução. Esse sistema foi
4 mantido durante todo o trabalho experimental e o lodo foi utilizado nos experimentos de
5 imobilização e na inoculação dos reatores.

6 Tabela 1 - Composição do meio sintético utilizada para teste da AME, manutenção do lodo e na
7 alimentação dos reatores

Composto	Concentração(mg/L)
Glicose	5000
NH ₄ Cl	1000
K ₂ HPO ₄	400
KH ₂ PO ₄	200
MgCl ₂ · 6H ₂ O	150
CaCl ₂ · 2H ₂ O	360
FeCl ₃ ·6H ₂ O	2
ZnCl ₂	0,05
CuCl ₂ . 4H ₂ O	0,03
MnCl ₂ . 2H ₂ O	0,5
(NH ₄) ₂ Mo ₂ O ₇ · 24H ₂ O	0,05
AlCl ₃	0,05
CoCl ₃ ·6H ₂ O	2
HCl concentrado	1µL

8

9 Métodos analíticos

10 Análises físicas e químicas dos suportes e lodos

11 Potencial zeta dos suportes e do lodo floculado

12 O potencial zeta de lodo floculado e dos suportes foi analisado em um medidor Zetasizer
13 Nano Z da Malvern Panalytical. A metodologia usada foi adaptada da descrita por Basile et al.
14 (2010). Os suportes foram triturados e peneirados. Foi usada a fração < a 0,074mm. Em seguida,
15 foram suspensos em água destilada para obtenção de suspensão 2% (m/v). As amostras do lodo
16 floculado com biomassa livre foram previamente centrifugadas (5000 rpm por 10 minutos) e o
17 material centrifugado foi ressuspensão em água destilada (2% m/v). Posteriormente, as suspensões
18 foram colocadas no medidor de potencial zeta.

19 Hidrofobicidade

20 A medição da hidrofobicidade indica o potencial de persistência e multiplicação dos
21 microrganismos, a hidrofobicidade da superfície celular do lodo anaeróbio foi realizada seguindo a
22 metodologia MATH (*microbial adhesion to solvents*) descrita por Spencer e Spencer (2004). Já a

1 determinação da hidrofobicidade dos suportes foi realizada através da adaptação da metodologia
2 MATH (NOMURA et al., 2008).

3 As amostras foram trituradas e separadas em uma peneira sendo utilizadas as partículas
4 inferiores a 0,074 mm. O material peneirado foi ressuspensão em uma solução salina contendo
5 0,85% de NaCl.

6 **Análises físicas e químicas do efluente bruto e do tratado**

7 As análises de pH, Demanda Química de Oxigênio total (DQOt), Demanda Química de
8 Oxigênio dissolvida (DQOd), série de sólidos (Sólidos Totais (ST), Sólidos Voláteis (SV), Sólidos
9 Fixos (SF), Sólidos Suspensos (SS), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), Sólidos Dissolvidos (SD),
10 Sólidos Suspensos Fixos (SSF), Sólidos Dissolvidos Voláteis (SDV) e Sólidos Dissolvidos Fixos
11 (SDF)), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (PT) foram realizadas segundo a metodologia
12 de APHA (2005) e as análises de Alcalinidade (Alcalinidade Total, Alcalinidade Parcial
13 Alcalinidade Intermediária), AGV foram determinadas segundo a metodologia de Ribas, Moraes e
14 Foresti (2007).

15

16 **Análises por microscopia**

17 **Microscopia eletrônica de varredura (MEV)**

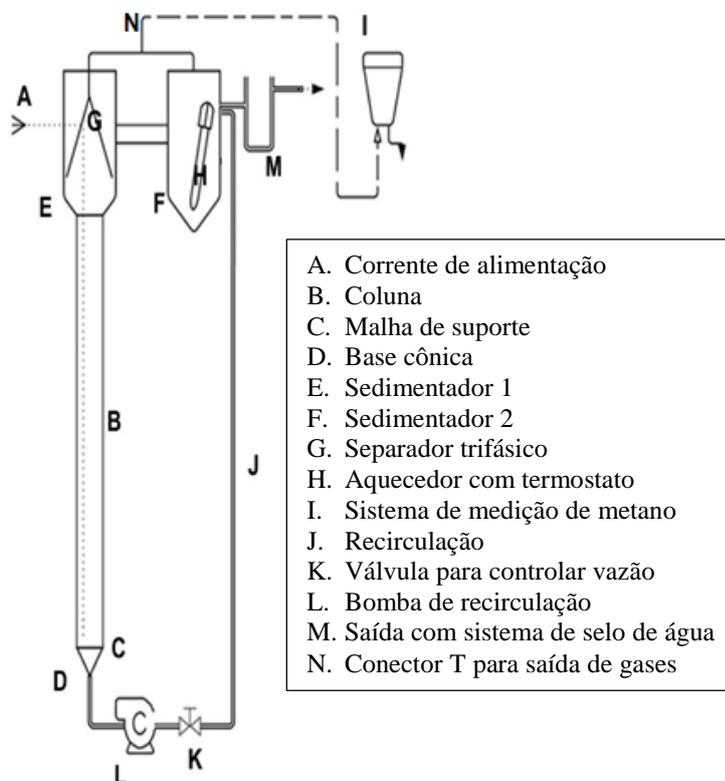
18 Os grânulos de lodo, os biofilmes formados nos suportes e os próprios suportes sem
19 biomassa aderida, foram analisados por MEV (Hitachi TM3000). Os grânulos e os biofilmes nos
20 suportes foram preparados para serem analisados no MEV. Primeiramente, as amostras foram
21 coletadas e lavadas com solução salina de NaCl 1%. Em seguida, foi adicionado glutaraldeído 2,5%
22 e deixado em contato por 2 horas para a fixação das células. Posteriormente, as amostras foram
23 lavadas com etanol a 50, 60, 70, 80, 90, 95 e 100% (15 minutos em cada solução), para a
24 desidratação do material. As amostras foram secas em estufa a 60°C, por 2 horas e, posteriormente,
25 colocadas em dessecador contendo sílica à temperatura ambiente, por um período de 12 h. Em
26 seguida, as amostras foram colocadas em suportes metálicos próprios do equipamento do MEV,
27 metalizadas (recobertas com ouro) e encaixadas na câmara a vácuo do microscópio, para a análise
28 de varredura eletrônica.

29 Os suportes sem biomassa foram secos em estufa a 100°C, por 2 horas e colocados em
30 dessecador, até atingir a temperatura ambiente e, em seguida, colocados nos suportes metálicos do
31 microscópio e levados à câmara a vácuo sem indicação de cobertura.

32

33 **Características e dimensões dos reatores**

- 1 Foram construídos três reatores idênticos, seguindo o modelo descrito por Kim et al.(2011).
 2 Na Figura 1 é apresentado as imagens do reator e seus componentes, respectivamente.
 3 Figura 1 - Imagens de um reator construído no laboratório e seus componentes



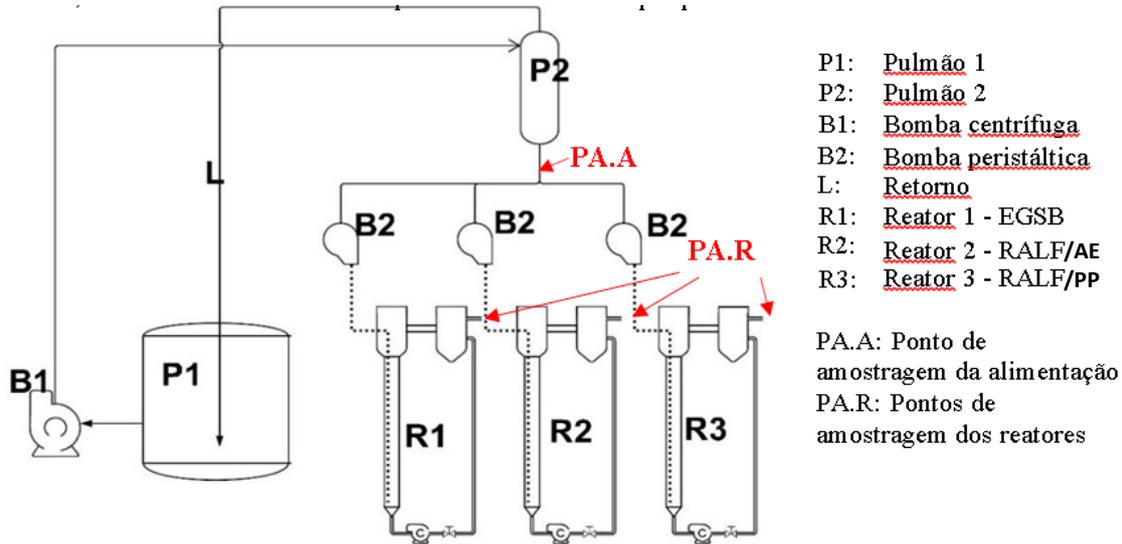
4
 5 A alimentação dos reatores foi realizada através de bombas peristálticas e a saída foi dada por
 6 gravidade, cujo nível de água foi mantido constante usando-se um sistema de selo de água. O
 7 volume total do reator foi de 1700 mL.

8 Os reatores operaram independentemente e foram alimentados por bombas peristálticas com
 9 o mesmo substrato segundo o esquema mostrado na Figura 2. O substrato era adicionado ao pulmão
 10 1 e bombeado por uma bomba centrífuga para o pulmão 2, localizado acima dos reatores. O tanque
 11 pulmão 2 foi equipado com uma saída de retorno de forma a garantir que esse pulmão se mantivesse
 12 sempre cheio. Além disso, esse sistema foi construído com a intenção de manter a homogeneidade
 13 do efluente, evitando sedimentação.

- 14
 15
 16
 17
 18
 19
 20

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25

Figura 2 – Esquema de alimentação dos três reatores. Os reatores funcionaram independentemente um dos outros, mas foram alimentados a partir do mesmo tanque pulmão.



Procedimento usado para a imobilização de microrganismos nos suportes

Para os testes de imobilização, os suportes foram triturados manualmente e somente a fração na faixa de 1,00 a 1,69 mm foi utilizada nos experimentos. No caso da espuma de poliuretano o suporte foi empregado sem trituração prévia. Os suportes triturados, lavados e calcinados a 500°C por uma hora, para a remoção de matéria orgânica. A espuma de poliuretano foi cortada em cubos de 5 mm e lavada com água destilada, antes da sua utilização.

Foram colocados em frascos Erlenmeyer de 125 mL, individualmente, 15 g de cada um dos suportes supracitados ou 80 cubos de espuma, 50 mL do substrato sintético e 50 mL de uma suspensão de lodo floculado com 5,0 gSV.L⁻¹. Em seguida, os frascos foram purgados com N₂(g) por 5 minutos, vedados com Parafilm M® e colocados em estufa a 35°C, sob agitação a 180 rpm, por 10 dias. Ao final da incubação, os suportes foram separados da biomassa dos frascos e lavados com solução salina, para remover a biomassa não aderida.

A quantificação da biomassa aderida aos suportes foi realizada mediante a análise de SV. Para a espuma, os cubos foram macerados para que a biomassa aderida pudesse se desprender para determinação da sua massa seca. Os outros suportes foram secos em estufa a 100°C, até massa constante. Os resultados finais foram expressos pela razão entre a massa de SV aderida pelo volume de suporte (mgSV.cm⁻³suporte).

Inoculação dos reatores

Reator EGSB

1 O reator EGSB foi inoculado com 200 mL de lodo granular contendo $19,8 \pm 1,1$ gST e $7,5$
2 $\pm 1,6$ gSV. Em seguida, o volume do reator foi completado com substrato sintético (Tabela 1) e
3 colocado em operação. O volume útil deste reator foi de 540 mL.

4

5 **Imobilização da biomassa em argila expandida e pedra-pomes para inoculação nos RALFs**

6 Em frascos Erlenmeyer de 500mL, foram adicionados 150 g de argila e 140 g de pedra
7 pomes (volume próximo de 140 mL), 150 mL de substrato sintético e 150mL de lodo flocular ($\cong 5,0$
8 gSV.L^{-1}). Os frascos foram levados a estufa a 35°C , com agitação de 180 rpm, por 15 dias. Após esse
9 período, os suportes com biomassa aderida foram separados da fração líquida por decantação e
10 transferidos quantitativamente para os reatores, juntamente com 50mL do lodo floculado contendo
11 $15,3 \pm 1,9$ gST e $5,2 \pm 0,6$ gSV. Após a inoculação, o volume dos reatores foi completado com
12 efluente sintético e o sistema foi colocado em operação. O volume útil destes reatores foi de 400
13 mL. Os RALFs inoculados com argila expandida e pedra-pomes foram chamados de RALF/AE e
14 RALF/PP, respectivamente.

15

16 **Tratamento da fração líquida do estrume bovino**

17 Durante os primeiros três dias, os reatores operaram em batelada sem alimentação. A partir
18 do dia 3, as bombas de alimentação foram ligadas e os reatores foram alimentados com substrato
19 sintético com TDH de 16 h e com vazões de 34 e 25 mL.h^{-1} para os reatores EGSB e RALFs,
20 respectivamente. Depois de 103 dias, até o 137º dia, os reatores foram alimentados com uma
21 mistura de substrato sintético e efluente na proporção de 1:1 (v/v). Durante a fase de adaptação, o
22 monitoramento dos reatores foi realizado através das análises de pH, AT, AP, sólidos e DQO de
23 alimentação e saída de acordo com os procedimentos descritos anteriormente.

24 A partir do 137º dia, a fase de adaptação foi encerrada e o tratamento do efluente entrou em
25 operação. Nesta fase os reatores foram alimentados apenas com efluente contendo em média
26 5gDQO.L^{-1} . A operação foi dividida em 5 fases variando os TDHs e as COVs correspondentes,
27 apresentadas na Tabela 2. Os TDHs foram escolhidos baseando-se nos trabalhos de Garcia H. et al.
28 (2008), Rico C., Garcia e Rico J. L. (2011) e Rico C., Rico J.L. e Lasa (2012). Durante toda a
29 operação, os reatores foram monitorados através medição de produção de metano e das
30 determinações de pH, alcalinidade, ácidos graxos voláteis, sólidos, DQO e NTK.

31

32

33

1

2

3 Tabela 2 - Fases do tratamento da fração líquida do estrume bovino com respectivos TDHs e COVs,
4 respectivas vazões de alimentação e o período de duração.

Fase	Vazão de alimentação (ml.h ⁻¹)		TDH (horas)	COV (kgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹)	Período (dias)
	EGSB	RALFs			
1	34	25	16	7,5	137 -155
2	45	33	12	10	155-173
3	67	50	8	15	173-193
4	90	67	6	20	193-211
5	135	100	4	30	211-226

5

6 Avaliação da Atividade Metanogênica

7 A AME dos lodos anaeróbios e da biomassa imobilizada em cada suporte foi determinada
8 por Medição Direta do Volume de Metano, pela metodologia descrita por Van Loosdrecht et al.
9 (2016) por adaptação do sistema descrito por Aquino et al. (2007). Foram usados frascos de vidro
10 de 40 mL com tampas de borracha como frascos de reação. O meio usado foi o mesmo descrito por
11 Chernicharo (2007) e mostrado na Tabela 1. Esse meio foi utilizado para os diversos testes durante
12 todo o experimento. Os frascos foram preenchidos com biomassa e meio na proporção de 2:1
13 (gSV_{lodo}.gDQO⁻¹_{meio}) (44).

14 Após inoculação, os frascos foram purgados com N₂, fechados com as tampas de borracha e
15 vedados com Parafilm M®. Em seguida, o sistema foi conectado e levado uma estufa a 35°C. A
16 agitação foi realizada manualmente em intervalos de 1 h. O volume de NaOH deslocado pelo CH₄
17 formado foi quantificado em intervalos de 1 h. O volume medido foi corrigido em termos das
18 condições normais de temperatura e pressão (CNTP). A velocidade de produção de metano (mL
19 CH₄.dia⁻¹) foi determinada graficamente plotando-se a quantidade de metano produzida em função
20 do tempo de reação. A determinação da velocidade específica, foi obtida dividindo-se a velocidade
21 de formação de metano, pela quantidade de SV contidos no lodo inoculado (mL CH₄. dia⁻¹.gSV_{lodo}⁻¹).
22

23

24 Resultados e Discussão

25 Caracterização do efluente

1 As frações líquidas de cada lote foram diluídas para concentrações de DQO próximas a 5
 2 g.L⁻¹, antes de serem usadas para alimentar os reatores. Após diluição, o efluente de cada lote foi
 3 caracterizado e os resultados são apresentados na Tabela 3. As características físico-químicas dos
 4 efluentes oriundos de 4 coletas diferentes de estrume bovino não mostraram diferenças
 5 estatisticamente significativas. O pH médio foi de 7,8 ± 0,2, próximo do limite ideal de pH para o
 6 crescimento dos microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia, sem que houvesse necessidade
 7 de correção de pH. A AT e a AP, correlacionadas com os valores de pH encontrados, foram de 888
 8 ± 179 e 519 ± 118 mgCaCO₃.L⁻¹, respectivamente. O valor de AGV foi de 510 ± 154
 9 mgCH₃COOH.L⁻¹.

10 Tabela 3 - Caracterização de cada lote da fração líquida do esterco (previamente diluída até 5g
 11 DQO.L⁻¹) usada para a alimentação dos reatores e a média final

Parâmetros	Lote 1	Lote 2	Lote 3	Lote 4	Média
pH	7,8 ± 0,3	7,6 ± 0,2	7,8 ± 0,2	7,8 ± 0,2	7,8 ± 0,2
AT (mgCaCO₃.L⁻¹)	877 ± 69	869 ± 79	972 ± 208	788 ± 161	882 ± 179
AP (mgCaCO₃.L⁻¹)	601 ± 43	541 ± 104	547 ± 131	454 ± 98	519 ± 118
DQOt (g.L⁻¹)	4,8 ± 0,2	4,8 ± 0,2	5,1 ± 0,3	5,0 ± 0,4	5,0 ± 0,3
DQOd (g.L⁻¹)	1,5 ± 0,3	1,6 ± 0,3	1,5 ± 0,2	1,5 ± 0,3	1,5 ± 0,3
ST (g.L⁻¹)	5,0 ± 0,6	4,8 ± 0,6	5,0 ± 0,4	5,3 ± 0,4	5,0 ± 0,5
SV (g.L⁻¹)	3,8 ± 0,5	3,6 ± 0,4	3,8 ± 0,3	4,1 ± 0,3	3,9 ± 0,4
SF (g.L⁻¹)	1,2 ± 0,2	1,2 ± 0,2	1,1 ± 0,2	1,2 ± 0,6	1,2 ± 0,2
SS (g.L⁻¹)	2,6 ± 0,6	2,6 ± 0,5	2,6 ± 0,1	2,9 ± 0,2	2,7 ± 0,3
SSV (g.L⁻¹)	2,5 ± 0,3	2,3 ± 0,2	2,6 ± 0,3	2,7 ± 0,1	2,5 ± 0,4
SSF (g.L⁻¹)	0,28 ± 0,03	0,23 ± 0,05	0,26 ± 0,06	0,23 ± 0,09	0,25 ± 0,06
SD (g.L⁻¹)	2,4 ± 0,5	2,2 ± 0,2	2,4 ± 0,2	2,4 ± 0,3	2,4 ± 0,3
SDV (g.L⁻¹)	1,4 ± 0,2	1,3 ± 0,1	1,3 ± 0,1	1,3 ± 0,1	1,3 ± 0,2
SDF (g.L⁻¹)	0,9 ± 0,3	1,0 ± 0,2	0,9 ± 0,3	1,0 ± 0,2	1,0 ± 0,3
NTK (mg.L⁻¹)	330 ± 30	314 ± 29	324 ± 30	327 ± 27	324 ± 28
PT (mg.L⁻¹)	18 ± 3	18 ± 2	19 ± 2	16 ± 1	18 ± 2

12 AT: alcalinidade total. AP: alcalinidade parcial. DQOt: DQO total. DQOd: DQO dissolvida. ST:
 13 sólidos totais. SV: sólidos voláteis. SF: SV: sólidos voláteis. SS: Sólidos suspensos. SSV: SS
 14 voláteis. SSF: SS fixos. SD: Sólidos dissolvidos. SDV: SD voláteis. SDF: SD fixos. NTK:
 15 nitrogênio total Kjeldahl. PT: fósforo total.

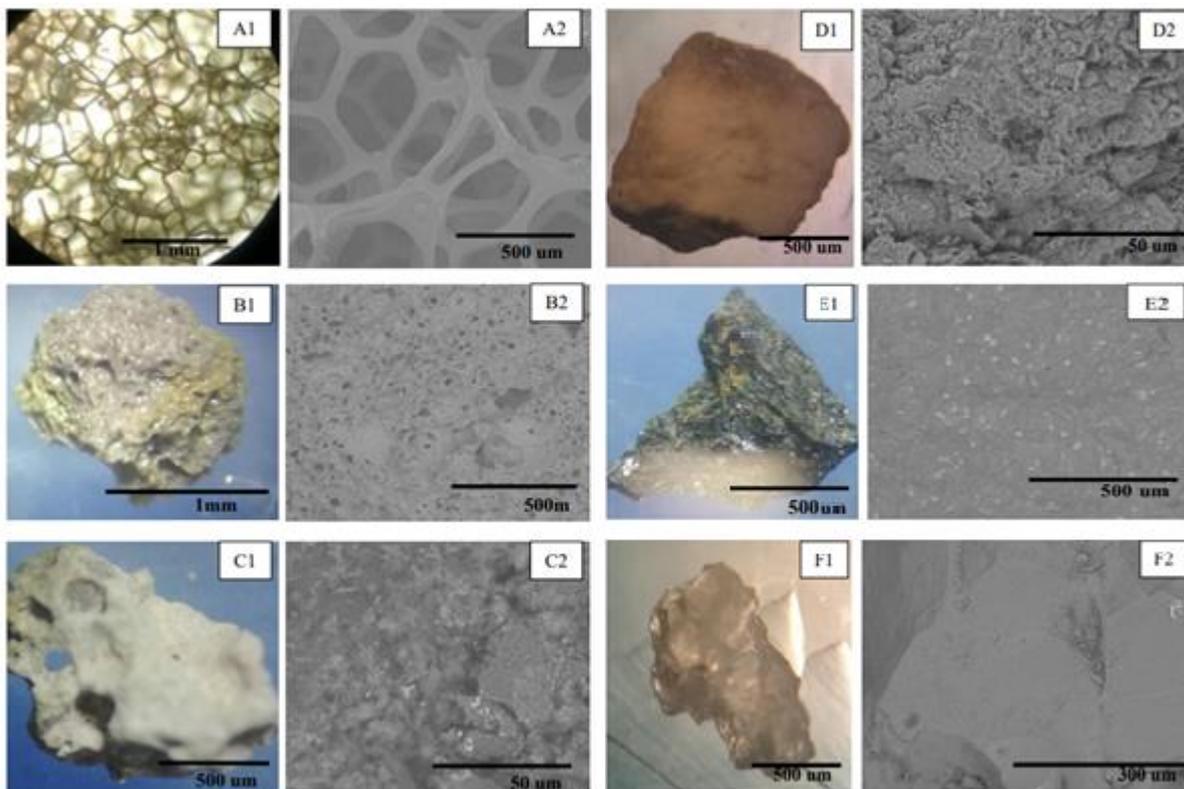
1 O valor de DQOt, que está relacionado ao teor de matéria orgânica no efluente, foi mantido
2 em $5,0 \pm 0,3 \text{ g.L}^{-1}$. A relação DQOd/DQOt ficou próxima de 0,3, o que representa 30% da matéria
3 orgânica solúvel. Esses valores estão próximos aos relatados por Wilkie et al. (2004) para esterco
4 coletado por jateamento, cujo valor foi próximo de 0,37. Por outro lado, a razão DQOd/DQOt
5 encontrada neste trabalho foi inferior à obtida por outros autores que separaram o efluente do
6 estrume bovino por um processo seguido de floculação, coagulação e peneiramento, cuja proporção
7 variou de 0,86 a 0,96 (41- 42, 47).

8 A relação SV/ST foi de cerca de 0,78, mostrando que no efluente predomina matéria
9 orgânica. Esse valor é similar ao encontrado por Wilkie et al. (2004) (0,67), Liao, Lo e Cheng
10 (1984) e Vidal (2015), cujas proporções variaram entre 0,61 e 0,81. A relação de DQOt: NTK: PT
11 para os efluentes foi de aproximadamente 250:16,2:0,9. A razão ideal preconizada por Ammary
12 (2004) é de 250:5:1. A comparação dos valores mostra que o efluente apresentou excesso de
13 nitrogênio, porém, valores de fósforo próximos aos referenciados, não sendo necessária a sua
14 suplementação. O teor de micronutrientes do efluente não foi determinado, pois segundo a
15 literatura, a fração líquida do esterco pode ser tratada de forma anaeróbia eficiente sem a adição dos
16 mesmos (34, 43, 51).

17 **Caracterização e seleção dos suportes para a formação do biofilme**

18 Foram testados 6 suportes diferentes: espuma de poliuretano, pedra-pomes, argila
19 expandida, basalto, areia de quartzo e cerâmica. Com exceção da espuma, cortada em cubos, todos
20 os suportes, analisados por microscopia óptica e MEV, apresentaram forma irregular (Figura 3).

21 Figura 3 - Imagens dos suportes espuma de poliuretano (A), argila expandida (B) e pedra-pomes
22 (C), cerâmica (D), basalto (E) e areia (F) obtidas por microscopia ótica e MEV.



1

2

3

4

5

6

7

8

9

10

11

12

13

14

15

16

17

18

19

A espuma de poliuretano (Figura 3A) foi o material mais poroso, com menor peso de massa, menor espessura, flexível e macio, diferente dos outros materiais testados. Sua superfície é lisa e regular, e com poros de diâmetro entre 300 e 600 μm , são muito maiores aos poros observados na argila expandida. Devido a essas características, a superfície específica desse material é muito alta.

A argila expandida apresentou superfície muito porosa, com cavidades de diferentes dimensões variando de 5 e 100 μm (Figura 3B). A pedra-pomes exibiu menor porosidade que a argila, superfície irregular, com muitas cavidades, fissuras e protuberâncias (Figura 3C). A superfície da cerâmica, semelhante à superfície da pedra-pomes, mostrou-se muito irregular, com presença de furos, fissuras, cavidades, falhas, fendas e protuberâncias (Figura 3D). O basalto apresentou forma muito irregular, com extremidades pontiagudas e superfície lisa, alguns desníveis e fissuras pouco profundas. Apresentou estrutura compacta e rígida, pouco porosa (Figura 3E). A areia de quartzo (Figura 3F) apresentou forma irregular e facetada, superfície lisa, plana e regular, com gretas pequenas, como a da Figura 3F2. Outra característica do quartzo refere-se à sua alta densidade e rigidez, muito semelhante ao observado para o basalto.

A superfície é uma característica muito importante, usada na escolha dos suportes. Suas irregularidades, como rugosidade e porosidade, promovem adesão de biomassa, a acumulação de biofilme e aumentam a área superficial do material (52). Além disso, as cavidades ou desníveis favorecem a colonização dos microrganismos e as fendas ou fissuras servem, ainda, de barreira para

1 a proteção das células. Os resultados da medição da carga da superfície, medida através do
2 potencial zeta, e da hidrofobicidade são mostrados na Tabela 4.

3 Tabela 4 - Resultados das análises de potencial zeta e hidrofobicidade dos suportes estudados e do
4 lodo floculado.

Suporte	Potencial Zeta (mV)	Hidrofobicidade (%)
Pedra-Pomes	-14,93 ± 1,11	29,46 ± 1,68
Basalto	-22,47 ± 0,24	51,17 ± 8,97
Areia de quartzo	-35,03 ± 1,27	38,03 ± 2,01
Cerâmica	-37,73 ± 1,54	28,40 ± 5,45
Argila expandida	-9,33 ± 0,56	72,74 ± 4,54
Lodo floculado	-20,13 ± 1,00	59,7 ± 5,9

5 *Potencial Zeta da Espuma de poliuretano não foi determinado.

6 Todos os suportes testados e o lodo apresentaram carga superficial negativa. Os suportes
7 com potencial zeta mais negativos foram a cerâmica e a areia, enquanto que a pedra-pomes e a
8 argila expandida foram os menos negativos. Todos os materiais mostraram-se hidrofóbicos. A
9 argila expandida a mais hidrofóbica, seguida pelo basalto. Os materiais menos hidrofóbicos foram a
10 pedra-pomes e a cerâmica. Não puderam ser medidos esses parâmetros para a espuma de
11 poliuretano, pois não foi possível triturar o material até pó. No entanto, Bruil et al. (1992) reportou
12 que o potencial zeta da espuma foi de $-31,7 \pm 2,3$ mV.

13 **AME da biomassa imobilizada**

14 Em cada suporte houve a predominância de microrganismos distintos com características
15 das colônias e biofilmes diferentes, havendo colônias com microrganismos na forma de cocos,
16 bacilos ou filamentosos (Material Suplementar 1). Esses resultados corroboram o encontrado por
17 Yang et al. (2004), Fia et al. (2010) e Habouzit et al. (2011), que observaram que para o mesmo
18 inóculo e diferentes suportes, os microrganismos aderidos e a estrutura das comunidades do inóculo
19 e dos biofilmes formados foram diferentes.

20 Pelos resultados apresentados na Tabela 5, todos os materiais testados neste trabalho foram
21 hidrofóbicos e permitiram a adesão da biomassa, que também foi caracterizada como hidrofóbica
22 (Tabela 4). Resultados semelhantes já foram reportados na literatura. Muri et al. (2018) constataram
23 que microrganismos anaeróbios aderiram mais a suportes hidrofóbicos (Mutag BioChip) que a
24 suportes hidrofílicos.

1 Tabela 5 - Resultados de imobilização de biomassa nos suportes mgSV por volume do suporte
2 (mgSV. cm_{suporte}⁻³); e resultados dos testes AME das colônias aderidas e do lodo floculado.

Suporte	Biomassa imobilizada (mgSV. cm_{suporte}⁻³)	AME (mLCH₄.gSV⁻¹.d⁻¹)
Espuma de poliuretano	1020 ± 139*	96 ± 9 bc
Pedra-Pomes	53± 8 a	100 ± 14 bc
Argila expandida	34 ± 4 b	128 ± 13 a
Cerâmica	21 ± 4 c	91 ± 8 c
Basalto	8 ± 3 d	109 ± 9 b
Areia de quartzo	4 ± 2 d	93 ± 7 c
Lodo floculado	-	76 ± 5 d

3 Resultados testes de Tukey (nível de 5 % de significância): letras minúsculas iguais referem grupos sem
4 diferenças nas colunas ↓. *Aes puma de poliuretano não foi incluída nessas comparações.

5 Dentre os suportes avaliados, a espuma de poliuretano obteve uma adesão biomassa muito
6 superior aos demais suportes (1020 ± 139 mgSV.g_{suporte}⁻¹), possivelmente pela maior área
7 superficial específica devido aos grande número e tamanho dos poros e a alta hidrofobicidade do
8 material Essa conclusão é corroborada pelos dados de Oliveira et al. (2009) que reportaram área
9 superficial específica 43 vezes maior da espuma em relação a argila expandida (54).

10 Das principais propriedades envolvidas no processo de aderência dos microrganismos
11 destacam-se, as interações entre a superfície dos suportes e das células, onde este fatores podem
12 facilitar ou dificultar o processo de adesão. As forças eletrostáticas e as interações hidrofóbicas são
13 vitais durante a fase inicial da formação dos biofilmes (58). Sendo assim, a adesão dos
14 microrganismos também foi eficiente na pedra-pomes e na argila, obtendo 53± 8 e 34 ± 4
15 mgSV.g_{suporte}⁻¹ respectivamente. A adesão da biomassa foi maior em argila expandida e pedra-
16 pomes, devido as cargas menos negativas e várias irregularidades na superfície do suporte.

17 A melhor adesão de microrganismos a pedra-pomes e na argila expandida pode ter sido
18 menos influenciada pela carga da superfície do suporte, mas sim por outros tipos de interações (van
19 der Waals, dipolo-dipolo e ligações de hidrogênio), além da área superficial disponível para a
20 formação do biofilme. A carga da superfície tem um papel importante na manutenção e regulação
21 das atividades celulares (35).

22 Nguyen et al. (2016) relataram que a hidrofobicidade, a baixa energia superficial e as forças
23 de van der Waals teriam papeis mais importantes na adesão de células aos suportes que o potencial
24 zeta, pois essas forças são capazes de isolar as superfícies de contato, promovendo maior adesão.
25 De fato, a hidrofobicidade tem sido descrita como uma das propriedades mais importantes
26 envolvidas no processo de adesão de biomassa (37, 56, 60). Liu et al (2004) reportaram que quando

1 as superfícies dos suportes e da biomassa são hidrofóbicas, a adesão é altamente facilitada, por
2 diminuir as forças de repulsão causadas pelas interações eletrostáticas. Nomura et al. (2008)
3 notaram que, embora as interações eletrostáticas facilitem a adesão, as interações hidrofóbicas são
4 as que determinam e permitem a ligação entre as células e a superfície dos suportes.

5 Na Tabela 5 são mostrados os resultados dos testes da AME. Avaliar a atividade microbiana
6 é de grande importância para o monitoramento dos sistemas biológicos e a viabilidade dos
7 processos. Os testes da AME consistem na avaliação da capacidade dos microrganismos para
8 transformar substratos orgânicos em metano e CO₂. Neste trabalho, foi usada glicose como fonte de
9 carbono, pois permite avaliar a atividade do consórcio e não só dos microrganismos metanogênicos
10 (AQUINO et al., 2007).

11 Pela Tabela 5, o teste de comparação de médias de Tukey (5% nível de significância)
12 mostrou que a biomassa livre (76 ± 5 mLCH₄.dia⁻¹.gSV⁻¹) apresentou menos AME que a
13 imobilizada em todos os suportes, resultado em conformidade com Wang et al. (2012) e Basile et al.
14 (2010). A biomassa aderida à argila expandida exibiu melhor AME (128 ± 13 mLCH₄.dia⁻¹.gSV⁻¹),
15 enquanto as biomassas aderidas à areia de quartzo (93 ± 7), espuma de poliuretano (96 ± 9),
16 cerâmica (91 ± 8), basalto (109 ± 9), pedra-pomes (100 ± 14) não apresentaram diferenças
17 significativas. Esses resultados mostraram que a quantidade de biomassa imobilizada não é
18 necessariamente diretamente proporcional à atividade e ao metabolismo dos microrganismos (62).
19 Isto fica claro quando se compara a AME dos microrganismos aderidos à argila expandida com
20 aquela obtida a partir da espuma de poliuretano, a qual, de longe, imobilizou maior quantidade de
21 biomassa. Resultados similares foram obtidos por Garcia M. et al. (2008) e Habouzit et al. (2011).

22 As diferenças entre as atividades das biomassas aderidas são causadas, principalmente, por
23 dois fatores. O primeiro fator está relacionado com a adesão seletiva de diferentes espécies de
24 microrganismos a cada suporte (37, 57, 59, 63). Isso induz a rotas metabólicas distintas em cada
25 biofilme e, conseqüentemente, diferentes capacidades de transformar o substrato. As colônias
26 aderidas à argila expandida devem ter se adaptado melhor ao substrato e o transformaram de forma
27 mais eficiente que as outras. Por outro lado, os microrganismos aderidos a espuma, basalto e pedra-
28 pomes, apesar de terem sido aparentemente muito diferentes, apresentaram AMEs similares.

29 O segundo fator está relacionado com a criação de um ambiente influenciado por cada
30 suporte. Alguns suportes são capazes de promover condições ideais para favorecer as relações
31 sintróficas, resultando no melhor uso do substrato (64). Isto poderia explicar a menor AME da
32 biomassa livre em relação à biomassa imobilizada. Provavelmente a alta hidrofobicidade da argila
33 expandida tenha favorecido o metabolismo dos microrganismos metanogênicos e,

1 consequentemente, facilitado a velocidade de produção de metano. Segundo, Borja et al. (1993), Fia
2 et al. (2010), Wang et al. (2012), dependendo das características dos suportes, pode ocorrer a troca
3 de íons (sódio, ferro e magnésio) entre a sua superfície e o meio, favorecendo o metabolismo
4 microbiano e a metanogênese. Dessa forma, todos os suportes, com exceção da espuma, podem ter
5 favorecido o intercâmbio de íons com o meio aumentando a atividade metabólica dos
6 microrganismos.

7 A escolha dos suportes mais adequados, para sua utilização em reatores de digestão
8 anaeróbia, é importante, pois permite maior retenção de biomassa, estabilidade dos microrganismos,
9 transformação do substrato e produção de metano (55, 56, 63-64, 66-67). Assim, para esse trabalho,
10 foram escolhidos como suportes a argila expandida e a pedra-pomes. A argila expandida foi
11 escolhida por permitir boa adesão celular e melhor AME. A pedra-pomes apresentou, após a
12 espuma, maior adesão de biomassa e sua AME foi satisfatória.

13 Tratamento do efluente

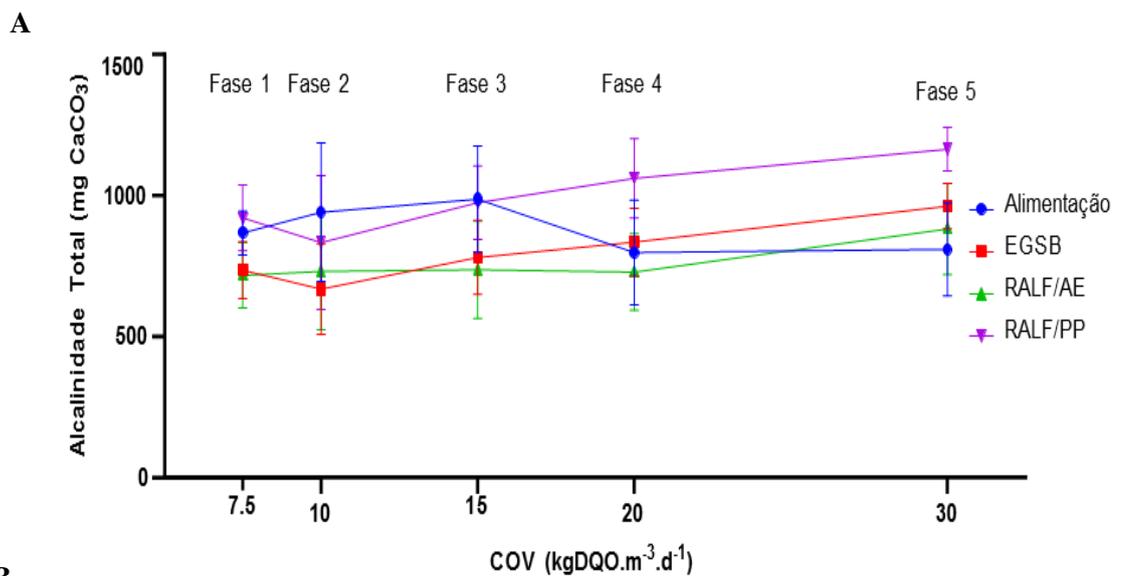
14 Estabilidade dos reatores

15 A estabilidade dos reatores foi monitorada continuamente através da determinação de
16 alcalinidade e ácidos voláteis presentes na alimentação e na saída dos reatores. As variações em
17 relação à COV são mostradas nas Figura 4, tópicos A e B respectivamente.

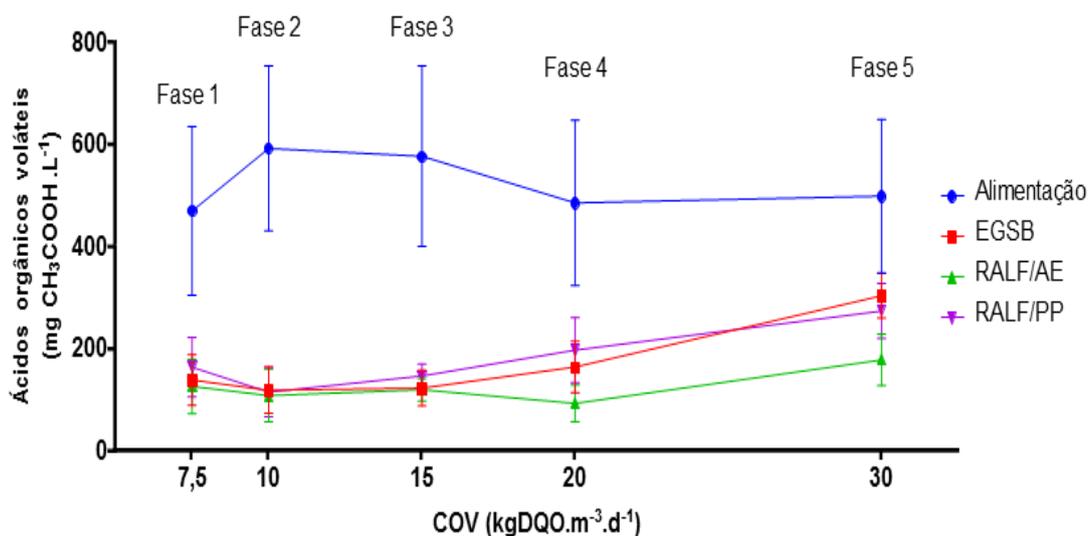
18

19 Figura 4 - Variação de AT , (A) e AGV, (B) na alimentação e na saída dos reatores em função da
20 COV durante o tratamentodo efluente.

21



22



1
2

3 A AT nos reatores foi suficiente para impedir a queda de pH durante todo o processo de
4 tratamento do efluente, já o AGV, até a fase 3, suas concentrações foram muito próximas nos três
5 reatores. Diferenças significativas começam a surgir apenas a partir da fase 4, na qual os reatores
6 EGSB e RALF/PP apresentaram valores maiores do que o RALF/AE. Assim, a partir dessa fase,
7 fica evidenciada a menor concentração de AGV no RALF/AE, o que é um indicativo de que as
8 relações sintróficas se mantiveram mais estáveis neste reator do que nos outros. O reator, em
9 particular, suportou maiores cargas orgânicas sem perder a estabilidade do consórcio.

10 A AT e os AGV geralmente variam em função dos diferentes tipos de reatores usados e
11 efluentes no tratamento anaeróbio.

12 Segundo RAJESHWARI et al., 2000, a alcalinidade total refere-se à capacidade de um meio
13 aquoso neutralizar quantitativamente um ácido e assim estabilizar a variação do pH, estando
14 diretamente ligada ao monitoramento dos AGV. Onde a concentração de Ácidos Voláteis está
15 relacionada com a degradação anaeróbia completa. A matéria orgânica é considerada
16 completamente degradada anaerobicamente, quando todos os ácidos formados até a fase da
17 acetogênese são transformados em metano (69). Concentrações elevadas de AGV no meio indicam
18 que a degradação anaeróbia não está sendo efetiva ou que há instabilidade nas relações sintróficas
19 do consórcio microbiano (69 - 70). TDHs altos favorecem a completa remoção de ácidos dos
20 reatores (71), enquanto TDHs baixas provocam sua acumulação (72). No entanto, a acumulação de
21 ácidos no reator não necessariamente afeta o seu desempenho, porque podem ser neutralizados pela
22 alcalinidade (43).

23 Rico C., Garcia e Rico J.L. (2011) observaram a não acumulação de ácidos no tratamento de
24 efluente semelhante ao deste trabalho em reator UASB, o qual suportou maior carga orgânica (40
25 kgDQO.m⁻³.d⁻¹) do que todos os reatores estudados (30 kgDQO.m⁻³.d⁻¹). Já a AT variou entre 500 e
26 1000 mgCaCO₃.L⁻¹ no tratamento de efluentes de uma indústria de têxteis de algodão, em um reator

1 de leite fluidizado (73). AT de 10000 mgCaCO₃.L⁻¹ foram reportados por Umaña et al. (2008), e de
2 300 mgCaCO₃.L⁻¹ em reator de leite fluidizado reportados por Chen et al. (2019). Esses
3 comportamentos podem ser atribuído ao método de separação usado por esses autores (floculação,
4 coagulação e peneiramento), o tipo de reator e o meio de suporte conjugado utilizado.

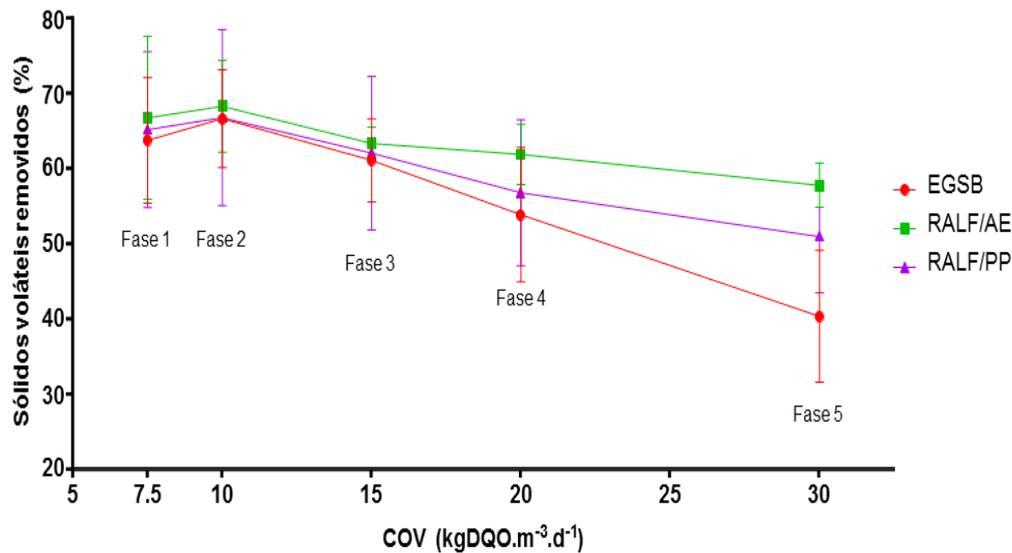
5

6 **Remoção da matéria orgânica**

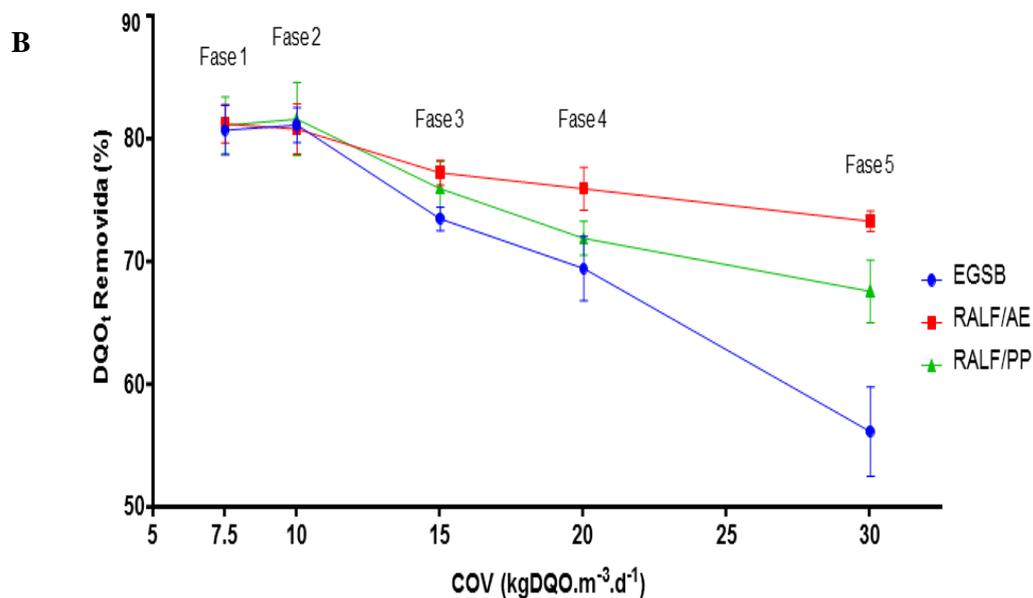
7 A remoção da matéria orgânica foi avaliada mediante a determinação de DQO_t e SV.
8 Para a realização do cálculo da eficiência de remoção destes da matéria orgânica por estes
9 parâmetros, os reatores precisaram atingir o estado estacionário, e assim foi determinada a média de
10 consumo em cada fase de alimentação. A determinação da concentração de SV é outra forma de
11 analisar o teor de matéria orgânica no efluente. A quantificação de matéria orgânica por SV pode
12 apresentar valores inferiores aos reais, devido à secagem a 105 °C, com perda, por evaporação, de
13 até 75% dos AGVs (74). Assim a variação da remoção da matéria orgânica e o desempenho
14 particular dos reatores em relação à COV estão mostrados na Figura 5 em termos de DQO e SV
15 respectivamente.

16 Figura 5 - Variação de DQO_t, (A) e SV, (B) nos estados estacionários dos reatores em função da
17 COV durante o tratamento do efluente.

A



1



2

3 Os resultados mostram que a remoção nos estados estacionários em cada fase foi constante.
 4 A remoção máxima de DQO_t foi de $81 \pm 3\%$, observada nas fases 1 e 2 com COVs de 7,5 e
 5 10 $\text{kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, respectivamente.

6 A partir da fase 3 com COV de $15 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ foi observada uma diminuição na
 7 remoção de DQO_t para todos os reatores (Figura 5 (A)), causada pelo aumento de COV, cujos
 8 resultados começam a ser estatisticamente diferentes a partir da COV $20 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. As
 9 reduções de rendimento na remoção de DQO_t entre os diferentes reatores passaram a ser
 10 estatisticamente diferentes com COV $20 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. A partir desse valor de COV, a remoção
 11 de DQO do reator EGSB caiu para $56 \pm 4\%$ na fase 5. Os resultados com maiores relevâncias foram
 12 obtidos no RALF/AE, cuja remoção de DQO foi de $73 \pm 1\%$ no final do processo.

13 Visto que não houve variação na eficiência da fase 1 para a fase 2, pode-se afirmar que
 14 nessas fases foi atingida a máxima remoção de DQO_t possível por degradação anaeróbia nesses
 15 reatores.

1 Em termos de Sólidos Voláteis, os resultados mostraram que não houve diferenças
2 estatisticamente significativas durante as primeiras 4 fases do tratamento. Entretanto, na fase 5
3 (COV 30 kgDQO.m⁻³.d⁻¹), ao comparar os resultados obtidos entre os diferentes reatores, foi
4 observado que o RALF/AE foi estatisticamente mais eficiente na remoção de SV do que o reator
5 EGSB. O RALF/AE também foi o reator que apresentou maior estabilidade durante todo o tempo
6 de tratamento do efluente, a remoção de SV deste reator manteve praticamente constante.

7 Os resultados mostraram, ainda, que o aumento da COV, forçado pela diminuição do TDH,
8 proporcionou menor contato entre os microrganismos e a matéria orgânica do efluente e,
9 conseqüentemente, diminui o tempo de reação dificultando a degradação dos compostos presentes
10 no material suspenso.

11 Diferentes tipos de microrganismos aderiram a argila expandida e a pedra-pomes. Se esse
12 fenômeno se manteve durante o tratamento do efluente, ele poderia explicar, em parte, as diferenças
13 de desempenho dos RALFs, uma vez que é conhecido que os suportes influenciam a retenção da
14 biomassa, a estabilidade dos microrganismos e podem favorecer a transformação do substrato (63-
15 64). Foi observado por Umaña et al. (2008), em estudos com reatores de leito fixo, que diferentes
16 suportes influenciam o desempenho dos reatores operados nas mesmas condições, no tratamento de
17 efluentes provenientes de esterco bovino, onde reportaram remoção de até 80% de SV e de até 82%
18 da DQO_t com TDH de 5,5 dias em reatores de leito fixo no tratamento anaeróbico de estrume bovino
19 diluído sem separação de frações.

20 Rico C., Garcia e Rico J. L. (2011) reportaram que um reator UASB a 35 °C apresentou
21 remoção de SV de 70% para COV de 12 kgDQO_t.m⁻³.d⁻¹ e de entorno de 60% para COVs de 13; 17
22 e 26 kgDQO_t.m⁻³.d⁻¹. A mínima remoção observada foi de 48% para COV de 72 kgDQO_t.m⁻³.d⁻¹.
23 Rico C., Rico J.L. e Lasa (2012) reportaram que um reator UASB a 25 °C apresentou remoção de
24 68 % para COVs de 9 kgDQO_t.m⁻³.d⁻¹, respectivamente.

25

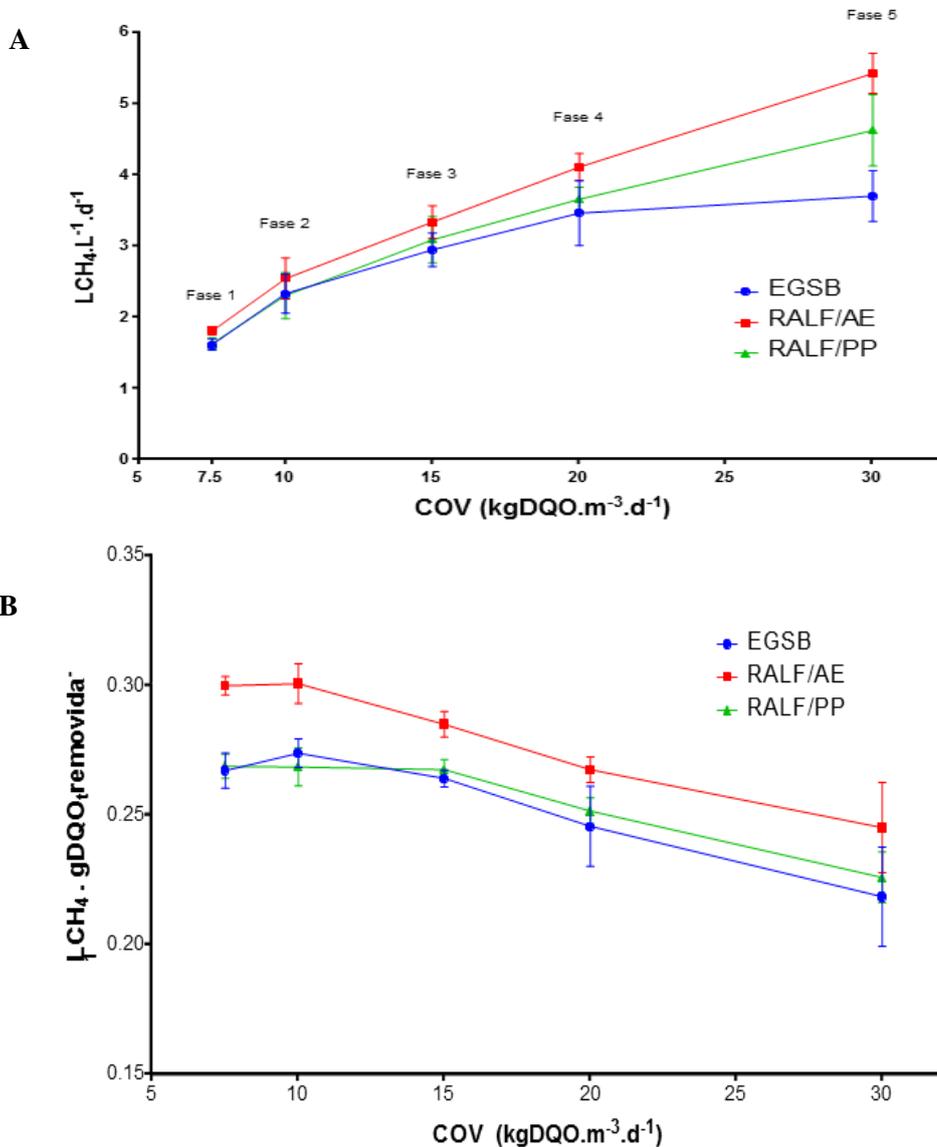
26 **Produção de metano**

27 O biogás é o produto final da degradação anaeróbica da matéria orgânica e representa uma
28 grande vantagem do tratamento anaeróbico de efluentes, em relação a processos aeróbios. A
29 produção volumétrica de metano nos reatores foi medida ao longo do tratamento e foi usada para
30 monitorar o processo, conjuntamente à remoção da DQO. Dessa forma, quando a produção de
31 metano se manteve estável, se considerava que o reator tinha atingido o estado estacionário.

32 A taxa de produção de metano é sensível à temperatura. Entretanto, como a temperatura dos
33 reatores foi mantida entre 33 e 35 °C, esse parâmetro não influenciou a produção de metano. Os
34 dados coletados da medição volumétrica de metano por dia (LCH₄.d⁻¹) e de DQO removida dos
35 estados estacionários de cada reator em cada fase de variação em função da COV são mostrados na

1 Figura 6, $LCH_4 \cdot d^{-1}$ e DQO, respectivamente.

2 Figura 6 - Variação da produção específica de metano em função do volume do reator (A) e em
3 termos de DQO removida (B), para cada reator em função da COV.



4

5 Na fase 1, com COV de $7,5 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, o RALF/AE apresentou maior produção de
6 metano que os outros reatores. Nas fases 2 e 3, não foram observadas diferenças estatisticamente
7 significativas (Material Suplementar 2). A partir da fase 4, novamente, o RALF/AE produzir maior
8 volume de metano, cujo máximo ($5,4 \pm 0,3 \text{ LCH}_4 \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{L}^{-1}$) foi atingido na fase 5.

9 Na fase 5, com COV de $30 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. Nesta fase, o EGSB teve menor produção de
10 metano ($3,7 \pm 0,4 \text{ LCH}_4 \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{L}^{-1}$) que os RALFs. Foi observado, também, que a produção de metano
11 aumentou com o aumento da COV em todos os reatores, com exceção do reator EGSB na fase 5.

12 As diferenças de produção de metano em cada reator podem estar relacionadas à AME do
13 consórcio microbiano (63). Foi visto na secção de imobilização em suportes que a AME da
14 biomassa imobilizada em argila expandida ($128 \pm 13 \text{ mLCH}_4 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{gSV}^{-1}$) foi maior que a da
15

1 imobilizada em pedra-pomes ($100 \pm 14 \text{ mLCH}_4.\text{dia}^{-1}.\text{gSV}^{-1}$). A AME dos grânulos de lodo ($84,4 \pm$
2 $3,8 \text{ mLCH}_4.\text{dia}^{-1}.\text{gSV}^{-1}$) também foi menor que da biomassa imobilizada. No tratamento do
3 efluente, essas diferenças, vistas nos testes da AME, se mantiveram, mostrando que o RALF/AE
4 tenha maior produção de metano que os outros reatores.

5 Quanto a remoção de DQO observou-se que a comparação de médias entre os reatores
6 mostrou que o RALF/AE teve maior produção específica de metano em função de DQO removida
7 do que os outros reatores, ao longo de todo o processo de tratamento do efluente. Assim, esse reator
8 foi mais eficiente na conversão da matéria orgânica em metano.

9 O aumento da COV até $15 \text{ kgDQO}t.m^{-3}.d^{-1}$ na fase 3 não teve impacto na produção de
10 metano para nenhum dos reatores. No entanto, COVs maiores (20 e $30 \text{ kgDQO}t.m^{-3}.d^{-1}$), nas fases 4
11 e 5, provocaram a queda da produção de metano para os três reatores

12 Umaña et al. (2008) também observaram que reatores de leito fixo com diferentes suportes
13 de imobilização tiveram diferente produção de metano nas mesmas condições operacionais. Garcia
14 H. et al. (2008) observaram diferentes produções de metano em dois reatores UASB e reportaram,
15 também, que o aumento da COV teve impacto diferente na produção de metano nos dois reatores.

16 Dugba e Zhang (1999) obtiveram produção máxima de $0,82 \text{ LCH}_4.d^{-1}.L^{-1}$ no tratamento de
17 estrume bovino peneirado em um reator anaeróbio sequencial de dois estágios (termofílico-
18 mesofílico); Wen; FREAR; CHEN (2007), de $0,88 \text{ LCH}_4.d^{-1}.L^{-1}$ na digestão anaeróbia de estrume
19 bovino líquido em um reator de mistura completa.

20 A produção específica de metano em função da DQO removida nos RALFs foi similar à
21 encontrada na literatura para o mesmo tipo de reator e diferentes efluentes. Moharram, Abdelhalim
22 e Rozaik (2016), de $0,256 \text{ LCH}_4.\text{gDQO}t.\text{rem}^{-1}$ no tratamento de esgoto doméstico; e Yeshanew et al.
23 (2016) de $0,350 \text{ LCH}_4.\text{gDQO}t.\text{rem}^{-1}$ no tratamento anaeróbio de substrato sintético rico em
24 carboidratos.

25 Os resultados do reator EGSB para produção de metano específica em função do volume
26 estão de acordo com os resultados da literatura. Fang et al. (2011) reportaram produção volumétrica
27 máxima de $4,0 \text{ LCH}_4.d^{-1}.L^{-1}$ em um reator EGSB com COV de $10 \text{ kgDQO}t.m^{-3}.d^{-1}$ de tratamento de
28 efluentes da indústria de óleo de palma e Fang, Boe e Angelidaki (2011) de $1,3 \text{ LCH}_4.d^{-1}.L^{-1}$ em um
29 EGSB com COV de $4,2 \text{ kgDQO}t.m^{-3}.d^{-1}$.

30 31 **Conclusão**

32 Os reatores estudados neste trabalho apresentam resultados promissores para remoção de
33 matéria orgânica e produção de metano no tratamento anaeróbio da fração líquida do estrume
34 bovino. Dentre as configurações dos reatores avaliados, o reator anaeróbio de leito fluidizado
35 (RALF), tendo como suporte a argila expandida, foi o mais eficaz na diminuição da concentração

1 de matéria orgânica, e conseqüentemente maior rendimento na produção de biogás. Sendo assim, a
2 aplicação desses sistemas (EGSB e os RALFs) podem ser investigados para serem empregados para
3 o tratamento de efluentes de diferentes setores industriais e apresentam grande potencial na
4 remoção da matéria orgânica e produção de gás metano para a utilização como combustível dentro
5 das indústrias.

6

1 Referências

- 2 1- ABIEC. **Publicações. Beef Report.** Disponível em:
3 <http://www.abiec.com.br/Sumario2019.aspx>.
4
- 5 2- MAPA. **Valor Bruto da Produção Agropecuária(VBP).**Disponível em:
6 [http://www.agricultura.gov.br/assuntos/politica-agricola/valor-bruto-da-producao-](http://www.agricultura.gov.br/assuntos/politica-agricola/valor-bruto-da-producao-agropecuaria-vbp)
7 [agropecuaria-vbp](http://www.agricultura.gov.br/assuntos/politica-agricola/valor-bruto-da-producao-agropecuaria-vbp).
8
- 9 3- FLOTATS, Xavier et al. Manure treatment technologies: On-farm versus centralized
10 strategies. NE Spain as case study. Bioresource Technology, v. 100, n. 22, p.5519-5526,
11 nov. 2009.
12
- 13 4- NAG, Rajat et al. Anaerobic digestion of agricultural manure and biomass–critical
14 indicators of risk and knowledge gaps. Science of the Total Environment, v. 690, p. 460-
15 479, 2019.
16
- 17 5- PETTYGROVE, G. S.; HEINRICH, A. L.; EAGLE, A. J. Dairy manure nutrient content
18 and forms. University of California Cooperative Extension, jan. 2009.
19
- 20 6- CHEROBIM, Verediana Fernanda et al. Soil surface sealing by liquid dairy manure
21 affects saturated hydraulic conductivity of Brazilian Oxisols. Agricultural Water
22 Management, v. 203, p.193-196, abr. 2018.
23
- 24 7- SCHLEGEL, Alan J. et al. Changes in soil nutrients after 10 years of cattle manure and
25 swine effluent application. Soil and Tillage Research, v. 172, p.48-58, set. 2017.
26
- 27 8- RAMOS-SUAREZ, J. L. et al. Biogas from animal manure: A sustainable energy
28 opportunity in the Canary Islands. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 104,
29 p. 137-150, 2019.
30
- 31 9- HOLM-NIELSEN, J.; SEADI, T. Al; OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of
32 anaerobic digestion and biogas utilization. Bioresource Technology, v. 100, n. 22,
33 p.5478-5484, nov. 2009.
34
- 35 10- MARAÑÓN, E. et al. Reducing the environmental impact of methane emissions from
36 dairy farms by anaerobic digestion of cattle waste. Waste Management, v. 31, n. 8,
37 p.1745-1751, ago. 2011.
38
- 39 11- KNAPP, J.R. et al. Invited review: Enteric methane in dairy cattle production. Journal of
40 Dairy Science, v. 97, n. 6, p.3231-3261, jun. 2014.
41
- 42 12- HE, Zhongqi; PAGLIARI, Paulo H.; WALDRIP, Heidi M. Applied and Environmental
43 Chemistry of Animal Manure: A Review. Pedosphere, v. 26, n. 6, p.779-816, dez. 2016.
44
- 45 13- RISBERG, Kajsa et al. Comparative characterization of digestate versus pig slurry and
46 cow manure – Chemical composition and effects on soil microbial activity. Waste
47 Management, v. 61, p.529-538, mar. 2017.
48
- 49 14- ZAVATTARO, Laura et al. Agronomic effects of bovine manure: A review of long-term
50 European field experiments. European journal of agronomy, v. 90, p. 127-138, 2017.
51

- 1 15- CHEROBIM, Verediana Fernanda; HUANG, Chi-hua; FAVARETTO, Nerilde. Tillage
2 system and time post-liquid dairy manure: Effects on runoff, sediment and nutrients
3 losses. *Agricultural Water Management*, v. 184, p.96-103, abr. 2017.
4
- 5 16- FONT-PALMA, Carolina. Methods for the Treatment of Cattle Manure—A Review. *C*,
6 v. 5, n. 2, p.27-47, 15 maio 2019.
7
- 8 17- RICO, C.; GARCÍA, H.; RICO, J.L. Physical–anaerobic–chemical process for treatment
9 of dairy cattle manure. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 3, p.2143-2150, fev. 2011.
10
- 11 18- LOYON, L. Overview of manure treatment in France. *Waste Management*, v. 61, p.516-
12 520, mar. 2017.
13
- 14 19- DUGBA, Prince N.; ZHANG, Ruihong. Treatment of dairy wastewater with two-stage
15 anaerobic sequencing batch reactor systems—thermophilic versus mesophilic operations.
16 *Bioresource Technology*, v. 68, n. 3, p. 225-233, 1999.
17
- 18 20- MCVOITTE, Wilton PA; CLARK, O. Grant. The effects of temperature and duration of
19 thermal pretreatment on the solid-state anaerobic digestion of dairy cow manure.
20 *Heliyon*, v. 5, n. 7, p. e02140, 2019.
21
- 22 21- CUCCHIELLA, Federica; D'ADAMO, Idiano; GASTALDI, Massimo. An economic
23 analysis of biogas-biomethane chain from animal residues in Italy. *Journal of Cleaner*
24 *Production*, v. 230, p. 888-897, 2019.
25
- 26 22- MOLLER, H.; SOMMER, S.; AHRING, B. Methane productivity of manure, straw and
27 solid fractions of manure. *Biomass and Bioenergy*, v. 26, n. 5, p.485-495, maio 2004.
28
- 29 23- SEGUEZZO, Lucas et al. A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and
30 EGSB reactors. *Bioresource Technology*, v. 65, n. 3, p.175-190, set. 1998.
31
- 32 24- DA COSTA, R. H. R. et al. Reatores de leiteo fluidizado: Potencialidades para o
33 tratamento de efluentes.
34
- 35 25- LOGANATH, R.; SENOPHIYAH-MARY, J. Critical review on the necessity of
36 bioelectricity generation from slaughterhouse industry waste and wastewater using
37 different anaerobic digestion reactors. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.
38 134, p. 110360, 2020.
39
- 40 26- MOHARRAM, M. A.; ABDELHALIM, H. S.; ROZAIK, E. H. Anaerobic up flow
41 fluidized bed reactor performance as a primary treatment unit in domestic wastewater
42 treatment. *HBRC journal*, v. 12, n. 1, p. 99-105, 2016.
43
- 44 27- BELLO, M. M.; RAMAN, A. A. A.; PURUSHOTHAMAN, M.. Applications of
45 fluidized bed reactors in wastewater treatment—a review of the major design and
46 operational parameters. *Journal of Cleaner Production*, v. 141, p. 1492-1514, 2017.
47
- 48 28- NELSON, M. J.; NAKHLA, G.; ZHU, J.. Fluidized-bed bioreactor applications for
49 biological wastewater treatment: A review of research and developments. *Engineering*,
50 v. 3, n. 3, p. 330-342, 2017.
51

- 1 29- YANG, Bo et al. Mechanism of high contaminant removal performance in the expanded
2 granular sludge blanket (EGSB) reactor involved with granular activated carbon for low-
3 strength wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, v. 334, p. 1176-1185,
4 2018.
- 5
- 6 30- DIAS, Tuanne R. et al. Fluidized particles in flow analysis: potentialities, limitations and
7 applications. *Talanta*, v. 184, p. 325-331, 2018.
- 8
- 9 31- AZIZ, Asad et al. Biological wastewater treatment (anaerobic-aerobic) technologies for
10 safe discharge of treated slaughterhouse and meat processing wastewater. *Science of the*
11 *total environment*, v. 686, p. 681-708, 2019.
- 12
- 13 32- NABI, Mohammad et al. Anaerobic digestion of sewage sludge pretreated by high
14 pressure homogenization using expanded granular sludge blanket reactor: Feasibility,
15 operation optimization and microbial community. *Journal of Environmental Chemical*
16 *Engineering*, v. 9, n. 1, p. 104720, 2021.
- 17
- 18 33- CHERNICHARO, C.A.L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias;
19 reatores anaeróbios. 1. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e
20 Ambiental, UFMG, 1997. v. 5.
- 21
- 22 34- VIDAL, A. G. Produção de biogás em reator anaeróbio de alta taxa alimentado com
23 fração líquida de esterco bovino peneirado. 2015. 90 p. Dissertação (Mestrado em
24 Engenharia Hidráulica e Saneamento), Escola de engenharia de São Carlos,
25 Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015
- 26
- 27 35- BASILE, Maria Assunta et al. The effect of the surface charge of hydrogel supports on
28 thermophilic biohydrogen production. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 12, p.4386-
29 4394, jun. 2010.
- 30
- 31 36- SPENCER J.; SPENCER AL. *Microbiology*. New Jersey: Humana Press. 2004.
- 32
- 33 37- NOMURA, Toshiyuki et al. Selective Immobilization of Aceticlastic Methanogens to
34 Support Material [Translated]. *Kona Powder and Particle Journal*, v. 26, p.246-253,
35 2008.
- 36
- 37 38- APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington:
38 *Water Environment Federation*. 2005.
- 39
- 40 39- RIBAS, M. M. F.; MORAES, E. M.; FORESTI, E.. Avaliação da acurácia de diversos
41 métodos para determinação de ácidos graxos voláteis e alcalinidade a bicarbonato para
42 monitoramento de reatores anaeróbios. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 3, p.
43 240-246, 2007.
- 44
- 45 40- KIM, Jeonghwan et al. Anaerobic Fluidized Bed Membrane Bioreactor for Wastewater
46 Treatment. *Environmental Science & Technology*, v. 45, n. 2, p.576-581, 15 jan. 2011.
- 47
- 48 41- GARCIA, H. et al. Flocculants effect in biomass retention in a UASB reactor treating
49 dairy manure. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 14, p.6028-6036, set. 2008.
- 50
- 51 42- RICO, C.; GARCÍA, H.; RICO, J.L. Physical–anaerobic–chemical process for treatment
52 of dairy cattle manure. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 3, p.2143-2150, fev. 2011.

- 1
2 43- RICO, Carlos; RICO, José Luis; LASA, Cristina. Anaerobic digestion of the liquid
3 fraction of dairy manure separated by screw pressing and centrifugation in a upflow
4 anaerobic sludge blanket reactor at 25 °C. *Biosystems Engineering*, v. 112, n. 4, p.344-
5 351, ago. 2012.
6
7 44- VAN LOOSDRECHT et al. *Experimental Methods in Wastewater Treatment*. Online:
8 IWA Publishing. 2016. 362 p.
9
10 45- AQUINO, Sérgio F. et al. Metodologias para determinação da atividade metanogênica
11 específica (AME) em lodos anaeróbios. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 12, n. 2,
12 p.192-201, jun. 2007.
13
14 46- CHERNICHARO, Carlos Augusto Lemos. *Anaerobic Reactors*. Londres: IWA
15 Publishing, 2007.
16
17 47- RICO, C. et al. Solid – Liquid separation of dairy manure: Distribution of components
18 and methane production. *Biomass and Bioenergy*, v. 39, p.370-377, abr. 2012.
19
20 48- WILKIE, A. et al. Fixed-film Anaerobic Digestion of Flushed Dairy Manure after
21 Primary Treatment: Wastewater Production and Characterisation. *Biosystems*
22 *Engineering*, v. 89, n. 4, p.457-471, dez. 2004.
23
24 49- LIAO, P.; LO, K.; CHIENG, S. Effect of liquid—solids separation on biogas production
25 from dairy manure. *Energy in Agriculture*, v. 3, p.61-69, jan. 1984.
26
27 50- AMMARY, Bashaar Y. Nutrients requirements in biological industrial wastewater
28 treatment. *African Journal of Biotechnology*, v. 3, n. 4, p. 236-238, 2004.
29
30 51- DIAS, P. C. Tratamento da fração líquida de estrume bovino em reator anaeróbio híbrido
31 em escala piloto. 2017. 106 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e
32 Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São
33 Carlos, 2017.
34
35 52- FIA, Fátima RL et al. Remoção de compostos fenólicos em reatores anaeróbios de leito
36 fixo com diferentes materiais suporte. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e*
37 *Ambiental-Agriambi*, v. 14, n. 10, 2010.
38
39 53- BRUIL, Anton et al. In vitro leucocyte adhesion to modified polyurethane surfaces.
40 *Biomaterials*, v. 13, n. 13, p.915-923, jan. 1992.
41
42 54- YANG, Yingnan et al. Influence of bed materials on methanogenic characteristics and
43 immobilized microbes in anaerobic digester. *Materials Science and Engineering: C*, v.
44 24, n. 3, p.413-419, abr. 2004.
45
46 55- HABOUZIT, Frédéric et al. Influence of support material properties on the potential
47 selection of Archaea during initial adhesion of a methanogenic consortium. *Bioresource*
48 *Technology*, v. 102, n. 5, p.4054-4060, mar. 2011.
49
50 56- MURI, Petra et al. Influence of support materials on continuous hydrogen production in
51 anaerobic packed-bed reactor with immobilized hydrogen producing bacteria at acidic
52 conditions. *Enzyme and Microbial Technology*, v. 111, p.87-96, abr. 2018.

- 1
2 57- OLIVEIRA, Lorena Lima de et al. Influence of support material on the immobilization
3 of biomass for the degradation of linear alkylbenzene sulfonate in anaerobic reactors.
4 Journal of Environmental Management, v. 90, n. 2, p.1261-1268, fev. 2009.
5
6 58- AHAMMAD, Shaikh Ziauddin et al. Rational immobilization of methanogens in high
7 cell density bioreactors. RSC Advances, v. 3, n. 3, p. 774-781, 2013.
8
9 59- NGUYEN, Vi et al. Physicochemical analysis of initial adhesion and biofilm formation
10 of Methanosarcina barkeri on polymer support material. Colloids and Surfaces B:
11 Biointerfaces, v. 143, p.518-525, jul. 2016.
12
13 60- FAILLE, Christine et al. Adhesion of Bacillus spores and Escherichia coli cells to inert
14 surfaces: role of surface hydrophobicity. Canadian Journal of Microbiology, v. 48, n. 8,
15 p.728-738, ago. 2002.
16
17 61- WANG, Qinghong et al. Treatment of ammonium-rich swine waste in modified
18 porphyritic andesite fixed-bed anaerobic bioreactor. Bioresource Technology, v. 111,
19 p.70-75, maio 2012.
20
21 62- KERČMAR, Jasmina; PINTAR, Albin. Support material dictates the attached biomass
22 characteristics during the immobilization process in anaerobic continuous-flow packed-
23 bed bioreactor. Anaerobe, v. 48, p.194-202, dez. 2017.
24
25 63- LIU, Yongdi et al. Effects of different biofilm carriers on biogas production during
26 anaerobic digestion of corn straw. Bioresource Technology, v. 244, p.445-451, nov.
27 2017.
28
29 64- FERNÁNDEZ, N. et al. Real evidence about zeolite as microorganism's immobilizer in
30 anaerobic fluidized bed reactors. Process Biochemistry, v. 42, n. 4, p.721-728, abr. 2007.
31
32 65- BORJA, R. et al. Influence of immobilization supports on the kinetics of anaerobic
33 purification of cheese factory wastewaters. Biomass and Bioenergy, v. 4, n. 1, p.15-22,
34 jan. 1993.
35
36 66- GONG, Wei-jia et al. Selection and evaluation of biofilm carrier in anaerobic digestion
37 treatment of cattle manure. Energy, v. 36, n. 5, p.3572-3578, maio 2011.
38
39 67- ADU-GYAMFI, Nicholas; RAVELLA, Sreenivas Rao; HOBBS, Phil J. Optimizing
40 anaerobic digestion by selection of the immobilizing surface for enhanced methane
41 production. Bioresource Technology, v. 120, p.248-255, set. 2012.
42
43 68- RAJESHWARI, K. et al. State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial
44 wastewater treatment. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 4, n. 2, p.135-156,
45 jun. 2000.
46
47 69- AQUINO, Sérgio F. de; CHERNICHARO, Carlos A. L. Acúmulo de ácidos graxos
48 voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle.
49 Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 10, n. 2, p.152-161, jun. 2005.
50
51 70- MAO, Chunlan et al. Review on research achievements of biogas from anaerobic
52 digestion. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 45, p.540-555, maio 2015.

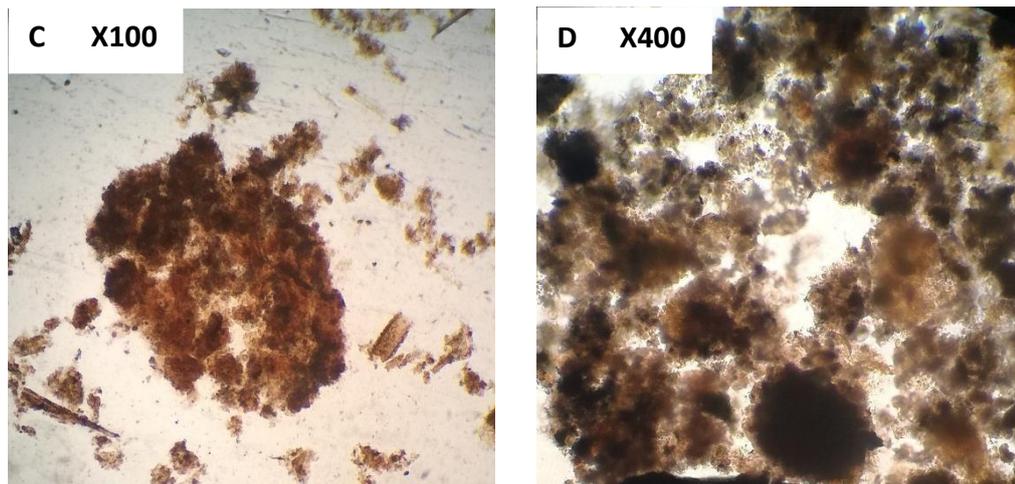
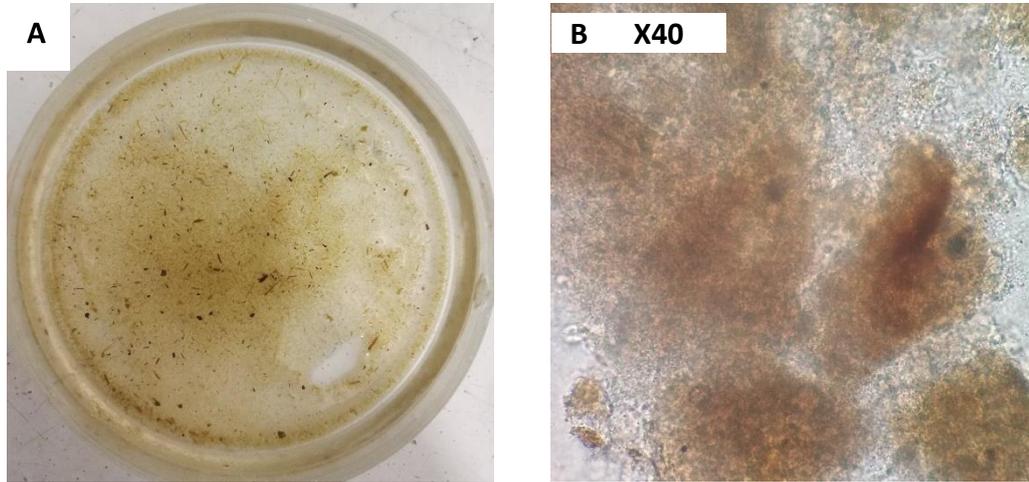
- 1
2 71-UMAÑA, Oscar et al. Treatment of screened dairy manure by upflow anaerobic fixed
3 bed reactors packed with waste tyre rubber and a combination of waste tyre rubber and
4 zeolite: Effect of the hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 15,
5 p.7412-7417, out. 2008.
6
- 7 72-ŞEN, S; DEMIRER, G.n. Anaerobic treatment of real textile wastewater with a fluidized
8 bed reactor. *Water Research*, v. 37, n. 8, p.1868-1878, abr. 2003.
9
- 10 73-CHEN, Wen-hsing et al. Treatment of campus domestic wastewater using ambient-
11 temperature anaerobic fluidized membrane bioreactors with zeolites as carriers.
12 *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 136, p.49-54, jan. 2019.
13
- 14 74-DERIKX, P.; WILLERS, H.; HAVE, P.j. Ten. Effect of pH on the behaviour of volatile
15 compounds in organic manures during dry-matter determination. *Bioresource*
16 *Technology*, v. 49, n. 1, p.41-45, jan. 1994.
17
- 18 75-WEN, Zhiyou; FREAR, Craig; CHEN, Shulin. Anaerobic digestion of liquid dairy
19 manure using a sequential continuous-stirred tank reactor system. *Journal of Chemical*
20 *Technology & Biotechnology*, v. 82, n. 8, p.758-766, 2007.
21
- 22 76-YESHANEW, Martha M. et al. Start-up of an anaerobic fluidized bed reactor treating
23 synthetic carbohydrate rich wastewater. *Journal of Environmental Management*, v. 184,
24 p.456-464, dez. 2016.
25
- 26 77-FANG, Cheng et al. Comparison of UASB and EGSB reactors performance, for
27 treatment of raw and deoiled palm oil mill effluent (POME). *Journal of Hazardous*
28 *Materials*, v. 189, n. 1-2, p.229-234, maio 2011.
29
- 30 78-FANG, Cheng; BOE, Kanokwan; ANGELIDAKI, Irini. Biogas production from potato-
31 juice, a by-product from potato-starch processing, in upflow anaerobic sludge blanket
32 (UASB) and expanded granular sludge bed (EGSB) reactors. *Bioresource Technology*,
33 v. 102, n. 10, p.5734-5741, maio 2011.

1 **Material Suplementar 1**

2

3 Figura 01 - Imagens do lodo floculado. A: Lodo floculado com resíduos de palha em uma
4 placa petri. B, C e D: microscopia ótica do lodo floculado com aumentos de 40, 100 e 400
5 vezes, respectivamente.

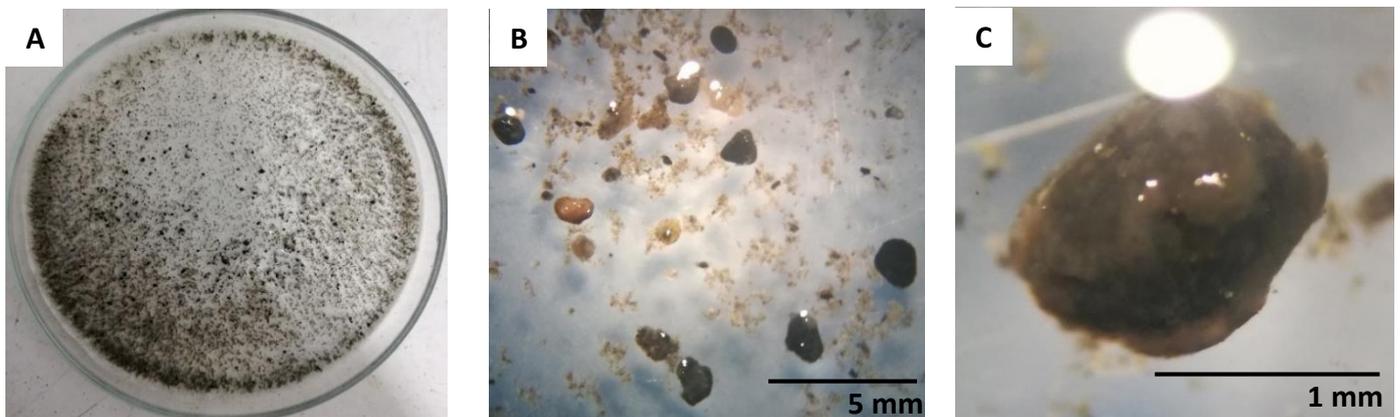
6



8

9 Figura 02 - Imagens do lodo granular. Imagem A obtida por fotografia do lodo em uma
10 placa petri. Imagens B e C obtidas por microscopia ótica em estereoscópio.

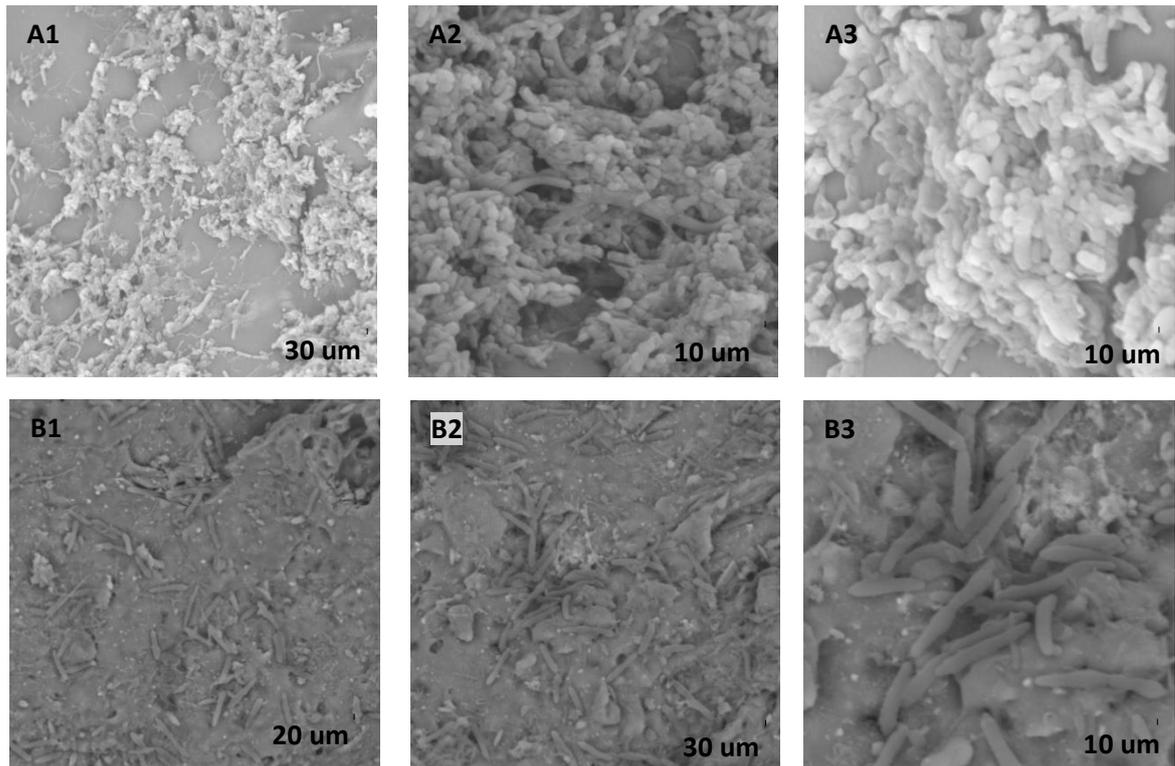
11



12

1 Figura 03 - Imagens de colônias aderidas aos suportes espuma de poliuretano (A) e argila
2 expandida (B) observadas por MEV com diferentes aumentos.

3

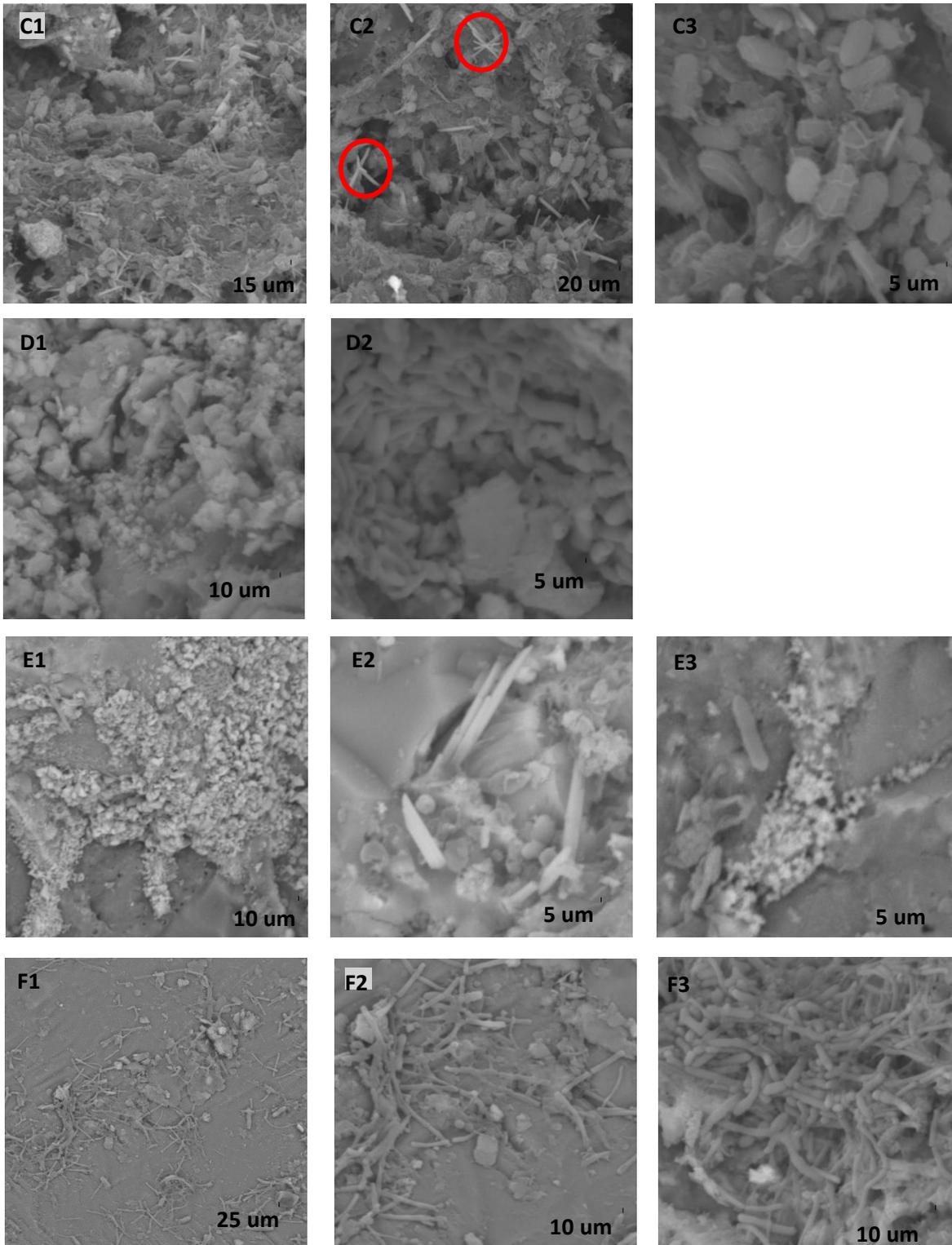


4

1

2 Figura 04 - Imagens de colônias aderidas aos suportes pedra-pomes (C), cerâmica (D), basalto (E) e
3 areia (F) observadas por MEV. Os círculos vermelhos na Imagem C2 podem representar estruturas
4 cristalinas, geradas pela precipitação de sais de compostos inorgânicos.

5



6

Material Suplementar 2

APÊNDICE A – TABELAS DE ANOVA

Tabela 01 - Análise de variância de dois fatores (Fases e Reatores) para a concentração de AT das saídas dos reatores durante o tratamento do efluente

Fonte de variação	Soma Quadrática	Graus de liberdade	Média quadrática	F Tabelado	Valor P
Interação	132462	8	16558	0,7825	0,6190
Fases	934399	4	233600	11,04	<0,0001
Reatores	1203933	2	601967	28,45	<0,0001
Resíduos	2221754	105	21160		

Tabela 01.1 - Valores de AT da alimentação e das saídas dos reatores durante o tratamento do efluente

	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5
Alimentação	869 ± 78	942 ± 246	997±179	740±162	842±152
EGSB	737 ±101 abA	670±161 aA	779±123 abA	879±145 bcA	945±64 cA
RALF/AE	765 ±134 abA	716±212 aA	742±161 abA	732±136 bcA	857±152 cA
RALF/PP	960 ±109 abB	820±239 aB	962±127 abB	1060±141 bcB	1156±80 cB

Resultados Teste de Tukey (nível de 5% de significância): Letras maiúsculas correspondem às colunas↑ e letras minúsculas às linhas ↔.

Tabela 02 - Análise de variância de dois fatores (Fases e Reatores) para a concentração de AGV das saídas dos reatores durante o tratamento do efluente

Fonte de variação	Soma Quadrática	Graus de liberdade	Média quadrática	F Tabelado	Valor P
Interação	57172	8	7147	3,198	0.0027
Fases	286238	4	71559	32,02	<0.0001
Reatores	66583	2	33291	14,90	<0.0001
Resíduos	234626	105	2235		

Tabela 02.1 - Valores de AGV (mg CH₃COOH .L⁻¹) da alimentação e da saída dos reatores durante o tratamento do efluente

	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5
Alimentação	471 ± 166	594 ±162	582 ± 166	460 ± 156	515±156
EGSB	139 ± 50 aA	119 ± 46 aA	119 ± 35 aA	188 ± 51 bA	309±45 cA
RALF/AE	128 ± 54 aA	110 ± 52 aA	116 ± 27 aA	97 ± 35 aB	192±41 bB
RALF/PP	166 ± 58 aA	117 ± 48 bA	146 ± 23 abA	225 ± 72 cA	267±52 dA

Resultados Testes de Tukey (nível de 5% de significância): Letras maiúsculas correspondem às colunas↑ e letras minúsculas às linhas ↔.

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19

Tabela 03 - Análise de variância de dois fatores (Fases e Reatores) para a remoção de DQO_t pelos reatores durante o tratamento do efluente

Fonte de variação	Soma Quadrática	Graus de liberdade	Média quadrática	F Tabelado	Valor P
Interação	412,5	8	51,57	11,70	<0.0001
Fases	2012	4	503,0	114,1	<0.0001
Reatores	314,5	2	157,3	35,68	<0.0001
Resíduos	198,4	45	4,408		

Tabela 03.1 - Valores de remoção de DQO_t (%) dos reatores em cada fase durante o tratamento do efluente

	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5
EGSB	81± 2 aA	81±1 aA	74± 1 bA	69± 3 cA	56± 4 dA
RALF/AE	81± 1 aA	81± 2 aA	77± 1 bB	76± 2 bB	73± 1 cB
RALF/PP	81± 2 aA	82± 3 aA	76± 2 bAB	72± 1 cA	68± 3 dC

Resultados Teste de Tukey nível de 5% de significância: Letras maiúsculas correspondem às colunas↑ e letras minúsculas às linhas ↔.

Tabela 04 - Análise de variância de dois fatores (Fases e Reatores) para a remoção de SV pelos reatores durante o tratamento do efluente

Fonte de variação	Soma Quadrática	Graus de liberdade	Média quadrática	F Tabelado	Valor P
Interação	364,5	8	45,56	0,6930	0,6956
Fases	2360	4	590,0	8,974	<0,0001
Reatores	420,9	2	210,5	3,201	0,0501
Resíduos	2959	45	65,75		

Tabela 04.1 - Valores de remoção de SV (%) pelos reatores em cada fase

	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5
EGSB	64 ± 8 abA	67 ± 6 aA	61 ± 6 abA	54 ± 9 bcA	40 ± 9 bcA
RALF/AE	67 ± 11 abA	68 ± 6 aA	63 ± 2 abA	62 ± 4 bcA	58 ± 3 bcB
RALF/PP	65 ± 10 abA	67 ± 12 aA	62 ± 10 abA	57 ± 10 bcA	51 ± 8 bcAB

Resultados Teste de Tukey nível de 5% de significância: Letras maiúsculas correspondem às colunas↑ e letras minúsculas às linhas ↔.

1 Tabela 05 - Análise de variância de dois fatores (Fases e Reatores) para a produção específica
 2 de metano em função de volume de reator durante o tratamento do efluente

Fonte de variação	Soma Quadrática	Graus de liberdade	Média quadrática	F Tabelado	Valor P
Interação	3,224	8	0,4031	4,944	0,0002
Fases	61,22	4	15,31	187,8	<0,0001
Reatores	4,128	2	2,064	25,32	<0,0001
Resíduos	3,668	45	0,08152		

3 Tabela 05.1 - Produção volumétrica de metano ($\text{LCH}_4 \cdot \text{d}^{-1}$) dos reatores durante o tratamento do
 4 efluente

	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5
EGSB	$0,87 \pm 0,04$	$1,3 \pm 0,2$	$1,6 \pm 0,1$	$1,9 \pm 0,2$	$2,0 \pm 0,2$
RALF/AE	$0,73 \pm 0,03$	$1,0 \pm 0,1$	$1,34 \pm 0,09$	$1,64 \pm 0,08$	$2,2 \pm 0,1$
RALF/PP	$0,65 \pm 0,03$	$0,9 \pm 0,1$	$1,2 \pm 0,1$	$1,46 \pm 0,07$	$1,8 \pm 0,2$

5

6 Tabela 06 - Análise de variância de dois fatores (Fases e Reatores) para a produção específica de
 7 metano em função de DQO removida de reator durante o tratamento do efluente

8

Fonte de variação	Soma Quadrática	Graus de liberdade	Média quadrática	F Tabelado	Valor P
Interação	0,0005825	8	7,281e-005	0,8165	0,5920
Fases	0,02194	4	0,005485	61,51	<0,0001
Reatores	0,008142	2	0,004071	45,65	<0,0001
Resíduos	0,004013	45	8,917e-005		

9

10 Tabela 06.1 - Produção específica de metano em termos de DQO removida
 11 ($\text{LCH}_4 \cdot \text{gDQO} \cdot \text{rem}^{-1}$) dos reatores nas diversas fases do tratamento do efluente

12

	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5
EGSB	$0,267 \pm 0,007 \text{aA}$	$0,274 \pm 0,006 \text{aA}$	$0,264 \pm 0,003 \text{aA}$	$0,246 \pm 0,016 \text{bA}$	$0,22 \pm 0,02 \text{cA}$
RALF/AE	$0,300 \pm 0,004 \text{aB}$	$0,301 \pm 0,008 \text{aB}$	$0,288 \pm 0,005 \text{aB}$	$0,268 \pm 0,005 \text{bB}$	$0,24 \pm 0,02 \text{cB}$
RALF/PP	$0,269 \pm 0,004 \text{aA}$	$0,269 \pm 0,006 \text{aA}$	$0,268 \pm 0,003 \text{aA}$	$0,252 \pm 0,006 \text{bA}$	$0,23 \pm 0,01 \text{cA}$

13 Resultados Teste de Tukey (nível de 5% de significância): Letras maiúsculas
 14 correspondem às colunas \uparrow e letras minúsculas às linhas \leftrightarrow .