

Potencial de recuperação de bioenergia da água residuária da suinocultura tratada em reatores UASB

Potential recovery of bioenergy from swine wastewater treated in UASB reactors

Potencial recuperación de bioenergía a partir de aguas residuales porcinas tratadas en reactores UASB

Thobias Pereira Silva¹
Erlon Lopes Pereira²

Resumo: Realizou-se uma modelagem da estimativa da fração de metano e bioenergia recuperada em diferentes suinoculturas, tratando a água residuária em reatores de manta de lodo anaeróbio ascendente (UASB) considerando as prováveis perdas ao longo do processo. Obteve-se relações de produção de metano e de potência elétrica de respectivamente 118,39 NL KgDQO_{rem}⁻¹ e 1,13 KWh Nm⁻³_{biogás}. Analisou as regressões constatou-se sua capacidade de precisão na estimativa da bioenergia disponível.

Palavras-chave: biogás; digestão anaeróbia; metano; resíduos agrícolas; simulação.

Abstract: A modeling was carried out to estimate the fraction of methane and bioenergy recovered in different pig farms, treating wastewater in ascending anaerobic sludge blanket reactors (UASB) considering the probable losses throughout the process. Methane production and electrical power ratios of respectively 118,39 NL KgDQO_{rem}⁻¹ and 11,13 KWh Nm⁻³_{biogás} were obtained. The regressions were analyzed and their ability to be accurate in estimating available bioenergy was verified.

Key-words: biogas; anaerobic digestion; methane; agricultural waste; simulation.

Resumen: Se realizó una modelación para estimar la fracción de metano y bioenergía recuperada en diferentes granjas porcinas, tratando las aguas residuales en reactores anaeróbicos de manto de lodos ascendentes (UASB) considerando las pérdidas probables a lo largo del proceso. Se obtuvieron ratios de producción de metano y potencia eléctrica de 118,39 NL KgDQO_{rem}⁻¹ y 11,13 KWh Nm⁻³_{biogás}, respectivamente. Se analizaron las regresiones y se verificó su capacidad de ser

1 Mestre em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) – Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Ceará (UFC). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA). E-mail: thobias1939@gmail.com.

2 Doutor em Engenharia Agrícola – Recursos Hídricos e Ambientais. Universidade Federal de Viçosa (UFV). E-mail: erlonlopes@gmail.com.

precisas en la estimación de la bioenergía disponible..

Palabras-llave: biogás; digestión anaerobia; metano; residuos agrícolas; simulación.

1 Introdução

O aumento da demanda mundial por alimentos e subprodutos alimentícios decorre do aumento da população humana e resulta na geração de grandes quantidades de resíduos orgânicos sólidos. Aproximadamente 37% da proteína animal consumida em todo o mundo provém da criação de porcos (MCGLONE, 2013).

A atividade suinícola vem se destacando pela sua qualidade técnica e elevada produtividade, gerando boas relações econômicas na indústria, comércio, prestação de serviço e meio científico (CAMPOS *et al.*, 2005). Conseqüentemente, essa indústria produz uma quantidade enorme de águas residuais que contribui significativamente para a poluição e a supernutrição, se liberadas sem tratamento no ambiente, devido ao alto conteúdo nutricional em carbono, nitrogênio amoniacal e fósforo (HAI *et al.*, 2015) bem como aos antibióticos e hormônios (CHENG *et al.*, 2018; ZHENG *et al.*, 2018).

Tal resíduo também representa uma fonte valiosa para a produção de energia renovável na forma de biogás. O qual é produzido durante a degradação anaeróbica da matéria orgânica e pode ser usado para substituir o combustível fóssil na produção de aquecimento / resfriamento, eletricidade e combustível de transporte (JIANG *et al.*, 2020). A produção de biogás é uma das várias ferramentas que podem ser usadas para aliviar os problemas do aquecimento global, segurança energética e gerenciamento de resíduos (MAZARELI *et al.*, 2016).

O processo de digestão anaeróbica é uma tecnologia estabelecida que é amplamente utilizada para tratar resíduos de suínos e produzir biogás (HAI *et al.*, 2015; PADMASIRI *et al.*, 2007). Os reatores que utilizam digestão anaeróbica (DA) podem compensar o impacto ambiental do esterco, removendo grande parte de suas substâncias nocivas e produzindo biogás, que pode ser usado como fonte alternativa de energia aos combustíveis fósseis tradicionais e danosos ao meio ambiente (BATTINI *et al.*, 2014).

Para determinar a energia gerada pelo biogás produzido, é necessário obter o valor de Demanda Química de Oxigênio (DQO) que será convertido em metano. O balanço de massa da DQO para estimar a recuperação de metano e energia em reatores anaeróbicos geralmente não considera a porção de DQO usada na redução de sulfato, nem as porções perdidas como metano dissolvido no efluente ou emitido para a atmosfera (SINGH; VIRARAGHAVAN, 1998).

Sabe-se que a DQO usada para a redução de sulfato é pequena, devido sua baixa concentração na água residuária, mas é importante considerá-lo nos modelos que estimem a produção de metano. É importante ressaltar que parte da DQO é perdida dissolvida no efluente final, além disso, a perda de metano pode ocorrer em superfícies, ou dissolvido. A perda de metano dissolvido no efluente ou no gás residual não apenas representa uma perda de energia potencial, mas também contribui para a emissão de gases de efeito estufa (LOBATO; CHERNICHARO; SOUZA, 2012).

A água residuária da suinocultura é composta em sua maioria do esterco suíno, compondo uma alta carga orgânica disponível para conversão em biogás. As características do esterco suíno são em função de vários fatores, como idade do suíno, dieta (alimentação e antibióticos) e o projeto (BROOKS; ADELI; MCLAUGHLIN, 2014). A variabilidade no potencial de metano dos fluxos de efluentes pode estar associada a mudanças nas práticas de gerenciamento da produção, como alimentação, técnicas de alimentação e métodos de manuseio de efluentes (AMARAL *et al.*, 2014; GOPALAN; JENSEN; BATSTONE, 2013).

Os resíduos gerados pela criação de suínos geram uma alta carga orgânica se comparado ao esgoto sanitário, dispendo dessa forma de um potencial superior para geração de metano (SAVIOTT *et al.*, 2016). Partindo desse pressuposto, procurou-se desenvolver um modelo que permitisse estimar com maior precisão a energia a ser recuperada a partir do biogás gerado, levando em consideração as perdas de metano e o balanço de DQO.

2 Materiais e Métodos

Estruturou-se um modelo matemático para calcular o balanço de massa de DQO e o potencial energético, com um reduzido conjunto de dados de entrada. O modelo desenvolvido foi constituído com base as rotas de conversão de DQO e metano nos reatores UASB, tendo em vista o tratamento anaeróbio da água residuária proveniente da suinocultura. Para o modelo desenvolvido levou-se em conta três cenários, com base no número de matrizes, que determinam o porte do empreendimento, (pequeno porte (250 ± 50 matrizes), médio (500 ± 50 matrizes) e grande (1000 ± 50 matrizes) (SAVIOTT *et al.*, 2016).

2.1 Dados de Entrada

Os dados necessários foram: DQO (mg L^{-1}), sólidos voláteis (SV) (mg L^{-1}) e sólidos voláteis totais (SVT) (mg L^{-1}), observados ao longo de 92 dias no reator UASB (em escala de

bancada), deduzindo que por meio de dados obtidos nele, pode-se obter um modelo que estima a produção de biogás e energia em um sistema em escala real. Empregou-se ainda o Quota Per Capita (QPC) ($L \text{ animal}^{-1} \text{ d}^{-1}$) – Contribuição per capita, temperatura operacional na reação ($T - ^\circ\text{C}$), perdas para um sistema típico (metano gasoso perdido como resíduos – p_w (%); metano na fase gasosa considerando outras perdas – p_o (%); metano dissolvido no efluente - p_L (Kg m^{-3}), os valores referentes às variáveis mencionadas estão especificados na Tabela 1.

Estimou-se o potencial de produção e recuperação de biogás e metano, proveniente da digestão anaeróbia da água residuária da suinocultura, assim como sua capacidade para gerar energia elétrica (LOBATO; CHERNICHARO; SOUZA, 2012). Para isso, dispõe-se de 300 simulações com distribuição aleatória de dados dentro do intervalo (Tabela 1), onde submeteu-se ao Método de Monte Carlo, baseando-se no elevado número de simulações.

Sabendo que em cada execução do modelo um grupo diferente de valores de entrada seriam selecionados dentro do estabelecido, todos os resultados possuíram a mesma possibilidade, iniciando pela primeira simulação que considerou os dados de entrada e produziu os dados de saída, que foram analisados e verificados por uma análise de regressão linear.

Tabela 1 - Dados de entrada considerados para o modelo

Parâmetro		Unidade	Porte		
			Pequeno	Médio	Grande
População quantidade de matrizes ¹		matriz	250±50	500±50	1.000±50
Contribuição per capita de esgoto – DQO ¹	QPC	$L \text{ animal}^{-1} \text{ d}^{-1}$	47,10		
Tempo de Detenção Hidráulica	TDH	h	12,00		
Temperatura de operação*	T	$^\circ\text{C}$	28±1		
Concentração de DQO – AF	$\text{Conc}_{(\text{af})}$	mg DQO L^{-1}	5.337,93 ± 125,00		
Carga de DQO – AF	$G_{(\text{af})}$	Kg DQO d^{-1}	62,98±13,09	124,39±12,58	252,03±13,76
Concentração de DQO – EF	$\text{Conc}_{(\text{ef})}$	mg DQO L^{-1}	1.543,64 ± 125,00		
Carga de DQO – EF	$G_{(\text{ef})}$	Kg DQO d^{-1}	17,98±4,05	35,50±4,54	71,89±6,53
Carga de DQO removida	$G_{(\text{rem})}$	Kg DQO d^{-1}	45,00±9,43	88,89±9,55	180,13±12,04
Eficiência de remoção de DQO	Ef	%	71,46±2,31		
Concentração de SVT – AF	$\text{Conc}_{(\text{af})}$	mgSVT d^{-1}	3.371,85±50		
Concentração de SVT – EF	$\text{Conc}_{(\text{ef})}$	mgSVT d^{-1}	1.747,04±50		
Carga de SVT – removidos	$\text{SVT}_{(\text{rem})}$	KgSVT d^{-1}	19,17±3,97	37,85±3,80	76,68±3,80

Rendimento do lodo como SVT	Y	$\text{KgSVT KgDQO}_{(\text{rem})}^{-1}$	0,43±0,02	0,43±0,02	0,43±0,02
Rendimento do lodo como DQO	$Y_{(\text{DQO})}$	$\text{KgDQO}_{(\text{lodo})} \text{KgDQO}_{(\text{rem})}^{-1}$	0,61±0,03	0,61±0,03	0,61±0,03
DQO de CH ₄ , perdido como biogás residual ²	p_w	%	5	5	5
Outras perdas de DQO CH ₄ ²	p_o	%	5	5	5
DQO dissolvido CH ₄ , perdido com o efluente ²	p_L	Kg m^{-3}	0,02	0,02	0,02
Porção de metano no biogás ³	P_{CH_4}	%	70 ±16,2		

Fonte: PRÓPRIA (2024)

Dados: ¹Saviott et al. (2016) e ²Souza e Chernicharo (2011)

Nota: AF – afluente, EF – Efluente, SVT – Sólidos Voláteis Totais, *Foi adotado 28°C como temperatura, ²Foi selecionado para uma condição de típica de funcionamento, ³Considerado a partir da medição identificada efetiva na produção de metano.

2.2 Frações do balanço de massa de DQO e do potencial de recuperação de CH₄

Após definir os dados de entrada (Tabela 1), estimou-se em primeiro lugar as porções de DQO removida (KgDQO d^{-1}), parte convertida em lodo, parte consumida no processo de redução do sulfato e parte convertida em CH₄. Após definir a porção de DQO convertida em metano, estimou-se sua perda na fase gasosa como resíduo e dissolvido no efluente, dessa forma obteve-se a porção que de fato pôde ser convertida em energia elétrica de acordo com as especificações técnicas apresentadas na

Tabela 2.

O poder calorífico inferior do biogás depende da relação entre o dióxido de carbono e metano, ou seja, quanto maior a concentração de metano maior o poder calorífico, dessa forma considerou-se 65% de CH₄ no biogás: PE_{CH₄} = 1,1518 Kg/Nm³ e PCI_{CH₄} = 4.831,1 Kcal/Kg (BILOTTA; ROSS, 2016).

Tabela 2 - Equações para calcular as partes do balanço de massa e DQO e o potencial de recuperação de energia.

Porção	Equação	Notas
Vazão afluyente	$Q_m = CPC * Pop$	Q_m =vazão média ($m^3 d^{-1}$) CPC = Contribuição per capita ($L animal^{-1} d^{-1}$)
DQO_{rem}	$DQO_{rem} = DQO_{apl} - DQO_{ef}$	DQO_{rem} = DQO removida ($KgDQO/d^{-1}$) DQO_{apl} = DQO aplicada ($KgDQO/d^{-1}$) DQO_{ef} = DQO efluente ($KgDQO/d^{-1}$)
Eficiência de remoção de DQO	$E_{DQO} = 100 * \frac{DQO_{apl} - DQO_{rem}}{DQO_{apl}}$	E_{DQO} = Eficiência de remoção de DQO (%)
Estimativa de massa de DQO utilizada pelo lodo	$DQO_{lodo} = DQO_{rem} * Y_{DQO}$ $Y_{DQO} = Y * K_{SVT-DQO}$	DQO_{lodo} = Massa de DQO convertida em lodo ($KgDQO_{lodo}/d$) Y_{DQO} = Rendimento de lodo, como DQO ($KgDQO_{lodo}/KgDQO_{rem}$) Y = Rendimento do lodo, como SVT ($KgSVT/KgDQO_{rem}$) $Y_{SVT-DQO}$ = Fator de conversão ($1KgSVT=1,42KgDQO_{lodo}$) SVT = Sólidos Voláteis Totais
Estimativa de DQO convertida em metano	$DQO_{CH_4} = DQO_{rem} - DQO_{lodo} - DQO_{SO_4}$ $Q_{CH_4} = \frac{(DQO_{CH_4} * R * (273 + T))}{(P * K_{DQO} * 1000)}$	DQO_{CH_4} = Massa de DQO convertida em metano ($KgDQO_{CH_4}/d$) DQO_{SO_4} = DQO usada para redução do sulfato ($KgDQO_{SO_4}/d$) Q_{CH_4} = Vazão de metano (m^3/d) R = Constante dos gases ($0,08206 atm.L/mol.K$) T = Temperatura operacional do reator ($^{\circ}C$) P = Pressão atmosférica ($1 atm$) K_{DQO} = DQO de um mol de CH_4 ($0,064 KgDQO/KgCH_4$)
Estimativa de metano perdido	$Q_{w-CH_4} = Q_{CH_4} * p_w$ $Q_{o-CH_4} = Q_{CH_4} * p_o$ $Q_{L-CH_4} = Q_m * p_l * f_{CH_4} * \left(\frac{R * (273 + T)}{P * K_{DQO} * 1000} \right)$	Q_{w-CH_4} = Perda de metano como gás residual (m^3/d) Q_{o-CH_4} = Outras perdas de metano na fase gasosa (m^3/d) Q_{L-CH_4} = Perda de metano dissolvido no efluente líquido (m^3/d) p_w = porcentagem de metano na fase gasosa perdida como gás residual (%) p_o = porcentagem de metano na fase gasosa considerada outras perdas (%)

		<p>p_1 = porcentagem de metano dissolvido no efluente líquido (%)</p> <p>f_{CH_4} = Fator de conversão da massa de metano em massa de DQO (4KgDQo/KgCH₄)</p>
Estimativa da real produção de metano	$Q_{CH_4-real} = Q_{CH_4} - Q_{w-CH_4} - Q_{o-CH_4} - Q_{L-CH_4}$	Q_{CH_4-real} = Produção real de metano disponível para recuperação de energia (m ³ /d)
Estimativa da disponibilidade de potencial energético	$PE_{disponível-CH_4} = Q_{N-CH_4-real} * E_{CH_4}$	<p>$PE_{disponível-CH_4}$ = Potencial de energia disponível (MJ/d)</p> <p>Q_{N-CH_4-real} = Produção de metano normalizada (Nm³/d)</p> <p>E_{CH_4} = Energia calorífica do metano (35,9 MJ /Nm³)</p>
Estimativa do potencial energético disponível	$PCI_D = PE_{CH_4} * PCI_{CH_4} * K$ $P_e = Q_{N-CH_4-real} * PCI_d * ef$	<p>PCI_D = Poder calorífico inferior disponível (KWh/Nm³) - (65% de CH₄)</p> <p>PE_{CH_4} = Peso específico do CH₄ (Kg/Nm³)</p> <p>PCI_{CH_4} = Poder calorífico inferior do CH₄ (Kcal/Kg)</p> <p>$K = 4,19 \text{ KWh}/3600$ (conversão de unidades Kcal-KJoules-kWh)³</p> <p>Q_{N-CH_4-real} = Vazão disponível normalizada (Nm³/d)</p> <p>P_e = Potencial de energia disponível (KWh/d)</p> <p>E = Eficiência de conversão da máquina térmica (0,25)</p>
Potência elétrica disponível	$E = \frac{P_e}{h}$	<p>E = Energia elétrica total disponibilizada pelo biogás (KWh/d)</p> <p>P_e = Potência elétrica disponível (KW)</p> <p>$h = 24h$</p>

Fonte: Adaptado de Bilotta e Ross (2016); Lobato, Chernicharo e Souza (2012) e Zilotti (2012).

³ Valor de eficiência global de 25 para a conversão de máquinas térmicas, com grupos geradores (motor ciclo Otto) (BILOTTA; ROSS, 2016).

3 RESULTADOS

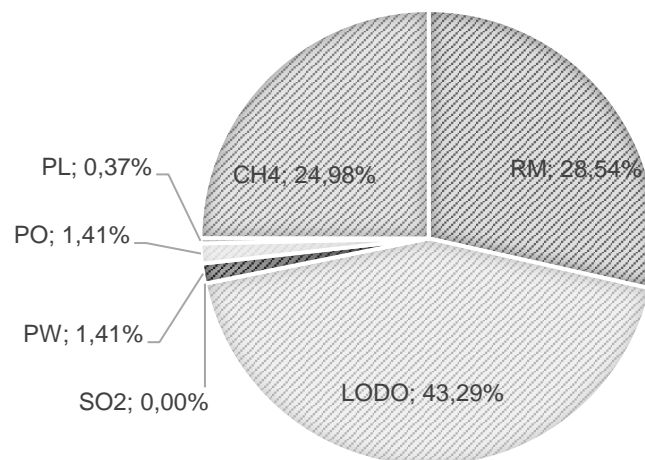
3.1 Simulações

Na Figura 1 estão expostos os valores médios obtidos nas simulações realizadas, na qual consta a contribuição de cada porção referente ao balanço de massa de DQO médio entre os cenários. Em que no presente estudo a DQO afluente (5,3 gDQO/L) e efluente (1,5 gDQO/L) bem como a taxa de CH₄ no biogás de 70% se assemelham aos valores relatados anteriormente, não demonstrando grandes flutuações (AHN *et al.*, 2006; HAN; LIN; LIN, 2018). Dessa forma através do balanço, constatou-se que parte da DQO removida:

- 60,58% é convertida em lodo – subdividindo-se em fração remanescente no reator UASB (sedimentada no fundo do reator) e porção perdida no efluente;
- 39,42% é convertida em metano, sendo dessa parcela removida as porções perdidas de metano como gás residual, dissolvida no efluente e outras, compondo em apenas 34,95% da DQO que pôde ser recuperada como metano.

Das parcelas mencionadas, parte da DQO deveria ser consumida para remoção do SO₄, entretanto nas análises realizadas no efluente do reator (em escala de bancada), constatou-se a sua não remoção (Figura 1). Dentro das parcelas totais de DQO afluente, o valor médio convertido em metano presente no biogás é representado em 24,98% (removendo as perdas), em literaturas são encontrados valores que perfazem de 20 a 39% da DQO é de fato convertida em metano reaproveitável (LOBATO; CHERNICHARO; SOUZA, 2012).

Figura 1 - Balaço de DQO total na simulação



Fonte: Própria

Nota: PW – Perda de DQO como gás residual; PO – Outras perdas de DQO; PL – DQO de CH₄ perdido no efluente; DQO convertida em lodo, RM – DQO remanescente no efluente; CH₄ – DQO convertida em metano presente no biogás; SO₂ – DQO utilizada na redução de sulfato.

Tendo em vista que primeiro cenário que contém 250 ± 50 matrizes, o segundo 500 ± 50 matrizes e o terceiro 1000 ± 50 matrizes, comparou-se com base essa distribuição. Para o **primeiro cenário** removeu-se a carga de DQO de $45,00 \pm 9,43$ kgDQO/d, dessa totalidade $27,26 \pm 5,71$ kgDQO_{lodo}/d foi consumida gerando biomassa e $15,73 \pm 3,30$ KgDQO_{CH₄}/d convertida em metano, recuperada como biogás, o qual pode ser utilizado como fonte de energia. A parte total perdida pelas vias resume-se a $2,01$ kgDQO_{CH₄}/d. No **segundo cenário** com base a simulação, a carga removida foi de $88,89 \pm 9,55$ kgDQO/d, desta mediu-se $53,85 \pm 5,79$ kgDQO_{lodo}/d consumida formando a biomassa e $35,04 \pm 3,77$ KgDQO_{CH₄}/d em metano do qual é recuperável apenas $31,07 \pm 3,35$ kgDQO_{CH₄}/d, produzindo uma perda de $3,97$ KgDQO_{CH₄}/d. Já no **terceiro cenário** obteve-se $180,13 \pm 12,04$ kgDQO/d de carga removida, sendo desta $109,13 \pm 7,30$ kgDQO_{lodo}/d convertida em biomassa e $62,97 \pm 4,24$ kgDQO_{CH₄}/d em metano reaproveitável já considerando uma taxa de perda de $8,04$ KgDQO_{CH₄}/d.

Em suma, afirma-se que a parte da DQO removida, pôde ser aproveitada em média apenas 34,95% para formação de metano reaproveitável, o qual avaliou-se para geração de energia elétrica em cada cenário mencionado anteriormente. Ainda, a eficiência de remoção de DQO foi calculada como média das taxas diárias de remoção em cada cenário, sendo essa $71,46 \pm 2,31\%$, com uma concentração afluente de $5.337,93$ mgDQO_{af}/L.

O aumento da concentração de DQO ($5.330,38$ mgDQO/L) associada a redução da vazão afluente ($997,42$ m³/d) causou na eficiência de remoção uma redução para 65,62% no **terceiro cenário**, o mesmo pôde ser identificado por Xu et al. (2019). Quando a concentração afluente reduziu ($1148,6$ mgDQO/L) a eficiência aumentou ($73,10 \pm 0,03$ %), e inverso ocorre quando se elevou a concentração ($5.167,9$ mgDQO/L), reduzindo a eficiência ($52,86 \pm 2,24\%$).

Entretanto, nesse mesmo cenário, quando se atingiu a concentração máxima de DQO ($5.661,63$ mgDQO/L) visualizou-se o aumento da vazão de metano ($25,13$ m³CH₄/d), mantendo uma eficiência de remoção de 70,34% devido a elevação da vazão. A eficiência de remoção de DQO obtida encontra-se dentro dos valores deparados em referências, como: Wang et al. (2013) que obteve 79 %, Zhu et al. (2008) obteve 64 % e Lay et al. (2019) com 78 %.

Para o **primeiro cenário** a eficiência média calculada foi de $71,46 \pm 2,31\%$, o seu menor valor (65,62%) associou-se a uma alta concentração de DQO ($5.330,38$ mgDQO/L) e a uma

reduzida vazão (9,95m³/d). A maior eficiência (76,72%) esteve relacionada ao aumento da vazão (14,55 m³/d) e a uma elevada concentração (5.490,98 mgDQO/L). Em relação a vazão máxima afluyente (17,83 m³/d), o volume recuperável do biogás (23,17m³CH₄/d), esteve próximo do máximo produzido (25,41 m³CH₄/d), associou-se também a uma alta concentração de DQO (5.339,91 mgDQO/L) e uma eficiência de remoção de 69,57%. No **segundo cenário** identificou-se o mesmo, entretanto com uma vazão mais elevada (29,55 m³/d) e DQO próxima do valor obtido no cenário anterior (5.427,43 mgDQO/d), produzindo 19,45 m³CH₄/d reaproveitável para geração de 22,06 kWh/d.

Como mencionado anteriormente, o modelo permitiu simular a produção de metano (removendo as perdas) e o potencial de produção de eletricidade, para os diferentes cenários. Dessa forma as relações unitárias obtidas (Tabela 4), indicam a produção de biogás, que podem variar sobre diversas condições. É muito importante entender com precisão o comportamento da produção de biogás na planta, antes de tomar decisão acerca de seu uso (recuperação) (ROSA; LOBATO; CHERNICHARO, 2020).

De acordo com a Tabela 4, as razões médias de produção de metano previstas pelo modelo (117,48 a 119,11 NL_{CH₄}/kgDQO_{removida}) para os diferentes cenários, encontram-se dentro da faixa relatada por outras literaturas (Tabela 3). Em algumas situações a taxa de produção de metano foi elevada devido ao aumento do Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) (MONTES *et al.*, 2019; SCHIEVANO *et al.*, 2016). Já os valores reduzidos de metano recuperável, deve-se à perda de metano dissolvido no efluente, que foi desconsiderado nos cálculos das literaturas mencionadas (Tabela 3) (Souza, 2010).

Tabela 3 - Comparação entre sistemas de digestão

Fonte	Temperatura	TRH	Taxa de produção de metano	Duração	Referência
	(°C)	(h)	(NL _{CH₄} /kgDQO _{rem})	Dias	
Doméstica	25,1	12,5	84,16	190	(SOUZA, 2010)
Doméstica		5,0	102,87	190	(SOUZA, 2010)
Doméstica	21,1	8,0	164,96	-	(BILOTTA; ROSS, 2016)
Suinocultura	25,0	30,0	9,28 ⁴	582	(CAMPOS <i>et al.</i> , 2005)
Suinocultura	36,0	79,2	282,90	54	(MONTES <i>et al.</i> , 2019)

⁴ Metodologia do deslocamento do líquido, apresenta pouca precisão para medição (CAMPOS *et al.*, 2005).

Suinocultura	36,0	79,2	186,21	54	(MONTES <i>et al.</i> , 2019)
Suinocultura	55,0	960,0	258,20	-	(SCHIEVANO <i>et al.</i> , 2016)
Suinocultura	37,0	16 e 24	317,37	208	(XU <i>et al.</i> , 2019)
Suinocultura	28,0	12,0	118,39	96	Este estudo

Fonte: PRÓPRIA (2024).

Nota: TRH – Tempo de Retenção Hidráulica

Existem diversos fatores que podem afetar a taxa de geração de metano em reatores anaeróbios. O rendimento do metano sob a remoção de DQO pode ser alterado pela mudança do TDH, assim como seu aumento em relação a elevação da Carga Orgânica Volumétrica aplicada (COV) e sua redução com o aumento da razão alimento/microrganismo (A/M) (HILL; BOLTE, 2000; JIANG *et al.*, 2019, 2020).

Tabela 4 - Relações para produção de biogás, metano, energia e potência produzida

Relação Unitária	Unidade	Máximo	Mínimo	Médio	DP
Rendimento unitário de metano	NL/hab.d	23,65	18,79	21,29	1,03
	NL/m ³ _{af}	502,15	398,85	452,00	21,91
	NL/KgDQO _{rem}	119,11	117,48	118,39	0,34
Rendimento unitário do biogás	NL(biogás)/hab.d	33,79	26,84	30,41	1,47
	NL(biogás)/m ³ _{af}	717,36	569,78	645,71	31,30
	NL/KgDQO _{rem}	170,16	167,83	169,13	0,49
Potencial energético unitário	MJ/m ³ _{af}	18,03	14,32	16,23	0,79
	MJ/KgDQO _{rem}	4,28	4,22	4,25	0,01
	MJ/Nm ³ _{biogás}	25,13	25,13	25,13	0,00
	MJ/hab.ano	309,92	246,16	278,96	13,52
Potencial elétrico disponível unitário	KWh/m ³ _{af}	0,81	0,65	0,73	0,04
	KWh/KgDQO _{rem}	0,19	0,19	0,19	0,00
	KWh/Nm ³ _{biogás}	1,13	1,13	1,13	0,00
	KWh/hab.ano	13,99	11,11	12,59	0,61

Fonte: Própria (2024).

3.2 Análise da estimativa de produção de biogás e energia

Por meio do balanço alcançou-se a parcela reaproveitável de DQO convertida em metano, o qual inseriu-se no modelo para determinar a variação da produção energética (LOBATO; CHERNICHARO; SOUZA, 2012) como consta na

Figura 2, a PED – Potencial de Energia Disponível em KWh/d, baseando-se na contribuição pelo número de matrizes de cada cenário e conseqüentemente a relação unitária geral da energia e biogás (Tabela 4) (para o **primeiro** cenário – $11,79 \pm 2,44$ m³/d; **segundo** – $23,29 \pm 2,30$ m³/d e **terceiro** – $47,18 \pm 2,23$ m³/d).

Considerando essa correlação entre as variáveis, constatou-se a distinta dispersão das amostras (Figura 2

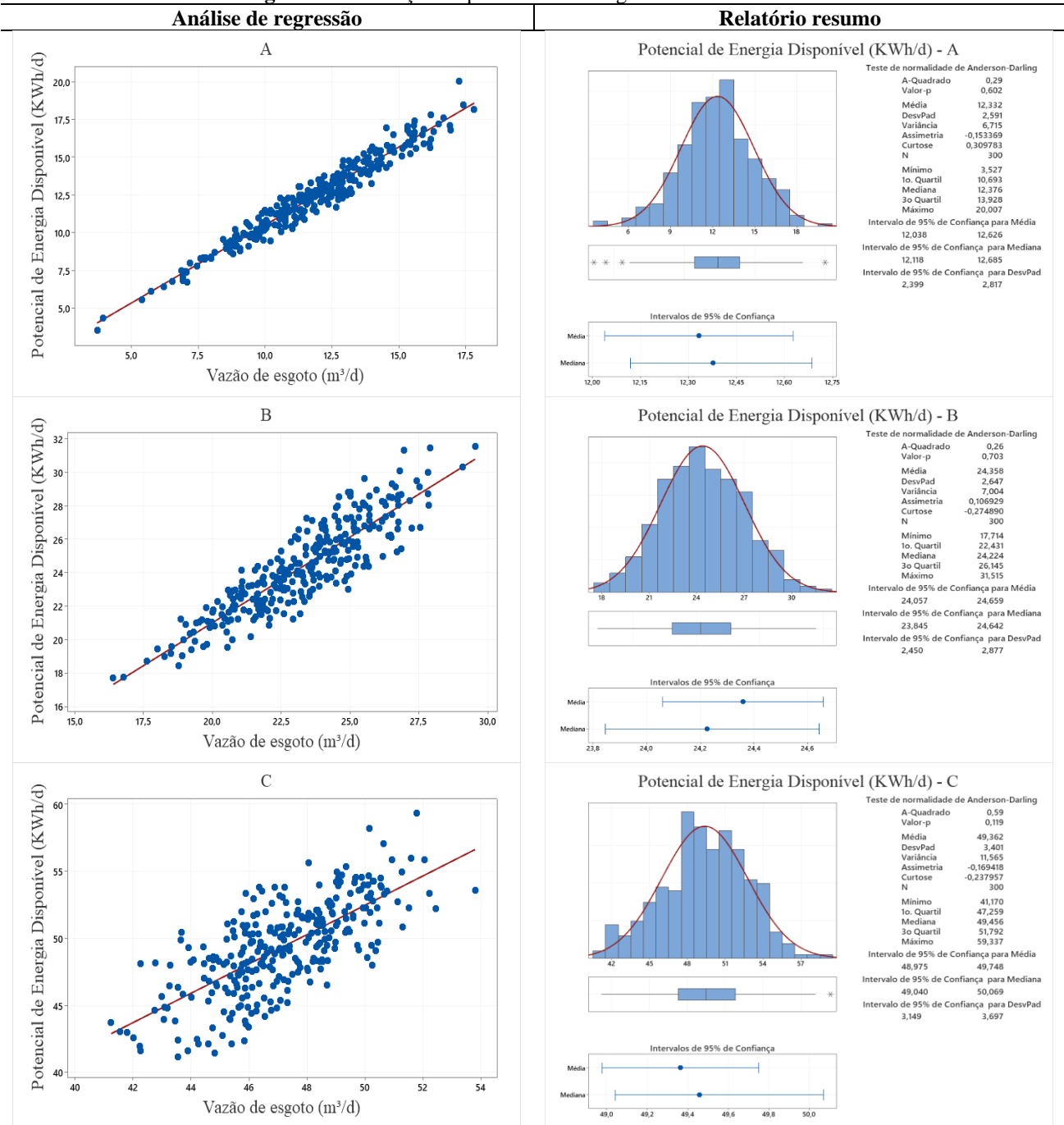
Figura 2). Dentre os cenários, o **terceiro** foi o que apresentou a maior dispersão, com coeficiente (S – distância média dos valores da linha de regressão) de 2,37, mesmo com um intervalo de confiança média de 48,97 a 49,75 KWh/d, ainda se encontra dentro do limite (melhor dispersão possui o valor de S inferior a 3).

Baseando-se nos resultados (R^2 , $R^2_{(aj)}$ e o $R^2_{(pred)}$), nas condições sobreditas, os **dois primeiros** cenários se mostraram mais seguros com valores superiores a 78%, já o **terceiro**, mostrou-se indiferente aos demais ($R^2 = 51,46\%$; $R^2_{(aj)} = 51,30\%$; $R^2_{(pred)} = 50,80\%$), representando uma precisão que pode ser melhorada. Essa estimativa, pode se tornar mais precisa com a adição de outro preditor, como a concentração afluenta, gerando uma maior precisão para a equação obtida na simulação (

Tabela 5).

A inserção da concentração foi corroborada pelo Valor-P (zero para todos os cenários), que indica a probabilidade de 0% de uma associação errônea entre os termos. No **primeiro** cenário (Figura 2a) detectou-se uma baixa dispersão das amostras, com valores de S significativamente reduzidos e valores de R^2 superiores a 94%, com ou sem a inserção do preditor (concentração afluenta), demonstrando que não se faz necessária sua adição, todavia, traz uma segurança ao resultado, o mesmo é identificado no **segundo** cenário (Figura 2b), dessa forma, aplicou-se o modelo com dependência apenas da vazão em casos que não tenham a concentração sobre a água residuária que irá avaliar.

Figura 2 - Simulação da potência elétrica gerada em cada cenário



Fonte: Própria

Nota: A – cenário para 250±50 matrizes; B – cenário para 500±50 matrizes e C – cenário para 1000±50 matrizes.

Uma grande quantidade de compostos orgânicos estão presentes nas águas residuais dos suínos, demonstrando que estas águas residuárias podem ser usadas para geração de energia (MIN *et al.*, 2005). Dessa forma avaliou-se a potência elétrica por meio dos coeficientes, nessa primeira perspectiva baseou-se na **vazão e concentração afluente** (

Tabela 5 e Figura 2):

- **Primeiro cenário:** (Coeficiente constante: -18,30 KWh/d) A cada m^3/d afluyente é gerado 1,038 KWh/d mais a cada mgDQO/L é produzido 0,0034 KWh/d. Geração média: 12,332 KWh/d;
- **Segundo cenário:** (Coeficiente constante: -36,94KWh/d) A relação sofre uma leve alteração quanto ao anterior (proporção dos coeficientes constantes), em que em cada m^3/d afluyente é gerado 1,0365 KWh/d juntamente com a unidade de mgDQO/L afluyente produzindo 0,0069 KWh/d. Geração média: 24,358 KWh/d.
- **Terceiro cenário:** (Coeficiente constante: -71,71 KWh/d) A relação desse cenário é baseada em que a unidade de m^3/d afluyente é produzido 1,0286 KWh/d associada a cada mgDQO/L gerando 0,0137 KWh/d. Geração média: 49,362 KWh/d

É cognoscível que ambos os cenários possuem coeficientes (para vazão e concentração de DQO) aproximados, entretanto, diferenciam-se por meio dos coeficientes constantes, que aumentam com a quantidade de matrizes do empreendimento.

Baseando-se apenas na vazão afluyente ao sistema (

Tabela 5) infere-se que:

- **Primeiro cenário:** (Coeficiente constante 0,151) a cada m^3 de água residuária inserido no reator por dia é gerado 1,03 KWh;
- **Segundo cenário:** (Coeficiente constante 0,527) a potência gerada a pela inserção de cada m^3 no reator é de 1,02 KWh;
- **Terceiro cenário:** (Coeficiente constante -2,27) a cada m^3 de água residuária inserido no reator por dia é gerado 1,09 KWh;

Da mesma forma com a equação contando com preditor concentração os valores supracitados diferenciam-se pelo coeficiente constante, mesmo diante dessa perspectiva, aplicando-se o mesmo valor de vazão, obtém-se valores de potência elétrica gerada próximos, em ambas as equações.

Perante isso, fundamentando-se nas simulações, obtiveram-se relações unitárias para produção de metano, biogás e energia (considerando tratamento de águas residuárias da suinocultura, em situação típica). Na simulação calculou-se as uma produção volumétrica máxima

(33,79 NL_{Biogás}/hab.d) e mínima (26,84 NL_{Biogás}/hab.d) de biogás, baseada na quantidade de matrizes (Tabela 4), mesmo com a distribuição aleatória dos dados aplicada na metodologia para três cenários, a proporção obtida foi a mesma. Também se encontrou uma relação média baseada na vazão afluyente (0,73 KWh/m³_{af}), e na carga de DQO removida, pois uma parcela dessa concentração é convertida em metano. Perante isso, é fundamental mencionar o rendimento médio do metano calculado (0,11911 a 0,11748 Nm³/KgDQO_{rem}), como abordado anteriormente, valores semelhantes são encontrados em outras literaturas (Tabela 3).

Tabela 5 - Equação de regressão e coeficientes

1° CN	Equação de regressão	P (KWh/d) = 0,151 + 1,0328 Vazão (m ³ /d)					
	Coeficientes	Termo	Coef	EP de Coef	Valor-T	Valor-P	VIF
		Constante	0,151	0,174	0,87	0,385	
		Vazão (m ³ /d)	1,0328	0,0144	71,67	0	1
Sumário do modelo			S	R2	R2(aj)	R2(pred)	
			0,607791	94,52%	94,50%	94,44%	
2° CN	Equação de regressão	P (KWh/d) = 0,527 + 1,0232 Vazão (m ³ /d)					
	Coeficientes	Termo	Coef	EP de Coef	Valor-T	Valor-P	VIF
		Constante	0,527	0,71	0,74	0,459	
		Vazão (m ³ /d)	1,0232	0,0303	33,74	0	1
Sumário do modelo			S	R2	R2(aj)	R2(pred)	
			1,20754	79,25%	79,18%	78,99%	
3° CN	Equação de regressão	P (KWh/d) = -2,27 + 1,0943 Vazão (m ³ /d)					
	Coeficientes	Termo	Coef	EP de Coef	Valor-T	Valor-P	VIF
		Constante	-2,27	2,91	-0,78	0,436	
		Vazão (m ³ /d)	1,0943	0,0616	17,77	0	1
Sumário do modelo			S	R2	R2(aj)	R2(pred)	
			2,37322	51,46%	51,30%	50,80%	
1° CN	Equação de regressão	P (KWh/d) = -18,30 + 1,03853 Vazão (m ³ /d) + 0,003442 ConcetraçãoAF (mg/L)					
	Coeficientes	Termo	Coef	EP de Coef	Valor-T	Valor-P	VIF
		Constante	-18,3	1,03	-17,78	0	
		Vazão (m ³ /d)	1,03853	0,00997	104,13	0	1
	ConcetraçãoAF	0,003442	0,000191	18,05	0	1	
Sumário do modelo			S	R2	R2(aj)	R2(pred)	
			0,420462	97,38%	97,37%	97,33%	
2° CN	Equação de regressão	P (KWh/d) = -36,94 + 1,0365 Vazão (m ³ /d) + 0,006956 ConcetraçãoAF (mg/L)					

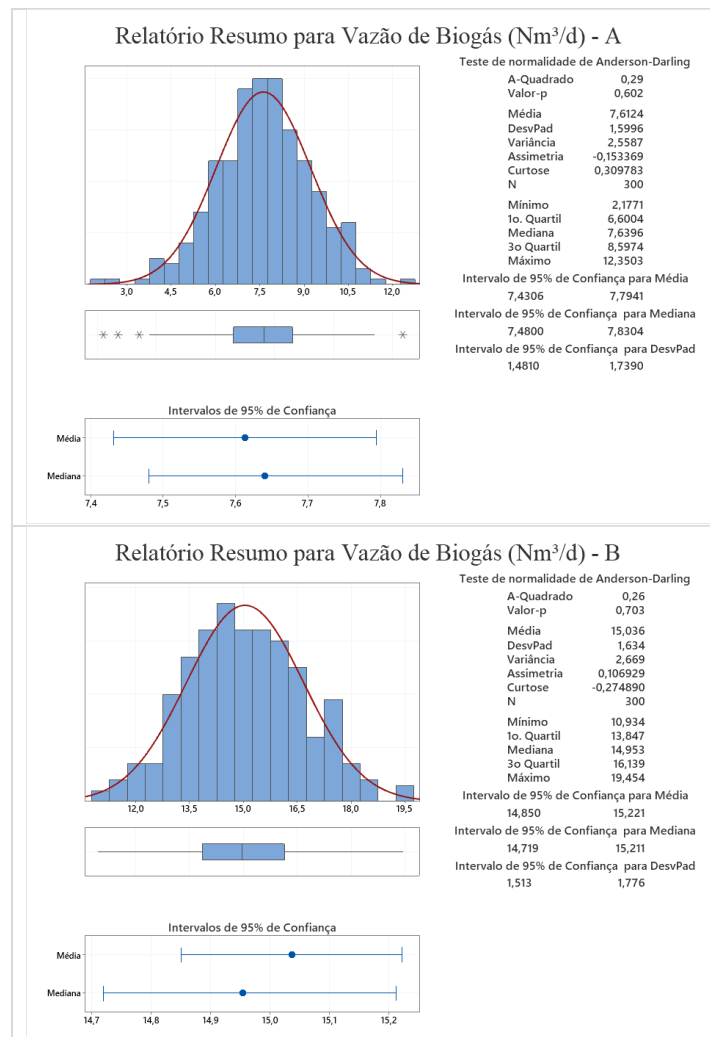
	Coefficientes	Termo Constante Vazão (m ³ /d) ConcetraçãoAF	Coef -36,94 1,0365 0,006956	EP de Coef 2,06 0,0206 0,000372	Valor-T -17,94 50,34 18,72	Valor-P 0 0 0	VIF 1 1
	Sumário do modelo	S			R2 0,81932	R2(aj) 90,48%	R2(pred) 90,42% 90,30%
3° CN	Equação de regressão	P (KWh/d) = -72,71 + 1,0286 Vazão (m ³ /d) + 0,013770 ConcetraçãoAF (mg/L)					
	Coefficientes	Termo Constante Vazão (m ³ /d) ConcetraçãoAF	Coef -72,71 1,0286 0,01377	EP de Coef 4,21 0,0417 0,000729	Valor-T -17,26 24,66 18,89	Valor-P 0 0 0	VIF 1,01 1,01
	Sumário do modelo	S			R2 1,60205	R2(aj) 77,96%	R2(pred) 77,81% 77,56%
	Equação de regressão	Q (Nm ³ /d) = 0,093 + 0,63752 Vazão (m ³ /d)					
1° CN	Coefficientes	Termo Constante Vazão (m ³ /d)	Coef 0,093 0,63752	EP de Coef 0,107 0,00889	Valor-T 0,87 71,67	Valor-P 0,385 0	VIF 1
	Sumário do modelo	S			R2 0,37518	R2(aj) 94,52%	R2(pred) 94,50% 94,44%
	Equação de regressão	Q (Nm ³ /d) = 0,325 + 0,6316 Vazão (m ³ /d)					
2° CN	Coefficientes	Termo Constante Vazão (m ³ /d)	Coef 0,325 0,6316	EP de Coef 0,438 0,0187	Valor-T 0,74 33,74	Valor-P 0,459 0	VIF 1
	Sumário do modelo	S			R2 0,745398	R2(aj) 79,25%	R2(pred) 79,18% 78,99%
	Equação de regressão	Q (Nm ³ /d) = -1,40 + 0,6755 Vazão (m ³ /d)					
3° CN	Coefficientes	Termo Constante Vazão (m ³ /d)	Coef -1,4 0,6755	EP de Coef 1,8 0,038	Valor-T -0,78 17,77	Valor-P 0,436 0	VIF 1
	Sumário do modelo	S			R2 1,46495	R2(aj) 51,46%	R2(pred) 51,30% 50,80%

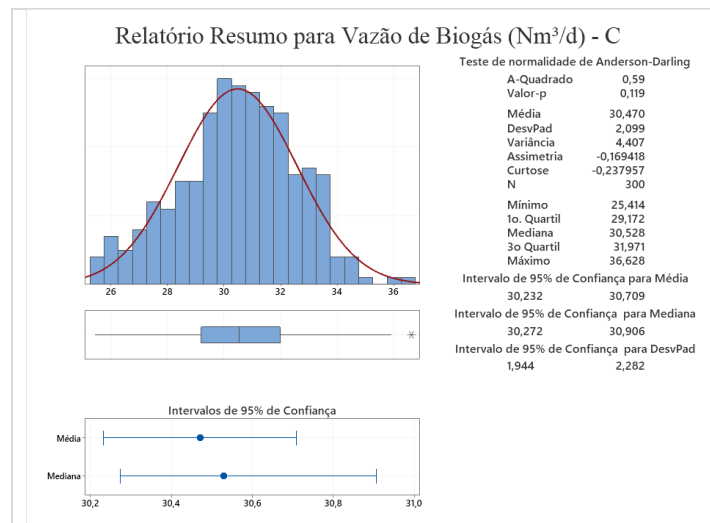
Fonte: PRÓPRIA (2024).

Visualizando a disposição da aplicação de uma sequência aleatória da quantidade de matrizes em cada caso (Tabela 1), obteve-se uma produção de biogás (Figura 3) dispondo de seus pontos de maior e menor ocorrência. O **primeiro cenário** mostrou maior precisão, expondo uma maior produção de biogás entre os valores de 7,43 a 7,79 Nm³/d, estimando até os valores mínimos

gerados (2,17 Nm³/d) e o máximo (12,35 Nm³/d) a partir da vazão afluyente (11,79±2,44 m³/d). Tanto **segundo** quanto o **primeiro cenário** demonstraram uma maior distribuição ao longo da sequência aplicada, o **segundo cenário** dispôs de 14,85 Nm³/d a 15,22 Nm³/d o limite de maior frequência, com mínimo de 10,93 Nm³/d e máximo de 19,45 Nm³/d, gerada por meio da contribuição de água residuária de 23,29 ± 2,3 m³/d. Sendo o **terceiro cenário** gerado com base a inserção de 47,18±2,23 m³/d potencializou a produção de biogás em seu máximo (36,62 Nm³/d) e seu mínimo (25,41 Nm³/d), demonstrando uma produção mais frequente entre 30,23Nm³/d e 30,70 Nm³/d.

Figura 3 - Relatório resumo para distribuição da vazão de biogás





Fonte: Própria

4 CONCLUSÃO

O modelo matemático desenvolvido a partir de uma distribuição de Monte Carlos baseadas em dados laboratoriais permitiu uma melhor representatividade do balanço de massa de DQO e o potencial de produção de biogás dos reatores UASB tratando águas residuárias da suinocultura. Por meio dos resultados, inferiu-se que as simulações realizadas mostram que os modelos demonstram uma produção mais realística de biogás, considerando as variações dos fatores a ele associado, baseando-se na parcela real que será coletada removendo os valores referentes às perdas que podem estar associadas ao biogás solúvel no substrato líquido, matéria perdida durante o processo que não foi convertida, assim como a perda de biogás no estado gasoso através do sistema que pode possuir pequenos vazamentos. Também foi considerada a aplicação para produção de energia elétrica devido seu potencial calorífico.

Levou-se em perspectiva também tais proposições, devido a muitos modelos como apresentado na validação, que superestimam o valor exorbitantemente, gerando quantificações errôneas de energia elétrica gerada, por não considerar o balanço de massa do sistema nem as perdas relacionadas. Dessa forma na simulação realizada baseou-se no biogás que de fato seria coletado no reator UASB, já desconsiderando os valores que não alcançariam o sistema de coleta.

Entretanto, o substrato oriundo de suinoculturas apresenta grande presença de sólidos que podem influir negativamente no processo de digestão. A modelagem realizada aplica-se a um tipo de substrato. As características e concentrações de componentes da água residuária pode variar dependendo de sua procedência. Em suma, acredita-se que a análise matemática realizada é restrita

a um tipo de substrato mostrando precisamente as taxas de perdas e contribuições para produção de bioenergia na forma de metano.

REFERÊNCIAS

AHN, J. H.; DO, T. H.; KIM, S. D.; HWANG, S. The effect of calcium on the anaerobic digestion treating swine wastewater. **Biochemical Engineering Journal**, v. 30, n. 1, p. 33–38, 2006.

AMARAL, A. C. do.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; CANTELLI, F.; SCUSSIATO, L. A.; JUSTI, K. C. Swine effluent treatment using anaerobic digestion at different loading rates. **Engenharia Agrícola**, v. 34, n. 3, p. 567–576, 2014.

BATTINI, F.; AGOSTINI, A.; BOULAMANTI, A. K.; GIUNTOLI, J.; AMADUCCI, S. Mitigating the environmental impacts of milk production via anaerobic digestion of manure: Case study of a dairy farm in the Po Valley. **Science of the Total Environment**, v. 481, n. 1, p. 196–208, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.038>>.

BILOTTA, P.; ROSS, B. Z. L. Estimativa de geração de energia e emissão evitada de gás de efeito estufa na recuperação de biogás produzido em estação de tratamento de esgotos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 2, p. 275–282, 20 jun. 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522016000200275&lng=pt&tlng=pt>.

BROOKS, J. P.; ADELI, A.; MCLAUGHLIN, M. R. Microbial ecology, bacterial pathogens, and antibiotic resistant genes in swine manure wastewater as influenced by three swine management systems. **Water Research**, v. 57, p. 96–103, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.017>>.

CAMPOS, C. M. M.; MOCHIZUKI, E. T.; DAMASCENO, L. H. S.; BOTELHO, C. G. Avaliação do potencial de produção de biogás e da eficiência de tratamento do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) alimentado com dejetos de suínos. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 29, n. 4, p. 848–856, 2005.

CHENG, D. L.; NGO, H. H.; GUO, W. S.; LIU, Y. W.; ZHOU, J. L.; CHANG, S. W.; NGUYEN, D. D.; BUI, X. T.; ZHANG, X. B. Bioprocessing for elimination antibiotics and hormones from swine wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 1664–1682, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.059>>.

GOPALAN, P.; JENSEN, P. D.; BATSTONE, D. J. Anaerobic digestion of swine effluent: Impact of production stages. **Biomass and Bioenergy**, v. 48, p. 121–129, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.11.012>>.

HAI, R.; HE, Y.; WANG, X.; LI, Y. Simultaneous removal of nitrogen and phosphorus from swine wastewater In a sequencing batch biofilm reactor. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 23, n. 1, p. 303–308, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cjche.2014.09.036>>.

HAN, G.; LIN, B.; LIN, Y. Reconstruction of atomic force microscopy image using compressed sensing. **Micron**, v. 105, n. November 2017, p. 1–10, 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.micron.2017.11.003>>.

HILL, D. T.; BOLTE, J. P. Methane production from low solid concentration liquid swine waste using conventional anaerobic fermentation. **Bioresource Technology**, v. 74, n. 3, p. 241–247, 2000.

JIANG, M.; QIAO, W.; REN, Z.; MAHDY, A.; WANDERA, S. M.; LI, Y.; DONG, R. Influence of operation conditions on methane production from swine wastewater treated by a self-agitation anaerobic reactor. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 143, n. May, p. 104710, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2019.05.027>>.

JIANG, M.; WESTERHOLM, M.; QIAO, W.; WANDERA, S. M.; DONG, R. High rate anaerobic digestion of swine wastewater in an anaerobic membrane bioreactor. **Energy**, v. 193, p. 116783, fev. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.116783>>.

LAY, C.-H.; VO, T.-P.; LIN, P.-Y.; ABDUL, P. M.; LIU, C.-M.; LIN, C.-Y. Anaerobic hydrogen and methane production from low-strength beverage wastewater. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 44, n. 28, p. 14351–14361, maio 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2019.03.165>>.

LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOUZA, C. L. Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 12, p. 2745–2753, 1 dez. 2012. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article/66/12/2745/16318/Estimates-of-methane-loss-and-energy-recovery>>.

MAZARELI, R. C. da S.; DUDA, R. M.; LEITE, V. D.; OLIVEIRA, R. A. de. Anaerobic co-digestion of vegetable waste and swine wastewater in high-rate horizontal reactors with fixed bed. **Waste Management**, v. 52, n. 2016, p. 112–121, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.021>>.

MCGLONE, J. J. The future of pork production in the world: Towards sustainable, welfare-positive systems. **Animals**, v. 3, n. 2, p. 401–415, 2013.

MIN, B.; KIM, J. R.; OH, S. E.; REGAN, J. M.; LOGAN, B. E. Electricity generation from swine wastewater using microbial fuel cells. **Water Research**, v. 39, n. 20, p. 4961–4968, 2005.

MONTES, J. A.; LEIVAS, R.; MARTÍNEZ-PRIETO, D.; RICO, C. Biogas production from the liquid waste of distilled gin production: Optimization of UASB reactor performance with increasing organic loading rate for co-digestion with swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 274, n. November 2018, p. 43–47, fev. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.11.060>>.

PADMASIRI, S. I.; ZHANG, J.; FITCH, M.; NORDDAHL, B.; MORGENROTH, E.; RASKIN,

L. Methanogenic population dynamics and performance of an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) treating swine manure under high shear conditions. **Water Research**, v. 41, n. 1, p. 134–144, 2007.

ROSA, A. P.; LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C. A. L. Mathematical model to predict the energy potential of UASB-based sewage treatment plants. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 37, n. 1, p. 73–87, 18 mar. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s43153-020-00012-2>>.

SAVIOTT, B.; PAZINATO, C.; COSER, F.; LEITÃO, F. **Suinocultura De baixa emissão de carbono** (P. A. V. de Oliveira, B. Saviotti, C. Pazinato, F. Coser, F. Leitão). Brasil. 2016. Disponível em: <<https://repositorio.iica.int/handle/11324/3106>>.

SCHIEVANO, A.; PEPÉ SCIARRIA, T.; GAO, Y. C.; SCAGLIA, B.; SALATI, S.; ZANARDO, M.; QUIAO, W.; DONG, R.; ADANI, F. Dark fermentation, anaerobic digestion and microbial fuel cells: An integrated system to valorize swine manure and rice bran. **Waste Management**, v. 56, p. 519–529, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.001>>.

SINGH, K. S.; VIRARAGHAVAN, T. Start-up and operation of UASB reactors at 20°C for municipal wastewater treatment. **Journal of Fermentation and Bioengineering**, v. 85, n. 6, p. 609–614, jan. 1998. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0922338X98800147>>.

SOUZA, C. L. Estudo Das Rotas De Formação , Transporte E Consumo Dos Gases Metano E Sulfeto De Hidrogênio. p. 147 p, 2010.

SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L. Methane losses in UASB reactors treating domestic wastewater: Mass balance and possible improvements. In: In: 10th Specialized Conference on Small Water and Wastewater Treatment Systems. IWA Specialist Conference, 2011, Venice, Italy. [...]. Venice, Italy: 2011.

WANG, B.; LI, Y.; WANG, D.; LIU, R.; WEI, Z.; REN, N. Simultaneous coproduction of hydrogen and methane from sugary wastewater by an “ACSTRH–UASBMet” system. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 38, n. 19, p. 7774–7779, jun. 2013. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360319913009580?via%3Dihub>>.

XU, S.; ZHU, J.; MENG, Z.; LI, W.; REN, S.; WANG, T. Hydrogen and methane production by co-digesting liquid swine manure and brewery wastewater in a two-phase system. **Bioresour Technol**, v. 293, n. July, p. 122041, dez. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122041>>.

ZHENG, W.; ZHANG, Z.; LIU, R.; LEI, Z. Removal of veterinary antibiotics from anaerobically digested swine wastewater using an intermittently aerated sequencing batch reactor. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 65, p. 8–17, 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2017.04.011>>.

ZHU, H.; STADNYK, A.; BÉLAND, M.; SETO, P. Co-production of hydrogen and methane from potato waste using a two-stage anaerobic digestion process. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 11, p. 5078–5084, 2008.

ZILOTTI, H. A. R. Potencial De Produção De Biogás Em Uma Estação De Tratamento De Esgoto De Cascavel Para a Geração De Energia Elétrica. p. 52, 2012.