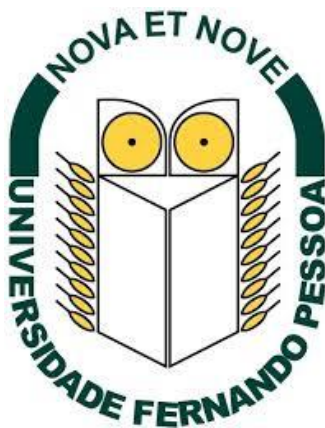


DIGESTÃO ANAERÓBIA: VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS PARA ENERGIA SUSTENTÁVEL



Universidade Fernando Pessoa

Sumário pormenorizado do seminário apresentado no âmbito das Provas de Agregação em Ecologia e Saúde Ambiental, de acordo com a alínea c), do artigo 5º do Decreto-Lei nº 239/2007 de 19 de junho.

Ramiro José Espinheira Martins

Junho de 2025

Índice

1	Introdução	1
2	Processo de digestão anaeróbia	4
2.1	Hidrólise	5
2.2	Acidogénese	6
2.3	Acetogénese	6
2.4	Metanogénese	7
3	Parâmetros relevantes na digestão anaeróbia	8
3.1	pH e alcalinidade	8
3.2	Temperatura	9
3.3	Mistura	10
3.4	Tipos de substrato e características	10
3.5	Nutrientes e razão C/N	12
3.6	Inibidores	12
3.6.1	Ácidos gordos voláteis	13
3.6.2	Amónia	13
3.7	Carga orgânica volumétrica	13
3.8	Tempo de retenção	14
3.9	Pré-tratamento do substrato (matéria-prima)	15
3.9.1	Pré-tratamento biológico	16
3.9.2	Pré-tratamento químico	16
3.9.3	Pré-tratamento físico	17
3.9.4	Pré-tratamento térmico	18
3.10	Co-digestão	19
3.11	Eficiência energética e económica	21
4	Avaliação quantitativa do processo de digestão anaeróbia	23
4.1	Carência bioquímica de oxigénio	23
4.2	Carência química de oxigénio	24
4.3	Sólidos voláteis	24
4.4	Rendimento teórico de metano	24
5	Avaliação do potencial de biometano	26
5.1	Configuração experimental	26
5.2	Procedimento e materiais	27
5.3	Biodegradabilidade baseada no rendimento de metano	28
6	Classificação dos digestores	29
7	Processo de DA - configurações de reatores	30
7.1	Sistema de estágio simples	30
7.2	Sistema de 2 estágios	35
7.3	Sistema de 3 estágios	38
8	Produção de biogás a nível mundial e exemplos de aplicação à escala industrial ...	40
8.1	Jiangsu Xinyi Animal Manure Biogas Project (China)	42
8.2	Yicheng Biogas Project (China)	43
8.3	Lemvig Biogas Plant (Dinamarca)	44
8.4	Psytalia Wastewater Treatment Plant (Grécia)	46
8.5	Waste Treatment Plant Bassano del Grappa (Roma, Itália)	47
9	Desafios e perspetivas na Europa	49
9.1	Fatores impulsionadores e tendências futuras da Digestão Anaeróbia	50

9.2	Digestão anaeróbia vs recursos humanos	52
10	Conclusões.....	53
11	Referências.....	54

Lista de Figuras

Figura 1 Principais fontes emissoras de metano nos EUA, 2015 (Meegoda et al., 2018).	3
Figura 2 Diferentes frações dos resíduos sólidos municipais (USEPA, 2009).	3
Figura 3 Etapas do processo de digestão anaeróbia (adaptado de Chernicharo, 2007).	5
Figura 4 Diferentes utilizações do biogás (https://lemvigbiogas.com/PDF/Bioexell_manual.pdf).	22
Figura 5 Ilustração de instalação de tratamento de águas residuais com balanço energético net-zero (Yan et al., 2020).	23
Figura 6 Setup do sistema AMPTS II.	27
Figura 7 Classificação dos digestores (adaptado de Van et al., 2020).	29
Figura 8 Combinação de digestores, para sistemas de DA simples e muti-estágio (adaptado de Van et al., 2020)	30
Figura 9 Aplicações de sistemas de digestão anaeróbia na Europa, capacidade instalada em 2014 (De Baere e Mattheeuws, 2014).	33
Figura 10 Representação esquemática do digestor Dranco (Hayyat et al., 2024).	33
Figura 11 Representação esquemática do digestor Valorga (Hayyat et al., 2024).	34
Figura 12 Representação esquemática do digestor Kompogas (Hayyat et al., 2024).	34
Figura 13 Representação esquemática do digestor Bekon (Hayyat et al., 2024).	34
Figura 14 Configuração de sistema de digestão 2 estágios (Van et al., 2020).	36
Figura 15 Esquema de sistema de digestão anaeróbia 3-estágios (Van et al., 2018).	38
Figura 16 Número de instalações de biogás em países membros da IEA (IEA, 2024).	41
Figura 17 (a) Produção de biogás por tipo de instalação; (b) Tipo de melhoria na instalação (IEA, 2024).	41
Figura 18 Usos do biogás em países membros da IEA (IEA, 2024).	41
Figura 19 Unidade de digestão anaeróbia Jiangsu Xinyi Animal Manure Biogas Project (IEA, 2024).	42
Figura 20 Instalação de biogás em Hubei Yicheng (IEA, 2024)	43
Figura 21 Unidade de biogás de Lemvig, Dinamarca.	44
Figura 22 Unidade de produção de biogás de Lemvig – processo de digestão (https://lemvigbiogas.com).	45
Figura 23 Motor de cogeração alimentado a biogás, CAT CG170-16 (https://lemvigbiogas.com).	45
Figura 24 ETAR de Psyttalia (Grécia).	46
Figura 25 Fluxograma da unidade de digestão e de cogeração da ETAR de Psyttalia (BIOEXELL, 2004).	47
Figura 26 Unidade de digestão anaeróbia Bassano del Grappa (BIOEXELL, 2004).	47

Lista de Tabelas

Tabela 1 Resíduos utilizados na digestão anaeróbia para valorização energética.....	11
Tabela 2 Métodos de pré-tratamento e respectivos rendimentos em metano (Amin et al., 2017).....	19
Tabela 3 Co-digestão de resíduos alimentares com outros substratos orgânicos (Paritosh et al., 2017).....	20
Tabela 4 Dosagens e constituintes do tampão fosfato, macronutrientes e elementos traço usados nos testes BMP ().	28
Tabela 5 Comparação dos sistemas de estágio simples húmido e seco (Rapport et al., 2008; Abbasi et al., 2011).	32
Tabela 6 Comparação das diferentes tecnologias comerciais de digestão anaeróbia seca (Hayyat et al., 2024).	35
Tabela 7 Exemplos de aplicação da digestão anaeróbia em 2-estágios (Van et al., 2020).....	37
Tabela 8 Exemplos de aplicação da digestão anaeróbia de 3-estágios (Van et al., 2020).....	39

Lista de Acrónimos

AMPTS II	Automatic Methane Potential Test System
BMP	Biomethane Potential/Potencial de Biometano
CHP	Cogeração de calor e energia
COV	Carga Orgânica Volumétrica
CSTR	Continuous Stirred Tank Reactor
DA	Digestão Anaeróbia
ESA	Escola Superior Agrária
ESTiG	Escola Superior de Tecnologia e Gestão
IEA	International Energy Agency
IPB	Instituto Politécnico de Bragança
PBMT	Potencial Bioquímico Teórico de Metano
PTB	Pré-tratamento biológico
PTM	Pré-tratamento mecânico
PTQ	Pré-tratamento químico
PTT	Pré-tratamento térmico
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
TRS	Tempo de Retenção de Sólidos
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UC	Unidade Curricular

Nota prévia

O sumário pormenorizado do seminário das provas de agregação de Ramiro José Espinheira Martins centra-se na área da digestão anaeróbia (DA) de diversos tipos de resíduos, destacando a sua valorização energética e a produção de energia como contribuições significativas para a sustentabilidade ambiental do planeta. Tal resulta da atividade de investigação do candidato e da sua contribuição para o avanço científico nessa área, conforme evidenciado no seu curriculum vitae (CV). Destacam-se, entre os seus trabalhos, a valorização energética por DA de resíduos alimentares, de frutas e vinícolas; a valorização de lamas de Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), com e sem pré-tratamento; e o tratamento e valorização energética de efluentes industriais, incluindo os provenientes da agroindústria e do glicerol de unidades de produção de biodiesel, utilizando um reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), com e sem pré-tratamento (ultrassons e bioaumentação).

Este seminário pode ser inserido como um recurso formativo adicional, na unidade curricular (UC) de Engenharia Ambiental, integrante do plano de estudos do mestrado em Engenharia Química da ESTiG-IPB. Outras possibilidades incluem a integração na UC de Fontes Renováveis de Energia (mestrado em Energia Renováveis e Eficiência Energética) e nas UCs de Energia e Ambiente ou Economia Circular e Prevenção da Poluição, que constam do plano de estudos do mestrado em Tecnologias Ambientais da ESA-IPB.

1 Introdução

A história do biogás começou quando as pessoas deixaram de ser nómadas e passaram a adotar uma vida sedentária como agricultores. A criação de animais e o cultivo de plantas tornaram-se práticas essenciais, associadas à utilização de resíduos, como estrume e restos de plantas, conhecidos como biomassa. Com o tempo, as comunidades desenvolveram formas de tornar os resíduos mais úteis, utilizando-os como substratos para melhorar as condições de vida. Surge a fermentação para produção de biogás, um processo biológico em que a biomassa é convertida principalmente em hidrogénio e metano, que podem ser utilizados como fonte de energia ou para aquecimento.

A evolução histórica das instalações de produção de biogás ocorreu em três etapas: fase inconsciente, fase de transição e fase consciente. A primeira decorre desde o século XVII a.C. até ao ano 1808, havendo referências à fermentação como fonte de calor para banhos no séc. XVII a. C. na Pérsia e no séc. X a.C. na antiga China. Perto do rio Elba, no séc. V d.C., os alemães usavam gás gerado em pântanos para cozinhar (Schön, 2010). Em 1776 a presença de gás inflamável, como o metano, foi também descoberta por Alessandro Volta em 1776, ao observar a libertação de gás em áreas pantanosas nas margens do Lago Maggiore (Itália), resultado da decomposição da matéria orgânica, o que viria a ser consolidado em 1804, quando Dalton descobriu a fórmula molecular do metano (Chasnyk et al., 2015). Em 1808, a análise do gás proveniente da fermentação da palha, anteriormente chamado de gás de pântano, foi reconhecido por H. Davy como metano.

A partir deste marco iniciou-se a uma nova fase de desenvolvimento do biogás, chamada de fase transitória. Durante este período, que se prolongou até 1921, são investigadas e descobertas as condições em que o metano poderia ser obtido a partir de biomassa e ocorre a construção das primeiras unidades de produção de biogás. Em 1868, A. Béchamp descobriu que a decomposição da biomassa na fermentação é devida a um processo microbiológico. L. Propoff (1875) determina o intervalo de temperatura em que ocorre a produção de biogás e, ainda nesse ano, W. Sluis inaugura a iluminação da sua quinta por biogás em Beemster, Países Baixos (Brakel, 1980). Em 1888, foi construída em Birmingham uma central de biogás para a produção de metano, utilizado na iluminação dos candeeiros de rua. Em 1890, D. Cameron concebeu uma fossa séptica que foi utilizada como central de biogás, fornecendo eletricidade

em Exeter em 1895 (Abbasi et al., 2012). N. Soohngen, no ano de 1910, confirmou os resultados de V. Omeljanskij (1906), em que se apresenta a fermentação como uma reação de oxidação-redução que engloba quatro etapas: hidrólise, acidogénese, acetogénese e metanogénese (Klass, 1998). Gás produzido por uma unidade de tratamento anaeróbio, em 1920, é ligada ao sistema de abastecimento de gás de cidade na Alemanha. Após todas estas descobertas sobre o processo de fermentação e geração de biogás, bem como as instalações de biogás serem vistas como uma solução no tratamento de águas residuais e simultaneamente fonte de luz, calor e energia, esta fase transitória tem em 1921 o seu término.

Desde 1921 até ao presente, encontramos-nos na fase consciente, tendo sido a Alemanha na fase inicial (1926-1927) o principal impulsionador, pela necessidade de ter uma fonte de energia independente, depois da Primeira Guerra Mundial e de ter perdido muitas reservas de carvão na Silésia e na região do Sara. Após a Segunda Guerra Mundial, os avanços alemães em matéria de biogás foram amplamente divulgados no exterior, e a temática tornou-se objeto de interesse em todo o mundo. Desde 1948 as instalações de biogás tiveram uma expansão e desenvolvimento considerável a nível global. No continente asiático tem-se apostado principalmente na construção de unidades micro (digestores residenciais), estimando-se em cerca de 40 milhões na China. Com exclusão deste tipo de equipamento, de acordo com dados da Agência Internacional de Energia, mantém-se como líder em número de instalações a China com mais de 100000, seguida pela Alemanha (10000), França (1600), Brasil (800) e Reino Unido (700) (IEA Bioenergy, 2024).

A nível global as práticas atuais de gestão de resíduos merecem especial atenção, pois contribuem com emissões significativas de metano. Por ex., nos Estados Unidos da América, aterros sanitários, tratamento de resíduos animais e tratamento de águas residuais representam a terceira, quarta e sétima maiores fontes emissoras de metano, respetivamente (**Figura 1**), o que coletivamente corresponde a 45% das emissões de metano (equivalente de CO_2) (USEPA, 2018).

É importante destacar que as infraestruturas de digestão anaeróbia permitem a produção de energia renovável e a redução do envio de resíduos orgânicos para aterro, promovendo uma gestão mais sustentável desse tipo de resíduos e contribuindo para a redução das emissões de gases com efeito de estufa.

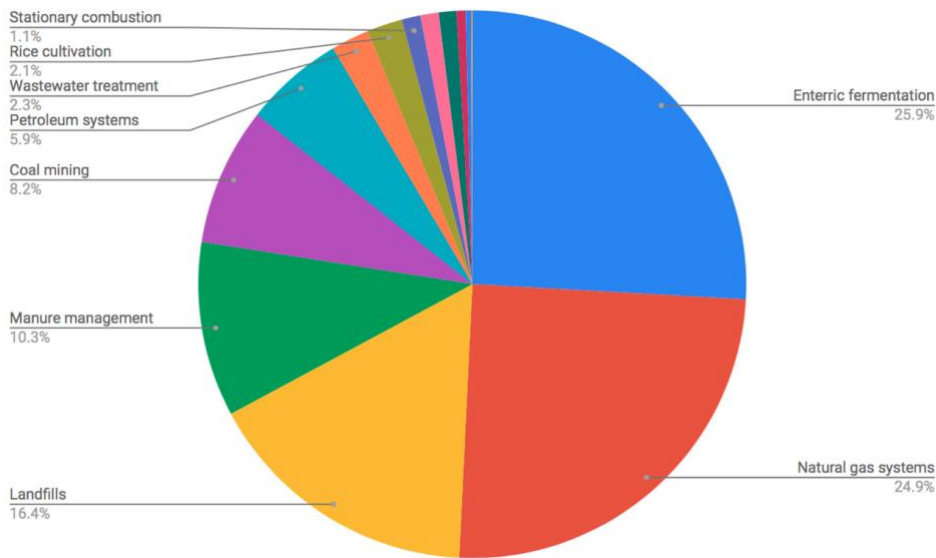


Figura 1 Principais fontes emissoras de metano nos EUA, 2015 (Meegoda et al., 2018).

Cada ano, fontes diversificadas como agricultura, indústria e municípios são responsáveis por gerar milhões de toneladas de resíduos sólidos. A sua gestão representa um desafio global, pois o elevado de teor de humidade acelera a decomposição da fração orgânica, podendo esta degradação não controlada contribuir para a contaminação de ar, solo e água. Os resíduos sólidos municipais compreendem duas frações, biodegradável e não biodegradável, sendo evidente que uma percentagem significativa corresponde a material orgânico (*Figura 2*).

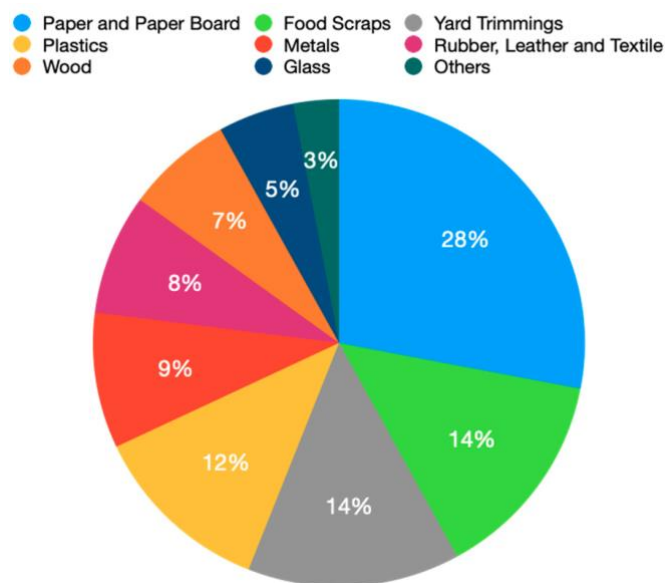


Figura 2 Diferentes frações dos resíduos sólidos municipais (USEPA, 2009).

Essa fração orgânica, nomeadamente resíduos da alimentação, de quintais e espaços verdes exteriores, contém um significativo potencial energético e em nutrientes. Estes resíduos são recursos valiosos que podem efetivamente ser valorizados na geração de bioenergia, e simultaneamente reduzir a pegada carbónica associada à sua gestão (Hartmann e Ahring, 2006).

No entanto, a DA ainda enfrenta vários obstáculos sociais e económicos que impedem o aproveitamento total do seu potencial. Apesar disso, as condições de mercado estão a tornar-se cada vez mais favoráveis a esta tecnologia (Shen et al., 2015).

2 Processo de digestão anaeróbia

O biogás é o resultado de um processo natural no qual microrganismos especializados decompõem matéria orgânica em compostos mais simples (Cavaleiro et al., 2023). Este processo, denominado digestão anaeróbia (DA), ocorre na ausência de oxigénio, e desenvolve-se através de quatro etapas, nomeadamente hidrólise, acidogénese, acetogénese e metanogénese (*Figura 3*). O produto final é o biogás, mistura de diferentes gases em proporções variadas, sendo predominantemente composto por metano (50%-70%), que pode ser usado como combustível para gerar eletricidade ou diretamente em meios de transporte (Buan, 2018; Getabalew et al., 2020). Conforme referido por Zielinski et al. (2023), estimativas indicam que 1 m³ de CH₄ tem um poder calorífico próximo de 9,17 kWh.

Além do metano, pode conter 20%-30% de dióxido de carbono, assim como traços de outros gases (sulfureto de hidrogénio, óxido nitroso, hidrogénio, nitrogénio e vapor de água).

A DA, sendo um processo biológico, depende de diversos fatores fisiológicos, necessários para um funcionamento ótimo dos microrganismos e das suas enzimas. Estes incluem temperatura, pH, alcalinidade, agitação, salinidade, nutrientes e vitaminas, e inibidores.

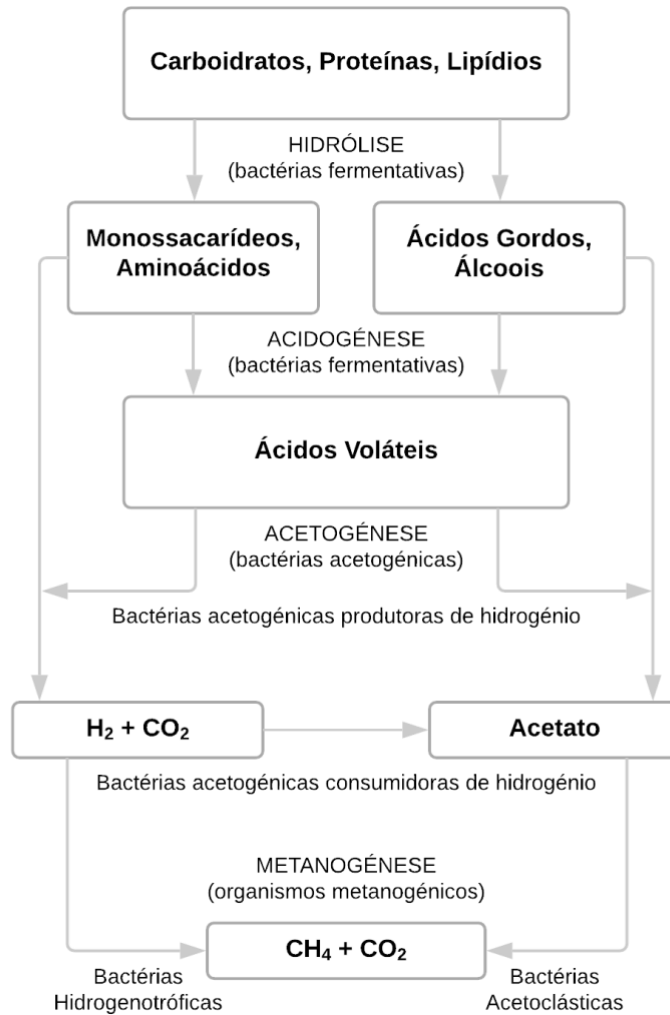


Figura 3 Etapas do processo de digestão anaeróbia (adaptado de Chernicharo, 2007).

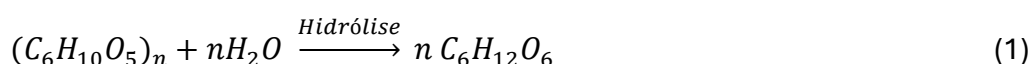
2.1 Hidrólise

A hidrólise, também conhecida por solubilização, é a etapa inicial da DA, em que microrganismos quebram macromoléculas (polímeros) presentes no material, como carboidratos (celulose e amido), proteínas e lípidos, por meio de enzimas extracelulares que são produzidas por bactérias anaeróbias facultativas ou estritas, e é representada pela Eq. 1. O processo resulta na formação de moléculas mais simples e de menor tamanho, como açúcares, aminoácidos e ácidos gordos de cadeia longa (Meegoda et al., 2018; Rabii et al., 2019).

A duração desta etapa varia geralmente de 2 a 3 dias, sendo influenciada pelo teor de macromoléculas no ambiente anaeróbio, pela relação superfície/volume e

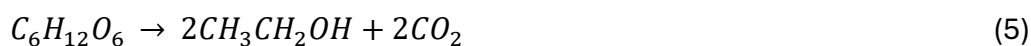
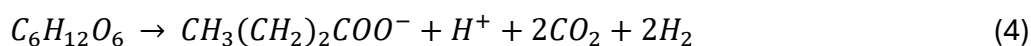
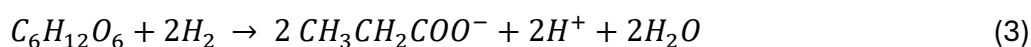
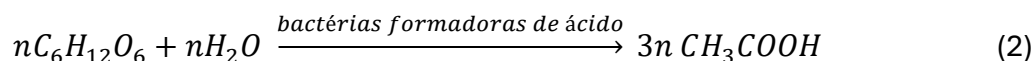
microrganismos/enzimas, pela temperatura e pH do meio, entre outros fatores (Chernicharo, 2007; Monte, 2010). Além disso, pode haver frações particulada e/ou não biodegradáveis no meio, que se comportam como inertes nas condições anaeróbias do reator (Teixeira et al., 2007).

Processos de pré-tratamento mecânicos, térmicos, químicos e biológicos, separadamente ou combinados, têm sido estudados na perspectiva de aumentar a eficiência da DA e diminuir a duração do processo (Ariunbaatar et al., 2014).



2.2 Acidogénese

Os produtos da hidrólise são convertidos por bactérias fermentativas em ácidos gordos voláteis (AGVs): ácido acético, propiónico e butírico. Microrganismos como *Lactobacillus*, *Clostridium* e *Streptococcus* são os responsáveis pela sua formação, ocorrendo ainda a geração de pequenas quantidades de hidrogénio, dióxido de carbono e álcoois. De acordo com Janesch et al. (2021), caso o pH do meio atinja valores inferiores a 4, pode ocorrer a inibição metabólica do processo. A acidogénese pode ser descrita pelas Equações (2)-(5).



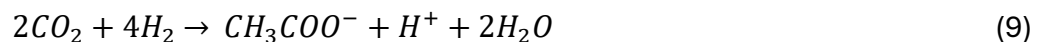
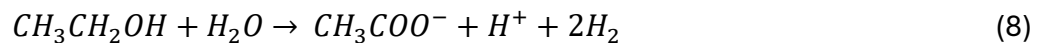
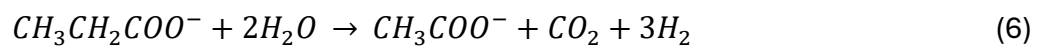
2.3 Acetogénese

Nesta etapa, os intermediários da acidogénese são convertidos em ácido acético. Consoante as substâncias disponíveis, diferentes proporções de ácido acético, dióxido de

carbono e hidrogénio são formadas por bactérias acetogénicas (espécies *Acetobacterium* e *Clostridium*), de acordo com as Eqs. (6)-(9).

O H_2 formado é consumido na etapa da metanogénese, mantendo a pressão parcial de hidrogénio controlada e evitando níveis que possam inibir os microrganismos acetogénicos (Caruso et al., 2019).

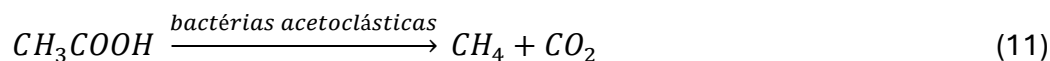
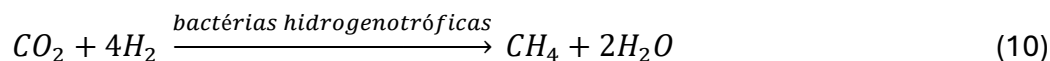
Valores de pH do meio na gama 5,0-6,0 são ótimos, enquanto valores menores podem conduzir a um aumento do tempo de retenção; valores de pH alcalinos podem inibir totalmente o processo (Moestedt et al., 2016).



2.4 Metanogénese

Na etapa final, bactérias *archaea* metanogénicas (Woese e Fox, 1977), estritamente anaeróbias, transformam o hidrogénio, juntamente com ácido acético e dióxido de carbono, em metano. A produção de metano pode ocorrer por duas vias: hidrogenotrófica, em que o H_2 é utilizado pelas bactérias para reduzir o CO_2 a CH_4 , como indicado pela Eq. (10); ou acetoclástica em que ocorre a redução do ácido acético para produzir CH_4 conforme Eq. (11); cerca de 2/3 da produção de metano ocorre por via acetoclástica. O crescimento de acetogénios e metanogénios é favorecido por condições mesofílicas e valores de pH neutros.

De entre os microrganismos que intervêm no processo de DA, as arqueias metanogénicas apresentam o crescimento mais lento, e exibem maior fragilidade face a condições variáveis e à presença de inibidores como o amoníaco. Isto justifica que nos processos de etapa única, os parâmetros físicos e químicos sejam ajustados de forma a manter a vitalidade destes organismos (Van et al., 2020).



3 Parâmetros relevantes na digestão anaeróbia

Para entender melhor a produção de biogás, torna-se essencial conhecer o processo de DA e os fatores que o afetam. Na realidade, os microrganismos envolvidos no processo de DA são condicionados por vários fatores ambientais/operacionais, que afetam a sua atividade e eficiência.

3.1 pH e alcalinidade

O pH representa um fator condicionante dos processos biológicos, na medida em que influencia a forma dos compostos (ionizada ou não ionizada), tais como sulfureto de hidrogênio, amônia, que são tóxicos para determinados microrganismos. A maioria dos organismos vivos apresenta melhor desempenho em condições de pH neutro, o que é válido para a DA, contudo o pH ótimo difere para diferentes substratos. Estudos como o de Sarker et al. (2019), reportam valores na gama 6,3-7,8, como ideais para garantir a estabilidade do processo.

Contudo, o valor do pH varia ao longo das diferentes fases do processo. Na fase de hidrólise, a gama ótima varia entre 5-6, pois as bactérias hidrolíticas envolvidas necessitam de um ambiente ligeiramente ácido, podendo ocorrer a sua inibição em condições ácidas ou básicas extremas (Lindner et al., 2015).

Refira-se que o pH sobe até 6,5-8 durante a fase da metanogénese. Deve ser tido em atenção que nas fases finais, o valor de pH deve estar acima de 6, caso contrário, pode ocorrer a acumulação de AGVs e conseqüente abaixamento do pH, inibindo a população metanogénica.

A alcalinidade representa um fator essencial na estabilidade do pH (Mehariya et al., 2018; Saratale et al., 2018), mantendo-o na faixa desejável para as populações metanogénicas, entre

6,8 e 7,2. De acordo com Li et al. (2018), para garantir a estabilidade do meio reacional, é requerida uma alcalinidade no intervalo 13000 a 15000 mg $CaCO_3$ L⁻¹, bem como uma concentração de AVGs inferior a 1500 mg L⁻¹ e a razão alcalinidade intermédia/alcalinidade parcial idealmente entre 0,3-0,4.

Uma deficiente alcalinidade no meio, conduz a uma queda do pH para valores inferiores a 6,8, o que favorece as bactérias acidogénicas reduzindo a produção de metano pelas bactérias metanogénicas (Maric et al., 2024).

Indiretamente, o pH pode ser controlado mediante outros parâmetros de processo, como o tempo de retenção hidráulico (TRH) e a carga orgânica volumétrica (COV).

3.2 Temperatura

A temperatura é um fator relevante nos processos biológicos, não só em termos fisiológicos mas também na taxa de crescimento dos microrganismos da DA, assegurando estabilidade cinética e a maximização da produção de metano. É usual, a operação na gama mesofílica (35 °C – 37 °C), quer na investigação à escala laboratorial quer nas instalações comerciais (Meegoda et al., 2018).

Mesmo pequenas flutuações na temperatura conduzem a variações significativas na produção de metano, já que os microrganismos aclimatados a uma dada temperatura terão de se reajustar a novo valor, com possíveis mudanças na sua estrutura. Esta sensibilidade a flutuações é diferenciada, por exemplo, para bactérias metanogénicas e acidogénicas.

Temperaturas na gama termofílica (50 °C a 65 °C) promovem um aumento da taxa de hidrólise para substratos recalcitrantes, com conseqüente aumento do rendimento em biogás (Sarker et al., 2019). Adicionalmente, a taxa de crescimento de metanogénicos termofílicos é duas a três vezes mais elevada que a dos metanogénicos mesofílicos (Ho et al., 2013) com redução de TRH e conseqüente redução do tamanho do reator, mas o processo torna-se mais instável e sensível a fatores inibidores, quando comparado com a DA na gama mesofílica (Singh et al., 2023).

Não é impossível operar sistemas de DA na gama psicrófila (4 °C a 25 °C), mas trata-se de um processo mais difícil, e que requer recursos adicionais para otimizar o crescimento da população bacteriana e a produção de biogás.

3.3 Mistura

Uma mistura eficiente é fulcral para melhorar o contato entre biomassa e substrato, a homogeneização da temperatura em todo o reator e prevenir a formação de zonas mortas. A agitação contínua da mistura reacional evita a formação de escumas e garante a homogeneidade do meio. A mistura pode impactar positivamente no rendimento, no entanto, o balanço entre os custos (investimento inicial em equipamentos e a energia necessária para agitação) e os resultados obtidos deve ser cuidadosamente avaliado.

3.4 Tipos de substrato e características

Nos últimos anos, a digestão anaeróbia tem sido amplamente investigada como uma solução sustentável para a valorização energética de diferentes tipos de resíduos. A diversidade de resíduos para produção de metano surge da necessidade de gerir eficientemente os resíduos orgânicos e reduzir as emissões de gases de efeito estufa. Além de aumentar a disponibilidade de diferentes matérias-primas, essa abordagem favorece a economia circular, ao fechar os ciclos de materiais e incentivar a recuperação de energia e recursos. A **Tabela 1** apresenta uma seleção de diferentes resíduos que podem ser valorizados energeticamente por meio do processo de digestão anaeróbia.

A caracterização do substrato é um parâmetro essencial na conceção global da estratégia de funcionamento da unidade de digestão anaeróbia. Por norma, prefere-se um substrato com elevado conteúdo em sólidos voláteis (SV), quem representa a fração orgânica do material. Quanto maior o valor de SV, maior é o potencial de rendimento de biogás.

A análise detalhada das propriedades do substrato, incluindo sua composição orgânica, teor de sólidos totais (ST) e voláteis (SV), nutrientes, amónia, tamanho das partículas, biodegradabilidade e a relação carbono/azoto (C/N), é fundamental para ajustar as condições operacionais, como a carga orgânica, o tempo de retenção hidráulica (TRH) e a temperatura do

processo. Conforme destacado por Metcalf & Eddy (2014) e corroborado por Lindner et al. (2015), a caracterização precisa do substrato facilita a escolha adequada do tipo de reator, das condições operacionais (como faixa de pH e necessidade de agitação) e das estratégias de pré-tratamento, otimizando assim o desempenho do sistema de digestão anaeróbica. Além disso, a identificação de inibidores ou compostos tóxicos é essencial para manter a estabilidade do processo.

Tabela 1 Resíduos utilizados na digestão anaeróbia para valorização energética.

Designação do resíduo	Referência
Alimentar	Chua et al., 2013; Kuo e Dow, 2017; Paritosh et al., 2017; Yan et al., 2019
Arroz	Gu et al., 2014; Usma et al., 2014
Biomassa da agricultura	Paudel et al., 2017
Biomassa lenhocelulósica	Amin et al., 2017
Café	Johnson et al., 2022
Estrume de suínos	Cuetos et al., 2011; Xia et al., 2012
Frutas e vegetais	Zhu et al., 2023; Kalogiannis et al., 2024
Girassol	Antonopoulou et al., 2010
Glicerol	Viana et al., 2012; Lobato et al., 2014
Resíduos da Indústria de óleo de palma	Lee et al., 2021
Lactícínios	Shete e Shinkar, 2017
Lamas de ETAR	Kavitha et al., 2016; Seiple et al., 2017
Lamas de matadouro	Xia et al., 2012
Palha de milho	Gu et al., 2018; You et al., 2019
Palha de trigo	Taherdanak et al., 2016
Resíduos sólidos urbanos	Lavagnolo et al., 2018

Substratos ricos em lípidos estão associados a maior rendimento de metano, associado a maiores tempos de retenção hidráulica. Quando o conteúdo em carboidratos e proteínas é elevado, há um incremento da velocidade de produção do metano, contudo, a acumulação de AGVs e amónia no meio podem colocar em risco o processo (Mir et al., 2016).

3.5 Nutrientes e razão C/N

Nutrientes tais como *C*, *N* e *P*, vitaminas e agentes quelatantes desempenham um papel vital no crescimento e estabilidade da população microbiana.

Metais traço, tais como Fe, Cu; Zn, Mn, Mg, Ni, Co são co-fatores essenciais para as enzimas envolvidas no processo de digestão anaeróbia. Diversos estudos têm demonstrado que podem influenciar a atividade microbiana, sendo fundamentais para promover a produção de biogás e assegurar a estabilidade do processo quando utilizados em dosagem adequada (Reungsang et al., 2016; Thungklin et al., 2018; Mamimin et al., 2019).

A razão *C/N* é um fator chave na operação estável do processo de DA. Estudos têm demonstrado que uma razão *C/N* entre 25-30 é considerada ideal no processo de DA. Para valores inferiores a 25, os microrganismos terão deficiência de *N* e o pH diminui devido à acumulação de AGVs. Quando $C/N > 30$, pode ocorrer acumulação de amónia, e consequente inibição dos microrganismos metanogénicos por efeito tóxico.

Para sistema de digestão em dois estágios, Chen et al. (2017) verificaram que o rendimento de H_2 aumentou no início e depois teve um decréscimo com o aumento de *C/N* de 7,2 para 40,1. Esta razão pode ser controlada pela adição de uma fonte de *C* ou *N*; Lay et al. (2019) obtiveram melhores resultados na produção de hidrogénio com NH_4Cl do que com a ureia, enquanto na produção de metano o efeito foi desprezável. NH_4HCO_3 também foi usado como fonte de *N* e para, simultaneamente, atuar no controlo do pH do meio, devido à formação de um sistema tampão CO_3^{2-}/HCO_3^- , na digestão de carolo de milho (Guo et al., 2014).

A co-digestão de diferentes substratos pode ser uma estratégia que permita melhorar a razão *C/N*, e proporcionar macronutrientes (Mir et al., 2016). Sarker et al. (2019) verificaram um aumento da produção de metano em ensaios de co-digestão de estrume de animais com resíduos da agricultura e de alimentos.

3.6 Inibidores

Embora os microrganismos hidrolíticos e acidogénicos exibam características robustas e resilientes, concentrações elevadas de ácidos gordos voláteis e de amónia livre podem levar à sua inibição.

3.6.1 Ácidos gordos voláteis

Estudos indicam que a produção e acumulação de ácidos gordos voláteis (AGV) pode inibir o processo de digestão anaeróbia, traduzindo-se numa produção lenta de biogás (Labatut et al., 2011; Vijayaraghavan et al., 2012). Os AGVs causam um decréscimo do pH do meio, o que condiciona a atividade dos microrganismos metanogénicos, que pode levar à perda de atividade de enzimas sensíveis ao ácido. Na digestão anaeróbia de resíduos alimentares sólidos, a concentração de AGVs pode atingir até 20 g L^{-1} , um valor significativamente superior ao observado em águas residuais (Zhang et al., 2005). Foi reportado que valores de AVGs até 30 g COD L^{-1} não inibiram o processo de hidrólise a pH neutro (Veeken et al., 2000), mas para valores de $40\text{-}50 \text{ g COD L}^{-1}$ a pH reduzido (5,0-5,5) ocorreu a sua paragem (Veeken e Hamelers, 2000).

Nas condições ótimas necessárias para a atividade metabólica, a concentração de AGVs situa-se na gama $2000\text{-}3000 \text{ mg L}^{-1}$ (Paritosh et al., 2017).

3.6.2 Amónia

A degradação de proteínas e de compostos nitrogenados produz amónia (NH_3 e NH_4^+), que pode ser benéfica ou prejudicial para o crescimento dos microrganismos (Walker et al., 2011). Koster e Lettinga (1988) constataram que a etapa da acidogénese foi severamente afetada para concentrações de amónia no intervalo $4,0$ a $5,7 \text{ mg NH}_3 - \text{N L}^{-1}$. Este parâmetro desempenha ainda papel relevante na razão C/N e pode afetar a eficiência do processo de digestão anaeróbia (Wang et al., 2012).

3.7 Carga orgânica volumétrica

A carga orgânica volumétrica (COV), representa a quantidade diária de substrato a alimentar o reator por unidade de volume.

Quando aumenta a COV a produção de biogás aumenta até um certo ponto, além do qual a relação deixa de ser linear, devido à perturbação do equilíbrio entre substrato e inóculo. Para valores baixos de COV pode ocorrer uma ‘fome’ dos microrganismos e, para valores elevados, é expectável uma inibição da atividade microbiana.

De facto, para valores elevados de COV, a taxa da hidrólise supera a taxa da metanogénese, com o conseqüente aumento de AGVs, levando à falha do processo devido ao abaixamento do pH.

No entanto, valores elevados de COV são geralmente preferidos, dado que permitem tratar maiores quantidades de resíduo por volume de reator, reduzindo TRH, o que torna o processo mais rentável. Por sua vez, TRH baixos conduzem a uma acumulação de AGVs, ao ‘washout’ da população microbiana e a uma menor estabilidade do reator.

De acordo com Meegoda et al. (2018) estes factos indicam ser fundamental determinar a gama de COV que minimiza as possibilidades de falha do processo.

Diversos estudos têm sido direcionados para otimizar a COV e a produção de metano, numa dada configuração de reator. Diversas estratégias devem ser consideradas tais como pré-tratamento do substrato, a co-digestão, a adição de elementos traço, e operação a temperaturas mais elevadas, o que permite uma COV maior e uma redução do TRH (Mir et al., 2016).

Uma análise detalhada dos valores da COV para diversas configurações de reatores está disponível no capítulo 7, “Processos de DA-configurações de reatores”, secções 7.1 a 7.3.

3.8 Tempo de retenção

O projeto e operação de um reator anaeróbio são baseados no tempo de retenção (TR). Este é definido como o tempo médio que o substrato é mantido num reator (quociente entre o volume do reator e o caudal a tratar). O valor de TR deve ser suficientemente longo para assegurar que as etapas da digestão, pelas quais o reator é responsável, sejam concluídas de forma eficaz. Para o digestor húmido (ver capítulo 6), o substrato corresponde a duas frações, sólida e líquida, pelo que o TR é dividido em tempo de retenção hidráulica (TRH) e tempo de retenção dos sólidos (TRS).

O TRH depende vários fatores incluindo fatores fisiológicos e taxa de crescimento microbiana. COV e TRH estão relacionados: à medida que valor de COV aumenta, o TRH correspondente tende a ser menor. Como resultado de um menor TRH, pode ocorrer acumulação de AGVs conduzindo a uma inibição do processo. Contudo, menores valores de

TRH são preferíveis, correspondendo a menores custos (investimento e operação) e permitem obter eficiências elevadas. Resíduos lenhocelulósicos ou com elevado teor de fibras requerem TRH maiores quando comparados com compostos de fácil degradação (Meegoda et al., 2018)

A temperaturas mais elevadas, a taxa de hidrólise é mais elevada logo o TRH requerido é menor em comparação com a gama de temperatura mesofílica.

Os valores de TRH considerados ideais situam-se entre 10 a 25 dias. Para valores inferiores existe o risco de acumulação de AVGs, enquanto valores superiores implicam um aumento significativo no volume do reator.

Em digestores húmidos, o TRH e o TRS, podem diferir significativamente, concretamente em sistemas onde ocorre separação entre sólidos e líquidos ou recirculação de lamas.

Um TRH reduzido combinado com um TRS mais longo pode ter um efeito positivo na permanência da população microbiana no reator, obtendo-se uma digestão dos sólidos mais efetiva. Segundo Tchobanoglous et al. (2014), um sistema de digestão húmido de etapa única a carga reduzida (0,5 a 5% ST), implementado numa exploração agrícola (lagoa anaeróbia), apresentou bom desempenho para TRH na gama 30-60 d e TRS entre 50-100 d. Num sistema de digestão húmido em 2-estágios, valores de TRS maiores que 20 dias são requeridos para um desempenho efetivo em condições mesofílicas, e deverá ser de 7-15 dias para temperatura termofílica (van Lier et al., 2008).

Uma análise detalhada relativa dos valores de TRH e TRS para diferentes configurações de reatores pode ser consultada no capítulo 7, “Processos de DA-configurações de reatores”, nomeadamente nas scções 7.1 a 7.3.

3.9 Pré-tratamento do substrato (matéria-prima)

Os substratos usados na digestão anaeróbia (DA) variam em composição, sólidos e materiais orgânicos. Alguns são facilmente degradáveis, enquanto outros, como resíduos ricos em lignina e celulose (palha, madeira), são mais resistentes, exigindo pré-tratamentos para melhorar a hidrólise. Com os recentes avanços na investigação da DA, uma variedade de métodos está agora disponível incluindo térmico (PTT), biológico (PTB), químico (PTQ) e mecânico (PTM), sendo a escolha determinada pela natureza da matéria-prima. Estudos

mostram que esses tratamentos aceleram a hidrólise, reduzindo o valor de TRH e tornando o processo mais viável economicamente.

Resíduos agrícolas e silagem de erva, devido à sua composição altamente lenhificada, apresentam dificuldades significativas de degradação na digestão anaeróbia. A hidrólise, sendo a etapa limitante, pode ser otimizada por métodos de pré-tratamento que removem lignina e hemiceluloses, expondo melhor os componentes biodegradáveis (Amin et al., 2017). Além disso, matérias-primas ricas em gorduras ou fibras complexas também requerem tratamentos específicos para acelerar a hidrólise, garantindo maior eficiência do processo e melhores rendimentos no DA.

3.9.1 Pré-tratamento biológico

A maioria dos métodos de pré-tratamento físico, químico e térmico requerem elevados consumos de energia e produtos químicos, podendo gerar condições adversas, como temperaturas extremas, alterações de pH e subprodutos inibidores, que podem comprometer a eficácia da DA (Singh et al., 2008).

O pré-tratamento biológico é uma abordagem eficiente e de baixo custo energético que utiliza enzimas e microrganismos para tratar a biomassa antes da digestão anaeróbia. Essa técnica pode melhorar a produção de metano, aplicando métodos como o pré-tratamento bacteriano, fúngico e o uso de microrganismos e enzimas combinados, aumentando a biodegradabilidade e a eficiência do processo de digestão anaeróbia.

A hidrólise é um dos principais fatores que limitam a produção de metano na digestão anaeróbia, sendo o pré-tratamento enzimático uma técnica promissora para melhorar este processo, embora pouco utilizado devido ao custo elevado (Zheng et al., 2014). Fungos de podridão branca destacam-se por degradar ligações de lenhina, aumentando a digestibilidade da biomassa (Wagner et al., 2018), como demonstrado com silagem de milho, que gerou 23% mais metano após pré-tratamento (Liu et al., 2014). Já o pré-tratamento microbiano mostrou, em arroz, um aumento de 76% na produção de metano, reduzindo o teor de lenhina (Shah et al., 2019).

3.9.2 Pré-tratamento químico

O pré-tratamento ácido e alcalino, ambos métodos químicos, destacam-se por diferentes características e benefícios.

O pré-tratamento ácido (H_2SO_4 , HCl , HNO_3 , H_3PO_4) decompõe substratos lenhocelulósicos em monossacarídeos e pode ser mediado por microrganismos hidrolíticos, acelerando a digestão anaeróbia. Contudo, apresenta custos elevados em comparação ao método alcalino (Ariunbaatar et al., 2014). Por outro lado, o pré-tratamento alcalino, que utiliza amónia ou hidróxidos ($NaOH$ e $Ca(OH)_2$), é menos corrosivo, realizado à temperatura ambiente, e melhora a exposição do substrato à degradação enzimática. Além disso, auxilia no equilíbrio do pH, sendo mais vantajoso economicamente e operacionalmente (Mao et al., 2015; Kim et al., 2016).

Agentes oxidantes, como o ozono, são preferíveis, pois não deixam resíduos químicos, ajudam na desinfecção e contribuem para a remoção de patogénicos. O peróxido de hidrogénio é um agente oxidante utilizado no pré-tratamento de biomassa, dada a sua capacidade quebrar a estrutura da biomassa, acelerar a eliminação de hemicelulose e lignina, resultando num aumento do conteúdo de celulose e facilitando a degradação subsequente (Hendriks e Zeeman, 2009; Millati et al., 2020). Estudos indicam que o tratamento com H_2O_2 é mais eficiente em condições de pH elevado (cerca de 11,5), que é próximo ao pKa do peróxido, otimizando sua atividade química.

3.9.3 Pré-tratamento físico

Os métodos de pré-tratamento físico incluem operações mecânicas, irradiações de diferentes tipos e ultrassons e têm sido usados para melhorar a exposição das estruturas internas da biomassa complexa, incrementando a produção de metano.

O pré-tratamento mecânico tornou-se essencial no processamento de matérias-primas para a digestão anaeróbia, visto que as dimensões e a composição das matérias podem afetar significativamente o processo de digestão (Zhang e Banks, 2013).

Estudos mostram que partículas menores favorecem a produção de metano na DA, enquanto partículas maiores tendem a reduzir essa produção, devido à maior área de superfície para os microrganismos atuarem (Jain et al., 2015). Técnicas mecânicas, como moagem e processos de trituração, como rolos, lascas e martelamento, são usadas principalmente no tratamento preliminar dos materiais antes da digestão anaeróbia (Ariunbaatar et al., 2014). O uso dessas técnicas reduz o tamanho das partículas do substrato, com a moagem resultando em partículas de 0,2 a 2 mm, e a trituração gerando partículas entre

10 e 30 mm (Menardo et al., 2015). O processo de esmagamento ou fragmentação mecânica tem ganhado atenção devido à sua facilidade de uso e eficácia na produção de metano, sendo uma recente inovação no pré-tratamento de substratos lenhocelulósicos (Kratky e Jirout, 2011).

A aplicação do pré-tratamento mecânico tem o potencial de melhorar diversas propriedades da biomassa, como características de fluxo, maior porosidade e maior densidade volumétrica, essenciais para a digestão anaeróbia (Amin et al., 2017).

Foi estudada por Xu (2015) a utilização de pré-tratamentos de biomassa assistidos por radiação de microondas (RMO), incluindo (1) RMO/água, (2) RMO/bases, (3) RMO/ácido, (4) RMO/líquido iônico, (5) RMO/sal e outros pré-tratamentos combinados assistidos por RMO, tendo relatado desempenhos positivos e uma consequente melhoria do processo de DA.

3.9.4 Pré-tratamento térmico

Trata-se de um método utilizado à escala industrial, que envolve a dissolução da fração orgânica do substrato e a quebra das paredes celulares (Cesaro e Belgiorno, 2014). A temperatura é aumentada progressivamente até atingir um valor específico, normalmente entre 60 e 270 °C, sendo mantida por um período que pode variar de minutos a horas (Biswal et al., 2020). Ocorre uma redução da viscosidade e a remoção do excesso de humidade da biomassa, o que é favorável às etapas subsequentes do processo.

Um método bem conhecido é a explosão a vapor, no qual o substrato é exposto a vapor saturado sob alta pressão por um período breve, seguido de uma redução súbita da pressão que provoca uma descompressão explosiva. Esse processo causa a rutura das estruturas celulares da biomassa, facilita a remoção de lignina e hemicelulose, o que torna o material mais acessível para a digestão anaeróbia.

Liu et al. (2012) avaliaram o impacto do pré-tratamento térmico da biomassa a temperaturas elevadas na produção de metano. Concluíram que este resultou num incremento de 34,8% na produção de metano, apresentando como explicação uma potencial redução da humidade e da viscosidade da biomassa.

Segundo Kor-Bicakci e Eskicioglu (2019), o tratamento térmico a altas temperaturas pode resultar na formação de compostos resistentes ou subprodutos prejudiciais, reduzindo a geração de biogás. Nesse sentido, tratamentos térmicos a baixas temperaturas (<100 °C) têm merecido maior atenção. Wu et al. (2017) demonstraram que a aplicação de tratamento

térmico a temperaturas mais baixas (70 °C) em resíduos da produção de suínos (ST>20%) aumentou a produção de metano em 39,5%, promovendo a degradação de proteínas, celulose e hemicelulose, o que favoreceu a digestão anaeróbia.

Ferrer et al. (2008), concluíram que o pré-tratamento térmico a baixa temperatura está associado à hidrólise enzimática, como o principal mecanismo de atuação, o que facilita a degradação dos componentes complexos do substrato.

Na **Tabela 2** é apresentado um resumo de métodos de pré-tratamento utilizados em diferentes estudos e respectivos rendimentos em metano.

Tabela 2 Métodos de pré-tratamento e respectivos rendimentos em metano (Amin et al., 2017).

Pretreatment method	Pretreatment type	Pretreatment conditions	Composition changed	Gas generating capacity mL/g _{VS}	Increased methane yield (%)	Observations
Physical methods	Mechanical pulverization	Pulverization, particle sizes of 33 to 6 mm	Cellulose, hemicellulose	–	11–13	Energy cost is high; particle diameter should be 6 mm for high methane yield
Physicochemical methods	Steam explosion	Pretreating silage straw 2.5 MPa, 90 s	Hemicellulose, lignin	334.8	56	Gas generating speed increased
	Microwave radiation	Frequency 2.45 GHz, power 680 W, time 24 min	Lignin	332.3	–	Gas generating speed is fast
Chemical methods	H ₂ SO ₄	2%, pretreated 7 days	Cellulose, hemicellulose	175.6 CH ₄	74.6	Toxic, corrosive and expensive handling
	HCl	2%, pretreated 7 days	Cellulose, hemicellulose	163.4 CH ₄	62.4	Toxic, corrosive and expensive handling
	CH ₃ COOH	4%, pretreated 7 days	Cellulose, hemicellulose	145.1 CH ₄	44.2	Toxic, corrosive and expensive handling
	NaOH	2%, pretreated 3 days	Hemicellulose, lignin	220.0 CH ₄	73.4	Toxic and hard to recycle
	KOH	2.5%, pretreated 1 day	Hemicellulose, lignin	295.0 CH ₄	95.6	Effective but expensive
	Ca(OH) ₂	2.5%, pretreated 1 day	Hemicellulose, lignin	210.71 CH ₄	39.7	Cheap but hard to dissolve
	KOH + Ca(OH) ₂	0.5 and 2%, pretreated 1 day	Hemicellulose, lignin	271.38 CH ₄	79.9	Cheap and effective
	H ₂ O ₂	3%, pretreated 7 days	Hemicellulose, lignin	216.7 CH ₄	115.4	Cheap but longer pretreatment time
Biological methods	Mixed microorganism	XDC-2, pretreated for 16 days	Hemicellulose	294.9 CH ₄	87.9	Long pretreatment time and low efficiency
	Adding manure	Cow dung: corn straw (1:1, w/w) pretreated for 20 days	Hemicellulose	450.0	40.7	Highly dependent on manure type
	Microaerobic pretreatment	Pretreated up to complete O ₂ consumption by microbes	Hemicellulose, lignin	325.7 CH ₄	16.24	Efficient pretreatment and cost effective

3.10 Co-digestão

A co-digestão tem sido utilizada para facilitar a digestão simultânea de dois ou mais substratos ou misturas de co-substratos, minimizando desequilíbrios no processo. Em estudos de co-digestão têm sido usadas diferentes combinações de resíduos industriais, agrícolas, pecuários e municipais (Tasnim et al., 2017; Siddique e Wahid, 2018).

Devido ao elevado potencial de biometanização, os resíduos alimentares são um substrato promissor, contudo, períodos prolongados de digestão podem levar à inibição devido a um desequilíbrio nutricional (Neves et al., 2009). Além disso, a concentração de lípidos em resíduos alimentares frequentemente excede os limites aceitáveis (Kim, 2010; Zhang e Taan, 2013). Para mitigar essa inibição têm sido adotadas estratégias de codigestão de resíduos alimentares com estrume bovino, resíduos verdes, lamas de águas residuais ou resíduos lácteos. A **Tabela 3** resume estudos de codigestão com outros substratos orgânicos para melhorar o desempenho do processo anaeróbio.

Tabela 3 Co-digestão de resíduos alimentares com outros substratos orgânicos (Paritosh et al., 2017).

Feedstock	Action of codigestion	Influencing factor
FW + CM	Improve methane yield and system stability	High buffering capacity and trace elements supplement
FW + livestock waste	Improve methane yield and VS reduction	Higher buffering capacity
FW + yard waste	Improve methane yield	Less VFA accumulation
FW + dewatered sludge	Enhance system stability	Less inhibition from Na ⁺
FW + sewage sludge	Afford high organic loading rate	High buffering capacity from ammonia
FW + green waste	Improve VS reduction	C/N ratio
FW + brown water	Improve methane yield	High buffering capacity
FW + press water	Improved system stability and methane yield	High buffering capacity
FW + distiller's grain	Improved biogas production	High buffering capacity from ammonia

FW- Food Waste; CM- cow manure

A codigestão de diferentes matérias-primas é uma estratégia que pode ser usada para melhorar a razão C/N de um substrato e prover o balanço de micro e macronutrientes (Mir et al., 2016). Resíduos de explorações de produção animal geralmente tem uma razão C/N baixa, que pode ser melhorada por co-digestão com biomassa de plantas.

A produção de metano pode aumentar até 65% usando a co-digestão de estrume animal com resíduos agrícolas, resíduos de plantas diversas (milho, cana-de-açúcar, soja, colza) e resíduos alimentares (Sarker et al., 2019).

A co-digestão tem despertado interesse na comunidade científica, pois é uma das formas mais interessantes de melhorar o rendimento da digestão anaeróbia. A maioria dos estudos sobre co-digestão tem sido realizada em modo *batch*, sendo destacada a influência da sinergia, devido à composição equilibrada da mistura, no rendimento de metano (Díaz et al.,

2011; Esposito et al., 2012; Wang et al., 2012; Díaz et al., 2014). Díaz et al. (2011) relataram que foi possível associar os efeitos sinérgicos a um aumento de até 43% na produção de metano, quando comparado com o rendimento esperado, calculado com base nos potenciais de metano dos substratos individuais.

3.11 Eficiência energética e económica

Estudos indicam que o consumo energético em sistemas anaeróbios para tratamento de águas residuais apresenta grande variabilidade, situando-se entre 0,20 kWh m⁻³ e 5,7 kWh m⁻³ de água tratada [172]. Tal variabilidade está associada à diversidade tecnológica e de construção, condições climáticas, temperatura do processo de fermentação, e características e volume da água residual.

Têm sido registadas diferenças significativas na energia necessária para remover 1 kg de *CQO* de águas residuais, variando de 0,27 kWh kg⁻¹ *CQO* a 10 kWh kg⁻¹ *CQO* (21). Além dos fatores mencionados, as diferenças podem estar associadas aos parâmetros tecnológicos do processo de tratamento como TRH e COV (Hameed et al., 2019; Sun et al., 2022).

Em ETARs as necessidades energéticas podem ser supridas parcial ou totalmente através do metano recuperado, sendo a energia potencial do biogás de 0,3 kWh m⁻³ a 40 kWh m⁻³ de água residual. A energia relativa ao metano atinge os 9,17 kWh m⁻³, com um valor teórico máximo de 0,35 m³ de CH₄ kg⁻¹ de *CQO* removida (Wojcieszak et al., 2018).

Para águas residuais altamente concentradas e biodegradáveis, o metano gerado não só satisfaz as necessidades energéticas, como gera um saldo positivo de calor e eletricidade, que pode variar de 5 a 20 kWh m⁻³ (Yan et al., 2020).

É importante considerar os custos ambientais associados à redução de emissões de gases de efeito estufa e à produção de energia renovável e biofertilizantes. Isso foi comprovado por estudos de Avaliação do Ciclo de Vida e Análise do Custo do Ciclo de Vida (Cartes et al., 2018; Tabesh et al., 2019).

A utilização mais comum do biogás é em motores de cogeração de calor e energia (CHP) ou, quando a injeção de eletricidade na rede não é possível, para produção de calor através da

queima em caldeiras. Alternativas como motores a gás-Otto, células de combustível e injeção na rede de gás também são alternativas possíveis no futuro (Figura 4).

Na Figura 5, apresenta-se um exemplo de integração energética (*net-zero energy*) de uma Estação de Tratamento de Águas Residuais localizada em Chongqing, China. Esta ETAR possui capacidade para tratar $44 \times 10^4 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ e um consumo energético diário de 14200 kWh, resultando em um consumo específico de energia de $0,62 \text{ kWh kg}^{-1}$ de CQO removido. A instalação conta com um digestor anaeróbio cuja produção de metano varia entre 8826 a $10676 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, que é valorizado energeticamente com uma produção média de eletricidade e de calor de 37413 kWh d^{-1} e de 168361 MJ d^{-1} , respetivamente, alcançando um saldo energético nulo (Yan et al., 2020).

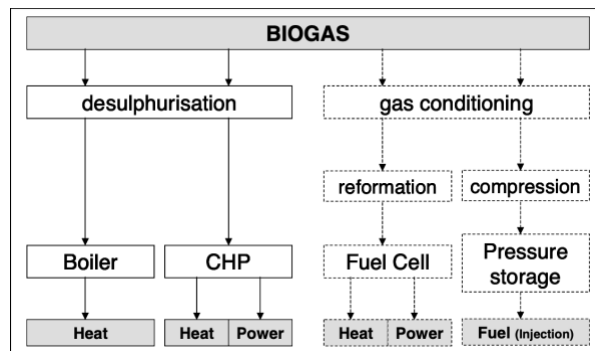


Figura 4 Diferentes utilizações do biogás (https://lemvigbiogas.com/PDF/Bioexell_manual.pdf).

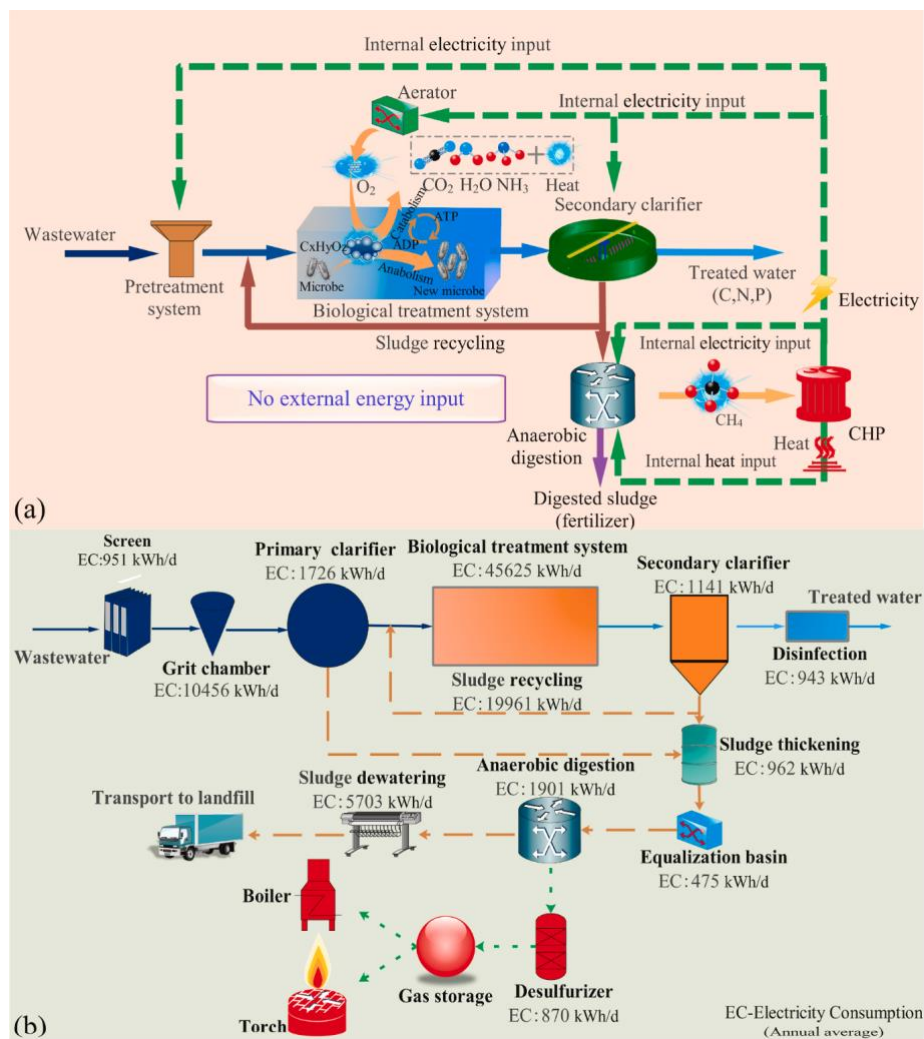


Figura 5 Ilustração de instalação de tratamento de águas residuais com balanço energético net-zero (Yan et al., 2020).

4 Avaliação quantitativa do processo de digestão anaeróbia

De seguida apresentam-se métricas comumente utilizadas na avaliação quantitativa do processo de digestão anaeróbia.

4.1 Carência Bioquímica de Oxigénio

A Carência Bioquímica de Oxigénio (*CBO*) é um parâmetro utilizado para estimar a quantidade de matéria orgânica biodegradável de forma indireta, e pode ser usada como métrica na avaliação do desempenho dum digester anaeróbio. A *CBO*₅ reflete a quantidade de

oxigênio dissolvido consumido pelos microrganismos aeróbios, presentes numa amostra de substrato orgânico, durante 5 dias (APHA, 2022).

Geralmente evita-se os testes de CBO_5 por uma questão logística, concretamente o tempo necessário para obter resultados que, após 5 dias, já não refletem com precisão as condições atuais do digestor.

4.2 Carência Química de Oxigênio

A Carência Química de Oxigênio (CQO) fornece uma medida da concentração da matéria orgânica presente numa amostra e suscetível de ser oxidada nas condições do ensaio (APHA, 2022). Na digestão anaeróbia, a CQO reflete tipicamente a quantidade de compostos orgânicos presentes no material a digerir e pode ser usada para avaliar a eficiência do processo (Van Lier et al., 2008).

Dado que a CQO mede todos os compostos orgânicos quimicamente oxidáveis nas condições do ensaio, o seu valor é consideravelmente superior ao da respetiva CBO , sendo a razão CBO/CQO usada para avaliar a biodegradabilidade do substrato orgânico.

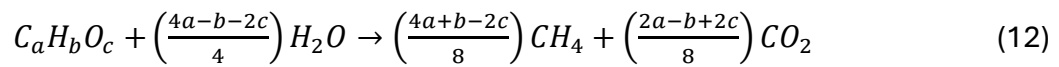
4.3 Sólidos Voláteis

Os sólidos voláteis (SV) são uma métrica fundamental na avaliação quantitativa do desempenho do processo, representando o conteúdo orgânico do substrato. De forma idêntica à CQO , a concentração de SV pode ser considerada como uma medida dos compostos orgânicos presentes na água residual/lama, embora a CQO se revele uma medida mais precisa. A eficiência de um digestor é frequentemente avaliada pela produção de biogás por massa ou percentagem de SV removidos.

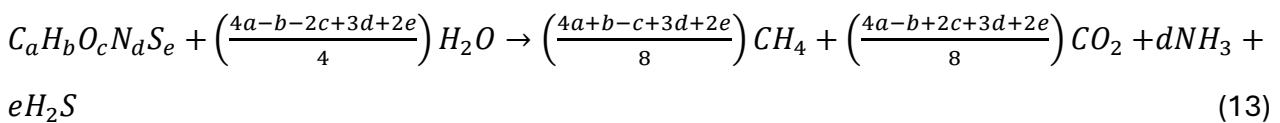
4.4 Rendimento teórico de metano

Para as quatro etapas integradas da digestão anaeróbia, têm sido desenvolvidos modelos para quantificar o rendimento teórico de metano para um dado substrato. De acordo com o

modelo proposto por Buswell e Mueller (1952), assume-se que o substrato é convertido exclusivamente em CO_2 e CO_4 , (Eq. 12).



Boyle modificou a reação química de Buswell e Mueller e inclui azoto e enxofre para obter frações de amónia e sulfureto de hidrogénio no biogás gerado, conforme mostrado na Eq. (13). (Achinas e Euverink, 2016).



Desde que se conheça a composição elementar do substrato em C , H , O , N e S (Alencar, 2017), o Potencial Bioquímico Teórico de Metano (PBMT) é dado pela Eq. (13).

$$PBMT (mL CH_4 g^{-1}SV) = \frac{22,4 * \left(\frac{a}{2} + \frac{b}{8} - \frac{c}{4} - \frac{3d}{8} - \frac{e}{4}\right)}{(12,017a + 1,0079b + 15,999c + 14,0067d + 32,065e)} \quad (14)$$

O rendimento obtido assenta em diversos pressupostos:

- Temperatura constante e mistura perfeita;
- Condições ideais para bactérias, significando digestão completa;
- O substrato conter apenas C , H , O , N e S ;
- Os produtos da reação serem somente CH_4 , CO_2 , NH_3 e H_2S ;
- Não ocorrer a acumulação de cinzas.

Um modelo que considere todos os efeitos possíveis seria algo utópico, pelo que é usual utilizar um fator de correção ($f = 80\%$) a fim de ajustar o biogás produzido em condições ideais (irrealistas) ao gás produzido em condições reais (Achinas e Euverink, 2016).

Embora estas metodologias não sejam aplicáveis ao cálculo do rendimento de metano para digestores operando em contínuo, são úteis na comparação dos rendimentos experimental e teórico para ensaios laboratoriais em garrafas (*batch*).

O rendimento teórico de metano oferece uma base de referência para avaliar a eficiência de um sistema de digestão anaeróbia, e ajuda na otimização do processo e na análise comparativa de diferentes substratos. Este quadro teórico é fundamental para investigadores e engenheiros na conceção, dimensionamento e otimização de sistemas de produção de biogás

5 Avaliação do potencial de biometano

5.1 Configuração experimental

Ensaios de Potencial de Biometano (BMP) podem ser conduzidos utilizando o sistema AMPTS II (Automatic Methane Potential Test System), desenvolvido pela BIOPROCESS CONTROL. Este é projetado para medir caudais ultrabaixos de biogás e biometano gerados na digestão anaeróbia de substratos biodegradáveis, e permite a monitorização do processo em tempo real.

O AMPTS II é um equipamento modular composto por três componentes principais: unidade de incubação de amostras, unidade de fixação de CO_2 e dispositivo de medição do volume de gás (Figura 6). A unidade de incubação de amostras, pode acomodar até 15 frascos de 500 mL simultaneamente. Cada frasco é preenchido com substrato e inóculo anaeróbio e incubado à temperatura desejada, com mistura periódica gerada por agitadores de baixa rotação. A fim de medir a produção de metano, o biogás gerado passa por uma solução de NaOH numa unidade de fixação de CO_2 , que remove componentes ácidos como CO_2 e H_2S , por meio de reações químicas. A presença de um indicador de pH (timolftaleína) monitoriza a alcalinidade dessa solução. A terceira unidade mede com precisão o caudal de metano através de um dispositivo de medição do fluxo húmido. Os dados são enviados a um computador, que regista e analisa o perfil de degradação dos substratos testados, permitindo a obtenção de relatórios detalhados.

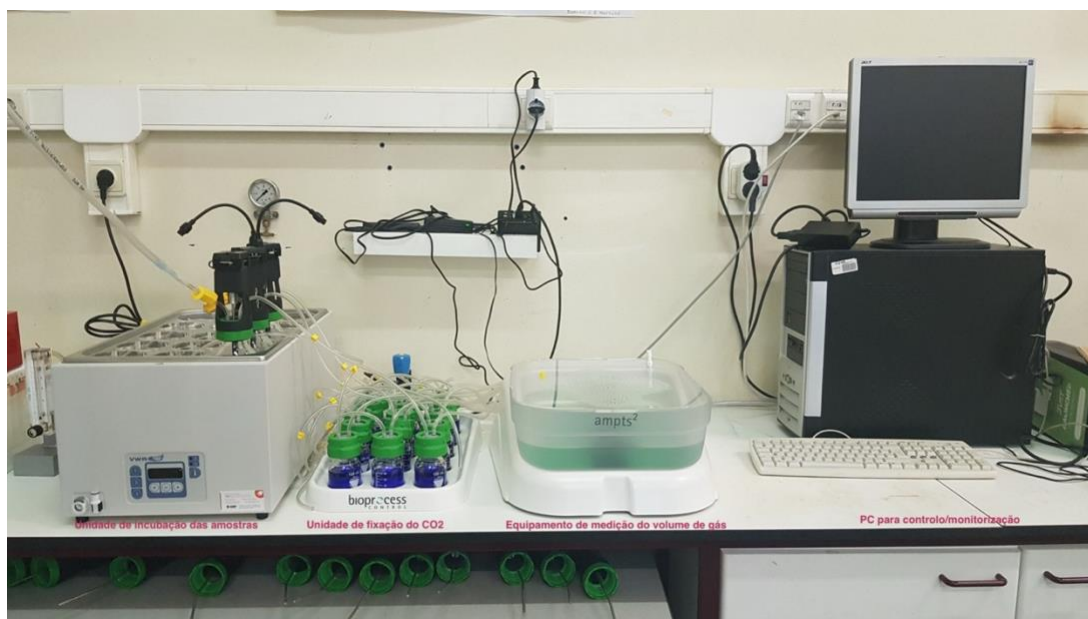


Figura 6 Setup do sistema AMPTS II.

5.2 Procedimento e materiais

O inóculo usado nos ensaios de BMP é recolhido à saída do digester anaeróbio de uma ETAR. Os volumes de substrato e de inóculo em cada amostra dependem da razão inóculo/substrato selecionada e do volume total definido para cada ensaio e são calculados através das Eq. (15) e (16).

$$\frac{V_{inóculo} * SV_{inóculo}}{V_{substrato} * SV_{substrato}} = \text{razão } I/S \quad (15)$$

$$Volume_{inóculo} + Volume_{substrato} = \text{Volume definido} \quad (16)$$

Para garantir condições nutricionais apropriadas para os microrganismos, a cada frasco é adicionado um tampão fosfato (ou bicarbonato), macronutrientes e oligoelementos (listados na Tabela 4), além do inóculo e do substrato. Antes de fechar os frascos, o espaço livre é purgado com azoto gasoso durante 2 minutos para criar um ambiente anaeróbio. Em seguida, os frascos são fechados, equipados com agitadores, e colocados na unidade de incubação pré-aquecida a 35 °C. Na unidade de fixação de CO_2 , cada frasco contém 80 mL de solução de $NaOH$ 4M e 0,5 mL de timolftaleína (0,4%), utilizada como indicador. Após ligar todos os tubos e ativar os motores, o AMPTS II é inicializado para monitorizar a produção de metano, que é

registada e apresentada em tempo real. Os ensaios geralmente duram cerca de 20 dias, período suficiente para estabilizar a produção acumulada de metano. As medições são realizadas em triplicado para garantir a reprodutibilidade e a precisão dos resultados.

Tabela 4 Dosagens e constituintes do tampão fosfato, macronutrientes e elementos traço usados nos testes BMP.

Solução	Dosagem (mL / 100 mL amostra)	Constituintes	
Tampão fosfato ou Tampão bicarbonato	5	$K_2HPO_4 \cdot 3H_2O$ $NaH_2PO_4 \cdot 2H_2O$ $NaHCO_3$	0,2 M 0,2 M 0,2 M
Macronutrientes	0,6	NH_4Cl $CaCl_2 \cdot 2H_2O$	170 g/L 8 g/L
Elementos traço	0,06	$MgSO_4 \cdot 7H_2O$ $FeCl_2 \cdot 4H_2O$ $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ $MnCl_2 \cdot 4H_2O$ $CuCl_2 \cdot 2H_2O$ $ZnCl_2$ HBO_3 $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$ $Na_2SeO_3 \cdot 5H_2O$ $NiCl_2 \cdot 6H_2O$ $EDTA$ HCl <i>resazurina</i>	9 g/L 2 g/L 2 g/L 0,5 g/L 30 g/L 50 g/L 50 g/L 90 mg/L 100 mg/L 50 mg/L 1 g/L 1 mL/L 0,5 g/L

5.3 Biodegradabilidade baseada no rendimento de metano

A biodegradabilidade do substrato (%), corresponde ao quociente entre o rendimento de metano obtido a partir do teste BMP e a produção teórica de metano, de acordo com a Eq. (17) (Raposo et al., 2011).

$$Biodegradabilidade (\%) = \frac{V_{max}}{V_{Th}} \quad (17)$$

Onde, V_{max} (mL) é o rendimento de metano último, e V_{Th} (mL) é o rendimento de metano teórico, que pode ser calculado pela Eq. (18).

$$V_{Th} = SV_{adicionado} * (g\ CQO/g\ SV) * 350 * 10^3 \quad (18)$$

Teoricamente, 1 kg de *CQO* pode ser convertido em 0,35 m³ de *CH₄*. O valor *g CQO/g SV* é obtido a partir dos ensaios experimentais.

6 Classificação dos digestores

Os digestores podem ser classificados usando diferentes critérios, sendo o principal a concentração de sólidos totais (ST) na alimentação: digestor húmido (*ST* ≤ 15%) ou digestor seco (*ST* ≥ 20%), com impacto significativo no custo, desempenho e técnica do processo de DA (Angelonidi e Smith, 2015). Na **Figura 7** encontra-se um resumo da classificação dos reatores anaeróbios, com base no tipo de fluxo/escoamento, comportamento da biomassa, configuração do reator, tipo de leito e mistura.

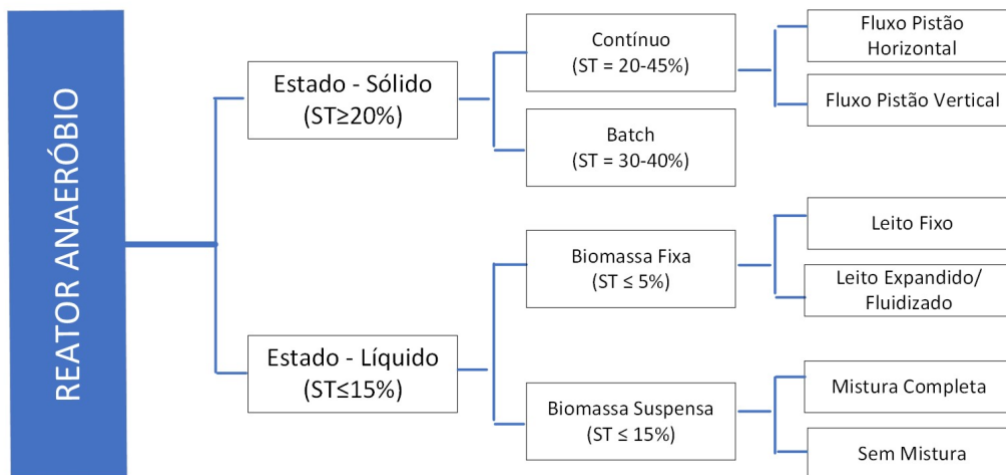


Figura 7 Classificação dos digestores (adaptado de Van et al., 2020).

Os digestores húmidos, adequados para alimentação com teor de ST inferior a 15%, são bem conhecidos no tratamento de águas residuais (Behrens et al., 2014).

7 Configurações dos digestores

O sistema de digestão anaeróbia mais simples consiste num único reator, onde ocorrem as quatro etapas da digestão, sendo conhecido por digestão em estágio único. O interesse crescente e desenvolvimento do processo permitiu concluir que cada etapa da digestão apresenta condições ótimas específicas, o que conduziu ao surgimento de sistemas multi-estágio, que permitem otimizar cada uma das etapas (Ramos et al., 2015; Trzcinski e David, 2017). Atualmente, os sistemas de digestão multi-estágio incluem sistemas de dois-estágios (hidrólise e metanogénese em dois reatores distintos) e três-estágios (hidrólise, acidogénese/acetogénese e metanogénese em vários reatores). Na **Figura 8** apresentam-se combinações de digestores (húmido, seco) para diferentes sistemas de DA.



Figura 8 Combinação de digestores, para sistemas de DA simples e multi-estágio (adaptado de Van et al., 2020)

7.1 Sistema de estágio simples

Os sistemas de estágio simples com reator húmido podem operar a baixa ou alta carga orgânica volúmica ($COV = 0,5-1,6 \text{ kg SV m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ e $COV = 1,6-4,8 \text{ kg SV m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, respetivamente) (Ramos et al., 2015). Estudos demonstraram que estes sistemas são sensíveis a inibidores como a amónia livre (NH_3). Duan et al. (2012), identificaram que concentrações de NH_3 superiores a $0,6 \text{ mg L}^{-1}$ interferem com a estabilidade do sistema, podendo mesmo falhar para valores em torno de $1,7-1,8 \text{ g L}^{-1}$ (Yen e Brune, 2007). Uma redução de 50% na produção

de metano foi observada para concentrações de amónia acima de $1,45 \text{ g L}^{-1}$ (Nakakubo et al., 2008). Têm sido registados valores de COV na digestão de resíduos orgânicos domésticos quer na gama $2-10 \text{ kg SV m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (Aslanzadeh et al., 2014), quer abaixo de $7 \text{ kg SV m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (Kothari et al., 2014).

Digestores a baixos valores de COV têm sido usados à escala doméstica e em explorações agrícolas em países em desenvolvimento como a China e o Vietname. Na utilização doméstica a capacidade desses digestores varia na gama $1-8 \text{ m}^3$, e a alimentação diária corresponde a $1/40-1/50$ do volume do reator (Abbasi et al., 2011). À escala agrícola, uma lagoa anaeróbia é operada com TRH 30-60 dias e alimentação com teor de sólidos totais 0,5 - 5% (Tchobanoglous et al., 2003).

Os sistemas de digestão operando a elevada COV foram desenvolvidos a partir dos sistemas de baixa carga, para melhorar o seu desempenho. A alimentação pode ser aquecida e homogeneizada, resultando num reator com menor volume, mais estável e mais eficiente.

Resíduos sólidos de grande dimensão podem ser tratados por digestão húmida, adicionando um considerável volume de água, o que representa um acréscimo de custos (operacionais e energéticos), além de requererem um reator de maior volume. Convém salientar que a diluição do substrato pode resultar num menor rendimento do biogás, além da produção de mais águas residuais (Akinbomi et al., 2022). Neste contexto, digestores secos têm sido desenvolvidos para operar com alto teor de sólidos, como mostram estudos de Fagbohunge et al. (2015) e Kothari et al. (2014), com valores de COV de $7-15 \text{ kg SV m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ e $12-15 \text{ kg SV m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, respetivamente. O digestor seco tem a capacidade de operar com COV mais elevada e processar um volume de resíduos orgânicos que excede em mais de 60% a capacidade do digestor húmido (Mattheeuws e Baere, 2011). Um dos constrangimentos na operação de sistemas secos é a mistura e bombagem de substratos com alta viscosidade (Hayyat et al., 2024). Entre as vantagens temos o menor volume, destruição de sólidos voláteis na gama 40-75%, reduzido tempo de retenção hidráulico, boa tolerância a choques hidráulicos, e elevada e consistente produção de metano (Kothari et al., 2014).

Uma avaliação de sistemas de estágio simples, baseada em alguns parâmetros técnicos, é apresentada na **Tabela 5**.

Tabela 5 Comparação dos sistemas de estágio simples húmido e seco (Rapport et al., 2008; Abbasi et al., 2011).

Criteria	Wet				Dry	
	Low rate	High rate contact process	High rate complete mixed	High rate Others	Continuous	Batch
TS (%)	0.5-5	< 5-10	10-15	< 3-5	20-35	30-40
HRT/SRT (d)	30-60/50-100	>15/30	30	< 20/30-50	14-20	20
OLR	0.5-1.6 (kg-VS.d ⁻¹ /m ³)	1.6-4 (kg-VS.d ⁻¹ /m ³)	4-8 (kg-VS.d ⁻¹ /m ³)	Up to 50 kg-COD d ⁻¹ /m ³	5-15 (kg-VS.d ⁻¹ /m ³)	< 10 (kg-VS.d ⁻¹ /m ³)
Solids characteristics	Fine	Fine	Fine	Fine	Coarse (4-5 cm)	Coarse (4-5cm)
Capacity range (tons/y)	1-5	-	1,000-230,000	Up to 8,760,000	3,000-270,000	3,000-150,000
Heating	None	√	√	Sometime yes	√	√
Mixing	None	√	√	None	None	None
Level of technology	Low	High	High	High	High	Medium
Water demand	Very high	High	High	High	None	Low
Construction cost	Low	Very high	Very high	High	Medium	High
Maintenance cost	Very low	High	High	High	High	Low
Equipment invest	Low	High	High	High	Very high	Medium
Advantages	The simplest operation; The cheapest investment cost;	Inspired by the wastewater treatment field; easily pumping and piping;	It can be used to treat the high solid contents, but the water needs to be added;	Very high OLR; High efficiency;	High OLR; the simplest pre-treatment; low water usage, less heat requirement, and smaller reactors.	Less pre-sorting and treatment; low cost for equipment invest and operation.
Disadvantages	Very low biogas production rate; only be applied on a small scale.	The complicated pre-treatment; need a settling tank; high energy cost for heating, mixing and recycling concentrated sludge;	Incomplete degradation; sensitive to the environmental changes; need a good pre-treatment;	The substrate is almost in the soluble state; Need complex pre-treatment process.	Need an inoculation loop; cannot be applied for low solid materials; the incomplete degradation.	Recirculation of leachate; Highly variability of gas production; cannot be applied for low solid materials; the incomplete degradation; too large reactor.

A **Figura 9** mostra aplicações correntes de vários sistemas de digestão anaeróbia na Europa até 2014.

Atualmente os sistemas de digestão anaeróbia mais aplicados à escala piloto na Europa incluem tecnologias como Dranco, Valorga, Kompogas e Bekon (Behrens et al., 2014; Hayyat et al., 2024). Nas **Figura 10**, **Figura 11**, **Figura 12** e **Figura 13** podem ser visualizadas as respetivas representações esquemáticas, e na **Tabela 6** uma comparação das diferentes tecnologias comerciais de digestão anaeróbia seca.

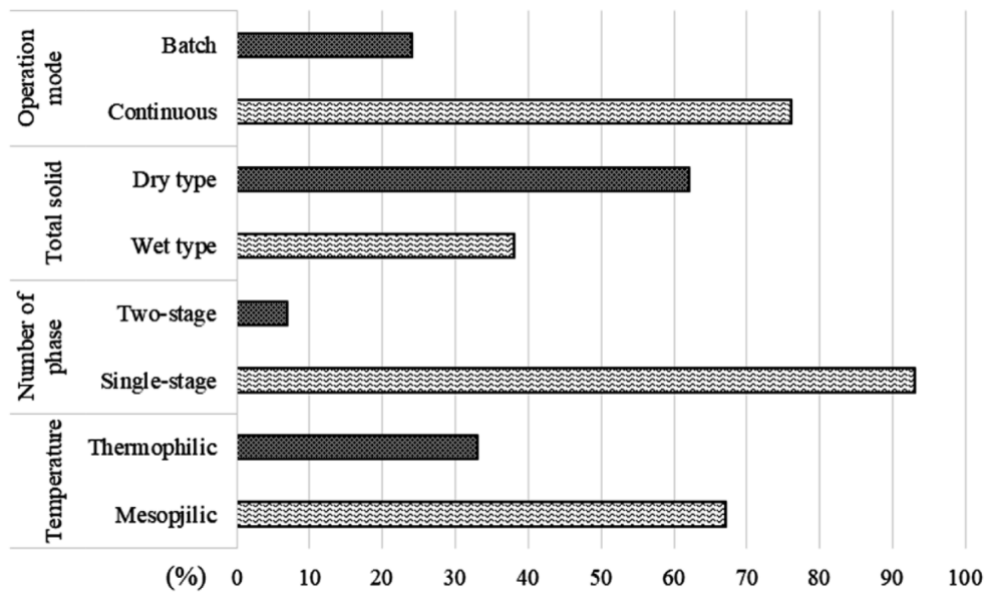


Figura 9 Aplicações de sistemas de digestão anaeróbia na Europa, capacidade instalada em 2014 (De Baere e Mattheeuws, 2014).

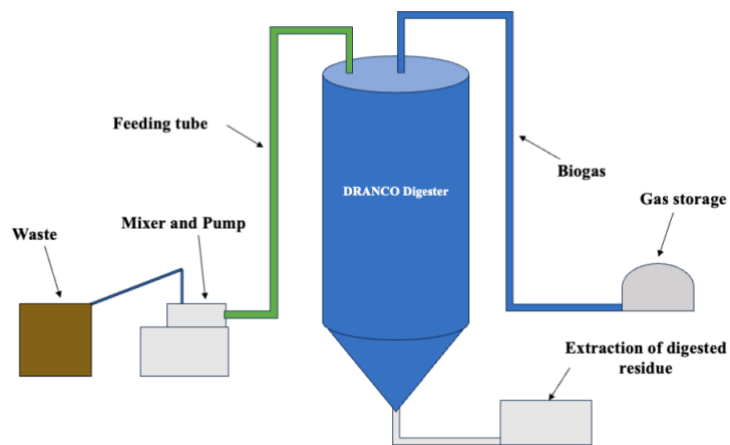


Figura 10 Representação esquemática do digester Dranco (Hayyat et al., 2024).

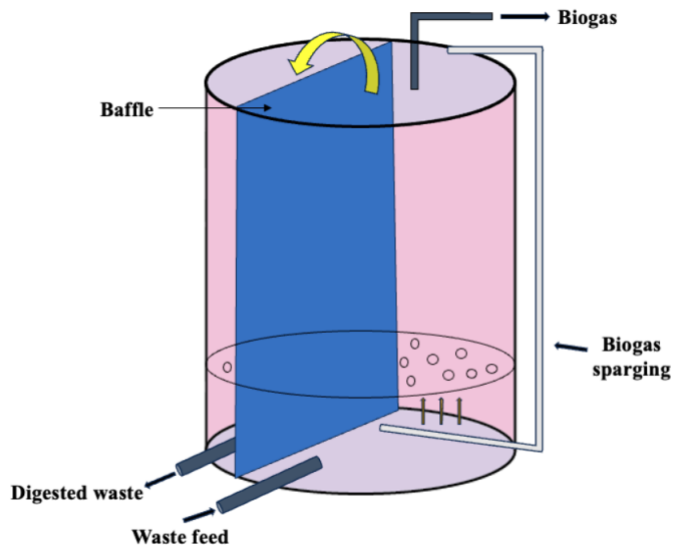


Figura 11 Representação esquemática do digester Valorga (Hayyat et al., 2024).

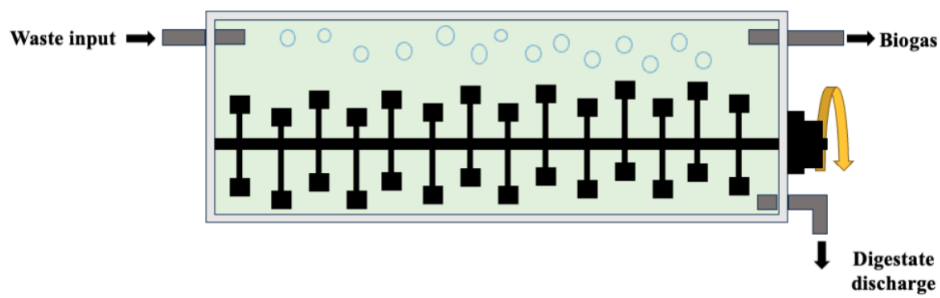


Figura 12 Representação esquemática do digester Kompogas (Hayyat et al., 2024).

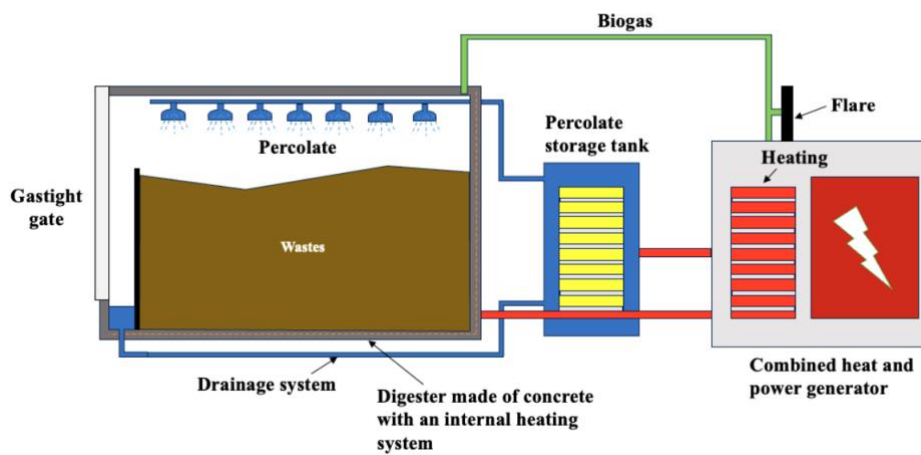


Figura 13 Representação esquemática do digester Bekon (Hayyat et al., 2024).

Tabela 6 Comparação das diferentes tecnologias comerciais de digestão anaeróbia seca (Hayyat et al., 2024).

	Dranco	Valorga	Kompogas	Bekon
Year of Foundation	1983	1981	1991	2002
Country of foundation	Belgium	France	Switzerland	Germany
Feed Material	SS-OFMSW	SS-OFMSW	OFMSW	Biowaste
Operating Condition	Thermophilic (50–55 °C)	Mesophilic/Thermophilic (37/55 °C)	Thermophilic (55 °C)	Mesophilic (38 °C)
Biogas Yield/Ton waste	80–120	80–160	100–150	130
Type of Reactor	Vertical	Vertical	Horizontal	Vertical
Mode of operation	Dry	Dry	Dry	Dry
OLR (kg VS/m ³ day)	Continuous	Continuous	Continuous	Continuous
Recirculation	10–15	10–15	4.3	-
Capacity of the Plant (tpy)	Digestate recirculation	Biogas recirculation	No	Liquid phase
HRT/SRT	50 to 100,000	50 to 100,000 And >100,000	50 to 100,000	
VS Removal Efficiency	20	20	29	28–35
Stages	40–70	60	60–70	65–70
CH ₄ (%)	1	1	1	1
TS (%)	55	55–60	50–63	55–60
Size of Feed material particles (mm)	20–35	25–32	23–28	≤50
Energy Used/Available	<40	<40	<60	-
No. of Plants	20% use/80% net	25% use/75% net	25% use/75% net	-
	17	22	38	60

7.2 Sistema de 2 estágios

As condições de crescimento dos microrganismos responsáveis pela hidrólise/acidogénese são diferentes dos da acetogénese /metanogénese, pelo que a digestão em dois estágios permite otimizar cada etapa da digestão. Embora atualmente haja duas posições sobre o assunto, a comumente aceite é que o primeiro reator permita a hidrólise/acidogénese, e o segundo otimize a acetogénese/metanogénese (Aslanzadeh et al., 2013). A respetiva configuração é mostrada na **Figura 14**.

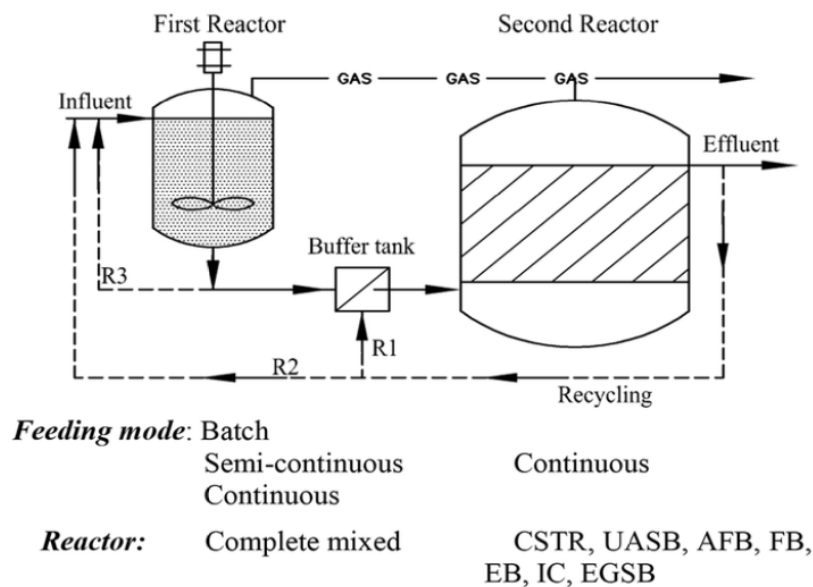


Figura 14 Configuração de sistema de digestão 2 estágios (Van et al., 2020).

Devido às diferentes condições ambientais requeridas pelos dois reatores, um tanque tampão é frequentemente colocado entre eles, para remoção de materiais não hidrolisáveis, controlo do pH e até controlo do teor de matéria orgânica, como ilustrado na **Figura 14** (Kim et al., 2013). O sistema de 2 estágios pode ter uma configuração seco-húmido (concentração de sólidos elevada no 1º reator e baixa no 2º reator) ou húmido-húmido (teor de ST baixo em ambos os reatores).

No sistema de 2 estágios os microrganismos metanogénicos crescem no seu ambiente ótimo, o que dificulta que sejam invadidos por outros grupos em comparação com os sistemas de estágio simples, tornando o sistema mais robusto, o que permite atingir maior recuperação de energia. Num estudo de Wan et al. (2018), a produção global de metano num sistema de DA de 2 estágios foi 28% e 74% superior à do processo de etapa única em condições mesofílicas (37 °C) e termofílicas (55 °C), respetivamente.

Diversos estudos indicam que os sistemas de 2 estágios são melhores que os de estágio simples devido aos menores tempos de retenção hidráulica ou valores mais elevados para a destruição de SV (Nasr et al., 2012; Wu et al., 2015).

Contudo, para alimentação com baixo teor de sólidos (ST<3%), o sistema de 2 estágios não revela eficiências superiores ao sistema de estágio simples. Num estudo com os dois

sistemas, para tratamento da fração orgânica de resíduos sólidos municipais com baixo conteúdo de sólidos (1,75-3,4%), sob as mesmas condições (TRH de 2 dias, temperatura de 55 °C), Schievano et al. (2012) observaram para os dois sistemas uma produção de metano idêntica.

Resultados recentes aplicando sistemas de digestão de 2 estágios são apresentados na

Tabela 7.

Tabela 7 Exemplos de aplicação da digestão anaeróbia em 2-estágios (Van et al., 2020).

Type of waste	1 st Reactor 2 nd Reactor	Operation mode	TS (%)	T1 (°C) T2 (°C)	pH1/ pH2	HRT1/ HRT2	OLR	Biogas yield	Reduction
MSW	CSTR/	Semi-continuous/	3.9/	37 ± 1/	5.5-6.0/	5.5 d/	9 g-VS.d ¹ /L	710 ml-biogas/g-VS	-
	CSTR	Continuous	1.9	37 ± 1	----	15 d	2.5 g-VS.d ¹ /L		
MSW	CSTR/	Semi-continuous/	8.2/	34.6/	---	4.6 d/	16.4 g-VS.d ¹ /L	560 ml-biogas/g-TVS	74.1% VS
	CSTR	Continuous	6.7	54.9	---	7.7 d	7.4 g-VS.d ¹ /L		
Swine waste and biowaste	CSTR/	Semi-continuous/	3.9/	55.0/	5.52/	3 d/	11.2 g-VS.d ¹ /L	402 mL-CH ₄ /gVS	60.7% VS
	CSTR	Semi-continuous	3.4	55.9	7.61	22 d	1.16 g-VS.d ¹ /L		
FW and wastewater	CSTR/	Continuous/	5.7/	37 ± 1/	5.0-5.5/	8 h/	106 g-VS.d ¹ /L	728 mL-CH ₄ /g-VS	74.5% VS
	CSTR	Continuous	4.8	37 ± 1	7.0-7.5	20 d	1.24 g-VS.d ¹ /L		
FW	CSTR/	Semi-continuous/	11.7/	55.0/	5.5/	1.3 d/	38.4 g-VS.d ¹ /L	464 mL-CH ₄ /g-VS	57.6% VS
	AB	Semi-continuous	10.8	35.0	7.3-7.7	5.0 d	6.6 g-VS.d ¹ /L		
FW	CSTR/	Continuous/	3.57/	55.0/	5.36/	3 d/	14.2 g-VS.d ¹ /L	440 mL-CH ₄ /g-VS	80.1% VS
	CSTR	Continuous	3.06	35.0	7.59	12 d	2.6 g-VS.d ¹ /L		
FW	CSTR/	Continuous/	7.91/	55.0/	3.61/	6 d/	12.0 g-VS.d ¹ /L	450 mL-CH ₄ /g-VS	71.6% VS
	CSTR	Continuous	7.53	35.0	7.32	24 d	3.1 g-VS.d ¹ /L		
Kitchen waste	CSTR/	Batch/	12.9/	35-37	7.0/	3.1 d/	16 g-VS.d ¹ /L	520 mL-CH ₄ /g-TS	86,9% COD
	UASB	Continuous	12.5	35-37	7.0	1 d	20 g-COD.d ¹ /L		
Pelletized grass	CSTR/	Semi-continuous/	5.5/	35.0/	5.5/	18 h/	66.6 g-VS.d ¹ /L	305.3 mL-CH ₄ /g-VS	62.2% VS
	CSTR	Semi-continuous	4.8	35.0	7.0	11.25 d	4.4 g-VS.d ¹ /L		
Pelletized grass	CSTR/	Semi-continuous/	5.5/	35.0/	5.5/	18 h/	66.6 g-VS.d ¹ /L	394.4 mL-CH ₄ /g-VS	67.2% VS
	CSTR	Semi-continuous	4.8	35.0	7.0	19.25 d	2.6 g-VS.d ¹ /L		
Stillage	CSTR/	Batch/	3.69/	37.0/	5.5/	8 h/	---	360-380 mL-CH ₄ /g-COD	80% VS
	CSTR	Batch	3.53	37.0	7.18	16.7-17.8			
Cattle manure	CSTR/	Semi-continuous/	5.48/	68.0/	7.3/	3 d/	14.9 g-VS.d ¹ /L	260 mL-CH ₄ /g-VS	47.1-2.08% VS
	CSTR	Semi-continuous	4.48	55.0	7.5	12 d	3.725 g-VS.d ¹ /L		
Sewage	UASB/	Continuous/	0.038/	26.0/	6.88/	8-10 h/	3.6-5.0 g-VS.d ¹ /L	261 mL-CH ₄ /g-COD	65% VS
	UASB	Continuous	0.030	26.0	---	5-6 h	2.9-4.6 g-VS.d ¹ /L		
Starfish	CSTR/	Batch/	3.93/	35.0/	7.4/	2 d/	5.0 g-COD.d ¹ /L	296 mL-CH ₄ /g-COD	44% VS
	UASB	Continuous	1.60	35.0	7.5	1 d	6.0 g-COD.d ¹ /L		
Sludge	CSTR/	Semi-continuous/	7.8/	55.0/	5.40/	3.3 d/	16 g-VS.d ¹ /L	640 mL-CH ₄ /g-VS	-
	CSTR	Semi-continuous	6.7	55.0	8.25	12.6 d	4 g g-VS.d ¹ /L		
Sludge	CSTR/	Semi-continuous/	16.8/	55.0/	4.3/	6.6 d/	21 g-VS.d ¹ /L	580 mL-CH ₄ /g-VS	-
	CSTR	Semi-continuous	13.8	55.0	7.6	12.6 d	10 g-VS.d ¹ /L		
Sludge	CSTR/	Continuous/	4.6/	35/	7.7/	5 d/	6.4-7.6 g-VS.d ¹ /L	302-360 mL-Gas/g-VS	53.2% VS
	CSTR	Continuous	3.5	35	8.0	10 d	3.2-3.8 g-VS.d ¹ /L		
WAS	CSTR/	Batch/		37/	---	6 d/	4.3 g-VS.d ¹ /L	290 mL-CH ₄ /g-VS	32.3% VS
	CSTR	Continuous		41	---	12 d	2.17 g-VS.d ¹ /L		

7.3 Sistema de 3 estágios

Nos sistemas de digestão em dois estágios, o segundo reator desempenha um papel crucial nas etapas de acetogénese/metanogénese. No entanto, as características físico-químicas e as exigências nutricionais dos acetogénios e metanogénios diferem substancialmente, o que pode comprometer o equilíbrio entre esses microrganismos em resposta a alterações ambientais, resultando em inibições severas. Para enfrentar esse desafio, surgiu o conceito de digestão em três estágios, que propõe a separação das etapas de hidrólise/acidogénese, acetogénese e metanogénese em reatores distintos, otimizando as condições para cada etapa.

A alimentação deve apresentar partículas de tamanho inferior a 15 mm (pré-tratamento), e um valor máximo para ST de 15%. Na fase da hidrólise é frequente a utilização de um reator CSTR, seguido de um tanque tampão onde pH e AGVs podem ser ajustados para as etapas seguintes. O segundo reator anaeróbico de crescimento em suspensão pode ser de configuração CSTR ou UASB. O efluente é bombeado para o terceiro reator, passando antes pelo referido tanque tampão (Figura 15)

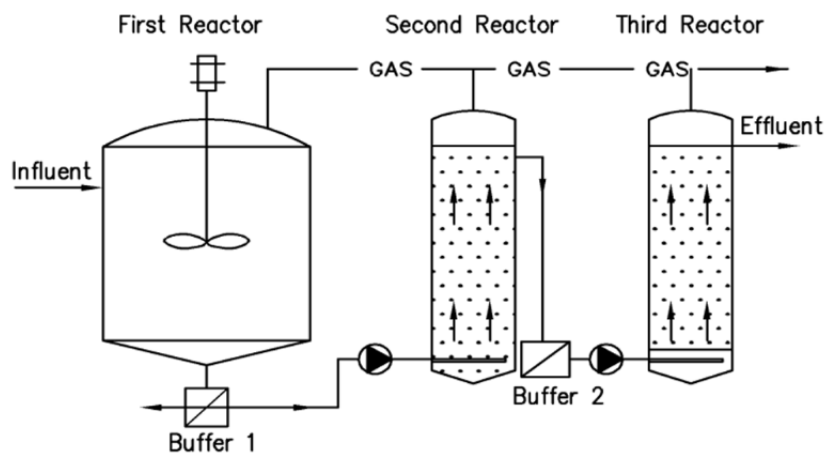


Figura 15 Esquema de sistema de digestão anaeróbia 3-estágios (Van et al., 2018).

De seguida apresenta-se um resumo dos parâmetros operacionais para cada reator:

Primeiro Reator

- Condições ácidas, aumenta a taxa de quebra das partículas e a hidrólise.
- Temperatura elevada acelera a solubilização do substrato.

- Usualmente, condições mesofílicas (30-35 °C), com TRH 2-3 dias.

Segundo Reator

- Valor de pH em torno de 6.
- Condições mesofílicas (35-37 °C), com TRH 2 dias

Terceiro Reator

- Operação similar à do 2º reator no sistema de 2 estágios, tais como pH ótimo entre 7,0 e 7,2.

Na **Tabela 8** são apresentados exemplos que ilustram a aplicação de digestores anaeróbios de 3 estágios.

Tabela 8 Exemplos de aplicação da digestão anaeróbia de 3 estágios (Van et al., 2020).

Type of waste	1 st Reactor	2 nd Reactor	3 rd Reactor	Operation mode	TS9%/ VS%	T1(°C)/ T2(°C)/ T3(°C)	pH1/ pH2/ PH3	HRT1/ HRT2/ HRT2 (day)	OLR1/ OLR2/ OLR3 (g-VS/L.d)	Biogas yield	Reduction
FW and HM	CSTR/			Semi-continuous/	29.25/						
	CSTR/			Semi-continuous/	25.1	35.0/	7.3/	2.0/			
	CSTR/			Semi-continuous		35.0/	7.7/	2.0/	12.5	370	71% VS
						35.0	7.9	-	(for all system)	mL-CH ₄ /g-VS	
FW	CSTR/			Batch/	1.18/	35.0/	5.1/	2.0/			
	CSTR/			Batch/	0.77	35.0/	6.0/	2.0/			
	CSTR/			Semi-continuous		35.0	7.3	-	10	307	83.5% VS
									(for all system)	mL-Biogas/g-VS	
FW	CSTR/			Semi-continuous/	12.38/	45.0/	3.7-3.8	2.0/			
	UASB/			Semi-continuous/	11.05	35.0/	3.3-3.4	2.0/	103.5 8.7/		
	UASB/			Semi-continuous		50.0	7.2-7.9	12	63.4/	282	90.6% COD
									52.8	mL-CH ₄ /g-COD	
WAS	CSTR/			Batch/	--	30.0/	6.7/	3.0/			
	CSTR/			Semi-continuous/	2.6	37.0/	---	6.0/			
	CSTR/			Semi-continuous		41.0	---	12/	8.7/	430	75% VS
									4.3/	mL-CH ₄ /g-VS	
WAS	CSTR/			Semi-continuous/	4.6/	42.0/	8.0/	5.0/			
	CSTR/			Semi-continuous/	3.5	35.0/	8.0/	5.0/	2.13-2.53	559-664	60.2% VS
	CSTR/			Semi-continuous		35.0	8.0	5.0	(for all system)	mL-Gas/g-VS	
WAS	CSTR/			Semi-continuous/	4.6/	35.0/	8.0/	5.0/			
	CSTR/			Semi-continuous/	3.5	35.0/	8.0/	5.0/	2.13-2.53	559-664	55.6% VS
	CSTR/			Semi-continuous		35.0	8.0	5.0	(for all system)	mL-Gas/g-VS	
FW	CSTR/			Batch/	17.53/	30.0/	5.0-5.5/	2.0/			
	UASB/			Semi-continuous/	16.0	35.0/	5.0-5.5/	2.0/	22-22.8/		
	UASB/			Semi-continuous		41.0	7.6-7.9	12	25-27.4/	650-700	95.96% COD
									12-18.8	mL-CH ₄ /g-VS	

A avaliação e benefícios deste sistema de digestão com 3 estágios tem sido controversa. Salsali et al. (2005) referem uma maior produção de biogás num sistema de 3 estágios comparado com um de 2 estágios, contudo, apresentam como desvantagens os elevados custos de investimento, operação e manutenção. A análise das **Tabela 7** e **Tabela 8** permite concluir que os sistemas de 3 estágios não apresentam um rendimento em metano superior aos de 2 estágios.

8 Produção de biogás a nível mundial e exemplos de aplicação à escala industrial

Produzir e utilizar biogás por meio da digestão anaeróbia é uma abordagem única para a resolução simultânea de diversos problemas de sustentabilidade: produção de energia renovável, gestão de resíduos, mitigação das mudanças climáticas e promoção da agricultura sustentável. A transformação de resíduos orgânicos em biogás representa um contributo para a redução dos impactos ambientais, proporciona uma fonte renovável de energia e oferece subprodutos benéficos para a agricultura. A DA permite melhorar o desempenho sustentável de setores como a agricultura, o tratamento de águas residuais e resíduos sólidos municipais, bem como a indústria, ao converter o potencial energético dos resíduos em formas de energia renovável e ao promover a captura de emissões fugitivas de metano.

De acordo com dados da *International Energy Agency* (IEA) a China tem o maior número de instalações de biogás (> 100000), seguido da Alemanha e França com cerca de 10000 e 1600, respetivamente, conforme se pode ver na **Figura 16** (IEA, 2024).

Os sistemas de produção diferem entre países, no que respeita ao tipo de instalação (**Figura 17 a**) e às instalações melhoradas (**Figura 17 b**).

A produção de calor e de eletricidade a partir do biogás são as utilizações mais comuns na Alemanha, Brasil, Canada, França e Finlândia. Após purificação do biogás, o biometano obtido é injetado na rede de gás natural na Dinamarca e Suíça, enquanto na Suécia e Finlândia é usado maioritariamente como combustível em veículos (**Figura 18**).

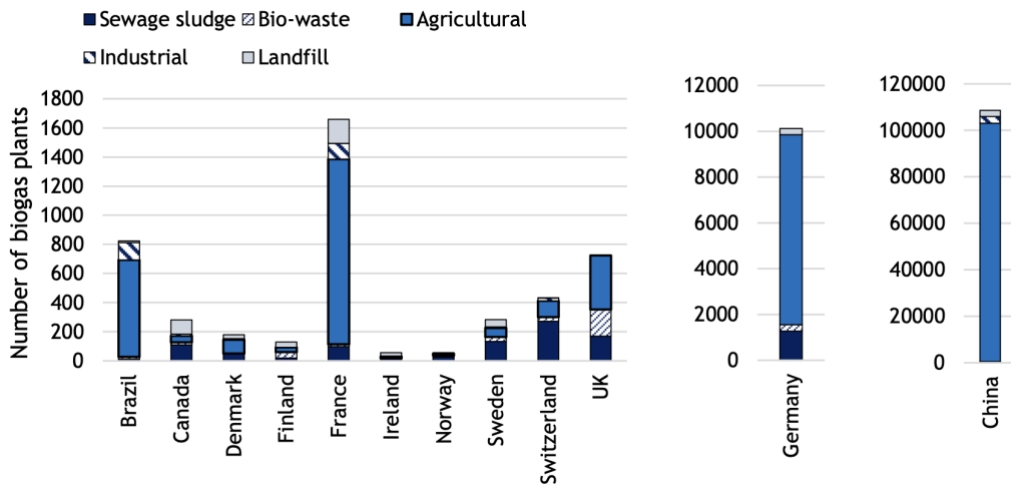


Figura 16 Número de instalações de biogás em países membros da IEA (IEA, 2024).

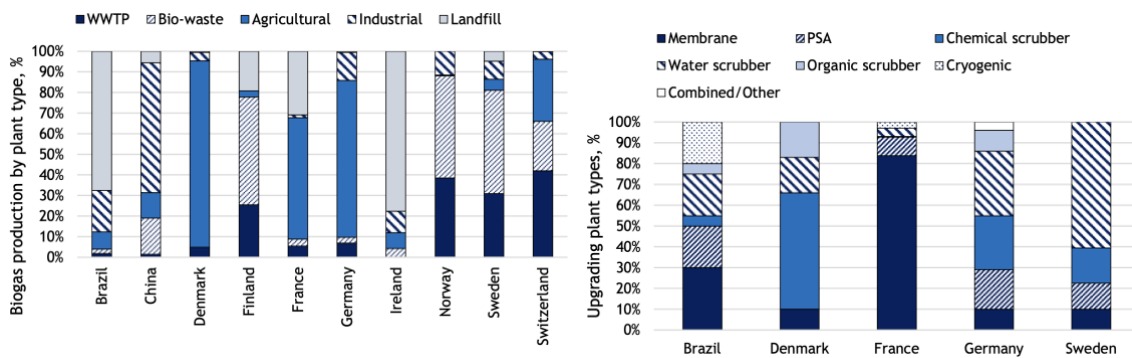


Figura 17 (a) Produção de biogás por tipo de instalação; (b) Tipo de melhoria na instalação (IEA, 2024).

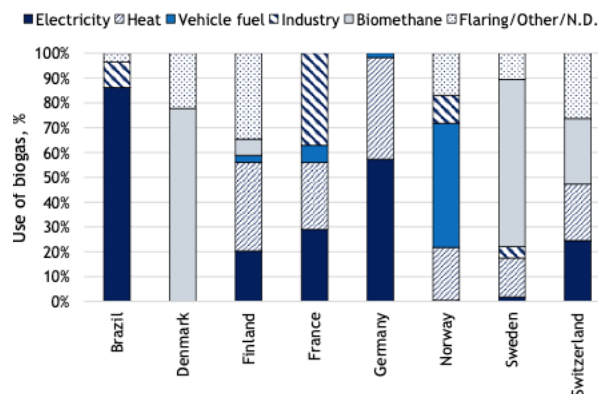


Figura 18 Usos do biogás em países membros da IEA (IEA, 2024).

Para evidenciar a relevância global e o interesse crescente na aplicação da digestão anaeróbia e das tecnologias associadas na valorização energética de resíduos, apresentam-se de seguida alguns exemplos práticos de implementação em escala comercial. Este processo integra-se plenamente nos princípios da economia circular, ao transformar resíduos em recursos valiosos, como energia renovável e biofertilizantes, promovendo soluções sustentáveis para os desafios ambientais e energéticos atuais.

8.1 Jiangsu Xinyi Animal Manure Biogas Project (China)

Esta instalação localizada no Parque Industrial de Xinyi County, na província de Jiangsu, trata 1040 toneladas diárias de resíduos de produção animal e de culturas agrícolas, correspondendo a um investimento de 8,4 M EUR (Figura 19).

O processamento desenvolve-se em quatro digestores mesofílicos verticais de 5000 m³, para um substrato com um teor de sólidos entre 8%-10%, e uma concentração de amónia inferior a 6500 mg L⁻¹.

A purificação do biogás é realizada em duas unidades de dessulfurização biológica e uma química, com redução de 10000 ppm para 20 ppm. O biogás é armazenado num tanque de gás de membrana dupla e utilizado para aquecimento no parque ou, após conversão em biometano (sistema de purificação por membrana), é exportado para a rede de gás natural.

A instalação gera 737 t de digestato líquido por dia, que após um período de armazenamento, é aplicado nos campos agrícolas do parque. A unidade gera ainda anualmente um total de 24000 t de fertilizante agrícola.



Figura 19 Unidade de digestão anaeróbia Jiangsu Xinyi Animal Manure Biogas Project (IEA, 2024).

8.2 Yicheng Biogas Project (China)

A unidade de Hubei Yicheng utiliza como matéria-prima palha de arroz, complementada com resíduos da criação de gado e aves, resíduos de frutas e vegetais e subprodutos da indústria alimentar. Parte do biogás gerado (biometano) é purificado e injetado na rede de gás, sendo o restante utilizado na produção de energia elétrica. O digestato obtido, fibra e lixiviado, são utilizados para melhoria dos solos agrícolas (IEA, 2024).

A instalação possui uma capacidade de armazenamento de 13000 m³ de matéria-prima e é equipada com seis digestores anaeróbios, totalizando cerca de 17000 m³ de volume de fermentação (Figura 20).



Figura 20 Instalação de biogás em Hubei Yicheng (IEA, 2024)

A instalação baseia-se numa tecnologia de digestão anaeróbia em múltiplas etapas, com alta temperatura, alta carga e elevada concentração de sólidos na fermentação (cerca de 17%), permitindo superar os desafios da co-digestão dos diversos substratos.

Está dividida em três módulos independentes:

- Cogeração de energia - com unidades de 800 kW e 637 kW;
- *Upgrading* de biogás - utilizando tecnologia de membrana para produzir 15000 m³ de biometano por dia, parte do qual é injetado na rede de gás;
- Uso do digestato como fertilizante biológico, com uma produção diária de 100 toneladas.

Anualmente, a instalação processa 56000 toneladas de resíduos, gerando 12,25 milhões de m³ de biogás, 5 milhões de m³ de biometano, entre 6,4 e 11,5 GWh de eletricidade, e 30000 toneladas de digestato.

8.3 Lemvig Biogas Plant (Dinamarca)

Esta instalação industrial de biogás localiza-se na Península de Jutlândia, Dinamarca, região conhecida pela criação intensiva de animais (**Figura 21**). Desempenha um papel crucial ao processar materiais biológicos provenientes de agricultores e diversas indústrias, garantindo que resíduos com elevado potencial de produção de biogás sejam adequadamente tratados (<https://lemvigbiogas.com>).



Figura 21 Unidade de biogás de Lemvig, Dinamarca.

Na **Figura 22** pode ser visualizado todo o processo, desde a receção da matéria-prima até ao armazenamento do biogás gerado.

A instalação Lemvig Biogas opera em regime termofílico (53 °C), com 2 estágios em série (1º estágio – volume de 15300 m³; 2º estágio – volume 4100 m³), divididos por 4 reatores anaeróbios, a que se segue uma etapa de higienização (350 m³). A capacidade de armazenamento de biogás é de 49800 m³, dividida por 12 tanques.

A produção de energia elétrica é assegurada por dois motores de cogeração, um Jenbacher 316 e um Caterpillar CG170-16, alimentados a biogás (min 50% CH₄). O motor Jenbacher

possui uma potência elétrica de 836 kW e potência térmica de 968 kW, enquanto o motor Caterpillar tem uma potência elétrica de 1560 kW e potência térmica de 1607 kW (Figura 23).



Figura 22 Unidade de produção de biogás de Lemvig – processo de digestão (<https://lemvigbiogas.com>).

Da energia total produzida somente 11,4% é consumida na unidade de biogás (inclui 1,5 milhões de litro de diesel usados por ano pelos camiões no transporte da biomassa para a unidade, $1 \text{ L}=0,010 \text{ mWh}$), e a energia térmica usada para aquecimento da biomassa corresponde a 7% do biogás produzido.



Figura 23 Motor de cogeração alimentado a biogás, CAT CG170-16 (<https://lemvigbiogas.com>).

O digestato resultante do processo de DA, depois de higienizado, é bombeado através de tubagem para tanques de armazenamento secundários. A partir desses tanques, é distribuído

por camiões-cisterna de vácuo para os tanques de armazenamento dos agricultores, muitos deles localizados nos próprios campos onde a biomassa digerida será aplicada.

8.4 Psyttalia Wastewater Treatment Plant (Grécia)

Esta ETAR é a maior instalação de tratamento de águas residuais na área de Atenas, servindo uma população de 3 M de pessoas, com um caudal afluyente de $760000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, tendo sido construída em duas fases (**Figura 24**).



Figura 24 ETAR de Psyttalia (Grécia).

Para a fase A que abordamos, o processo de digestão das lamas compreende 4 digestores anaeróbios, gerando diariamente 50000 m^3 de biogás (61-65% CH_4), utilizado como combustível numa unidade de cogeração (3 motores de combustão interna), com capacidade para gerar 7,14 MWe e 10,35 MW de energia térmica (BIOEXELL Training Manual, 2004). A energia elétrica é injetada na rede para satisfazer as necessidades energética da ETAR, bem como gerar energia térmica. A energia térmica é usada para aquecer águas que, por meio de permutadores de calor, fornecem o calor necessário para o funcionamento adequado dos digestores (**Figura 25**).

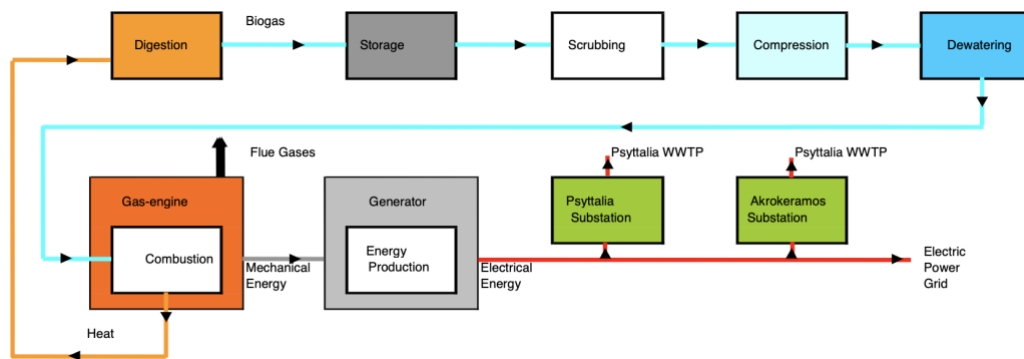


Figura 25 Fluxograma da unidade de digestão e de cogeração da ETAR de Psyttalia (BIOEXELL, 2004).

8.5 Waste Treatment Plant Bassano del Grappa (Roma, Itália)

Esta unidade de tratamento de resíduos sólidos urbanos (RSU), propriedade de um consórcio de municípios da área de Bassano, Roma, foi concebida como um sistema integrado de reciclagem de materiais e de recuperação de energia a partir de resíduos sólidos municipais (BIOEXELL, 2004). Originalmente, a unidade de digestão anaeróbia foi projetada para tratar a fração orgânica dos resíduos sólidos municipais juntamente com as lamas do tratamento do efluente urbano (**Figura 26**). A recolha seletiva de RSU permite que a fração seca (papel, cartão, vidro, plástico e metais) seja enviada diretamente para a reciclagem. Já os resíduos volumosos, outros materiais com elevada fração orgânica e resíduos verdes, juntamente com as lamas do tratamento dos efluentes urbanos, são encaminhados para a instalação de digestão.



Figura 26 Unidade de digestão anaeróbia Bassano del Grappa (BIOEXELL, 2004).

A unidade de DA processa anualmente 32000 t de RSU (fração orgânica), 30000 t de resíduos verdes e 3000 t de lamas. O biogás gerado alimenta dois geradores de 1200 kW, com produção superior a 10000 MWh ano⁻¹ de energia elétrica. A unidade é composta pelos seguintes sistemas:

- Digestores anaeróbios: três unidades, sendo uma destinada à fração orgânica de RSU e lama e duas à fração orgânica proveniente de resíduos verdes;
- Sistema de distribuição de biogás;
- Sistemas de utilização do biogás;
- Sistema de separação do digestato.

O processo de digestão desenvolve-se de acordo com a seguinte sequência:

- Preparação e transporte da mistura para o digestor;
- Digestão em alta densidade, meio com 15-20% de matéria seca;
- Agitação do digestor por lança de biogás;
- Tratamento aeróbio do material digerido.

Os digestores recebem:

- Fração orgânica fresca proveniente da pré-seleção mecânica;
- Fluido de recirculação dos digestores;
- Água residual resultante da compressão do material digerido;
- Lamas biológicas do tratamento de resíduos sólidos urbanos;
- Vapor usado para pré-aquecer a mistura antes de sua entrada nos digestores.

Os dados (base anual) relativos aos materiais a digerir, biogás produzido e potência gerada são os seguintes:

Materiais na entrada:

- | | |
|---|--------|
| ▪ Fração de RSU restante após a triagem na origem | 70,5 t |
| ▪ Subproduto da triagem proveniente de outras plantas | 32,0 t |
| ▪ Fração putrescível de RSU da triagem na origem | 96,0 t |
| ▪ Lamas de esgoto | 9,5 t |

Produção e características do biogás:

- | | |
|----------------------|----------------------------|
| ▪ Quantidade gerada | 23000 Nm ³ |
| ▪ Poder calorífico | 5500 kcal Nm ⁻³ |
| ▪ Conteúdo em metano | 55-70% |

Potência gerada:

- | | |
|------------------------|------------|
| ▪ Quantidade produzida | 19.000 kWh |
|------------------------|------------|

- Conjunto de 2 geradores

motores de 570 kW e 750 kW

9 Desafios e perspetivas na Europa

Prevê-se que em 2050 as reservas de petróleo bruto se possam esgotar, o mesmo acontecendo na década de 2120 e de 2220, às reservas de gás natural e de carvão, respetivamente. Assim, podem restar cerca de 35 anos para substituir o petróleo por outro vetor energético (Chasnyk et al., 2015).

Existem diversas alternativas para realizar esta substituição, incluindo a energia eólica, solar, das ondas, geotérmica e de biomassa. Entre as fontes renováveis, a energia solar destaca-se como a mais potente, enquanto a biomassa se apresenta como a mais estável. Contudo, a energia solar enfrenta desafios, como a produção intermitente e limitada ao período diurno, enquanto a maior procura energética ocorre à noite. Além disso, ainda não se encontrou uma solução eficiente para o armazenamento adequado dessa energia.

Por outro lado, as matérias-primas utilizadas na produção de biogás apresentam uma estabilidade notável, o que faz do hidrogénio e do metano gerados pela fermentação opções bastante promissoras. No caso de o hidrogénio ser utilizado como fonte de energia, as centrais de biogás poderiam garantir um fornecimento constante, capaz de responder à elevada procura energética de forma eficiente.

As centrais de biogás são uma alternativa aos combustíveis fósseis, com o principal objetivo de produzir metano, fonte de energia estável, e um fertilizante eficaz. A digestão anaeróbia antes da metanogénese também gera hidrogénio, que está a ser equacionado como uma potencial fonte de energia para o futuro. Nos Estados Unidos, 95% do hidrogénio é obtido através do processo químico '*Steam Methane Reforming*', que utiliza, contudo, uma quantidade significativamente maior de gás fóssil em comparação com a geração de biogás, e ainda emite de dióxido de carbono como subproduto. À medida que forem superados desafios como o armazenamento, o transporte e o desenvolvimento de células híbridas, as instalações de biogás poderão apostar na produção de hidrogénio como alternativa viável.

Os digestores anaeróbios podem produzir significativamente mais hidrogénio do que os microreatores, cuja principal vantagem é a menor gravidade de eventuais danos. Segundo

Kuzniecov et al. (2020), os microreatores serão a base da produção de hidrogénio na Rússia, embora com capacidade inferior à das centrais de biogás.

O metano gerado na digestão anaeróbia é bastante puro e pode ser utilizado na indústria química. Por exemplo, segundo Nam et al. (2006), pode fazer parte de um processo para obter etileno através de acoplamento oxidativo, eliminando a tradicional dependência do petróleo. Portanto, as unidades de biogás oferecem a possibilidade não apenas de ser uma fonte renovável de energia, mas também uma forma de produzir materiais necessários para as necessidades humanas.

Diversos fatores-chave devem ser tidos em consideração para que ocorra um real desenvolvimento da digestão anaeróbia na Europa.

9.1 Fatores impulsionadores e tendências futuras da Digestão Anaeróbia

Apresenta-se, a seguir, um resumo dos principais motores deste progresso e das tendências futuras.

1. **Políticas Energéticas e Ambientais:** As políticas governamentais, regulamentações e incentivos que favorecem a energia renovável e a sustentabilidade ambiental têm sido um fator importante para o aumento da adoção da digestão anaeróbica (DA). Incluem medidas para reduzir as emissões de carbono, alcançar as metas de energia renovável e promover boas práticas na gestão de resíduos.
2. **Aumento dos custos de energia:** O crescimento dos custos da energia a partir das fontes tradicionais tem incentivado a procura pelo biogás como uma alternativa de energia renovável. A DA apresenta-se como uma solução eficaz para a produção de biogás, ajudando a diminuir a dependência dos combustíveis fósseis.
3. **Gestão de resíduos e reciclagem:** A crescente necessidade de soluções mais eficientes para a gestão de resíduos, especialmente os resíduos orgânicos, está a impulsionar o avanço das tecnologias de DA. A digestão anaeróbica permite

processar resíduos de forma eficaz, gerando energia renovável e criando subprodutos valiosos, como fertilizantes.

4. **Avanços tecnológicos:** O constante progresso em investigação e desenvolvimento está a melhorar a eficiência dos processos de DA. Inovações em sistemas de monitorização, otimização e *design* de digestores, bem como novos usos para o biogás, como em veículos e sistemas de aquecimento, estão a ampliar as possibilidades de aplicação da DA. É necessário ter em conta, contudo: (i) a necessidade de encontrar mercados alternativos para o digestato (horticultura, produção de relva para instalações desportivas, implantação de culturas energéticas, e melhoramento de solos); (ii) a análise de propriedades biofertilizantes, nível de nutrientes e tratamento do biogás; (iii) a avaliação biológica de matérias-primas e misturas
5. **Sistemas descentralizados e instalações em pequena escala:** O crescente interesse por sistemas micro e em pequena escala de DA, destinados a residências individuais ou pequenas empresas, está a aumentar. Esta tendência está em sintonia com a procura por soluções locais e sustentáveis que minimizem as pegadas de carbono.
6. **Economia circular:** O foco crescente na economia circular, onde os resíduos são convertidos em recursos úteis, é um motor adicional para a expansão da DA. De facto, a DA contribui para este modelo ao transformar resíduos orgânicos em energia renovável, biofertilizantes e outros produtos valiosos.
7. **Consciência pública e objetivos ambientais:** A maior consciencialização sobre as questões ambientais e a crescente necessidade de práticas sustentáveis estão a impulsionar investimentos na DA. Tal inclui a adoção de tecnologias DA, não apenas para a produção de energia, mas também para a redução de resíduos e a preservação do meio ambiente.

Tendências Futuras

1. **Integração com outras tecnologias renováveis:** sistemas de digestão anaeróbica (DA) poderão ser integrados com outras fontes de energia renovável, como solar e eólica, formando sistemas híbridos que aumentem a produção de energia e melhorem a eficiência.

2. **Sistemas mais inteligentes e automatizados:** O desenvolvimento de novas tecnologias deverá resultar em sistemas DA mais inteligentes, com capacidade de auto-otimização, melhor desempenho e um controlo mais eficaz da monitorização e manutenção.
3. **Expansão em áreas urbanas e residenciais:** Com a evolução tecnológica, os sistemas de DA tornar-se-ão mais versáteis, adequando-se aos ambientes urbanos e residenciais, permitindo a instalação de soluções em pequena escala, tanto em casas individuais como em sistemas comunitários.
4. **Maior foco em produtos de valor acrescentado:** Os próximos avanços na DA podem direccionar-se para a valorização superior dos resíduos, como a produção de químicos bio-baseados ou fertilizantes avançados, ampliando o alcance da produção para além do biogás.
5. **Expansão global:** Com a melhoria da eficiência e redução de custos das tecnologias DA, é esperado que a adoção mundial se expanda, especialmente em países em desenvolvimento, que dispõem de grandes quantidades de resíduos orgânicos e necessidades energéticas.

9.2 Digestão anaeróbia vs recursos humanos

Embora a digestão anaeróbia (DA) seja vista como uma tecnologia simples, o processo e a operação de uma instalação são complexos, exigindo um bom entendimento para otimizar seu funcionamento. Operadores pouco experientes assumem que a tecnologia é fácil e que a unidade pode funcionar de forma quase autónoma, mas isso não é verdade. A gestão e o controlo adequados são essenciais para alcançar os resultados esperados, mas frequentemente surgem problemas técnicos, como falhas em sistemas de TI e bombas. A DA exige, portanto, colaboradores com competências adequadas, o que estimula a necessidade de novos padrões de educação e formação profissional. Embora algumas iniciativas de formação estejam em curso, o rápido crescimento do setor torna essa necessidade ainda mais urgente.

Engenheiros de processos devem assumir a responsabilidade pelo desenvolvimento e documentação dos processos, bem como na automação das instalações de digestão

anaeróbia. Geralmente, estas funções exigem formação superior em engenharia química ou de processos, além de competências técnicas na conceção e implementação de sistemas de controlo automatizado em unidades industriais.

10 Conclusões

A digestão anaeróbia, apesar de ser um setor de nicho, está em franco crescimento e apresenta um grande potencial para criar “empregos verdes” e produzir energia renovável, contribuindo para a construção de um futuro mais sustentável.

A partir de diversos tipos de biomassa, dada a sua versatilidade e abundância, pode produzir-se energia mediante diferentes rotas, incluindo fermentação e digestão anaeróbia.

A análise de fatores como a natureza do digestor, o pH, a temperatura, a composição dos resíduos, a carga orgânica, o tempo de retenção, a mistura, o tamanho das partículas dos resíduos, a relação C/N, o pré-tratamento, o custo e o teor de humidade é fundamental para o desenvolvimento de um processo de digestão anaeróbia sustentável e competitivo em termos de custo. Estes elementos são essenciais para garantir a eficiência dos digestores, maximizando o seu desempenho ambiental e económico.

É evidente a necessidade de continuar a investigação para melhorar os sistemas de digestão anaeróbia e criar digestores mais eficientes e sustentáveis, capazes de tratar diversos tipos de resíduos. Embora os sistemas de 2 estágios apresentem bons resultados na biodegradação, os sistemas de estágio único também são essenciais, especialmente na recuperação de energia.

O tratamento anaeróbio de águas residuais tem-se destacado como uma das principais tecnologias de tratamento, especialmente para efluentes industriais. O aumento do número de unidades em grande escala evidencia os benefícios e a popularidade crescente desta tecnologia. Contudo, ainda há a necessidade de desenvolver novas tecnologias e aprimorar as existentes, como mostram os diversos estudos que têm vindo a ser realizados.

A digestão anaeróbia demonstrou ser uma alternativa viável para o tratamento da fração orgânica dos RSU. Em muitos casos, é a solução preferida para a fase intensiva do tratamento

biológico, sendo que, em diversos países, a maioria das instalações de compostagem ou tratamento mecânico-biológico já inclui uma etapa de DA.

O custo de produção de biogás varia, dependendo do tipo de matéria-prima, e é difícil competir com os preços do gás natural em muitas partes do globo. Para tornar o biogás mais competitivo, é necessário desenvolver tecnologias que aumentem o teor de metano, melhorando sua viabilidade econômica e energética.

A digestão anaeróbia, apesar de aparentar ser uma tecnologia simples, envolve processos complexos que exigem uma compreensão aprofundada para garantir a eficiência das instalações. Os técnicos que prestam apoio ao setor devem ser altamente versáteis e possuir múltiplas competências.

As políticas e os apoios financeiros para a produção de biogás têm seguido caminhos diferentes, adaptando-se às características de cada país. Essas políticas e apoios dependem da infraestrutura energética e industrial dos países, bem como das suas metas para energia limpa, combate às alterações climáticas e gestão de resíduos.

Os relatórios da *International Energy Agency* destacam o crescente interesse pelo setor, revelando avanços técnicos e inovações promissoras no biogás, com projetos que vão desde a produção de CO₂ de grau alimentar até o desenvolvimento de combustível verde para a aviação.

11 Referências

- Abbasi, T., Tauseef, S., Abbasi, S. A. (2011). Biogas energy. In Springer Briefs in Environmental Science. New York, NY: Springer Science and Business Media.
- Abbasi, T., Tauseef, S.M., Abbasi, S.A. (2012). A Brief History of Anaerobic Digestion and “Biogas”. In: Biogas Energy. SpringerBriefs in Environmental Science, vol 2. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-1040-9_2
- Achinas, S., Euverink, G. J. M. (2016). Theoretical analysis of biogas potential prediction from agricultural waste. *Resources, Efficiency and Technology*, 2(3), 143–147. <http://dx.doi.org/10.1016/j.reffit.2016.08.001>

- Akinbomi, J. G., Patinvoh, R.J., Taherzadeh, M.J. (2022). Current challenges of high-solid anaerobic digestion and possible measures for its effective applications: a review. *Biotechnol Biofuels*, 15, 52. <https://doi.org/10.1186/s13068-022-02151-9>
- Alencar, L. C. (2017). Potencial Bioquímico da Produção de Metano da Fração Biodegradável dos Resíduos Sólidos Urbanos de Campinas – SP. Dissertação de Mestrado em Química, Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), 107 p.
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), & Water Environment Federation (WEF). (2022). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (24^a ed.). Washington, DC: American Public Health Association.
- Amin, F. R., Khalid, H., Zhang, H., Rahman, S. U., Zhang, R., Liu, G., Chen, C. (2017). Pretreatment methods of lignocellulosic biomass for anaerobic digestion. *AMB Express*, 7(1), 72. <https://doi.org/10.1186/s13568-017-0375-4>
- Angelonidi, E., Smith, S. R. (2015). A comparison of wet and dry anaerobic digestion processes for the treatment of municipal solid waste and food waste. *Water and Environment Journal*, 29(4), 549–557. <https://doi.org/10.1111/wej.12130>
- Antonopoulou, G., Stamatelatou, K., Lyberatos, G. (2010). Exploitation of rapeseed and sunflower residues for methane generation through anaerobic digestion: The effect of pretreatment. *Chemical Engineering Transactions*, 20, 253–258. <https://doi.org/10.3303/CET1020043>
- Ariunbaatar, J., Panico, A., Esposito, G., Pirozzi, F., Lens, P. N. L. (2014). Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. *Applied Energy*, 123, 143–156. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.02.035>
- Aslanzadeh, S., Rajendran, K., Jeihanipour, A., Taherzadeh, M. J. (2013). The effect of effluent recirculation in a semi-continuous two-stage anaerobic digestion system. *Energies*, 6(6), 2966–2981. <https://doi.org/10.3390/en6062966>
- Aslanzadeh, S., Rajendran, K., Taherzadeh, M. J. (2014). A comparative study between single- and two-stage anaerobic digestion processes: Effects of organic loading rate and hydraulic retention time. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 95(A), 181–184. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.06.008>
- Asman, M., Ishfaq, M. T., Malik, S. R., Ishfaq, B., Iqbal, M. (2014). Effects of temperature, pH, and steeping time on the extraction of starch from Pakistani rice. *International Journal of Scientific and Engineering Research*, 5(6), 877–892.
- Behrens, M., Peuckert, J., Meeusen, M. (2014). Review on standards for biogasification: Opening bio-based markets via standards, labelling and procurement. IEEE: Gent, Belgium.

- Nam, K., Kim, D., Yoo, P., Chiang, C., Meethong, N., Hammond, P., Chiang, Y., Belcher, A. (2006). Virus-enabled synthesis and assembly of nanowires for lithium ion battery electrodes. *Science*, 312(5775), 885-888. <https://doi.org/10.1126/science.1122716>
- Bernal-Lugo, I., Hernandez, C. J., Gimeno, M., Montiel, C. C., Cruz, F. R., Velasco, O. (2019). Highly eficiente single-step pretreatment to remove lignin and hemicellulose from softwood. *Bioresources*, 14(2), 3567-3577.
- BIOEXELL-European Biogas Centre of Excellence (2004). Training Manual. https://lemvigbiogas.com/PDF/Bioexcell_manual.pdf acedido em 13.12.2024.
- Biswal, B., Huang, H., Dai, J., Chen, G.-H., Wu, D. (2020). Impact of low-thermal pretreatment on physicochemical properties of saline waste activated sludge, hydrolysis of organics, and methane yield in anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 297, 122423. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122423>
- Brakel, J. (1980). Small scale anaerobic digesters (biogas plants): a critical review of the pre-1970s. Delft, The Netherlands: Delft University Press.
- Buan, N. R. (2018). Methanogens: Pushing the boundaries of biology. *Emerging Topics in Life Sciences*, 2(4), 629–646. <https://doi.org/10.1042/etls20180031>
- Buswell, A. M., Mueller, H. F. (1952). Mechanism of methane fermentation. *Industrial & Engineering Chemistry*, 44(3), 550–552. <https://doi.org/10.1021/ie50507a033>
- Cartes, J., Neumann, P., Hospido, A., Vidal, G. (2018). Life cycle assessment of management alternatives for sludge from sewage treatment plants in Chile: Does advanced anaerobic digestion improve environmental performance compared to current practices? *Journal of Materials Cycles and Waste Management*, 20(4), 1530–1540. <https://doi.org/10.1007/s10163-018-0714-9>
- Caruso, M.C., Braghieri, A., Capece, A., Napolitano, F., Romano, P., Galgano, F., Altieri, G., Genovese, F. (2019). Recent updates on the use of agro-food waste for biogas production. *Appl. Sci.*, 9, 1217. <https://doi.org/10.3390/app9061217>
- Cavaleiro, A. J., Alves, J. I., Salvador, A. F., Stams, A. J. M., Pereira, M. A., & Alves, M. M. (2023). The microbiology of the biogas process. *Frontiers in Microbiology*, 14, 1235624. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1235624>
- Cesaro, A.; Belgiorno, V. (2014). Pretreatment methods to improve anaerobic biodegradability of organic municipal solid waste fractions. *Chemical Engineering Journal*, 240, 24–37. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.11.055>
- Chasnyk, O., Sołowski, G., & Shkarupa, O. (2015). Historical, technical and economic aspects of biogas development: Case of Poland and Ukraine. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 52, 227-239. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.122>

- Chen, Y.G., Liu, H., Zheng, X., Wang, X., Wu, J. (2017). New method for enhancement of bioenergy production from municipal organic wastes via regulation of anaerobic fermentation process. *Applied Energy*, 196, 190–198. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.01.100>
- Chernicharo, C. A. L. (2007). *Anaerobic reactors*. (Vol. 4). Londres: IWA Publishing.
- Chua, K. H., Cheah, W. L., Tan, C. F., Leong, Y. P. (2013). Harvesting biogas from wastewater sludge and food waste. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 16, 012064. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/16/1/012064>
- Cuetos, M. J., Fernandez, C., Gomez, X., Moran, A. (2011). Anaerobic co-digestion of swine manure with energy crop residues. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 16(5), 1044–1052. <https://doi.org/10.1007/s12257-011-0117-4>
- De Baere, L., Mattheeuws, B. (2014). Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste in Europe – Status, experience and prospects. In K. J. Thomé-Kozmienski & S. Thiel (Eds.), *Waste Management, Vol. 3: Recycling and Recovery* (pp. 517–526).
- Díaz, J., Pereda Reyes, I., Lundin, M., Sárvári Horváth, I. (2011). Co-digestion of different waste mixtures from agro-industrial activities: Kinetic evaluation and synergetic effects. *Bioresource Technology*, 102(23), 10834-10840. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.09.031>
- Díaz, J., Pereda-Reyes, I., Taherzadeh, M.J., Sárvári-Horváth, I., Lundin, M. (2014). Anaerobic co-digestion of solid slaughterhouse wastes with agro-residues: Synergistic and antagonistic interactions determined in batch digestion assays. *Chemical Engineering Journal*, 245, 89-98. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.02.008>
- Duan N, Dong B, Wu B, Dai X. (2012). High-solid anaerobic digestion of sewage sludge under mesophilic conditions: Feasibility study. *Bioresour. Technol.*, 104, 150-156. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.10.034>
- Esposito, G., Frunzo, L., Panico, A., & Pirozzi, F. (2012). Enhanced biomethane production from co-digestion of different organic wastes. *Environmental Technology*, 33(24), 2733-2740. <https://doi.org/10.1080/09593330.2012.676077>
- Fagbohunbe, M., Dodd, I. C., Herbert, B. J., Li, H., Ricketts, L., Semple, K. T. (2015). High solid anaerobic digestion: Operational challenges and possibilities. *Environmental Technology & Innovation*, 4, 268–284. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2015.09.003>
- Ferrer, I., Ponsá, S., Vázquez, F., Font, X. (2008). Increasing biogas production by thermal (70 °C) sludge pre-treatment prior to thermophilic anaerobic digestion. *Biochemical Engineering Journal*, 42(2), 186–192. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2008.06.020>
- Getabalew, M., Alemneh, T., Bzuneh, E. (2020). Review on methanogenesis and its role. *World Journal of Agriculture and Soil Science*, 6(1), 1–7.

- Gu, Y. M., Kim, H., Sang, B.-I., Lee, J. H. (2018). Effects of water content on ball milling pretreatment and the enzymatic digestibility of corn stover. *Water-Energy Nexus*, 1(1), 61–65. <https://doi.org/10.1016/j.wen.2018.07.002>
- Gu, Y., Chen, X., Liu, Z., Zhou, X., Zhang, Y. (2014). Effect of inoculum sources on the anaerobic digestion of rice straw. *Bioresource Technology*, 158, 149–155. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.02.011>
- Guo, Y.C., Dai, Y., Bai, Y.X., Li, Y.H., Fan, Y.T., Hou, H.W. (2014). Co-producing hydrogen and methane from higher-concentration of corn stalk by combining hydrogen fermentation and anaerobic digestion. *International Journal of Hydrogen Energy*, 39(26), 14204–14211. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijhydene.2014.02.089>
- Hameed, S. A., Riffat, R., Li, B., Naz, I., Badshah, M., Ahmed, S., Ali, N. (2019). Microbial population dynamics in temperature-phased anaerobic digestion of municipal wastewater sludge. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 94(6), 1816–1831. <https://doi.org/10.1002/jctb.5955>
- Hartmann, H., Ahring, B. K. (2006). Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: An overview. *Water Science and Technology*, 53(8), 7–22. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.231>
- Hayyat, U., Khan, M.U., Sultan, M., Zahid, U., Bhat, S.A., Muzamil, M. A. (2024). Review on Dry Anaerobic Digestion: Existing Technologies, Performance Factors, Challenges, and Recommendations. *Methane*, 3, 33–52. <https://doi.org/10.3390/methane3010003>
- Hendriks, A. M., Zeeman, G. (2009). Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass: A review. *Bioresource Technology*, 100(1), 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.05.027>
- Ho, D.P., Jensen, P.D., Batstone, D.J. (2013). Methanosarcinaceae and acetate-oxidizing pathways dominate in high-rate thermophilic anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 79(20), 6491–6500. <https://doi.org/10.1128/aem.01730-13>
- IEA Bioenergy Task 37 (2022). A perspective on the state of the biogas industry from selected member countries of IEA Bioenergy Task 37. <http://task37.ieabioenergy.com/country-reports.html> (acesso em 24.11.2024).
- IEA Bioenergy Task 37 (2024). A perspective on the state of the biogas industry in 12 member countries of IEA Bioenergy Task 37. <https://www.ieabioenergy.com/blog/publications/state-of-the-biogas-industry-in-12-member-countries-of-iea-bioenergy-task-37/> (acesso em 09.12.2024).
- Jain, S., Jain, S., Wolf, I.T., Lee, J., Tong, Y.W. (2015). A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 52, 142–154. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.091>

- Janesch, E., Pereira, J., Neubauer, P., Junne, S. (2021). Phase separation in anaerobic digestion: A potential for easier process combination? *Frontiers in Chemical Engineering*, 3, 711971. <https://doi.org/10.3389/fceng.2021.711971>
- Johnson, A., Chen, Y., Singh, A., Lee, H., Kaya, M. (2022). A Review of Recent Advances in Spent Coffee Grounds Upcycle Technologies and Practices. *Frontiers in Chemical Engineering*, 4, 838605. <https://doi.org/10.3389/fceng.2022.838605>
- Kalogiannis, A.; Diamantis, V.; Eftaxias, A.; Stamatelatou, K. Long-Term Anaerobic Digestion of Seasonal Fruit and Vegetable Waste Using a Leach-Bed Reactor Coupled to an Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor. *Sustainability* 2024, 16, 50. <https://doi.org/10.3390/su16010050>
- Kavitha, S., Rajesh Banu, J., Vinoth Kumar, J., Rajkumar, M. (2016). Improving the biogas production performance of municipal waste-activated sludge via combined pretreatment techniques. *Bioresource Technology*, 219, 90–98. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.02.034>
- Kim, D. H., Cha, J., Lee, M. K., Kim, H. W., Kim, M. S. (2013). Prediction of bio-methane potential and two-stage anaerobic digestion of starfish. *Bioresource Technology*, 141, 184–190. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.02.065>
- Kim, J. S., Lee, Y. Y., Kim, T. H. (2016). A review on alkaline pretreatment technology for bioconversion of lignocellulosic biomass. *Bioresource Technology*, 199, 42–48. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.085>
- Kim, S. G. (2010). System for separation of oil and sludge from food waste leachate. Korea Patent No. 10-2010-0053719.
- Klass D. (1998). Biomass for renewable energy, fuels, and chemicals. Elsevier Science.
- Kor-Bicakci, G., Eskicioglu, C. (2019). Recent developments on thermal municipal sludge pretreatment technologies for enhanced anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 110, 423–443. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.05.002>
- Koster, I. W., & Lettinga, G. (1988). Anaerobic digestion at extreme ammonia concentrations. *Biological Wastes*, 25, 51–59. [https://doi.org/10.1016/0269-7483\(88\)90127-9](https://doi.org/10.1016/0269-7483(88)90127-9)
- Kothari, R.A., Pandey, A.K., Kumar, S., Tyagi, V.V., Tyagi, S.K. (2014). Different Aspects of Dry Anaerobic Digestion for Bio-energy: An Overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 39, 174–195. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.011>
- Kratky, L., Jirout, T. (2011). Biomass size reduction machines for enhancing biogas production. *Chemical Engineering and Technology*, 34(3), 391–399. <https://doi.org/10.1002/ceat.201000357>
- Kuo, J., Dow, J. (2017). Biogas production from anaerobic digestion of food waste and relevant air quality implications. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 67(9), 1000–1011. <https://doi.org/10.1080/10962247.2017.1316326>

- Labatut, R. A., Angenent, L. T., Scott, N. R. (2011). Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource Technology*, 102(3), 2255–2264. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.035>
- Lavagnolo, M. C., Girotto, F., Rafieenia, R., Danieli, L., Alibardi, L. (2018). Two-stage anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste—Effects of process conditions during batch tests. *Renewable Energy*, 126, 14–20. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.03.039>
- Lee, J.T.E., Khan, M.U., Dai, Y., Tong, Y.W., Ahring, B.K. (2021). Influence of wet oxidation pretreatment with hydrogen peroxide and addition of clarified manure on anaerobic digestion of oil palm empty fruit bunches. *Bioresource Technology*, 332, 125033. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125033>
- Li, L., Peng, X., Wang, X., Wu, D. (2018). Anaerobic digestion of food waste: A review focusing on process stability. *Bioresource Technology*, 248, 20–28. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.012>
- Lindner, J., Zielonka, S., Oechsner, H., Lemmer, A. (2015). Effect of different pH-values on process parameters in two-phase anaerobic digestion of high-solid substrates. *Environmental Technology*, 36(2), 198–207. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.941944>
- Liu, E.K., He, W.Q., Yan, C.R. (2014). ‘White Revolution’ to ‘White Pollution’—Agricultural plastic film mulch in China. *Environmental Research Letters*, 9(9), 091001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/9/091001>
- Liu, X., Wang, W., Gao, X., Zhou, Y., Shen, R. (2012). Effect of thermal pretreatment on the physical and chemical properties of municipal biomass waste. *Waste Management*, 32(2), 249–255. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.027>
- Lobato, A., Cuetos, M., Gómez, X., Morán, A. (2014). Improvement of biogas production by co-digestion of swine manure and residual glycerine. *Biofuels*, 1(1). <https://doi.org/10.4155/BFS.09.2>
- Mamimin, C., Probst, M., Gómez-Brandón, M., Podmirseg, S. M., Insam, H., Reungsang, A., O-Thong, S. (2019). Trace metals supplementation enhanced microbiota and biohythane production by two-stage thermophilic fermentation. *International Journal of Hydrogen Energy*, 44(6), 3325–3338. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.09.065>
- Mao, C., Feng, Y., Wang, X., Ren, G. (2015). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, 540–555. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>
- Marić, A.-K., Sudar, M., Findrik Blažević, Z., Vuković Domanovac, M. (2024). Methanogenesis—General principles and application in wastewater remediation. *Energies*, 17(21), 5374. <https://doi.org/10.3390/en17215374>

- Mattheeuws, B., Baere, L. D. (2011). State of the art of anaerobic digestion of municipal solid waste in Europe. *Moving Toward Sustainable Resource Management*, 2–7.
- Meegoda, J. N., Li, B., Patel, K., & Wang, L. B. (2018). A review of the processes, parameters, and optimization of anaerobic digestion. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(10), 2224. <https://doi.org/10.3390/ijerph15102224>
- Mehariya, S., Patel, A. K., Obulisamy, P. K., Punniyakotti, E., Wong, J. W. C. (2018). Co-digestion of food waste and sewage sludge for methane production: Current status and perspective. *Bioresource Technology*, 265, 519–531. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.030>
- Menardo, S., Cacciatore, V., Balsari, P. (2015). Batch and continuous biogas production arising from feed varying in rice straw volumes following pre-treatment with extrusion. *Bioresource Technology*, 180, 154–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.104>
- Metcalf, L., & Eddy, H. P. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and reuse* (5th ed.). McGraw-Hill Education.
- Millati, R., Wikandari, R., Ariyanto, T., Putri, R. U., & Taherzadeh, M. J. (2020). Pretreatment technologies for anaerobic digestion of lignocelluloses and toxic feedstocks. *Bioresource Technology*, 304, 122998. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122998>
- Moestedt, J., Nordell, E., Hallin, S., Schnürer, A. (2016). Two-stage Anaerobic Digestion for Reduced Hydrogen Sulphide Production. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 91, 1055–1062. <http://doi.org/10.1002/jctb.4682>
- Monte, M. M. (2010). Contributo para o estudo da valorização energética de biogás em estações de tratamento de águas residuais (Dissertação de mestrado). Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Lisboa, Portugal.
- Nakakubo, R., Møller, H. B., Nielsen, A. M., Matsuda, J. (2008). Ammonia inhibition of methanogenesis and identification of process indicators during anaerobic digestion. *Environmental Engineering Science*, 25(10), 1487-1496. <https://doi.org/10.1089/ees.2007.0282>
- Nasr, N., Elbeshbishy, E., Hafez, H., Nakhla, G., & El Naggar, M. H. (2012). Comparative assessment of single-stage and two-stage anaerobic digestion for the treatment of thin stillage. *Bioresource Technology*, 111, 122–126. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.019>
- Neves, L., Oliveira, R., Alves, M. M. (2009). Co-digestion of cow manure, food waste and intermittent input of fat. *Bioresource Technology*, 100(6), 1957–1962. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.10.030>

- Patil, P. N., Gogate, P. R., Csoka, L., Drégelyi-Kiss, Á., Horvath, M. (2016). Intensification of biogas production using pretreatment based on hydrodynamic cavitation. *Ultrasonics Sonochemistry*, 30, 79–86. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2015.11.009>
- Paritosh, K., Kushwaha, S. K., Yadav, M., Pareek, N., Chawade, A., Vivekanand, V. (2017). Food Waste to Energy: An Overview of Sustainable Approaches for Food Waste Management and Nutrient Recycling. *BioMed Research International*, 2017, Article 2370927. <https://doi.org/10.1155/2017/2370927>
- Paudel, S. R., Banjara, S. P., Choi, O. K., Park, K. Y., Kim, Y. M., Lee, J. W. (2017). Pretreatment of agricultural biomass for anaerobic digestion: Current state and challenges. *Bioresour Technol*, 245, 1194–1205. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.182>
- Rabii, A., Aldin, S., Dahman, Y., Elbeshbishy, E. (2019). A review on anaerobic co-digestion with a focus on the microbial populations and the effect of multi-stage digester configuration. *Energies*, 12(6), 1106. <https://doi.org/10.3390/en12061106>
- Ramos-Suárez, J., Arroyo, N. C., González-Fernández, C. (2015). The role of anaerobic digestion in algal biorefineries: Clean energy production, organic waste treatment, and nutrient loop closure. In B. Singh, K. Bhaskar, & F. Baweja (Eds.), *Algae and environmental sustainability* (pp. 53–76). Springer.
- Raposo, F., Fernández-Cegrí, V., De la Rubia, M., Borja, R., Béline, F., Cavinato, C., Demirer, G., Fernández, B., Fernández-Polanco, M., & Frigon, J. (2011). Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: Evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 86(8), 1088–1098. <https://doi.org/10.1002/jctb.2622>
- Rapport, J., Zhang, R., Jenkins, B. M., Williams, R. B. (2008). Current anaerobic digestion technologies used for treatment of municipal organic solid waste. In California Environmental Protection Agency. California: California Integrated Waste Management Board.
- Reungsang, A., Sittijunda, S., Sreela, C. (2016). Methane production from acidic effluent discharged after the hydrogen fermentation of sugarcane juice using batch fermentation and UASB reactor. *Renewable Energy*, 86, 1224–1231. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2015.09.051>
- Salsali, H., Parker, W., Sattar, S. (2005). Influence of staged operation of mesophilic anaerobic digestion on microbial reduction. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 51-60, 4571-4586.
- Saratale, R. G., Kumar, G., Banu, R., Xia, A., Sivagurunathan, P., & Saratale, G. D. (2018). A critical review on anaerobic digestion of microalgae and macroalgae and co-digestion of biomass for enhanced methane generation. *Bioresour Technol*, 262, 319–332. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.030>

- Sarker, S., Lamb, J. J., Hjelme, D. R., Lien, K. M. (2019). A review of the role of critical parameters in the design and operation of biogas production plants. *Applied Sciences*, 9(9), 1915. <https://doi.org/10.3390/app9091915>
- Schievano, A., Tenca, A., Scaglia, B., Adani, F., Carrer, A. (2012). Two-stage vs. single-stage thermophilic anaerobic digestion: Comparison of energy production and biodegradation efficiencies. *Environmental Science & Technology*, 46(15), 8502–8510. <https://doi.org/10.1021/es301376n>
- Schön, M. (2010). Numerical modelling of anaerobic digestion processes in agricultural biogas plants. Innsbruck: Innsbruck University Press.
- Seiple, T. E., Coleman, A. M., & Skaggs, R. L. (2017). Municipal wastewater sludge as a sustainable bioresource in the United States. *Journal of Environmental Management*, 197, 673–680. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.032>
- Shen, Y., Linville, J. L., Urgan-Demirtas, M., Mintz, M. M., & Snyder, S. W. (2015). An overview of biogas production and utilization at full-scale wastewater treatment plants (WWTPs) in the United States: Challenges and opportunities towards energy-neutral WWTPs. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 50, 346–362. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.05.058>
- Shete, B.S., Shinkar, N.P. (2017). Anaerobic digestion of dairy industry waste water – biogás evolution – a review. *International Journal of Applied Environmental Sciences*, 12(6), 1117-1130.
- Siddique, M. N. I., Wahid, Z. A. (2018). Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. *Journal of Cleaner Production*, 194, 359-371. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.155>
- Singh, P., Suman, A., Tiwari, P., Arya, N., Gaur, A., Shrivastava, A. K. (2008). Biological pretreatment of sugarcane trash for its conversion to fermentable sugars. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 24(5), 667–673. <https://doi.org/10.1007/s11274-007-9530-4>
- Singh, R., Hans, M., Kumar, S, Yadav, Y. (2023). Thermophilic Anaerobic Digestion: An Advancement towards Enhanced Biogas Production from Lignocellulosic Biomass. *Sustainability*, 15(3), 1859. <https://doi.org/10.3390/su15031859>
- Sun, M., Xiao, K., Zhu, Y., Ou, B., Yu, W., Liang, S., Hou, H., Yuan, S., Gan, F., Mi, R. (2022). Deciphering the role of microplastic size on anaerobic sludge digestion: Changes of dissolved organic matter, leaching compounds, and microbial community. *Environmental Research*, 214, 114032. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114032>
- Tabesh, M., Feizee Masooleh, M., Roghani, B., Motevallian, S. S. (2019). Life-cycle assessment (LCA) of wastewater treatment plants: A case study of Tehran, Iran. *International Journal of Civil Engineering*, 17(8), 1155–1169. <https://doi.org/10.1007/s40999-018-0375-z>

- Taherdanak, M., Zilouei, H., Karimi, K. (2016). The influence of dilute sulfuric acid pretreatment on biogas production from wheat plant. *International Journal of Green Energy*, 13(11), 1129–1134. <https://doi.org/10.1080/15435075.2016.1175356>
- Tasnim, F., Iqbal, S. A., Chowdhury, A. R. (2017). Biogas production from anaerobic co-digestion of cow manure with kitchen waste and water hyacinth. *Renewable Energy*, 109, 434-439. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.03.044>
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R., Metcalf & Eddy, Inc. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery* (5th ed.). New York: McGraw-Hill Higher Education. ISBN: 9780073401188.
- Teixeira, J. A., Fonseca, M. M., Vicente, A. (2007). *Reactores biológicos: Fundamentos e aplicações*. Lidel.
- Thungklin, P., Sittijunda, S., & Reungsang, A. (2018). Sequential fermentation of hydrogen and methane from steam-exploded sugarcane bagasse hydrolysate. *International Journal of Hydrogen Energy*, 43(21), 9924–9934. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.04.056>
- Trzcinski, A. P., David, C. S. (2017). Microbial biomethane from solid wastes: Principles and biotechnological processes. In F. D. Harzevili & S. Hilgsmann (Eds.), *Microbial fuels* (pp. 77–151). CRC Press.
- U.S. Environmental Protection Agency. (2018). *Inventory of U.S. greenhouse gas emissions and sinks: 1990-2016*. Washington, DC, USA.
- USEPA. (2009). *Municipal solid waste generation, recycling and disposal in the United States: Facts and figures for 2009*. Washington, DC, USA: United States Environmental Protection Agency.
- Van, D. P., Fujiwara, T., Leu Tho, B., Song Toan, P. P., Hoang Minh, G. (2020). A Review of Anaerobic Digestion Systems for Biodegradable Waste: Configurations, Operating Parameters, and Current Trends. *Environ. Eng. Res.*, 25, 1–17. <http://doi.org/10.4491/eer.2018.334>
- van Lier, J. B., Mahmoud, N., Zeeman, G. (2008). Anaerobic wastewater treatment. In M. Henze, M. van Loosdrecht, G. Ekama, & D. Brdjanovic (Eds.), *Biological wastewater treatment: Principles, modelling and design* (pp. 415–456). London, UK: IWA Publishing.
- Veeken, A. H. M., & Hamelers, B. V. M. (2000). Effect of substrate-seed mixing and leachate recirculation on solid state digestion of biowaste. *Water Science and Technology*, 41, 255–262. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0223>
- Veeken, A., Kalyuzhnyi, S., Scharff, H., Hamelers, B. (2000). Effect of pH and VFA on hydrolysis of organic solid waste. *Journal of Environmental Engineering*, 126, 1076–1081. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2000\)126:12\(1076\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2000)126:12(1076))

- Viana, M. B., Freitas, A. V., Leitão, R. C., Pinto, G. A. S., Santaella, S. T. (2012). Anaerobic digestion of crude glycerol: A review. *Environmental Technology Reviews*, 1(1), 81–92. <https://doi.org/10.1080/09593330.2012.692723>
- Vijayaraghavan, K., Varma, V. S., Kamala Nalini, S. P. (2012). Hydrogen generation from biological solid waste of milk processing effluent treatment plant. *International Journal of Current Trends and Resources*, 1, 17–23. http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1906_47954847
- Xia, Y., Massé, D. I., McAllister, T. A., Beaulieu, C., Ungerfeld, E. (2012). Anaerobic digestion of chicken feather with swine manure or slaughterhouse sludge for biogas production. *Waste Management*, 32(3), 404–409. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.024>
- Xu, J. (2015). Microwave pretreatment. In Pandey, A., Negi, S., Binod, P., & Larroch, C. (Eds.), *Pretreatment of biomass processes and technologies* (1st ed., pp. 157–172). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800080-9.00009-8>
- Wagner, A.O., Lackner, N., Mutschlechner, M., Prem, E.M., Markt, R., Illmer, P. (2018). Biological pretreatment strategies for second-generation lignocellulosic resources to enhance biogas production. *Energies*, 11, 1797. <https://doi.org/10.3390/en11071797>
- Walker, M., Iyer, K., Heaven, S., Banks, C. J. (2011). Ammonia removal in anaerobic digestion by biogas stripping: An evaluation of process alternatives using a first-order rate model based on experimental findings. *Chemical Engineering Journal*, 178, 138–145. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.10.027>
- Wan, J. J., Jing, Y. H., Rao, Y., Zhang, S. C., Luo, G. (2018). Thermophilic Alkaline Fermentation Followed by Mesophilic Anaerobic Digestion for Efficient Hydrogen and Methane Production from Waste-Activated Sludge: Dynamics of Bacterial Pathogens as Revealed by the Combination of Metagenomic and Quantitative PCR Analyses. *Applied and Environmental Microbiology*, 84(14). <https://doi.org/10.1128/aem.02632-17>
- Wang, L.H., Wang, Q., Cai, W., Sun, X. (2012). Influence of mixing proportion on the solid-state anaerobic co-digestion of distiller's grains and food waste. *Biosystems Engineering*, 112(2), 130-137. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2012.03.006>
- Wang, X., Yang, G., Feng, Y., Ren, G., Han, X. (2012). Optimizing feeding composition and carbon-nitrogen ratios for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure, and wheat straw, 120, 78–83. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.058>
- Woese, C. R., Fox, G. E. (1977). Phylogenetic structure of the prokaryotic domain: The primary kingdoms. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 74(11), 5088–5090. <https://doi.org/10.1073/pnas.74.11.5088>
- Wojcieszak, D., Przybył, J., Mazurkiewicz, J., Janczak, D., Zaborowicz, M. (2018). Modern energy and power sources increasing the energy value of corn stover used in biogas plant without pre-processing. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM*, 18, 495–501.

- Wu, L. J., Kobayashi, T., Li, Y. Y., Xu, K. Q. (2015). Comparison of single-stage and temperature-phased two-stage anaerobic digestion of oily food waste. *Energy Conversion and Management*, 106, 1174–1182. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2015.10.059>
- Wu, J., Hu, Y., Wang, S., Cao, Z., Li, H., Fu, X., Wang, K., Zuo, J. (2017). Effects of thermal treatment on high solid anaerobic digestion of swine manure: enhancement assessment and kinetic analysis. *Waste Management*, 62, 69-75. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2017.02.022>
- Yan, P., Shi, H. X., Chen, Y. P., Gao, X., Fang, F., Guo, J. S. (2020). Optimization of recovery and utilization pathway of chemical energy from wastewater pollutants by a net-zero energy wastewater treatment model. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 133, 110160. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110160>
- Yuan, T. G., Bian, S. W., Ko, J. H., Wu, H. N., Xu, Q. Y. (2019). Enhancement of hydrogen production using untreated inoculum in two-stage food waste digestion. *Bioresource Technology*, 282, 189–196. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.020>
- Yen, H. W., Brune, D. E. (2007). Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane. *Bioresource Technology*, 98(1), 130-134. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.11.010>
- You, Z., Pan, S.-Y., Sun, N., Kim, H., Chiang, P.-C. (2019). Enhanced corn-stover fermentation for biogas production by NaOH pretreatment with CaO additive and ultrasound. *Journal of Cleaner Production*, 238, 117813. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117813>
- Zhang, B., Zhang, L. L., Zhang, S. C., Shi, H. Z., Cai, W. M. (2005). The influence of pH on hydrolysis and acidogenesis of kitchen wastes in two-phase anaerobic digestion. *Environmental Technology*, 26(3), 329–339. <https://doi.org/10.1080/09593332608618502>
- Zhang, C., Su, H., Tan, T. (2013). Batch and semi-continuous anaerobic digestion of food waste in a dual solid–liquid system. *Bioresource Technology*, 145, 10–16. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.03.030>
- Zhang, Y., Banks, C.J. (2013). Impact of different particle size distributions on anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management*, 33(2), 297–307. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.024>
- Zheng, Y., Zhao, J., Xu, F., & Li, Y. (2014). Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production. *Progress in Energy and Combustion Science*, 42, 35-53. <http://dx.doi.org/10.1016/j.peccs.2014.01.001>
- Zhu, Y., Luan, Y., Zhao, Y., Liu, J., Duan, Z., Ruan, R. (2023). Current technologies and uses for fruit and vegetable wastes in a sustainable system: A review. *Foods*, 12(1949). <https://doi.org/10.3390/foods12101949>

Zieliński, M., Kazimierowicz, J., Dębowski, M. (2023). Advantages and limitations of anaerobic wastewater treatment—Technological basics, development directions, and technological innovations. *Energies*, 16(1), 83. <https://doi.org/10.3390/en16010083>