

# Desvendando a Microaeração: Potencializando a Eficiência em Sistemas de Digestão Anaeróbia

## Sumário

1.	Introdução.....	2
2.	Ambiente Microaerado .....	4
2.1.	Terminologia e Definição de Ambiente Microaerado .....	4
2.2.	Comportamento da Microbiota de DA em Ambientes Microaerados.....	7
3.	Microaeração para Dessulfurização do Biogás.....	10
3.1.	Princípios da Oxidação do H <sub>2</sub> S por Microaeração.....	10
3.2.	Microrganismos Envolvidos na Oxidação Biológica do H <sub>2</sub> S.....	11
4.	Fatores que Influenciam a Microaeração em Sistemas de DA .....	12
4.1.	Taxa e Dosagem de Oxigênio .....	12
4.2.	Ponto de Dosagem de Ar/O <sub>2</sub> para remoção de H <sub>2</sub> S.....	15
4.3.	Local de Oxidação de H <sub>2</sub> S e Acúmulo de Enxofre .....	17
4.4.	Remoção de H <sub>2</sub> S Gasoso e Dissolvido e a Influência do pH.....	18
4.5.	Configuração do Reator .....	19
5.	Efeitos Adversos na Utilização de O <sub>2</sub> /ar em Sistemas de DA .....	20
5.1.	Riscos de Explosão de Misturas de CH <sub>4</sub> /O <sub>2</sub> .....	20
5.2.	Oxidação Parcial de Substratos Orgânicos .....	20
5.3.	Danos à Estrutura dos Equipamentos e Tubulações.....	21
5.4.	Diluição do Biogás.....	22
6.	Vantagens Adicionais da Microaeração em Sistemas de DA.....	22
6.1.	Sintrofia Microbiológica: Bactérias Hidrolíticas e Fermentativas .....	22
6.2.	Sintrofia Microbiológica: Arqueas Metanogênicas .....	24
6.3.	Comparações com Outras Tecnologias .....	26
7.	Desafios e Perspectivas a Sobre o Uso da Microaeração .....	27
8.	Material Suplementar: Tabelas com informações adicionais e comparativas. ....	29
	Referências.....	36

## 1. Introdução

A digestão anaeróbia (DA) é amplamente empregada para o processamento de resíduos orgânicos, tais como águas residuais industriais e domésticas, lodo de esgoto e produtos orgânicos segregados, que incluem resíduos agrícolas e a fração orgânica de resíduos sólidos urbanos. Nos últimos anos, a DA tem sido cada vez mais adotada devido ao seu potencial para gerar energia renovável a partir de diversas matérias-primas (Torres et al., 2020).

Além disso, a DA pode diminuir o montante de resíduos orgânicos direcionados a aterros sanitários, reduzindo assim os custos operacionais e os impactos ambientais associados a esses locais. É importante ressaltar que a DA está se tornando o principal processo de transformação de resíduos em energia renovável em grandes instalações municipais de recuperação de recursos hídricos, onde não apenas estabiliza o lodo residual, mas também reduz potenciais patógenos e transforma o lodo de esgoto em fertilizante natural (Díaz et al., 2021).

O biogás produzido, geralmente requer pré-tratamento antes de ser utilizado para gerar energia, seja em motores de combustão interna, turbinas, caldeiras ou para ser transformado em biometano, destinado à distribuição por gasodutos ou uso como combustível veicular. Altas concentrações de sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ) no biogás frequentemente representa uma limitação para a utilização subsequente, pois podem ocasionar problemas de corrosão nos motores de combustão, riscos à saúde ocupacional e emissões de óxidos de enxofre ( $SO_x$ ) nos gases de combustão, resultando em danos ambientais e sujeitos a restrições de licenciamento (Muñoz et al., 2015).

A concentração de  $H_2S$  no biogás varia de algumas centenas a até 10.000 ppmv, dependendo da quantidade de sulfato na entrada do sistema de digestão e dos compostos de enxofre disponíveis na matéria-prima. Para motores de cogeração em produção combinada de calor e energia, a concentração máxima de  $H_2S$  no biogás geralmente fica abaixo de <100 ppmv, dependendo do fabricante, e abaixo de <5 ppmv para biometano distribuído por gasodutos ou utilizado como combustível para veículos (Allegue et al., 2012; Petersson e Wellinger, 2009).

Os extensos requisitos de dessulfurização podem aumentar substancialmente os custos de atualização do biogás para suas diversas opções de utilização. Diversas tecnologias *ex situ* e *in situ* estão disponíveis para a dessulfurização do biogás. Nos processos *ex situ*, o biogás é tratado em uma unidade separada, utilizando processos físico-químicos ou biológicos, como lavagem úmida, biofiltro, filtros de *biotrickling*, absorção e adsorção. No entanto, esses métodos tendem a ser relativamente dispendiosos devido aos custos operacionais contínuos e podem causar impactos ambientais significativos. Por outro lado, os processos *in situ* estão localizados dentro do digestor e limitam a conversão de sulfeto dissolvido em H<sub>2</sub>S (Okoro e Sun, 2019).

Embora muitas tecnologias comerciais *ex situ* estejam disponíveis no mercado, os processos *in situ* são frequentemente considerados relativamente subdesenvolvidos em comparação com os processos *ex situ*, devido à falta de informações adequadas sobre experiências de demonstração em grande escala. No entanto, relatórios indicam que os processos de dessulfurização *in situ* podem resultar em uma economia de custos significativamente maiores do que as tecnologias *ex situ*, particularmente em relação os processos físico-químicos (Okoro e Sun, 2019; Sarker et al., 2018).

Uma alternativa promissora simples e econômica de aplicação *in situ*, baseada em um método bioquímico integrado ao processo de remoção de H<sub>2</sub>S no biogás, é a microaeração (MA), que envolve a dosagem de uma pequena quantidade de ar ou oxigênio (O<sub>2</sub>) durante o processo de DA. O processo de MA normalmente é empregado dentro do digestor, onde as bactérias responsáveis pela oxidação do sulfeto já estão presentes na manta de lodo (Chen et al., 2020; Krayzelova et al., 2015).

A microaeração também pode aprimorar a degradação da matéria orgânica (sólidos suspensos voláteis) e potencializar a produção de metano. Além disso, evidências indicam que a microaeração pode fortalecer a estabilidade do processo de digestão, reduzir o potencial de formação de espuma, melhorar a desidratação do lodo e diminuir tanto a demanda química de oxigênio (DQO) quanto a concentração de sulfeto dissolvido no concentrado de lodo digerido (Jenicek et al., 2014; Nguyen e Khanal, 2018; Ramos e Fdz-Polanco, 2013).

A justificativa subjacente para os efeitos benéficos da microaeração nos processos de DA é o aumento na diversidade e atividade de bactérias facultativas que promovem hidrólise, fermentação e oxidação de sulfeto. Além disso, foi verificado que

os ácidos graxos voláteis (AGV) que podem se acumular nos digestores durante condições de sobrecarga, foram rapidamente consumidos por microrganismo heterótrofos facultativos sob condições microaerada e conseqüentemente proporcionando uma prevenção na queda do valor de pH, contribuindo assim para a estabilidade do processo de DA (Krayzelova et al., 2015; Nguyen et al., 2019).

Entre as possíveis desvantagens da MA estão a diluição do metano (especialmente quando grandes quantidades de ar/O<sub>2</sub> são injetadas), o acúmulo de enxofre elementar nas tubulações de gás ou em corta-chamas e risco de explosão. Além disso, pode ocorrer inibição da metanogênese com a injeção excessiva de ar/ O<sub>2</sub> (Chen et al., 2020; Kraakman et al., 2023; Ramos et al., 2014).

No mais, a adequação dos parâmetros operacionais de biorreatores e biodigestores anaeróbios, bem como a elucidação da composição da matéria orgânica a ser reaproveitada a biogás, devem ser levadas em consideração para melhor aplicação da metodologia de MA.

## 2. Ambiente Microaerado

### 2.1. Terminologia e Definição de Ambiente Microaerado

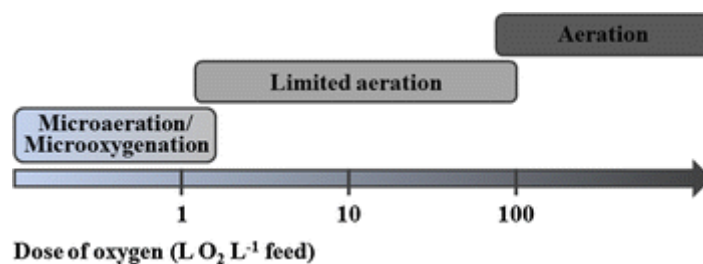
A ação de dosar pequenas quantidades de ar em biorreatores e biodigestores anaeróbios é referida por diferentes termos na literatura, como microaeração, aeração limitada, aeração, microoxigenação, oxigenação ou oxigenação moderada. Os termos “microaeração” ou “microoxigenação” refletem (na maioria dos casos) ao gás utilizado. Ou seja, quando o ar é dosado no reator anaeróbio, o processo tem sido chamado de “microaeração”, e quando é usado oxigênio puro (O<sub>2</sub>), o termo “microoxigenação” tem sido aplicado (Krayzelova et al., 2015).

No entanto, esta não tem sido uma regra estrita e nem todos os autores a seguem. Além disso, deve-se notar que os termos “microaeróbio” ou “microaerófilo” também são aplicados para denotar as condições do biorreator (concentrações de O<sub>2</sub> líquido a granel) como tais, e ao mesmo tempo referindo-se ao ato de dosagem de O<sub>2</sub> como “microoxigenação” (Ramos et al., 2014)

Quando se refere à microaeração, a quantidade de O<sub>2</sub> é crucial. Vários termos têm sido utilizados quando se referem à ação de dosar O<sub>2</sub> a uma cultura. Os autores

estavam usando o termo “aeração/oxigenação” se a dose de  $O_2$  fosse tão alta quanto 102–218  $LO_2/L$  de alimentação. Para a quantidade de oxigênio entre 2,6 e 6,4  $LO_2/L$  de alimentação, os autores usaram o prefixo “limitado” (Nguyen e Khanal, 2018).

O prefixo “micro” é usado quando a quantidade de oxigênio fica entre 0,03–1,27  $LO_2/L$  de alimentação (Nguyen e Khanal, 2018). No entanto, van der Zee et al. (2007) usaram o prefixo “moderado” para alimentação de 0,74–0,94  $LO_2/L$ . A Figura 1 apresenta as faixas compreendidas de acordo com a dosagem de ar e/ou  $O_2$ .



**Figura 1** - A terminologia para dosagem de ar/ $O_2$  com base na quantidade de oxigênio dosado.

**Fonte:** Krayzelova et al. (2015)

Como resultado, a terminologia “microaeração” foi vagamente definida devido à falta de um método padrão para monitorar com precisão o nível de oxigênio no sistema DA, e com isso atualmente é a nomenclatura mais utilizada quando se fala em ambientes anaeróbios com baixas dosagens de  $O_2$  (Giroto et al., 2018).

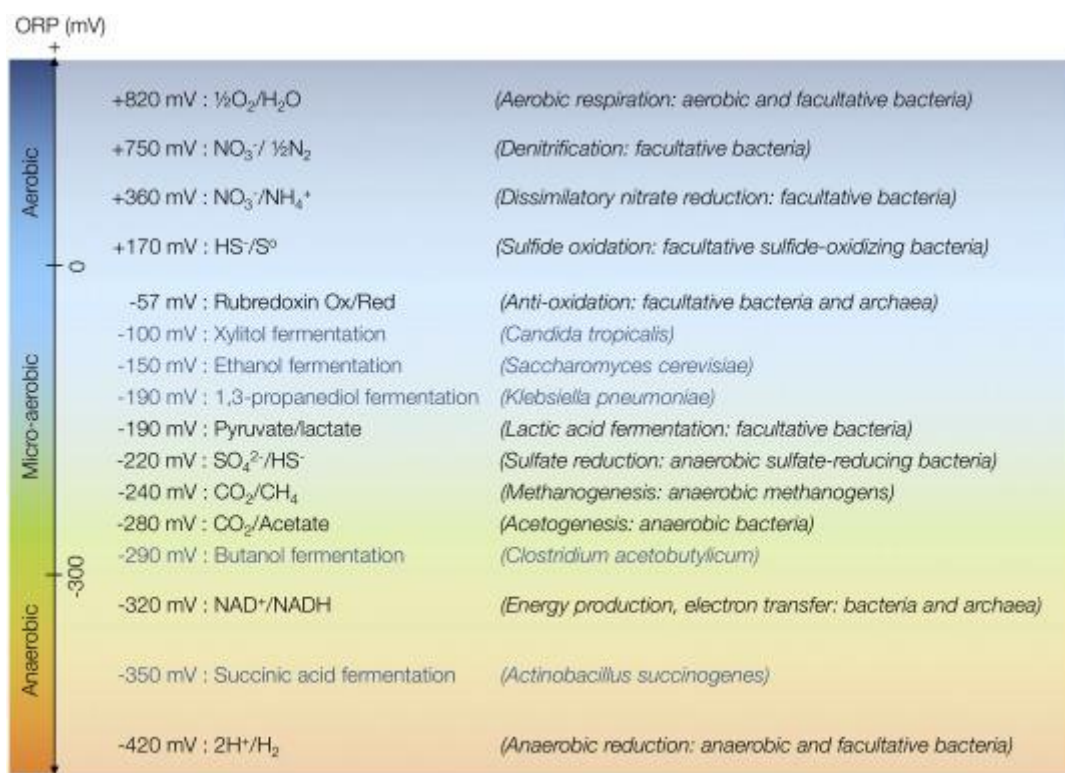
No entanto, a concentração de oxigênio dissolvido (OD) não é um bom parâmetro de controle para o processo de microaeração, uma vez que a formação de enxofre ou sulfato elementar ocorre em concentrações de OD abaixo de 0,1 mg/L, que é o limite de detecção mais baixo dos eletrodos de oxigênio comumente disponíveis (Janssen et al., 1995). Uma maneira prática e confiável de padronizar a condição microaeróbia em estudos é através do uso do potencial redox, também conhecido como potencial de oxidação-redução (ORP) (APHA, 2005).

O ORP é uma medida da propensão de uma solução aquosa para aceitar ou doar elétrons e é comumente empregado para avaliar se o ambiente é oxidante (valores mais positivos) ou redutor (valores mais negativos) na fase aquosa. Como o ORP varia linearmente com o logaritmo da concentração de oxigênio, o eletrodo de ORP pode detectar com precisão mudanças muito pequenas na concentração de oxigênio na fase

aquosa. Por exemplo, um valor de ORP de -50 mV corresponde ao limite de detecção da sonda de OD a 0,1 mg/L (3  $\mu$ M), e os valores de ORP se tornam mais negativos à medida que o DO diminui ainda mais (Ndegwa et al., 2007).

Uma condição microaeróbia pode ser definida como um meio aquoso com um valor de ORP na faixa de 0 a -300 mV, considerando o eletrodo de referência de hidrogênio padrão (SHE). O ambiente anaeróbio tem um nível médio de ORP de -300 mV ou menos. Valores de ORP superiores a 0 mV indicam um ambiente oxidante, característico da condição aeróbica (Krayzelova et al., 2015).

Na Figura 2 estão apresentados valores de ORP de vários microrganismos e suas respectivas condições ambientais (aeróbia, microaerada e anaeróbia).



**Figura 2** – ORP (mV com SHE) de pares redox e vários microrganismos.

Fonte: Madigan et al. (2015).

Microrganismos facultativos são capazes de prosperar tanto em condições anaeróbicas quanto aeróbicas, sendo que algumas cepas realizam a respiração aeróbia mesmo em concentrações nanomolares de  $O_2$  ( $OD > 3nM$ ). Embora os anaeróbios aerotolerantes e os anaeróbios obrigatórios não sejam estritamente facultativos, eles coexistem e co-metabolizam com os facultativos sob condições microaerada, empregando diversos mecanismos antioxidantes (Morris e Schmidt, 2013).

Conforme ilustrado na Figura 2, os microrganismos facultativos alcançam um crescimento ideal e produzem produtos de fermentação, como etanol, butanol e AGVs, dentro da faixa de ORP de 0 a -300 mV. Além disso, os pares redox comuns das reações nos processos de DA, como  $\text{SO}_4^{2-}/\text{HS}^-$  (sulfetogênese) ou  $\text{CO}_2/\text{CH}_4$  (metanogênese), também apresentam o potencial redox padrão ( $E^\circ$ ) na faixa microaeróbia de -200 a -300 mV (Nguyen e Khanal, 2018)

A introdução de ar ou  $\text{O}_2$  em um processo anaeróbio aumenta o ORP para valores mais positivos, os quais então diminuem gradualmente com o consumo de  $\text{O}_2$  pelas bactérias facultativas. Diversos estudos têm utilizado o ORP como um parâmetro de controle para a microaeração, visando aumentar a produção de AGVs (ORP de -100 a -200 mV) (Yin et al., 2016), a remoção de sulfeto (ORP de -275 a -265 mV) (Khanal e Huang, 2003), e para otimizar o processo de fermentação para a produção de etanol, butanol e propanodiol (ORP de -50 a -350 mV) (Liu et al., 2013).

Ao manipular o ORP extracelular do ambiente, a via metabólica intracelular dos microrganismos (oxidação anaeróbia, fermentação ou oxidação aeróbia) pode ser modificada nos níveis moleculares, através do fluxo de elétrons, reduzindo a potência (ou seja, concentração de NADH) e a expressão gênica. Portanto, o ORP pode ser utilizado como um parâmetro eficaz para monitorar e controlar a microaeração em um sistema AD. Para garantir a comparabilidade entre diferentes estudos, os valores de ORP devem ser relatados em mV com relação ao SHE, conforme recomendado na literatura (Liu et al., 2013; Nguyen e Khanal, 2018).

## 2.2. Comportamento da Microbiota de DA em Ambientes Microaerados

Em ambientes microaeróbios, os microrganismos facultativos consomem e reduzem parcialmente moléculas de oxigênio, gerando espécies reativas de oxigênio (ROS), como  $\text{O}_2^-$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$  e  $\bullet\text{OH}$ . Esses radicais e íons ativos são altamente oxidativos e têm potencial para danificar a membrana celular, proteínas e DNA dos microrganismos. Bactérias aeróbias e facultativas têm a capacidade de produzir enzimas antioxidantes para neutralizar essas espécies oxidativas, permitindo-lhes prosperar em condições aeróbias (Ezraty et al., 2017; Fu et al., 2015).

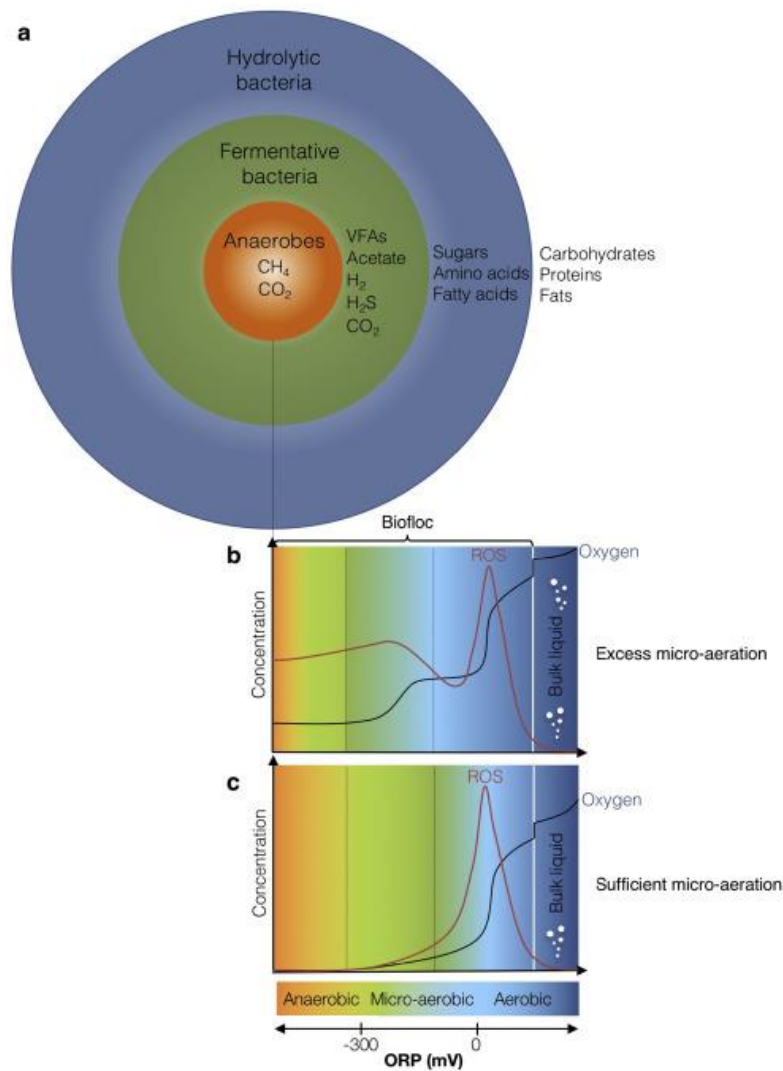
As enzimas antioxidantes comuns incluem a superóxido dismutase (SOD), superóxido redutase, catalase, citocromo peroxidase e alquil hidroperóxido redutase.

Estudos indicam que sob condições microaerada, vários anaeróbios estritos também podem produzir essas enzimas para se adaptarem ao ambiente oxidativo. Por exemplo, sob estresse oxidativo, anaeróbios como *Clostridium perfringens*, *Clostridium acetobutylicum*, *Bacteroides fragilis*, *Desulfovibrio gigas*, *Methanosarcina Barkeri*, *Methanobacterium* e *Methanobrevibacter* mostraram uma super expressão de 2 a 30 vezes dos genes que codificam as enzimas SOD, catalase e superóxido redutase em comparação com condições anaeróbicas sem oxidantes adicionados, como H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ou O<sub>2</sub>. Esses microrganismos conseguiram sobreviver após exposição a até 500 µM de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, 1 hora de aeração e O<sub>2</sub> no *headspace* à 5% v/v, ou OD até 5,6 mg/L (Brioukhanov e Netrusov, 2007; Horne e Lessner, 2013).

Novas espécies de metanogênicas acetoclásticas também foram identificadas em solos microaeróbios, contribuindo possivelmente para a produção de metano em áreas úmidas. Essas respostas adaptativas de bactérias anaeróbias estritas e *arqueas* permitem uma maior tolerância desses microrganismos ao ambiente microaerado (Angle et al., 2017).

Outro mecanismo aerotolerante de anaeróbios estritos que não produzem enzimas antioxidantes é relacionada a coexistência e interação sinérgica entre microrganismos facultativos e anaeróbios no processo de DA. Nos consórcios microbianos envolvidos no processo de DA, os microrganismos tendem a formar grânulos, com anaeróbios estritos no núcleo interno e bactérias facultativas na camada externa (Botheju et al., 2010). Bactérias facultativas, como as hidrolíticas e fermentativas, que possuem maior atividade enzimática antioxidante, podem eliminar as ROS e proteger os anaeróbios, que são mais suscetíveis ao oxigênio. A representação esquemática da formação do grânulo durante a DA está apresentada na Figura 3.





**Figura 3** – Gradiente de substrato através do grânulo onde os (a) produtos do grupo externo são substrato para o grupo interno, gradiente de oxigênio e ROS através dos grânulos (b) em excesso de microaeração e (c) dosagem de microaeração suficiente.

**Fonte:** Nguyen e Khanal (2018).

Além disso, as concentrações de oxigênio e ROS diminuem através da camada dos grânulos, protegendo assim os microrganismos anaeróbios estritos localizados no núcleo interno dos grânulos do estresse oxidativo. Essa relação sinérgica também é evidente no fluxo de substrato da seção externa para a interna dos grânulos agregados, onde as bactérias hidrolíticas consomem oxigênio para degradar matérias orgânicas complexas em vários intermediários que servem como substratos para bactérias fermentativas e metanogênicas (Stewart e Franklin, 2008).

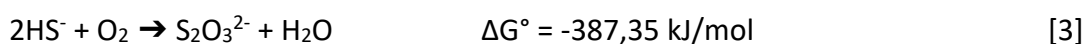
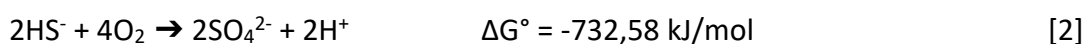
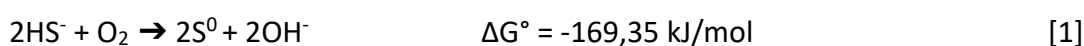
Conseqüentemente, o oxigênio residual, que pode ser medido pelo ORP, diminui para um nível que está dentro do limite de tolerância dos anaeróbios estritos (Figura 3c). Assim, a camada externa de bactérias facultativas atua como um escudo físico e

biológico contra o oxigênio, protegendo bactérias anaeróbias estritas e *arqueas*, permitindo-lhes sobreviver e funcionar efetivamente em condições microaeradas.

### 3. Microaeração para Dessulfurização do Biogás

#### 3.1. Princípios da Oxidação do H<sub>2</sub>S por Microaeração

Para compreender o efeito da dosagem de O<sub>2</sub> para remoção de H<sub>2</sub>S é necessário compreender a natureza da oxidação biológica e química do sulfeto (S<sup>-2</sup>). As principais rotas de conversão biológica aeróbia do sulfeto são (Chen e Morris 1972):



A remoção biológica do sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S) baseia-se na oxidação bioquímica do sulfeto em enxofre elementar (oxidação parcial) e/ou sulfato (oxidação completa). Além disso, alguns estudos relatam a produção de tiosulfato (S<sub>2</sub>O<sub>3</sub><sup>2-</sup>), considerada reação de oxidação química. Durante esse processo, o sulfeto atua como doador de elétrons, enquanto o oxigênio funciona como acceptor terminal (Díaz, Lopes, et al., 2011).

Em condições de baixa disponibilidade de oxigênio (microaerada), com concentrações abaixo de 0,1 mg/L, o enxofre é o principal produto final da oxidação do sulfeto (Equação 1), havendo uma oxidação parcial para tiosulfato. Por outro lado, o sulfato é formado em condições de baixa concentração de sulfeto, o que implica um maior consumo de oxigênio por mol de sulfeto (Equação 2) (Díaz, Lopes, et al., 2011)

A oxidação química do sulfeto, levando principalmente à formação de tiosulfato (Equação 3), torna-se relevante quando a atividade biológica das bactérias oxidantes de sulfeto é limitada, como em biorreatores altamente carregados com sulfeto. Nesses casos, a oxidação química do sulfeto em tiosulfato ganha importância quando o oxigênio não é consumido rapidamente pelas bactérias oxidantes de sulfeto. Do ponto de vista econômico, a formação de enxofre é preferível, uma vez que o enxofre pode ser potencialmente recuperado, além de demandar menos oxigênio para sua oxidação em comparação com o sulfato (Krayzelova et al., 2015).

A formação de enxofre e sulfato pode ser controlada pela quantidade de oxigênio fornecida. Estudos mostram que a produção máxima de enxofre ocorre em uma relação ideal de consumo de oxigênio para sulfeto. A atividade de oxidação de sulfeto é influenciada também pela concentração de sulfeto, com um aumento da atividade oxidante em concentrações moderadas, seguido de uma diminuição gradual e, posteriormente, um aumento em concentrações mais elevadas, provavelmente devido à adaptação das bactérias a altas concentrações de sulfeto (Krayzelova et al., 2015; D. Nguyen e Khanal, 2018).

### 3.2. Microrganismos Envolvidos na Oxidação Biológica do H<sub>2</sub>S

As bactérias oxidantes de sulfeto (BOS) desempenham um papel fundamental na oxidação do sulfeto em condições microaeradas. Em geral, essas bactérias podem ser classificadas como (Ramos et al., 2014; Tang et al., 2009):

- Fotoautotróficas: utilizam CO<sub>2</sub> como acceptor terminal de elétrons (devido à ausência de luz nos reatores anaeróbios, as Fotoautotróficas não serão discutidas nesse documento);
- Quimiolitotróficas: usam O<sub>2</sub> (para espécies aeróbias) ou nitrato e nitrito (para espécies anaeróbias) como acceptor terminal de elétrons e CO<sub>2</sub> e/ou compostos orgânicos como fonte de carbono e energia.

As BOSs, também conhecidas como bactérias incolores, se mostram vantajosas para oxidação de sulfeto, por apresentar maior taxa de oxidação, requerimento nutricional moderado e afinidade extremamente elevada com os sulfetos e o oxigênio. Elas podem ser divididas em quatro grupos com base em suas fontes de energia e carbono (Ramos, Pérez, et al., 2014; Tang et al., 2009):

- 1) Quimiolitotróficos Obrigatórios: dependem de CO<sub>2</sub> como fonte de carbono e de energia inorgânica;
- 2) Quimiolitotróficos facultativos: podem crescer tanto de forma quimiolitotrófica, quanto de forma heterotrófica com compostos orgânicos como fonte de carbono e energia;
- 3) Quimiolitoheterotróficos: geram energia a partir da oxidação de compostos de enxofre reduzidos;

4) Quimioorganoheterotróficos: oxidam compostos de enxofre reduzidos sem derivar energia deles.

Quanto aos requisitos de pH e temperatura, as diferentes espécies de BOS apresentam uma variedade de adaptações. Relatos mostram crescimento em valores de pH que variam de 1 a 9 e temperaturas de 4 a 90°C. A maioria das BOS quimiolitotróficas conhecidas são mesofílicas, com o gênero *Thiobacillus* sendo o único que abrange ambientes tanto mesofílicos quanto termofílicos. Outros gêneros termofílicos importantes incluem *Sulfolobus* e *Thermothrix* (Tang et al., 2009).

Dentre as espécies de BOS a *Thiobacillus* sp. da família *Hydrogenophilaceae* é a mais citada para a oxidação do sulfeto. Outras espécies, como *Thiomicrospira*, *Thiomonas*, *Thiothrix*, *Sulfurimonas* e *Acidithiobacillus*, também foram observadas participando desse processo em diferentes estudos (Krayzelova et al., 2015).

A maioria das BOSs encontradas em reatores microaerados para produção de biogás pertencem ao filo *Proteobacteria*, com algumas exceções do filo *Actinobacteria*. As espécies mais comuns citadas são *Halothiobacillus* sp., *Acidithiobacillus* sp. e *Sulfuricurvum* sp. Essas bactérias geralmente são encontradas predominantemente no espaço superior dos reatores (*headspace*) ou na interfase gás-líquido, sugerindo que é nesses locais que ocorre a oxidação do sulfeto (Ramos et al., 2014; Tang et al., 2009).

## 4. Fatores que Influenciam a Microaeração em Sistemas de DA

### 4.1. Taxa e Dosagem de Oxigênio

A intensidade de microaeração, medida em termos de aeração ou taxa de fluxo de oxigênio, é o principal fator que determina os efeitos da microaeração no processo de DA. Várias modalidades de aeração foram realizadas por injeção de ar ou O<sub>2</sub>, aeração eletrolítica e até mesmo aeração natural (deixando a configuração testada aberta com ou sem agitação) (Nguyen e Khanal, 2018).

A taxa de microaeração varia dependendo da finalidade específica, como controlar o acúmulo ou produzir AGV, estabilizar o processo, eliminar H<sub>2</sub>S, aumentar a hidrólise e o rendimento geral de metano. Por exemplo, a taxa de microaeração pode

ser calculada com base na razão molar  $O_2/S^{2-}$  de 0,5–1,5 para remover  $H_2S$  ou 2–10% de DQO para aumentar a hidrólise (Botheju et al., 2010; Krayzelova et al., 2015).

Os esquemas de injeção em digestores anaeróbios incluem principalmente dosagem em fase líquida, fase gasosa e via de recirculação de biogás. As frequências de aeração podem ser únicas, intermitentes (modo pulso) ou contínuas, dependendo dos requisitos práticos (Giroto et al., 2018).

O ar ou o oxigênio podem ser dosados em diferentes estágios da DA, incluindo o pré-tratamento, durante o processo e nos últimos estágios de DA, dependendo dos diferentes propósitos. Quando a microaeração é realizada como método de pré-tratamento, a intensidade da aeração deve ser considerada cuidadosamente porque a quantidade excessiva de oxigênio reduz o potencial de metano, e a quantidade insuficiente de oxigênio potencialmente falha em produzir qualquer efeito (Giroto et al., 2018). A Tabela 1 fornece uma comparação das operações de microaeração em diferentes fases da DA.

**Tabela 1** - Comparação de operações de microaeração em diferentes fases da DA

Estratégia operacional	Método de aeração	Efeito positivo	Possíveis desvantagens	Ref.
Pré-aeração	Aeração natural; Injeção de ar/ $O_2$ Aeração eletrolítica	Melhora a hidrólise	Perda de SV e menor produção de metano	Mshandete et al. (2005); Fu et al. (2015); Botheju (2011)
Microaeração durante o processo DA	Injeção de ar/ $O_2$ no reator	Reduza o teor de sulfetos e minimize o efeito tóxico dos sulfetos aquosos	Efeito negativo na geração de metano	Botheju et al. (2010); Giroto et al. (2018)
No final do estágio DA	Injeção de ar/ $O_2$	Melhor rendimento de metano e a bioestabilidade do digerido	Reduzir a população de <i>E.coli</i>	Fu et al. (2015); Tomei et al. (2016)

Além da taxa de microaeração, os parâmetros de taxa de transferência de oxigênio (TTO) e taxa de utilização de oxigênio (TUO) devem ser considerados e ponderados como referências para fornecer intensidade de oxigênio suficiente. A TTO depende de vários parâmetros, como configuração do reator, método de dosagem e sólidos totais dos substratos no reator. O TUO depende dos substratos e tipos de inóculo

fornecidos para o sistema, pois esses parâmetros afetam a taxa ideal de microaeração (Chen et al., 2020; Garcia-Ochoa e Gomez, 2009)

A seleção entre ar e oxigênio puro para dosagem no reator anaeróbio deve ser baseada na finalidade da microaeração e no custo associado. Se o único propósito da microaeração for aumentar a hidrólise e a produção de AGVs em vez da produção de biogás, o ar deve ser usado para a microaeração. Se a produção de metano for o objetivo principal, a preocupação da diluição do biogás com nitrogênio do ar injetado (mesmo que a um nível mínimo) poderia ser minimizada através de um controle eficaz da microaeração (Nguyen e Khanal, 2018). Díaz et al. (2015) sugeriram a aplicação de oxigênio na concentração de 95% (em volume) como um substituto mais econômico para o ar ou oxigênio puro.

O desafio associado ao controle automático do processo de microaeração é o gargalo da implementação do sistema DA em escala real baseado em microaeração. O desenvolvimento de um sistema automático de dosagem de microaeração com controle intrínseco e estabilidade a longo prazo é necessário para tornar esta tecnologia bem-sucedida.

No entanto, o controle do processo é extremamente importante para permitir o controle preciso da microaeração no sistema DA. Além do controle liga-desliga baseado em tempo, outros sistemas de controle de processo fino, como controle proporcional-integral-derivativo (PID) (Liu et al., 2013) e controle baseado em ORP (Khanal e Huang, 2003; Nguyen et al., 2019) são recomendados.

Na Tabela 2 estão apresentadas algumas recomendações encontradas na literatura a respeito da taxa de microaeração quando considerado o tipo de reator, método de microaeração, inóculo e substrato.

**Tabela 2** – Fatores que determinam a taxa de microaeração.

<b>Fatores</b>	<b>Finalidade de microaeração</b>	<b>Taxa de MA recomendada*</b>
<b>Configuração do reator</b>		
CSTR	Controlar o acúmulo de AGVs Remover sulfeto	Baixo
UASB	Maior produção de CH <sub>4</sub> Remover sulfeto	Médio
Reator de leito lixiviado	Melhorar a hidrólise	Alto
Tanque ácido de reator de dois estágios	Melhorar a produção de AGVs Melhorar a hidrólise	Alto
<b>Método de microaeração</b>		
Injeção em fase gasosa	Remova H <sub>2</sub> S da fase gasosa	Alto
Injeção de fase líquida	Melhorar a hidrólise Remover sulfeto dissolvido Melhorar a produção de AGVs Controlar o acúmulo de AGVs	Médio/baixo
Injeção única	Melhorar a hidrólise Melhorar a produção de AGVs	Alto
Injeção intermitente/contínua	Controlar o acúmulo de VFAs	Baixo
<b>Inóculo</b>		
Baixa concentração de biomassa	Reduza o tempo de inicialização	Baixo
Alta concentração de biomassa	Controlar o acúmulo de AGVs Melhorar a hidrólise	Alto
Baixa diversidade de biomassa	Melhorar a hidrólise Controlar o acúmulo de AGVs	Alto
Alta diversidade de biomassa	–	Baixo
<b>Substrato</b>		
Recalcitrante	Melhorar a hidrólise	Alto
Facilmente biodegradável	Melhorar a produção de AGVs Aumentar o rendimento de CH <sub>4</sub>	Médio
Baixa taxa de carregamento orgânico	Melhorar a hidrólise	Baixo
Alta taxa de carregamento orgânico	Controlar o acúmulo de AGVs	Alto

\* Taxa de microaeração recomendada com base em estudos anteriores: Baixa: 0,005–0,01, média: 0,01–0,2, alta: 0,2–5,0 LO<sub>2</sub>/L<sub>reator</sub>dia.

Fonte: Nguyen e Khanal (2018).

#### 4.2. Ponto de Dosagem de Ar/O<sub>2</sub> para remoção de H<sub>2</sub>S

A localização da injeção de ar ou O<sub>2</sub> influencia o contato entre o sulfeto e o oxigênio, que é um fator importante na eficiência da oxidação do sulfeto. Também é

importante fornecer mistura suficiente para garantir o contato constante entre o sulfeto e o oxigênio, particularmente quando a alimentação contém grandes quantidades de sólidos suspensos. Diversos estudos têm comparado a eficácia da microaeração, seja quando o ar é introduzido no espaço superior (*headspace*) ou diretamente na fase líquida dos digestores anaeróbicos (Díaz et al., 2011; Ramos et al., 2014).

Ao ser dosado no *headspace*, o oxigênio tem a oportunidade de reagir diretamente com o H<sub>2</sub>S gasoso, resultando na minimização da quantidade de ar necessária para uma determinada quantidade de H<sub>2</sub>S. Esse método é fundamental, pois ao dosar menos ar, há menor risco de contaminação do biogás por nitrogênio. No entanto, é importante notar que uma sobredosagem de ar para garantir a remoção completa do H<sub>2</sub>S pode resultar no excesso de O<sub>2</sub> e/ou nitrogênio, contaminando o biogás (Díaz et al., 2011; 2010).

Além disso, o tempo de residência do biogás no *headspace* é um fator chave que afeta a eficiência da remoção de sulfeto, ao fornecer injeção de oxigênio/ar nessa região do biorreator. Tipicamente o que é observado na literatura são eficiências de remoção superiores a 97% com tempos de residência superiores a 5 h (Ramos et al., 2014). Schneider et al. (2002) encontraram 88% de eficiência de remoção com um tempo de residência de 2,5 horas, enquanto foi inferior a 40% em 1,25 horas. Quando o *headspace* foi totalmente suprimido, a concentração de H<sub>2</sub>S no biogás produzido com tratamento microaeróbio foi semelhante à encontrada em digestores não aerados.

Por outro lado, quando o ar é introduzido no lodo, o intenso contato entre o oxigênio e a fase líquida facilita a oxidação inespecífica de compostos orgânicos degradáveis, o que implica em algumas perdas de oxigênio. Isso aumenta a quantidade necessária de ar e, conseqüentemente, a contaminação do biogás por nitrogênio. Apesar de uma parte da carga orgânica poder ser oxidada juntamente com o sulfeto, geralmente essa oxidação tem um impacto insignificante na redução do rendimento de metano (Krayzelova et al., 2015).

A introdução de ar na fase líquida também leva à redução da concentração de sulfeto nessa fase. No entanto, essa redução costuma ser de apenas 20-30%, o que não pode explicar completamente a significativa diminuição na concentração de H<sub>2</sub>S no biogás. Isso sugere que a maior parte da oxidação do H<sub>2</sub>S ocorre no espaço superior, mesmo quando o ar é dosado na fase líquida. Além da remoção do H<sub>2</sub>S do biogás, a



redução na concentração de sulfeto na fase líquida tem o benefício adicional de diminuir a toxicidade do sulfeto em relação as *arqueas* metanogênicas (Díaz et al., 2011; Krayzelova et al., 2015; van der Zee et al., 2007).

O contato entre oxigênio e fase líquida também é intensificado em biodigestores por recirculação de biogás. Analogicamente à dosagem de ar na fase líquida, isto aumentará o consumo de oxigênio devido à reação com compostos orgânicos. Novamente, a concentração de sulfeto na fase líquida diminui devido ao contato intensificado entre o oxigênio e a fase líquida (Díaz et al., 2010).

#### 4.3. Local de Oxidação de H<sub>2</sub>S e Acúmulo de Enxofre

Um projeto de microaeração eficaz requer uma compreensão precisa do local onde ocorre a oxidação do sulfeto, seja no biofilme que cobre as paredes do espaço gasoso (*headspace*) ou na fase líquida. Resultados de análises microbiológicas relatados na literatura revelaram que as populações de bactérias oxidantes de sulfeto (BOS) tendem a proliferar principalmente nas superfícies do *headspace* (ou na interface gás-líquido), indicando que a oxidação biológica do sulfeto ocorre nesses locais (Díaz et al., 2011; Kobayashi et al., 2012; Ramos et al., 2014; Rodríguez et al., 2012).

A eficácia dos processos de microaeração está diretamente ligada à área de superfície disponível no *headspace*. Por exemplo, Ramos et al. (2014) operaram um reator piloto com diferentes volumes de *headspace* para investigar o local predominante da dessulfurização do biogás. Em seu estudo, a injeção de oxigênio ocorreu na fase líquida e observou-se que o H<sub>2</sub>S foi completamente removido do biogás quando o digestor tinha 25 litros de espaço livre, enquanto pouco ou nenhum efeito de remoção de H<sub>2</sub>S foi observado quando o espaço livre foi minimizado para quase zero litro. Além disso, a deposição de enxofre elementar no *headspace* pode servir como uma clara indicação de atividade de oxidação.

Estudos adicionais de Kobayashi et al. (2012) notaram o acúmulo de biofilmes contendo enxofre elementar nas superfícies internas do *headspace*, incluindo teto, parede, rede e passarela do reator, enquanto Ramos et al. (2014) e Rodríguez et al. (2012) observaram esse acúmulo em todas as superfícies do *headspace*. Isso sugere que o *headspace* de um biorreator pode funcionar efetivamente como um "biofiltro", onde as BOSs podem se desenvolver em todas as superfícies disponíveis. Esses biofilmes de

enxofre também atuam como um suporte adicional para o crescimento de novos biofilmes microbianos.

Além disso, com a utilização de microscopia eletrônica de varredura (MEV) foi possível observar que os biofilmes de enxofre são compostos principalmente por filamentos ascendentes (perpendiculares à interface gás-líquido), criando uma superfície de suporte de grande superfície específica, o que pode auxiliar as BOSs na competição pelo oxigênio (Kobayashi et al., 2012).

No entanto, a recuperação de enxofre elementar nessa região dos biorreatores apresentam limitações a respeito da configuração dos equipamentos, uma vez em que nos estudos relatados foi observado baixa concentração desse elemento no *headspace* sugerindo que pode ter ocorrido o desprendimento para a fase líquida e conseqüentemente sendo arrastado para a saída do biorreator, quando processos contínuos e semicontínuos, ou permanecendo no interior do biodigestor. Com isso, alternativas de recuperação do enxofre elementar devem ser levadas em consideração no projeto para fins comerciais e/ou de manutenção de equipamentos.

#### 4.4. Remoção de H<sub>2</sub>S Gasoso e Dissolvido e a Influência do pH

Em valores de pH em torno de 7, no qual normalmente ocorre a digestão anaeróbica, o HS<sup>-</sup><sub>dissolvido</sub> e H<sub>2</sub>S<sub>dissolvido</sub> são as espécies de sulfetos predominantes na fase líquida. A concentração de H<sub>2</sub>S<sub>dissolvido</sub> aumenta quando o valor de pH diminui. Simultaneamente, o H<sub>2</sub>S distribui-se entre as fases gasosa e líquida, então o valor do pH influencia nessa distribuição e é de particular importância quando apenas o H<sub>2</sub>S<sub>gasoso</sub> é removido por microaeração (isto é, pela aeração do espaço livre) (Migdisov et al., 2002).

Assumindo uma quantidade constante de enxofre reduzido pela sulfetogênese dentro do biorreator, um valor de pH mais baixo resulta em uma proporção maior de H<sub>2</sub>S<sub>dissolvido</sub> e uma quantidade maior de H<sub>2</sub>S<sub>gasoso</sub> no biogás e, conseqüentemente, é requerido uma taxa maior de O<sub>2</sub>/ar para remoção eficiente de H<sub>2</sub>S.

Nos processos em que a remoção de sulfeto ocorre no *headspace*, o sulfeto dissolvido pode ser removido aumentando o contato entre as fases gasosa e líquida ou diminuindo o pH (para promover a remoção de H<sub>2</sub>S). No entanto, a taxa de oxigênio necessária para remover H<sub>2</sub>S gasoso e dissolvido depende do pH e da razão Q<sub>biogás</sub>/Q<sub>efluente</sub> (m<sup>3</sup> de biogás por m<sup>3</sup> de efluente líquido). Portanto, em pH 7, a taxa de

oxigênio necessária para remover o  $H_2S$  gasoso e dissolvido nos processos de digestão é inferior a 1,3 vezes a taxa necessária para remover exclusivamente o sulfeto gasoso com proporções de  $Q_{\text{biogás}}/Q_{\text{efluente}}$  maiores que 15. Isso foi confirmado pela troca do lodo à recirculação do biogás em pH próximo a 7 e  $Q_{\text{biogás}}/Q_{\text{efluente}} = 18$  (Díaz et al., 2010; 2011; Fdz.-Polanco et al., 2009).

Em contrapartida, processos com relações  $Q_{\text{biogás}}/Q_{\text{efluente}}$  abaixo de 5, como o tratamento de águas residuais industriais, exigiria uma taxa muito maior de oxigênio para remover o  $H_2S_{\text{dissolvido}}$  do que é necessário apenas para a dessulfurização do biogás, e esse efeito é maior quando o pH aumenta. Conseqüentemente, em valores de pH alto ou  $Q_{\text{biogás}}/Q_{\text{efluente}}$  baixo, a remoção de  $H_2S_{\text{dissolvido}}$  pode afetar a lucratividade, seja pelo aumento dos custos do fornecimento de oxigênio puro ou pela diluição excessiva do biogás por nitrogênio, se o ar for usado. Este efeito negativo sobre os custos pode ser parcialmente neutralizado se a inibição severa da digestão for evitada em condições microaeradas, porque neste caso foi observado um grande aumento na produtividade do metano (Krayzelova et al. 2015; Rodriguez et al. 2012).

#### 4.5. Configuração do Reator

Ao longo dos anos, a microaeração foi testada em diversas configurações de reatores diferentes. As configurações relatadas podem ser divididas em duas categorias: a primeira se refere ao fornecimento de  $O_2$ /ar diretamente no reator, ou seja, durante a DA e a segunda compreende uma câmara ou unidade separada onde é realizada a microaeração (sistemas de duplo ou multi estágios) (Schneider et al. 2002).

A aplicação da microaeração diretamente no interior do biorreator, independente do local de dosagem, é comumente a metodologia mais utilizada devido a todos os benefícios já citados anteriormente durante a DA (melhora da hidrólise, remoção de  $H_2S$ , controle de AGVs, etc). Já a aplicação em uma unidade separada normalmente é caracterizada como um pós-tratamento, permitindo a utilização de taxas mais elevadas de  $O_2$  e evitando o acúmulo de enxofre elementar no espaço superior do digestor anaeróbio (Ramos e Fdz-Polanco, 2013).

Assim, reatores anaeróbios com chicanas (ABR) podem ser projetados com um compartimento final onde a microaeração é realizada para remover o  $H_2S$  produzido nas câmaras iniciais sob condições anaeróbias. De maneira semelhante, o licor e o biogás

ricos em sulfeto, ou apenas o biogás, produzidos durante a DA podem ser tratados em uma unidade de oxidação de sulfeto onde a microaeração é realizada (Ramos e Fdz-Polanco, 2013).

## 5. Efeitos Adversos na Utilização de O<sub>2</sub>/ar em Sistemas de DA

### 5.1. Riscos de Explosão de Misturas de CH<sub>4</sub>/O<sub>2</sub>

Geralmente, a mistura de O<sub>2</sub> ou ar com biogás é vista como indesejável devido ao aumento do risco de explosão da combinação CH<sub>4</sub>/O<sub>2</sub>. No entanto, na digestão microaeróbia, a quantidade de O<sub>2</sub> adicionada é ínfima e é rapidamente consumida. Portanto, permanece bem abaixo da faixa inflamável, que tipicamente é de 85% a 95% de ar e 5% a 15% de CH<sub>4</sub> por volume (Appels et al., 2008; Wase e Forster, 1984).

Comparativamente, o vazamento de biogás no ambiente é considerado uma ameaça maior do que a adição de uma pequena quantidade de ar/O<sub>2</sub> ao biogás. Durante o processo de microaeração, é essencial que a quantidade de O<sub>2</sub>/ar presente no biogás nunca atinja esses níveis críticos. A maioria dos estudos mencionou que durante a microaeração é detectada apenas uma quantidade quase nula ou muito limitada de O<sub>2</sub> no biogás (Krayzelova et al., 2015; Ramos e Fdz-Polanco, 2014). No entanto, é vital ressaltar que o risco de explosão sempre está presente ao lidar com biogás e não deve ser subestimado.

### 5.2. Oxidação Parcial de Substratos Orgânicos

Quando o O<sub>2</sub> está presente no tratamento anaeróbio, é possível que os substratos gerados para as metanogênicas ou mesmo o CH<sub>4</sub> sejam parcialmente oxidados. No entanto, a taxa de dosagem de oxigênio normalmente utilizada durante a remoção de H<sub>2</sub>S por microaeração (0,001–0,01 kg/m<sup>3</sup>dia) e a taxa de carga orgânica dos biorreatores/biodigestores, expressa em DQO, na mesma unidade de medida do O<sub>2</sub> (1–10 kg/m<sup>3</sup>dia), apresentam uma diferença de três ordens de grandeza (Kobayashi et al., 2012; Ramos e Fdz-Polanco, 2013; Rodríguez et al., 2012). Consequentemente, é improvável que a quantidade de substrato oxidado seja significativa.

Alguns estudos observaram uma produção menor de CH<sub>4</sub> em reatores microaerados em comparação com reatores anaeróbios, sugerindo possivelmente uma degradação aeróbia da matéria orgânica (Khanal e Huang, 2003; Kobayashi et al., 2012;

Ramos e Fdz-Polanco, 2013; Rodriguez et al., 2012). No entanto, a maioria dos autores relata que não há ou há uma diminuição insignificante na produção de CH<sub>4</sub> devido à microaeração (Díaz et al., 2011; Fdz-Polanco et al., 2009; Jenicek et al., 2014; Krayzelova et al., 2015).

Em tais casos, a dosagem de oxigênio não foi controlada de acordo com o teor de sulfeto (ou foi controlada de forma muito aproximada pelo Potencial de Oxidação-Redução, ORP). Portanto, aparentemente ocorreu uma sobredosagem de oxigênio ou os digestores estavam em condições desequilibradas, o que contribuiu para a diminuição na produção de metano (Nghiem et al., 2014).

A oxidação parcial de compostos orgânicos em digestores anaeróbios pode de fato melhorar a eficiência da remoção de sólidos suspensos voláteis (SSV). A análise dos efeitos secundários da remoção de H<sub>2</sub>S por microaeração durante a DA demonstrou uma redução na relação SSV/SST do lodo digerido em todos os experimentos com condições microaeradas, devido a uma melhor degradação do SSV (Jenicek et al., 2014).

### 5.3. Danos à Estrutura dos Equipamentos e Tubulações

Conforme observado por diversos autores e já citado anteriormente, a microaeração geralmente ocorre exclusiva ou predominantemente no *headspace* do biorreator. A formação de depósitos esbranquiçados de enxofre elementar nas paredes e tubulações pode resultar em obstrução do sistema, causando sobrepressão no espaço livre e vazamentos de biogás (Díaz et al., 2011; Kobayashi et al., 2012; Ramos et al., 2014; Rodriguez et al., 2012).

de Arespachoga et al. (2014) conduziram um estudo onde operaram um filtro *biotrickling* com uma célula de combustível de óxido sólido para produção local de eletricidade e energia térmica. Os autores observaram que cerca de 70% da remoção de H<sub>2</sub>S foi alcançada por meio da oxidação parcial em enxofre elementar, o que aumentou a queda de pressão na coluna, diminuiu a eficiência do tratamento e, eventualmente, levou ao desligamento da célula de combustível.

Para minimizar os custos associados à microaeração, é necessário realizar a limpeza do sistema em intervalos inferiores a 14 meses (Ramos et al., 2014). Ramos e colaboradores (2014) optaram por abrir seus reatores microaerados, limpar a superfície do *headspace*, remover a interface líquida e reiniciar a microaeração. Embora a remoção

de H<sub>2</sub>S não tenha sido afetada, não ficou claro qual mecanismo (biológico ou químico) desempenhou o papel principal nessa configuração. A coleta de enxofre elementar continua sendo um desafio significativo na tecnologia de microaeração e requer mais investigação, especialmente em aplicações em grande escala (Krayzelova et al., 2015).

#### 5.4. Diluição do Biogás

Quando o ar é utilizado para microaeração, o nitrogênio presente permanece no biogás, resultando em sua diluição. Esse cenário é especialmente desafiador quando o biogás produzido contém uma quantidade reduzida de CH<sub>4</sub>, por exemplo, quando o principal substrato da DA é aquele proveniente de material lignocelulósico, propiciando um biogás com cerca de 50% de CH<sub>4</sub> (Chen et al., 2020).

Mesmo uma leve diluição do biogás pode limitar sua utilização subsequente em unidades de cogeração. Celis (2012) observou que em situações em que concentrações extremamente altas de H<sub>2</sub>S (cerca de 12.000 ppm) uma maior dosagem de ar é necessária, e com isso a concentração de N<sub>2</sub> no biogás pode aumentar até 20%. Isso pode resultar em uma diminuição da concentração de CH<sub>4</sub> abaixo de 50%, o que é inadequado para a maioria das unidades de cogeração. No entanto, substituir o ar por O<sub>2</sub> resolve o problema da diluição do nitrogênio no biogás, sem afetar a eficiência da digestão e da dessulfurização.

### 6. Vantagens Adicionais da Microaeração em Sistemas de DA

#### 6.1. Sintrofia Microbiológica: Bactérias Hidrolíticas e Fermentativas

A microaeração facilita o estabelecimento de comunidades bacterianas hidrolíticas e fermentativas mais diversas com maior atividade em sistemas de DA. O aumento da diversidade e da atividade dessas bactérias facultativas é a base para controlar a concentração de AGV (aumentar ou reduzir), o que promove a estabilidade geral do processo de DA (Fu et al., 2015).

Comparado ao sistema de DA estrito, o sistema de DA microaerado normalmente consiste em uma proporção maior de filo *Firmicutes* que está associado a uma taxa de hidrólise de substrato mais alta. A hidrólise é considerada na literatura como a etapa limitante na DA de substratos orgânicos com alto teor de sólidos, como resíduos sólidos municipais e biomassa lignocelulósica (Shrestha et al., 2017).

Nesse contexto, a microaeração é uma técnica promissora e favorável para aumentar o rendimento de CH<sub>4</sub> de substratos com maior recalcitrância. O aumento na produção de enzimas hidrolíticas extracelulares (por exemplo, amilase, protease e celulase) a partir de comunidades bacterianas hidrolíticas mais abundantes e diversas sob condições microaeróbias aumenta a hidrólise de carboidratos, proteínas e outros substratos orgânicos complexos (Lim et al., 2014).

Por exemplo, a população de *Firmicutes* mudou de 58% para 72% após o tratamento de microaeração. Após a microaeração, o aumento da atividade bacteriana no filo *Firmicutes* (especialmente na classe *Clostridia* e *Bacilli*) resultou em um aumento de 3 vezes na concentração de ácidos acético e butírico, o que resultou em maior rendimento de CH<sub>4</sub> (Lim et al., 2014).

Johansen e Bakke (2006) também relataram aumento de até 60% na hidrólise após 4 dias de pré-tratamento por microaeração. Tendências semelhantes também foram encontradas em estudos utilizando diferentes substratos, como resíduos sólidos urbanos (Nguyen et al., 2007), resíduos vegetais (Zhu et al., 2009), resíduos alimentares (Xu et al., 2014), silagem de capim (Jagadabhi et al., 2010), bagaço de cana (Fu et al., 2015), co-digestão de resíduos alimentares e águas residuais domésticas (Lim e Wang, 2013) e capim Napier (Sawatdeenarunat et al., 2017).

O aumento da atividade hidrolítica resulta em uma maior disponibilidade de substratos solúveis para as bactérias fermentativas produzirem AGVs e outros produtos fermentativos. Estes, por sua vez, têm potencial para servir como substratos valiosos na produção de combustíveis à base de álcool de alto valor, biopolímeros e eletricidade através de células de combustível microbianas. Como resultado, o processo DA microaerada pode ser direcionada para produzir AGVs como produtos finais, em vez de biogás, criando uma nova alternativa para o tratamento de efluentes e resíduos sólidos. A exclusão das metanogênicas do processo confere uma flexibilidade muito maior para controlar a microaeração no digestor produtor de ácido (Botheju e Bakke, 2010; Jagadabhi et al., 2010; Sawatdeenarunat et al., 2017).

A microaeração promove também a diversidade, o crescimento e as atividades de heterótrofos facultativos de rápido crescimento, o que impede o acúmulo de AGVs em processos de DA operando em cargas orgânicas elevadas. Por exemplo, sob condições microaeróbias, os ácidos propiônico, butírico, valérico e láctico podem ser

convertidos em ácido acético de forma mais eficiente. Além disso, a via metanogênica hidrogenotrófica é favorecida sob condições microaeróbias, o que faz com que se mantenha a baixa pressão parcial de hidrogênio e, conseqüentemente, o pH estável do sistema anaeróbio ao mesmo tempo em que o CH<sub>4</sub> é produzido de forma eficiente (Lim e Wang, 2013; Ramos e Fdz-Polanco, 2013).

A redução da DQO do efluente, a melhor desidratabilidade do lodo e a redução significativa da formação de espuma em processo de DA, resultantes do aumento na taxa de hidrólise e da redução de bactérias filamentosas, também foram relatados durante a operação de longo prazo sob condições microaeróbias. Além disso, na literatura não foram observadas diferenças no pH, remoção de sólidos voláteis, alcalinidade e produção de CH<sub>4</sub> entre condições anaeróbias e microaeróbias. Isso pode ser atribuído ao rápido consumo de oxigênio pelas BOSs, resultando na redução do H<sub>2</sub>S no biogás contendo mais de 6.000 ppm para 30 ppm. Assim, o destino do oxigênio no sistema microaerado depende fortemente das atividades sinérgicas e da competição de substrato (oxigênio) entre diferentes grupos microbianos (Jenicek et al., 2014).

Em resumo, as bactérias hidrolíticas e fermentativas emergem como o grupo microbiano mais significativo em condições microaeróbias, melhorando o processo de DA de várias maneiras. O aumento da diversidade e atividade dessas bactérias com a disponibilidade limitada de oxigênio é fundamental para o funcionamento eficiente de um sistema de DA. Com a dosagem controlada e quantidade apropriada de oxigênio, é possível alcançar melhorias na produção de AGVs e no rendimento de CH<sub>4</sub>, bem como na estabilidade geral do sistema.

## 6.2. Sintrofia Microbiológica: Arqueas Metanogênicas

Embora o domínio *arqueas* geralmente represente menos de 4% da população microbiana, estudos metagenômicos revelaram que aproximadamente 30% das proteínas liberadas no processo de DA pertencem a esse domínio. Entre as *arqueas* produtoras de CH<sub>4</sub>, destacam-se *Methanosaeta* acetoclástica, *Methanosarcina* e *Methanosarcina* hidrogenotrófica, *Methanoculleus*, *Methanobacteriales* e *Methanospirillum*, com uma predominância típica de metanogênicas acetoclásticas (Lim e Wang, 2013; Tang et al., 2009).



Contudo, em processos de DA com altas concentrações de AGVs, amônia e alta temperatura (termofílica, 55°C), a metanogênese hidrogenotrófica se torna a via dominante. Isso pode ser atribuído à maior resiliência dos metanogênicos hidrogenotróficos e das bactérias sintróficas oxidantes de acetato (BSOA) aos inibidores, em comparação com a *Methanosaeta* acetoclástica (Demirel e Scherer, 2008; Wang et al., 2015).

O aumento na hidrólise e acidogênese sob condições microaeróbias gera mais substrato para as *arqueas* metanogênicas, resultando em maior atividade metanogênica específica e rendimento final de CH<sub>4</sub> durante a DA microaerada. Além disso, como discutido anteriormente, a remoção de sulfeto e a estabilização do pH no ambiente microaerado cria condições ideais para o crescimento dessa classe de microrganismos. A microaeração também influencia diretamente a produção de CH<sub>4</sub>, modificando a via metabólica dominante dos metanogênicos (Fu et al., 2015; Lim e Wang, 2013).

Com a capacidade de utilizar acetato e hidrogênio para produzir CH<sub>4</sub>, juntamente com sua aerotolerância, a *Methanosarcina* é considerada a *arquea* dominante no sistema microaeróbio (Fu et al., 2015). Mas foi observada a transição do gênero dominante de *Methanosarcina* para *Methanoculleus* e da via acetotrófica para hidrogenotrófica após a microaeração (Ramos e Fdz-Polanco, 2013; Tang et al., 2009). Essa mudança entre as vias acetoclástica e hidrogenotrófica depende fortemente da atividade das BSOA (convertendo acetato em H<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub>) e de bactérias homoacetogênicas (reduzindo CO<sub>2</sub> a acetato) (Saini et al., 2011).

As BSOA comuns incluem *Thermacetogenium phaeum*, *Syntrophaceticus schinkii*, *Tepidanaerobacter acetatoxydans* e *Clostridium ultunense*. A predominância desse grupo de bactérias e metanogênicas hidrogenotróficas foi observada na co-digestão de diversos substratos em sistemas de DA em grande escala, ao contrário das metanogênicas acetoclásticas em processos de DA alimentados com lodo de esgoto (Ariesyady et al., 2007; Sundberg et al., 2013).

Em um sistema de digestão microaerada controlada, é possível alcançar uma maior conversão de AGVs em CH<sub>4</sub>, aumentando a eficiência do sistema. Sob essas condições microaeradas, os microrganismos heterótrofos facultativos podem participar da relação sintrófica entre as metanogênicas e as BSOA, conforme discutido anteriormente. A interação sintrófica tradicional entre BSOA e metanogênicas

hidrogenotróficas pode ser substituída pela interação sinérgica entre bactérias facultativas (produtoras de  $H_2$  e  $CO_2$ ) e metanogênicas hidrogenotróficas (consumidoras de  $H_2$  e  $CO_2$ ) (Zabranska e Pokorna, 2018).

Essa última combinação é energeticamente mais favorável e pode promover a estabilidade dos processos de DA operando em altas taxas de carga orgânica, desde que a microaeração seja cuidadosamente controlada. Portanto, as mudanças nos AGVs, concentração de  $H_2$  e  $CO_2$  no processos de DA sob condição microaerada pode afetar as comunidades *arqueas* e, conseqüentemente, a via metabólica dominante das metanogênicas (Nguyen e Khanal, 2018).

### 6.3. Comparações com Outras Tecnologias

As técnicas existentes tem como principais focos melhorar a produção de biogás , reduzir o impacto das emissões de  $H_2S$  durante a DA e promover a utilização sustentável de resíduos orgânicos para recuperação de energia. Normalmente, métodos de pós-tratamento tem sido amplamente empregado, o que tende a diminuir a qualidade do biogás durante o processo. No entanto, esses processos incorrem em custos adicionais, necessitando do uso de materiais absorventes e adsorventes para purificar o biogás (Farghali et al., 2020).

Dentre os métodos existentes, a microaeração surge como uma alternativa viável e econômica sugerida corriqueiramente na literatura. Este método oferece vantagens sobre outras técnicas, pois requer apenas a introdução de uma pequena quantidade de oxigênio no biorreator/biodigestor, o que propicia vantagens em diferentes níveis da DA (Chen et al., 2020).

Na Tabela 4 é possível observar um comparativo entre as diferentes técnicas utilizadas para o controle de  $H_2S$  em reatores anaeróbios, evidenciando suas principais vantagens e limitações de processo.

**Tabela 4 – Vantagens e desafios das tecnologias convencionais de controle de sulfeto.**

<b>Tecnologia</b>	<b>Vantagens</b>	<b>Desafios</b>
Precipitação de sulfeto metálico	Alta eficiência de remoção de sulfeto Operação simples Baixa toxicidade	Necessidade de fornecimento contínuo de produtos químicos Perda de volume de trabalho do digestor por precipitados Aumento da salinidade
Oxidação química	Alta eficiência de remoção de sulfeto Baixo consumo de energia Operação simples	Necessidade de fornecimento contínuo de produtos químicos Toxicidade de oxidantes químicos para metanogênicos Oxidação não seletiva de matéria orgânica
<b>Microaeração</b>	<b>Alta eficiência de remoção de sulfeto Hidrólise aprimorada do substrato Aplicável com altas cargas de sulfeto Recuperação de enxofre elementar</b>	<b>Perturbação do metabolismo anaeróbio Diluição de biogás (ou seja, conteúdo energético reduzido) Consumo de energia para aeração Risco de explosão</b>
Adsorção	Alta eficiência de remoção de sulfeto Disponibilidade de adsorventes de baixo custo Simplicidade do processo	Capacidade de adsorção limitada Adsorção não seletiva de produtos orgânicos ou íons Desativação de adsorventes por formação de biofilme Necessidade de substituição ou regeneração periódica de adsorventes
Supressão da sulfetogênese	Formação reduzida de sulfeto de hidrogênio tóxico Alívio da inibição competitiva de metanogênicos Carga reduzida no processo de atualização de biogás	Supressão transitória da atividade redutora de sulfato Potencial inibição de microrganismos benéficos Reações competitivas adicionais à metanogênese Possível formação de compostos indesejáveis

**Fonte:** Adaptado de Jung et al. (2022).

## 7. Desafios e Perspectivas a Sobre o Uso da Microaeração

Apesar de todas as vantagens evidenciadas até o momento sobre a aplicação da microaeração em sistemas de DA, implicações substanciais a respeito da implementação dessa tecnologia tem limitado o deslanche da sua utilização.

Um desafio crucial é o controle automático do processo de microaeração para implementação em larga escala. A exploração de sistemas automáticos de aquisição de dados em tempo real e de controle supervisorio para dosagem precisa da microaeração

é fundamental para que a tecnologia seja utilizada de forma eficiente e vantajosa economicamente (Chen et al., 2020).

Porém, nem todos os parâmetros físico-químicos podem ser monitorados online. Portanto, a investigação da composição e do comportamento dos microrganismos é uma ferramenta essencial para aprimorar o desempenho do sistema. Avaliar o crescimento microbiano e a cinética de degradação do substrato em sistemas de DA com base em microaeração a longo prazo será significativo e instrutivo para futuras pesquisas e instalações.

Outro fator que limita a ampla aplicação dos sistemas de DA baseados em microaeração é o custo adicional associado aos dispositivos de aeração e ao consumo de energia. Em alguns locais restritos, o tratamento de aeração pode ser inviável devido a restrições de espaço e custo. Na prática, o oxigênio pode ingressar nos digestores anaeróbios involuntariamente por meio da alimentação e da mistura (Chen et al., 2020).

No entanto, os possíveis efeitos dessa microaeração não são precisamente quantificados nem incorporados aos modelos padrão de DA. Portanto, são necessários mais estudos sobre a degradação da matéria orgânica e a sucessão da comunidade microbiana sob condições de aeração natural (sem aeração adicional) (Nguyen e Khanal, 2018).

No mais, é inegável os benefícios que um ambiente microaerado pode proporcionar a projetos de tratamento de efluentes e resíduos com o intuito de recuperação energética, a partir da atualização do biogás. Com isso, pesquisas em diferentes escalas de processos devem ser consideradas para que os atuais gargalos sobre a microaeração sejam sanados.

## 8. Material Suplementar: Tabelas com informações adicionais e comparativas.

**Tabela 1S** – Um resumo das estratégias utilizadas para controlar a inibição de sulfeto por DA e as condições sob as quais foram empregadas.

Método/Técnica	Princípio de trabalho	Condições operacionais recomendadas
Processo microaeração	O método utiliza oxigênio como aceptor de elétrons durante a oxidação do sulfeto, na qual o excesso de sulfeto é posteriormente transformado em enxofre elementar.	Reator de temperatura de $30 \pm 1^\circ\text{C}$ Adoção de águas residuais com maior relação carbono/nitrogênio (C/N) (1,26:1) para estimular o crescimento de bactérias heterotróficas. Taxa de aeração de 20mL/min para melhor remoção de sulfeto Razão molar ideal de 0,5–1 para $\text{O}_2 / \text{S}^{2-}$
Processo de precipitação	O método emprega metais com forte afinidade pelo enxofre, como ferro e zinco.	Valor ideal de pH (4,61–6,95) Alta faixa de temperatura ( $300\text{--}800^\circ\text{C}$ ) para precipitação de óxido metálico com $\text{H}_2\text{S}$ .
Processo de adsorção	Um material (adsorvato ou sorbato) se acumula na superfície de um sólido (adsorvente ou sorvente).	Alta área superficial do adsorvente ( $500\text{ m}^2/\text{g}$ ) Adsorvente quimicamente ativado Temperatura ideal de calcinação de $800^\circ\text{C}$ Métodos de pré-tratamento Grupos funcionais de nitrogênio, oxigênio e enxofre integrados à estrutura do carbono
<i>Stripping</i>	Um sistema físico no qual o ar e as águas residuais fluem em direções opostas sob transferência de massa.	Alta temperatura, $> 45^\circ\text{C}$ Torre de <i>stripping</i> para volatilização de $\text{H}_2\text{S}$
Lavagem úmida	O método utiliza água como adsorvente, uma vez que o $\text{H}_2\text{S}$ é mais solúvel em água do que o metano.	pH da solução de 7,61 A taxa de fluxo de gás é de cerca de 1,5 L/min Concentração de $\text{H}_2\text{O}_2$ de 0,2 mol/L Baixa temperatura ( $10^\circ\text{C}$ ) Ar limpo com pequenos vestígios de $\text{H}_2\text{S}$ é descarregado do reator e pode ser descarregado na atmosfera
Tecnologia biológica aeróbia	O processo envolve o uso de uma baixa concentração de OD para microrganismos para facilitar a acidificação da hidrólise.	Carga de entrada de gás superior a $55\text{ gS}/\text{H}_2\text{S m}^3\text{hora}$ Proporção 1:1 M de N/S Tempo de residência hidráulica de 36–40 h. Tempo de residência do gás de 41s. Faixa ideal de pH de 7–8.
Biofiltração	Os gases contaminados são transportados para o biofilme e através do biofiltro, onde os micróbios os utilizam como carbono ou fonte de energia. O $\text{H}_2\text{S}$ é posteriormente decomposto para produzir sulfato ou ácido sulfúrico.	Manter um baixo nível de oxigênio, $\leq 5\%$ . Condição de pH baixo de 2–3 Inoculação de comunidade microbiana para conversão de $\text{H}_2\text{S}$ em $\text{SO}_4^{2-}$ ou $\text{S}^0$

Fonte: Mutegoa & Sahini (2023)

**Tabela 2S** – Desempenho do processo de DA baseado em microaeração em estudos publicados.

Reator (volume)	Substrato	Intensidade de microaeração	Efeito positivo
<b>Escala de bancada</b>			
Reator de fluxo contínuo (2,5 L)	Lodo orgânico	OD de 0–0,1 mg/L	Aproximadamente 40% do lodo orgânico solubilizou após seu tratamento por 1–2 dias.
Reator em lote (0,5 L)	Lodo primário	Ar (~500mL/dia) adicionado intermitentemente 15s a cada minuto	Aumentou a hidrólise em 50–60%.
UAF+SOU (4,5 L + 2L)	Águas residuais	ORP controlado (–275 a –265 mV)	Sulfetos eliminados completamente; melhoria no rendimento de metano em 46%.
UASB (11 L)	Condensado de evaporador	Taxa de aeração de 0–5,5 mL/Lmin	A taxa de remoção de DQO aumentou de 40% para 80%
LBR (1 L)	Silagem de capim	Microaeração com vazão de 1 L/min	A produção de AGV aumentou 4 vezes.
Frasco Erlenmeyer (1,6 L)	Lodo primário	Taxa de microaeração de 0,00156 vvm	Aumentou a solubilização de DQO por hidrólise de carboidratos e proteínas.
CSTR (0,25 L)	Desperdício de alimentos, água amarela e água marrom	Pré-tratamento de microaeração de 37,5 mL <sub>O<sub>2</sub></sub> /L <sub>R</sub> -dia	Aumentou o rendimento de metano em 21% quando o pré-tratamento foi aplicado a substratos inoculados.
UASB (2,7 L)	Águas residuais sintética de cervejaria	Quantidade de ar de 1 L/dia	O enxofre elementar produzido por microaeração não se acumulou no lodo granular.
LBR + UASB (4,6 L + 10 L)	Desperdício de comida	129, 258, 387 L de ar/kg ST/dia com vazão de 1 L/min	Aumentou a hidrólise de carboidratos e proteínas em 38–64%; produz >3 vezes mais ácido acético e ácido butírico.
Biodigestor (4,5 L)	Águas residuais petroquímicas	OD de 0,2 a 0,3 mg/L (ORP médio de –210 mV)	Aumentou DBO <sub>5</sub> /DQO de 0,23 para 0,43; quase nenhum H <sub>2</sub> S detectado no gás residual.
Batelada (0,2 L)	Palha de milho	Cargas de ar de 0, 12,5, 25, 50 e 100 mL/L <sub>R</sub> -dia	Rendimento máximo cumulativo de metano de 216,8 mL/gSV <sub>substrato</sub> e eficiência máxima de remoção de SV de 54,3%.
Reator de vidro (5 L)	Lodo de esgoto	Taxa de fluxo de ar de 0,3 vvm	Aumentou o rendimento de metano em 211%.
Batelada (5 L)	Lodo misto	Taxa de fluxo de ar de 0,35 vvm	A produção de metano aumentou 114%.
EGSB (1 L)	Águas Residuais Municipais	OD de 0,2 mg/L	A taxa de remoção de sulfeto atingiu 100%.
CSTR (14 L)	Lodo primário e lodo ativado residual	0–6 volume de ar/gST/min	Produção de biogás aumentou 17,8%
EGSB (3,8)	Águas Residuais	Taxa de aeração de ar de 20 mL/min	As taxas de remoção de sulfeto e nitrato atingiram 100% e 53,8%.
<b>Escala piloto</b>			
CSTR+SOU (92 L + 1 L)	Águas residuais com alto teor de sólidos	7,2 L/dia	Removeu >99% de H <sub>2</sub> S.

CSTR (250 L)	Lodo	fluxo de oxigênio de 0,013–0,024 L/L <sub>reator</sub> dia	Removeu >99% de H <sub>2</sub> S.
Planta em escala piloto (250 L)	Lodo	Taxa de fluxo de oxigênio de 0,2–0,25 N m <sup>3</sup> O <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> de alimentação	Removeu >99% de H <sub>2</sub> S, com uma concentração final de ~55 mg/Nm <sup>3</sup> .
Reator piloto (256)	Lodo	Dosagem de O <sub>2</sub> de 0,46 NL/L <sub>alimentado</sub>	Removeu >99% de H <sub>2</sub> S.
Digestor anaeróbico (50 L)	Lodo primário	ORP controlado (–320 mV a –270 mV)	O H <sub>2</sub> S no biogás diminuiu de 6.000 ppm para 30 ppm.
CSTR (200 L)	Lodo de esgoto	O <sub>2</sub> de 0,02%–0,20% (v /v)	Todo o H <sub>2</sub> S foi rapidamente removido do biogás.
Biorreatores (12,5L; 25L; 50L)	Águas Residuais	Nível de OD de 3,0–4,0 mg/L.	Eficiência de redução de lodo aumentou de 42,9% para 68,3%
Reator(200 L)	Águas Residuais	Diferentes quantidades de ar foram dosadas para determinar a proporção ideal de ar para biogás	O teor de H <sub>2</sub> S diminuiu de 3.000 ppm para <100 ppm.
Digestor anaeróbico (338 m <sup>3</sup> )	Estrume de vaca	Taxa de adição de oxigênio de aproximadamente 1% da taxa de produção de biogás	Removeu cerca de 68,2% de H <sub>2</sub> S.
<b>Escala plena</b>			
Plantas em grande escala (1.600–30.000 m <sup>3</sup> )	Águas residuais municipais	Dosagem de ar de 0,28–6,0 m <sup>3</sup> /h	A eficiência de remoção de H <sub>2</sub> S foi de 74% –99%.
Planta em escala real (11.035 m <sup>3</sup> )	Águas residuais industriais e domésticas	OD de 0,5–1,0 mg/L	Baixo rendimento de lodo de 0,074 g SS/g DQO com alta eficiência de remoção de NH <sub>4</sub> -N, TN e DQO.

**Fonte:** Chen et al. (2020).

**Tabela 3S** – Comparação de custos de diferentes tecnologias para o controle de enxofre.

<b>Método</b>	<b>Considerações econômicas baseadas no custo de capital*</b>
Processo de microaeração	Menor custo operacional equivalente a 0,0019 EUR/m <sup>3</sup> de biogás tratado
Processo de adsorção	Relativamente caro, com um custo estimado de US\$ 2,3 por m <sup>3</sup> de biogás
Lavagem úmida	Ao empregar NaOH, custa cerca de US\$ 2,38/m <sup>3</sup> .
Biofiltração	O alto custo do tratamento é de quase US\$ 1,5/m <sup>3</sup> de biogás

\*Dados de custos baseados em estimativas para o ano 2015–2019 com conversão de moeda de 1EUR para 1,12 dólares americanos.

Fonte: Mutegoa & Sahini (2023)



**Tabela 4S** - Métodos de dessulfurização físico-químicos e biológicos, exceto microaeração.

Métodos físico-químicos	Reagente	Parâmetros	Situação	Comentários adicionais
Precipitação	Solução de cloreto de ferro	-	Digestor anaeróbico de pequena escala	Para sulfeto líquido
Esfregar	Hidróxido de sódio	Alta queda de pressão, longos tempos de residência	Contator co-corrente de dois estágios em escala de laboratório (purificador)	Para H <sub>2</sub> S gasoso Contatores de grande volume
Absorção física	Água	Pressurização de biogás	Coluna empacotada em contracorrente	Alto consumo de água para remoção simultânea de H <sub>2</sub> S e CO <sub>2</sub>
Absorção química	Soluções quelatadas com ferro	Temperatura do quarto Baixa pressão de gás 1,2–2,2 bar	Contator gás-líquido de contracorrente em escala de laboratório	Para H <sub>2</sub> S gasoso
	Hidróxido de sódio	-	-	Para H <sub>2</sub> S gasoso Altas concentrações de H <sub>2</sub> S
Adsorção química “seca”	Óxidos de ferro, esponja de ferro	Temperatura 25°C Pressão inferior a 2 kPa	Contatores gás-sólido de fluxo ascendente ou descendente em escala de laboratório (semi-lote)	Para H <sub>2</sub> S gasoso regeneração limitada (1x – 2x)
		Temperatura 40°C Pressão atmosférica	Geralmente dois leitos de reação	Capacidade 1000 Nm <sup>3</sup> gás/h Regeneração limitada
	Carvão ativado (AC)	T = 50–70 °C; Pressão 7–8 bar 300 mg H <sub>2</sub> S por 1 g de AC	Geralmente dois vasos para sistema contínuo	Para H <sub>2</sub> S gasoso Regeneração limitada Impregnação de AC necessária
Métodos biológicos	Aceitador de elétrons	Microrganismos dominantes	Situação	Comentários adicionais
Oxidação bioquímica	Oxigênio (O <sub>2</sub> puro ou ar)	BOS tais como <i>Thiobacillus</i> sp., <i>Sulfolobus</i> sp.	Digestor	Para H <sub>2</sub> S gasoso e líquido
			Filtro gotejante com material de embalagem	Para H <sub>2</sub> S gasoso
		<i>Thiobacillus</i> sp.	Filtro biológico (combinação de lavagem de água e oxidação biológica)	Para H <sub>2</sub> S gasoso
	Nitrito	Cultura de enriquecimento quimiolitotrófico	Biorreatores de filme fixo em escala de laboratório	Para H <sub>2</sub> S gasoso e líquido
			Biorreator em lote em escala de laboratório	Para sulfeto líquido
	Cultura pura de <i>Thiomicrospira</i> sp. CVO	Lote em escala de laboratório e biorreator contínuo	Para sulfeto líquido	

Fonte: Krayzelova et al. (2015)

**Tabela 5S** – Parâmetros relatados do uso da microaeração em diferentes reatores anaeróbios.

Reator (L)	Alimentação (proporção COD:S)	Reativo (ponto de dosagem)	Taxa de fluxo reativo	Razão O <sub>2</sub> :biogás (%)	Razão O <sub>2</sub> :H <sub>2</sub> S (g) (mol/mol)
Digestor mistura completa (10)	Lodo (40)	Ar (líquido)	1,6 L/dia	1,7–9,2	1,3–7,4
UASB (3)	Cervejaria sintética (95)	Ar (líquido)	1 L/dia	2,5	3.9
Digestor mistura completa (70)	Lodo (72)	O <sub>2</sub> (líquido)	ORP controlado (–320 a –270 mV)	n / D	n / D
Digestor mistura completa (7000)	Lodo (–)	92–98% O <sub>2</sub> ( <i>headspace</i> ou líq.)	5–34 L/m <sup>3</sup> dia	1	0,9–2
Digestor mistura completa (250)	Lodo (–)	O <sub>2</sub> ( <i>headspace</i> ou lodo rec.)	1,8–19 L de biogás m <sup>3</sup>	0,33–0,5	1
Digestor mistura completa (250)	Lodo (–)	O <sub>2</sub> (reciclo de lodo)	4,4–6,2 L/m <sup>3</sup> dia	0,44–0,62	1,9–2,8
Digestor mistura completa (338.000)	Estrume de vaca (-)	Ar (espaço superior)	1% da taxa de biogás	~1	1,8–4,4
Digestor mistura completa (265)	Lodo (–)	O <sub>2</sub> (líquido)	0,16–0,46 L/L <sub>alimentação</sub>	0,9–2,5	2,5–7
EGSB (4)	Vinhaça sintética (12)	O <sub>2</sub> (líquido)	0,37 L/dia	4.7	1.7
Digestor mistura completa (250)	Lodo (48–93)	O <sub>2</sub> ( <i>headspace</i> )	0,97 L/dia	0,6–12	2–3,4
Digestor mistura completa (250)	Lodo (96–188)	O <sub>2</sub> ( <i>headspace</i> ou lodo rec.)	0,25 L/L <sub>alimentação</sub>	1.4	1
Digestor mistura completa (250)	Lodo (143–310)	O <sub>2</sub> (reciclo de lodo)	0,25 L/L <sub>alimentação</sub>	1,2–1,5	1–1,4
Digestor mistura completa (250)	Lodo (137–296)	Ar (reciclo de lodo)	1,27 L/L <sub>alimentação</sub>	1,2–1,5	1–1,4
Digestor mistura completa (2 × 1.500.000)	Lodo (–)	Ar (reciclo de lodo)	n / D	1.1	3.7
Digestor mistura completa (2.100.000)	Lodo (–)	Ar (reciclo de lodo)	n / D	2.9	5.5
Digestor mistura completa (250)	Lodo (152–369)	O <sub>2</sub> ( <i>headspace</i> ou lodo rec.)	2,6–4,8 L/dia	1,3–2,4	0,7–1,3
Digestor mistura completa (11)	Lodo (–)	Ar (reciclo de lodo)	1,1 L/dia	2.1	n / D
CSTR + SOU (92 + 1)	Lodo (690)	O <sub>2</sub> (líquido)	7,2 L/dia	3	10–14
UASB (11)	Fábrica de celulose sulfito (45–60)	Ar (líquido)	45–90 L/dia	n / D	n / D
FBR (1,7)	Vinhaça sintética (144)	Ar (líquido)	1,2–1,5 L/dia	n / D	440–560
UAF + SOU (4,5 + 2)	Águas residuais Sintéticas (9)	O <sub>2</sub> (líquido)	ORP controlado (–275 a –265 mV)	n / D	n / D
Digestor mistura completa (5)	Resíduos sintéticos (69)	Ar	7,5% do gás evoluído	1–2,1	n / D
Digestor mistura completa	Resíduos agrícolas (-)	Ar ( <i>headspace</i> )	n / D	0,3–0,4	1,3–1,7

**Tabela 5S** – Parâmetros relatados do uso da microaeração em diferentes reatores anaeróbios (continuação).

Reator (L)	Tempo de residência do gás no <i>headspace</i> (h)	H <sub>2</sub> S <sub>(g)</sub> conc. sem microaeração (ppm)	Eficiência de remoção de H <sub>2</sub> S <sub>(g)</sub> (%)	H <sub>2</sub> S <sub>(d)</sub> + HS <sup>-</sup> <sub>(d)</sub> eficiência de remoção (%)	O <sub>2</sub> residual no biogás (%)
Digestor mistura completa (10)	n / D	13.000	≥99	68	n / D
UASB (3)	n / D	67.000	73	15	<0,1
Digestor mistura completa (70)	n / D	6.000	≥99	n / D	1–1,8
Digestor mistura completa (7000)	10	2500–4900	99	≈0	<0,1
Digestor mistura completa (250)	8	3300–5000	99	n / D	<0,1
Digestor mistura completa (250)	6	3400	90	≈0	<0,03
Digestor mistura completa (338.000)	1.4	2000–4000	68	n / D	n / D
Digestor mistura completa (265)	7,6–0,2	3500	0–99	n / D	1–2
EGSB (4)	2.4	25.000	72	40	4.1
Digestor mistura completa (250)	7,1–8,6	3.300–34.000	≥97	67–96	0,2–1
Digestor mistura completa (250)	6.3	13.000	≥98	88 (recirculação de biogás)	0,6
Digestor mistura completa (250)	6.6	12.000	97,5	≈0	1–1,4
Digestor mistura completa (250)	5.3	10.000	>99	≈0	1–1,4
Digestor mistura completa (2 × 1.500.000)	n / D	3300	99	n / D	n / D
Digestor mistura completa (2.100.000)	n / D	5600	99	n / D	n / D
Digestor mistura completa (250)	5–8	9.000–10.000	>99	≈0 (recirculação de lodo)	0,3–4,8
Digestor mistura completa (11)	n / D	34	92	n / D	n / D
CSTR + SOU (92 + 1)	n / D	1800–2600	>99	94	0,4–0,7
UASB (11)	n / D	5.000–23.000	–	20–30	n / D
FBR (1,7)	n / D	0,71 mg-S dia <sup>-1</sup>	>82	>52	n / D
UAF + SOU (4,5 + 2)	n / D	78.000	>99	99	n / D
Digestor mistura completa (5)	n / D	680	99	n / D	n / D
Digestor mistura completa	2,5	2500	88	n / D	n / D

**Fonte:** Krayzelova et al. (2015)

## Referências

- Allegue, L. B., Hinge, J., & Allé, K. (2012). *Biogas and bio-syngas upgrading*.
- Ángeles Torres, R., Marín, D., Marín, D., Rodero, M. del R., Rodero, M. del R., Pascual, C., González-Sánchez, A., de Godos Crespo, I., de Godos Crespo, I., Lebrero, R., Lebrero, R., & Torre, R. M. (2020). Biogas treatment for H<sub>2</sub>S, CO<sub>2</sub>, and other contaminants removal. *From Biofiltration to Promising Options in Gaseous Fluxes Biotreatment: Recent Developments, New Trends, Advances, and Opportunities*, 153–176. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819064-7.00008-X>
- Angle, J. C., Morin, T. H., Solden, L. M., Narrowe, A. B., Smith, G. J., Borton, M. A., Rey-Sánchez, C., Daly, R. A., Mirfenderesgi, G., Hoyt, D. W., Riley, W. J., Miller, C. S., Bohrer, G., & Wrighton, K. C. (2017). Methanogenesis in oxygenated soils is a substantial fraction of wetland methane emissions. *Nature Communications*, 8(1), 1567. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01753-4>
- APHA. (2005). *Standard methods for the examination of water and waste water* (A. D. Eaton & M. A. H. Franson, Eds.; Illustrated, Vol. 21). APHA-AWWA-WEF.
- Appels, L., Baeyens, J., Degreè, J., & Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34(6), 755–781. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2008.06.002>
- Ariesyady, H., Ito, T., & Okabe, S. (2007). Functional bacterial and archaeal community structures of major trophic groups in a full-scale anaerobic sludge digester. *Water Research*, 41(7), 1554–1568. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.12.036>
- Botheju, D., Lie, B., & Bakke, R. (2010). Oxygen Effects in Anaerobic Digestion - II. *Modeling, Identification and Control: A Norwegian Research Bulletin*, 31(2), 55–65. <https://doi.org/10.4173/mic.2010.2.2>
- Brioukhanov, A. L., & Netrusov, A. I. (2007). Aerotolerance of strictly anaerobic microorganisms and factors of defense against oxidative stress: A review. *Applied Biochemistry and Microbiology*, 43(6), 567–582. <https://doi.org/10.1134/S0003683807060014>
- Chen, Q., Wu, W., Qi, D., Ding, Y., & Zhao, Z. (2020). Review on microaeration-based anaerobic digestion: State of the art, challenges, and perspectives. *Science of The Total Environment*, 710, 136388. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136388>

- de Arespacochaga, N., Valderrama, C., Mesa, C., Bouchy, L., & Cortina, J. L. (2014). Biogas biological desulphurisation under extremely acidic conditions for energetic valorisation in Solid Oxide Fuel Cells. *Chemical Engineering Journal*, 255, 677–685. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.06.073>
- Demirel, B., & Scherer, P. (2008). The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 7(2), 173–190. <https://doi.org/10.1007/s11157-008-9131-1>
- Díaz, I., Díaz-Curbelo, A., Ignacio Matute, K., Fdz-Polanco, M., & Pérez-Elvira, S. I. (2021). Influence of the operating conditions of the intermediate thermal hydrolysis on the energetic efficiency of the sludge treatment process. *Bioresource Technology*, 333, 125114. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125114>
- Díaz, I., Donoso-Bravo, A., & Fdz-Polanco, M. (2011). Effect of microaerobic conditions on the degradation kinetics of cellulose. *Bioresource Technology*, 102(21), 10139–10142. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.096>
- Díaz, I., Lopes, A. C., Pérez, S. I., & Fdz-Polanco, M. (2010). Performance evaluation of oxygen, air and nitrate for the microaerobic removal of hydrogen sulphide in biogas from sludge digestion. *Bioresource Technology*, 101(20), 7724–7730. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.04.062>
- Díaz, I., Lopes, A. C., Pérez, S. I., & Fdz-Polanco, M. (2011). Determination of the optimal rate for the microaerobic treatment of several H<sub>2</sub>S concentrations in biogas from sludge digesters. *Water Science and Technology*, 64(1), 233–238. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.648>
- Díaz, I., Ramos, I., & Fdz-Polanco, M. (2015). Economic analysis of microaerobic removal of H<sub>2</sub>S from biogas in full-scale sludge digesters. *Bioresource Technology*, 192, 280–286. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.05.048>
- Ezraty, B., Gennaris, A., Barras, F., & Collet, J.-F. (2017). Oxidative stress, protein damage and repair in bacteria. *Nature Reviews Microbiology*, 15(7), 385–396. <https://doi.org/10.1038/nrmicro.2017.26>
- Farghali, M., Andriamanohiarisoamanana, F. J., Ahmed, M. M., Kotb, S., Yamamoto, Y., Iwasaki, M., Yamashiro, T., & Umetsu, K. (2020). Prospects for biogas production and H<sub>2</sub>S control from the anaerobic digestion of cattle manure: The influence of

- microscale waste iron powder and iron oxide nanoparticles. *Waste Management*, 101, 141–149. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.10.003>
- Fdz.-Polanco, M., Díaz, I., Pérez, S. I., Lopes, A. C., & Fdz.-Polanco, F. (2009). Hydrogen sulphide removal in the anaerobic digestion of sludge by micro-aerobic processes: pilot plant experience. *Water Science and Technology*, 60(12), 3045–3050. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.738>
- Fu, H., Yuan, J., & Gao, H. (2015). Microbial oxidative stress response: Novel insights from environmental facultative anaerobic bacteria. *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 584, 28–35. <https://doi.org/10.1016/j.abb.2015.08.012>
- Garcia-Ochoa, F., & Gomez, E. (2009). Bioreactor scale-up and oxygen transfer rate in microbial processes: An overview. *Biotechnology Advances*, 27(2), 153–176. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.10.006>
- Giroto, F., Peng, W., Rafieenia, R., & Cossu, R. (2018). Effect of Aeration Applied During Different Phases of Anaerobic Digestion. *Waste and Biomass Valorization*, 9(2), 161–174. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9785-9>
- Horne, A. J., & Lessner, D. J. (2013). Assessment of the oxidant tolerance of *Methanosarcina acetivorans*. *FEMS Microbiology Letters*, 343(1), 13–19. <https://doi.org/10.1111/1574-6968.12115>
- Jagadabhi, P. S., Kaparaju, P., & Rintala, J. (2010). Effect of micro-aeration and leachate replacement on COD solubilization and VFA production during mono-digestion of grass-silage in one-stage leach-bed reactors. *Bioresource Technology*, 101(8), 2818–2824. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.10.083>
- Janssen, A. J. H., Sleyster, R., van der Kaa, C., Jochemsen, A., Bontsema, J., & Lettinga, G. (1995). Biological sulphide oxidation in a fed-batch reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, 47(3), 327–333. <https://doi.org/10.1002/bit.260470307>
- Jenicek, P., Celis, C. A., Krayzelova, L., Anferova, N., & Pokorna, D. (2014). Improving products of anaerobic sludge digestion by microaeration. *Water Science and Technology*, 69(4), 803–809. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.779>
- Johansen, J.-E., & Bakke, R. (2006). Enhancing hydrolysis with microaeration. *Water Science and Technology*, 53(8), 43–50. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.234>

- Jung, H., Kim, D., Choi, H., & Lee, C. (2022). A review of technologies for in-situ sulfide control in anaerobic digestion. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 157). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.112068>
- Khanal, S. K., & Huang, J.-C. (2003). ORP-based oxygenation for sulfide control in anaerobic treatment of high-sulfate wastewater. *Water Research*, 37(9), 2053–2062. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00618-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00618-8)
- Kobayashi, T., Li, Y.-Y., Kubota, K., Harada, H., Maeda, T., & Yu, H.-Q. (2012). Characterization of sulfide-oxidizing microbial mats developed inside a full-scale anaerobic digester employing biological desulfurization. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 93(2), 847–857. <https://doi.org/10.1007/s00253-011-3445-6>
- Kraakman, N. J. R., Diaz, I., Fdz-Polanco, M., & Muñoz, R. (2023). Large-scale microaerobic digestion studies at municipal water resource recovery facilities for process-integrated biogas desulfurization. *Journal of Water Process Engineering*, 53, 103643. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2023.103643>
- Krayzelova, L., Bartacek, J., Díaz, I., Jeison, D., Volcke, E. I. P., & Jenicek, P. (2015). Microaeration for hydrogen sulfide removal during anaerobic treatment: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14(4), 703–725. <https://doi.org/10.1007/s11157-015-9386-2>
- Lim, J. W., Chiam, J. A., & Wang, J.-Y. (2014). Microbial community structure reveals how microaeration improves fermentation during anaerobic co-digestion of brown water and food waste. *Bioresource Technology*, 171, 132–138. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.050>
- Lim, J. W., & Wang, J.-Y. (2013). Enhanced hydrolysis and methane yield by applying microaeration pretreatment to the anaerobic co-digestion of brown water and food waste. *Waste Management*, 33(4), 813–819. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.11.013>
- Liu, C.-G., Xue, C., Lin, Y.-H., & Bai, F.-W. (2013). Redox potential control and applications in microaerobic and anaerobic fermentations. *Biotechnology Advances*, 31(2), 257–265. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2012.11.005>
- Migdisov, A. A., Williams-Jones, A. E., Lakshtanov, L. Z., & Alekhin, Y. V. (2002). Estimates of the second dissociation constant of H<sub>2</sub>S from the surface sulfidation of crystalline

- sulfur. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 66(10), 1713–1725.  
[https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(01\)00896-1](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(01)00896-1)
- Morris, R. L., & Schmidt, T. M. (2013). Shallow breathing: bacterial life at low O<sub>2</sub>. *Nature Reviews Microbiology*, 11(3), 205–212. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2970>
- Muñoz, R., Meier, L., Diaz, I., & Jeison, D. (2015). A review on the state-of-the-art of physical/chemical and biological technologies for biogas upgrading. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14(4), 727–759.  
<https://doi.org/10.1007/s11157-015-9379-1>
- Mutegoa, E., & Sahini, M. G. (2023). Approaches to mitigation of hydrogen sulfide during anaerobic digestion process – A review. In *Heliyon* (Vol. 9, Issue 9). Elsevier Ltd.  
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e19768>
- Ndegwa, P. M., Wang, L., & Vaddella, V. K. (2007). Potential strategies for process control and monitoring of stabilization of dairy wastewaters in batch aerobic treatment systems. *Process Biochemistry*, 42(9), 1272–1278.  
<https://doi.org/10.1016/j.procbio.2007.06.001>
- Nghiem, L. D., Manassa, P., Dawson, M., & Fitzgerald, S. K. (2014). Oxidation reduction potential as a parameter to regulate micro-oxygen injection into anaerobic digester for reducing hydrogen sulphide concentration in biogas. *Bioresource Technology*, 173, 443–447. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.052>
- Nguyen, D., & Khanal, S. K. (2018). A little breath of fresh air into an anaerobic system: How microaeration facilitates anaerobic digestion process. *Biotechnology Advances*, 36(7), 1971–1983. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.08.007>
- Nguyen, D., Wu, Z., Shrestha, S., Lee, P. H., Raskin, L., & Khanal, S. K. (2019). Intermittent micro-aeration: New strategy to control volatile fatty acid accumulation in high organic loading anaerobic digestion. *Water Research*, 166, 115080.  
<https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2019.115080>
- Nguyen, P. H. L., Kuruparan, P., & Visvanathan, C. (2007). Anaerobic digestion of municipal solid waste as a treatment prior to landfill. *Bioresource Technology*, 98(2), 380–387. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.12.018>
- Okoro, O. V., & Sun, Z. (2019). Desulphurisation of Biogas: A Systematic Qualitative and Economic-Based Quantitative Review of Alternative Strategies. *ChemEngineering*, 3(3), 76. <https://doi.org/10.3390/chemengineering3030076>



- Petersson, A., & Wellinger, A. (2009). *Biogas upgrading technologies-developments and innovations Task 37-Energy from biogas and landfill gas*. [www.iea-biogas.net](http://www.iea-biogas.net).
- Ramos, I., & Fdz-Polanco, M. (2013). The potential of oxygen to improve the stability of anaerobic reactors during unbalanced conditions: Results from a pilot-scale digester treating sewage sludge. *Bioresource Technology*, *140*, 80–85. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.04.066>
- Ramos, I., Peña, M., & Fdz-Polanco, M. (2014). Where does the removal of H<sub>2</sub>S from biogas occur in microaerobic reactors? *Bioresource Technology*, *166*, 151–157. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.058>
- Ramos, I., Pérez, R., & Fdz-Polanco, M. (2014). The headspace of microaerobic reactors: Sulphide-oxidising population and the impact of cleaning on the efficiency of biogas desulphurisation. *Bioresource Technology*, *158*, 63–73. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.02.001>
- Rodríguez, E., Lopes, A., Fdz.-Polanco, M., Stams, A. J. M., & García-Encina, P. A. (2012). Molecular analysis of the biomass of a fluidized bed reactor treating synthetic vinasse at anaerobic and micro-aerobic conditions. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *93*(5), 2181–2191. <https://doi.org/10.1007/s00253-011-3529-3>
- Saini, R., Kapoor, R., Kumar, R., Siddiqi, T. O., & Kumar, A. (2011). CO<sub>2</sub> utilizing microbes — A comprehensive review. *Biotechnology Advances*, *29*(6), 949–960. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2011.08.009>
- Sarker, S., Lamb, J. J., Hjelme, D. R., & Lien, K. M. (2018). Overview of recent progress towards in-situ biogas upgradation techniques. *Fuel*, *226*, 686–697. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.04.021>
- Sawatdeenarunat, C., Sung, S., & Khanal, S. K. (2017). Enhanced volatile fatty acids production during anaerobic digestion of lignocellulosic biomass via micro-oxygenation. *Bioresource Technology*, *237*, 139–145. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.029>
- Shrestha, S., Fonoll, X., Khanal, S. K., & Raskin, L. (2017). Biological strategies for enhanced hydrolysis of lignocellulosic biomass during anaerobic digestion: Current status and future perspectives. *Bioresource Technology*, *245*, 1245–1257. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.089>

- Stewart, P. S., & Franklin, M. J. (2008). Physiological heterogeneity in biofilms. *Nature Reviews Microbiology*, 6(3), 199–210. <https://doi.org/10.1038/nrmicro1838>
- Sundberg, C., Al-Soud, W. A., Larsson, M., Alm, E., Yekta, S. S., Svensson, B. H., Sørensen, S. J., & Karlsson, A. (2013). 454 pyrosequencing analyses of bacterial and archaeal richness in 21 full-scale biogas digesters. *FEMS Microbiology Ecology*, 85(3), 612–626. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12148>
- Tang, K., Baskaran, V., & Nemati, M. (2009). Bacteria of the sulphur cycle: An overview of microbiology, biokinetics and their role in petroleum and mining industries. *Biochemical Engineering Journal*, 44(1), 73–94. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2008.12.011>
- van der Zee, F. P., Villaverde, S., García, P. A., & Fdz.-Polanco, F. (2007). Sulfide removal by moderate oxygenation of anaerobic sludge environments. *Bioresource Technology*, 98(3), 518–524. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2006.02.011>
- Wang, H., Fotidis, I. A., & Angelidaki, I. (2015). Ammonia effect on hydrogenotrophic methanogens and syntrophic acetate-oxidizing bacteria. *FEMS Microbiology Ecology*, 91(11), fiv130. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiv130>
- Wase, D. A. J., & Forster, C. F. (1984). Biogas — Fact or fantasy. *Biomass*, 4(2), 127–142. [https://doi.org/10.1016/0144-4565\(84\)90061-1](https://doi.org/10.1016/0144-4565(84)90061-1)
- Xu, S., Selvam, A., & Wong, J. W. C. (2014). Optimization of micro-aeration intensity in acidogenic reactor of a two-phase anaerobic digester treating food waste. *Waste Management*, 34(2), 363–369. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.038>
- Yin, J., Yu, X., Zhang, Y., Shen, D., Wang, M., Long, Y., & Chen, T. (2016). Enhancement of acidogenic fermentation for volatile fatty acid production from food waste: Effect of redox potential and inoculum. *Bioresource Technology*, 216, 996–1003. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.053>
- Zabranska, J., & Pokorna, D. (2018). Bioconversion of carbon dioxide to methane using hydrogen and hydrogenotrophic methanogens. *Biotechnology Advances*, 36(3), 707–720. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2017.12.003>
- Zhu, M., Lü, F., Hao, L.-P., He, P.-J., & Shao, L.-M. (2009). Regulating the hydrolysis of organic wastes by micro-aeration and effluent recirculation. *Waste Management*, 29(7), 2042–2050. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.12.023>