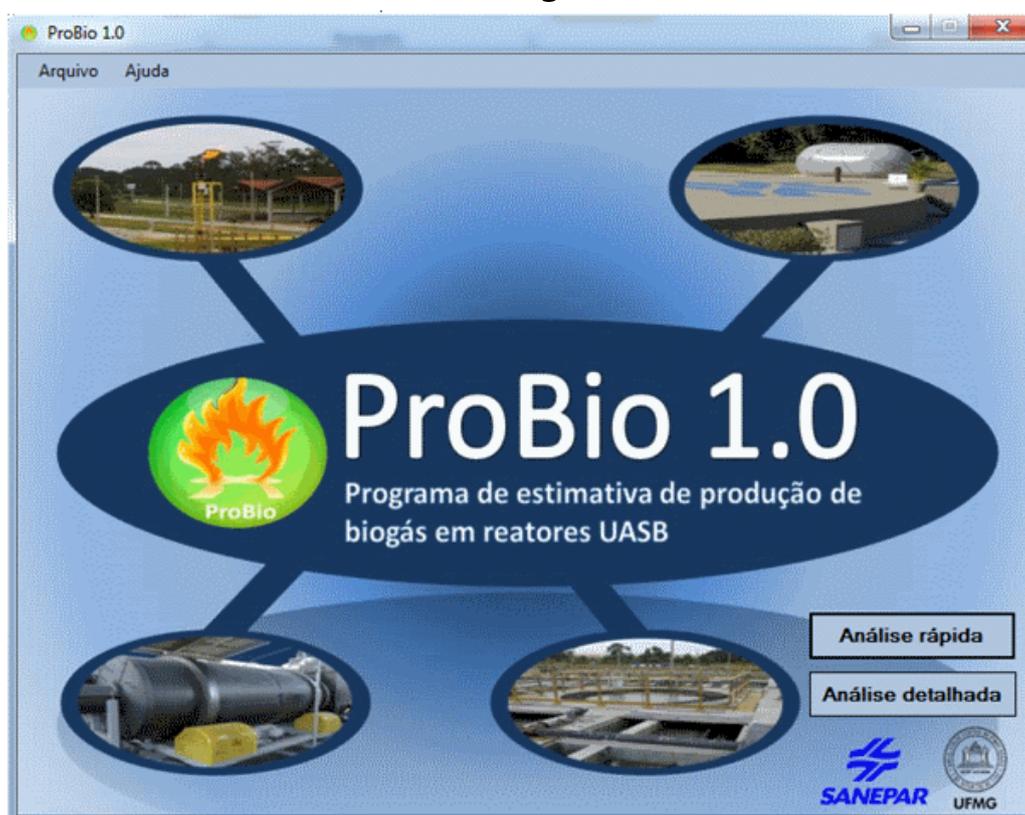


ProBio 1.0



Programa de estimativa de produção de biogás em reatores UASB

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA



Versão 1.0

2015

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA



ProBio 1.0



Programa de estimativa de produção de biogás em reatores UASB

O ProBio 1.0 é um programa computacional para estimativa da produção de biogás em reatores UASB, sendo seu uso livre e seus direitos reservados a equipe técnica de desenvolvimento. O programa foi desenvolvido por meio de uma parceria técnica e científica entre a Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar) e a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Os elaboradores do programa não se responsabilizam sobre seu uso.

Versão do programa: 1.0

Ano: 2015

Sistema operacional: Windows®

Coordenação:

Gustavo Rafael Collere Possetti – Sanepar

Carlos Augusto Lemos Chernicharo – UFMG

Equipe técnica:

Charles Carneiro – Sanepar

Gustavo Rafael Collere Possetti – Sanepar

Julio Cezar Rietow – Sanepar

Renan Felipe Luckow – Sanepar

Thaisa Carolina Ferreira Waiss – Sanepar

Carlos Augusto Lemos Chernicharo – UFMG

Cláudio Leite de Souza – UFMG

Lívia Cristina da Silva Lobato – UFMG

Programação:

Gustavo Rafael Collere Possetti – Sanepar

Julio Cezar Rietow – Sanepar

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	5
2. DIGESTÃO ANAERÓBIA E PRODUÇÃO DE METANO	5
3. APLICABILIDADE DA TECNOLOGIA ANAERÓBIA	7
4. REATORES UASB NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO.....	9
5. COMPOSIÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO BIOGÁS.....	12
6. RECUPERAÇÃO E UTILIZAÇÃO DO BIOGÁS.....	14
7. MEDIÇÕES DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM REATORES UASB	17
8. MODELOS DE ESTIMATIVA DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM REATORES UASB.....	19
9. MODELO MATEMÁTICO DE ESTIMATIVA DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM REATORES UASB PROPOSTO POR LOBATO (2011)	22
10. REFERÊNCIAS.....	30

1. INTRODUÇÃO

Objetivando aumentar o número de municípios com acesso aos serviços de saneamento, sobretudo no que diz respeito ao esgotamento sanitário, o governo brasileiro estabeleceu, por meio da Lei nº 11.445/2007, diretrizes para a elaboração do Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB). Esse plano tem como meta a universalização dos serviços de saneamento e prevê investimentos no setor da ordem de R\$ 500 bilhões a serem empregados entre os anos de 2010 e 2033 (PLANSAB, 2013).

Os investimentos a serem realizados também proporcionarão uma maior discussão sobre as potencialidades energéticas intrínsecas ao saneamento, até então não exploradas pelas companhias de saneamento no Brasil. De acordo com o Balanço Energético Nacional (BEN), em 2013, o setor de saneamento foi responsável por 2,6% de toda a energia elétrica consumida no país (BEN, 2014). Desse modo, o potencial energético oriundo dos processos de tratamento de resíduos sólidos e esgotos domésticos podem ser empregados para a diminuição dos custos atrelados ao consumo de energia elétrica por parte dos serviços de saneamento.

Diante do quadro desafiador inerente à coleta e ao tratamento de esgoto no Brasil, aliado aos problemas econômicos nacionais, as empresas de saneamento buscam cada vez mais por tecnologias simplificadas de coleta e tratamento dos esgotos domésticos. Por isso, os sistemas anaeróbios, em especial aqueles baseados em reatores UASB, estão sendo muito utilizados no Brasil, pois os recursos financeiros necessários para sua construção e operação tipicamente são menos onerosos que aqueles exigidos por sistemas com natureza aeróbia. Além disso, os reatores UASB possibilitam a produção de biogás, um composto que pode ser utilizado para fins energéticos dentro do próprio sistema de tratamento de esgoto (CHERNICHARO, 2007).

2. DIGESTÃO ANAERÓBIA E PRODUÇÃO DE METANO

A produção de metano ocorre em diferentes ambientes naturais, tais como pântanos, solo, sedimentos de rios, lagos e mares, assim como nos órgãos digestivos de animais ruminantes, onde o potencial redox é da ordem de -300 mv. Estima-se que a digestão anaeróbia, com formação de metano, seja responsável pela completa mineralização de 5 a 10% de toda a matéria orgânica disponível na terra.

A digestão anaeróbia representa um sistema ecológico delicadamente balanceado, envolvendo processos metabólicos complexos, que ocorrem em etapas sequenciais (Figura 1) e que dependem da atividade de, no mínimo, três grupos fisiológicos de microrganismos: i) bactérias fermentativas (ou acidogênicas); ii) bactérias sintróficas (ou acetogênicas); e, iii) microrganismos metanogênicos.

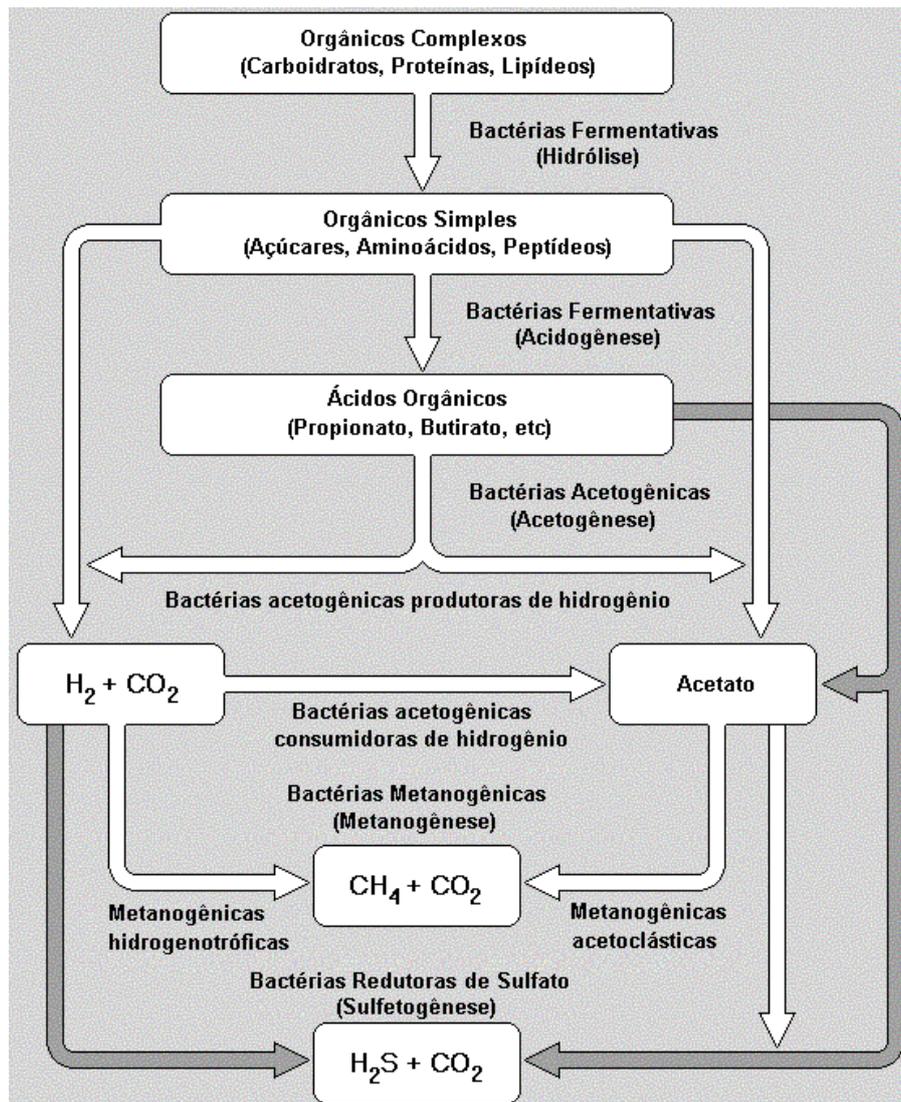


Fig. 1 – Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.
 Fonte: adaptado de LETTINGA *et al.* (1996).

Cada grupo microbiano tem funções específicas. As bactérias fermentativas acidogênicas convertem, por hidrólise e fermentação, os compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em outros compostos mais simples, principalmente ácidos orgânicos, além de hidrogênio e dióxido de carbono. Os microrganismos sintróficos acetogênicos convertem compostos orgânicos intermediários, como propionato e butirato, em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Por fim, o acetato e o hidrogênio produzidos nas etapas anteriores são convertidos em metano e dióxido de carbono. Esta conversão é efetuada por um grupo especial de microrganismos, denominados arqueas metanogênicas, os quais são procariontes estritamente anaeróbios. Os microrganismos metanogênicos dependem do substrato fornecido pelas bactérias formadoras de ácidos, configurando, portanto, uma interação sintrófica.

Além das rotas metabólicas e grupos microbianos descritos anteriormente, o processo de digestão anaeróbia pode incluir, ainda, a fase de redução de sulfatos e formação de sulfetos ou, simplesmente, sulfetogênese. Neste processo, sulfato, sulfito e outros compostos sulfurados são reduzidos a sulfeto, através da ação de um grupo de bactérias anaeróbias estritas, denominadas bactérias redutoras de sulfato (ou bactérias sulforedutoras). A predominância dessa fase, em detrimento da metanogênese, depende essencialmente da composição química do substrato (presença significativa de sulfato) e das condições operacionais do reator.

3. APLICABILIDADE DA TECNOLOGIA ANAERÓBIA

Nos últimos anos, tem-se verificado o aumento do número de estações de tratamento de esgoto (ETE) doméstico no Brasil. Nesse sentido, a tecnologia anaeróbia tem sido amplamente utilizada.

Uma profunda discussão sobre a evolução e aplicabilidade da tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgoto doméstico é apresentada em Lettinga *et al.* (1993), Seghezzeo *et al.* (1998), Foresti (2002) e von Sperling e Chernicharo (2005), onde são destacadas as diversas características favoráveis dos processos anaeróbios, como o baixo custo, simplicidade operacional e baixa produção de sólidos. Essas vantagens aliadas às condições ambientais favoráveis dos países de clima quente, como o Brasil, onde há predominância de elevadas temperaturas durante praticamente todo o ano, têm contribuído para a colocação dos sistemas anaeróbios em posição de destaque, particularmente, os reatores UASB.

Em relação às condições ambientais favoráveis, ressalta-se que a aplicabilidade da tecnologia anaeróbia depende de forma muito mais significativa da temperatura do esgoto, devido à baixa atividade dos microrganismos anaeróbios em temperaturas abaixo de 20 °C e à inviabilidade de aquecimento dos reatores. Isso porque o esgoto doméstico é bem mais diluído que o efluente industrial, resultando em baixas taxas de produção volumétrica de gás metano, o que torna antieconômica a sua utilização como fonte de energia para aquecimento do próprio reator. Dessa forma, o tratamento anaeróbio de esgoto doméstico torna-se bem mais atrativo para os países de clima tropical e subtropical (CHERNICHARO, 2007).

A Figura 2 apresenta as rotas de conversão de matéria orgânica no sistema anaeróbio e no sistema aeróbio.

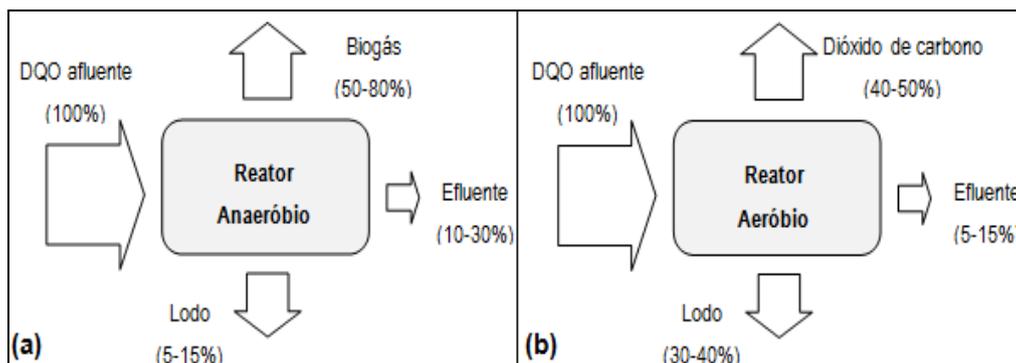


Fig. 2 – Rotas de conversão de matéria orgânica: a) sistema anaeróbio e b) sistema aeróbio.

Fonte: CHERNICHARO (2007).

A partir desses diagramas podem-se visualizar algumas das vantagens da digestão anaeróbia, em relação ao tratamento aeróbio, notadamente no que se refere à produção de biogás e à baixa produção de sólidos.

Nos sistemas aeróbios, do total de matéria orgânica que entra no sistema, cerca de 40 a 50% é degradada biologicamente, com a conseqüente conversão em dióxido de carbono (CO_2), cerca de 30 a 40% da matéria orgânica afluente é convertida em novas células microbianas (biomassa) e 5 a 15% da matéria orgânica não convertida em CO_2 ou biomassa, correspondente ao material não degradado, deixa o sistema junto ao efluente. Já nos sistemas anaeróbios, do total de matéria orgânica que entra no sistema, cerca de 50 a 80% é convertida em biogás, do qual pode ser aproveitado o potencial energético do metano (CH_4). Ao contrário dos sistemas aeróbios, apenas uma pequena parcela da matéria orgânica afluente ao sistema é convertida em novas células microbianas (cerca de 5 a 15%). O material não convertido em biogás ou biomassa sai do reator como material não degradado (10 a 30%).

O desenvolvimento das técnicas de digestão anaeróbia tem sido impulsionado pela intensificação das políticas de utilização de fontes de energia renováveis e da crescente demanda pela redução da emissão de gases do efeito estufa (GEE) para a atmosfera, constituindo em uma importante ferramenta para a proteção ambiental e recuperação de energia.

Keller e Hartley (2003) apresentam uma correlação entre o método de tratamento de águas residuárias (aeróbio ou anaeróbio) e o balanço energético, particularmente no que diz respeito às emissões de gases de efeito estufa (GEE). Esses autores demonstram como a mudança de tecnologia de tratamento pode alterar o impacto em termos de consumo de energia e produção de gases de efeito estufa. O processo de remoção de DQO, seja ele aeróbio ou anaeróbio, tem um grande impacto sobre a produção de GEE, sendo que a produção de CO_2 por DQO removida em processos aeróbios é o dobro da produção de CO_2 em processos principalmente anaeróbios. Com os processos de

tratamento totalmente aeróbios, os gases de efeito estufa produzidos na geração de energia externa necessária ao processo (na maioria das vezes derivada de combustíveis fósseis) são significativamente superiores aos da produção de CO₂ a partir do tratamento com etapas anaeróbias e aeróbias.

Com o tratamento anaeróbio, a energia gerada a partir do metano pode compensar amplamente a energia externa necessária para o processo de tratamento aeróbio. Por exemplo, substituindo a digestão aeróbia de lodo por digestão anaeróbia, a produção de CO₂ a partir de geração de energia pode ser reduzida em quase 60%. A coleta e utilização do metano são essenciais para manter uma baixa produção de GEE. Em geral, a degradação anaeróbia, em grande parte, da matéria orgânica parece economicamente e tecnicamente viável, e traria grandes benefícios ambientais em termos de geração de gases de efeito de estufa.

Segundo Lettinga (2005) sistemas de tratamento baseados na rota natural de mineralização biológica, com o tempo, irão se impor como soluções de desenvolvimento sustentável, na medida em que essa tecnologia aponta no sentido da autossuficiência e economia de recursos. Os reatores UASB, como principais representantes da tecnologia de tratamento anaeróbio, participariam de um sistema de produção de recursos aproveitáveis para a sociedade, na medida em que os reatores anaeróbios removem grande quantidade da matéria orgânica afluyente e geram subprodutos utilizáveis, tais como o lodo excedente e o biogás.

4. REATORES UASB NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

A origem aperfeiçoada dos reatores UASB deu-se na Holanda na década de 1970, após pesquisas realizadas pela Universidade de Wageningen chefiadas pelo professor Gatzke Lettinga. A tecnologia UASB rapidamente se espalhou pelos países tropicais como Colômbia, Índia e Brasil. Nesse último, a aceitação da tecnologia UASB foi notória, colocando-o atualmente em posição de vanguarda em nível mundial. É comum em algumas regiões do Brasil a utilização do termo reator anaeróbio de lodo fluidizado (RALF) para designação dos reatores UASB (JORDÃO e PESSÔA, 2011).

De acordo com Lettinga (2005), o uso da tecnologia UASB pode ser entendido como uma alternativa de tratamento com vistas ao desenvolvimento sustentável. Apontando no sentido da autossuficiência e economia de recursos, os reatores UASB geram como subprodutos em seu tratamento materiais que podem ser reaproveitados pela sociedade, como, por exemplo, o lodo excedente na agricultura e o biogás como energia.

Os princípios inerentes ao tratamento de esgoto em uma ETE contendo reatores UASB são simples. Após o esgoto passar pelo tratamento preliminar (gradeamento e

desarenador), ele é conduzido até um tanque difusor no centro superior do reator UASB, onde então é dividido em partes iguais por meio de tubos difusores que levam o esgoto até o fundo do reator. Dessa forma, o esgoto, em fluxo ascendente, é misturado com uma manta de lodo previamente formada ou inoculada, sendo essa rica em microrganismos anaeróbios. A matéria orgânica presente no esgoto adere nessa manta, onde, então, é degradada e estabilizada por meio da atividade microbológica do sistema, transformando-se em produtos mais estáveis como água, biogás, lodo e espuma (CAMPOS, 2000).

Como há a formação de biogás na manta de lodo, é comum o arraste de partículas sólidas para a parte superior do reator. Assim, torna-se necessária a instalação de um separador trifásico (gases, sólidos e líquidos) no reator, fazendo com que a parte sólida retorne à manta de lodo. O biogás coletado pode ser então destruído em queimadores ou aproveitado para fins energéticos. Já o efluente tratado é conduzido até uma canaleta, a partir da qual é destinado diretamente para o corpo receptor ou para uma etapa complementar de tratamento (CHERNICHARO, 2007). Para um melhor entendimento de seu funcionamento, a Figura 3 traz a representação esquemática da tecnologia UASB.

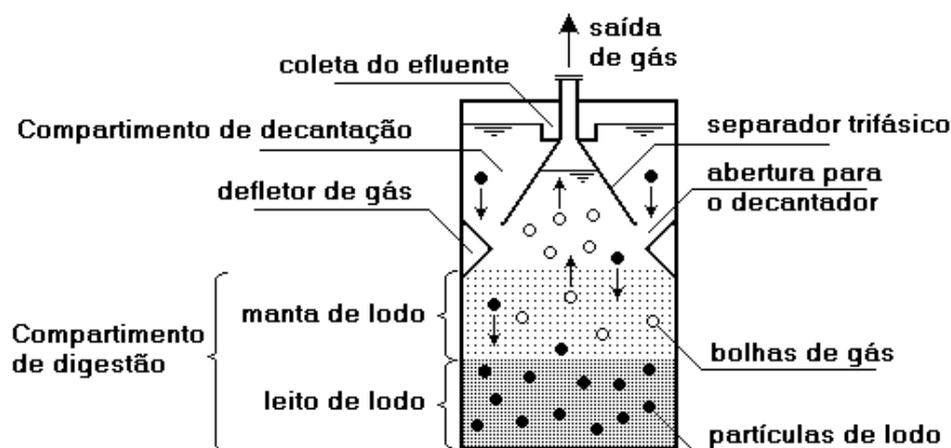


Fig. 3 – Desenho esquemático de reator UASB.

Fonte: CHERNICHARO (2007).

O projeto de reatores UASB é bastante simples e não demanda a implantação de qualquer equipamento sofisticado ou de meios suporte para a retenção da biomassa. O processo foi desenvolvido inicialmente para o tratamento de esgotos concentrados, onde os resultados, tanto em nível de escala piloto quanto escala plena, são muito bons. Entretanto, da mesma forma que os processos de leito expandido, os reatores de manta de lodo têm sido aplicados também para o tratamento de esgotos de baixa concentração, com resultados bastante promissores.

O processo do tratamento de esgoto doméstico dentro de reatores UASB apresenta inúmeras vantagens em relação aos processos aeróbios convencionais, notadamente

quando aplicado em locais de clima quente, como é o caso da maioria dos países em desenvolvimento. Nessas situações, pode-se esperar um sistema com as seguintes características principais:

- Sistema compacto, com baixa demanda de área.
- Baixo custo de implantação e de operação.
- Baixa produção de lodo.
- Baixo consumo de energia (apenas para a elevatória de chegada, quando for o caso).
- Satisfatória eficiência de remoção de DQO e DBO, da ordem de 65 a 75%.
- Possibilidade de rápido reinício, mesmo após longas paralisações.
- Elevada concentração e boa desidratabilidade do lodo excedente.

Embora os reatores UASB incluam amplas vantagens, principalmente no que diz respeito a requisitos de área, simplicidade e baixos custos de projeto, implantação, operação e manutenção, algumas desvantagens ainda são atribuídas aos mesmos:

- Possibilidade de emanção de maus odores.
- Baixa capacidade do sistema em tolerar cargas tóxicas.
- Elevado intervalo de tempo necessário para a partida do sistema.
- Necessidade de uma etapa de pós-tratamento.

Nas situações em que o esgoto é predominantemente doméstico, a presença de compostos de enxofre e de materiais tóxicos usualmente ocorre em níveis muito baixos, sendo perfeitamente toleráveis pelo sistema de tratamento. Quando bem projetado, construído e operado, o sistema não deve apresentar problemas de mau cheiro e de falhas devido à presença de elementos tóxicos e/ou inibidores.

Quanto à partida do sistema, esta pode ser realmente lenta (4 a 6 meses), mas apenas em situações em que não são utilizados inóculos. Nos últimos anos, com a utilização de metodologias de partida bem fundamentadas e com o estabelecimento de rotinas operacionais adequadas, significativos avanços foram conseguidos, no sentido de diminuir o período de partida dos sistemas e de minimizar os problemas operacionais nessa fase. Em situações já relatadas (CHERNICHARO e BORGES, 1996), quando foram utilizadas pequenas quantidades de inóculo (inferior a 4% do volume do reator), o período de partida foi reduzido a 2 ou 3 semanas. De qualquer forma, a qualidade da biomassa a ser desenvolvida no sistema dependerá de uma rotina operacional adequada e, por conseguinte, da estabilidade e da eficiência do processo de tratamento.

No que pesem as grandes vantagens dos reatores de manta de lodo, a qualidade do efluente produzido usualmente não se enquadra nos padrões estabelecidos pela legislação ambiental. Tal aspecto ganha relevância, na medida em que os órgãos ambientais estaduais têm intensificado a sua fiscalização e atuado efetivamente no licenciamento ambiental de novos empreendimentos no setor de saneamento.

Quanto ao projeto de reatores de manta de lodo, este é bastante simples, não demandando a implantação de qualquer equipamento sofisticado ou de meio suporte para a retenção da biomassa. Apesar do conhecimento acumulado sobre os reatores UASB, não há ainda roteiro claro e sistematizado, acessível aos projetistas, sobre o dimensionamento desses reatores. É reconhecida a importância de que os diversos critérios e parâmetros de projeto de reatores UASB sejam expressos de uma forma compreensível e sequencial, permitindo o dimensionamento das câmaras de reação, decantação e captura de gases.

5. COMPOSIÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO BIOGÁS

O biogás é uma mistura de gases gerados durante a digestão anaeróbia da matéria orgânica. Sua composição é variável, dependendo do tipo e concentração da matéria orgânica a ser digerida, das condições físico-químicas no interior do digester (pH, alcalinidade, temperatura) e da presença de outros anions, como o sulfato e o nitrato (NOYOLA *et al.*, 2006).

O biogás de reatores UASB é geralmente constituído por metano em alto teor (70 a 80% v/v) e em menor concentração por gás carbônico devido à grande solubilidade deste composto gasoso no líquido (van HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Segundo Noyola *et al.* (2006), o biogás de reatores que tratam esgoto doméstico apresenta uma composição de metano (70 a 80% v/v), nitrogênio (10 a 25% v/v), devido à parcela de N₂ dissolvida no esgoto doméstico, e dióxido de carbono (5 a 10% v/v). No caso de aterros sanitários a concentração de metano no biogás é usualmente da ordem de 50% v/v, enquanto as tecnologias mais avançadas de tratamento de resíduos podem produzir biogás com concentrações bem mais elevadas, entre 60 e 80% v/v.

Os constituintes usualmente presentes no biogás gerado em aterros sanitários, digestores de lodo e em reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Composição típica de biogás gerado em reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico, aterros sanitários na fase metanogênica e digestores de lodo.

Parâmetro	Unidade	Composição volumétrica típica		
		Biogás de reatores anaeróbios	Biogás de aterro sanitário	Digestores de lodo
Metano – CH ₄	% v/v	60 a 85	45 a 50	60 a 70
Gás carbônico – CO ₂	% v/v	5 a 15	30 a 45	20 a 40
Monóxido de carbono – CO	% v/v	0 a 0,3	0 a 0,2	-
Nitrogênio – N ₂	% v/v	10 a 25*	0 a 15	< 2
Hidrogênio – H ₂	% v/v	0 a 3	Traços a > 1	-
Sulfeto de hidrogênio – H ₂ S	Ppmv	1000 a 2000	10 a 200	até 1000
Oxigênio – O ₂	% v/v	traços	0,8	-

(*) a elevada fração de nitrogênio no biogás de reatores anaeróbios deve-se ao N₂ dissolvido no esgoto doméstico

Fonte: adaptado de RANDS *et al.* (1981); NOYOLA *et al.* (1988); AGRAWAL *et al.* (1997); BOHN (2001) *apud* BELLI *et al.* (2001); PAGLIUSO *et al.* (2002); BARBOSA e STUETZ (2005); USEPA (2005); NOYOLA *et al.* (2006); RASI *et al.* (2007).

O menor teor de CO₂ no biogás de reatores UASB indica que a maior parte desse gás permanece no efluente como íons bicarbonato. Para digestores de lodo com altas concentrações de matéria orgânica, o conteúdo de CO₂ normalmente é mais alto (20 a 35% v/v) e a fração de nitrogênio é menor (cerca de 2%) (AGRAWAL *et al.*, 1997).

Em alguns casos o biogás pode conter siloxanos, formados a partir da degradação anaeróbia de materiais comumente encontrados em cosméticos, desodorantes, aditivos de alimentos e alguns sabões. Durante a combustão de biogás contendo siloxanos, pode ocorrer a formação de depósitos contendo sílica (SiO₂) ou silicatos (Si_xO_y), e ainda cálcio, enxofre, zinco e fósforo. Esses depósitos minerais provocam incrustações com vários milímetros de espessura e devem ser removidos por meio de métodos químicos ou mecânicos (CHERNICHARO e STUETZ, 2008).

O metano, principal constituinte do biogás, é um gás inodoro, incolor e mais leve que o ar (densidade igual a 0,55 em relação ao ar). Quando na forma gasosa, é inflamável apenas na faixa de concentração entre 5 e 12% v/v no ar (CONSTANT *et al.*, 1989 *apud* NOYOLA *et al.*, 2006). Sua molécula é tetraédrica e apolar (CH₄), de pouca solubilidade em água. É o mais simples dos hidrocarbonetos e tem alto valor combustível.

As principais características do biogás, do gás natural e do gás de síntese são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 – Características de diferentes tipos de gases.

Parâmetro	Unidade	Gás natural	Gás de síntese	Biogás (60% v/v de CH ₄)
Poder calorífico inferior*	MJ.m ⁻³	31,8	16,1	21,5
	kcal.m ⁻³	7600	3.846	5.134
Densidade	kg.m ⁻³	0,82	0,51	1,21
Índice de Wobbe (baixo)	MJ.m ⁻³	39,9	22,5	19,5
Velocidade máxima de chama	m.s ⁻¹	0,39	0,7	0,25
Requisito teórico de ar	m ³ ar. m ⁻³ gás	9,53	3,83	5,71
Concentração máxima de CO ₂ após combustão	% (v)	11,9	13,1	17,8
Ponto de condensação	°C	59	60	60-160

(*) refere-se ao calor de combustão menos o calor de vaporização do vapor de água presente no gás
Fonte: WELLINGER e LINDBERG (2000).

O potencial energético do biogás é relacionado com a quantidade de metano em sua composição, fator este determinante para o seu poder calorífico. O poder calorífico inferior do metano é 35,9 MJ.m⁻³, já o do biogás com 60% v/v de metano é 21,5 MJ.m⁻³. Na Tabela 3 é apresentada a equivalência energética do biogás compara a outras fontes de energia.

Tabela 3 – Equivalência energética do biogás (1m³) comparada com outros combustíveis.

Combustível	Equivalência ao biogás (1m ³)
Gasolina	0,61
Etanol	0,79
Querosene	0,58
Óleo Diesel	0,55
Lenha	1,54
Gás Natural	0,7

Obs: os valores aqui apresentados são os mesmos utilizados na “Análise Rápida” do ProBio1.0.
Fonte: Adaptado de BARRERA (2003); LOBATO (2011).

6. RECUPERAÇÃO E UTILIZAÇÃO DO BIOGÁS

Embora cerca de 80% da demanda de energia no mundo sejam atualmente atendida por combustíveis fósseis, as reservas desses combustíveis se encontram em processo de declínio permanente, sendo que a depleção teórica de petróleo e gás natural ocorrerá em torno do ano 2070. É certo que essas reservas não serão exauridas de um dia para outro, mas a mensagem que fica é que os recursos fósseis não são ilimitados. Nesse sentido, o uso criterioso de combustíveis fósseis e a utilização de recursos complementares para a produção de energia e materiais é imperativa (BOERIU *et al.*, 2005).

Em todo o mundo, questões são levantadas em relação ao suprimento futuro de energia, existindo uma busca contínua pelas fontes de energias renováveis que, em princípio,

nunca se esgotarão, a exemplo da energia hidráulica, solar, eólica, das marés, geotérmica e também energia de materiais renováveis como a biomassa ou a bioenergia. De acordo com estimativas da Agência Internacional de Energia, a bioenergia oferece a possibilidade de contribuir com 50% da demanda de energia do mundo durante o século 21 (SOERTAERT e VANDAMME, 2005).

A recuperação do biogás gerado a partir da digestão anaeróbia pode oferecer importantes benefícios ambientais, econômicos, energéticos e sociais. O maior benefício é certamente o ambiental – climático, uma vez que se pode atuar na redução de emissões significativas de metano. Conforme mencionado anteriormente, cada tonelada de metano emitido para a atmosfera tem um impacto de aquecimento global equivalente a 25 toneladas de gás carbônico. Do ponto de vista dos benefícios econômicos e energéticos, destaca-se o fato de que o metano produzido em aterros sanitários e estações de tratamento de efluentes industriais e esgoto doméstico é um recurso energético local e renovável, gerado continuamente e podendo se constituir em uma fonte de combustível para diversas aplicações (USEPA, 1996).

Em 2005, 4,7 milhões Mtoe de biogás foram produzidos nos países da União Europeia. No mesmo ano, a produção europeia de eletricidade a partir do biogás foi de 14,6 TWh. Ocorreu um aumento de 1,8 TWh em relação a 2004, devido principalmente a produção de eletricidade a partir do biogás proveniente do gerenciamento de resíduos e cogeração em pequenas unidades agrícolas, principalmente na Alemanha. O Reino Unido continua a ser o principal produtor europeu de biogás e a Alemanha o principal produtor de eletricidade. Os outros dois principais produtores de biogás na Europa (Itália e Espanha) têm desenvolvido sua produção de biogás, principalmente a partir de aterros sanitários. Na Espanha, a produção de biogás em 2005 foi de 316,9 ktoe, sendo 236,5 ktoe provenientes de aterro sanitário, 56,8 ktoe de estações de tratamento de esgoto e 23,6 ktoe de resíduos agrícolas.

O potencial de geração de biogás nas estações de tratamento de esgoto ainda não é amplamente explorado, o biogás na maioria das vezes é diretamente queimado em flares ou em alguns casos é utilizado em caldeiras. Em termos absolutos, os países nos quais a geração a partir do biogás é mais importante são EUA, Reino Unido e Alemanha, que juntos somaram 71% da geração elétrica em 2003. Em termos relativos, considerando a participação da geração a partir de biogás sobre a geração total a partir de biomassa, os países que mais se destacaram em 2003 foram Reino Unido (54%) e Austrália (46%) (IEA, 2006 *apud* CORTEZ *et al.*, 2008).

A recuperação energética do biogás nos países em desenvolvimento é conhecida há muito tempo, mas nos últimos anos o interesse por ela tem aumentado significativamente, principalmente devido aos custos mais elevados e a diminuição das reservas de combustíveis fósseis, bem como seus impactos ambientais. Há cerca de 16

milhões de famílias em todo o mundo que usam o biogás de digestores em pequena escala. A recuperação energética do biogás vem sendo utilizado com sucesso na Ásia, em particular, mas também na América Latina e em algumas regiões do Oeste da África. Na China e na Índia, a tecnologia do biogás é altamente disseminada em pequenos produtores agrícolas. Na Índia, cerca de 6 milhões de toneladas de lenha foram substituídos por biogás em 1996. Em 2007 existiam 26,5 milhões de unidades de biogás na China, no entanto, esse número corresponde ao aproveitamento de apenas 19% do potencial de biogás gerado no meio rural (MWAKAJE, 2008; YU CHEN *et al.*, 2010).

Embora o uso do biogás seja uma prática comum em diferentes países, para a plena utilização desse subproduto como combustível, alguns desafios devem ser superados. Salomon e Lora (2009) identificaram como principais limitantes do uso do biogás como fonte energética: a carência de tecnologias nacionais de geração de energia pelo uso do biogás e os elevados custos dos equipamentos; falta de garantia do bom funcionamento das unidades de aproveitamento de biogás a longo prazo; baixos investimentos governamentais em programas para a conversão de biogás a energia; viabilidade econômica; dependência das condições locais; capacidade de armazenamento e distribuição de biogás; as dificuldades de pequenas unidades que produzem biogás em comercializar créditos de carbono.

O conteúdo energético do biogás, com poder calorífico entre 21,5 e 25,1 MJ/Nm³ (considerando concentrações de metano entre 60 e 70% v/v), pode ser recuperado para diferentes aplicações, tais como: (i) uso direto como combustível em caldeiras, fornos e estufas em substituição aos outros tipos de combustíveis; (ii) geração de eletricidade para uso local ou venda para a rede da concessionária de energia; (iii) cogeração de eletricidade e calor e (iv) combustível alternativo visando à injeção na linha de gás natural ou o aproveitamento como combustível veicular.

No meio rural é utilizado, principalmente, para cocção, iluminação, refrigeração de alimentos e aquecimento de água. Além desses usos, também tem utilidade em processos térmicos para secagem de insumos. Neste último caso, o biogás gerado em estações de tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais pode ser utilizado para secagem e higienização do lodo da própria estação. As principais alternativas para gerenciamento do biogás foram classificadas de acordo com a Figura 4, sendo apresentadas as suas principais características nos itens seguintes.

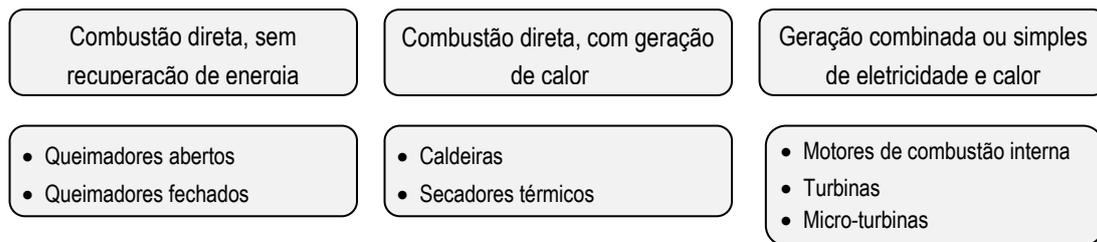


Fig.4 – Classificação das principais alternativas para gerenciamento do biogás.

Fonte: LOBATO (2011).

7. MEDIÇÕES DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM REATORES UASB

Embora o uso do biogás esteja amplamente fundamentado na literatura, poucos são os estudos referentes a sua quantificação em reatores UASB em escala real. Isso se deve, principalmente, porque boa parte dos métodos tradicionais de medições são morosos e com um alto custo de análise. Porém, com novas tecnologias surgindo no mercado, sobretudo aquelas vinculadas às áreas de eletrônica e sensoriamento remoto, têm possibilitado as medições *in-loco* e em tempo real da produção de biogás em reatores UASB (VANROLLEGHEM e LEE, 2003).

Medições realizadas por Possetti *et al.* (2013) em uma ETE de grande porte e dotada de reatores UASB possibilitaram um maior entendimento do comportamento da produção de biogás nesses sistemas. Parâmetros como vazão de biogás e teor de metano foram mensurados a partir de equipamentos eletrônicos instalados em um trecho que agrupava os gases produzidos pelos reatores UASB. De modo geral, constatou-se que a produção de biogás em reatores UASB, conforme apresentado na Figura 5, bem como o teor de metano, segue um comportamento temporal variável, periódico e não-estacionário. Esse comportamento pode ser explicado devido às características físicas e químicas do esgoto doméstico afluente.

Adicionalmente, as medições também evidenciaram que os eventos significativos de chuva influenciam diretamente na produção de biogás nos reatores UASB (Figura 6). Esse fato se deve à maior diluição da matéria orgânica no esgoto doméstico afluente, fornecendo, assim, baixa quantidade de substrato a ser degradado pelos microrganismos anaeróbios (POSSETTI *et al.*, 2013).

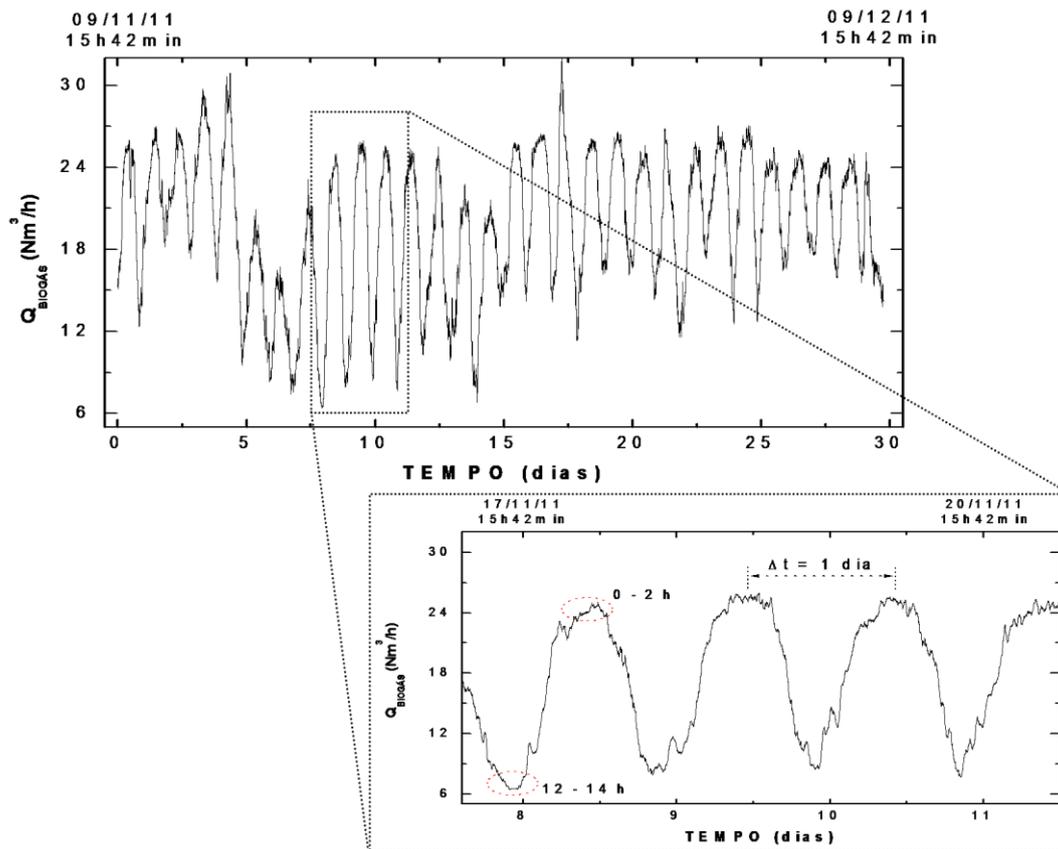


Fig. 5 – Exemplos de curvas de vazão de biogás para um determinado intervalo de tempo.
 Fonte: POSSETTI *et al.* (2013).

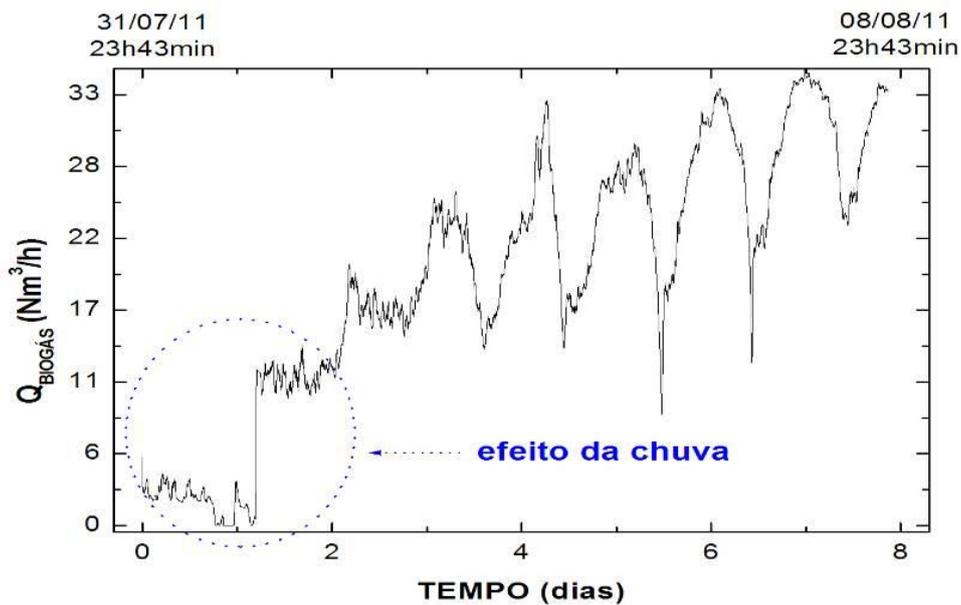


Fig.6 – Exemplo de curva de vazão de biogás relacionada com efeitos de chuva.
 Fonte: POSSETTI *et al.* (2013).

8. MODELOS DE ESTIMATIVA DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM REATORES UASB

Embora as tomadas de decisão intrínsecas ao aproveitamento energético do biogás devam ser pautadas em análises de medições, muitas vezes, essas não são exequíveis. Nesses casos, as decisões precisam ser pautadas em modelos matemáticos de estimativas. Os atuais modelos de estimativa de produção de biogás em reatores UASB se baseiam no balanço de massa da demanda química de oxigênio (DQO). Segundo von Sperling (1996), o balanço de massa pode ser entendido por meio do princípio de conservação de massa, onde em um sistema físico nada pode ser destruído ou criado, apenas transformado.

Dessa forma, é comum na literatura a utilização de quatro possíveis transformações da matéria orgânica em sistemas de tratamento anaeróbio, sendo elas: a conversão em lodo, a conversão em metano, a conversão em material orgânico oxidado e a permanência da matéria orgânica não degradada no efluente líquido. Sendo assim, a massa diária de DQO no afluente deve ser igual à soma das massas diárias de DQO convertidas em metano e em lodo, mais a massa diária de material orgânico oxidado com a DQO que permaneceu junto ao efluente, conforme a Equação 1 (van HAANDEL e LETTINGA, 1994).

$$DQO_{afl} = DQO_{efl} + DQO_{lodo} + DQO_{CH_4} + DQO_{oxi} \quad (1)$$

na qual:

- DQO_{afl} = massa diária de material orgânico afluente;
- DQO_{efl} = massa diária de material orgânico no efluente;
- DQO_{lodo} = massa diária de material orgânico convertida em lodo;
- DQO_{CH_4} = massa diária de material orgânico convertida em metano;
- DQO_{oxi} = massa diária de material orgânico oxidada.

A Equação 1 é comumente utilizada para a realização de estimativas de produção de biogás em reatores UASB. Porém, de acordo com Lobato (2011), esse método de estimativa não leva em consideração todas as parcelas de conversão da matéria orgânica dentro do reator, bem como, não estima as perdas de metano no sistema. Dessa forma, para que o modelo de balanço de massa de DQO possa ser utilizado como método de estimativa de produção de biogás nesses sistemas, é necessário que tais conversões e perdas sejam consideradas.

Adicionalmente, estudos realizados por Silva *et al.* (2014) comprovaram que os modelos de estimativas de biogás, que não levam em consideração as perdas de metano e as conversões da matéria orgânica dentro de reatores UASB, superestimam a produção de biogás e a energia química nele acumulada. Modelos como o do Painel

Intergovernamental para Mudança Climática (IPCC, 2006) e da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (UNFCCC, 2013), podem superestimar a produção de biogás em reatores UASB em até 7 vezes, inviabilizando financeira e economicamente os projetos que vislumbram o aproveitamento energético do biogás.

Nesse sentido, no balanço de massa da DQO em reatores UASB, devem ser consideradas todas as parcelas possíveis de conversão da matéria orgânica e perdas de metano (Equação 2), sendo elas: a parcela convertida em metano e presente no biogás; a parcela convertida em metano e perdida junto ao efluente ou gás residual; a parcela de sulfato convertida em sulfeto; a parcela convertida em lodo, e, por fim, a parcela da matéria orgânica solubilizada junto ao efluente (LOBATO, 2011).

$$DQO_{afl} = DQO_{efl\ sol} + DQO_{lodo\ ret} + DQO_{lodo\ efl} + DQO_{CH_4\ biogás} + DQO_{CH_4\ perdas} + DQO_{sulf\ red} \quad (2)$$

na qual:

- DQO_{afl} = massa diária de material orgânico afluente;
- $DQO_{efl\ sol}$ = massa diária de material orgânico solubilizada no efluente;
- $DQO_{lodo\ ret}$ = massa diária de material orgânico convertida em lodo retido no sistema;
- $DQO_{lodo\ efl}$ = massa diária de material orgânico convertida em lodo e perdida com o efluente;
- $DQO_{CH_4\ biogás}$ = massa diária de material orgânico convertida em metano e presente no biogás;
- $DQO_{CH_4\ perdas}$ = massa diária de material orgânico convertida em metano e perdida dissolvida no efluente ou com o gás residual;
- $DQO_{sulf\ red}$ = massa diária de material orgânico utilizada pelas BRS na redução de sulfato.

Estudos realizados em escala piloto por Souza (2010), envolvendo a utilização do balanço de massa de DQO apresentado na Equação 3, apontaram que 14 a 24% da DQO aplicada aos reatores é solubilizada junto ao efluente tratado, de 18 a 30% é convertida em lodo, de 24 a 30% é convertida em metano e presente no biogás, de 16 a 18% é convertida em metano e perdida junto ao efluente, e, por fim, cerca de 4,5 a 5% é utilizada na redução do sulfato pelas BRS.

O balanço de massa de DQO, quando contendo todas as perdas e conversões já citadas, torna-se uma ferramenta útil e prática para o entendimento dos processos metabólicos envolvendo a degradação da matéria orgânica dentro de reatores UASB, bem como, em uma estimativa mais verossímil da produção de biogás e do potencial energético a ser aproveitado.

Dessa forma, o modelo matemático proposto por Lobato (2011) leva em consideração no seu balanço de massa de DQO todas as perdas e rotas de conversões possíveis da matéria orgânica dentro de um reator UASB, conforme apresentado na Figura 7. O modelo ainda possui como característica a estimativa da produção de biogás e energia em diferentes perspectivas e/ou cenários, sendo eles: o cenário conservador, no qual a

estimativa é pautada em condições de esgoto mais diluído, maior presença de sulfato e menor eficiência de remoção de DQO; cenário otimista, considerando características de um esgoto mais concentrado, uma menor concentração de sulfato e uma elevada eficiência de remoção de DQO; cenário típico, onde são utilizadas condições intermediárias de estimativas.

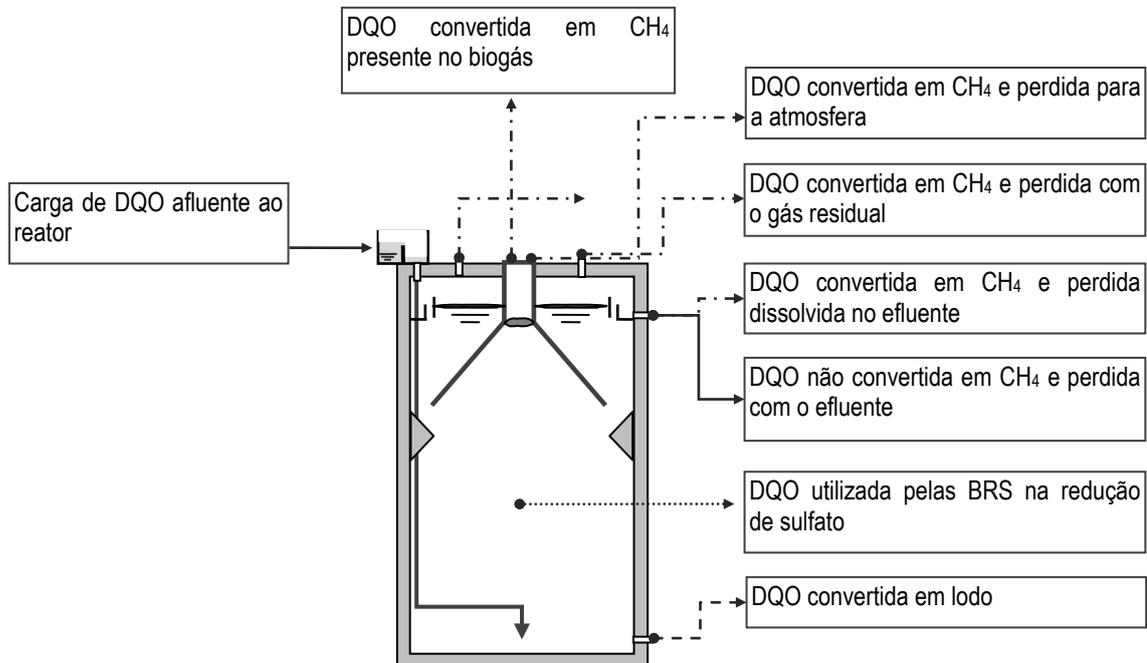


Fig. 7 – Rotas de conversão de DQO e perdas de metano no reator UASB.

Fonte: LOBATO (2011).

O modelo de Lobato (2011) foi testado e calibrado para os diferentes cenários de estimativas reportados. Ao todo, 750 simulações foram realizadas levando em consideração características de reatores em escala piloto e em escala plena. Desse modo, com base nas simulações efetuadas, o modelo propõe para as estimativas de produção de metano, de biogás e de energia, as relações unitárias apresentadas na Tabela 4.

As simulações realizadas pelo modelo em pauta apresentaram, tipicamente, que 35% da DQO é solubilizada junto ao efluente líquido; 14% da DQO é convertida em lodo; 5% da DQO é utilizada para a redução do sulfato; 13% da DQO é convertida em metano e perdida junto ao efluente líquido; 3% da DQO é convertida em metano e perdida junto a fase gasosa, e, por fim, 29% da DQO é convertida em metano e recuperada junto ao biogás (LOBATO, 2011).

Tabela 4 – Relações unitárias de produção de metano, biogás e energia.

Relação unitária	Unidade	Cenário conservador	Cenário Típico	Cenário otimista
Volume unitário de CH ₄ produzido	NL.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	6,8	10,2	13,7
	NL.m ⁻³ esgoto	42,2	64,2	81,3
Volume unitário de biogás produzido	NL.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	9,8	13,6	17,1
	NL.m ⁻³ esgoto	60,3	85,6	101,6
Potencial energético unitário	MJ.m ⁻³ esgoto	1,5	2,3	2,9
	MJ.Nm ⁻³ biogás	25,1	26,9	28,7
	MJ.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	89,7	133,8	179,3

Obs: os valores aqui apresentados são os mesmos utilizados na “Análise Rápida” do ProBio1.0.

Fonte: LOBATO, 2011.

9. MODELO MATEMÁTICO DE ESTIMATIVA DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM REATORES UASB PROPOSTO POR LOBATO (2011)

Os dados de entrada necessários aos cálculos são: população contribuinte; contribuição *per capita* de esgoto (QPC); vazão média de esgoto afluente (Q_{méd}); concentração de DQO total afluente (C_{DQO_{total}}); eficiência de remoção de DQO (E_{DQO}); concentração de sulfato no afluente (C_{SO₄}); eficiência de redução de sulfato (E_{SO₄}); coeficiente de produção de sólidos (Y); fator de conversão de STV em DQO (K_{sólidos}); fator de supersaturação de CH₄ na fase líquida (Fs); perda de CH₄ na fase gasosa com o gás residual (p_w); outras perdas de CH₄ na fase gasosa (p_o); temperatura operacional do reator (T).

Definidos os dados de entrada, primeiramente são estimadas as parcelas de DQO removida no sistema, convertida em lodo e consumida na redução do sulfato. Com essas parcelas calcula-se a DQO máxima convertida em CH₄ e a consequente produção volumétrica máxima. A fim de se calcular o volume de CH₄ realmente disponível para o aproveitamento energético, o modelo considera as perdas de CH₄ dissolvido no efluente e na fase gasosa com o gás residual, além de outras perdas eventuais na fase gasosa. Por fim, descontadas essas perdas, o potencial energético disponível é calculado. As equações utilizadas para os cálculos de todas as parcelas do balanço de massa da DQO e do potencial de recuperação de energia são apresentadas a seguir.

DQO removida no sistema

A estimativa da carga de DQO removida no sistema pode ser realizada por meio das Equações 3 ou 4.

$$DQO_{remov} = Pop \times QPC \times C_{DQO_{total}} \times E_{DQO} \quad (3)$$

$$DQO_{remov} = Q_{méd} \times C_{DQO_{total}} \times E_{DQO} \quad (4)$$

nas quais:

- DQO_{remov} = massa diária de DQO removida no sistema ($kgDQO_{remov} \cdot d^{-1}$);
- Pop = população contribuinte (hab.);
- QPC = contribuição *per capita* de DQO ($m^3 \cdot hab^{-1} \cdot d^{-1}$);
- $Q_{méd}$ = Vazão média de esgoto afluente ao reator ($m^3 \cdot d^{-1}$);
- $C_{DQO_{total}}$ = concentração de DQO total afluente ($kgDQO \cdot m^{-3}$);
- E_{DQO} = eficiência de remoção de DQO (%).

DQO convertida em lodo

A produção de lodo em reatores UASB pode ser estimada por meio das Equações 5 e 6.

$$DQO_{lodo} = Y_{obs} \times DQO_{remov} \quad (5)$$

na qual:

- DQO_{lodo} = massa diária de DQO convertida em lodo ($kgDQO_{lodo} \cdot d^{-1}$);
- DQO_{remov} = massa diária de DQO removida no sistema ($kgDQO_{remov} \cdot d^{-1}$);
- Y_{obs} = coeficiente de produção de sólidos no sistema ($kgDQO_{lodo} \cdot kgDQO_{remov}^{-1}$).

$$Y_{obs} = Y \times K_{sólidos} \quad (6)$$

na qual:

- Y = coeficiente de produção de sólidos ($kgSVT^{-1} \cdot kgDQO_{remov}^{-1}$);
- $K_{sólidos}$ = fator de conversão de STV em DQO ($1,42 \text{ kgDQO}_{lodo} \cdot kgSVT^{-1}$);

Ressalta-se que a DQO convertida em lodo, calculada pela Equação 5, pode ser dividida em duas parcelas: (i) DQO convertida em lodo e retida no sistema e (ii) DQO convertida em lodo e perdida junto ao efluente.

DQO utilizada pelas BRS na redução de sulfato

A estimativa da carga de sulfato reduzida a sulfeto pode ser realizada por meio da Equação 7.

$$CO_{SO_4 \text{ convertida}} = Q_{méd} \times C_{SO_4} \times E_{SO_4} \quad (7)$$

na qual:

- $CO_{SO_4 \text{ convertida}}$ = carga de SO_4 convertida em sulfeto ($kgSO_4 \cdot d^{-1}$);
- $Q_{méd}$ = Vazão média de esgoto afluente ao reator ($m^3 \cdot d^{-1}$);
- C_{SO_4} = concentração média de SO_4 no afluente ($kgSO_4 \cdot m^{-3}$);
- E_{SO_4} = Eficiência de redução de SO_4 (%).

A estimativa da carga de DQO utilizada na redução de sulfato pode ser realizada pela Equação 8.

$$DQO_{SO_4} = C_{SO_4 \text{ convertida}} \times K_{DQO-SO_4} \quad (8)$$

na qual:

- DQO_{SO_4} = DQO utilizada pela BRS na redução de sulfato ($\text{kg}_{DQO_{SO_4}} \text{ d}^{-1}$);
- K_{DQO-SO_4} = DQO consumida na redução de sulfato ($0,667 \text{ kgDQO/kgSO}_4\text{convertido}$).

DQO convertida em CH₄ e presente no biogás

A expressão geral que determina a produção teórica máxima de metano por grama de DQO removida é como a seguir:

$$Q_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4} \times R \times (273 + T)}{P \times K_{DQO} \times 1.000} \quad (9)$$

na qual:

- Q_{CH_4} = produção volumétrica máxima de metano ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$);
- DQO_{CH_4} = massa diária DQO removida no reator e convertida em metano ($\text{kgDQO}_{CH_4} \cdot \text{d}^{-1}$);
- P = pressão atmosférica (1 atm);
- K_{DQO} = DQO correspondente a um mol de CH_4 ($0,064 \text{ kgDQO} \cdot \text{mol}^{-1}$);
- R = constante dos gases ($0,08206 \text{ atm} \cdot \text{L} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$);
- T = temperatura operacional do reator (K).

A determinação da massa diária de DQO convertida em CH_4 pode ser calculada por meio da Equação 10.

$$DQO_{CH_4} = DQO_{rem} - DQO_{lodo} - DQO_{SO_4^{2-}} \quad (10)$$

A partir da produção volumétrica de CH_4 , pode-se estimar a produção total de biogás, a partir do teor esperado neste, de acordo com a Equação 11.

$$Q_{biogás} = \frac{Q_{CH_4}}{C_{CH_4}} \quad (11)$$

na qual:

- $Q_{biogás}$ = produção volumétrica de biogás ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$);
- C_{CH_4} = concentração de metano no biogás (% v/v).

O valor de C_{CH_4} depende do valor da DQO e deve ser calculado de acordo com as equações descritas na Tabela 5.

Tabela 5 – Concentrações de CH₄ no biogás em função da concentração de DQO.

DQO (mg.L ⁻¹)	Equação para obter a concentração de metano no biogás (% v/v)	Fonte
100 - 400	$C_{CH_4} = 2 \times 10^{-7} DQO^3 - 0,0004 DQO^2 + 0,2333 DQO + 18$	Adaptado de Cakir e Stenstrom (2005)
500 - 1.000	$C_{CH_4} = 0,0059 DQO + 66,219$	

DQO convertida em CH₄ e perda dissolvida no efluente e no gás residual

A Equação 10 representa a produção volumétrica máxima de metano, não levando em consideração as perdas de CH₄ dissolvido no efluente ou no gás residual e, também, outras perdas, como vazamentos, purgas de condensado etc. Quando o intuito do balanço de massa da DQO é estimar o volume de metano efetivamente coletado no interior do separador trifásico e disponível para recuperação de energia, é importante considerar essas perdas a fim de se obter valores mais reais. Para a determinação das perdas de metano no gás residual e outras perdas foram utilizadas as Equações 12 e 13, respectivamente.

$$Q_{W-CH_4} = Q_{CH_4} \times p_w \quad (12)$$

$$Q_{O-CH_4} = Q_{CH_4} \times p_o \quad (13)$$

nas quais:

- Q_{W-CH_4} = perda de metano na fase gasosa, com o gás residual (m³.d⁻¹);
- p_w = percentual de perda de metano na fase gasosa, com o gás residual (%);
- Q_{O-CH_4} = outras perdas de metano na fase gasosa (m³.d⁻¹);
- p_o = percentual de outras perdas de metano na fase gasosa (%).

A Tabela 6 apresenta os valores e percentuais de perdas de metano assumidos no modelo.

Tabela 6 – Valores e percentuais de perda de metano.

Tipo de perda de metano	Unidade	Cenário		
		Otimista	Típico	Conservador
Perda com o gás residual (p_w)	%	2,5	5,0	7,5
Outras perdas (p_o)	%	2,5	5,0	7,5

Fonte: LOBATO (2011).

Para a determinação das perdas de metano dissolvido no efluente foi utilizada a Equação 14 .

$$Q_{L-CH_4} = Q_{méd} \times p_L \times f_{CH_4} \times \left(\frac{R \times (273 + T)}{P \times K_{DQO}} \right) \quad (14)$$

nas quais:

- $Q_{méd}$ = vazão média de esgoto ($m^3 \cdot d^{-1}$);
- Q_{L-CH_4} = perda de metano na fase líquida, dissolvido no efluente ($m^3 \cdot d^{-1}$);
- f_{CH_4} = fator de conversão de massa de metano em massa de DQO (coeficiente estequiométrico 4,0 $kgDQO \cdot kgCH_4^{-1}$);
- p_L = perda de metano na fase líquida, dissolvido no efluente ($kg \cdot m^{-3}$).

Para o cálculo de p_L foi utilizada a Equação 15.

$$p_L = \frac{C_{CH_4}}{100} \times K_h \times F_s \quad (15)$$

na qual:

- p_L = concentração de metano dissolvido no efluente ($mg \cdot L^{-1}$);
- K_h = constante de Henry ($mg \cdot L^{-1} \cdot atm^{-1}$);
- F_s = fator de supersaturação de CH_4 na fase líquida;

Os valores adotados para o fator de saturação (F_s) em cada um dos cenários são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Fator de saturação (F_s).

Cenário	F_s
Otimista	1,00
Típico	1,35
Conservador	1,70

Estimativa da produção real de CH_4

Uma vez calculada a produção teórica de metano e as parcelas referentes as perdas, foi então estimado o volume de metano efetivamente coletado no interior de separador trifásico e disponível para recuperação de energia. Os cálculos foram efetuados de acordo com a equação seguinte:

$$Q_{REAL-CH_4} = Q_{CH_4} - Q_{W-CH_4} - Q_{O-CH_4} - Q_{L-CH_4} \quad (16)$$

na qual:

- $Q_{REAL-CH_4}$ = produção real de metano disponível para recuperação de energia ($m^3 \cdot d^{-1}$).

Estimativa do potencial energético disponível

A estimativa do potencial energético disponível no biogás efetivamente coletado pelo separador trifásico foi feita conforme a seguinte equação:

$$PE_{REAL-CH_4} = Q_{N-REAL-CH_4} \times E_{CH_4} \quad (17)$$

na qual:

- $PE_{REAL-CH_4}$ = Potencial energético disponível ($MJ.d^{-1}$);
- $Q_{N-REAL-CH_4}$ = Produção real normalizada de metano ($Nm^3.d^{-1}$);
- E_{CH_4} = Poder calorífico decorrente da combustão do metano ($35,9 MJ.Nm^{-3}$).

Um resumo das equações do modelo matemático desenvolvido é apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 – Equações para cálculo das parcelas envolvidas no balanço de massa da DQO e do potencial de recuperação de energia.

Parcelas	Equações	Observações
Estimativa da massa diária de DQO removida no sistema	$DQO_{remov} = Pop \times QPC \times C_{DQO_{totalfl}} \times E_{DQO}$ $DQO_{remov} = Q_{méd} \times C_{DQO_{totalfl}} \times E_{DQO}$	<p>DQO_{remov} = massa diária de DQO removida no sistema (kgDQO_{remov}.d⁻¹) Pop = população contribuinte (hab.) QPC = contribuição <i>per capita</i> de DQO (m³.hab⁻¹.d⁻¹) Q_{méd} = vazão média de esgoto afluente ao reator (m³.d⁻¹) C_{DQO_{totalfl}} = concentração de DQO total afluente (kgDQO.m⁻³) E_{DQO} = eficiência de remoção de DQO (%)</p>
Estimativa da massa diária de DQO utilizada pela biomassa	$DQO_{lodo} = Y_{obs} \times DQO_{remov}$ $Y_{obs} = Y \times K_{sólidos}$	<p>DQO_{lodo} = massa diária de DQO convertida em lodo (kgDQO_{lodo}.d⁻¹) Y_{obs} = coeficiente de produção de sólidos no sistema (kgDQO_{lodo}.kgDQO_{remov}⁻¹) Y = coeficiente de produção de sólidos (kgSVT⁻¹. kgDQO_{remov}⁻¹) K_{sólidos} = fator de conversão de STV em DQO (1,42 kgDQO_{lodo}.kgSVT⁻¹)</p>
Estimativa da carga de sulfato convertida em sulfeto	$CO_{SO_4\text{convertida}} = Q_{méd} \times C_{SO_4} \times E_{SO_4}$	<p>CO_{SO₄convertida} = carga de SO₄ convertida em sulfeto (kgSO₄.d⁻¹) Q_{méd} = vazão média de esgoto afluente ao reator (m³.d⁻¹) C_{SO₄} = concentração média de SO₄ no afluente (kgSO₄.m⁻³) E_{SO₄} = eficiência de redução de SO₄ (%)</p>
Estimativa da massa diária de DQO utilizada na redução de sulfato	$DQO_{SO_4} = C_{SO_4\text{convertida}} \times K_{DQO-SO_4}$	<p>DQO_{SO₄} = DQO utilizada pela BRS na redução de sulfato (kgDQO_{SO₄} d⁻¹) K_{DQO-SO₄} = DQO consumida na redução de sulfato (0,667 kgDQO/kgSO₄convertido)</p>
Estimativa da massa diária de DQO convertida em metano	$DQO_{CH_4} = DQO_{remov} - DQO_{lodo} - DQO_{SO_4}$ $Q_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4} \times R \times (273 + T)}{P \times K_{DQO} \times 1.000}$	<p>DQO_{CH₄} = massa diária de DQO convertida em metano (kgDQO_{CH₄}.d⁻¹) Q_{CH₄} = produção volumétrica teórica de metano (m³.d⁻¹) R = constante dos gases (0,08206 atm.L.mol⁻¹.K⁻¹) T = temperatura operacional do reator (°C) P = pressão atmosférica (1 atm) K_{DQO} = DQO correspondente a um mol de CH₄ (0,064 kgDQO.mol⁻¹)</p>
Estimativa das perdas de metano	$Q_{W-CH_4} = Q_{CH_4} \times p_w$ $Q_{O-CH_4} = Q_{CH_4} \times p_o$ $Q_{L-CH_4} = Q_{méd} \times p_L \times f_{CH_4} \times \left(\frac{R \times (273 + T)}{P \times K_{DQO}} \right)$ $p_L = \frac{\%CH_4}{100} \times k_h \times F_s$	<p>Q_{W-CH₄} = perda de metano na fase gasosa, com o gás residual (m³.d⁻¹) p_w = percentual de perda de metano na fase gasosa, com o gás residual (%) Q_{O-CH₄} = outras perdas de metano na fase gasosa (m³.d⁻¹) p_o = percentual de outras perdas de metano na fase gasosa (%) Q_{L-CH₄} = perda de metano na fase líquida, dissolvido no efluente (m³.d⁻¹) p_L = perda de metano na fase líquida, dissolvido no efluente (kg.m⁻³) f_{CH₄} = fator de conversão de massa de metano em massa de DQO – coeficiente estequiométrico (4 kgDQO.kgCH₄⁻¹) K_h = constante de Henry (mg.L⁻¹.atm⁻¹) F_s = fator de supersaturação de CH₄ na fase líquida %CH₄ = percentual de CH₄ no biogás</p>

Tabela 8 – Equações para cálculo das parcelas envolvidas no balanço de massa da DQO e do potencial de recuperação de energia.

Parcelas	Equações	Observações
Estimativa da produção real de metano	$Q_{REAL-CH_4} = Q_{CH_4} - Q_{W-CH_4} - Q_{O-CH_4} - Q_{L-CH_4}$	$Q_{REAL-CH_4}$ = produção real de metano disponível para recuperação de energia ($m^3.d^{-1}$)
Estimativa do potencial energético disponível	$PE_{REAL-CH_4} = Q_{N-REAL-CH_4} \times E_{CH_4}$	$PE_{REAL-CH_4}$ = potencial energético disponível ($MJ.d^{-1}$) $Q_{N-REAL-CH_4}$ = produção real normalizada de metano ($Nm^3.d^{-1}$) E_{CH_4} = energia calorífica decorrente da combustão do metano ($35,9 MJ.Nm^{-3}$)

Fonte: LOBATO (2011).

10. REFERÊNCIAS

- AGRAWAL, L. K.; HARADA, H.; OKUI, H. Treatment of dilute wastewater in a UASB reactor at a moderate temperature: performance aspects. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, v. 83, n. 2, 1997.
- BARBOSA, V. L. e STUETZ, R. M. Treatment of hydrogen sulfide in biofuels. In: LENS, P., WESTERMANN, P., HABERBAUER, M. and MORENO, A. (Ed.). *Biofuels for fuel cells: renewable energy from biomass fermentation*. London: IWA Publishing, p. 524, 2005.
- BARRERA, P. *Biodigestores: energia, fertilidade e saneamento para a zona rural*. 2 ed. São Paulo: Ícone, p. 106, 2003.
- BELLI FILHO, P.; COSTA, R. H. R; GONÇALVES, R. F.; CORRUCI FILHO, B. e LISBOA, H. M. Tratamento de odores em sistemas de esgotos sanitários. In: CHERNICHARO, C. A. L (Coordenador); *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. PROSAB 2. Belo Horizonte, p. 455-490, 2001.
- BEN - Balanço Energético Nacional. Relatório final: ano base 2013. Ministério de Minas e Energia. EPE, 2014.
- BOERIU, C. G.; VAN DAM, J. E. G.; SANDERS, J. P. M. Biomass valorization for sustainable development. In: LENS, P., WESTERMANN, P., HABERBAUER, M.; MORENO, A. (Ed.). *Biofuels for fuel cells: renewable energy from biomass fermentation*. London: IWA Publishing, p. 524, 2005.
- BOHN, H. L. Bioprocessing of organic gases in waste air. In: Symposium on Bioremediation and Bioprocessing. 205th National Meeting. American Chemical Society. Anais... Denver, 1993.
- CAKIR, F. Y.; STENSTROM, M. K. *A comparison between aerobic and anaerobic wastewater treatment technology*. Water Research. v. 39, n. 17, p. 4197-4203, 2005
- CAMPOS, J. R. (coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, 2000.
- CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.
- CHERNICHARO, C. A. L.; STUETZ, R. M. Improving the design and operation of UASB reactors for treating domestic wastewater: management of gaseous emissions. In: *IX Latin American Workshop and Seminar on Anaerobic Digestion*, Eastern Island - Chile. Anais... Eastern Island - Chile: IWA, 2008.
- CHERNICHARO C. A. L.; BORGES J. M. Metodologia utilizada durante a partida de um reator UASB de 477 m³ tratando esgotos tipicamente domésticos. In: *Anais do XXV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, Tomo I - v. 2, p. 655-661, México, 1996.
- CONSTANT, M.; NAVEAU, H.; FERRERO, G. L.; NYNS, E. J. Biogas end-use in the european community. *Elsevier Science Publisher*, England, 1989.
- CORTEZ, L. A. B.; LORA, E. E. S; GÓMEZ, E. O. (Organizadores). *Biomassa para energia*. Campinas, SP: Editora da UNICAMP, p. 732, 2008.
- FORESTI, E. Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. *Water Science & Technology*, v. 45, n. 10, p. 181-186, 2002.
- IEA. IEA Energy Statistics. Disponível em <http://www.iea.org/Textbase/stats/index.asp>. Acesso em maio, 2006 *apud* CORTEZ, L.A . B.; LORA, E. E. S.; GÓMEZ, E. O. (Organizadores) *Biomassa para energia*. Campinas, SP: Editora da UNICAMP, p. 732, 2008.
- IPCC. IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories: prepared by the national greenhouse gas inventories programme. EGGLESTON, H. S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (eds.). v. 5, Waste, Chapter 6, Wastewater Treatment and Discharge, IGES, Japan, 2006.

- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. Rio de Janeiro – RJ: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), ed. 6, 2011.
- KELLER, J.; HARTLEY, K. Greenhouse gas production in wastewater treatment: process selection is the major factor. *Water Science and Technology*, v. 47, n. 12, p. 43-48, 2003.
- LETTINGA, G. A good life environment for all through conceptual, technological and social innovations. In: *VIII Taller y Simposio Latinoamericano sobre Digestion Anaerobia*, 2005, Uruguai. Anais eletrônicos...Uruguai: IWA, 2005, CD-ROM.
- LETTINGA, G.; HULSHOF, P. L. W.; ZEEMAN, G. *Biological Wastewater Treatment. Part I: Anaerobic wastewater treatment*. Lecture Notes. Wageningen Agricultural University, 1996.
- LETTINGA, G.; MAN, A.; LAST, A.; WIEGANT, W.; KNIPPENBERG, K.; FRIJNS, J.; BUREN, J. Anaerobic treatment of domestic sewage and wastewater. *Water Science & Technology*, v. 27, n. 9, p. 67-73. 1993.
- LOBATO, L. C. S. Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgotos domésticos. *Tese de Doutorado*. UFMG – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte – MG, 2011.
- MWAKAJE, A. G. Dairy farming and biogás use in Rungwe district, South-west Tanzania: A study of opportunities and constraints. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 12, p. 2240-2252, 2008.
- NOYOLA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, J. E. Treatment of biogás produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: odour control and energy/resource recovery. *Reviews in Environmental Sciences and Bio/Technology*, v. 5, 2006.
- NOYOLA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J.M.; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, J.E. Treatment of biogás produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: odour control and energy/resource recovery. *Reviews in Environmental Sciences and Bio/Technology*, v. 5, p. 93-114, 2006.
- NOYOLA, A.; CAPDEVILLE, B.; ROQUES, H. Anaerobic treatment of domestic sewage with a rotating stationary fixed-film reactor. *Water Research*, v. 22, n. 12, 1988.
- PAGLIUSO, J. D.; PASSIG, F. H.; Villela, L. C. H. Odour treatment and energy recovery in anaerobic sewage treatment plants. In: *VII Oficina e Simpósio Latino-Americano de Digestão Anaeróbia*, Mérida, Yucatán - México, IWA/FEMISCA. 2002.
- PLANSAB - Plano Nacional de Saneamento Básico. Plano Nacional de Saneamento Básico: mais saúde com qualidade de vida e cidadania. Brasília - DF, 2013.
- POSSETTI, G. R. C.; JASINSKI, V. P.; MESQUITA, N. C.; KRIGUEL, K.; CARNEIRO, C. Medições em tempo real do biogás produzido em reatores UASB alimentados com esgoto doméstico. In: *27º Congresso Brasileiro de Engenharia Ambiental e Sanitária*, Anais ... Goiânia – GO, 2013.
- RANDS, M.B.; COOPER, D. E.; WOO, C. P.; FLETCHER, G. C.; ROLFE, F. K. Compost filters for H₂S removal from anaerobic digestion and rendering exhausts. *Water Pollution Control Federation*, v. 53, 1981.
- RASI, S.; VEIJANEN, A.; RINTALA, J. Trace compounds of biogás from different biogás production plants. *Energy*, v. 32, p. 1375-1380, 2007.
- SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogás in Brazil. *Biomass and Bioenergy*, v. 33, 2009.
- SEGHEZZO, L.; ZEEMAN, G.; VAN LIER, J.B.; HAMELERS, H.V.M.; LETTINGA, G. A. Review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology*, v. 65, p. 190-215, 1998.
- SILVA, T. C. F.; POSSETTI, G. R. C.; COELHO, S. T.; Avaliação do potencial de produção de energia a partir do biogás gerado no tratamento de esgotos domésticos. In: *9º Congresso Brasileiro de Planejamento Energético*, 2014. Anais...Florianópolis - SC, 2014.

SOERTAERT, W.; VANDAMME, E. Biofuel production from agricultural crops. In: LENS P, W.P., HABERBAUER M., MORENO A. (Ed). *Biofuels for fuel cells: renewable energy from biomass fermentation*. London: IWA Publishing, p. 524, 2005.

SOUZA, C. L. Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB. *Tese de Doutorado*. UFMG - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte - MG, 2010.

UNFCCC. Approved methodologies for small scale CDM project activities. Type III. AMS-III-H. Methane recovery in wastewater treatment (Version 16.0), in Clean Development Mechanism - CDM Methodology - Booklet (2013). Documento digital. Disponível em: <http://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/4ND00PCGC7WR3L0LOJT_S6SVZP4NSU> Acesso em: 05/05/2014.

USEPA. *Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) and User's Manual, Version 3.02*. U.S. EPA, Office of Research and Development and Clean Air Technology Center. EPA/600/R-05-047. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, 2005.

USEPA. Turning a Liability into an Asset: A Landfill Gas-to-Energy Project Development Handbook. *Landfill Methane Outreach Program*. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency. 1996. Disponível em: <<http://www.epa.gov/landfill/res/pdf/handbook.pdf>>. Acesso em: 16/04/2009.

van HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbio de esgoto: um manual para regiões de clima quente*. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 1994.

VANROLLEGHEM, P. A.; LEE; D. S. On-line monitoring equipment for wastewater treatment processes: state of the art. *Water Science and Technology*, v. 47, n. 2, 2003.

von SPERLING, M. E CHERNICHARO, C.A.L. *Biological wastewater treatment in warm climate regions*. IWA Publishing, London, 2005.

von SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgoto*. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

WELLINGER, A.; LINDBERG, A. In: Proceedings of biogas event 2000: kick-off for a future deployment of biogas technology, 2000. Anais... Eskilstuna, Sweden. 2000.

WOESE, C. R; FOX, G. E. Phylogenetic structure of the prokaryotic domain: The primary kingdoms. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* v. 74, n. 11, p. 5088-5090, 1977.

CHEN, Y.; YANG, G.; SWEENEY, S.; FENG, Y. Household biogas use in rural China: A study opportunities and constraints. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 14. p. 545-549, 2010.



ProBio 1.0

Programa de estimativa de produção de biogás em reatores UASB

Contatos (e-mail):

Gustavo Rafael Collere Possetti – Sanepar (gustavorcp@sanepar.com.br)

Carlos Augusto Lemos Chernicharo – UFMG (calemos@desa.ufmg.br)