

10. AMEAÇA AOS CORPOS HÍDRICOS

Biodigestores e leito cultivado para tratamento e geração de biogás de efluentes domésticos e resíduos orgânicos

Breno J.F. Drumond¹, Leonardo Rocha², Ricardo Salles Hermann³, Ricardo de Freitas Branco⁴

¹Analista de Projetos de Engenharia na Companhia Siderúrgica Nacional, Mestrando em Ciências Ambientais pela Universidade Federal Fluminense

²Analista de Meio Ambiente na Companhia Siderúrgica Nacional, Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal Fluminense

³Universidade Federal Fluminense – UFF

⁴Professor da Universidade Federal Fluminense – Instituto de Ciências Exatas de Volta Redonda

*E-mail de contato: Breno-drumond@hotmail.com¹;

nardo.rochafonseca@gmail.com²

rhermann@uol.com.br³

ricardobranco@id.uff.br⁴

Introdução

O presente capítulo permitirá entender a necessidade em tratar e dispor adequadamente os efluentes domésticos e os resíduos sólidos urbanos orgânicos de forma sustentável no ponto de vista ecológico, social e econômico. Serão demonstrados os efeitos nocivos da degradação do meio limnótico para o desenvolvimento local, regional e mundial quando tal fato não ocorre. As soluções apresentadas neste capítulo visam principalmente remover os poluentes e produzir energia e inclusive podem também coproduzir um rico biofertilizante, proteger espécimes, e de maneira geral reaproveitar a água residual e, assim, propiciar inúmeros benefícios.

O presente capítulo também explicará os processos físicos, químicos e biológicos envolvidos nos tratamentos anaeróbios e aeróbios, promovido pela ação de biodigestores e leitos cultivados. Os tratamentos relacionados neste estudo visam mesclar

os conceitos de tecnologia ambiental, onde estruturas construídas pelo homem interagem diretamente com técnicas encontradas e exercidas diariamente pela natureza.

Espera-se que fiquem claros os benefícios sociais, econômicos e ambientais a partir de estudos de casos e aplicações reais apresentadas. As informações contidas neste capítulo visam introduzir tecnologias ambientais que permitam uma implantação com baixo custo dentro de um contexto acessível para municípios.

Considerando que a limnologia estuda a ecologia de todas as massas d'água do continente, como lagoas, rios e águas subterrâneas, e ressaltando que isso representa uma pequena parcela de toda água contida no globo terrestre, existe uma preocupação em relação a conservação e recuperação desse recurso que além de ser utilizado por diversos setores, possui uma grande valoração em termos de biodiversidade (GUIMARÃES, 2007).

Os usos não são restritos a indústrias, agricultura, pecuária e usos domésticos, mas também como recursos pesqueiros que o próprio ambiente, quando preservado e respeitando as condições de recuperação, se torna uma fonte de subsistência (FAO, 2011).

Apesar do Brasil estar numa situação privilegiada em relação a disponibilidade de recursos hídricos, a sua distribuição é desigual entre as regiões. O Nordeste é uma grande região afetada pela escassez hídrica, no entanto no Sudeste, apesar de abundante, possui má qualidade devido a invasão da população em áreas de mananciais, afetando diretamente mananciais (LEITE, 2014).

A crise hídrica que estamos vivendo atualmente, não envolve somente a escassez e o estresse da água, mas também o descaso humano perante a gestão das águas, principalmente no que se refere ao saneamento básicos. Milhões de toneladas de resíduos humanos são eliminados todos os dias nos corpos hídricos e, diante disso, doenças são veiculadas através do consumo de água contaminada (ABC, 2013).

Com isso, visto que existe essa crise hídrica, é evidente que exista também um grande caos no gerenciamento de resíduos sólidos. Não só os resíduos sólidos urbanos que prejudicam os recursos hídricos, mas também setores como a agricultura, pecuária e a mineração, que correspondem a 90,5% do total de resíduos existentes no planeta (WALDMAN, 2010).

Diversos são os desafios que necessitam ser enfrentados quando falamos sobre a integração da Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela Lei nº 12.305 e a Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei nº 9433, a qual estão intimamente interligadas quanto a disposição de resíduos sólidos e a qualidade das águas.

Diante do grande desafio das cidades brasileiras em controlar a geração, coleta e destinação de resíduos sólidos, durante anos, o solo vem sendo contaminado devido aos descartes irregulares de materiais em lixões e locais inapropriados, degradando consequentemente, as fontes de mananciais subterrâneas e superficiais (LEITE, 2014).

Segundo o relatório de 2016 da ABELPRE, a média de lixo domiciliar de cada brasileiro, de cerca de um quilo, é semelhante à de um europeu. Porém, nossas classes afluentes geram muito lixo, enquanto as classes humildes geram pouquíssimo. É assim que se chega a uma média europeia (ABELPRE, 2016).

A destinação de resíduos, sejam eles domiciliares, industriais, hospitalares, entre outros, ainda enfrenta um grande desafio na implementação da política de resíduos. No entanto, já é possível evidenciar a desativação de diversos lixões pelo país, e com isso surge o aumento da preservação dos corpos d'água e a minimização dos impactos sobre os recursos hídricos. Assim, deve-se avaliá-lo como um recurso capaz de ser gerido de forma sustentável, tendo em vista seu potencial energético, bem como seu caráter fomentador de inclusão social (LEITE, 2014).

Neste contexto, para garantir a maior preservação dos corpos hídricos, assim como da sua biota, conscientização do público e geração de energia destacam-se duas técnicas: Digestão Anaeróbia e Leito Cultivado. Embora a digestão anaeróbia já seja conhecida a mais tempo, inclusive já consolidada em alguns países, nos últimos anos ganhou destaque pela possibilidade real de gerar energia a partir do biogás formado durante o processo.

10.1 TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

O esgoto doméstico é constituído de matéria orgânica de origem de atividades domésticas de instalações sanitárias contendo fezes ou urina proveniente de banhos e lavagens dos demais usos domésticos, que podem ter em sua composição sabão e detergentes. O mesmo cenário se repete quando falamos das instalações de empresa que possuem em seus escritórios banheiros e vestiários que geram o efluente sanitário com as mesmas características do esgoto doméstico. No entanto, a concentração de carga de substâncias no efluente pode variar de acordo com a contribuição per capita e o uso de água nas atividades (FUNASA, 2015),

Mesmo com baixas concentrações de sólidos suspensos e dissolvidos, o volume gerado de esgoto sanitário se torna um vilão em relação aos problemas de contaminação

de poluição de solos e corpo hídrico, além dos riscos que podem trazer com doenças patógenas. A maior parte se trata de matéria orgânica biodegradável associada à matéria inorgânica proveniente dos produtos de higiene (FIGUEIRAS, 2016).

Alguns parâmetros são importantes para controle do tratamento de esgoto sanitário e devem ser considerado no dimensionamento de um sistema de tratamento, como: coloração, odor, turbidez, matéria orgânica e temperatura, onde das características físicas, o teor de matéria orgânica é o de maior importância. No que tange as características químicas, os materiais orgânicos são representados por proteínas (40% a 60%), carboidratos (25% a 50%), gorduras (8% a 12%), óleo (8% a 12%), ureia e surfactantes. A composição do material inorgânico representado são representados pela presença de areia e substâncias minerais dissolvidas. Já as características biológicas, se resumem aos principais organismos como as bactérias, protozoários, parasitas, fungos e algas (VON SPERLING, 2016).

Todo processo de tratamento de esgoto sanitário é constituído por etapas de separação de materiais sólidos, na redução da matéria orgânica, na remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e na remoção de patógenos, através de processos físicos, químicos e biológicos e são divididos em tratamento preliminar, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário, que após todas essas etapas gera o efluente tratado com as características e limites ideais para o correto descarte em corpos hídricos. A FIGURA 1 apresenta um típico sistema de tratamento de efluente.

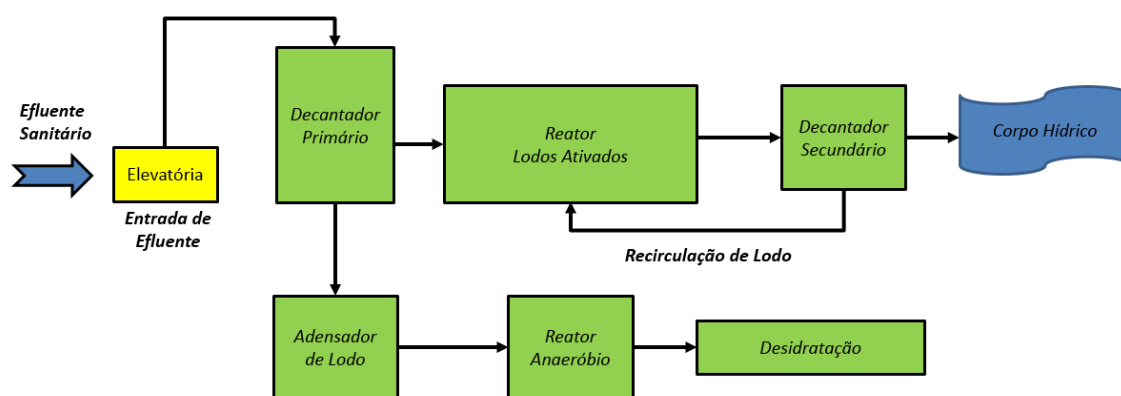


Figura 1 - Sistema convencional de tratamento de esgoto sanitário.

Fonte: Von Sperling (2016).

Considerando a ilustração da FIGURA 1, uma estação tratamento convencional, com lagoas de estabilização ou processo de lodos ativados, é possível prever que uma instalação desse porte necessita de uma estrutura com diversas etapas de tratamento tornando se uma planta robusta e complexa e com alto custo de manutenção e operacionalização (VON SPERLING, 2016).

Com a evolução das tecnologias e gestão do tratamento de esgotos nas cidades, o tratamento descentralizado de esgotos é visto como alternativa mais sustentável, especialmente, para países em desenvolvimento (PARASKEVAS et al., 2002) e em pequenas vilas isoladas ou assentamentos rurais com baixa densidade populacional em virtude de sua simplicidade e efetividade de custos (BUTLER; MACCORMICK, 1996; OTTERPOHL et al., 1997; HEDBERG, 1999; WILDERER; SCHREFF, 2000; PARASKEVAS et al., 2002; USEPA, 2005).

Assim, o gerenciamento descentralizado é progressivamente considerado nas decisões de implantação de estruturas sanitárias urbanas e rurais pelo menor aporte de recursos, além da sustentabilidade ecológica (LENS ET AL., 2001; TCHOBANOGLIOUS; CRITES, 2003; MASSOUD et al., 2009).

Os sistemas descentralizados, mesmo aqueles construídos em pequenas esclas para atendimento a comunidades e pequenas populações locais, que não possuem uma vazão constante e equilibrada, exigem um funcionamento muito estável e devem ter a mesma eficiência que os sistemas centralizados, contudo apresentam baixos custos de operação e implantação. Quanto menor o número de habitantes atendidos, mais flexível deve ser o processo para variações de carga e vazão e mais robusto no sentido de pouca operação e manutenção (METCALF & EDDY, 2003)

Diante da perspectiva das aplicações os sistemas de tratamento descentralizados, é importante ressaltar a tecnologia de biodigestão (digestão anaeróbia) , amplamente utilizada, de baixo custo de implantação e operacionalização, que prevê não somente o tratamento de esgoto sanitário como também o tratamento de efluentes com carga orgânica elevada e resíduos sólidos orgânicos (VON SPERLING, 2016; CHERNICHARO, 2016; CAMPOS,1999).

10.1 PRINCÍPIO DA DIGESTÃO ANAERÓBICA E PRODUÇÃO DE BIOGÁS

A Digestão Anaeróbia (DA) se utiliza da microbiologia para tratar resíduos orgânicos, gerar biogás e produzir biofertilizante e é estudada há algumas décadas. Ela se verifica a partir da decomposição biológica desse resíduo em ambiente sem oxigênio. Ocorre naturalmente em zonas húmidas, pântanos e aterros, bem como no interior o estômago dos ruminantes (VASCO et al, 2017) e em reatores especialmente desenhados para tanto.

O processo e as fases da DA são amplamente conhecidos e descrito por RITTMANN (2008), como um processo Metanogênico onde inicialmente bactérias fermentativas Hidrolíticas degradam a matéria bruta complexa em compostos mais simples. Na segunda fase, Acidogênica, as bactérias acidogênicas continuam degradando a matéria para compostos igualmente mais simples. Na fase Acetogênica, essas matérias são transformadas principalmente em ácido acético, H_2 e CO_2 , pela ação das bactérias acetogênicas. Por fim, na última etapa ou Metanogênica, as bactérias arqueas metanogênicas transformam esses substratos em CH_4 e CO_2 (RITTMANN, 2008).

Os principais produtos da DA são o biogás, que é um mistura de gases, principalmente metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) e um efluente rico em nutrientes que pode ser usado como fertilizante (KORRES et al., 2013). A seguir está representado na FIGURA 2 um esquema de um típico reator tipo UASB.

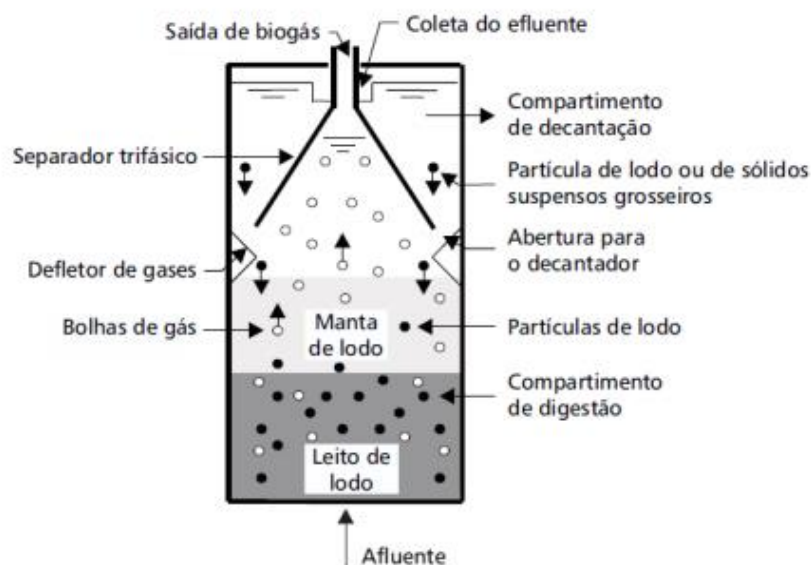


Figura 2 – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo – UASB

Fonte: CAMPOS, 1999

O modelo UASB é indicado para efluentes líquidos com baixa, média ou alta carga orgânica. Possui grande capacidade de remoção de DBO e DQO, além de ótima performance na geração de gás. Apresenta ainda um TDH de 8 (oito) horas considerado baixa para efluentes com grandes cargas de DBO e DQO. Requer pequenos espaços para instalação e seu custo, como o de manutenção é o menor no seguimento para tratamento de esgoto doméstico. Sua operação requer baixo nível técnico (HERMANNY R. S.– HY SUSTENTÁVEL, 2018). Não é adequado para insumos sólidos, semissólidos e de prolongada degradação.

Outro modelo bastante empregado é o biodigestor do modelo Indiano apresentado na FIGURA 3, assim como um detalhamento de construção segundo HY Sustentável LTDA.

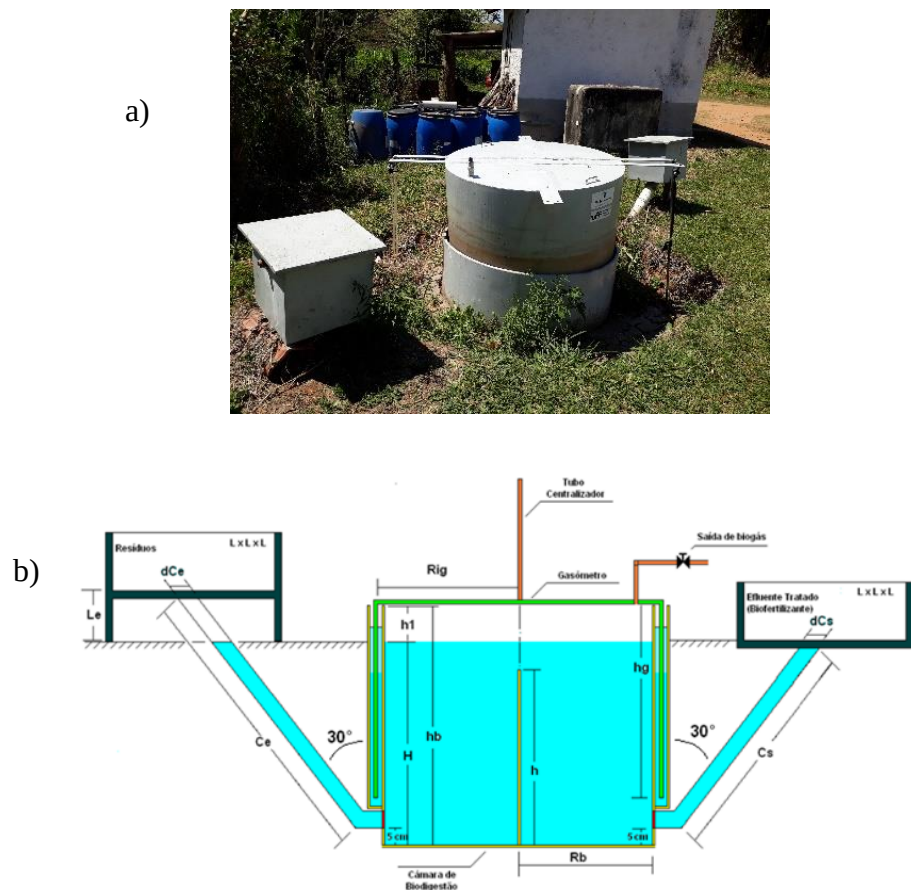


Figura 3 – a) Foto real de um biodigestor Modelo Indiano b) Esquema de construção de um biodigestor modelo Indiano. Fonte: HERMANNY R.S.–HY SUSTENTÁVEL, 2018).

Inspirado no tradicional modelo indiano é indicado para utilização com insumos sólidos ou pastosos. Seu baixo custo e versões caseiras são informações relevantes que

impactam positivamente em um plano de negócios que, associado aos valores de mercado do biofertilizante produzido por esse modelo, permitem o pagamento do investimento em aproximadamente 6 (seis) meses (HERMANNY R. S.– HY SUSTENTÁVEL, 2018). Possui pequenas dimensões e gasômetro de 1m³ acoplado, fácil manutenção e manuseio para utilização em motores, fogões e lampiões.

10.2 ESTUDO DE CASOS – TRATAMENTO DE EFLUENTES COM DIGESTÃO ANAERÓBIA

O tratamento de efluentes domésticos, industriais e esgotos municipais realizados por diferentes tipos, ou modelos, ou sistemas de biodigestores anaeróbicos é perfeitamente eficiente e se presta, concomitantemente para o saneamento ambiental, geração de energia e produção de biofertilizante, se tornando economicamente vantajosa a sua utilização e promovendo recuperação de nutrientes e energia. É exatamente o que expõe PRIETO, et al (2013) e o que explica OKUBO T. et al. (2015).

A tabela 1 demonstra que diversos tipos de insumos orgânicos podem gerar energia e propiciar saneamento ao se utilizar de diferentes modelos e configurações de reatores anaeróbios. Vejamos abaixo a TABELA 1 elaborada por KHALID, et al (2011)

Tabela 1 - Diferentes tipos de reatores para DA (Digestão Anaeróbia)

Biorreator	Substrato	Carga (kg/m³d)	Comentários	Referência
CSTR	Resíduo Sólidos urbanos	15	Melhor performance com aumento gradativo da carga.	ANGELIDAKI et al. (2006)
Digestor anaeróbico	Resíduo alimentício	17	Rendimento de metano 360 L/Kg com TDH de 40 dias.	IKE et al. (2010)
Filtro de malha rotacionado	Resíduo Sólidos urbanos	15	Melhor performance com a agitação diferenciada..	WALKER et al. (2010)
Anaeróbico de dois estágios	Resíduo orgânico	3	11% mais eficiente energética do que o de um estágio	LUO et al. (2011)
UASB no estado sólido	Mistura de palha e silagem de milho	17	Alta performance na produção de metano a partir da biomassa	MUMME et al. (2010)

KHALID, et al (2011)

Selecionamos abaixo alguns casos concretos que se utilizam da DA para tratar seus efluentes.

10.2.1 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS EMPREGANDO DIGESTÃO ANAERÓBIA

No presente exemplo observa-se a confecção do projeto para instalação de Estação de Tratamento de Efluentes Industriais onde o principal resíduo a ser tratado é o sangue proveniente do corte, para posterior embalagem, de pedaços de carne que chegam congelados a Frigorífico situado na zona central da cidade do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. O efluente de 30m³/dia é gerado a partir do processo de lavagem do setor de desossa da empresa. Todo dimensionamento e análise de eficiência foi desenvolvido com base em estudos, literaturas e normas existentes.

O sistema de tratamento é composto por um tratamento preliminar, elevatória e tratamento secundário dotado de Biodigestores de Lodo Ativado do tipo UASB – *Upflow Anaerobic Sewage Blanket*. O pré-tratamento é composto de gradeamento triplo, duas caixas de areia com sistema stop log, medidor de vazão do tipo Calha Parshall e caixa de gordura. Depois de elevado o efluente é conduzido para os separadores estáticos para, a seguir, adentrar nos biodigestores, para o tratamento secundário.

Essencialmente, o processo consiste em propiciar o fluxo ascendente do efluente através de um leito de lodo denso, com microfilme biológico e de elevada atividade. As características dos sólidos dentro reator variam de muito denso, e com partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação próximas ao seu fundo, até um lodo mais disperso e leve, conforme se direciona ao topo do reator.

A estabilização da matéria orgânica ocorre em todas as zonas de reação, sendo a mistura do sistema promovido pelo fluxo ascensional do efluente e das bolhas de gás. O efluente entra pelo fundo e deixa o reator, através de um decantador interno, localizado na parte superior do mesmo. Um dispositivo de separação das fases sólidas, líquidas e gasosas, localizado abaixo do decantador garante as condições ótimas para a sedimentação das partículas que se desgarram da manta de lodo, permitindo que estas retornem a câmara de digestão, ao invés de serem arrastados para fora do sistema.

Todo o processo é dependente da produção de biomassa de elevada atividade consorciado com uma eficiente separação de fases acima descritas. Trata-se de um tratamento relativamente simples, dispensada a demanda por implantação de equipamentos sofisticados ou de mão de obra com altos níveis de capacitação para operá-lo, bastando apenas estar apto a manter os parâmetros de dimensionamento e operação necessários para a adequada DA. São eles: temperatura, TDH, pH, alcalinidade e taxa

constante de carregamento orgânico. Observados tais parâmetros a taxa de eficiência do processo pode atingir níveis acima de 80% de remoção do DQO (Demanda Química de Oxigênio) (HERMANNY R. S.– HY SUSTENTÁVEL, 2018).

Nesse sentido o estudo de YOUSEFI Z., et al (2018) demonstra que em escala laboratorial essas taxas de eficiência são alcançadas. É importante salientar que no estudo desse caso concreto o acompanhamento diário dos parâmetros necessários para a DA devem ser aferidos. Isso se deve principalmente pelo fato de que os efluentes gerados na planta possam ser alterados na fase de desossa. Um parâmetro que deve ser especialmente monitorado é a produção de amônia pelos reatores anaeróbicos. A grande quantidade de sangue no efluente pode gerar compostos nitrogenados que influenciarão nos níveis de amônia. A concentração ideal de amônia garante um bom funcionamento metanogênico na DA, aumentando assim a estabilidade do processo de digestão. Por outro lado a amônia alta é regularmente apontada como a principal causa de falha na DA por causa de sua direta inibição da atividade microbiana (RAJAGOPA, R, et al; 2013). Pode ser observado na FIGURA 4 o reator e local de instalação e a planta do projeto.

a)



b)

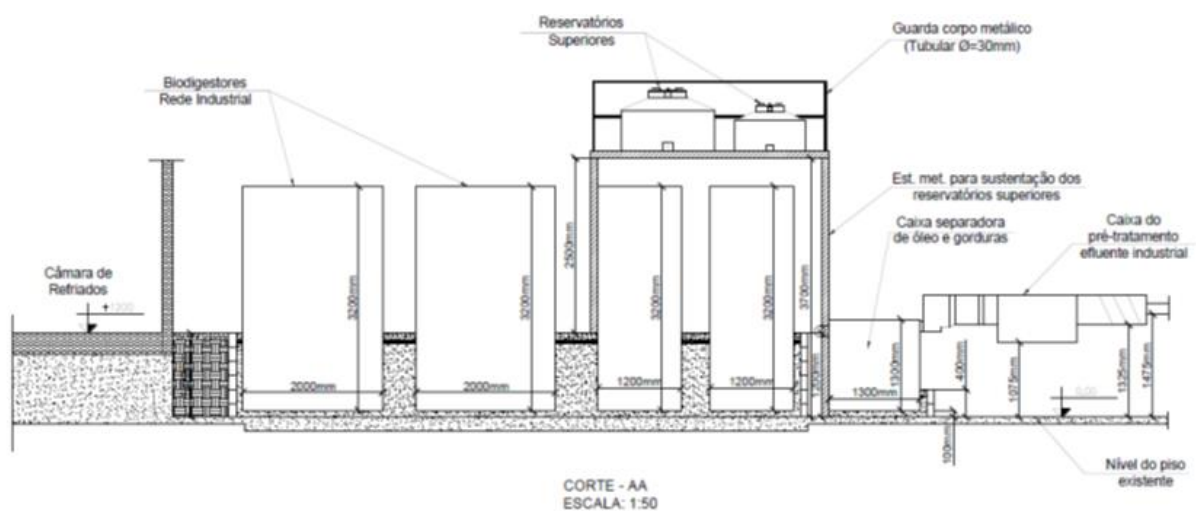


Figura 4 – a) Reator UASB a ser instalado e local de instalação b) Projeto da instalação do sistema de tratamento

Fonte: O Autor³

10.2.2 ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICO EMPREGANDO DIGESTÃO ANAERÓBICA

10.2.2.1 VALENÇA, RJ, BRASIL

Projetos de médias estaturas também são objeto de tratamento de efluentes por DA. Valença, município do estado do Rio de Janeiro, Brasil, possui estação de tratamento de esgoto para loteamento residencial de médio padrão. Nesse modelo de planejamento a administração municipal condiciona o licenciamento ambiental do empreendimento à

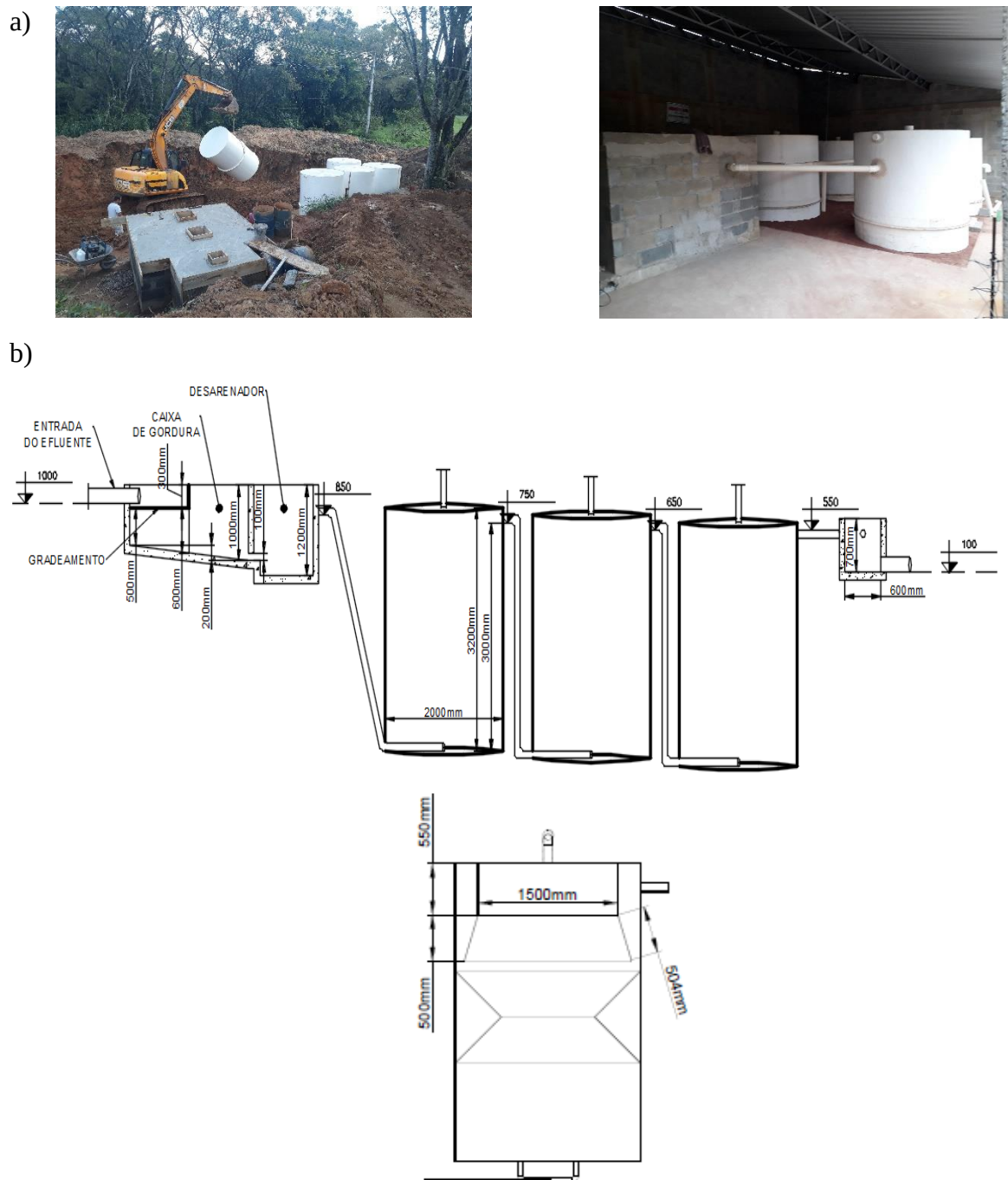
construção da ETE – Estação de Tratamento de Esgoto - pelo empreendedor, para, posteriormente, ser operada pela municipalidade.

O referido loteamento é composto por 200 (duzentas unidades), com dimensionamento previsto para quatro habitantes cada unidade, volume diário de 160 litros (cento e sessenta litros) por habitante e 10 (dez) biodigestores modelo UASB, dispostos em linha subsequente e com pré tratamento de alvenaria, composto por decantador, separador de gordura, retentor de sólidos e desanador. Com a ETE construída e em funcionamento recebe atualmente a contribuição de apenas uma residência, parcialmente construída. Quando estiver em plena operação se espera remover pelo menos 90% de DQO e 85% de DBO, o que representa uma eficiência acima do que a norma preconiza, antes disso estima-se que fique em torno de 95% e 95% a taxa de remoção, tanto para DQO quanto para DBO.

Para tanto, em seu dimensionamento o TDH, a temperatura, a carga orgânica e a adequada manutenção e operação devem ser observadas a fim de que os parâmetros da DA sejam estritamente cumpridas.

O processo convencional de lodos ativados aeróbios é utilizado para fins domésticos de tratamento de águas residuais há mais de 100 anos (WAN et al., 2016). No entanto, o tratamento anaeróbico, com estudos mais recentes, e como no caso de Valença, RJ, Brasil, tem atraído atenção positiva para esses mesmos fins. Isso se deve ao fato de que balanços energéticos para tratamentos com DA são bastante favoráveis, devido à recuperação de energia com o biogás e recuperação de nutrientes, na forma de biofertilizante. A não utilização de energia elétrica para a aeração necessária no sistema aeróbio, a produção mínima de lodo, pequenas exigências de espaço e a produção de biogás e/ou energia elétrica também justificam a DA para tratamento dessas águas (WAN et al., 2016).

A instalação da referida estação de tratamento ficou em torno de R\$180.000,00 (cento e noventa mil reais) valor no ano de 2017o que representa R\$900,00 (novecentos reais) para cada lote comercializado. A área total para sua instalação foi de aproximadamente 70 m². A seguir na FIGURA 5 demonstra fotos da instalação e reatores UASB, assim como detalhes do projeto.



Fonte: O Autor³

Figura 5 – a) Instalação dos reatores UASB e detalhe dos reatores b) Projeto da estação de tratamento com o detalhamento do reator UASB. Fonte HY Sustentável LTDA (2018).

O sistema de tratamento de efluentes (Fig. 2) do presente caso em estudo e utilizado pela empresa HY Sustentável LTDA, especializada em saneamento e bioenergia é formado por pré tratamento com gradeamento, decantador e separador de gordura

consorciados com reatores modelo UASB-híbrido (Fig. 3), desenvolvidos pela HY Sustentável LTDA. É um reator com as características do UASB equipado com biofilmes, ou membranas biológicas, que permitem uma maior eficiência na DA. Seu fluxo é ascendente e, conseqüentemente, a saída do efluente é realizada pelo topo do equipamento, sendo sua entrada na parte inferior. É um sistema cujas vantagens são notadas a seguir:

- Não é necessária a utilização de energia elétrica para sua operação;
- Não é necessária construção de grandes estruturas de alvenaria;
- Permite o reúso da água;
- Produção biofertilizante;
- Produção de biogás;
- Geração de energia elétrica.

10.2.2.2- SASKASSON CITY, CANADÁ

Sadowski (2018), demonstra um tratamento do lodo ativado da Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Saskasson City, província de Saskatchewan, Canadá, que possui aproximadamente 270.000 (duzentos e setenta mil) habitantes, segundo o censo de 2017, é feito, após o pré-tratamento adequado, através de DA. O biogás da digestão desse lodo é queimado em caldeiras próprias e usado para aquecer os prédios da planta de tratamento. O excesso de metano é queimado a fim de se transformar o mesmo em CO₂, visto este gás comprometer menos a camada de ozônio do que o anteriormente mencionado. Aproximadamente 18.000 kg ou 1000 m³ de lodo são bombeados diariamente para os digestores anaeróbicos com Tempo de Retenção Hidráulica – TDH de aproximadamente 17 (dezessete) dias. É gerado cerca de 12.000 m³ por dia de biogás e isto equivale aproximadamente a 1 m³ de biogás para cada quilo de sólidos suspensos voláteis destruídos na digestão do lodo. O benefício econômico gerado pelo biogás dos reatores anaeróbicos é evidente, visto todo o aquecimento da parte de administração e manutenção da planta serem supridos e gerados na mesma.

O pré tratamento de esgoto municipal deve ser poderoso e eficiente. Sistemas que privilegiam a separação das fases da DA são mais eficientes. Sistemas onde existem reatores anaeróbios específicos para a hidrólise foram estudados e se asseverou a melhora

da relação C / N, o que é importante para a DA operar com taxas de remoção de DQO acima dos 80% (WANG D., et al, 2018).

A foto abaixo FIGURA 6 demonstra a magnitude desse empreendimento inaugurado em 1971 que possui área de 175.000 m² e foi designado como de classe 4 (quatro), o nível mais elevado para avaliação e licenciamento de plantas de tratamento de esgoto no Canadá. Recebeu essa formatação atual em 1996 quando sofreu uma reforma que custou U\$56.000.000 (cinquenta e seis milhões de dólares).

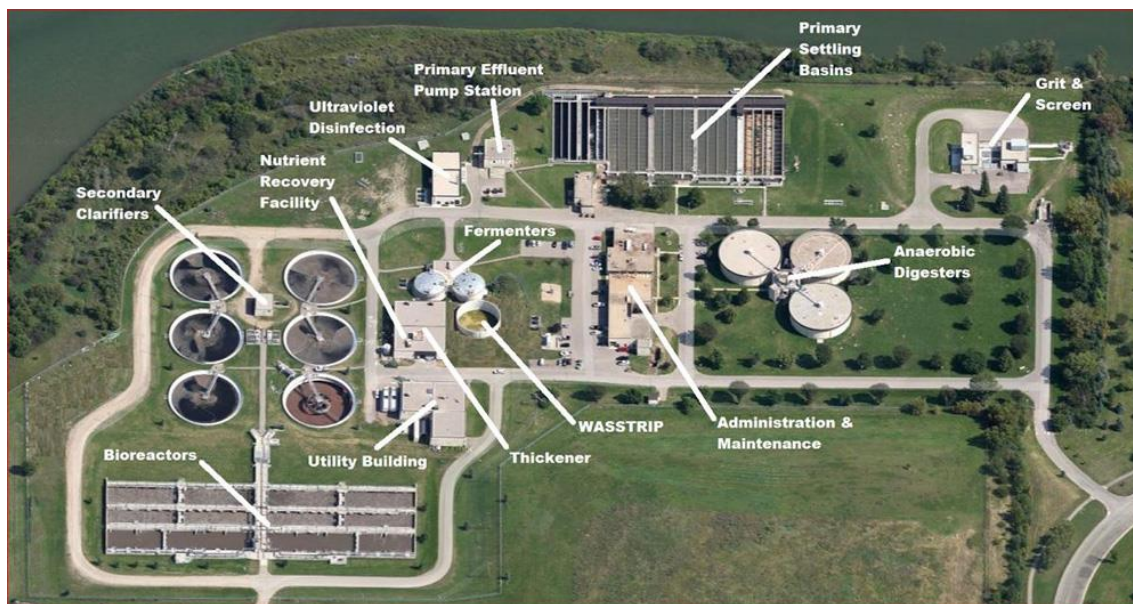


Figura 6 – Ilustração da estação de tratamento de água da cidade de Saskatoon

Fonte: Sadowski (2018)

Assim como a digestão anaeróbia outro método de tratamento de efluentes que vem ganhando espaço, e notoriedade no Brasil, e também é inspirado em um processo natural de tratamento na natureza é o leito cultivado. A seguir será realizado uma introdução ao assunto, com seus princípios, principais sistemas e plantas que são empregadas assim como exemplos de aplicação.

10.3 LEITOS CULTIVADOS

Os leitos cultivados ou *wetlands* são áreas alagadas que detém a capacidade de realizar o processo denominado autodepuração, pois sendo áreas inundadas que desenvolvem uma vegetação adaptada ao ambiente e com grandes valores ecológicos, auxiliam na melhoria gradativa de um corpo hídrico. Estes leitos cultivados estão entre

os mais férteis do planeta, possuindo um complexo ecossistema e biodiversidade. As *wetlands* ocupam cerca de 6% da superfície sólida do planeta, e vem sofrendo alterações quantitativas devido à expansão humana (D'AMBRÓSIO, 1998).

Conhecendo as propriedades dos *wetlands* e os benefícios trazidos pelos seus processos biológicos envolvidos, foi viável o tratamento de águas poluídas por uma área alagada sintetizável, visando a utilização da flora no tratamento direto de águas residuais. Costa (2003) disserta que os componentes básicos para a formação dos leitos cultivados são os substratos, as macrófitas aquáticas e os biofilmes bacterianos.

Os substratos são utilizados para promover canais de passagem para o afluente contaminado, podendo ter a função de filtrar os materiais grosseiros presente no afluente. Normalmente são utilizados resíduos como cascalho, brita, areia e etc (VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999).

Brix (1994), evidencia que as macrófitas são musgos, algas e plantas aquáticas, sendo que as plantas que contém flores (angiospermas) são as comumente mais encontradas. As macrófitas podem ser separadas em grupos, sendo eles;

- **Aquáticas emersas** – Enraizada em um leito ou sedimento, suas folhas crescem sentido fora d'água. Ex: Taboa, Junco;
- **Submersas enraizadas** - Macrófita que prolifera suas folhas totalmente dentro d'água, sendo que sua raiz está diretamente ligada a um leito ou sedimento. Ex: Cabomba, Elódea;
- **Macrófitas com folhas flutuantes** – raiz presa no leito ou em um sedimento, sendo que suas folhas flutuam na superfície da água. Ex: Lírio d'água, Vitória Régia;
- **Submersas livres** – Não são enraizadas em nenhum sedimento ou no leito do corpo hídrico, porém podem se prender em caules de outras macrófitas. Usualmente permanecem flutuando debaixo d'água. Ex: Utriculária.
- **Flutuantes** – Flutuam na superfície d'água, tendo suas raízes soltas abaixo d'água. Ex: Aguapé, Alface d'água.

A figura 7 ilustra os tipos de macrófitas descritas acima.

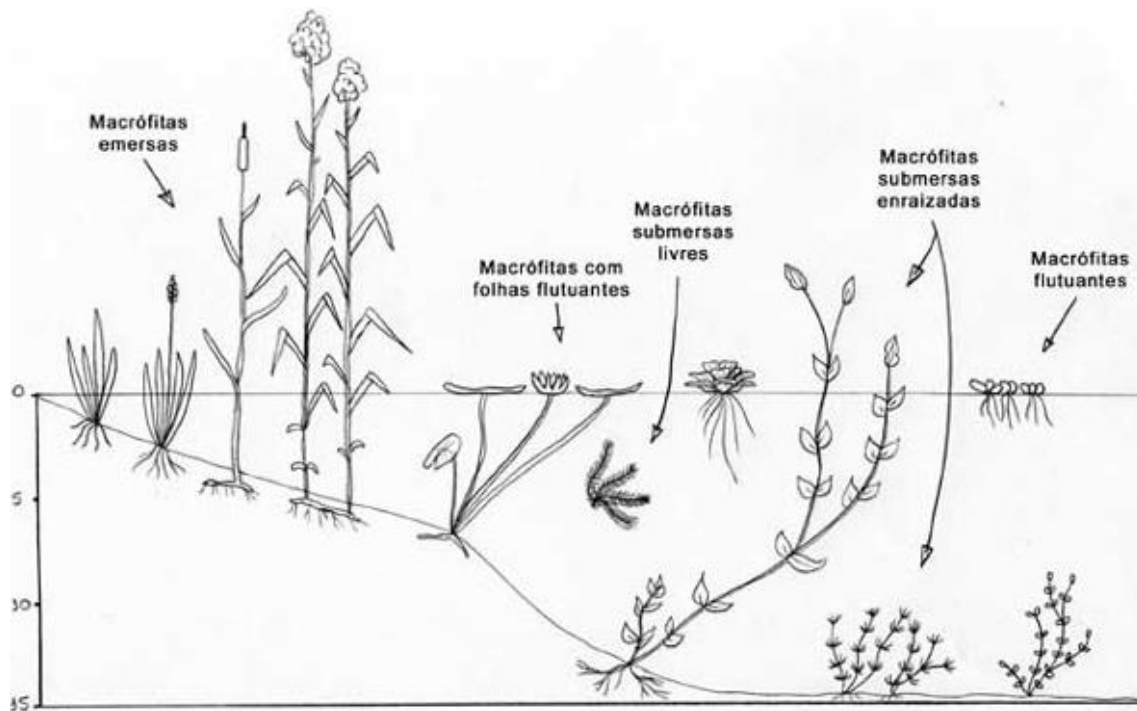


Figura 7 - Tipos de macrófitas aquáticas. (Fonte: PROBIO, 2018).

As macrófitas aquáticas são espécies de vegetais nativas de ambientes alagados, elas possuem a capacidade de absorver nutrientes e outros materiais que auxiliam na contaminação de um corpo d'água. Estas plantas atuam no tratamento incorporando o oxigênio através das raízes e rizomas, permitindo uma melhora do oxigênio dissolvido na água e auxiliando na degradação dos compostos orgânicos presentes (BRIX, 1994).

Com as macrófitas devidamente acopladas e com um ambiente adequado para o desenvolvimento de colônias de protozoários, bactérias entre outros agentes biológicos, é formado o biofilme microbiano. O biofilme permite um maior contato entre as colônias e a água residuária, possibilitando a transformação dos materiais orgânicos em sais inorgânicos, gerando os nutrientes que serão posteriormente utilizados como fonte de alimento das macrófitas (COSTA *et al.*, 2003).

Os leitos cultivados são considerados uma tecnologia de tratamento de água residuária de custos baixos se comparados com outros processos. Eles permitem uma notável eficiência na remoção dos parâmetros nitrogênio (N), demanda biológica de oxigênio (DBO), fósforo (P), coliformes termotolerantes e demanda química de oxigênio (DQO) (COURACCI FILHO *et al.*, 1999). Os leitos cultivados tratam o esgoto sanitário de forma natural, sendo que seu princípio é na ciclagem dos materiais presentes no efluente sanitário e dos ecossistemas aquáticos, sem que haja a inserção de fatores externos como introdução de produtos químicos ou energia elétrica (SEZERINO, 2006).

Além de possibilitarem a remoção de nutrientes em excesso, remoção de carga orgânica e a diminuição de agentes patogênicos.

Assim a utilização dos processos voltados para a fitorremediação estão sendo estudados e aplicados em diversos segmentos. A facilidade das macrófitas em se adaptarem em efluentes seriamente contaminados possibilita a proliferação das plantas e o tratamento por longas datas, sendo uma alternativa economicamente viável para diversas condomínios, agronegócio e municípios.

Valentim (1999) descreve o processo de tratamento via leito cultivado visando o tipo de água residuária, a TABELA 2 demonstra esta descrição.

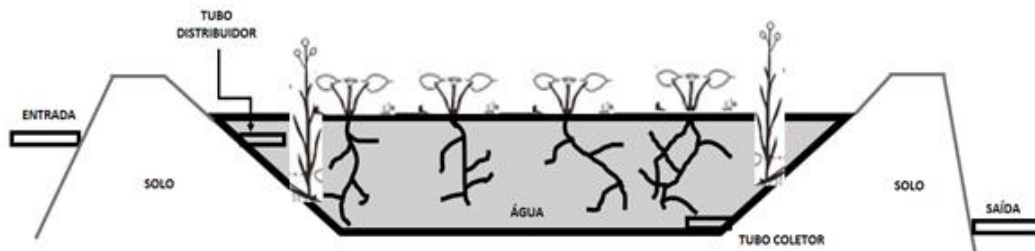
Tabela 2 – Descrição dos diversos níveis de tratamento empregando leito cultivados

Tipo Tratamento	Descrição
Primário e secundário	Útil para hotéis, pequenas comunidades, residências, agropecuárias. Promove remoção de nutrientes presente na efluente.
Polimento Terciário	Excelente na remoção do parâmetro P. Necessidade de um tempo de detenção hidráulica (TDH) elevado. Indicado para tratamento em industriais alimentícias, abatedouros, petroquímicos, etc.
Materiais tóxicos	Utilizado nos efluentes de aterros sanitários e lixos como chorume e de processos de mineração de carvão.
Desinfecção	Remoção de microorganismos e patógenos.
Água para reutilização	Os leitos cultivados podem tratar um efluente eliminando ou reduzindo parâmetros perigosos para a utilização humana, permitindo a disponibilidade de água para recirculação em diversos segmentos industriais.

(Fonte: Adaptado de VALENTIM, 1999)

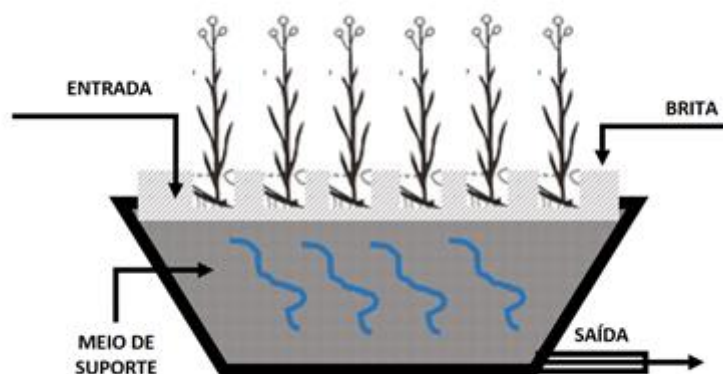
Além da escolha do tipo de tratamento que se deseja também é importante escolher um adequado sistema para o leito cultivado. Existem diversas concepções de leitos cultivados, os principais estão descritos a seguir:

- **Leitos Cultivados de Fluxo Superficial** – São trincheiras ou canais que detêm um meio de suporte permitindo o desenvolvimento das macrófitas. É necessárias grandes áreas para a correta execução deste leito. Tem excelentes valores de remoção de poluentes como DBO e realiza a inserção de oxigênio no efluente.



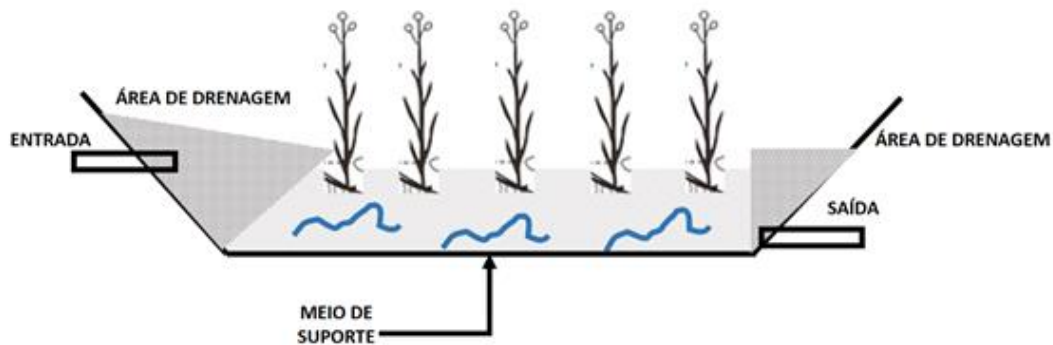
(Fonte: Adaptado de VALENTIM, 1999).

- **Leito cultivado de Fluxo Vertical** – Sua vazão é no sentido vertical e o sedimento utilizado pode ser areia e brita (esta é mais adequado para sistemas em bateladas). Este processo tem excelentes respostas com remoção DBO, Sólidos Suspensos Totais e fósforo total.



(Fonte: Adaptado de VALENTIM, 1999).

- **Leitos cultivados de fluxo subsuperficial** – Tem uma função de filtros horizontais, seu meio de suporte pode ser composto por areia e brita, facilitando o desenvolvimento das macrófitas. Tem excelentes valores de remoção de Sólidos suspensos totais, DBO, bactérias, porém pouco útil na oxigenação.



(Fonte: Adaptado de VALENTIM, 1999)

Os leitos cultivados permitem uma eficiência superior se comparado às áreas alagadas pela possibilidade de otimização do tratamento, sendo projetados para permitir a remoção efetiva de DBO, DQO e de nutrientes.

Oliveira (2015) disserta que as macrófitas podem evitar a toxicidade por NH_4^+ em meio hídrico pela ação de suas células vegetais em converter o NH_4^+ em aminoácidos, retirando assim o elemento do meio hídrico e inserindo em sua estrutura.

Efluentes sanitários também detém quantidades consideráveis de detergentes, fósforo (P), nitrogênios, matérias orgânicas entre outros. Alguns poluentes como o fósforo e nitrogênio permitem o processo de eutrofização de um corpo hídrico, o que consiste no crescimento desordenado de plantas aquáticas. Assim os leitos cultivados podem ser projetados para utilizar os poluentes para seu desenvolvimento e promover a redução desses parâmetros para realizar, posteriormente, o descarte em um corpo hídrico (HUSSAR, 2005)

A TABELA 3 demonstra alguns parâmetros que são de relevância para o monitoramento em um leito cultivado.

Tabela 3 – Demais parâmetros operacionais para controle de qualidade do tratamento empregando leito cultivado

Parâmetro	Importância
pH	Importante parâmetro a ser monitorado, o pH age diretamente no processo de desnitrificação do efluente, visto que as bactérias que realizam a redução do nitrogênio necessitam de um pH entre 6,5 a 7,5.
Cor	Ligado à quantidade de sólidos presente no efluente. Os leitos cultivados, em sua maioria detém uma eficiência na remoção entre 64% a 90%.
Turbidez	Outro fator ligado aos sólidos. Os leitos cultivados apresentam uma eficiência entre 68% a 99% de remoção de turbidez.
Oxigênio Dissolvido	No tratamento com taboa, por exemplo, é observado a redução do oxigênio dissolvido, o que pode implicar à necessidade específica de uma planta para realizar o tratamento.

Fonte: Adaptado de HUSSAR (2005).

10.3.1 A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO COM LEITO CULTIVADO DE JUTURNAÍBA EM ARARUAMA – RJ

Alguns municípios já utilizam o sistema de leito cultivado para realizar o tratamento de efluente sanitário. O efluente das cidades de Saquarema, Araruama e Silva Jardim, no estado do Rio de Janeiro, é encaminhado para um complexo composto por 5 Estações de Tratamento de Efluente (ETE), sendo que duas dessas estações são leitos cultivados.

A estação de águas de Juturnaíba é considerado a maior estação de tratamento de efluentes sanitário inserida no contexto ecológico, ela detém a capacidade de realizar o tratamento em uma vazão de 200 L.s⁻¹.

A ETE utiliza duas espécies de macrófitas para realizar o tratamento, sendo os papiros cultivados em zonas de raiz e as salvinias que são macrófitas flutuantes atuando na face d'água. Cada planta tem um processo importante para o tratamento, sendo influenciado por evapotranspiração, infiltração no solo e absorção na estrutural vegetal.

A zona de raiz onde está localizado os papiros é onde é realizado a redução da carga orgânica poluidora, onde outras etapas de tratamento não foram capazes de retirar. Estes efluentes que são inseridos nos leitos cultivados não tiveram remoções significativas de nitrogênio e o fósforo por exemplo.

Um dos processos convencionais que é bastante utilizado no contexto de remoção dos poluentes sanitários, que seriam empregado sem a presença das macrófitas, é a inserção de cloreto férrico, coagulantes e sulfato de alumínio, onde permitem a floculação de materiais orgânicos dissolvidas na água e posteriormente sua extração.

Um dos fatores importantes para a manutenção do leito cultivado é a poda das macrófitas e remoção de matéria morta, permitindo assim o desenvolvimento de novas plantas (VITORINO, 2018).

10.3.2 EXEMPLOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTE COM LEITOS CULTIVADOS

Valentim (1999), realizou um experimento utilizando o leito cultivado de fluxo subsuperficial para tratar efluente proveniente de sistemas sanitários, laboratórios e cozinhas da Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas (FEAGRI/UNICAMP), o efluente pós tratamento por leitos cultivados era destinado para o mesmo sistema na qual foi coletado.

O experimento foi composto por seis leitos cultivados, para o meio de suporte foi utilizado brita e as macrófitas empregadas formas a *Eleocharis sp.* e a *Typha sp.* O experimento durou cerca de cinco meses sendo que o tempo de detenção hidráulica (TDH) nos leitos cultivados, tiveram uma média de de quatro a cinco dias. A TABELA 4 analisou e teve as seguintes coletas de resultados no experimento descrito.

Tabela 4 – Resultados para diversos parâmetros no trabalho de Valentim (1999).

Parâmetro	Remoção (%)
DQO	69 (melhor resultado)
<i>Escherichia Coli</i>	75 (melhor resultado)
Sólidos Sedimentáveis	100
Nitrogênio Total kjeldahl	90 (melhor resultado)
Fósforo Total	65 (melhor resultado)
Nitrogênio Amoniacal	87 (melhor resultado)

Fonte: Adaptado de VALENTIM, (1999)

Os resultados deste trabalho foram satisfatórios e possibilitaram uma excelente remoção dos parâmetros evidenciados na TABELA 4. Em relação à macrófita, foi observado por Valentim (1999) que a *Eleocharis sp.* teve resultados mais expressivos do que a *Typha sp.* Assim, Valentim conclui que o leito cultivado de fluxo subsuperficial é uma excelente escolha para completar o tratamento realizado por um tanque séptico.

Já Hussar (2005) realizou o tratamento utilizando leitos cultivados de fluxo subsuperficial para o efluente de granja de produção de suínos localizado no Centro Regional Universitário de Espírito Santo do Pinhal – SP. Como meio de suporte foram utilizados britas e a macrófita cultivada foi a *Thypha sp.* Na tabela 5 estão evidenciados os resultados obtidos por Hussar (2005).

Tabela 5 - Resultados para diversos parâmetros no trabalho de Hussar (2005).

Parâmetro	Remoção (%)
DQO	51 (com melhor resultado)
Sólidos Sedimentáveis	100
Nitrogênio Total Kjeldahl	71 (com melhor resultado)
Fósforo Total	33 (com melhor resultado)
Nitrogênio Amoniacal	70 (com melhor resultado)

Fonte: Adaptado de HUSSAR, (2005)

Hussar (2005), relata que os resultados obtidos são inferiores aos encontrados em pesquisas literárias, além das macrófitas utilizadas apresentarem estruturas danificadas provavelmente por agentes tóxicos. O autor acredita que esta análise se deve pelo autor de sais nitrogenados em águas provenientes do processo de suinocultura.

Para finalizar esse capítulo será apresentado, a seguir, um estudo que fez parte da dissertação de Leonardo Rocha da Fonseca (programa de pós-graduação em tecnologia ambiental) realizado no grupo de pesquisa do Professor Ricardo de Freitas Branco do ICEx/UFF. Esse estudo é apresentado para que seja um exemplo de aplicação e mais além

como uma espécie de guia de como realizar a proposta de implementação de um sistema de tratamento de efluente com digestão anaeróbia em relação à sua viabilidade técnica e econômica.

10.4 ESTUDO DE CASO: CO-DIGESTÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES EM UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

Mesmo que a tecnologia de digestão anaeróbia ainda seja aplicada para o tratamento de resíduos alimentares como uma alternativa, ainda existe uma parcela significativa de resíduos orgânicos que compõe 50% da produção de resíduos sólidos urbanos que hoje é descartada em lixões e aterro sanitários de forma inadequado aos olhos da legislação. Além do risco ambiental de contaminação do solo e corpo hídrico, esse tipo de resíduo atrai vetores de (ABELPRE, 2014).

Uma alternativa tenha viabilidade técnica e econômica, com o objetivo de tratamento de resíduos alimentares juntamente com esgoto sanitário, descreve o processo conhecido por co-digestão. A técnica de co-digestão permite que as instalações de um estação de tratamento já existente seja adicionado um resíduo ou material com composição similar, potencializando o tratamento e aumentando a produção de biogás e da energia produzidas nas unidades de cogeração, com pequenas adaptações a custos bem reduzidos (GÓMEZ et al., 2006).

O reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo, também conhecido internacionalmente como reatores UASB (*Uflow Anaerobic Sludge Blanket*) dificilmente produzem efluentes que atendem aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental, sendo necessária a adoção de alguma forma de pós-tratamento do efluente proveniente do reator anaeróbio (MIKI, 2010).

Chernicharo (2016) e Von Sperling (2016) relatam que a tecnologia de lodos ativados é uma modalidade que atende as expectativas como pós tratamento de efluentes de reatores UASB e ressaltam que o sistema tem uma grande capacidade de remoção biológica da carga orgânica, geralmente próxima de 70%, no reator UASB, ficando somente uma pequena parcela para consumo nos reatores de lodos ativados. Ou seja, a remoção da maior parte da carga orgânica do efluente ocorre com baixo consumo de energia ou necessidade de adição de produtos químicos auxiliares.

Diversas vantagens podem ser apresentadas num sistema de tratamento utilizando a tecnologia de reatores UASB e são descritos por Chernicharo (2016) a seguir:

- Os decantadores primários, adensadores de lodo e digestores anaeróbios podem ser substituídos, como todos os seus equipamentos, por reatores UASB, que passam a cumprir a função principal de tratamento de esgotos, além da função de digestão e adensamento do lodo aeróbio, sem a necessidade de qualquer volume adicional.
- Os reatores UASB possuem maior eficiência de remoção de DBO do que os decantadores primários. O volume dos reatores biológicos aeróbios, após o tratamento no reator UASB, poderá ser reduzido pela metade do volume das ETEs convencionais. Os decantadores secundários podem ter uma redução significativa em sua área superficial por receber menor concentração de sólidos em suspensão.
- O sistema de lodos ativados, o consumo de energia poderá ser reduzido em 45 a 55% comparado a uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) convencional quando não há o processo de nitrificação e 65 a 70% quando há o processo de nitrificação.
- O custo de implantação da ETE com reator UASB seguido de tratamento biológico aeróbio será, no máximo, 80% do custo de uma unidade convencional. Adicionalmente, o custo operacional, devido a maior simplicidade e menor consumo de energia do sistema combinado, anaeróbio/aeróbio, representa, ainda uma importante vantagem adicional.

A figura 8 demonstra um fluxograma da configuração simples e otimizada de uma estação de tratamento com reatores UASB e pós tratamento com lodos ativados e um decantador secundário.

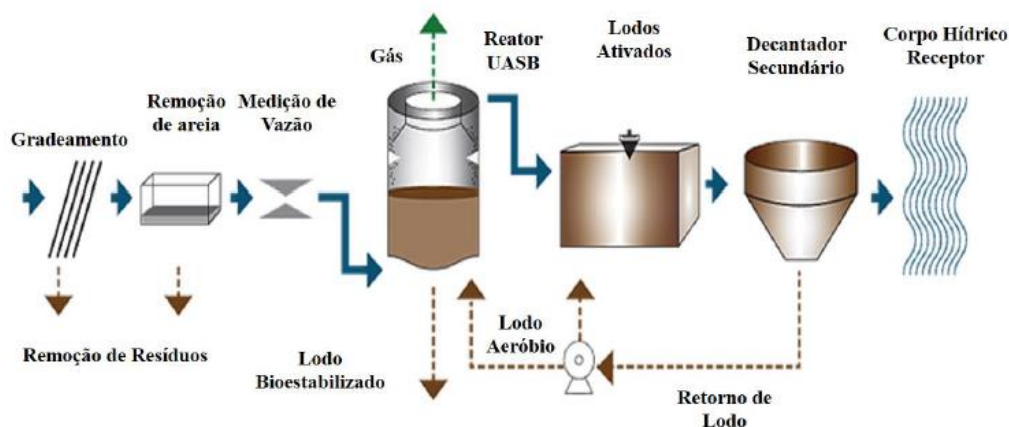


Figura 8: Esquema de uma estação com reatores anaeróbios e aeróbios

Fonte: Von Sperling (2016)

Os autores Metcalf e Eddy (2016) ressaltam que o objetivo inicial do uso dos processos anaeróbios no tratamento de efluentes sanitários é a diluição dos sólidos presentes nos esgotos, para reduzir ou eliminar a necessidade de gerenciamento dos mesmos e tornar o efluente adequado para um tratamento subsequente, ou para a utilização na agricultura.

Ambos, efluente doméstico e resíduos sólidos orgânicos são tratados separadamente em uma mesma tecnologia de digestão anaeróbia, levando a duplicidade tanto nas rotas de transporte quanto no tratamento, sendo que podem ser encaminhados para um mesmo local otimizando a tecnologia e a logística de destinação (PÉREZ-ELVIRA et al., 2014).

Em 2018 foi realizado o estudo da adição de resíduos sólidos orgânicos em um processo de tratamento biológico de esgoto sanitário compreendido de reator UASB com pós tratamento de lodos ativados em uma Fábrica de Aços Longos no interior do estado do Rio de Janeiro, partindo do princípio da otimização de um sistema de tratamento já existente com baixo custo de investimento e operacionalização. A FIGURA 9 ilustra o esquemático compreendido da estação de tratamento.

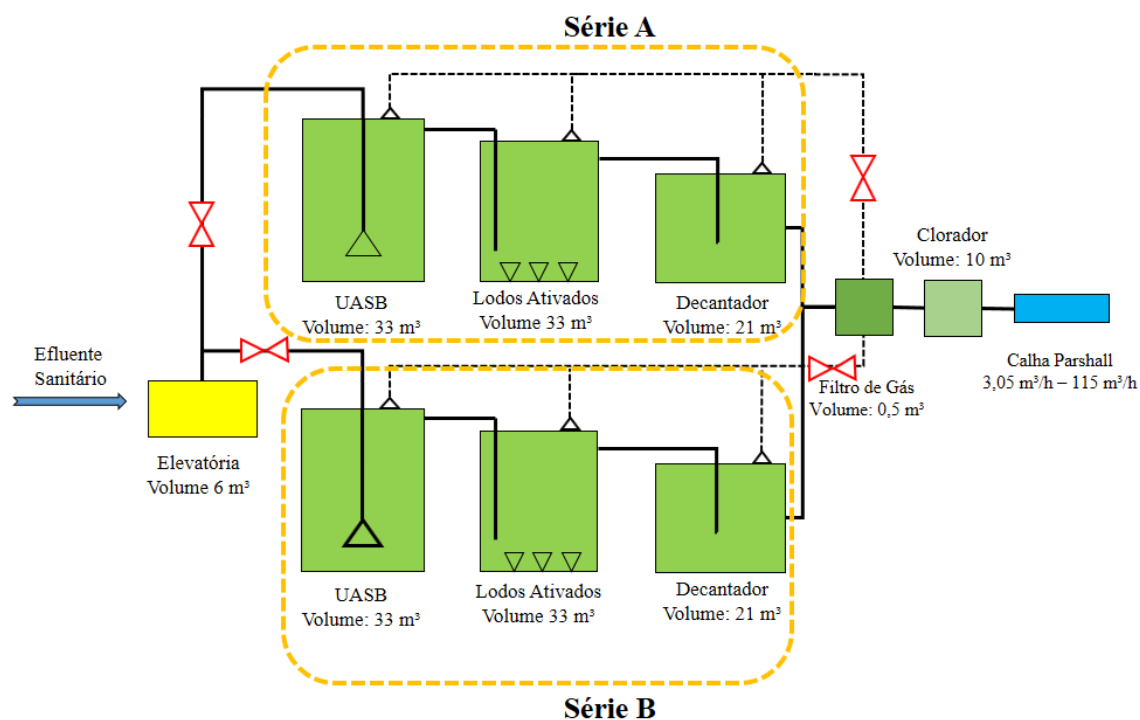


Figura 9 - Esquema a Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário

Os efluentes gerados no restaurante industrial da Fábrica de Aços Longos proveniente da lavagem de utensílios de cozinha e limpeza do local são direcionados para a estação que fica à 32 metros de distância do restaurante e passam por uma caixa de gordura, que retém óleos e dejetos mais grosseiros. A FIGURA 10, apresenta a localização da estação compacta de tratamento de efluente sanitário, as posições das elevatórias e do ponto de descarte do efluente tratado no emissário de descarte no rio Brandão.



Figura 10 - Localização da Estação de Tratamento.

Fonte: Adaptado do Google Maps (2018).

Estima-se que existam 216 plantas de tratamento de efluentes localizados nos Estados Unidos transportam resíduos alimentares para co-digestão com lodo de esgoto. Isso representa cerca de 17% das estações que processam lodo de esgoto usando digestão anaeróbica (QI, BEECHER E FINN, 2013).

A co-digestão é um processo pelo qual resíduos sólidos orgânicos ricos em energia, como por exemplo, gorduras e restos de alimentos, são adicionados a digestores de resíduos ou sistema de tratamento de efluente sanitário com capacidade excedente. Além de desviar os resíduos orgânicos de aterros sanitários e linhas de esgoto público, esses materiais de alta energia possuem pelo menos três vezes o potencial de produção de metano (US.EPA, 2016).

Figueiras (2016) avaliou a influência da introdução de resíduos alimentares triturados na digestão anaeróbia de efluente doméstico em reator UASB em escala laboratorial. Em termos de eficiência na remoção da matéria orgânica, os resultados foram satisfatórios, com remoção média de DQO de 81,02%. O experimento indicou que o desempenho do reator UASB não foi prejudicado pelo aumento da carga orgânica, mostrando a possível viabilidade de seu uso em escala real, para o tratamento de resíduos com uma maior carga orgânica, com potencial produção e aproveitamento de biogás.

Para tanto, o estudo baseou-se em resultados de caracterização dos resíduos sólidos orgânicos e efluente sanitário gerados da fábrica como também a avaliação da

estrutura, os procedimentos operacionais, os dados de monitoramento da estação. Além da análise técnica, também foram caracterizados esgoto sanitário com adição de resíduos sólidos orgânico da proporção de geração mensal, conforma apresentados na Tabela 6 a seguir.

Tabela 6 – Caracterização do esgoto bruto e do esgoto com a adição de alimento

Parâmetro (mg. L ⁻¹)	Esgoto Sanitário Bruto (mg. L ⁻¹)	Esgoto + resíduo alimentares (mg. L ⁻¹)
ST	421,3	610,0
STF	252,6	261,0
STV	150,0	349,0
SST	98,7	225,2
DBO	146,0	324,0
DQO	265,0	447,0
NH ₃	43,2	42,0

Fonte: O Autor²

Na análise da série de sólidos é possível observar que houve aumento de 30,9% do parâmetro Sólidos Totais (ST) e 57% de aumento do parâmetro Sólidos Totais Voláteis (STV). No entanto, quando observado a análise de Sólidos Fixos Totais (STF), observou-se que a concentração está próxima do valor inicial, indicando que o resíduo adicional foi passível de degradação sob as mesmas condições experimentais.

A adição de resíduos alimentares em sistemas de tratamento de esgoto sanitário tem sido estudada por diversos autores. Battistoni (2007) obteve com a adição de resíduos alimentares em uma ETE o aumento de 30% na concentração de SST e 44% na concentração de DQO. Thomas (2011) e Koch (2015) estudaram o efeito da adição de resíduos alimentares através de análise dos resíduos triturados e suas influencias nos parâmetros de controle e segundo o autor, foi possível verificar que os maiores impactos foram na DQO, DBO, SST, nitrogênio e fósforo.

Mesmo com o aumento da concentração de alguns parâmetros importantes, como DBO e SST, todos os autores citados ressaltaram que a eficiência do sistema de tratamento de esgoto sanitário é aumentada quando é adicionado uma quantidade de carga orgânica extra com boa biodegradabilidade, como os resíduos alimentares.

Os parâmetros DBO e DQO tiveram um aumento de 54,9% e 40,7%, respectivamente, e encontram-se dentro dos parâmetros operacionais que a ECTES pode

suportar de carga adicional. Quanto a amônia, já presente no sistema de tratamento de esgoto, não houve aumento significativo indicando que a adição de resíduos alimentares não prejudica a estação em relação ao parâmetro.

Destaca-se nos resultados das análises do efluente de co-digestão do presente estudo, que o esgoto sanitário utilizado possuía baixa carga orgânica conferindo um potencial de recebimento de carga orgânica extra, sem comprometer a eficiência do tratamento.

10.4.1 VIABILIDADE ECONÔMICA DE IMPLANTAÇÃO DA CO-DIGESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS E ESGOTO SANITÁRIO EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTE.

O fator decisivo de uma análise de viabilidade econômica de um investimento ou implementação de um projeto é que seja apresentado quais os ganhos que a organização poderá ter com a aplicação do projeto, considerando todos os aspectos técnicos e indicadores que representam o seu desempenho (CARLI et al., 2016). Nessa premissa, a análise de viabilidade econômica fornece dados e informações importantes para implementação de alternativas para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos conforme determinado pela Lei 12.305 (2010) a qual institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, que além de reduzir a quantidade de resíduos que são dispostos em aterros sanitários, gerar energia renovável, mitigar as mudanças climáticas, necessitam acima de tudo serem viáveis economicamente.

A análise de viabilidade econômica na implementação de um processo de co-digestão de esgoto sanitário com resíduos alimentares em uma estação de tratamento permite demonstrar que as ações de otimização de recursos no tratamento de substratos com as mesmas características de biodegradação apresentem reflexos na redução dos custos de instalação, manutenção e operação de uma planta de tratamento. Para isso, a análise inicial deve-se considerar a estação de tratamento de esgoto sanitário já existente e a adaptação de calculos a realidade local e que sejam aplicáveis aos parâmetros da organização que optar por essa tecnologia (EPA, 2010).

A análise de viabilidade de implantação do projeto de co-digestão de resíduos alimentares na ECTES da Fábrica de Aços Longos prevê adaptação na estação e no restaurante. Com isso, um novo layout será necessário, e pode ser visto no esquema ilustrativo da FIGURA 11:

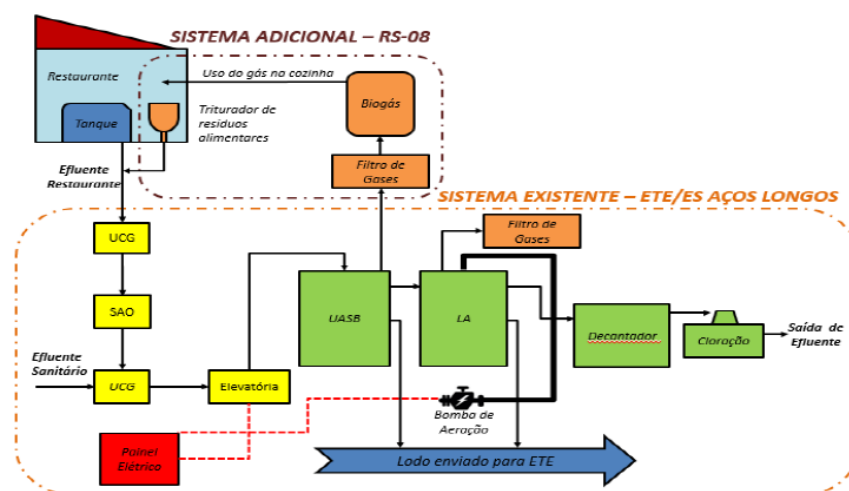


Figura 11 - Esquema ilustrativo das adaptações necessárias para a co-digestão.

Para construir o fluxo de caixa, segundo Correa (2002) e Oliveira (2015), composto pelas entradas e saídas de recursos, expressos em unidades monetárias que ocorrem ao longo do desenvolvimento de um projeto foram consideradas as seguintes variáveis: investimento inicial e entradas de caixa operacionais composto pelo horizonte de planejamento, receita, custo fixo, custo variável e taxa de depreciação, conforme descrito na Tabela 7:

Tabela 7: Descrição das variáveis do fluxo de caixa.

Variáveis	Descrição
Investimento Inicial	Equipamentos e serviços de instalação
Horizonte de Planejamento	Vida útil dos equipamentos
Receita	Biogás e água tratada
Custos Fixos	Energia elétrica e manutenção

Fonte: PILÃO, et al. (2003)

O investimento inicial demonstra o ponto de partida para a composição do fluxo de caixa, ou seja, é a saída de caixa na data zero. O investimento inicial está associado ao custo do ativo total novo. No caso deste estudo, o investimento inicial é apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 - Investimento Inicial do projeto de tratamento por codigestão (2018)

Equipamento	Capacidade	Valor
Triturador Industrial	300 refeições/dia	R\$ 6.750,00
Cuba de Inox	30 litros	R\$ 1.853,00
Tubos e conexões	-	R\$ 1.500,00
Filtro de biogás	1600 m ³	R\$ 180,00
Medidor de biogás	Vazão 1,0 m ³ /h	R\$ 284,00
Balão (biogás)	5 m ³	R\$ 3.500,00
Bomba compressor	Vazão 26 L/min	R\$ 466,00
Fogareiro	Consumo de biogás 0,45 kg/h	R\$ 500,00
Instalação equipamentos	-	R\$ 1.000,00
Instalação tubulações	-	R\$ 2.000,00
Total		R\$ 18.033,00

Fonte: O Autor ²

O custo de aquisição do ativo novo refere-se ao custo de todo o material utilizado para adaptação da ECTES e do restaurante industrial que foi de R\$ 15.013,00. O custo com a instalação do equipamento, referente custo de montagem e instalação hidráulica e elétrica que foi de R\$ 3.000,00.

Espera-se que, com a implantação do projeto, a geração de biogás seja o suficiente para suprir parte do consumo de GLP utilizado no preparo dos alimentos consumidos no restaurante e gere uma economia de R\$ 1.077,30 com seu uso.

O horizonte de planejamento utilizado para a duração dos equipamentos utilizados refere-se à duração do projeto ou a sua vida útil. Para este estudo foi adotado uma vida útil de 05 (cinco) anos conforme convenção da ABNT 15.575/2.013 para este tipo de equipamento, contudo é necessário obedecer a periodicidade e os processos de manutenção segundo a ABNT NBR 5674 e detalhado no manual de uso, operação e manutenção elaborado em atendimento à ABNT NBR 14037.

A avaliação das demais alternativas de destinação, foi realizada através do levantamento dos custos de adaptação e operação da estação para receber os resíduos alimentares, com os custos de terceirização do serviço através da disposição em aterro

sanitário e compostagem. Todos esses custos foram baseados em consultas a empresas de fornecimento do serviço de destinação de resíduo e podem ser vistos na TABELA8.

Tabela 8- Custo anual descrito por cada cenário analisado.

Cenários	1	2	3	4	5
Aterro Sanitário	R\$ 7.916,52	R\$ 7.916,52	R\$ 7.916,52	R\$ 7.916,52	R\$ 7.916,52
Compostagem	R\$ 5.957,28	R\$ 5.957,28	R\$ 5.957,28	R\$ 5.957,28	R\$ 5.957,28
Co-digestão	R\$ 5.306,32	R\$ 5.306,32	R\$ 5.306,32	R\$ 5.306,32	R\$ 5.306,32

Fonte: O Autor ²

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) prevê a eliminação de aterros sanitário como uma rota para destinação de resíduos sólidos orgânicos, e integra uma das metas da lei. Isso devido a necessidade de aumento da vida útil do aterros e manter o recebimento somente daquilo que não é passível de reciclagem ou dispõe de outra tecnologia de tratamento.

O custo com mais elevação dentro de cada tecnologia é a logística do material até o seu local de destino. Esse fator pode ser um limitante no momento da escolha da alternativa e deve ser tratado com muito critério.

O trabalho permitiu compreender que a adição de resíduos alimentares em estações de tratamento de esgoto sanitário já existentes se torna uma alternativa interessante e os custos associados a adaptações e manutenções necessárias para o tratamento, se tornam atrativas em relação as outras alternativas.

CONCLUSÃO

Os métodos tradicionais para a realização do tratamento de efluentes sanitários requer grandes espaços, mão de obra especializada, produtos químicos, o que pode implicar a não aplicação em certos municípios ou a inoperação por qualidade técnica de estações de tratamento consolidadas. Além disto, há uma necessidade de aplicações mais “naturais”, inserindo o tratamento no contexto de sustentável, promovendo uma maior interação entre homem e natureza que possa servir de exemplo para as gerações futuras.

De encontro à esses preceitos, e expectativas, de sustentabilidade e ecologia principalmente na abordagem ao impacto em sistemas limnológicos pode-se verificar nesse capítulo as qualidades dos sistemas de tratamento de efluentes propostos: digestão anaeróbia e leitos cultivados. Destacando-se os seguintes aspectos:

- Processo de tratamento natural com a ausência ou adição minimizada de aditivos químicos
- Sistemas modulares de tratamento – de escala pequena (domiciliar) grande porte (municípios e indústrias)
- Emprego de espécies da própria região – valorização da biodiversidade brasileira
- O produto do tratamento possui aplicação comercial (biogás e biomassa)

REFERÊNCIAS

ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS (ABC). *A crise da água e o desenvolvimento nacional: um desafio multidisciplinar*. Disponível em: <http://www.abc.org.br/article.php3?id_article=480>. Acesso em: 28 jul. 2013.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno* / Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA, 2017. 169p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil*. São Paulo, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15575:2013 – *Edificações Habitacionais – Desempenho Parte 1: Requisitos Gerais - Referências - Elaboração*. Rio de Janeiro, 2013. 63 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 5674:2012 – *Manutenção de Edificações – Procedimentos - Referências - Elaboração*. Rio de Janeiro, 2012. 25 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 14037:1998 – *Manual de operação, uso e manutenção das edificações – Conteúdo e recomendações para elaboração e apresentação - Referências - Elaboração*. Rio de Janeiro, 1998. 5 p.

BATTISTONI, P.; FATONE, F.; PASSACANTANDO, D.; BOLZONELLA, D. *Application of food waste disposers and alternate cycles process in small-decentralized towns: A case study*. Water research 41 (2007) 893-903. 2007.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. *Suinocultura de baixa emissão de carbono: tecnologias de produção mais limpa e aproveitamento econômico dos resíduos da produção de suínos*. Brasília, 2016.

BRIX, H. *Functions of macrophytes in constructed wetlands*. Water Sci. Tech., Vol.29, nº 4, 1994. p. 71-78. Do Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? Water Sci. Tech., Vol.35, nº 5, 1997

BUTLER, R., MACCORMICK, T., *Opportunities for decentralized treatment, sewer mining, and effluent reuse*. 1996. Desalination 106, 273–283.

CAMPOS, J. R. (Coord.) *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: ABES, 1999

CAMPOS, J. R. *Tratamento de gases gerados em reatores anaeróbios*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA (CONBEA). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 1999. cap. 10, p. 249-270, 435 p.

CARLI, A. A.; SANTOS, F.S.; SEIXAS, M. W. *A Tecnologia em Prol do Meio Ambiente: a partir de uma análise multidisciplinar*. Editora Lumen Juris, 2016.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Vol. 5. 2º Edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2016.

CIBIOGÁS: *Relatório de Biogás e Biometano do Mercosul / GAHB - Grupo Ad Hoc de Biocombustíveis do Mercosul - Vol. 1, n. 1 (2017): Foz do Iguaçu, 2017. ISSN 2526-9534*

COSTA, L. de L. *et al.* Eficiência de wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colífagos e bacteriófagos. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, UEPB, v.3, n.1., 2003. Disponível em: <<http://eduep.uepb.edu.br/rbct/sumarios/pdf/wetlands.pdf>>

COURACCI FILHO, B. et al. *Bases conceituais da disposição controlada de águas residuárias no solo*. In: 1999

D'AMBRÓSIO, O. *Paraísos Artificiais* Disponível em: <<http://www.unesp.br/jornal>>, 1998.

FAO. *FAOSTAT: production-crops*. Disponível em: <<http://faostat.fao.org/site/567/DesktopDefault.aspx?PageID=567#ancor>> . Acesso em: 06 jun. 2017.

FERREIRA, D, A.; ROSOLEN, V.; *Disposição de resíduos sólidos e qualidade dos recursos hídricos no município de Uberlândia/MG*. Horizonte Científico, Vol. 6, nº 1, Agosto de 2012. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/horizontecientifico/article/view/14758>

FIGUEIRAS, M. L. *Efeito da adição de resíduos alimentares triturados no tratamento de esgoto doméstico em reator UASB*. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco), Pernambuco. 2016.

FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. *Manual de Saneamento*. Ministério da Saúde. Brasília, 2015.

GÓMEZ, X.; CUETOS, M.J.; CARA, J.; MORÁN, A.; GARCÍA, A.I. *Anaerobic codigestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate*. Renewable Energy v.31, p.2017–2024, 2006.

GUIMARÃES, L, R. *Desafios jurídicos na proteção do Sistema Aquífero Guarani*. São Paulo: LTr, 2007.

HEDBERG, T. *Attitudes to traditional and alternative sustainable sanitary systems*. Water Science and Technology, v.39, n.5, p.9-16, 1999.

HERMANNY, R.S.– *Manual de Instalação e Operação de Reatores Anaeróbios para Estações de Tratamento de Esgoto*. HY Sustentável LTDA (2018)

HUSSAR, G. J. et al./*Tratamento da água de escoamento de tanque de piscicultura através de leitos cultivados de vazão subsuperficial: Análise da qualidade física e química*. Espírito Santo do Pinhal, v. 2, n. 1, p. 046-059, jan/dez 2005

ITO, M; GUIMARÃES, D, D; AMARAL, G, F. *Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades*. BNDES Setorial, Rio de Janeiro, n. 44 , p. [125]-156, set. 2016 <http://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/9974>

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; et al. *The anaerobic digestion of solid organic waste*. Waste Management, v. 31, n. 8, p 1737-1744. Disponível em < <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.021> > 2011.

KOCH, K. PLABST M., SCHMIDT A., HELMREICH B., DREWE J. E. *Co-digestion of food waste in a municipal wastewater treatment plant: Comparison of batch tests and full-scale experiences*. Waste Management, 6 p. 2015

KORRES, N., O’Kiely, P., Benzie, J.A.H.,. *Bioenergy production by anaerobic digestion: using agricultural biomass and organic wastes*. Routledge West, J.S., 2013

LEITE, J, R, M.; BELCHIOR, G, P. *Resíduos sólidos e políticas públicas: diálogos entre universidade, poder público e empresa*. Florianópolis, 2014. 299 p.

LENS, P., ZEEMAN, G., LETTINGA, G. (Eds.), *Decentralized sanitation and reuse. concepts, systems and implementation*. IWA Publishing, UK., 2001.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NARS, J. A. *Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries*. Elsevier: Journal of Environmental management. v.90, p.652- 659, 2009.

METCALF; EDDY. *Wastewater engineering treatment, disposal, reuse*. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1334 p.

METCALF, L.; EDDY, H. P. *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos*. 5ª edição. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MIKI, M. K. *Dilemas do UASB. Seção: Práticas operacionais e de Empreendimento*. Revista DAE, n.183, p. 25-37, 2010.

OKUBO T. et al.; *On-site evaluation of the performance of a full-scale down-flow hanging sponge reactor as a post-treatment process of an up-flow anaerobic sludge blanket reactor for treating sewage in India*; Bioresource Technology; v. 194, p. 156-164; 2015.

OLIVEIRA, L, E, M; *Temas em fisiologia vegetal*. Setor Fisiologia Vegetal do departamento de biologia da Universidade Federal de Lavras, 2015.

OTTERPOHL, R., GROTTKER, M., LANGE, J., *Sustainable water and waste management in urban areas*. Water Science and Technology. v.35, n.9, p.121–133, 1997.

PARASKEVAS, P.A., GIOKAS, D.L., LEKKAS, T.D., *Wastewater management in coastal urban areas: the case of Greece*. Water Science and Technology, v.46, n.8, p. 177–186, 2002.

PELAZ L. et al; *Recirculation of gas emissions to achieve advanced denitrification of the effluent from the anaerobic treatment of domestic wastewater*; Bioresource Technology, v. 250, p. 758–763, 2018.

PÉREZ-ELVIRA S.I.; CANO R.; FDZ-POLANCO M.; SOUZA T.S.O.; FDZ-POLANCO F.; *Domestic food waste and sewage sludge combined treatment implementing household food waste disposers*. Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente. Universidad de Valladolid (España). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Escola Politécnica. Universidade de São Paulo (Brasil). XI Simpósio de Digestão anaeróbia. 2014.

PILÃO, N. E.; HUMMEL, P. R. V. *Matemática Financeira e Engenharia Econômica: A Teoria e a Prática de Análise de Projetos de Investimentos*, Editora: Pioneira Thompson Learning, 2003.

PRIETO A. L., et al; *Development and start up of a gas-lift anaerobic membrane bioreactor (Gl-AnMBR) for conversion of sewage to energy, water and nutrients*; Journal of Membrane Science; v. 441; p. 158–167; 2013.

QI, Y; BEECHER N.; FINN, M. *Biogas Production and Use at Water Resource Recovery Facilities in the United States*. Water Environment Federation and the National Biosolids Partnership, Phase 1 Data Report, Project 11-WSEC-01. http://www.casaweb.org/documents/8-5-2013_wef-phase1_biogas_data_results.pdf.

RAJAGOPA, R, et al; *A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia*; Bioresource Technology; v. 143; p. 632–641; (2013).

RITTMANN, B. E.; *Opportunities for renewable bioenergy using microorganisms* Biotechnology and Bioengineering, 100 (2) (2008), pp. 203-212

SADOWSKI, M, P; *Eng; Operations Superintendent - Wastewater Treatment Plant; City of Saskatoon* 470, Whiteswan Drive, Saskatoon, SK, S7K 6Z7; mike.sadowski@saskatoon.ca. 2018

SEZERINO, P. H. *Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical*. 2006. 171f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

TCHOBANOGLIOUS, G., CRITES, R. (Eds.), *Wastewater Engineering (Treatment Disposal Reuse)*, fourth ed. Metcalf & Eddy, Inc. McGraw-Hill, NY. 2003.

THOMAS, P. *The effects of food waste disposers on the wastewater system: a practical study. Promoting Sustainable Solutions*. Water and Environment Journal v.25, p.250–256, 2011.

US EPA, United States Environment Protection Agency. *Anaerobic Digestion Co-Digestion* – 6 p. 2016.

US EPA, United States Environmental Protection Agency. *Co-digestion economic analysis tool (COEAT), Pacific Southwest Regional Office*. 9 p. 2010.

VALENTIM, M. A. A. *Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado*. 1999. 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1999.

VASCO-CORREA J; SAMI, K; ASHISH M; AJAY, S; Review; *Anaerobic digestion for bioenergy production: global status, environmental and techno-economic implications, and government policies*; PII: S0960-8524(17)31545-6; Reference: BITE 18832; Bioresource Technology; 1 September 2017.

VERHOEVEN, J. T. A.; MEULEMAN, A. F. M. *Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations*. *Ecological Engineering*, Arizona, v.12, 1999.

VITORINO, F; *ETE Ecológica de Juturnaíba é considerada a maior da América Latina*. Acesso em < https://www.aecweb.com.br/cont/m/rev/ete-ecologica-de-juturnaiba-e-considerada-a-maior-da-america-latina_10206_10_0 > 2018.

VON SPERLING. *Urban wastewater treatment in Brazil*. Department of Sanitary and Environmental Engineering Federal University of Minas Gerais Brazil. Technical Note N° IDB-TN 970. p. 102, August, 2016.

WALDMAN, M. *Lixo: Cenários e desafios*. São Paulo: Editora Cortez, 2010.

WAN J, et al; *COD capture: a feasible option towards energy self-sufficient domestic wastewater treatment*; Scientific Reports | 6:25054 | DOI: 10.1038/srep25054, 2016

WANG D., et al; *Treatment of municipal sewage with low carbon-to-nitrogen ratio via simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonia oxidation, and denitrification (SNAD) in a non-woven rotating biological contactor*; Chemosphere, v. 208, p.854-861, 2018.

WILDERER, P.A., SCHREFF, D. *Decentralized and centralized wastewater management: a challenge for technology developers*. Water Science and Technology. v.41, n.1, p.1–8, 2000.

YOUSEFI Z. et al; *Slaughterhouse wastewater treatment by combined anaerobic baffled reactor and anaerobic filter: study of OLR and HRT optimization in ABR/AF reactors*; Environmental Health Engineering and Management Journal, v. 5(3), p. 137–142, 2018.