

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

**APLICABILIDADE DE SISTEMAS SIMPLIFICADOS PARA
ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE CIDADES
DE PEQUENO PORTE**

CRISTIANE MAYARA REIS OLIVEIRA

Juiz de Fora

2014

**APLICABILIDADE DE SISTEMAS SIMPLIFICADOS PARA
ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE CIDADES
DE PEQUENO PORTE**

CRISTIANE MAYARA REIS OLIVEIRA

CRISTIANE MAYARA REIS OLIVEIRA

**APLICABILIDADE DE SISTEMAS SIMPLIFICADOS PARA
ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE CIDADES
DE PEQUENO PORTE**

Trabalho Final de Curso apresentado ao Colegiado do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial à obtenção do título de Engenheiro Sanitário e Ambientalista.

Área de Conhecimento: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de Efluentes Domésticos

Orientadora: Ana Sílvia Pereira Santos

**Juiz de Fora
Faculdade de Engenharia da UFJF
2014**

**“APLICABILIDADE DE SISTEMAS SIMPLIFICADOS PARA
ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE CIDADES DE
PEQUENO PORTE”**

CRISTIANE MAYARA REIS OLIVEIRA

Trabalho Final de Curso submetido à banca examinadora constituída de acordo com o artigo 9º da Resolução CCESA 4, de 9 de abril de 2012, estabelecida pelo Colegiado do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, como requisito parcial à obtenção do título de Engenheiro Sanitário e Ambientalista.

Aprovado em 18 de julho de 2014.

Por:

Profª. Dra. Ana Sílvia Pereira Santos – Orientadora

Prof. MSc. Fabiano César Tosetti Leal

Eng. MSc. Bruno Marcel Barros da Silva

Agradecimentos

Quero agradecer, em primeiro lugar, a Deus, pela força e coragem durante toda esta longa caminhada.

À minha mãe, meu porto seguro, que sempre ao meu lado, me apoiou em todos os momentos e acreditou que eu daria conta do recado.

Aos meus irmãos e irmã, que souberam ter paciência comigo e me incentivaram nesta conquista.

Aos tios, tias e primos, obrigada pelos momentos felizes e palavras carinhosas.

Ao vô e a vó que sempre estiveram ao meu lado.

Aos amigos que sempre estiveram presente e me apoiaram.

Aos professores do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFJF por todo o conhecimento transmitido, em especial, à Professora Ana Sílvia, por fazer tudo o que lhe foi possível pelo desenvolvimento deste trabalho, pela paciência e experiência a mim transmitida.

Resumo

O Brasil ainda apresenta um grande déficit no setor sanitário, principalmente na área de coleta, transporte e tratamento de efluentes. Diante deste quadro, o presente trabalho aborda os sistemas simplificados de tratamento de efluente doméstico, sistemas estes que encontram grande aplicabilidade e têm apresentado vantagens sobre os sistemas convencionais por conjugar baixos custos de implantação e operação, simplicidade operacional, índices mínimos de mecanização e uma maior sustentabilidade do sistema. A partir da análise dos dados de qualidade e custo de operação e manutenção de ETEs, fornecidos pelas companhias de saneamento de Minas Gerais, São Paulo e Distrito Federal, conclui-se que as ETEs que operam com os sistemas simplificados atendem à legislação estadual a qual cada companhia pertence, às eficiências de remoção dos parâmetros de qualidade estão dentro das faixas apresentadas na literatura e, quanto ao custo de operação e manutenção, houve uma discrepância para os valores encontrados a partir dos dados em estudo com os apresentados na literatura. Essa pode ser justificada pela forma de apresentação dos dados pelas companhias e ainda pela possível inclusão de águas clandestinas e parasitárias no sistema, elevando o custo real.

Sumário

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS	4
2.1	Objetivo Geral.....	4
2.2	Objetivos Específicos.....	4
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1	Geração do Esgoto Sanitário.....	5
3.2	Caracterização do Esgoto Sanitário	6
3.3	Etapas do Tratamento	9
3.3.1	Tratamento Preliminar.....	11
3.3.2	Tratamento Primário.....	16
3.3.2.1	Decantador Primário	17
3.3.2.2	Decantadores Primários Quimicamente Assistidos	18
3.3.3	Tratamento Secundário.....	19
3.3.3.1	Processo Biológico com Biomassa Suspensa - Lodo ativado	21
3.3.3.2	Processo Biológico com Biomassa Aderida	24
3.3.4	Tratamento Terciário.....	28
3.4	Tecnologias de Sistema Simplificado de Tratamento de Esgoto	30
3.4.1	Lagoas de Estabilização + Lagoa de Maturação.....	32
3.4.2	Tanque Séptico + Filtro Anaeróbio.....	37

3.4.3	UASB + Filtro Anaeróbio.....	40
3.4.4	UASB + Filtro Biológico Percolador.....	45
3.4.5	UASB + Lagoa de Polimento.....	48
3.4.6	UASB + Aplicação no Solo.....	51
3.5	Aspectos Legais	54
4	METODOLOGIA	60
4.1	Etapa 01	61
4.2	Etapa 02	62
4.3	Etapa 03	63
4.4	Etapa 04	64
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	66
6	CONCLUSÃO	75
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77

1 INTRODUÇÃO

Na conferência de Ottawa em 1948 a Organização Mundial de Saúde (OMS) propôs o conceito de saneamento como o controle de todos os fatores do meio físico do homem, que exercem ou podem exercer efeitos nocivos sobre o bem estar físico, mental e social. Esse controle é realizado através de uma série de estruturas físicas, educacionais, políticas e econômicas que oferecem os serviços básicos de saneamento, tais como abastecimento de água, esgotamento sanitário, gestão de resíduos sólidos e gestão de águas pluviais urbanas, que visam alcançar a salubridade ambiental.

No atual cenário brasileiro, o esgotamento sanitário é o serviço que se apresenta com maior déficit dentre os componentes do saneamento básico. Segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento (SNIS, 2012), enquanto 93,2% da população recebe água em seus domicílios, somente 56,1% da população tem coleta de esgoto e apenas 38,6% do esgoto gerado recebe algum tipo de tratamento antes de ser lançado em um corpo hídrico.

A falta de sistema de esgotamento sanitário, principal causa da poluição dos cursos d'água, é também responsável por várias doenças que acometem a população brasileira, sobretudo aquelas pessoas menos favorecidas (ReCESA 2, 2008).

De acordo com o documento Benefícios Econômicos da Expansão do Saneamento Brasileiro, editado pelo Instituto Trata Brasil em 2010, a redução de casos de infecções intestinais pela presença de serviços de esgoto em todos os domicílios brasileiros possibilitaria uma economia de R\$ 745 milhões somente em despesas de internação no Sistema Único de Saúde (SUS) ao longo dos anos. Ainda, as despesas das empresas em apenas um ano, em remuneração referente a horas não-trabalhadas por funcionários que tiveram que se ausentar em razão de infecções gastrointestinais, chegaram a R\$ 547 milhões. Por fim, dos 462 mil pacientes internados por infecções gastrointestinais, 2.101 morreram no hospital, número que poderia ser reduzindo em 65% se houvesse acesso universal ao saneamento, e os casos de internações poderiam sofrer a redução de 25%.

A utilização do saneamento como instrumento de promoção da saúde pressupõe a superação dos entraves tecnológicos, políticos e gerenciais que têm dificultado a

extensão dos benefícios aos residentes em áreas rurais, municípios e localidades de pequeno porte (SIQUEIRA E PESSOA, 2009). Segundo o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD, 2003), 80% dos municípios brasileiros possuem uma população menor que 30 mil habitantes, os quais, neste trabalho, serão considerados de pequeno porte. Nestes casos, a falta de recursos, a dificuldade de mão-de-obra especializada e o baixo adensamento populacional dificultam a escolha da melhor tecnologia de tratamento a ser usado, uma vez que cada sistema de tratamento de esgoto apresenta características distintas em relação aos custos, à complexidade operacional e parâmetros de dimensionamento.

Frente ao grande déficit sanitário, aliado ao quadro epidemiológico e ao perfil socioeconômico das comunidades brasileiras, a opção por sistemas de saneamento básico simplificados para a promoção associada da saúde da população e proteção ambiental assume grande importância. Nesse cenário, soluções alternativas para o tratamento de esgotos, baseadas em sistemas simplificados, encontram grande aplicabilidade e têm apresentado vantagens sobre os sistemas convencionais por conjugar baixos custos de implantação e operação, simplicidade operacional, índices mínimos de mecanização e uma maior sustentabilidade do sistema (ReCESA - 2, 2008).

Em 1995, o Manual de Saneamento e Proteção Ambiental para os Municípios, realizado pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (DESA/UFMG) e pela Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) trouxe o conceito de sistemas simplificados abordando somente lagoas de estabilização, disposição no solo e reatores anaeróbios. Ao longo dos anos, o próprio DESA/UFMG incorporou outros sistemas ao conceito e os rearranjou. Assim, a Rede Nacional de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental (ReCESA – 2, 2008), no âmbito do seu núcleo sudeste (NUCASE) criada em 2005 com incentivo do Ministério das Cidades e da Fundação Nacional da Saúde (FUNASA), definiu os principais arranjos caracterizando os sistemas simplificados: lagoas de estabilização, tanque séptico seguido por filtro anaeróbio, reator UASB seguido por filtro biológico percolador, reator UASB seguido por filtro anaeróbio, reator UASB seguido por lagoas de polimento e reator UASB seguido por aplicação superficial no solo (MARTINS, 2013).

Nesse contexto, a utilização de sistemas de tratamento simplificados apresenta-se como uma importante alternativa, buscando a ampliação do atendimento à população. Todavia, o alcance dos objetivos do tratamento depende de uma adequada operação do sistema (ReCESA - 2, 2008). Portanto, este trabalho tem por objetivo apresentar as características das tecnologias de tratamento de esgoto, destacando os sistemas simplificados, além de analisar dados quantitativos e qualitativos fornecidos por companhias de saneamento e comparar estes a valores de referência encontrados na literatura e com as legislações de lançamento de efluente em corpos hídricos pertinentes a cada companhia.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Analisar os sistemas simplificados de tratamento de esgoto, destacando suas características de desempenho e custos de operação e manutenção quando comparados aos sistemas ditos convencionais.

2.2 Objetivos Específicos

- Apresentar os sistemas convencionais de tratamento de esgoto;
- Apresentar os sistemas simplificados de tratamento de esgoto;
- Apresentar dados reais de desempenho e custos de operação e manutenção de ETEs com fluxogramas de sistemas simplificados, fornecidos pelas companhias de água e esgoto de Minas Gerais (COPASA), de São Paulo (SABESP) e do Distrito Federal (CAESB);
- Estudar as legislações para lançamento de efluentes em corpos d'água nos estados de Minas Gerais e São Paulo, além da legislação federal, a saber: COPAM/CERH nº1/2008, Decreto 8.468/76 e CONAMA 430/2011;
- Analisar o desempenho das ETEs com sistemas simplificados apresentadas pela COPASA, SABESP e CAESB a luz das legislações específicas para lançamento de efluentes em corpos d'água;
- Comparar valores de desempenho das ETEs estudadas como os valores de referência da literatura;
- Fazer uma análise preliminar dos valores de custo de operação e manutenção das ETEs estudadas a partir dos dados fornecidos pelas empresas de água e esgoto.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A estrutura e construção de uma estação de tratamento de esgoto levam em consideração vários fatores, como tecnologia a ser aplicada, área a ser ocupada, eficiência no tratamento, exigências econômicas com redução de gastos em sua manutenção e operação, benefícios para a saúde humana e ambiental e geração de lodo.

Para se atender todos estes fatores é importante que, antes de se implantar uma ETE, seja realizado um estudo do efluente a ser tratado, de acordo com suas características qualitativas e quantitativas, além das características da localidade onde esta será construída. Portanto, torna-se importante conhecer a concentração de matéria orgânica, resíduos tóxicos, nutrientes, os microrganismos presentes, a vazão contribuinte e as peculiaridades da região, como o clima, temperatura, regime de chuvas, condições sociais e econômicas, dentre outros.

3.1 Geração do Esgoto Sanitário

Segundo Jordão e Pessôa (2011) o termo esgoto, atualmente é usado quase que apenas para caracterizar os despejos provenientes das diversas modalidades do uso e da origem das águas, tais como as de uso doméstico, comercial, industrial, as de utilidade públicas, de áreas agrícolas, de superfície de infiltração, pluviais, e outros efluentes sanitários. Os esgotos podem receber dois tipos de classificação: os esgotos sanitários e os industriais.

O esgoto sanitário, foco deste trabalho, é proveniente de usos domésticos, comerciais e institucionais, como para banho, descarga sanitária, limpeza de louças e roupas, dentre outros. Contudo, nas estações de tratamento de esgoto doméstico, também chegam outros efluentes, como os industriais e as águas pluviais. O ReCESA 2 (2008) apresenta três tipos diferentes de vazões que alcançam as estações de tratamento de esgoto: vazão doméstica, vazão de infiltração e vazão industrial. E as seguintes definições:

- Vazão doméstica: provem de esgotos em uma determinada localidade. Geralmente, é constituída pelos esgotos gerados nas residências, no comércio, nos equipamentos e instituições presentes na localidade. Portanto, a magnitude da vazão doméstica de esgotos é tanto maior quanto maior for a população da

comunidade. Devido à flutuação da população e as horas de maior intensidade nas atividades que requerem o uso da água, essa vazão sofre variações ao longo da hora, do dia e do ano.

- Vazão de infiltração: é constituída pela água que adentra na rede coletora através de tubos defeituosos, juntas, conexões, poços de visita, entre outros. Dessa forma, quanto mais extensa e mais antiga for a rede coletora, espera-se uma maior contribuição da vazão de infiltração no total de esgotos que chegam à estação de tratamento, sobretudo nos períodos de chuva. O material da tubulação, também influencia na vazão de infiltração. Tubos de PVC são mais estanques que tubos de manilha de barro vidrado.
- Vazão industrial: depende do tipo e porte da indústria, grau de reciclagem da água e, dentre outros, da existência de pré-tratamento. Esta vazão pode ou não ser aceita pela companhia de operação dos sistemas para integrar a rede pública, em função das suas características.

As vazões que chegam às estações de tratamento possuem variações e segundo Leal (2012), o projeto hidráulico de um sistema público de esgotamento sanitário deve considerar estas variações, uma vez que os dimensionamentos da ETE estão acoplados aos volumes diários de contribuição existentes nas malhas urbanas. Estes volumes dependem fundamentalmente da população instalada, dos equipamentos urbanos existentes, bem como da qualidade da prestação do serviço de abastecimento de água.

3.2 Caracterização do Esgoto Sanitário

Além de se conhecer a vazão e as flutuações do efluente a ser tratado, para a elaboração de um projeto é fundamental que se conheça suas características qualitativas. No caso do esgoto doméstico, essas características podem ser analisadas com base nos parâmetros de qualidade de água que influenciam na escolha da melhor tecnologia de tratamento. Estes parâmetros interferem diretamente na eficiência de degradação da matéria orgânica realizada pelos microrganismos decompositores.

O esgoto doméstico é composto de aproximadamente 99,9% água e os outros 0,1%, responsáveis pela necessidade do seu tratamento, são constituídos por sólidos orgânicos

e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, nutrientes e microrganismos. Assim, os parâmetros de maior importância e que merecem destaque na caracterização do esgoto, para a medição da eficiência do tratamento, são: sólidos, indicadores de matéria orgânica, nutrientes e indicadores de contaminação fecal (ReCESA -2, 2008).

Os sólidos podem ser classificados quanto à forma e tamanho em suspensos totais (SST) e dissolvidos totais (SDT). A matéria sólida em suspensão compõe a parte que é retida, quando um volume da amostra de esgoto é filtrado através de uma membrana filtrante apropriada. A fração que passa pelo filtro compõe a matéria sólida dissolvida, que está presente em solução ou sob a forma coloidal.

Em relação à classificação química, eles podem ser orgânicos ou inorgânicos. No equipamento denominado forno de mufla, os sólidos orgânicos se volatilizam em temperatura aproximadamente igual a 500 °C e os inorgânicos permanecem fixos neste mesmo ambiente. Portanto, os sólidos podem ser classificados em voláteis e fixos, respectivamente. Assim, os sólidos dissolvidos podem ser voláteis (SDV) ou fixos (SDF) e, de forma análoga, o mesmo ocorre com os sólidos suspensos (SSV e SSF).

A Figura 01 apresenta um desenho esquemático que representa a fração de sólidos típica de uma amostra de esgoto doméstico.

Ao longo dos anos, dois parâmetros importantes foram utilizados para medida indireta da matéria orgânica presente no esgoto: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO). Ambos determinam o consumo de oxigênio para decomposição da matéria orgânica e não sua concentração direta. No caso da DBO, a demanda é bioquímica, ou seja, exercida por microrganismos decompositores e no caso da DQO, utiliza-se produto químico como oxidante, a saber: dicromato de potássio.

Atualmente, tem-se utilizado o parâmetro Carbono Orgânico Total (COT) como medida direta de determinação de matéria orgânica, por um teste instrumental que mede todo o carbono liberado na forma de CO₂, porém ainda é pouco utilizado no Brasil.

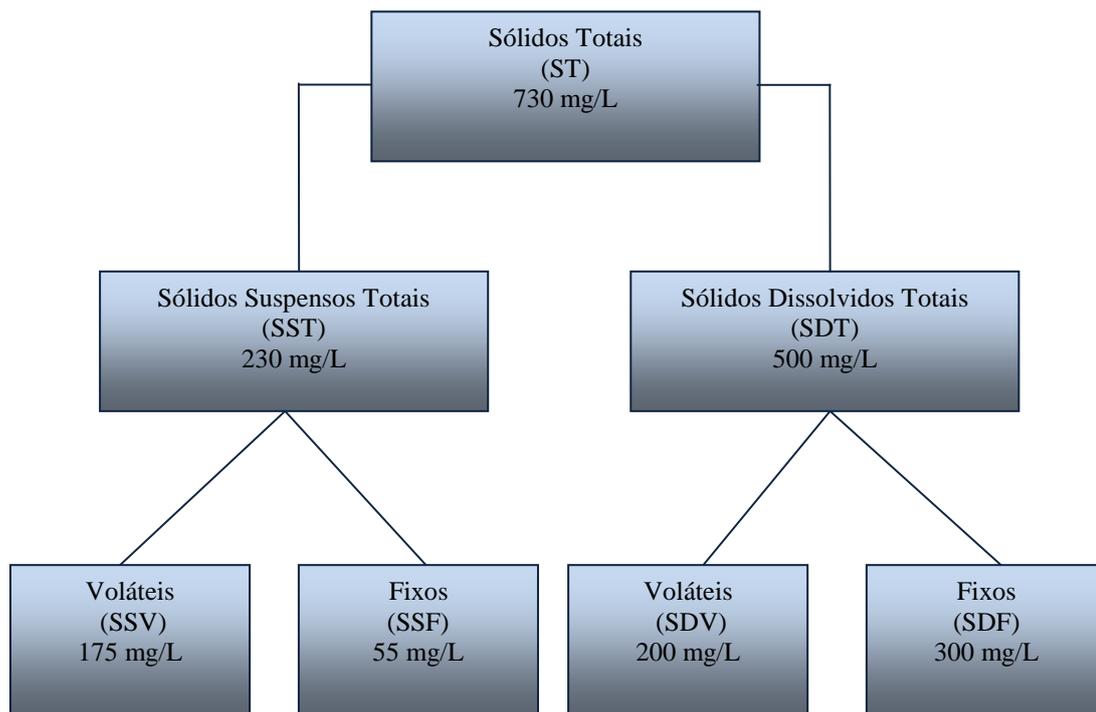


Figura 01: Sólidos separados quanto à forma e tamanho e seus valores médios no esgoto bruto. Adaptado: Jordão e Pessoa (2011).

A DBO e a DQO ainda são os parâmetros mais importantes para dimensionamento e medida de desempenho das estações de tratamento de esgotos. Segundo Jordão e Pessoa (2011) a DBO dos esgotos domésticos varia entre 100 e 400 mg/l, e a DQO, entre 200 e 800 mg/L. No efluente final de um tratamento secundário de alto desempenho, como por exemplo, o processo de lodo ativado, espera-se uma concentração de DBO em torno de 20 a 30 mg/L e de DQO, em torno de 180 mg/L.

O nitrogênio e o fósforo são componentes de grande importância em termos da geração e do próprio controle da poluição das águas, pois estes elementos estão relacionados ao crescimento de algas, podendo causar a eutrofização de corpos d'água e, também é indispensável para o crescimento dos microrganismos responsáveis pelo tratamento de esgoto (ReCESA 2, 2008).

O nitrogênio pode ser encontrado no meio líquido em diversas formas, tais como nitrogênio amoniacal (N-amoniaco, livre NH_3 e ionizado NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-), sendo o primeiro deles presente em mais abundância no esgoto doméstico bruto. Neste caso, sua concentração encontra-se em torno de 20 a 35 mg/L. O fósforo também

se apresenta em diversa formas, sendo a predominante no esgoto doméstico, o fósforo total (P-total) com concentração em torno de 4 a 5 mg/L (ReCESA 2, 2008).

O esgoto possui microrganismos patogênicos e não patogênicos e depende destes para a degradação da matéria orgânica nele presente. Os indicadores de contaminação fecal são microrganismos, em sua maioria, não patogênicos usados para a indicação da contaminação da água por fezes humanas ou de animais, e assim, a sua potencialidade de transmissão de doenças (VON SPERLING, 2005). Normalmente, são utilizados como indicadores, os coliformes totais, os termotolerantes e a Escherichia Coli, sendo esta última cada vez mais utilizada, por indicar com mais precisão a contaminação por fezes.

3.3 Etapas do Tratamento

Após a coleta e o transporte, o esgoto sanitário deve ser encaminhado para tratamento, onde se objetiva que este adquira características que permitam o seu lançamento em corpos hídricos, atendendo aos padrões de lançamento de efluente, vigentes nas legislações. Para o melhor entendimento, as etapas de tratamento de esgoto podem ser divididas didaticamente em: preliminar, primário, secundário e terciário, conforme apresentado na Figura 02. As diferentes fases possuem as funções de remover os sólidos grosseiros, os sólidos suspensos, a matéria orgânica dissolvida, os nutrientes e os agentes patogênicos, através de processos físicos, físico-químicos e biológicos.

A Figura 02 apresenta de forma esquematizada as fases do tratamento do esgoto doméstico e suas principais funções.

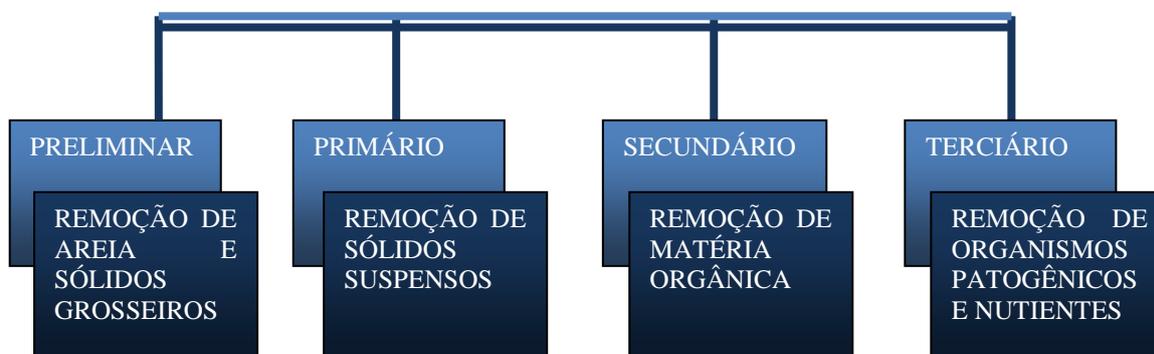


Figura 02: Etapas do tratamento de efluente doméstico e suas principais funções.

As tecnologias abordadas pela Norma Brasileira – NBR 12.209/2011, que define parâmetros e critérios para projeto hidráulico de Estações de Tratamento de Esgoto Doméstico, são:

- Preliminar: grades de barras, peneiras e desarenadores;
- Primário: decantador primário convencional ou quimicamente assistido, ou ainda o reator UASB;
- Secundário: são divididos em biomassa suspensa e biomassa aderida, onde a principal tecnologia de biomassa suspensa é o lodo ativado e suas variantes e no caso da biomassa aderida, são os filtros em geral, com ou sem aeração;
- Terciário: desinfecção com cloração, radiação UV e ozonização. Ainda nesta etapa, são incorporadas as tecnologias que objetivam remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), como as variantes do processo de lodo ativado. Contudo, o sistema terciário ainda é muito pouco aplicado nas estações de tratamento brasileiras (ReCESA 2, 2008).

As lagoas de estabilização são tecnologias não abordadas pela NBR 12.209/2011, porém amplamente utilizadas no Brasil e no mundo. Como exemplo, das unidades de tratamento de esgotos implantadas pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB), 65% delas adotam lagoas (CAESB, 2014).

Os sistemas simplificados de tratamento de esgotos se diferenciam dos fluxogramas conhecidos como convencionais, por conciliar dentre as tecnologias citadas, aquelas que requerem menor consumo de energia, menor custo de implantação e de operação, mão de obra menos especializada, contudo mantendo a eficiência do tratamento do esgoto.

Nos próximos itens, serão abordadas as etapas que podem ser aplicadas ao tratamento de esgoto doméstico, com exemplos e características das tecnologias adotadas nos tratamentos convencionais. Os sistemas simplificados serão abordados separadamente no item 3.4.

3.3.1 Tratamento Preliminar

Além da matéria orgânica, dos sólidos e dos microrganismos, o esgoto possui sólidos grosseiros e sólidos minerais (principalmente, areia), os quais devem ser removidos previamente, para que não prejudiquem as etapas posteriores do tratamento de esgoto e não sejam lançados no corpo hídrico.

O tratamento preliminar consiste em um processo físico de remoção dos sólidos grosseiros e da areia, através de grades de barras e/ou peneiras e desarenador. Ainda, no fluxograma do tratamento preliminar, inclui-se normalmente, um medidor de vazão que tem o objetivo de apenas quantificar a vazão afluyente à ETE.

Segundo Jordão e Volschan Jr. (2009), a efetiva necessidade de utilização do tratamento preliminar precedendo as outras unidades de tratamento primário ou secundário depende da real veiculação de sólidos grosseiros e sólidos minerais pesados pelo sistema de esgotamento sanitário. Sendo que, quanto maior a quantidade de domicílios contribuintes, maior a quantidade de sólidos grosseiros, e quanto maior a extensão da rede coletora, maior a quantidade de sólidos minerais.

Os autores citam ainda, que a combinação tanque séptico seguido de filtro anaeróbio, que serão abordados mais adiante, usualmente não são precedidos por tratamento preliminar, uma vez que estes são largamente utilizados para o tratamento de esgotos provenientes de poucos domicílios e de redes coletoras de pequena extensão, que, conseqüentemente, geram pouca quantidade de sólidos grosseiros e sólidos minerais. Porém, no caso em que esta combinação recebe uma vazão maior que 1,0L/s, recomenda-se que estes sejam precedidos de tratamento preliminar.

Por outro lado, as demais tecnologias, principalmente as mais sujeitas aos inconvenientes operacionais que pode causar a presença de sólidos grosseiros e minerais, devem ser obrigatoriamente precedidas de tratamento preliminar, destacando o reator UASB, o UASB seguido de pós-tratamento e o lodo ativado (JORDÃO E VOLSCHAN JR., 2009).

A Figura 03 apresenta o tratamento preliminar esquematizado.

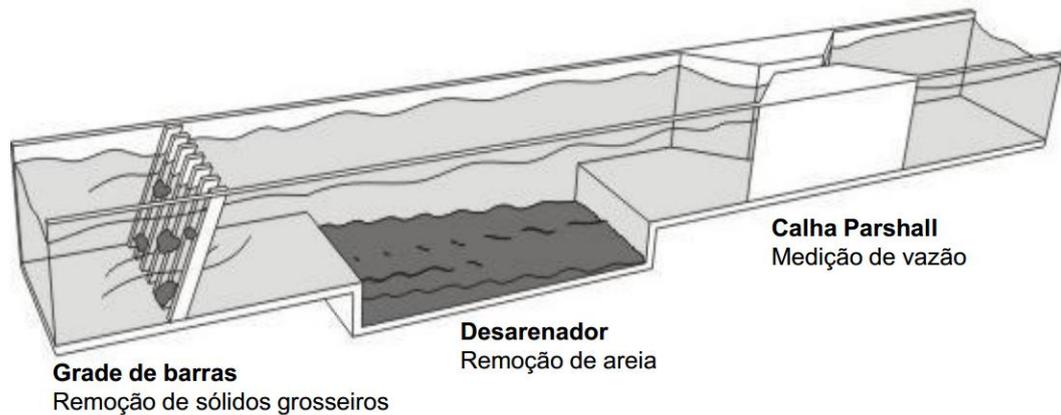


Figura 03: Fases do tratamento preliminar. (Fonte: SANTOS, 2012).

↪ **Grade de barra e peneiras**

Segundo Jordão e Pessôa (2011) os sólidos grosseiros são aqueles que podem ser facilmente retidos e removidos por processos físicos de gradeamento e peneiramento. Estes possuem sua origem no uso inadequado das instalações prediais, dos coletores públicos e demais componentes de um sistema de esgotamento sanitário. As seguintes finalidades são apresentadas pelos autores para a remoção dos sólidos grosseiros do sistema de tratamento de esgoto: proteção dos dispositivos de transporte dos esgotos nas suas diferentes fases (líquida e sólida), tais como bombas, tubulações, transportadores, peças especiais, raspadores, removedores, aeradores, meio filtrante, dispositivos de entrada e saída; proteção dos corpos d'água receptores; e remoção parcial da carga poluidora, contribuindo para melhorar o desempenho das unidades subsequentes do tratamento.

O gradeamento é feito por barras com diferentes espaçamentos entre elas, para remoção de sólidos grosseiros de variadas dimensões. Dependendo do espaçamento entre as barras, elas podem receber as seguintes classificações: grossas, médias, finas e ultrafinas.

Segundo a NBR 12.209/2011, as grades grossas apresentam espaçamento variando entre 40 e 100 mm, as médias com espaçamento de 20 a 40 mm e as finas, de 10 a 20 mm. As barras ultrafinas são chamadas, também de peneiras e são usadas para reter e remover os

resíduos mais finos. Segundo a NBR 12.209/2011, seu espaçamento varia de 0,25 a 10 mm e devem ser precedidas de gradeamento.

É importante ressaltar que as peneiras são de uso mais recente e mais indicadas para sistemas onde realmente é necessária a remoção de sólidos mais finos, como os reatores UASB, que apresentam grande possibilidade de formação de espuma (JORDÃO E PESSÔA, 2011).

De acordo com Jordão e Volschan Jr. (2009), para a etapa preliminar de estações de tratamento de pequeno e médio porte, somente as grades finas são suficientes para a remoção de sólidos grosseiros.

As grades devem ser limpas periodicamente, por processos manuais ou mecânicos. Ressalta-se que no caso dos sistemas de pequeno e médio porte, essa limpeza deve prioritariamente ser manual. Os resíduos grosseiros removidos nesta etapa devem ser dispostos em local adequado já que são responsáveis pela geração de maus odores e atração de insetos.

As barras podem ser compostas de vários materiais, como as barras de ferro, de aço, aço inoxidável e de plástico. As barras em ferro e aço são sujeitas à corrosão, principalmente devido à ação do gás sulfídrico emanado como subproduto do processo natural de decomposição anaeróbia dos esgotos. Uma solução para evitar estes danos seria o uso de grades de aço inoxidável, contudo estas apresentam custo muito elevado. Neste contexto, as barras de plástico com fibra de vidro tornam-se uma opção mais viável técnica e economicamente para estações de tratamento de pequeno e médio porte (JORDÃO E VOLSCHAN JR., 2009).

↳ **Desarenador**

Segundo Jordão e Pessôa (2011) é fundamental existir uma excelente remoção de areia prévia na fase preliminar do tratamento, já que a experiência com estações clássicas tem mostrado que é muito comum encontrar no interior dos digestores de lodo grandes quantidades de areia, obrigando muitas vezes o seu esvaziamento para remoção deste material. No caso dos reatores UASB para tratamento de esgotos, a presença de areia

traz consequências mais graves ainda, entupindo os orifícios e ramais de distribuição do esgoto.

A areia presente no esgoto é basicamente proveniente da lavagem de áreas externas às residências e infiltrações na rede. A areia é constituída de areia, propriamente dita, cascalho, escória, silte e matéria orgânica putrescível, em menor quantidade. A remoção da areia, ou desarenação, tem por finalidade eliminar ou abrandar os efeitos adversos ao funcionamento das partes componentes das instalações a jusante e o impacto nos corpos receptores, como o assoreamento (VON SPERLING, 2005).

A remoção da areia ocorre por um processo físico, onde o material inorgânico mais pesado se sedimenta e a matéria orgânica com partículas de dimensões inferiores passa para a próxima etapa do tratamento.

A Figura 04 mostra o conjunto grades de barra e desarenador para o tratamento preliminar do Centro Experimental de Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio de Janeiro (CESA Poli/UFRJ).

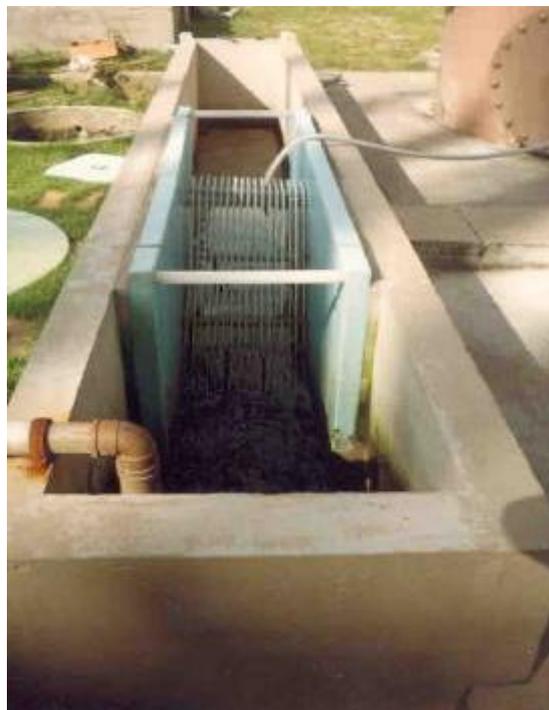


Figura 04: Tratamento preliminar: grades de barra e desarenador tipo canal (fluxo horizontal e seção retangular) – CESA Poli/UFRJ. (Fonte: Acervo da autora).

A desarenação pode ocorrer por gravidade em unidades de fluxo horizontal ou ainda em caixas de areia aerada, com aeração mecânica ou por ar difuso. Ressalta-se que segundo Jordão e Volchan Jr. (2009), para sistemas de pequeno e médio porte, indica-se para remoção de areia, as unidades de fluxo horizontal.

Neste caso, deve-se ter uma preocupação com a velocidade de passagem pelo desarenador por gravidade. Essa velocidade deve ser tal que permita a sedimentação da areia e não a da matéria orgânica. Para tanto, a NBR 12.209/2011, recomenda uma velocidade entre a faixa de 0,25 a 0,40 m/s.

A combinação entre grade fina de barras, desarenador tipo canal e calha Parshall constitui-se no arranjo mais usualmente utilizado para o tratamento preliminar dos esgotos sanitários em estações de tratamento de pequeno e médio porte (JORDÃO E VOLSCHAN JR., 2009).

↳ **Medidor de vazão – Calha Parshall**

Para a medição da vazão nas estações de tratamento de esgoto, ainda é comum o uso da calha Parshall, apesar de atualmente existirem outras tecnologias como medidores ultrassônicos e supersônicos. No caso de estações de pequeno e médio porte, essas últimas tecnologias não são indicadas pelo fato de apresentarem um custo mais elevado e ainda operação mais complexa.

O funcionamento da calha Parshall se baseia numa combinação entre estrangulamento e ressalto hidráulico, onde é possível estabelecer, para uma determinada seção vertical a montante, uma relação entre a vazão do fluxo e a lâmina d'água naquela seção.

As calhas Parshall são identificadas pela largura do seu estrangulamento, também conhecida como garganta. Assim, para cada garganta atribui-se uma faixa de vazão para dimensionamento e medição. Por exemplo, as calhas com garganta de 1” ou 2,54 cm devem ser utilizadas para unidades com vazões média, mínima e máxima, variando entre 0,3 e 5,0 L/s.

A Figura 05 mostra uma calha Parshall adotada como medidor de vazão na estação de tratamento de esgoto Teresina, em Teresina – PI, gerenciada pela companhia Águas e Esgotos do Piauí S.A. – AGESPISA (ETE TERESINA, AGESPISA).



Figura 05: Medidor de vazão: calha Parshall– ETE Teresina, AGESIPA. (Fonte: Santos, 2012).

3.3.2 Tratamento Primário

Após a remoção dos sólidos grosseiros e da areia no tratamento preliminar, o efluente sanitário segue para o tratamento primário. Por meio de mecanismos de ordem física, o tratamento primário convencional tem por objetivo a remoção parcial dos sólidos em suspensão sedimentáveis e a remoção de sólidos flutuantes, como os óleos e graxas.

Na unidade primária convencional, há uma redução de DBO, já que sólidos suspensos orgânicos são removidos por sedimentação. Assim, a eficiência de remoção de matéria orgânica fica entre 25 e 35% e de sólidos suspensos, entre 60 e 70% (VON SPERLING, 2005).

Ressalta-se ainda a importância dessa etapa antecedendo o tratamento secundário, onde a menor carga orgânica afluyente é conveniente, já que se trata de uma etapa de custo mais elevado (VON SPERLING, 2005).

As principais tecnologias usadas nesta etapa do tratamento são os decantadores primários convencionais, decantadores primários quimicamente assistidos e o reator UASB. Há ainda autores que classificam o reator UASB como primário avançado ou como parte do tratamento secundário. Dentre as tecnologias de sistema simplificado, o reator UASB é o principal ator e será abordado em um item específico (3.4.3).

3.3.2.1 Decantador Primário

No sistema de tratamento convencional usa-se a unidade de decantação por onde aflui o esgoto sanitário com velocidade que permita que a sedimentação dos sólidos suspensos formando no fundo dos decantadores o lodo primário. Ainda, na superfície líquida, ficam os materiais flutuantes, como óleos e graxas, formando a espuma.

O lodo primário tem o teor de sólidos variando entre 2 e 5%, normalmente menos de 4% (JORDÃO E PESSÔA, 2011), que assim como os materiais flutuantes, devem ser removidos e encaminhados para tratamento e destino final adequado. Já o efluente líquido do decantador deverá ser encaminhado para a próxima etapa, o tratamento secundário, pelo fato de normalmente não se enquadrar nas legislações vigentes que abordam o lançamento de efluentes em corpos d'água.

A qualidade do efluente a ser encaminhado para a próxima etapa do tratamento irá depender da eficiência dos decantadores. Segundo Jordão e Pessôa (2011) tal eficiência está relacionada com a capacidade do tanque em permitir que os sólidos contidos nos esgotos sejam convenientemente sedimentados, sem que haja perturbação ou arraste destes sólidos antes de sua remoção ou transferência. Estas condições podem ser indicadas como:

- Condições de sedimentação: estão relacionadas à velocidade de sedimentação dos esgotos dentro do tanque, isto é, à taxa de escoamento superficial. A sedimentação relaciona-se, também, ao tempo de detenção no decantador. Deve-se ter em conta que tempos demasiadamente longos podem tornar o esgoto séptico, gerar maus odores e gases que afloram à superfície carregando junto partículas de lodo que se perderiam com o efluente.

- Condições de retenção: devem ser estabelecidas de modo que o lodo retido não seja arrastado e levantado pelo fluxo dos esgotos, procurando-se obter a maior concentração possível de sólidos no lodo.

Segundo Jordão e Pessôa (2011), para ETEs primárias ou com filtros biológicos, tem sido usual limitar a taxa de aplicação superficial (TAS) nos decantadores convencionais a 60 m³/m².d. Já, quando estes são seguidos de tratamento biológico por lodo ativado, são permitidos valores mais elevado de TAS, até 90 m³/m².d. Mantendo-se assim taxas da ordem de 60 a 90 m³/m².d a expectativa de remoção de SST é da ordem de 40 a 50%, e de DBO de 25 a 30%.

3.3.2.2 Decantadores Primários Quimicamente Assistidos

Outra opção de tratamento na etapa primária é o denominado Tratamento Primário Quimicamente Assistido, ou Tratamento Primário Avançado ou “Chemical Enhanced Primary Treatment - CEPT”, que consiste na adição de reagentes químicos no efluente doméstico com o objetivo de promover a coagulação química e a floculação e acelerar a sedimentação nos decantadores.

Segundo Von Sperling (2005) os coagulantes adicionados ao tratamento podem ser sulfato de alumínio, cloreto férrico ou outro, auxiliado ou não por um polímero. Nesta etapa, o fósforo pode ser, também removido por precipitação.

Dessa forma, o tratamento primário avançado vem demonstrando ser aplicável por promover elevadas eficiências de remoção de sólidos e de DBO, 70 a 85% e 45 a 55%, respectivamente, quando comparados aos decantadores primários convencionais. Esta maior eficiência e o fato de aceitar elevadas taxas de vazão superficial resultam em economia nas dimensões e números de decantadores primários em uma estação de tratamento de esgoto doméstico (JORDÃO E PESSÔA, 2011).

Jordão e Pessôa (2011), apresentam uma taxa de vazão superficial na faixa de 80 a 100 m³/m².d e a NBR 12.209/2011, recomenda o limite de 90 m³/m².d.

Contudo, nos decantadores avançados há maior geração de lodo primário, devido a alta eficiência de remoção de sólidos suspensos do líquido, bem como da adição dos produtos químicos usados no processo (VON SPERLING, 2005). O aumento na geração de lodo pode ser uma desvantagem operacional e econômica quando comparado aos decantadores primários convencionais, uma vez que este aumento pode variar entre 15 a 30% de acordo com as características do esgoto, as taxas de vazão superficial, os reagentes e as dosagens aplicadas (JORDÃO E PESSÔA, 2011).

Há que se ressaltar ainda, que o custo de operação dessas unidades também se eleva em função da aquisição, estocagem, transporte, aplicação de produtos químicos, e ao tratamento do lodo químico gerado.

A Tabela 01 apresenta uma comparação entre as eficiências típicas com dosagens normais dos decantadores primários convencionais e os quimicamente assistidos.

Tabela 01: Eficiências típicas dos decantadores convencionais e avançados com dosagens normais

Processo	Remoção de SST (%)	Remoção de DBO (%)	Remoção de DQO (%)	Remoção de Fósforo (%)
Primário Convencional	40 -50	25 – 30	18 – 25	10 – 20
Primário Avançado	70-85	45 – 55	30 – 50	50 – 90 *

Fonte: Jordão e Pessôa (2011)

*com dosagens elevadas

3.3.3 Tratamento Secundário

A NBR 12.209/2011 define o tratamento secundário como sendo o conjunto de operações e processos que visam principalmente à remoção da matéria orgânica, ocorrendo tipicamente após o tratamento primário, normalmente com uma eficiência de remoção de sólidos suspensos totais e DBO de cerca 80% e 90%, respectivamente.

A matéria orgânica a ser removida no tratamento secundário é composta pela fração dissolvida e pelos sólidos de sedimentabilidade mais lenta, remanescentes dos processos primários.

Para que ocorra a degradação destes elementos, a essência do tratamento secundário está na inclusão de uma parte biológica no tratamento do esgoto doméstico, principalmente para a remoção da matéria orgânica. Os principais atuantes nesta fase do tratamento serão os microrganismos aeróbios, anaeróbios e/ou os facultativos (ReCESA 1, 2008).

Dentre a grande variedade de microrganismos que tomam parte no processo citam-se: as bactérias, os protozoários e os fungos. A base de todo o processo biológico é o contato efetivo entre os microrganismos e o material orgânico presente nos esgotos, de tal forma que esse possa ser utilizado como alimento pelos microrganismos. Conforme apresentado na Figura 06, os microrganismos converterão a matéria orgânica em gás carbônico, água e material celular (crescimento e reprodução dos microrganismos). Quando em condições anaeróbias, tem se também a produção do gás metano. Para favorecer a decomposição biológica do material orgânico é necessário a manutenção de condições ambientais favoráveis, como temperatura, pH, tempo de detenção e outros. E em condições aeróbias é preciso que o oxigênio esteja presente em quantidade suficiente para as atividades microbióticas (VON SPERLING, 2005).

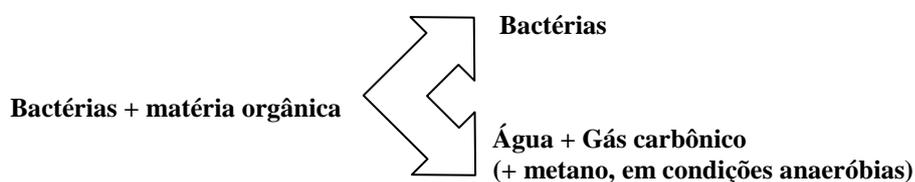


Figura 06: Esquema simplificado do metabolismo bacteriano. (Fonte: VON SPERLING, 2005).

Dentre as principais tecnologias utilizadas no tratamento secundário, destacam-se os processos de biomassa suspensa, tais como lodo ativado e suas variantes; e aderida, tais como os filtros em geral: filtro aerado submerso, biofiltro aerado submerso, filtro biológico percolador, dentre outros. Ainda, deve-se atentar para as lagoas de estabilização, sendo estes processos amplamente utilizados no nordeste e no centro-oeste brasileiros.

Ressalta-se, que processos de disposição no solo, reatores anaeróbios, lagoas de estabilização, dentre outros, serão abordados com mais ênfase no item 3.4, que trata de tecnologias e fluxogramas de tratamento simplificado

3.3.3.1 Processo Biológico com Biomassa Suspensa - Lodo ativado

Lodo ativado é o floco produzido num esgoto ou decantado pelo crescimento de bactérias (zoogleias) ou outros organismos, na presença de oxigênio dissolvido, e acumulado em concentrações suficientes graças ao retorno de outros flocos previamente formados (JORDÃO E PESSÔA, 2011).

Assim, como característica principal do tratamento secundário, o processo de lodo ativado é biológico, onde o esgoto afluente e o lodo ativado são intimamente misturados, agitados e aerados (em unidades chamadas tanques ou reator de aeração), para logo após se separar os lodos ativados do esgoto (por sedimentação em decantadores).

No reator aerado ocorrem as reações bioquímicas de remoção da matéria orgânica e, em determinadas condições, de nitrogênio e de fósforo. A biomassa se utiliza do substrato presente no esgoto afluente para se desenvolver. No decantador secundário ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa), permitindo que o efluente final saia clarificado. Parte dos sólidos sedimentados no fundo do decantador secundário (chamado de lodo secundário ou biológico) é recirculado para o reator, para se manter uma desejada concentração de biomassa no mesmo, a qual é responsável pela elevada eficiência do sistema, PROSAB (CHERNICHARO *et al.*, 2001). Outra parcela do lodo, em menor quantidade, é retirada para tratamento específico ou destino final, o chamado lodo em excesso.

A Figura 07 apresenta o fluxograma convencional de lodo ativado, tanto para a fase líquida, como para a fase sólida.

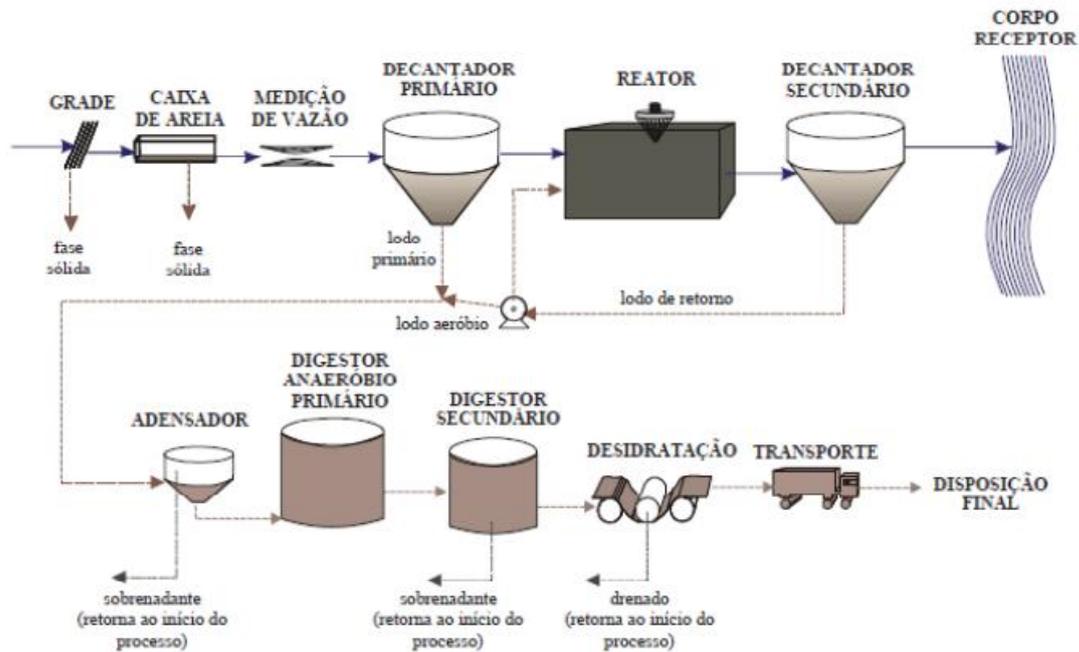


Figura 07: Fluxograma típico do sistema de lodos ativados convencional. Fase líquida na parte superior da imagem e fase sólida na parte inferior da imagem. (Fonte: VON SPERLING, 2005).

O sistema de lodo ativado é amplamente utilizado, em nível mundial, para o tratamento de águas residuárias domésticas e industriais, em situações em que uma elevada qualidade do efluente é necessária e a disponibilidade de área é limitada. No entanto, o sistema de lodo ativado inclui um índice de mecanização superior ao de outros sistemas de tratamento, implicando em operação mais sofisticada e onerosa. Outros fatores que se apresentam como desvantagens quanto ao uso do lodo ativado são o consumo de energia elétrica para aeração e a maior produção de lodo, PROSAB (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

A alta eficiência dos sistemas de lodo ativado se deve a maior permanência dos sólidos no sistema, já que a biomassa tem tempo suficiente para metabolizar toda a matéria orgânica dos esgotos.

A elevada concentração dos sólidos em suspensão no tanque de aeração é em virtude da recirculação do lodo. Neste, o tempo de detenção do líquido (tempo de detenção hidráulica) é baixo, da ordem de horas, implicando em que o volume do reator seja bem reduzido. No entanto, devido à recirculação dos sólidos, estes permanecem no sistema por um tempo superior ao do líquido. Este é chamado de retenção dos sólidos ou idade do lodo, e é definido como a relação entre a quantidade de lodo biológico existente no

reator e a quantidade de lodo biológico removida do sistema de lodo ativado por dia, PROSAB (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

De acordo com a idade do lodo, com o fluxo do sistema e o nutriente a ser removido o sistema de lodo ativado apresenta variantes. Neste trabalho citam-se o lodo ativado convencional, a alta capacidade e a aeração prolongada.

A Tabela 02 apresenta as principais características e as eficiências das variantes do lodo ativado.

Tabela 02: Características e eficiências das variantes do lodo ativado

Processo	Característica	Nitrificação e desnitrif.	Remoção de DBO (%)	Tempo de detenção (h)	Idade do lodo (dias)
Convencional	Processo básico	Possível	85 - 95	4 – 8	4 - 15
Alta capacidade	Recebe carga de DBO elevada em presença de concentração elevada de sólidos	Não	80 - 90	1 – 2	2 – 4
Aeração prolongada	Estações compactas, com de decantação primária	Sim	90 - 95	16 – 36	20 – 30

Adaptada: Jordão e Pessoa (2011)

A nitrificação ao longo do processo de lodo ativado poderá ou não ocorrer. Quando esta transformação não se dá totalmente, o efluente lançado continuará a demandar oxigênio no corpo d'água. No Brasil, as condições de clima quente são favoráveis à ocorrência de nitrificação na própria estação de tratamento de esgoto, sendo assim é mais interessante prover-se a quantidade de oxigênio necessária para atender a demanda nitrogenada já no tanque de aeração, de modo que esta não venha a ocorrer no corpo receptor. Já a remoção de fósforo exige que os sistemas de lodo ativado sejam especificamente dimensionados para tal atividade, a qual será realizada por microrganismos específicos (JORDÃO E PESSÔA, 2011).

Com relação à remoção de coliformes e organismos patogênicos, devido aos reduzidos tempos de detenção nas unidades do sistema de lodo ativado, tem-se que a eficiência é baixa e usualmente insuficiente para atender aos requisitos de qualidade dos corpos

receptores. Esta baixa eficiência é típica também de outros processos compactos de tratamento de esgotos, PROSAB (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

3.3.3.2 Processo Biológico com Biomassa Aderida

Este item apresenta os processos biológicos aeróbios com biomassa aderida, ou seja, filtros que usam meios suportes para que a biomassa cresça aderida a eles. São sistemas aeróbios onde o ar, de maneira natural ou forçada, circula nos espaços vazios entre o meio suporte, fornecendo o oxigênio para a respiração dos microrganismos.

Na maioria dos casos de filtração biológica de esgoto, apesar do que sugere o nome, a função primária não é a de filtrar, uma vez que os diâmetros dos meios suportes utilizados são da ordem de alguns centímetros, permitindo um grande espaço de vazios, ineficientes para o ato de filtração por peneiramento. Deste modo, a função do meio é a de somente fornecer suporte para a formação da película microbiana. Somente no caso dos biofiltros aerados submersos, que utilizam meio suporte granular com diâmetros da ordem de milímetros, acontece a filtração propriamente dita.

O material para o meio suporte depende principalmente da disponibilidade local de material adequado e de seus custos de transporte e montagem. Tradicionalmente, têm sido usados pedregulhos, cascalhos, escórias de fornos de fundição e outros materiais inertes (JORDÃO E PESSÔA, 2011). Porém, atualmente, têm se dado preferência ao uso de meios de suporte sintéticos, como o plástico (PVC), os quais apresentam a vantagem de serem mais leves e terem uma área superficial de exposição bem superior aos meios de suporte tradicionais. Contudo, são mais caros. Este custo deve ser levado em conta na construção das estações de tratamento de esgoto.

Os filtros biológicos possuem variantes de acordo com a carga a ser aplicada e o tipo de recirculação a ser adotada. Dentre estas variantes, a NBR 12.209 cita: filtro biológico percolador, filtro aerado submerso, biofiltro aerado submerso e biodisco ou rotor biológico de contato e suas variantes.

Segundo Von Speling (2005), todos estes sistemas podem ser usados como pós-tratamento de efluente de reatores anaeróbios. Neste caso, os decantadores primários

são substituídos pelos reatores anaeróbios, e o lodo excedente da etapa aeróbia, caso não esteja ainda estabilizado, é retornado ao reator anaeróbio, onde sofre adensamento e digestão. Estes casos serão citados nos sistemas simplificados.

A seguir, serão descritas as tecnologias de filtração biológica, exceto o filtro biológico percolador, que tem maior aplicabilidade nos fluxogramas de sistemas simplificados e, dessa forma, serão descritos no item 3.4.

↳ **Biofiltros Aeróbios Submersos (BAS) e Filtro Aerado Submerso (FAS)**

Por serem tecnologias mais recentemente aplicadas no Brasil, há uma confusão em relação aos conceitos das tecnologias de biofiltro aerado submerso e filtro aerado submerso. Inclusive, na nova NBR 12.209/2011, em seu item “3. Termos e Definições”, pode-se perceber a inversão de conceitos para ambos, e sua correta definição mais adiante, nos itens específicos “6.5.3 Filtro Aerado Submerso” e “6.5.4 Biofiltro Aerado Submerso”.

Os biofiltros aeróbios submersos, ou biofiltros aerados submersos (BAS), constituem uma unidade de filtração biológica aerada, em parte semelhante aos filtros biológicos clássicos por ocorrer uma percolação com eliminação biológica dos poluentes, e em parte semelhante aos filtros rápidos clássicos usados em tratamento de água, por ocorrer um processo de filtração física com retenção de partículas sólidas (JORDÃO E PESSÔA, 2011). O processo de lavagem dos biofiltros aerados submersos também é uma característica que se assemelha aos filtros rápidos usados no tratamento da água, sendo que este ocorre por contra lavagem.

Segundo Von Sperling (2005), o fluxo de ar no biofiltro aerado submerso é sempre ascendente ao passo que o fluxo do líquido pode ser ascendente ou descendente. O meio do BAS pode ser granular, onde se realiza ao mesmo tempo a remoção de compostos orgânicos solúveis e de partículas em suspensão presentes nos esgotos. Além de servir de meio suporte para os microrganismos, o material granular constitui-se num eficaz meio filtrante.

De acordo com Jordão e Pessoa (2011), os biofiltros aerados submersos apresentam elevada eficiência, tendo-se obtido efluentes com concentração de DBO e de sólidos em suspensão menor que 20 mg/l, e de acordo com as características do projeto, o processo pode-se dar na fase de nitrificação-desnitrificação.

A Figura 08 representa o fluxograma de um sistema convencional de tratamento de esgoto que adota o biofiltro aerado submerso.

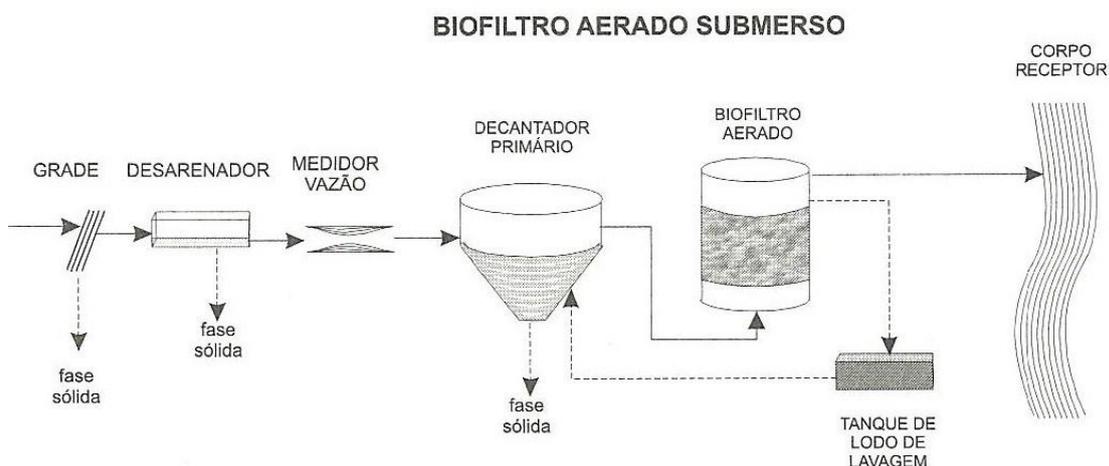


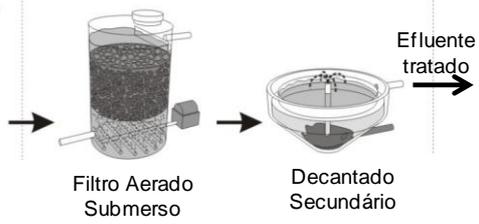
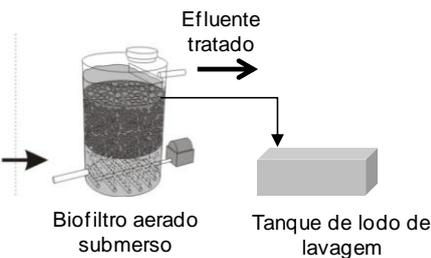
Figura 08: Fluxograma típico de um sistema convencional com biofiltro aerado submerso (Fonte: VON SPERLING, 2005).

Uma variação do biofiltro aerado submerso é a tecnologia denominada filtro aerado submerso (FAS). O FAS, assim como no filtro biológico percolador, apresenta um meio filtrante fixo de plástico ou pedra britada, não realizando, portanto, a filtração física. Devido a esse fato, o FAS não possui o processo de contra lavagem e, conseqüentemente, não remove os sólidos em suspensão presentes no esgoto, necessitando da existência de um decantador secundário subseqüente para a sedimentação do lodo.

Portanto, se por um lado se perde pela construção de outra unidade no sistema, por outro lado se ganha no aspecto operacional, pela supressão das operações de contra lavagem e injeção de ar, que tornam a operação e a instrumentação mais complexas e de maior custo.

Na Tabela 03 encontram-se apresentadas as principais diferenças entre o FAS e o BAS.

Tabela 03: Principais diferenças entre o FAS e BAS

Filtro Aerado Submerso (FAS)	Biofiltro Aerado Submerso (BAS)
	
<p>Meio suporte estruturado com diâmetros da ordem de centímetros</p>	<p>Meio suporte granular com diâmetros da ordem de milímetros (2 a 6 mm)</p>
<p>Remoção de matéria orgânica por oxidação bioquímica somente</p>	<p>Remoção de matéria orgânica por oxidação bioquímica e filtração</p>
<p>A biomassa se desprende naturalmente sem a necessidade de lavagem</p>	<p>Necessidade de lavagem periódica</p>
<p>Necessidade de decantação secundária</p>	<p>Não há necessidade de decantação secundária</p>

↳ Biodiscos

O processo de biodiscos consiste de uma série de discos ligeiramente espaçados, montados num eixo horizontal. O eixo gira mantendo uma parte dos discos submersos pelo esgoto e uma parte exposta ao ar. Nos discos a biomassa cresce aderida formando o biofilme.

A Figura 09 representa o fluxograma de tratamento convencional de esgoto com a aplicação dos biodiscos.

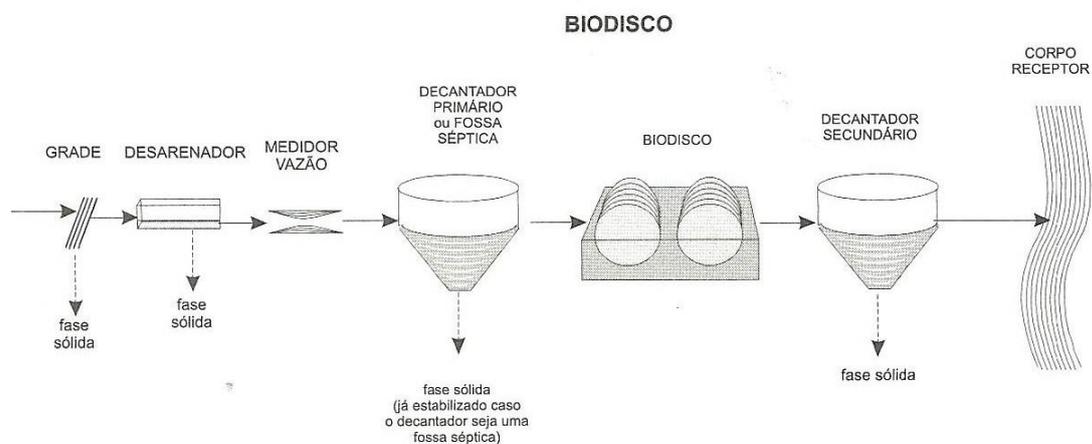


Figura 09: Fluxograma típico de um sistema com biodiscos. (Fonte: VON SPERLING, 2005)

Quando o sistema é colocado em operação, os microrganismos no esgoto começam a aderir às superfícies rotativas, e ali crescem até que toda superfície do disco esteja coberta por uma fina camada biológica, com poucos milímetros de espessura. Quando o biofilme atinge certa espessura ele se desprende do disco devido ao seu próprio peso, formando o lodo, que deve ser removido no decantador secundário. Os biodiscos são utilizados principalmente para o tratamento de esgotos de pequenas comunidades, atingindo boa eficiência na remoção de DBO, com nível de operação moderado, porém, ainda apresenta custos elevados de implantação (VON SPERLING, 2005).

3.3.4 Tratamento Terciário

O tratamento terciário é adotado em alguns fluxogramas de estações de tratamento de esgoto doméstico com o objetivo de remover organismos patogênicos, nutrientes e outros poluentes específicos. Contudo, esta última etapa de tratamento da fase líquida do esgoto é pouco comum nas estações de tratamento de esgoto do Brasil (ReCESA 2, 2008).

Para implantação de uma efetiva barreira de controle de agentes transmissores de doenças infecciosas em que o contato humano com esgotos é provável, os processos de desinfecção de esgotos são, em geral, a prática mais segura e de menor custo. A desinfecção de esgotos tem por objetivo a inativação seletiva dos organismos que ameaçam a saúde humana, de acordo com os padrões de qualidade estabelecidos para as diferentes situações. Sua inserção no fluxograma de uma estação de tratamento pode se dar de forma específica, pela construção de uma etapa exclusiva para a desinfecção, tratamento terciário por processos artificiais, ou por intermédio da adaptação de processos existentes para realizar, dentre outras tarefas, também a desinfecção, por processos naturais, PROSAB (GONÇALVES, 2003).

Segundo Gonçalves (2003) a desinfecção natural ou artificial utiliza, isoladamente ou de forma combinada, agentes físicos e químicos para inativar os organismos-alvo. No caso dos processos naturais, há, ainda, a ação de agentes biológicos na inativação de patógenos.

O autor cita, entre os agentes físicos, a transferência de calor (aquecimento ou incineração), as radiações ionizantes, a radiação ultravioleta (UV) e a filtração em membranas. E como processos naturais a infiltração no solo e as lagoas de estabilização, como a lagoa de maturação e a lagoa de polimento.

As lagoas de estabilização são processos utilizados para a remoção de matéria orgânica, mas quando efetuadas algumas adaptações em seus fluxogramas, no número e na geometria, estas podem alcançar elevadíssimas eficiências de remoção de organismos patogênicos, de até 4 unidades log, ou seja 99,99%, segundo Von Sperling (2005). Os principais fatores naturais que atuam como agentes desinfetantes nestas lagoas são: temperatura, insolação, pH, escassez de alimento, organismos predadores, compostos tóxicos e elevada concentração de oxigênio dissolvido. No caso de cisto de protozoários e ovos de helmintos, o principal mecanismo é a sedimentação.

A remoção dos nutrientes, nitrogênio (N) e fósforo (P), nas estações de tratamento está diretamente relacionada aos impactos causados nos corpos receptores. Uma vez que a presença de um destes nutrientes pode culminar na eutrofização do corpo hídrico, principalmente em corpos lânticos.

A eutrofização pode causar danos aos corpos receptores, citando-se como exemplo: problemas estéticos e recreacionais; condições anaeróbias no fundo do corpo d'água; eventuais mortandades de peixes; maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água; problemas com o abastecimento de águas industrial; toxicidade das algas; redução na navegação e capacidade de transporte. Além disso, a amônia pode causar problemas de toxicidade aos peixes e implicar em consumo de oxigênio dissolvido. Em termos de águas subterrâneas, a maior preocupação é com o nitrato, que pode contaminar águas utilizadas para abastecimento, podendo causar problemas de saúde pública, PROSAB (MOTA E VON SPERLING, 2009).

Segundo PROSAB (MOTA E VON SPERLING, 2009) os sistemas convencionais de tratamento biológico de esgoto, que são projetados, visando, principalmente, à remoção de matéria orgânica, resultam em efluentes com concentrações de nitrogênio e fósforo próximas às do esgoto bruto. Esse problema é agravado quando a diluição do esgoto no corpo receptor é baixa. Portanto, os autores sugerem que se busquem alternativas de

tratamento de esgoto que resultem em maior remoção de nitrogênio e fósforo, complementando os sistemas usuais de tratamento.

No entanto, deve-se lembrar de que nem sempre é desejada a remoção destes constituintes (P e N). No caso da utilização do efluente tratado para irrigação, pode ser interessante a preservação de N e P, os quais, em dosagens adequadas, são nutrientes para a cultura irrigada (VON SPERLING, 2005).

3.4 Tecnologias de Sistema Simplificado de Tratamento de Esgoto

Uma vez que a remoção de DBO se torna, de certa forma, mais custosa no tratamento secundário (VON SPELING, 2005), os fluxogramas dos sistemas simplificados de tratamento de esgotos buscam aumentar a eficiência de remoção de sólidos em suspensão e da matéria orgânica ainda na primeira unidade do tratamento, utilizando reatores anaeróbios e tornando a etapa seguinte menos custosa.

Segundo, PROSAB (CHERNICHARO *et al.*, 2001), com a comprovação das vantagens econômicas decorrentes do uso de reatores anaeróbios para o tratamento de esgotos sanitários, mesmo quando associados a tratamentos complementares aeróbios, para se obter um efluente de melhor qualidade, e especialmente agora, em épocas de escassez de energia no país (o que é uma realidade ainda nos dias atuais), o uso de reatores anaeróbios vem ganhando cada vez maior destaque. Além disso, os reatores anaeróbios são bem dominados tecnicamente e começam a ser mais intensamente aplicado no tratamento de esgotos sanitários, normalmente seguido de um tratamento complementar para atender às exigências da legislação ambiental em vigor.

Ressalta-se que a citação anterior, de PROSAB (CHERNICHARO *et al.*, 2001) em relação à aplicabilidade dos reatores anaeróbios no Brasil, tornou-se realidade e números correspondentes à implantação desses sistemas pelas principais companhias de saneamento serão apresentados no item 4 “Metodologia” do presente trabalho.

A histórica utilização e reconhecida eficiência elevada de processos aeróbios mecanizados, como os sistemas de lodo ativado e filtração biológica, tem evoluído pela inclusão de etapa de tratamento anaeróbio prévio, representada principalmente pelos

reatores UASB. Nestas novas concepções, o sistema de tratamento ganha maior racionalidade, economizando em energia elétrica e produzindo quantidade de lodo substancialmente menor, dentre outras vantagens PROSAB (FLORENCIO, BASTOS E AISSE, 2006).

Neste cenário, destaca-se o grande ator dos sistemas simplificados, o reator UASB, um sistema anaeróbio que vêm demonstrando grande aplicabilidade para qualquer população esgotada, com eficiência de remoção de DBO razoavelmente boa e a um custo relativamente baixo, PROSAB (CHERNICHARO *et al.*, 2001). Haja vista a implantação da 1ª etapa da ETE-Onça pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), composta por reatores UASB em 2007 e sua expansão em 2010 com unidades de filtração biológica, para atendimento de uma população em torno de 1,0 milhão de habitantes (COPASA, 2014).

Portanto, nos sistemas simplificados de tratamento de esgotos, a qualidade esperada do efluente no final de todas as etapas do tratamento é semelhante à proporcionada pelos sistemas convencionais, porém com menores custos e maior sustentabilidade (ReCESA 1, 2008).

Conforme já apresentado no item “Introdução” do presente trabalho, os sistemas simplificados atualmente adotados pelo ReCESA (2, 2008) e descritas nos próximos itens são:

- Lagoas de estabilização seguida por lagoa de maturação
- Tanque séptico seguido por filtro anaeróbio;
- Reator UASB seguido por filtro biológico percolador;
- Reator UASB seguido por filtro anaeróbio;
- Reator UASB seguido por lagoas de polimento; e
- Reator UASB seguido por aplicação superficial no solo.

3.4.1 Lagoas de Estabilização + Lagoa de Maturação

Segundo Jordão e Pessôa (2011) as lagoas de estabilização são sistemas de tratamento biológico em que a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética das algas. E Von Sperling (2005) apresenta as seguintes variantes das lagoas de estabilização: lagoas facultativas, sistemas de lagoas anaeróbias – lagoas facultativas, lagoas aeradas facultativas, sistemas de lagoas aeradas de mistura completa – lagoas de sedimentação, lagoas de alta taxa, lagoas de maturação, lagoas de polimento.

Mais adiante na análise de dados fornecidos pelas companhias de água e esgoto, todas as lagoas de estabilização serão consideradas como sistemas simplificados, exceto, as lagoas que necessitam de aeração, o que promove um aumento no custo de operação e manutenção.

Para os fluxogramas de lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa, projeto ReCESA (2, 2008), descreve, de forma simplificada a função de cada uma no processo de tratamento. A maior parte da DBO do esgoto é removida na lagoa anaeróbia (mais profunda e com menor volume); na lagoa facultativa, predominam as bactérias facultativas, capazes de adaptação aos ambientes aeróbios (mais à superfície) e anaeróbios (no fundo das lagoas), o oxigênio necessário à estabilização da matéria orgânica é fornecido, em grande parte, por algas que realizam a fotossíntese; e nas lagoas de maturação, com a carga orgânica já bastante reduzida, a fotossíntese ocorre em grande intensidade, estabelecendo, assim, um ambiente com elevados teores de OD e as condições ambientais favorecem a remoção de organismos patogênicos e podem alcançar eficiência relativamente elevada de remoção de nitrogênio.

Segundo Jordão e Pessôa (2011) o sistema em série, de lagoa facultativa precedida por lagoas anaeróbias recebem o nome de “sistema australiano” e apresentam algumas vantagens, como: a área resultante da soma das áreas superficiais das duas lagoas em série é menor que a área de uma única lagoa facultativa equivalente (pois o efluente à lagoa facultativa já terá sofrido uma remoção de DBO de pelo menos 50% na lagoa anaeróbia); a primeira lagoa sendo anaeróbia favorece a que exista melhor capacidade

de absorção de alguma “carga de choque” afluyente; e a acumulação de sólidos se dá primeiramente na lagoa anaeróbia, que é mais profunda, favorecendo este aspecto.

A Figura 10 representa o primeiro fluxograma completo de sistema simplificado: lagoas de estabilização seguida de lagoa de maturação. Ressalta-se que em alguns casos, a lagoa anaeróbia pode ser suprimida, utilizando-se a lagoa facultativa como primária e secundária.



Figura 10: Fluxograma de um sistema simplificado composto de reator Lagoas Facultativas + Lagoa de Maturação (Fonte: ReCESA 2, 2008).

Em uma pesquisa na região sudeste do Brasil, as lagoas nos sistemas em série apresentaram maior eficiência de remoção de DBO, em torno de 82%, com relação as lagoas facultativas primárias, que apresentaram uma média de remoção de 74% (JORDÃO E PESSOA, 2011).

De maneira geral, as lagoas de estabilização são bastante indicadas para regiões de clima quente e países em desenvolvimento, pelos seguintes aspectos: suficiente disponibilidade de área em um grande número de localidades; clima favorável (temperatura e insolação elevadas); operação simples; necessidade de poucos ou nenhum equipamento; e custos de implantação e operação reduzidos, PROSAB (GONÇALVES, 2003).

Ainda, como vantagem das lagoas, Von Sperling (2005), caracteriza a simplicidade da construção destas, baseando-se principalmente em movimento de terra (corte e aterro) e preparação dos taludes. Característica esta, importante dentro do conceito dos sistemas simplificados, que buscam menor gasto com a implantação da estação de tratamento.

↳ Lagoa Facultativa

No fluxograma apresentado na Figura 10, as lagoas facultativas recebem o nome de lagoas secundária, uma vez que recebe o afluente de uma unidade de tratamento a montante, e não o esgoto bruto.

Segundo Von Sperling (2005), dentre os sistemas de lagoas de estabilização, o processo de lagoas facultativas é o mais simples, dependendo unicamente de fenômenos puramente naturais. O esgoto afluente entra continuamente em uma extremidade da lagoa e sai continuamente na extremidade oposta. Ao longo deste percurso, que demora vários dias, usualmente superior a 20 dias, uma série de eventos contribui para a purificação dos esgotos.

Na lagoa facultativa, parte da matéria orgânica em suspensão tende a sedimentar, vindo a constituir o lodo de fundo. Este lodo sofre o processo de decomposição por microrganismos anaeróbios, sendo convertido em gás carbônico, metano e outros compostos. A fração inerte permanece na camada de fundo. Já a matéria orgânica dissolvida e parte da matéria orgânica em suspensão, que não sedimentaram, permanecem dispersas na massa líquida. A sua decomposição se dá através de bactérias facultativas. Essas bactérias utilizam-se da matéria orgânica como fonte de energia, alcançada através da respiração. Na respiração aeróbia, há a necessidade da presença de oxigênio, o qual é suprido ao meio pela fotossíntese realizada pelas algas. Há, assim um perfeito equilíbrio entre o consumo de oxigênio e a produção de gás carbônico (VON SPERLING, 2005).

Outra fonte de oxigênio é a sua difusão da atmosfera para a superfície líquida, porém as algas são as responsáveis pela produção da maior parte do oxigênio nas lagoas (JORDÃO e PESSÔA, 2011). Portanto, para que ocorra o processo de fotossíntese é necessário uma fonte luminosa, neste caso representada pelo sol. Por esta razão, locais com elevada radiação solar e baixa nebulosidade são bastante propícios a implantação de lagoas facultativas.

Por ser um processo natural, sem a necessidade de nenhum equipamento, a estabilização da matéria orgânica se processa em taxas mais lentas, necessitando de um elevado

período de detenção (usualmente superior a vinte dias). A fotossíntese, para que seja efetiva, requer uma elevada área de exposição. Desta forma, a área total requerida pelas lagoas facultativas é grande, da ordem de 2,0 a 4,0 m²/habitante. Porém, o fato de ser um processo totalmente natural está associado a uma maior simplicidade operacional, fator fundamental em países em desenvolvimento (VON SPERLING, 2005).

↳ **Lagoas Anaeróbias – Lagoa Facultativas**

As lagoas anaeróbias são geralmente utilizadas precedendo lagoas facultativas. Não existe basicamente um limite de população para a sua utilização, desde que se tenha área e solo adequados à sua implantação. Quando se tem essas condições, as lagoas resultam no sistema de tratamento mais econômico (R\$ 30,00 a R\$ 75,00 por habitante para implantação - VON SPERLING, 2005) e, por isso mesmo, são bastante utilizadas. Por problemas de odores (liberação de gás sulfídrico), recomenda-se que as lagoas anaeróbias estejam a, pelo menos, 500 metros de residências, PROSAB (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

O uso de lagoas anaeróbias precedendo lagoas facultativas é claramente vantajoso. Von Sperling (2005) destaca que para o sistema australiano, a demanda de área é de 1,5 a 3,0 m²/habitante, enquanto para lagoa facultativa somente, a demanda é de 2,0 a 4,0 m²/habitante, conforme citado anteriormente.

No fluxograma apresentado na Figura 10, a lagoa anaeróbia pode ser denominada de lagoa primária, visto que recebe o esgoto bruto. O esgoto entra numa lagoa de menores dimensões e mais profunda. Devido às menores dimensões dessa lagoa, a fotossíntese praticamente não ocorre. No balanço entre o consumo e a produção de oxigênio, o consumo é amplamente superior. Predominam, portanto, condições anaeróbias nessa primeira lagoa, lagoa anaeróbia (VON SPERLING, 2005).

Pelo fato de as bactérias anaeróbias apresentarem uma taxa metabólica e de reprodução menor que as bactérias aeróbias, para um período de apenas dois a cinco dias na lagoa anaeróbia, a decomposição da matéria orgânica é parcial. A remoção se dá em torno de 50 a 70%, que apesar de ser insuficiente, representa uma grande contribuição, aliviando sobremaneira, a carga para a lagoa facultativa a jusante. A diminuição na carga orgânica

faz com que as dimensões da lagoa facultativa possam ser menores, resultando em menor uso de área pelo sistema em série (VON SPELING, 2005).

Contudo, devido ao volume relativamente pequeno da lagoa anaeróbia e por ela receber esgoto bruto, há maior acúmulo de lodo, o que resulta na necessidade de sua remoção no intervalo de alguns anos. A remoção do grande volume de lodo, assim como sua disposição, requer cuidados específicos, sendo que estes devem ser levados em consideração na concepção do sistema (VON SPELING, 2005).

↳ **Lagoa de Maturação**

As lagoas de maturação são usadas ao final de um sistema clássico de lagoas de estabilização ou ao final de qualquer sistema de tratamento de esgotos com o objetivo principal de remover organismos patogênicos, e não da remoção adicional de DBO. As lagoas constituem-se numa alternativa bastante econômica à desinfecção dos efluentes por métodos mais convencionais, como a cloração (VON SPELING, 2005).

Diversos fatores contribuem para a mortalidade dos agentes patogênicos: temperatura, insolação, pH, escassez de alimento, organismos predadores, competição, compostos tóxicos. Portanto a lagoa de maturação é dimensionada de forma a fazer uma utilização ótima destes mecanismos. Como exemplo, as lagoas de maturação, são usualmente projetadas com baixas profundidades (menos de um metro), de forma a maximizar a fotossíntese e os efeitos bactericidas da radiação UV.

Lagoas de maturação não têm custos de energia ou de produtos químicos, sendo altamente indicadas como parte de um conjunto de lagoas em série. Sua limitação está na possível falta de área disponível e nos próprios custos construtivos, que se tornam elevados à medida que cresce a vazão de esgotos, PROSAB (GONÇALVES, 2003).

As lagoas de maturação são, sem dúvida, uma alternativa muito econômica e simples, visando à desinfecção. Considerando um sistema em série, e seu posicionamento a jusante de uma lagoa facultativa, ou mesmo de reatores UASB e outros tratamentos mais compactos, é possível obter eficiência de remoção de coliformes de até 99,9999% ou, 6 unidades logarítmicas, para o conjunto de lagoas, PROSAB (GONÇALVES,

2003). Essa eficiência atende ao recomendado, (entre 99,9 a 99,999%), para que possam ser cumpridos padrões ou recomendações usuais para utilização direta do efluente para irrigação, ou para a manutenção de diversos usos no corpo receptor.

Na Figura 11, pode ser observada uma fotografia de um fluxograma completo de lagoas, que contempla uma lagoa anaeróbia, seguida de outra facultativa e por fim uma de maturação. Este é o sistema implantado em 2009 pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), no município de Monte Aprazível.



Figura 11: Estação de tratamento de esgoto do município de Monte Aprazível – São Paulo (Fonte: http://meioambiente.monteaprazivel.sp.gov.br/default.asp?page=diretivas.asp&page2=diretivas__esgoto_tratado.a.sp)

3.4.2 Tanque Séptico + Filtro Anaeróbio

O tanque séptico apresenta limitação para a remoção da matéria orgânica, por isto, mais recentemente, este passou a ser seguido e associado a um filtro anaeróbio, possibilitando o incremento da eficiência do processo como um todo (JORDÃO E VOLSCHAN JR., 2009).

Devido ao fato desse sistema ser extremamente simples de se construir e operar, a combinação de tanque séptico seguido de filtro anaeróbio (também chamados de sistema fossa-filtro) tem tido uso intensivo, PROSAB (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

A simplicidade operacional do sistema consiste no fato deste não empregar qualquer tipo de equipamento eletromecânico e nem estação elevatória de esgoto bruto ou qualquer outra unidade (JORDÃO E VOLSCHAN JR., 2009). Estas características fazem com que o sistema fossa-filtro sejam amplamente utilizado para atendimento unifamiliar e de comunidades de pequeno porte (ReCESA - 2, 2008).

O tanque séptico remove a maior parte dos sólidos em suspensão, os quais se sedimentam e sofrem o processo de digestão anaeróbia pela atuação do lodo que se acumula no fundo do tanque. O efluente do tanque séptico é encaminhado ao filtro anaeróbio, onde ocorre a remoção complementar da DBO.

A Figura 12, a seguir, apresenta um fluxograma típico desse sistema.

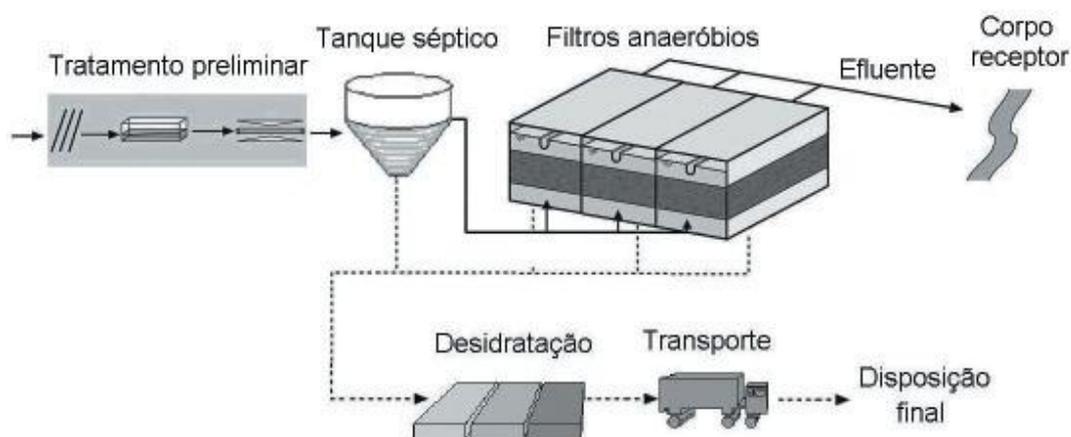


Figura 12: Fluxograma de um sistema simplificado composto de Tanque Séptico + Filtros Anaeróbios. Fase líquida na parte superior da foto e fase sólida na parte inferior da foto. (Fonte: ReCESA 2, 2008).

↳ Fossa Séptica

As fossas sépticas são normalmente utilizadas para soluções individuais, precedendo a infiltração de efluente no terreno ou precedendo filtros anaeróbios. Para populações de até cerca de 500 a 1.000 habitantes, as fossas sépticas são normalmente utilizadas precedendo filtros anaeróbios. Por terem remoção de lodo no máximo uma vez por ano, as fossas sépticas devem ter um volume razoavelmente grande para armazenamento de lodo, o que limita a sua aplicação à faixa de população referida, PROSAB (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

Os tanques sépticos são também uma forma de tratamento em nível primário. Os tanques sépticos e suas variantes, como os tanques Imhoff (tanque séptico de câmaras sobrepostas), são basicamente decantadores, onde os sólidos sedimentáveis são direcionados para o fundo, constituindo o lodo, onde permanece por um tempo longo suficiente (alguns meses) para a sua estabilização. Esta estabilização se dá em condições anaeróbias. Por este motivo, os tanques sépticos são também denominados de decanto-digestores. (VON SPERLING, 2005).

Ressalta-se que a NBR 7229/1993, que trata de projeto, construção e operação de sistemas de tanque sépticos, indica faixas de intervalo de limpezas, ou seja, remoção de lodo entre 1 e 5 anos.

Segundo Von Sperling (2005), pelo fato dos tanques sépticos serem tanques de sedimentação (sem reações químicas na fase líquida), a remoção de DBO é limitada. O efluente, ainda com elevadas concentrações de matéria orgânica, se dirige ao filtro anaeróbio, onde ocorre a sua remoção complementar, também em condições anaeróbias.

Segundo Jordão e Pessôa (2011), a fossa séptica, projetada e operada racionalmente, poderá obter remoção de sólidos em suspensão e de DBO em torno de 50% e 30%, respectivamente. Porém, estas eficiências podem decair devido à falta de limpeza regular da fossa.

Contudo, quando a fossa séptica é seguida de filtro anaeróbio, há um aumento destas eficiências, como por exemplo, a ETE Cesar Neto, localizada no município de Botucatu (SP), operada pela SABESP com o sistema fossa-filtro, alcança eficiências de remoção de sólidos em suspensão e de DBO de 90% e 80%, respectivamente (SABESP, 2014).

Filtro Anaeróbio

O filtro anaeróbio é um reator com biofilme onde a biomassa cresce aderida a um meio suporte, usualmente pedras. Os filtros anaeróbios apresentam algumas características importantes, como (VON SPERLING, 2005): o fluxo do líquido é usualmente ascendente, ou seja, a entrada é na parte inferior do filtro, e a saída na parte superior; o filtro trabalha afogado, ou seja, os espaços vazios são preenchidos com líquido; a carga

de DBO aplicada por unidade de volume é bastante elevada, o que garante as condições anaeróbias e repercute na redução de volume do reator; e a unidade é fechada.

Portanto, a remoção complementar de DBO conforme eficiência citada anteriormente, pode ocorrer por duas vias: pela retenção física da matéria orgânica particulada (de maiores dimensões) através do meio suporte e decantação ao longo da unidade e pela atuação da camada de biomassa que cresce aderida ao meio suporte (biofilme). Os microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica crescem no fundo do filtro e também aderidos ao material de enchimento. O lodo de excesso descartado periodicamente do filtro anaeróbio também já sai estabilizado, podendo ser encaminhados para leitos de secagem (ReCESA 2, 2008).

Na Figura 13, pode-se observar o sistema fossa-filtro experimental do Centro Experimental de Saneamento Ambiental (CESA) da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).



Figura 13: Sistema experimental fossa-filtro do CESA/UFRJ (Fonte: Silva, 2012)

3.4.3 UASB + Filtro Anaeróbio

Segundo (ReCESA - 2, 2008) a utilização de filtro anaeróbio para o pós-tratamento do efluente do reator UASB, o qual substitui, com vantagens, o tanque séptico no sistema

clássico (Tanque Séptico + Filtro Anaeróbio), tem sido praticada em algumas localidades no Brasil, como por exemplo os sistemas Bicas e Funilândia operados pela COPASA, no município São Joaquim de Bicas (COPASA, 2014). Nesta concepção, o filtro anaeróbio atua na remoção complementar da matéria orgânica pela retenção física, decantação e pela atuação do biofilme.

A Figura 14 representa o sistema simplificado com adoção do reator UASB seguido de filtro anaeróbio como pós-tratamento.

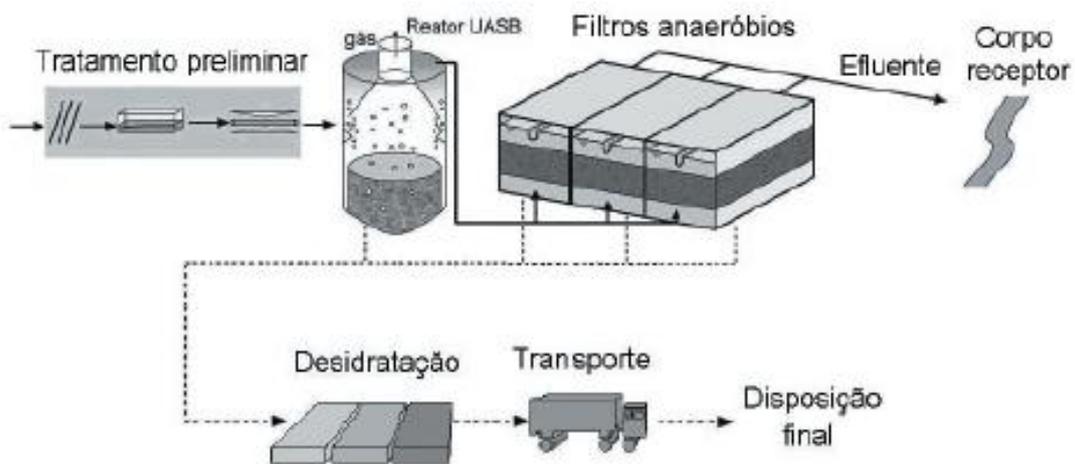


Figura 14: Fluxograma de um sistema simplificado composto de reator UASB + Filtros Anaeróbios. Fase líquida na parte superior da foto e fase sólida na parte inferior da foto (Fonte: ReCESA - 2, 2008).

↳ UASB

Os reatores anaeróbios de manta de lodo são também frequentemente denominados de *Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente em Manta de Lodo* (RAFA), *Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente* (DAFA) ou ainda de *Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado* (RALF). Porém, a sigla original, UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) vêm sendo mais utilizada no meio acadêmico dentro da área de tratamento de efluente doméstico e será a adotada neste trabalho.

As diversas características favoráveis dos sistemas anaeróbios, como o baixo custo, simplicidade operacional e baixa produção de sólidos, aliadas às condições ambientais no Brasil, onde há a predominância de elevadas temperaturas, têm contribuído para a colocação dos sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos em posição de destaque, particularmente os reatores UASB, PROSAB (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

Somadas a estas características, uma eficiência bem maior que os tratamentos primários (embora não equivalente aos tratamentos aeróbios) e produção de lodo já estabilizado a um custo bastante atraente (JORDÃO E PESSÔA, 2011), os reatores UASB constituem-se na principal tendência atual de tratamento de esgotos no Brasil (VON SPERLING, 2005).

O reator UASB apresenta fluxo ascendente: o efluente entra pelo fundo e tem contato com o leito de lodo, onde ocorre adsorção de grande parte da matéria orgânica pela biomassa. Na parte superior, o reator UASB possui um separador trifásico dividido em zonas de sedimentação e de coleta de gás para reter a biomassa no sistema. A zona de sedimentação permite a saída do efluente clarificado e o retorno dos sólidos (biomassa) ao sistema, aumentando a sua concentração no reator. O sistema dispensa decantação primária, a produção de lodo é baixa e este já sai adensado e estabilizado. O gás é retirado na parte superior, no compartimento de gases, de onde pode ser retirado para reaproveitamento (energia do metano) ou queima.

A Figura 15 representa de forma esquemática o funcionamento do reator UASB, mostrando o separador trifásico, a entrada ascendente do efluente, a manta e o leito de lodo.

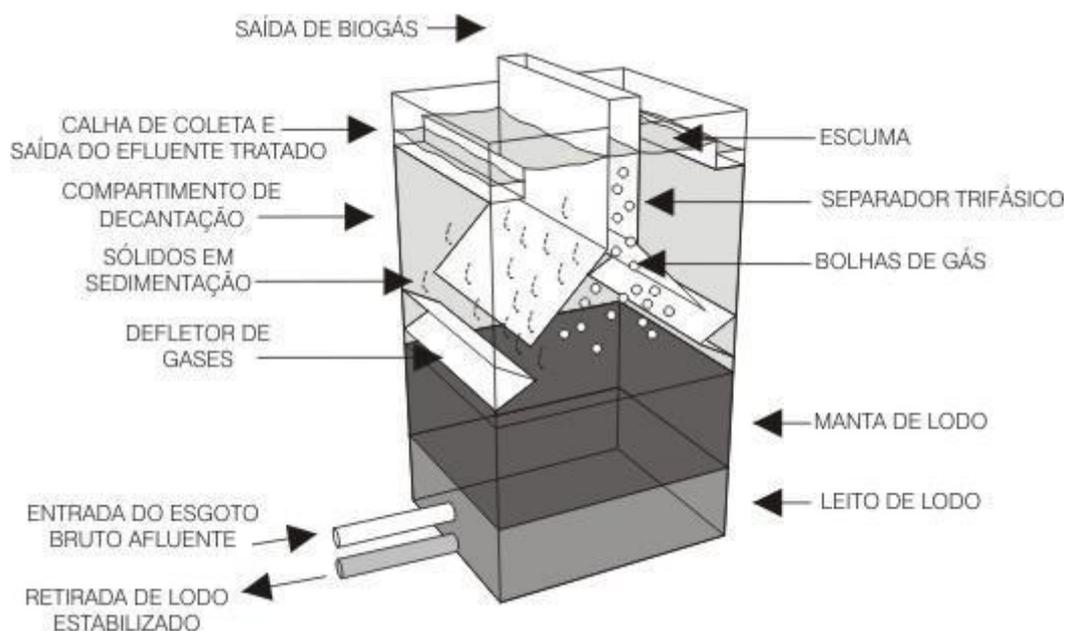


Figura 15: Representação esquemática do funcionamento de um reator UASB. (Fonte: SANTOS, 2012).

O reator UASB pode ser utilizado nas seguintes configurações: de forma isolada, quando eficiências de remoção de DBO, cerca de 70%, são aceitáveis, ou numa primeira etapa de uma implantação gradual do tratamento e/ou seguido de alguma forma de pós-tratamento, objetivando elevar a eficiência global do sistema em termos de remoção de matéria orgânica ou incorporar a remoção adicional de outros constituintes, PROSAB (FLORENCIO, BASTOS E AISSE, 2006).

Segundo Jordão e Pessôa (2011) a experiência tem indicado faixas de variação para a remoção de DQO e DBO entre 40 e 75% e 45 e 85%, respectivamente, sendo estas principalmente em função do tempo de detenção.

Nos exemplos de sistema simplificado que adotam o reator UASB, este é acompanhado de um pós-tratamento, pois embora a digestão anaeróbia seja bastante eficiente na remoção do material orgânico e dos sólidos em suspensão, em geral as concentrações de DBO e dos sólidos suspensos totais em esgotos digeridos serão superiores aos limites impostos em legislação.

Outro fator importante para a adoção de um pós-tratamento é o fato, de a digestão anaeróbia pouco afetar outros constituintes indesejáveis e também importantes no esgoto, como organismos patogênicos e nutrientes (notadamente a concentração de nitrogênio e fósforo).

Porém, vantagens como: baixa produção de sólidos, cerca de 5 a 10 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios; baixo consumo de energia, usualmente associado a uma elevatória de chegada, fazendo com que os sistemas tenham custos operacionais muito baixos; baixa demanda de área; baixos custos de implantação, da ordem de R\$ 20 a 40 per capita; produção de metano, um gás combustível de elevado teor calorífico; possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses; tolerância a elevadas cargas orgânicas; aplicabilidade em pequena e grande escala; baixo consumo de nutrientes, fazem com que o reator UASB seja o principal ator dos sistemas simplificados, PROSAB (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

Reatores UASB já vêm sendo projetados e instalados, seguidos de tratamento biológico aeróbio complementar, com o lodo, gerado nesta fase de pós-tratamento, sendo

encaminhado para estabilização no próprio reator UASB, PROSAB (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

Em comparação a uma ETE convencional, constituída de decantador primário seguido de tratamento biológico aeróbio (lodos ativados, filtro biológico percolador, biofiltro aerado submerso ou biodisco), com os lodos primário e secundário passando por adensadores de lodo e por digestores anaeróbios, antes do desaguamento (ou desidratação), uma ETE constituída de reator UASB seguido do tratamento biológico aeróbio, com o lodo secundário encaminhado para digestão no próprio reator UASB e daí, direto para o desaguamento, pode apresentar as seguintes vantagens, PROSAB (CHERNICHARO *et al.*, 2001):

- Os decantadores primários, adensadores de lodo e digestores anaeróbios podem ser substituídos, com todos os seus equipamentos, por reatores UASB, que dispensam equipamentos. Nessa configuração, os reatores UASB passam a cumprir, além da função precípua de tratamento dos esgotos, também as funções de digestão e adensamento do lodo aeróbio, sem a necessidade de qualquer volume adicional. Inclusive, o plano de expansão da ETE Barbosa Lage no município de Juiz de Fora prevê exatamente a implantação de um reator UASB antecedendo uma unidade de lodo ativado com o retorno do lodo em excesso para o interior do reator com o objetivo de digestão e adensamento (CESAMA, 2014).
- Pelo fato do reator UASB apresentar eficiência de remoção de DBO cerca do dobro dos decantadores primários, o volume dos reatores biológicos aeróbios (tanque de aeração, ou filtro biológico, ou biofiltro aerado submerso, ou biodisco) poderá ser reduzido para cerca de metade do volume dos tanques ou reatores das ETEs convencionais. Os decantadores secundários, por receberem um afluente com menor concentração de sólidos em suspensão, podem sofrer uma redução de área superficial.
- Para o caso de sistemas de lodo ativado, o consumo de energia para aeração cairá para cerca de 45 a 55% daquela ETE convencional, quando não se tem nitrificação, e para cerca de 65 a 70%, quando se tem nitrificação quase total.

- O custo de implantação da ETE com reator UASB seguido de tratamento biológico aeróbio será, no máximo, 80% daquele de uma ETE convencional e o custo operacional, devido à maior simplicidade e menor consumo de energia do sistema combinado, anaeróbio-aeróbio, pode representar, ainda, uma maior vantagem para este sistema (SILVA, 1993).

3.4.4 UASB + Filtro Biológico Percolador

No filtro biológico percolador (FBP), assim como nos filtros anaeróbios, a biomassa cresce aderida a um meio suporte, que pode ser constituído de pedras e outros materiais. Nos filtros anaeróbios ainda acontece o fenômeno de filtração o que não pode ser observado nos filtros percoladores. Como pós-tratamento, o filtro biológico percolador contribuirá na remoção complementar da matéria orgânica que não for decomposta no reator UASB e na remoção de amônia (nitrificação) (ReCESA - 2, 2008).

A Figura 16 representa o fluxograma do sistema de tratamento de efluente sanitário composto pelo reator UASB seguido do filtro biológico percolador.

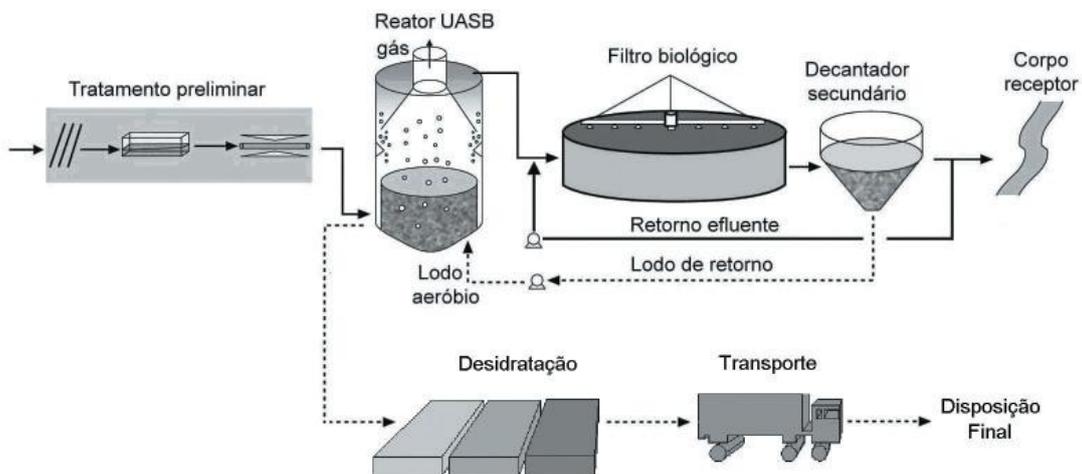


Figura 16: Fluxograma de um sistema simplificado composto de reator UASB + Filtro Biológico Percolador. Fase líquida na parte superior da foto e fase sólida na parte inferior da foto. (Fonte: ReCESA - 2, 2008).

Como o lodo ainda não estabilizado gerado no filtro percolador pode ser retornado para o reator UASB, onde sofre adensamento e digestão juntamente com o lodo anaeróbio, este fluxograma de tratamento apresenta uma economia na operação da fase sólida do

esgoto, uma vez que o lodo deverá apenas passar pela etapa de desidratação antes de ser adequadamente disposto.

↳ **Filtro Biológico Percolador**

O filtro biológico percolador, também denominado filtro biológico, se baseia, segundo Santos (2005), na aplicação contínua e uniforme dos esgotos por meio de distribuidores hidráulicos, que percolam pelo meio suporte em direção aos drenos de fundo. O filtro biológico percolador funciona em fluxo contínuo e sem inundação da unidade. São sistemas aeróbios, permanentemente sujeitos à renovação do ar, que naturalmente circula nos espaços vazios do meio suporte, disponibilizando o oxigênio necessário para a respiração dos microrganismos. A aplicação dos esgotos sobre o meio suporte é frequentemente feita através de distribuidores rotativos, movidos pela própria carga hidráulica dos esgotos.

A Figura 17 mostra um desenho esquemático de funcionamento do filtro percolador.

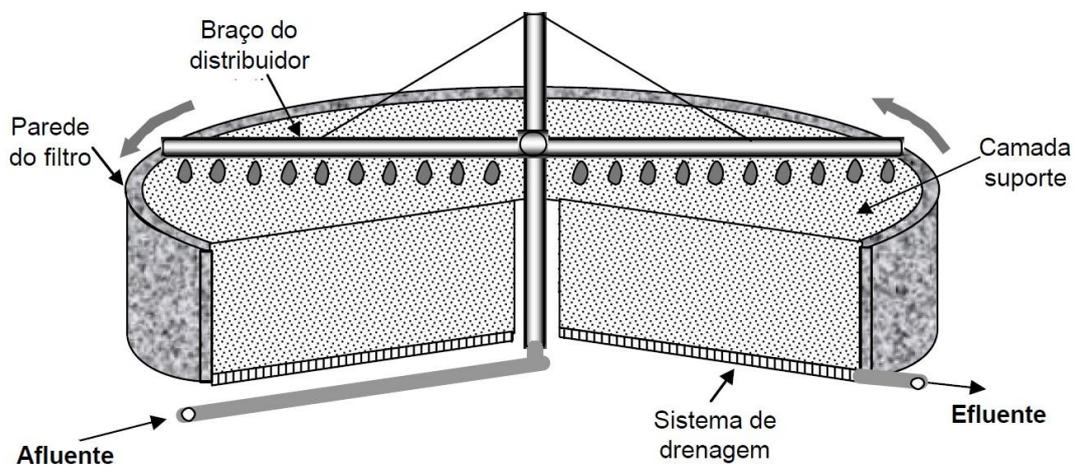


Figura 17: Seção típica de um filtro biológico e seus componentes (Fonte: Santos, 2005)

A continuidade da passagem dos esgotos nos interstícios promove o crescimento e a aderência de massa biológica na superfície do meio suporte. Esta aderência é favorecida pela predominância de colônias gelatinosas (“Zooglea”), mantendo suficiente período de contato da biomassa com o esgoto. A biomassa agregada ao meio suporte retém a matéria orgânica do esgoto nas condições favoráveis ao processo. Garantindo o

equilíbrio bioquímico, as substâncias coloidais e dissolvidas são transformadas em sólidos estáveis em forma de flocos facilmente sedimentáveis. (JORDÃO E PESSÔA, 2011).

A síntese de novas células promove o aumento da biomassa prejudicando a passagem do oxigênio a camadas mais internas do biofilme, onde irá predominar a oxidação anaeróbia. Os gases acumulados produzidos na camada anaeróbia provocam a “explosão” de toda a massa biológica agregada ao meio suporte, desprendendo-a, e facilitando o seu arraste pelo fluxo de esgoto. Este material constitui o lodo, removido por sedimentação em decantadores secundários (JORDÃO E PESSÔA, 2011).

Quanto a quantidade de carga orgânica aplicada, os filtros biológicos podem ser classificados em filtros percoladores de baixa carga e filtros percoladores de alta carga. Os primeiros, devido a menor carga de DBO apresentam maior eficiência de remoção de matéria orgânica e a uma maior requisição de área, quando comparados ao segundo. Estes ainda são eficientes na remoção de amônia por nitrificação.

Nos filtros percoladores de alta carga, apesar de requerem uma menor área, o lodo gerado não é digerido, por receberem maior carga orgânica, e estes requerem uma recirculação do efluente para manter a vazão aproximadamente uniforme, equilibrar a carga efluente, aumentar o contato da biomassa com o efluente e aerar o sistema.

Em 2005, Santos (2005) observou que apesar da grande aplicabilidade que apresentam, principalmente devido à sua simplicidade operacional e baixos custos de operação e instalação, os filtros biológicos percoladores não eram muito utilizados quando comparados a outros sistemas de tratamento de esgotos. Atualmente com a crescente utilização dos reatores UASB, as unidades de filtração biológica passaram a ganhar destaque nos projetos de estações de tratamento de esgotos.

Na Figura 18, as estações de tratamento de esgoto, ETE Vale do Sereno e ETE Jardim Canadá, ambas localizadas no município de Nova Lima (região metropolitana de Belo Horizonte - MG), da COPASA, operam com o reator UASB seguido do filtro biológico percolador e decantador secundário. A ETE Jardim Canadá ainda tem em seu fluxograma o tratamento terciário composto por ultra violeta. Outro exemplo de estação

de tratamento de esgoto que utiliza o reator UASB seguido de filtro biológico percolador é a ETE Onça em Belo Horizonte (MG), também operada pela COPASA, que atende a uma população de 1.000.000 de habitantes.



Figura 18: ETE Vale do Sereno (a esquerda na foto, na parte superior), ETE Jardim Canadá (a direita na foto, na parte superior) e ETE Onça (na parte inferior da foto).

(Fonte: <http://www.copasa.com.br/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?col=2&infoid=84&sid=146>)

3.4.5 UASB + Lagoa de Polimento

O uso do reator UASB substituindo lagoas anaeróbias, a montante de outros tipos de lagoas, quando se tem área disponível e terreno adequado à construção de sistema somente de lagoas, deve ser analisado cuidadosamente, verificando se a diminuição de área alcançada para a lagoa facultativa apresenta vantagens econômicas em relação à substituição da lagoa anaeróbia pelo reator UASB. Todavia, quando se tem limitações de área para a implantação de lagoas apenas, ou mesmo quando os problemas de odores provenientes de lagoas anaeróbias representam objeções a seu uso, uma estação de tratamento de esgoto composta de reator UASB (que pode ser implantado com controle de odor), seguido de lagoa de polimento, pode se tornar uma alternativa atraente,

especialmente quando o efluente da lagoa for utilizado em atividades agrícolas, como seria desejável para as regiões mais afetadas pela seca. E neste caso, o uso da lagoa de polimento deve visar principalmente à remoção de organismos patogênicos, PROSAB (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

Quanto à remoção de organismos patogênicos, o reator UASB seguido da lagoa de polimento é tão eficiente quanto às lagoas em série acompanhadas de lagoa de maturação, que alcançam a remoção de 99,9999% de coliformes fecais (JORDÃO E PESSÔA, 2011).

A Figura 19 representa o fluxograma de um sistema simplificado composto do reator UASB seguido da lagoa de polimento como pós tratamento.

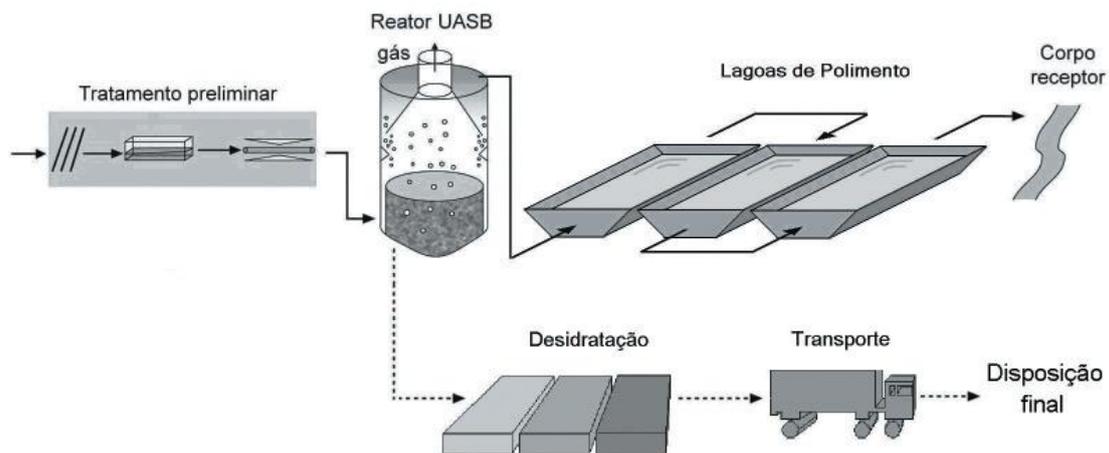


Figura 19: Fluxograma de um sistema simplificado composto de reator UASB + Lagoa de Polimento. Fase líquida na parte superior da foto e fase sólida na parte inferior da foto. (Fonte: ReCESA 2, 2008)

↳ Lagoa de Polimento

Para os exemplos de lagoas citadas neste trabalho, nenhuma delas alcança elevada remoção de nutrientes e patógenos. Para este caso, dependendo das exigências de lançamento ou de utilização dos efluentes, e se houver área disponível, as lagoas de polimento apresentam-se como uma alternativa bastante atrativa. Lagoa de polimento é o termo empregado para unidades de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, pois diferentemente das lagoas de maturação, ainda cumprem alguma função em termos de remoção complementar de DBO. E assim, como as lagoas de maturação, as lagoas de

polimento podem ainda alcançar elevada remoção de patógenos e de amônia, PROSAB (FLORENCIO, BASTOS E AISSE, 2006).

Numa lagoa de polimento, a concentração de vários constituintes do esgoto digerido muda com o tempo, por causa de processos biológicos, químicos e físicos que se desenvolvem. Os processos biológicos mais importantes são: fotossíntese, oxidação da matéria orgânica por bactérias que usam oxigênio e fermentação da matéria orgânica durante a digestão anaeróbia. Esses três processos biológicos afetam diretamente a remoção do material orgânico.

Na lagoa de polimento se observa, por um lado, uma diminuição grande da carga orgânica, depois de um pré-tratamento anaeróbio eficiente num reator UASB, o que naturalmente irá reduzir a demanda de oxigênio. Por outro lado, a transparência de esgoto digerido é boa, já que o reator UASB remove grande parte das partículas coloidais, que são justamente a causa principal da turbidez do esgoto bruto. Portanto, a luz solar vai penetrar mais profundamente na lagoa de polimento e, desta maneira, haverá mais fotossíntese, produzindo mais oxigênio por unidade de área de lagoa.

A combinação de uma menor demanda de oxigênio com uma maior produção de oxigênio resultará no estabelecimento de um ambiente predominantemente aeróbio, semelhante àquele numa lagoa de maturação. Nestas condições, a importância do ambiente anaeróbio se restringe à camada de lodo no fundo da lagoa. De fato, a carga orgânica superficial aplicada em lagoas de polimento que recebem efluente de reatores UASB normalmente é inferior à carga máxima de uma lagoa de maturação (150 kgDBO5/ha.dia), mesmo quando o tempo de detenção na lagoa é curto, PROSAB (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

Na Figura 20, pode-se observar a implantação pela AGESPISA, da ETE Ilha Grande no município de Parnaíba no Piauí, que contempla um reator UASB, uma lagoa facultativa e uma lagoa de polimento com chicanas.

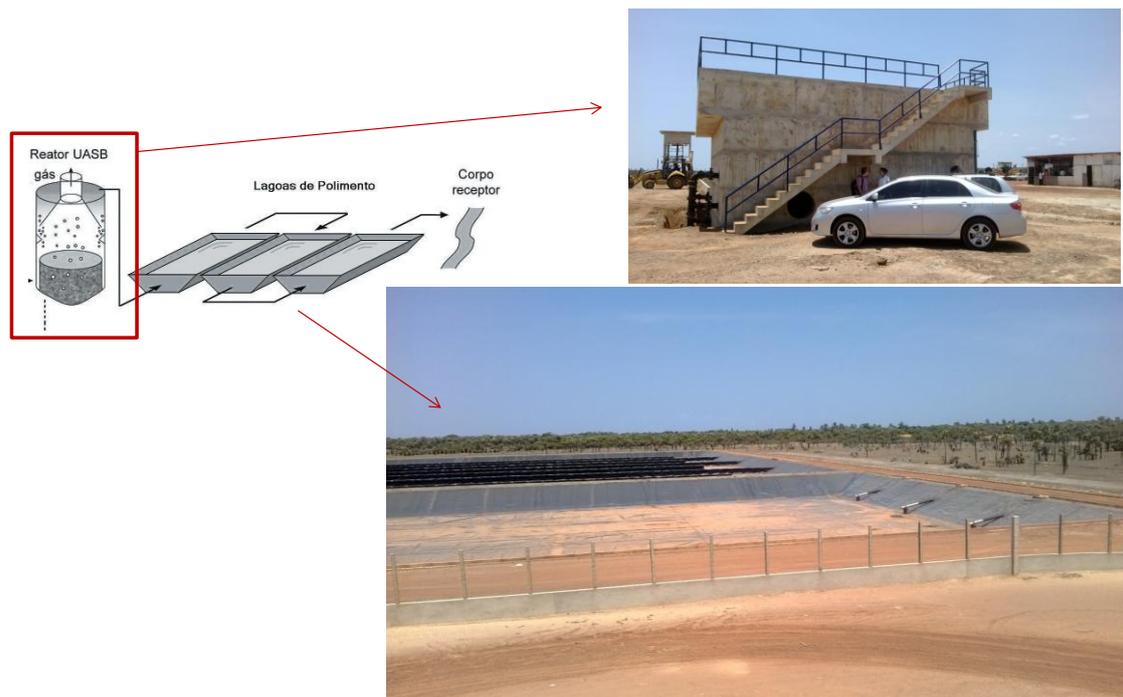


Figura 20: ETE Ilha Grande – Parnaíba (PI), operando com reator UASB seguido por uma lagoa facultativa e uma lagoa de polimento. (Fonte: Silva, 2012).

Quando se utilizam lagoas de polimento em série, pode ser que a primeira tenha características parecidas com as de uma lagoa facultativa convencional, quando o tempo de detenção é curto. A baixa taxa de oxidação (estabilização da matéria orgânica, associada à alta taxa de produção fotossintética de OD, leva à prevalência da fotossíntese sobre a oxidação bacteriana. Por esta razão, o objetivo de lagoas de polimento deixa de ser estabilização do material orgânico, passando a ser remoção dos patógenos, PROSAB (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

3.4.6 UASB + Aplicação no Solo

Segundo ReCESA (2, 2008), neste fluxograma, o esgoto proveniente do reator UASB é aplicado de forma intermitente na parte superior de terrenos com certa declividade, através dos quais escoam, até ser coletado por valas na parte inferior. Para auxiliar no tratamento do esgoto e evitar a erosão do terreno, este deve ser plantado com uma vegetação resistente ao alagamento. Esse sistema propicia, além da remoção complementar da DBO, a remoção de nitrogênio, o que ocorre por interações químicas no solo e absorção pela biomassa vegetal. Outro aspecto de importância é o reúso do

efluente, uma vez que contribui para a produção de biomassa vegetal para alimentação animal.

Na Figura 21, é apresentado o sistema reator UASB seguido de aplicação no solo.

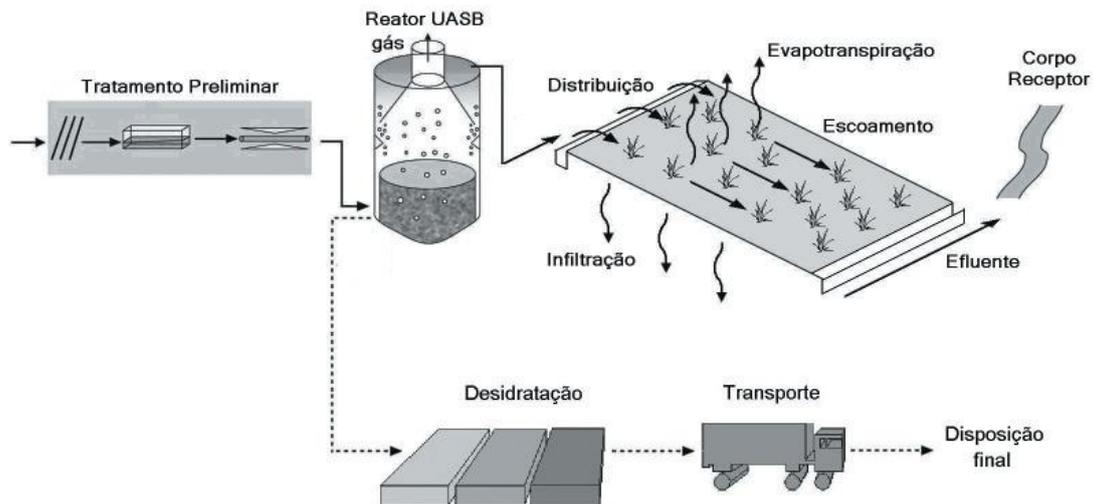


Figura 21: Fluxograma de um sistema simplificado composto de reator UASB + Aplicação no Solo. Fase líquida na parte superior da foto e fase sólida na parte inferior da foto. (Fonte: ReCESA 2, 2008).

↪ Aplicação no Solo

A disposição de esgotos no solo ou em corpos hídricos é uma alternativa ainda muito empregada. Dependendo da carga orgânica lançada no meio ambiente, o esgoto poderá causar danos nocivos ao solo, água e ar. Contudo, em outros casos, o meio ambiente pode receber e decompor os contaminantes até que estes não representem problemas e danos que prejudiquem o ecossistema local e vizinho. Desta forma, a disposição do efluente no solo se mostra uma excelente opção de tratamento, desde que se respeite a capacidade natural do meio e dos microrganismos decompositores presentes, PROSAB (CAMPOS, 1999).

Segundo Campos (1999), as aplicações para alguns usos e finalidades podem ser feitas sem que a água residuária tenha sofrido algum tipo de tratamento. Para tanto, é necessário à caracterização dessas águas a fim de verificar se os resíduos nelas existentes não poluem o meio. Neste caso, a aplicação da água no solo pode se caracterizar como um possível tratamento ou como método apropriado de disposição

final. Ambos os casos conferem os padrões de qualidade desejáveis, quando aplicados convenientemente e de acordo com os critérios do projeto.

Segundo Von Sperling (2005), a aplicação no solo, além de funcionar como tratamento primário, pode ser considerado tratamento de nível secundário ou terciário, ou ambos. Os esgotos aplicados no solo conduzem à recarga do lençol subterrâneo e à evapotranspiração e supre as necessidades das plantas em termos de água e nutrientes.

A disposição controlada de efluentes secundários no solo resulta na remoção dos nutrientes, absorvidos pelas plantas e incorporados ao solo, dos sólidos suspensos e dos patógenos, que são inativados por ação de raios ultravioleta, pela dessecação e pela ação dos predadores biológicos no solo (GONÇALVES, 2003). Trata-se de uma técnica de pós tratamento e reuso, visto que o mesmo fornece os nutrientes e a matéria orgânica para o conjunto solo-planta e pode promover a recarga do aquífero. O bom desempenho de processos dessa natureza depende do tipo e das características do solo, bem como da taxa e da frequência de alimentação do processo. Os principais processos de disposição controlada no solo são o escoamento superficial, a infiltração/percolação e a irrigação. Atualmente são utilizados em larga escala o escoamento superficial, a infiltração/percolação e a irrigação, PROSAB (GONÇALVES, 2003).

Na Figura 21, o processo de aplicação no solo adotado é o escoamento superficial, onde, à medida que o efluente percola no terreno, uma grande parte evapora, uma parte menor infiltra e o restante é coletado em canais, posicionados na parte inferior da rampa de tratamento. Segundo Von Sperling (2005), para este tipo de tratamento o terreno deve ser moderadamente inclinado e o uso de culturas em crescimento é importante para aumentar a taxa de absorção de nutrientes disponíveis no solo e a perda de água por transpiração. A vegetação, ainda representa uma barreira livre ao escoamento do líquido no solo, aumentando a retenção de sólidos em suspensão e evitando a erosão, e proporciona um “habitat” para a biota, possibilitando maior oportunidade para a ação dos microrganismos.

Na Figura 22 tem-se o exemplo de uma estação de tratamento de esgoto, ETE Torto (DF), operada pela CAESB, onde o efluente, após passar pelo tratamento primário, é recalcado para o UASB e seu efluente, ainda com certa quantidade de matéria

orgânica, é encaminhado para as baias de infiltração. Após a cloração, no tratamento terciário, o efluente da ETE Torto é disposto no terreno para infiltração (CAESB, 2014).



Figura 22: Fluxo de operação da ETE Torto, no Distrito Federal. (Fonte: CAESB, 2014).

A aplicação do efluente no solo apresenta algumas vantagens, como: benefício agrícola, baixo investimento, pequeno custo de operação e o baixo consumo de energia. Porém apresenta como limitação, os diferentes tipos de tratamento para os diversos tipos de solos e quando o solo apropriado se encontra a distâncias maiores que 20 km, este sistema não é economicamente viável e necessita de uma análise mais aprimorada, PROSAB (CAMPOS, 1999).

3.5 Aspectos Legais

As estações de tratamento de esgoto têm entre suas funções, propiciar que a água residuária que será devolvida ao corpo hídrico não provoque alterações nas características deste. Sendo sua qualidade determinada, sobretudo, em decorrência das características do corpo d'água receptor, cuja qualidade da água é resguardada por padrões ambientais (ReCESA 1, 2008).

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 357/2005 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para o seu enquadramento. Até 2011, anteriormente à publicação da CONAMA 430, estabelecia as condições e padrões de lançamento de efluentes. Ressalta-se que esta será descrita adiante.

De acordo com a CONAMA 357/2005, as águas do território brasileiro ficaram divididas em águas doces (salinidade $\leq 0,05\%$), salobras ($0,05\% < \text{salinidade} < 3,0\%$) e salinas (salinidade $\geq 3,0\%$) e, conforme o uso previsto, estas estão, em geral, divididas em classes: classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4.

A CONAMA 357/2005, apresenta definições, como classe, classificação, enquadramento e condição de qualidade. Classe de qualidade é o conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros. A classificação é qualificação das águas doces, salobras e salinas em função dos usos preponderantes (sistema de classes de qualidade) atuais e futuros. Já o enquadramento dos corpos de água é o estabelecimento da meta ou objetivo de qualidade da água (classe) a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo. Ainda, a condição de qualidade é a qualidade apresentada por um segmento de corpo de água, num determinado momento, em termos dos usos possíveis com segurança adequada, frente as classes de qualidade.

A Tabela 04 apresenta resumidamente a classificação das águas em função dos usos preponderantes, segundo a resolução CONAMA 357/2005. Destaca-se que o tratamento ao qual se refere cada símbolo, descritos na legenda, é ao tratamento de água para consumo humano.

Tabela 04: Classificação das águas em função dos usos preponderantes, segundo a resolução CONAMA 357/2005

USO	Doces					Salinas				Salobras			
	Esp	1	2	3	4	Esp	1	2	3	Esp	1	2	3
Abastecimento para consumo humano	X _a	X _b	X _c	X _d							X _d		
Preservação equilíbrio natural das comunidades aquáticas	X					X				X			
Preservação de ambiente aquático em unidade de conservação de proteção integral	X					X				X			
Proteção das comunidades aquáticas		X _h	X				X				X		
Recreação de contato primário (*)		X	X				X				X		
Irrigação		X _e	X _f	X _g							X _{e, f}		
Aquicultura e atividade de pesca			X				X				X		
Pesca amadora				X				X					X
Dessedentação de animais				X									
Recreação de contato secundário				X				X					X
Navegação					X				X				X
Harmonia paisagística					X				X				X

Fonte: Von Sperling (2005)

a) com desinfecção; b) após tratamento simplificado; c) após tratamento convencional; d) após tratamento convencional ou avançado; e) hortaliças consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; f) hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa a vir a ter contato direto, g) culturas arbóreas, cerealíferas; h) de forma geral, e em comunidades indígenas; (*) conforme Resolução CONAMA 274/2000 (balneabilidade).

Em 2011, houve a publicação da Resolução CONAMA 430, que dispõe sobre condições, parâmetros e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores, alterando parcialmente e complementando a Resolução nº 357/2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente.

O lançamento indireto de efluentes no corpo receptor deverá observar o disposto nesta Resolução quando verificada a inexistência de legislação ou normas específicas, disposições do órgão ambiental competente, bem como diretrizes da operadora dos

sistemas de coleta. Já o lançamento direto de qualquer fonte poluidora nos corpos receptores somente poderá ocorrer após o devido tratamento e desde que obedecem às condições, padrões e exigências dispostos na mesma e em outras normas aplicáveis, como as legislações estaduais, que devem ser mais restritas que a federal.

Ressalta-se que neste caso, lançamento direto, segundo a mesma Resolução caracteriza-se quando ocorre a condução direta do efluente ao corpo receptor e o lançamento indireto é quando ocorre a condução do efluente, submetido ou não a tratamento, por meio de rede coletora que recebe outras contribuições antes de atingir o corpo receptor.

A Resolução CONAMA 430/2011, trata nas Seções II e III sobre “Das Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes” e “Das Condições e Lançamento Direto de Efluentes Oriundos de Sistemas de Tratamento de Esgoto Sanitários”, respectivamente, do Capítulo II, apresentados na Tabela 05.

A Tabela 05 apresenta os parâmetros de lançamentos apresentados pela CONAMA 430/2011.

Tabela 05: Parâmetros de lançamento para efluentes apresentados nas Seções II e III da Resolução CONAMA 430/2011

Parâmetro	II – Das condições e padrões de lançamento de efluentes	III - Das condições e padrões efluentes oriundos de sistema de tratamento de esgoto sanitários
pH	5 a 9	5 a 9
Temperatura	Inferior a 40° C	Inferior a 40° C
Materiais sedimentáveis	≤ 1mL/L (cone Imhoff) / Virtualmente ausentes (lagos e lagoas)	≤ 1mL/L (cone Imhoff) / Virtualmente ausentes (lagos e lagoas)
DBO	Remoção mínima de 60%, ou estudo de autodepuração	≤ 120 mg/L, ou Remoção mínima de 60%, ou estudo de autodepuração
Óleos e graxas	Inferior a 20 mg/L (óleos minerais) Inferior a 50 mg/L (óleos vegetais e gordura animal)	≤ 100 mg/L
Materiais flutuantes	Ausentes	Ausentes
Regime de lançamento	Máxima de 1,5x a vazão média diária do agente poluidor	----
N amoniacal total *	Máximo de 20 mg/L	----

* exemplo de compostos inorgânicos, a tabela completa está na Resolução CONAMA 430/2011

Como dito anteriormente, os estados e municípios podem apresentar legislação própria, desde que esta seja igual ou mais restrita que a legislação federal. Na Tabela 06 será apresentada, resumidamente, a legislação para lançamento de efluentes em corpos receptores dos estados a que pertencem as companhias de água e esgoto que forneceram dados para o desenvolvimento deste trabalho, a saber: Minas Gerais, São Paulo e Distrito Federal. No item “Metodologia” serão apresentados os dados fornecidos pelas companhias citadas.

No estado de Minas Gerais, a Deliberação Normativa Conjunta do Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM/CERH – MG) nº 1 de 05 de maio de 2008, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. O Capítulo V, desta deliberação, versa sobre “Das Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes”, onde fica definido que: “os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições e exigências dispostos nesta Deliberação Normativa e em outras normas aplicáveis”.

Ainda para o estado de Minas Gerais, a COPAM/CERH nº 1, define que: “a disposição de efluentes no solo, mesmo tratados, não poderá causar poluição ou contaminação das águas”, portanto, os sistemas que adotam escoamento superficial, ou qualquer tecnologia de infiltração no solo, devem se ater a este artigo.

No estado de São Paulo, os limites de lançamento estão definidos pelo Decreto nº 8.468, de 08 de setembro de 1976, da Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Básico e de Defesa do Meio Ambiente (CETESB), que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. A Seção II “Dos Padrões de Emissão” do Capítulo II, apresenta as condições do efluente para lançamento em coleções de água.

No caso do Distrito Federal, a própria companhia de água e esgoto (CAESB) utiliza a CONAMA 430/2011 para estabelecer as condições e os padrões de lançamento de efluente nos corpos receptores.

A Tabela 06 apresenta os parâmetros de lançamento para efluentes nos estados de Minas Gerais, São Paulo e para o âmbito Federal.

Tabela 06: Parâmetros de lançamento para efluentes nos estados de Minas Gerais e São Paulo, e para o âmbito Federal

Estado	Legislação	Concentrações exigidas nos efluentes (mg/L)			Eficiência de remoção (%)	
		DQO	DBO	SST	DBO	DQO
MG	Deliberação Normativa COPAM/CERH (2003)	180	60	100 150 ^a	60	55
SP	Decreto Estadual 8.468 de 08/09/1976	----	60	---- ^b	80	---
DF	CONAMA 430/2011	----	120	---- ^b	60	---

Fonte: Deliberação Normativa COPAM/CERH 2003; Decreto Estadual 8.468; Resolução CONAMA 430/2011

a - lagoas de estabilização.

b – Para sólidos sedimentáveis em Cone Imhoff o valor limite é 1mL/L.

4 METODOLOGIA

Neste capítulo será descrita a metodologia da pesquisa, bem como uma breve análise de dados de operação de estações de tratamento de esgoto com sistemas simplificados, fornecidos por companhias de água e esgoto.

Para o desenvolvimento deste trabalho, 3 concessionárias públicas de saneamento, citadas abaixo, foram consultadas e gentilmente disponibilizaram dados de operação de estações de tratamento de esgoto.

- Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB;
- Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA, e;
- Companhia de Saneamento Básico de São Paulo – SABESP.

A CAESB forneceu dados de 16 ETEs, a COPASA 23 e a SABESP 11, totalizando 50 ETEs apresentadas com seus respectivos fluxogramas na Tabela 07 do item 4.1. Ressalta-se que somente as ETEs que apresentam sistemas simplificados em seus fluxogramas e encontram-se destacadas na Tabela 07 do item 4.1 foram adotadas para a análise.

Assim, o trabalho foi desenvolvido em 4 etapas:

Etapa 01 - Revisão bibliográfica e definição dos sistemas simplificados em relação aos fluxogramas convencionais de tratamento de esgoto;

Etapa 02 - Comparação de dados de operação com o atendimento às legislações pertinentes para lançamento de efluentes;

Etapa 03 - Comparação de dados de desempenho dos sistemas com valores fornecidos pela literatura;

Etapa 04 - Análise preliminar de custos de operação e manutenção.

4.1 Etapa 01

Na revisão bibliográfica, foram apresentadas definições e características importantes para o entendimento geral do tema, tratamento de efluente doméstico, como: geração e caracterização do esgoto sanitário, etapas de tratamento (tratamento preliminar, primário, secundário e terciário), descrição das principais tecnologias adotadas nos fluxogramas de sistemas de tratamento convencional e sistemas de tratamento simplificados e os aspectos legais.

Na Tabela 07 encontram-se apresentadas todas as 50 ETEs com dados disponibilizados pelas companhias de água e esgoto citadas e seus respectivos fluxogramas de tratamento. Somente as ETEs destacadas em negrito apresentam fluxogramas de sistemas simplificados.

Tabela 07: Estações e sistemas de tratamento operados pelas companhias de saneamento

ETE	Companhia	Sistema de Tratamento
Sobradinho	CAESB	lodo ativado + tratamento químico
Brazlândia	CAESB	lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
Brasília Sul	CAESB	remoção biológica de nutrientes + polimento final
Brasília Norte	CAESB	remoção biológica de nutrientes + polimento final
Torto	CAESB	UASB + infiltração + cloração
Samambaia	CAESB	UASB + lagoa facultativa + lagoa de alta taxa + lagoa de polimento + polimento final
Paranoá	CAESB	UASB + lagoa de alta taxa + escoamento superficial
Riacho Fundo	CAESB	lodo ativado + remoção biológica de nutrientes por batelada
Alagado	CAESB	UASB + lagoa de alta taxa + escoamento superficial + polimento final
Planaltina	CAESB	UASB + lagoa facultativa + lagoa de maturação
Recanto das Emas	CAESB	UASB + lagoa aerada de mistura completa + lagoa aerada facultativa
São Sebastião	CAESB	UASB + escoamento superficial + lagoa de maturação
Vale do Amanhecer	CAESB	UASB + lagoa aerada facultativa + lagoa de maturação
Santa Maria	CAESB	UASB + lagoa de alta taxa + escoamento superficial + polimento final
Gama	CAESB	UASB + reator biológico + clarificador
Melchior	CAESB	UASB + reator aeróbio
APAC	COPASA	UASB + aplicação no solo
Bom Destino Norte	COPASA	UASB
Bom Destino Sul	COPASA	UASB
Cristina	COPASA	lagoa facultativa aerada
Lagoa Santa	COPASA	lodo ativado aeração prolongada modificada

Tabela 07: Estações e sistemas de tratamento operados pelas companhias de saneamento - continuação		
ETE	Companhia	Sistema de Tratamento
Matozinhos	COPASA	lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
Morro Alto	COPASA	lodo ativado aeração prolongada
Nova Pampulha	COPASA	UASB + filtro biológico percolador
São José da Lapa	COPASA	UASB + filtro percolador + decantador secundário
Vespasiano	COPASA	lodo ativado aeração prolongada
Vila Maria	COPASA	UASB + flotação
Confins	COPASA	lagoa facultativa + lagoa de maturação
Jardim Canadá	COPASA	UASB + filtro biológico percolador + decantador secundário + ultra violeta
Vale do Sereno	COPASA	UASB + filtro biológico percolador + decantador secundário
Bandeirinhas	COPASA	UASB + lodo ativado
Cidade Verde	COPASA	lagoa facultativa
Olhos D'água	COPASA	UASB
Petrovale	COPASA	UASB
Ribeirão das Neves	COPASA	lagoa facultativa
Santo Antônio	COPASA	UASB
São Joaquim de Bicas	COPASA	UASB + filtro biológico submersível
Teixeirinha	COPASA	UASB + flotação
Nova Esperança	COPASA	UASB + filtro aeróbio
Conchas	SABESP	UASB + filtro anaeróbio submerso + filtro aerado submerso + decantador + desinfecção
César Neto	SABESP	fossa filtro/decanto digestor
Pedranópolis	SABESP	lagoa facultativa + lagoa de maturação
Magda	SABESP	UASB + filtro anaeróbio
Campos de Boituva	SABESP	lagoa aerada + decantador + desinfecção
Vila Esmeralda	SABESP	UASB + filtro anaeróbio
Uru	SABESP	UASB + filtro anaeróbio
Morungaba	SABESP	sistema australiano com aeração superficial na lagoa facultativa
Nica Preta	SABESP	UASB + filtro anaeróbio + filtro aerado submerso
Pualinia	SABESP	lagoa aerada seguida de sedimentação
Colômbia	SABESP	2 lagoas facultativas + 2 lagoas de maturação (trabalhando em paralelo)

Ressalta-se que todas as análises e discussões serão realizadas a partir dos dados fornecidos pelas companhias de saneamento, sendo que se credita a confiabilidade das informações às mesmas que as forneceram.

4.2 Etapa 02

Como já dito anteriormente, as companhias de saneamento devem atender a aspectos legais para o lançamento de seu efluente em corpos hídricos. As condições e parâmetros

que cada empresa deve atender, de acordo com sua localização, estão apresentados na Tabela 06, apresentada no item “3.5 Aspectos Legais”.

Como somente o parâmetro DBO é comum a todas as 03 legislações para lançamento de efluentes (CONAMA 430/2011; COPAM/CERH nº 1 de 2008; e o Decreto nº 8.468 da CETESB), apenas este foi utilizado para comparação. Ainda, as ETEs foram separadas em 03 grupos:

- i) Lagoas de estabilização: ETE Cidade Verde, ETE Ribeirão das Neves, ETE Brazlândia, ETE Matozinhos, ETE Confins, ETE Pedranópolis e ETE Colômbia;
- ii) UASB: ETE Bom Destino Norte, ETE Bom Destino Sul, ETE Olhos D`água, ETE Petrovale, ETE santo Antônio; e
- iii) UASB + pós-tratamento: ETE São Sebastião, ETE APAC, ETE Torto, ETE Samambaia, ETE Paranoá, ETE Alagado, ETE Santa Maria, ETE Planaltina, ETE Nova Pampulha, ETE São José da LAPA, ETE Jardim Canadá, ETE Vale do Sereno, ETE Vila Esmeralda, ETE Uru.

Por fim, como há somente um exemplar do sistema fossa-filtro, ETE César Neto, operada pela SABESP, este será descrito separadamente das três categorias definidas acima.

4.3 Etapa 03

Nesta etapa, buscou-se comparar os dados de desempenho das estações de tratamento de esgotos abordadas no presente estudo, em termos de eficiência de remoção de DBO, DQO, SST, Nitrogênio Total, Amônia, com os valores de eficiência para as mesmas tecnologias, sugeridos por Von Sperling (2005).

Von Sperling (2005), apresenta em seu livro “Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos” uma tabela com dados de eficiência de remoção dos parâmetros citados para diversos fluxogramas de tratamento de esgotos. Porém, como o presente trabalho aborda somente sistemas simplificados e desses apenas para alguns tipos de

sistemas foram fornecidos dados de operação pelas companhias consultadas, criaram-se os seguintes grupos:

- i) Lagoa Facultativa (LF)
- ii) Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa (LA+LF)
- iii) Tanque Séptico + Filtro Anaeróbio (TS+FA)
- iv) Reator UASB (UASB)
- v) Reator UASB + Filtro Anaeróbio (UASB + FA)
- vi) Reator UASB + Filtro Biológico Percolador (UASB + FBP)

Para os sistemas que possuem mais de uma ETE em uma dessas categorias citadas foram adotados os valores máximos e mínimos de desempenho para comparação com os valores de referência apresentados pela literatura. Na categoria iii (TS + FA), somente uma ETE apresenta este fluxograma, portanto neste caso, não há máximo e mínimo.

4.4 Etapa 04

Para esta etapa, buscou-se a partir dos dados de população, vazão e custo de operação e manutenção, em reais por metro cúbico, fornecidos pelas empresas de saneamento, fazer uma análise preliminar do custo de operação e manutenção em reais por habitante por ano, e posteriormente, comparar os valores reais de custo com os valores apresentados na literatura.

Para que fosse possível a comparação de custo com a literatura (Von Sperling, 2005), que fornece seus valores em reais por habitante por ano (R\$/hab.ano), foram efetuadas conversões de unidades dos dados reais, como por exemplo, a vazão foi fornecida em litros por segundo (L/s) e, portanto, convertida em metros cúbicos por ano (m^3/ano) e, posteriormente, para metros cúbicos por habitante por ano ($m^3/hab.ano$).

A Tabela 08, apresenta as ETEs que adotam sistemas simplificados utilizadas no estudo, a população atendida, a vazão tratada e o custo de operação e manutenção.

Tabela 08: População contribuinte, vazão tratada e custo de operação e manutenção das ETEs que operam com sistemas simplificados

ETE	Sistema	População contribuinte (hab)	Vazão tratada (L/s)	Vazão tratada* (m³/hab.ano)	Custo de O&M (R\$/ m³)
Cidade Verde	lagoa facultativa	6.971	7,9	35,74	0,76
Ribeirão das Neves	lagoa facultativa	11.261	21,1	59,09	0,87
Brazlândia	lagoa aeróbia + lagoa facultativa	29.600	41,60	44,32	0,23
Matozinhos	lagoa aeróbia + lagoa facultativa	11.985	18,3	48,15	0,36
Olhos D'água	UASB	7.610	8,5	35,22	0,51
Petrovale	UASB	3.047	3	31,05	2,48
Santo Antônio	UASB	1.548	2,25	45,84	1,95
Bom Destino Sul	UASB	1.616	1,42	27,71	3,99
Bom Destino Norte	UASB	1.628	1,33	25,76	3,99
Nova Pampulha	filtro biológico percolador	26.552	23	27,32	0,58
São José da Lapa	filtro biológico percolador	14.633	25,8	55,60	0,60
Jardim Canadá	filtro biológico percolador	5.371	16,6	97,47	0,62
Vale do Sereno	filtro biológico percolador	10.852	41,4	120,31	0,57

* Valor calculado pela autora

Já se destaca aqui, que para os dados fornecidos pelas companhias de saneamento encontraram-se valores discrepantes de custo de operação e manutenção das ETEs, quando comparados com os valores apresentados pela literatura. Contudo, estes são valores reais, e assim serão apresentados neste trabalho.

Para o tanque séptico e o reator UASB seguidos de filtro anaeróbio, não foi possível fazer o cálculo de custo de operação e manutenção, uma vez que a companhia de saneamento que os opera não forneceu este dado.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados e análises serão apresentados, sequencialmente, nas etapas descritas na metodologia. Ressalta-se que como a ETAPA 01 trata-se de uma revisão bibliográfica, esta não será mencionada no item “Resultados”.

Etapa 02

Para melhor visualização e discussão dos desempenhos alcançados pelas estações estudadas em relação ao atendimento à legislação, as Figuras 23 a 25 apresentam os gráficos com a eficiência de remoção de DBO das estações de tratamento que operam com sistemas simplificados e os limites exigidos pela legislação.

A Figura 23 apresenta os gráficos com a eficiência de remoção de DBO das estações que adotam lagoas de estabilização em seu fluxograma de tratamento. Têm-se três combinações de tratamento diferentes: i) lagoa facultativa primária; ii) lagoa facultativa precedida de lagoa anaeróbia; e iii) lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação.

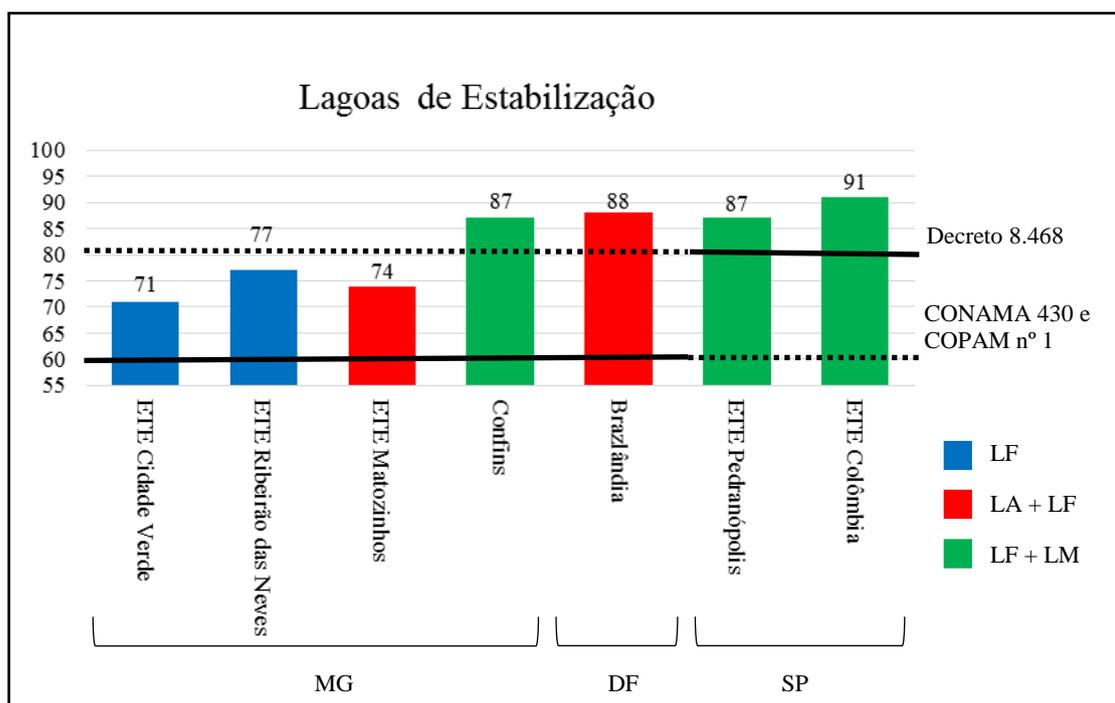


Figura 23: Eficiência de remoção de DBO das ETEs que operam com Lagoas de Estabilização.

LF: Lagoa Facultativa;

LA: Lagoa Anaeróbia;

LM: Lagoa de Maturação.

Na primeira e na terceira combinação, a lagoa facultativa é denominada lagoa primária, uma vez que recebe o esgoto bruto. No último caso, o fluxograma de tratamento alcança maiores índices de eficiência de remoção de DBO, o que pode indicar uma ação complementar da lagoa de maturação na remoção de DBO, apesar desta não ser sua principal função.

Nas ETEs Brazlândia e Matozinhos, a lagoa facultativa é dita secundária, já que o efluente passa primeiramente pela lagoa anaeróbia. Tem-se uma diferença significativa nas eficiências alcançadas entre elas, o que pode ser atribuído a operação ou a diferença de clima, uma vez que estão localizadas em estados diferentes.

As ETEs que apresentam pior desempenho, Cidade Verde, Ribeirão das Neves e Matozinhos atendem à legislação do estado de Minas Gerais, que é pouco restritiva em se tratando de eficiência de remoção de DBO. Caso a legislação fosse mais restritiva como a do estado de São Paulo, não atenderiam.

O gráfico da Figura 24 apresenta estações que operam com somente reatores UASB, sendo todas elas localizadas em Minas Gerais. Como já dito anteriormente, como a legislação estadual neste caso é pouco restritiva, todas as estações atendem ao limite de eficiência mínima de remoção de DBO determinado pela COPAM/CERH nº1 de 2008. Novamente, caso a legislação fosse mais restritiva como a de São Paulo, as ETEs Santo Antônio e Bom Destino Sul, não atenderiam.

É possível notar uma grande diferença na eficiência de remoção de DBO entre as ETEs estudadas. A ETE Petrovale alcança 90% de remoção de DBO, enquanto a ETE Santo Antônio, somente 72%. Sabe-se que a eficiência média de um reator UASB para remoção de DBO, encontra-se entre 60 e 75% (Von Sperling, 2005). Jordão e Pessoa (2011) até admitem uma eficiência mais elevada, quando a estação é bem operada, porém não passa de 85%.

Das 5 estações estudadas que adotam apenas o reator UASB como forma de tratamento, 3 delas apresentam eficiência de remoção de DBO acima de 80%. Isso poderia representar benefício no tratamento de esgoto, uma vez que o reator UASB, sem pós-tratamento, atenderia ao menos ao parâmetro DBO. Porém, antes de se afirmar que o

reator UASB único no fluxograma, pode atender as legislações pertinentes, é preciso analisar os demais parâmetros de qualidade, de cada legislação, desejável a um efluente antes de ser lançado em corpo hídrico.

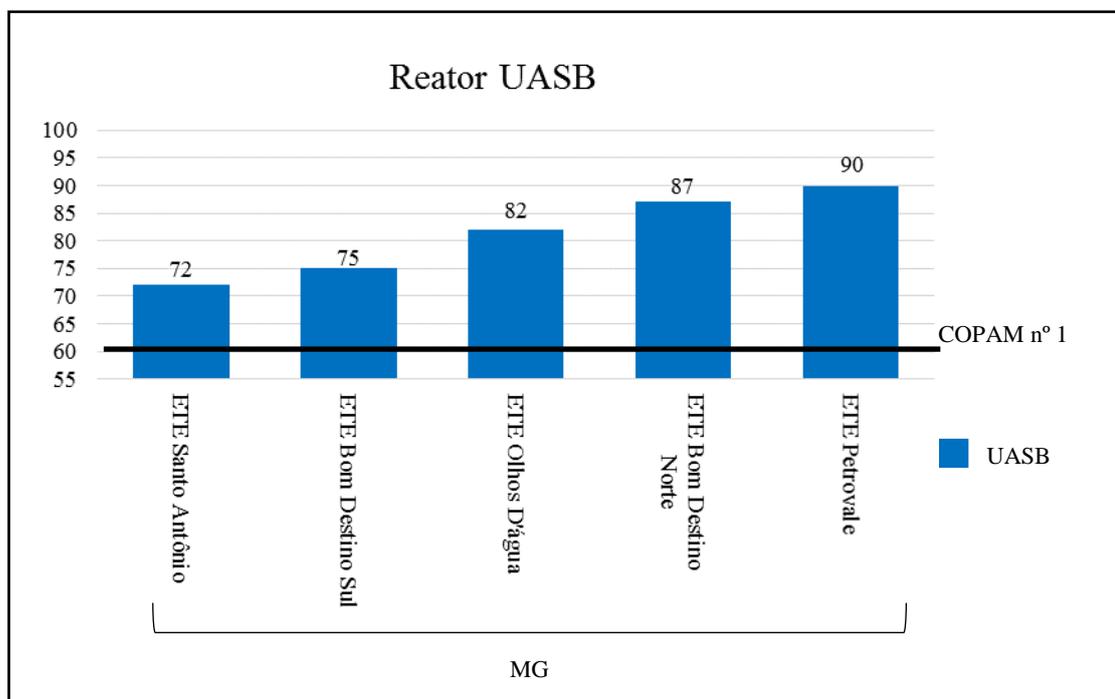


Figura 24: Eficiência de remoção de DBO das ETEs que operam com o reator UASB somente.

Na Figura 25, pode-se observar fluxogramas de reator UASB seguido de uma grande variedade de pós-tratamento e suas eficiências da remoção de DBO. Dentre os dados fornecidos pelas companhias de saneamento e analisando, somente os que se encontram dentro do conceito de sistema simplificado, pode-se considerar nove tipos diferentes de combinação de reator UASB seguido de pós-tratamento: disposição no solo, lagoas de estabilização, uma combinação entre estes, ou filtros:

- UASB + Infiltração + Cloração;
- UASB + Escoamento Superficial + Lagoa de Maturação;
- UASB + Aplicação no Solo;
- UASB + Lagoa Facultativa + Lagoa de Maturação;
- UASB + Lagoa Facultativa + Lagoa de Alta Taxa + Lagoa de Polimento + Polimento Final;
- UASB + Lagoa de Alta Taxa + Escoamento Superficial;
- UASB + Lagoa de Alta Taxa + Escoamento Superficial + Polimento Final;

- UASB + Filtro Biológico Percolador + Decantador secundário;
- UASB + Filtro Anaeróbio.

Ressalta-se que a CAESB, normalmente adota um polimento final em seus fluxogramas que corresponde à uma flotação para lançamento final. E por lançar seu efluente em regiões de nascente, possui alta eficiência de remoção de DBO.

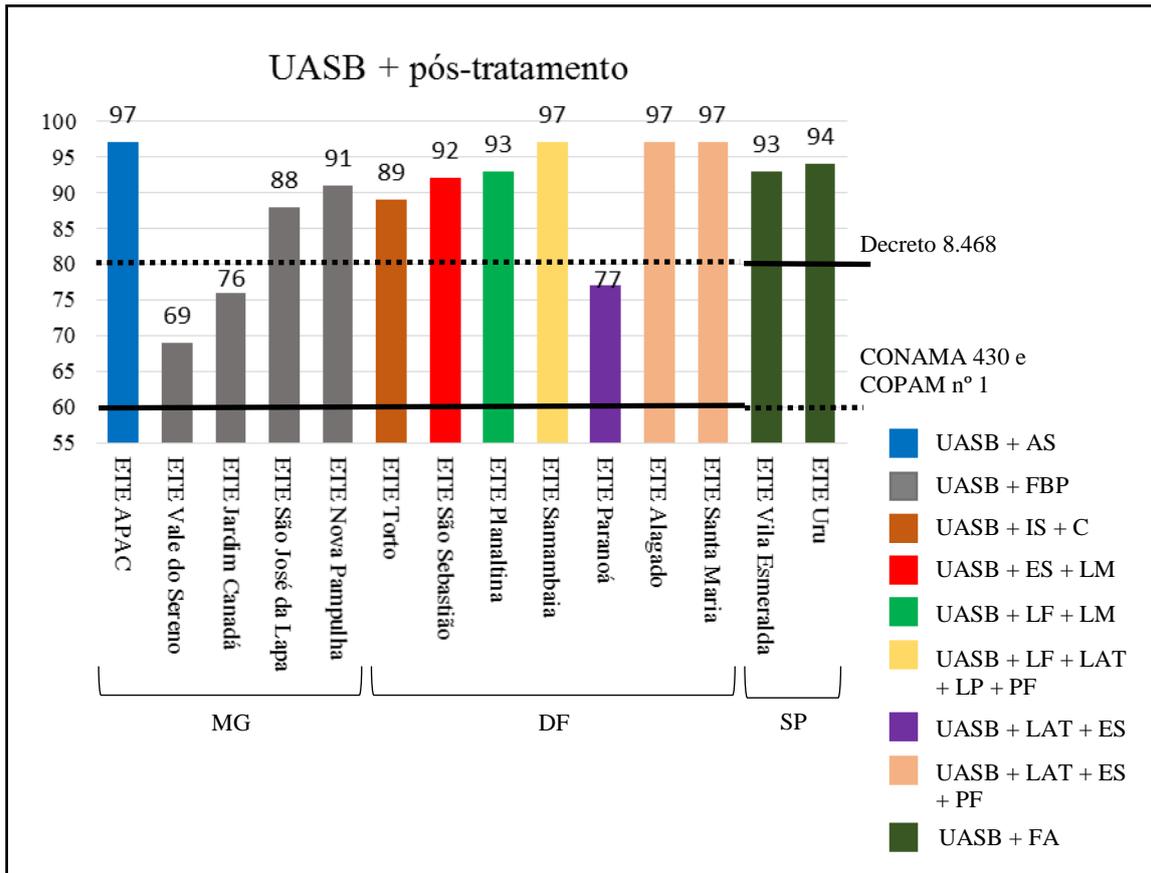


Figura 25: Eficiência de remoção de DBO das ETEs que operam com o reator UASB seguido de pós-tratamento..

- UASB: reator UASB;
- AS: Aplicação no Solo;
- FBP: Filtro Biológico Percolador;
- IS: Infiltração no Solo;
- C: Cloração;
- ES: Escoamento Superficial;
- LM: Lagoa de Maturação;
- LF: Lagoa Facultativa;
- LAT: Lagoa de Alta Taxa;
- LP: Lagoa de Polimento;
- PF: Polimento Final;
- FA: Filtro Anaeróbio.

Nota-se que todas as ETEs alcançam índices satisfatórios de remoção de DBO, superiores a 80%, exceto as ETEs Paranoá, Vale do Sereno e Jardim Canadá. Essas

encontram-se fora do estado de São Paulo e, portanto atendem às legislações menos restritivas de Minas Gerais e Distrito Federal.

Por último, a ETE César Neto, operada pela SABESP, que tem em seu fluxograma de tratamento a combinação tanque séptico seguido de filtro anaeróbio, atende ao Decreto 8.468, uma vez que remove 80% da DBO.

A partir do que foi apresentado nos gráficos das Figuras 23 a 25, nota-se que a CAESB é a companhia de saneamento que mais adota o reator UASB seguido de lagoas de estabilização em seus fluxogramas de tratamento, já a COPASA foi a única que apresentou apenas o reator UASB em seu fluxograma. Tais tendências de escolhas de tecnologia podem ser devido aos diversos fatores já discutidos: clima, disponibilidade de área e mão de obra especializada, fatores econômicos e sociais.

Etapa 03

Com o intuito de comparar os valores de desempenho das estações de tratamento de esgoto estudadas e os valores de referência encontrados na literatura, elaborou-se a Tabela 09, onde são apresentados valores médios de eficiência encontrados na literatura e os máximos e mínimos retirados dos dados fornecidos pelas companhias de saneamento.

Para a Lagoa Facultativa (LF) observa-se que os valores de eficiência de remoção de DQO e SST das ETEs estudadas estão abaixo do intervalo apresentado pela literatura e a eficiência de remoção de DBO apresenta o valor mínimo pouco inferior ao intervalo apresentado pela literatura. Sabe-se que o efluente das lagoas facultativas apresenta elevada concentração de algas, podendo então contribuir para a aparente baixa eficiência de remoção de DQO. Em alguns casos, inclusive recomenda-se a utilização de filtro de areia para a remoção adicional de algas.

Já para a remoção de amônia, o valor mínimo apresentado se encontra na faixa esperada (< 50%), porém, existe uma diferença muito grande para o valor máximo, que se encontra em quase 50%. Uma hipótese para justificar valores elevados de eficiência de remoção de amônia nessas unidades pode ser em relação à elevação do pH em função

de atividade fotossintética elevada. Durante o dia, nas horas de máxima atividade fotossintética, o pH pode atingir valores em torno de 10 (Von Sperling, 1996). Nessas condições de elevado pH pode ocorrer o seguinte fenômeno: conversão de amônia ionizada à amônia livre, a qual é tóxica, mas tende a se liberar para atmosfera. Neste caso, acaba acontecendo uma remoção elevada de amônia, mas não por nitrificação e, sim por volatilização.

Tabela 09: Eficiências de remoção de parâmetros de qualidade do efluente tratado

Parâmetros		Eficiência de remoção (%)					
		LF	LA+LF	TS+FA**	UASB	UASB+FA	UASB+FBP
DBO	Literatura*	75-85	75-85	80-85	60-75	75-87	80-93
	Dados	71-77	74-88	80	72-90	93-94	69-88
DQO	Literatura*	65-80	65-80	70-80	55-70	70-80	73-88
	Dados	51-57	73-74	85	68-83	72-81	55-80
SST	Literatura*	70-80	70-80	80-90	65-80	80-90	87-93
	Dados	52-58	70-74	90	72-93	21-85	61-80
Amônia – N	Literatura*	<50	<50	< 45	<50	< 50	< 50
	Dados	8-49	-	10	-	-	2-76
N total	Literatura*	<60	<60	< 60	<60	< 60	< 60
	Dados	-	51-53	-	-	-	-

* Von Sperling (2005)

** possui apenas um exemplo e, portanto não apresenta valores máximos e mínimos

LF: Lagoa Facultativa;

LA: Lagoa Anaeróbia;

TS: Tanque Séptico;

FA: Filtro Anaeróbio;

UASB: reator UASB;

FBP: Filtro Biológico Percolador.

Para a Lagoa Anaeróbia seguida de Lagoa Facultativa (LA+LF) os valores mínimos e máximos para todos os parâmetros se encontram dentro das faixas apresentadas na literatura e no caso da DBO, o valor máximo é até superior ao indicado pela literatura. O mesmo ocorre para os valores de parâmetros do Tanque Séptico seguido de Filtro Anaeróbio (TS+FA) e no caso da DQO, o valor apresentado pela companhia que opera a única estação com este fluxograma é até superior a 80%.

Ainda em relação ao sistema LA + LF espera-se que este apresente valores de eficiência de remoção mais elevados que a lagoa facultativa somente, principalmente no caso de SST, apesar de os intervalos apresentados pela literatura serem equivalente.

Dentre os sistemas simplificados, as ETEs que operam somente com o reator UASB, foram as que se apresentaram em maior número, totalizando cinco ETEs. Na Tabela 09, nota-se que os valores de mínimos e máximos para todos os parâmetros, foram altos, quando comparados com a literatura.

Estes valores indicam uma alta eficiência do reator UASB quanto a remoção de DBO, DQO e SST. Não foi possível apresentar valores para os demais parâmetros, uma vez que nem todas as companhias de saneamento os forneceram. Portanto, sem uma análise mais aprofundada de todas as características do efluente do reator UASB, ainda não é possível afirmar que este possa operar sem um pós-tratamento.

Quanto ao reator UASB seguido de pós-tratamento, tem-se dois sistemas comparáveis com a literatura, reator UASB seguido de Filtro Anaeróbio (UASB+FA) e reator UASB seguido de Filtro Biológico Percolador (UASB+FBP). Sendo que as ETEs que operam com UASB + FA apresentaram valores elevados de remoção de DBO, acima da literatura. Contudo, o valor mínimo para remoção de SST ficou abaixo do apresentado na literatura.

Atualmente, pelo fato de o sistema UASB + FBP apresentar bons resultados de desempenho, acompanhados das vantagens já mencionadas anteriormente, este tem sido mais adotado pela COPASA em relação a outros fluxogramas.

Etapa 04

Considerando apenas os sistemas simplificados operados pelas companhias de saneamento e que também possuem valor de referência na literatura para custo de operação e manutenção foi elaborada a Tabela 10.

A Tabela 10 apresenta as ETEs e seus respectivos sistemas de tratamento, assim como o custo de operação e manutenção fornecido pelas companhias em reais por metro cúbico (R\$/m³) e convertidos para reais por habitante ano (R\$/hab.ano), o que permitiu sua comparação com a literatura.

Tabela 10: Comparação de custo de operação e manutenção dos valores fornecidos pelas companhias de saneamento com a literatura

Dados				Literatura*
ETE	Sistema	Custo de O&M (R\$/ m ³)	Custo de O&M (R\$/hab.ano)	Custo de O&M (R\$/hab.ano)
Cidade Verde	lagoa facultativa	0,76	27,16	2,00 - 4,00
Ribeirão das Neves	lagoa facultativa	0,87	51,41	
Brazlândia	lagoa aeróbia + lagoa facultativa	0,23	10,19	2,00 - 4,00
Matozinhos	lagoa aeróbia + lagoa facultativa	0,36	17,33	
Olhos D'água	UASB	0,51	17,96	2,5 – 3,5
Petrovale	UASB	2,48	77,00	
Santo Antônio	UASB	1,95	89,38	
Bom Destino Sul	UASB	3,99	110,57	
Bom Destino Norte	UASB	3,99	102,80	
Nova Pampulha	filtro biológico percolador	0,58	15,84	5,00 – 7,50
São José da Lapa	filtro biológico percolador	0,60	33,36	
Jardim Canadá	filtro biológico percolador	0,62	60,43	
Vale do Sereno	filtro biológico percolador	0,57	68,58	

* Von Sperling (2005)

Nota-se a discrepância entre os valores calculados a partir dos dados de estudo e os valores encontrados na literatura. Contudo, os valores foram obtidos de dados reais de operação e devem ser levados em consideração para futuros estudos e discussões.

Fatores como a população contribuinte e a vazão tratada, estão diretamente relacionados aos valores de custo de operação e manutenção. Sabe-se que em diversos sistemas operados no Brasil, observa-se uma contribuição excessiva de ligações clandestinas e águas parasitárias, que representaria um aumento na vazão, trazendo como consequência, custos mais elevados de tratamento. Como exemplo, a ETE Brazlândia com uma população atendida de 29.600 habitantes trata uma vazão de 41,6 L/s e a ETE Vale do Sereno, com uma população quase três vezes menor, de 10.852 habitantes, trata uma vazão similar, de 41,4 L/s.

Portanto, para uma discussão mais aprofundada da discrepância encontrada, seria então necessário ter maior conhecimento sobre estes fatores, uma vez que a falta de informações mais concretas sobre a população que realmente contribui para a vazão tratada, pode tornar o tratamento mais custoso por habitante.

Outra explicação possível para estes custos tão elevados de operação e manutenção pode ser pela forma como a companhia apresenta os dados. Normalmente, os custos

apresentados levam em consideração todo o sistema de esgotamento sanitário, desde a coleta até o tratamento e lançamento final. Portanto gastos com operação e manutenção da rede de coleta e transporte podem ter elevado demasiadamente os custos de operação e manutenção dos sistemas apresentados pelas companhias.

Há que se ressaltar a possibilidade de economia de escala, em se tratando de ETEs de grande porte. No caso do presente estudo, as ETEs apresentam populações contribuintes reduzidas, sendo a maior delas, a ETE Brazlândia, com população de 29.600 habitantes. Segundo Campos (1999), o custo de operação e manutenção de ETE apresenta relação direta com a vazão tratada, sendo que quanto maior esta, menor o custo.

6 CONCLUSÃO

A literatura aponta diversas vantagens dos sistemas simplificados em comparação aos sistemas convencionais como, conjugar baixos custos de implantação e operação, simplicidade operacional, índices mínimos de mecanização e uma maior sustentabilidade do sistema. E, além disto, os sistemas simplificados alcançam índices de eficiência semelhante aos sistemas convencionais, atendendo as exigências da legislação. Dessa forma, conclui-se a grande importância dos sistemas simplificados para o Brasil, como um país em desenvolvimento e com um cenário tão precário em relação ao tratamento de esgoto sanitário.

No estudo, foram avaliadas 50 ETEs e delas, apenas 29 apresentam fluxogramas de sistemas simplificados. A CAESB é a companhia de saneamento que mais adota o reator UASB seguido de lagoas de estabilização em seus fluxogramas de tratamento, já a COPASA foi a única que apresentou apenas o reator UASB sem pós-tratamento em seu fluxograma. No caso da SABESP, somente 3 ETEs apresentam sistemas simplificados, sendo uma delas por fossa-filtro e duas com UASB seguindo de filtro anaeróbio.

Nota-se que a COPASA é a única companhia entre as estudadas, que apresenta um fluxograma somente com reator UASB. Sabe-se que normalmente essa tecnologia necessita de um pós-tratamento para atendimento às legislações pertinentes para lançamento de efluentes. Porém, a legislação do estado de Minas Gerais, a COPAM/CERH nº1/2008, indica como limite para lançamento de efluente uma concentração de DBO de até 60 mg/L ou uma remoção mínima de 60% para o mesmo parâmetro. Dessa forma, ao analisar apenas o último critério, o fluxograma composto por reator UASB somente, atende à legislação, por ser este um critério pouco restritivo.

Para o estado de São Paulo, o Decreto 8.468/76 determina os padrões para lançamento de efluentes em corpos d'água e este é bastante simples apesar de restritivo. Pelo Decreto, fica estabelecido um limite de concentração efluente de DBO de 60 mg/L ou eficiência mínima de remoção de 80% para o mesmo parâmetro. Assim, essa exigência se apresenta como facilmente alcançada com um fluxograma simplificado completo. Porém no estado de São Paulo, pôde-se perceber que poucas são as estações deste tipo,

e este fato pode ser atribuído à melhor situação econômica dos municípios atendidos pela SABESP.

A CAESB tem como objetivo atender à legislação federal, CONAMA 430/2011, com padrões pouco restritivos como, por exemplo, eficiência mínima de remoção de DBO de 60%. Porém, observa-se que a companhia alcança elevadas eficiências de remoção desse parâmetro e ainda complementa o seu fluxograma com polimento final em alguns casos. Assim, essa elevada eficiência se deve ao fato de efluentes serem lançados em regiões de nascentes.

Por fim, as ETEs com sistemas simplificados estudadas, tanto apresentaram eficiências de remoção de DBO de acordo com os padrões legais de lançamento de efluentes em seu estado de atuação, como apresentaram efluentes com a maioria dos parâmetros de qualidade de água dentro da faixa apresentada pela literatura ou próximos a ela. Contudo, destaca-se que para uma avaliação mais completa, devem ser analisados outros parâmetros de relevância para a qualidade do corpo hídrico, como nitrogênio, fósforo e indicadores de contaminação fecal.

Quanto ao custo de operação e manutenção das ETEs estudadas, observaram-se valores muito acima daqueles apresentados pela literatura, que podem ser devido ao aumento da vazão em função de ligações clandestinas e águas parasitárias e devido à forma como os dados podem ter sido apresentados pelas companhias. Estas podem ter incluído custo de operação e manutenção de rede de coleta e transporte ao valor final apresentado. Assim, conclui-se que para o fator custo recomenda-se um estudo mais detalhado da população contribuinte e da vazão tratada, uma vez que estas têm relação direta com o custo.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12209 - *Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários*. ABNT, Rio de Janeiro, 2011. 53p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7229 – *Projeto, construção e operação de sistema de tanque séptico*. ABNT, Rio de Janeiro, 1993. 15p.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). *Resolução 430/2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005*.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). *Resolução 357/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e da outras providências*.

CAESB - Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. Dados fornecidos pela CAESB.

CAESB. Disponível em: <<http://www.caesb.df.gov.br/esgoto/conheca-as-unidades.html>>. Acesso em: 23 abr. 2014.

CAMPOS, J.R. (Coordenador). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. PROSAB. Rio de Janeiro, 1999, 464 p.

CESAMA – Companhia de Saneamento Municipal. Dados fornecidos pela CESAMA.

CHERNICHARO, C.A.L. (Coordenador). *Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios*. PROSAB. Belo Horizonte, 2001. 544p.

COPASA - Companhia de Saneamento de Minas Gerais. Dados fornecidos pela COPASA.

COPASA. Disponível em:

<<http://www.copasa.com.br/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?col=2&inford=76&sid=140>>.

Acesso em: 13 mai. 2014.

- COPASA. Disponível em:

<<http://www.copasa.com.br/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?col=2&inford=2392&sid=366>>

Acesso em: 10 jun. 2014.

Decreto Nº 8.468 de 08 de setembro de 1976. *Decreto de Prevenção e Controle da Poluição do Meio Ambiente*. São Paulo.

FLORENCIO, L., BASTOS, R.K.X. e AISSE, M.M. (Coordenadores). *Tratamento e utilização de esgotos sanitários*. PROSAB. Rio de Janeiro – RJ: ABES, 2006. 427 p.

GONÇALVES, R.F., (Coordenador). *Desinfecção de efluentes sanitários*. PROSAB. Vitória – ES, 2003. 422 p.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em 12 jan. 2014.

INSTITUTO TRATA BRASIL. *Benefícios Econômicos da Expansão do Saneamento Brasileiro*. Fundação Getúlio Vargas, 2010.

JORDÃO, E.P. e PESSÔA, C.A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 6ª Edição. ABES, Rio de Janeiro, 2011. 969 p.

JORDÃO, E.P. e VOLSCHAN JR., I. *Tratamento de esgotos em empreendimentos habitacionais*, Brasília, 2009. 130 p.

LEAL, F.C.T. *Notas de aula: Sistemas de Esgotamento Sanitário Urbano e Rural*. Universidade Federal de Juiz de Fora – MG, 1ª edição, 2012.

MARTINS, M.T. *Estudo de concepção hipotético da estação de tratamento de esgoto sanitário do município de Mar de Espanha/MG*. Trabalho Final de Curso apresentado ao colegiado da Engenharia Civil da Universidade federal de Juiz de Fora – MG, 2013.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

MOTA, F.B. e VON SPERLING, M. (Coordenadores). *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. PROSAB. Rio de Janeiro – RJ: ABES, 2009. 428 p.

PNUD – Programa das nações unidas para o desenvolvimento. Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil - 2003. Disponível em: <<http://www.pnud.org.br/atlas/tabelas/index.php>>. Acesso em: 22 mai. 2013.

ReCESA 1 – Rede Nacional de Extensão e Capacitação Tecnológica em Saneamento Ambiental. *Operação e manutenção de sistemas simplificados de tratamento de esgotos: Guia do Profissional em Treinamento – nível 1*. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Belo Horizonte, 2008. 74p.

ReCESA 2 – Rede Nacional de Extensão e Capacitação Tecnológica em Saneamento Ambiental. *Esgotamento sanitário: Operação e manutenção de sistemas simplificados de tratamento de esgotos: Guia do Profissional em Treinamento – nível 2*. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Belo Horizonte, 2008. 112p.

SABESP - Companhia de Saneamento Básico de São Paulo. Dados fornecidos pela SABESP.

SANTOS, A.S.P., *Avaliação de Desempenho de um Filtro Biológico Percolador em Diferentes Meios Suporte Plásticos*. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005. 81p.

SANTOS, A.S.P., *Tratamento de Águas Residuárias*. Notas de aula – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Juiz de Fora, 2012.

SILVA, S.M.C.P. *Desenvolvimento de uma nova concepção de tratamento de águas residuárias pela associação de processos anaeróbios e aeróbios*. Tese de doutoramento. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

SIQUEIRA, I.C. e PESSOA, E.V. Levantamento das principais doenças relacionadas à falta de saneamento no município de Forquilha/CE. IV Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte e Nordeste de Educação Tecnológica, Belém- PA, 2009.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto - 2012. Ministério das Cidades. Brasília, 2014.164p.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Vol. 1 – Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. 3ª Edição.* Editora UFMG - Belo Horizonte, 2005. 452 p.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Vol. 3 – Lagoas de Estabilização. 1ª Edição.* Editora UFMG - Belo Horizonte, 1996. 140 p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. Environmental health services in Europe 1: an overview of practice in the 1990s. Bulgária, 1993. Disponível em: <[http://health.gov/environment/Definition ofEnvHealth/ehdef2.htm](http://health.gov/environment/Definition%20of%20EnvHealth/ehdef2.htm)>. Acesso em: 20 mai. 2013.