

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E
SANEAMENTO AMBIENTAL**

Vitor Hugo Friedrich Diogo

**ESTUDO DE VIABILIDADE DE TRATAMENTO REGIONALIZADO DE LODOS DE
FOSSA E TANQUES SÉPTICOS**

Porto Alegre
Agosto de 2019

VITOR HUGO FRIEDRICH DIOGO

**ESTUDO DE VIABILIDADE DE TRATAMENTO REGIONALIZADO DE LODOS DE
FOSSA E TANQUES SÉPTICOS**

Dissertação submetida ao Programa de Pós -
Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental
da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como
requisito parcial para obtenção do título de Mestre em
Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Dieter Wartchow

PORTO ALEGRE

2019

CIP - Catalogação na Publicação

Diogo, Vitor Hugo Friedrich
ESTUDO DE VIABILIDADE DE TRATAMENTO REGIONALIZADO
DE LODOS DE FOSSA E TANQUES SÉPTICOS / Vitor Hugo
Friedrich Diogo. -- 2019.
137 f.
Orientador: Dieter Wartchow.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas,
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e
Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2019.

1. Gestão de lodo fecal. 2. Lodo de fossa. 3.
Tratamento de esgotos. I. Wartchow, Dieter, orient.
II. Título.

VITOR HUGO FRIEDRICH DIOGO

**ESTUDO DE VIABILIDADE DE TRATAMENTO REGIONALIZADO DE LODOS DE
FOSSA E TANQUES SÉPTICOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do grau de mestre.

Aprovado em: Porto Alegre, 01 de agosto de 2019.

Prof. Dr. Dieter Wartchow – UFRGS
Orientador

Prof. Dr. Juan Martin Bravo – UFRGS
Examinador

Prof. Dr. Fernando Mainardi Fan – UFRGS
Examinador

Dr. Rafael Siqueira Souza – CORSAN, UFRGS
Examinador

RESUMO

Sistemas convencionais de esgotamento sanitário possuem limitações técnicas e econômicas e podem não ser a solução mais adequada para todos os contextos. Soluções individuais de esgotamento sanitário, como os tanques sépticos (e unidades complementares) podem ser considerados sistemas permanentes de esgotamento sanitário, desde que seja feita a remoção periódica e o tratamento adequado dos lodos gerados no sistema. O tratamento dos lodos gerados nas soluções individuais demanda soluções específicas devido às suas características. Uma das vantagens dos sistemas de gestão de lodo das soluções individuais é a possibilidade de regionalização das soluções, atendendo mais de uma localidade, obtendo ganho de escala. No entanto, o principal custo associado à operação do sistema é o transporte dos lodos até à estação, o que limita o raio de abrangência da mesma. O presente trabalho avaliou a viabilidade econômica da implantação de um sistema de gestão de soluções individuais composto por remoção anual do lodo e transporte até uma estação de tratamento específica. Adotou-se o município de Constantina – RS para a instalação da unidade, e avaliou-se a variação no raio de atendimento, englobando-se outros 32 municípios. Avaliou-se duas alternativas tecnológicas, uma composta por sistemas naturais e outra por sistemas mecanizados, e avaliou-se, ainda, a possibilidade de compostagem do lodo desaguado. Estimou-se os custos de implantação e operação e obteve-se o custo anual equivalente por domicílio. Identificou-se que o aumento do raio de abrangência proporciona ganho de escala até um ponto onde o aumento do custo de transporte supera o ganho de escala. O porte de menor custo total depende da solução adotada. O menor custo anual equivalente (CAE) foi da alternativa com processos naturais e compostagem, atendendo 8 municípios e 11532 domicílios, com R\$ 195,63 por domicílio. Para a solução mecanizada, o menor CAE foi de R\$ 242,06, atendendo 14 municípios e 17512 domicílios. Caso fosse adotada a tarifa média de esgoto no estado, o TIR poderia chegar até 35, 38 e 25%, dependendo da tecnologia, e payback de até 4, 5 ou 6 anos. Entende-se que o sistema proposto se mostrou viável economicamente para os parâmetros adotados, podendo ser uma boa alternativa para pequenos municípios.

Palavras-chave: Gestão de lodo fecal. Lodo de fossa. Tratamento de esgotos.

ABSTRACT

Sewer-based technologies have technical and economical constraints, that can make them unsuitable for some contexts. On-site sanitation systems, such as septic tanks, can be permanent solutions, as long as there's proper emptying, conveying and treatment of the sludge. The treatment of the septage requires specific solutions, due to its characteristics. One advantage of faecal sludge management is the possibility of attending more than one place with a single treatment plant, with gains of scale lowering the overall costs. However, the largest fraction of the costs comes from the conveyance of the sludge to the treatment plant, which limits the reach of the system. The economic feasibility of a septage management system comprising regular desludging and a centralized treatment plant was evaluated. The city of Constantina was chosen to host the treatment plant, and the reach of the system was evaluated ranging from that one to other 32 surrounding cities. Two different technological approaches were evaluated: based on natural or mechanical systems. It was also considered the possibility of co-composting of the dewatered sludge. CapEx and OpEx were estimated, obtaining the Equivalent Annual Cost (EAC) per house. The results showed that broadening the reach of the plant reduces the costs until the growing conveying costs offsets the economies of scale. The reach with the lowest cost depends on the treatment technology. The lowest EAC relied on the alternative comprising natural systems with co-composting, with a reach of 8 cities and 11532 homes, and a cost of R\$ 195,63 per home. The lowest EAC for the mechanical treatment system was R\$ 242,06, reaching 14 cities and 17512 homes. If the average sewage tariff in the state was adopted for this system, the IRR could reach 35, 38 and 25%, and the payback period would be 4, 5 or 6 years, depending on the technology. The evaluated systems were found to be economically feasible, and can be a good alternative for small cities in the countryside.

Keywords: Faecal Sludge Management. Septage. Wastewater Treatment.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

	Página
Figura 1. Camadas no interior do tanque séptico.....	25
Figura 2. Adensador (<i>Settling/thickening tank</i>).....	32
Figura 3. Adensador de lodo mecanizado.....	32
Figura 4. Leito de Secagem.....	34
Figura 5. Remoção do lodo desaguado de leitos de secagem em Dakar....	35
Figura 6. Leito de secagem com plantas (banhado construído fluxo	36
Figura 7. Canteiro de mineralização de lodo.....	36
Figura 8. Prensa Parafuso (<i>screw press</i>).....	37
Figura 9. Bag de geotêxtil para desaguamento de lodo de tanque séptico..	37
Figura 10. ETLED em Tapejara, RS.....	47
Figura 11. Fluxograma da metodologia proposta.....	49
Figura 12 – Proporção de domicílios atendidos por tanque séptico e fossa rudimentar.....	53
Figura 13 – Detalhe dos municípios da região norte a partir da Figura 12..	53
Figura 14. COREDE Rio da Várzea.....	55
Figura 15: Localização da estação de tratamento (em amarelo) proposta...	56
Figura 16: Distância entre o município de Novo Xingu e o local da estação	57
Figura 17. Alternativa 1A.....	61
Figura 18. Alternativa 1B.....	62
Figura 19. Alternativa 2.....	62
Figura 20. Custo anual equivalente por domicílio – CapEx.....	98
Figura 21: CapEx considerando apenas alternativas 1A e 1B.....	98
Figura 22. Custo anual equivalente por domicílio – OpEx.....	99
Figura 23. Custo anual equivalente por domicílio – Custos totais.....	99
Figura 24. Distribuição dos custos totais da alternativa 1A.....	100
Figura 25. Distribuição dos custos totais da alternativa 1A sem a parcela referente ao transporte.....	100
Figura 26. Distribuição dos custos totais da alternativa 1B.....	101
Figura 27. Distribuição dos custos totais da alternativa 1B sem a parcela referente ao transporte.....	101
Figura 28. Distribuição dos custos totais da alternativa 2.....	102

LISTA DE ILUSTRAÇÕES (continua...)

Figura 29. Distribuição dos custos totais da alternativa 2 sem a parcela referente ao transporte.....	102
Figura 30. Curvas de custo total sem transporte.....	103
Figura 31. VPL por domicílio acumulado por ano.....	104

LISTA DE TABELAS

	Pág.
Tabela 1. Características do lodo de fossa no Brasil.....	30
Tabela 2. Estudos de caso de tratamento de lodo fecal.....	45
Tabela 3. Critérios para determinação dos tempos de operação das limpezas dos tanques sépticos.....	57
Tabela 4: Municípios, distâncias, e tempos de transporte.....	58
Tabela 5. Parâmetros adotados para o dimensionamento.....	64
Tabela 6. Características do tratamento preliminar mecanizado.....	80
Tabela 7. Cálculo do custo da operação de limpeza e transporte do lodo.....	84
Tabela 8. Custos de pessoal para a alternativa 1 (un.= unidade; dom.....	86
Tabela 9. Custos de pessoal para a alternativa 2 (un.= unidade; dom.....	86
Tabela 10. Dimensionamento do gradeamento manual.....	87
Tabela 11. Dimensionamento da área necessária para os leitos.....	88
Tabela 12. Eficiência e balanço de massa dos leitos de secagem.....	88
Tabela 13. Dimensionamento da lagoa facultativa.....	89
Tabela 14. Dimensionamento das lagoas de maturação.....	90
Tabela 15. Remoção de coliformes na lagoa facultativa.....	91
Tabela 16. Dimensonamento da compostagem.....	91
Tabela 17. Dimensionamento dos tanques de equalização.....	93
Tabela 18. Dimensionamento do desaguamento mecanizado.....	94
Tabela 19. Parâmetros para reator SBR.....	94
Tabela 20. Dimensionamento sistema de desinfecção por ácido peracético....	95
Tabela 21. Resumo dos custos anuais equivalente per capita, para cada.....	96
Tabela 22. TIR.....	104

SUMÁRIO

	Pág.
1. INTRODUÇÃO	12
2. JUSTIFICATIVA	15
3. OBJETIVOS	20
3.1 GERAL.....	20
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	20
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
4.1 RELAÇÃO SAÚDE E SANEAMENTO.....	21
4.2 FOSSA OU TANQUE SÉPTICO.....	24
4.3 CARACTERÍSTICAS DO LODO DE FOSSA OU TANQUE SÉPTICO.....	28
4.4 TRATAMENTO DO LODO DE FOSSA E TANQUE SÉPTICO.....	29
4.4.1 Separação sólido-líquido	31
4.4.2 Estabilização	32
4.4.3 Desaguamento/secagem	33
4.4.4 Redução de patógenos	38
4.4.5 Tratamento complementar da fase líquida	39
4.4.6. Uso/disposição final	42
4.5 ESTUDOS DE CASO DE SISTEMAS EXISTENTES	45
5. MATERIAIS E MÉTODOS	49
5.1 ÁREA DE ESTUDO.....	51
5.2 ESTIMATIVA DE DEMANDA.....	54
5.3 SELEÇÃO DAS TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO.....	60
5.4 PESSOAL NECESSÁRIO.....	63
5.5 DIMENSIONAMENTO DAS UNIDADES DE TRATAMENTO.....	63
5.5.1. Dimensionamento das unidades da alternativa 1	64
5.5.2 Dimensionamento das unidades da alternativa 2	69
5.6 ESTIMATIVA DOS CUSTOS DE IMPLANTAÇÃO (CAPEX).....	74
5.7 ESTIMATIVA DOS CUSTOS DE OPERAÇÃO (OPEX).....	78
5.8. CUSTOS ADICIONAIS.....	81
5.9. METODOLOGIA DO ESTUDO DE VIABILIDADE ECONÔMICA.....	81
6. RESULTADOS	83
6.1. CUSTOS DE TRANSPORTE.....	83
6.2 DESPESAS DE PESSOAL.....	83

6.3 RESULTADOS DA ALTERNATIVA 1.....	86
6.3.1 Gradeamento Manual.....	86
SUMÁRIO (continua)	
6.3.2. Leitos de Secagem.....	87
6.3.3 Lagoa facultativa.....	89
6.3.4 Lagoas de maturação.....	90
6.3.6 Compostagem.	91
6.4 RESULTADOS DA ALTERNATIVA 2.....	93
6.4.2. Tanque de equalização.....	93
6.4.3. Desaguamento mecanizado por prensa parafuso.....	93
6.4.4. SBR.....	94
6.4.5 Desinfecção.....	95
6.5 RESUMO DOS CUSTOS TOTAIS.....	96
6.6 CUSTO ANUAL EQUIVALENTE POR DOMICÍLIO.....	96
6.6.1 TIR.....	103
6.6.2 Payback.....	104
7. DISCUSSÃO.....	105
8. CONCLUSÕES.....	109
9. REFERÊNCIAS.....	111
10. APÊNDICES.....	125

1. INTRODUÇÃO

Atualmente mais de 4,5 bilhões de pessoas em todo o mundo não têm acesso a uma disposição adequada dos seus dejetos, sendo que cerca de 2,3 bilhões não tem acesso a serviços básicos de saneamento, e 892 milhões ainda defecam a céu aberto (WORLD HEALTH ORGANIZATION; UNICEF, 2017). Estima-se que 1,8 bilhões de pessoas bebam água contaminada com *E. coli* (NEVES-SILVA; HELLER, 2016). Como resultado, a cada ano 361 mil crianças com menos de cinco anos de idade morrem de diarreia, e estima-se que 26% destas mortes poderiam ter sido evitadas melhorando-se as condições ambientais (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2017).

No Brasil, apenas 42,7% dos habitantes têm seus esgotos submetidos a algum tratamento (BRASIL, 2017a). De acordo com o Plano Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2014), seriam necessários investimentos da ordem de R\$ 182 bilhões para o alcance da universalização da cobertura de esgotamento sanitário até 2033. A mortalidade infantil no país vem caindo: as fatalidades associadas a doenças diarreicas, que representavam 7,57% do total de mortes infantis em 2000, foram reduzidas a 2,5% em 2015 (WORLD HEALTH ORGANIZATION, [s.d.]).

Historicamente as políticas públicas e os projetos associados à expansão do esgotamento sanitário dedicaram-se a implantar sistemas baseados em redes coletoras e estações de tratamento de esgotos centralizadas. Isto se deve, desde a origem, à influência das medidas que eram adotadas na Europa para responder à questão do saneamento. Segundo Murtha (2015), desde o primeiro sistema implantado no país, cujas condições foram estabelecidas pelo Decreto 1.929 de abril de 1857, determinou-se a “construção de sistema semelhante ao de Leicester, atualizações tecnológicas equivalentes às adotadas em Londres”, fruto do reconhecimento da eficiência da implantação das redes coletoras como resposta às epidemias de cólera, especialmente a partir os trabalhos inovadores de John Snow, Robert Koch, Louis Pasteur e outros (MURTHA et al., 2015).

O alto custo de implantação deste tipo de sistema acaba por reproduzir as desigualdades estruturais expressas no ordenamento urbano. Centros urbanos verticalizados apresentam maior número de economias por extensão de rede implantada, além de maior consumo de água por habitante, permitindo um maior

retorno econômico ao investimento. Ao se afastar dos centros urbanos, observa-se o decréscimo da capacidade de pagamento dos usuários, e o surgimento de toda sorte de dificuldade técnica advinda das características físicas do ambiente: desordenamento espacial, espaços livres exíguos, topografia complexa, autoconstrução e improvisado de soluções técnicas para as moradias por parte da população, impossibilitam a adoção de critérios técnicos e métodos de concepção convencional. (FURIGO; SILVA, 2004).

É notório, especialmente no Brasil, que as localidades com menores índices de cobertura de esgotamento sanitário sejam as que já carecem de outros serviços públicos, e, onde estão presentes as maiores incidências de doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado (NUGEM, 2015; OLIVEIRA, 2008). Em 2000, a cobertura do esgotamento sanitário no Brasil chegava a ser 50% maior para as famílias que recebiam acima de 10 salários mínimos se comparada àquelas que recebiam até 2 salários mínimos (CRUZ; RAMOS, 2016).

Segundo Heller (HELLER, 1998):

Há um crônico distanciamento entre as políticas de saneamento e de saúde no Brasil. Por um lado, a prática e os planejamentos do setor de saneamento não valorizam a relação com a saúde, havendo inclusive deficiências na formação dos profissionais. E, por outro, as políticas de saúde do país permanecem privilegiando a ótica curativa, verificando-se poderosos óbices para a integração com essa visão e o reconhecimento na prática do papel preventivo das ações de saneamento.

Alternativamente à implantação de sistemas convencionais, identifica-se uma gama de tecnologias visando à disposição ou tratamento local dos efluentes, na forma de soluções individuais (*on-site technologies*) ou descentralizadas, como latrinas, tanques sépticos e banheiros secos. Tais tecnologias até recentemente eram vistas como soluções provisórias, adequadas apenas até que fossem implantadas redes coletoras. No entanto, na última década e meia, este conceito vem mudando, a partir do entendimento de que estes sistemas não são apenas adequados, mas possivelmente mais sustentáveis (quando corretamente destinados

os resíduos) e econômicos (custos até cinco vezes menores) em relação aos sistemas centralizados (DODANE et al., 2012).

O resíduo gerado nos sistemas individuais é chamado genericamente de lodo fecal, ou, no caso de tanques ou fossas sépticas, é conhecido como “lodo de fossa”. Este resíduo possui características que variam entre esgoto doméstico e lodo anaeróbio, e representam um grande risco de contaminação quando não dispostos adequadamente.

Para que sistemas baseados em soluções individuais atendam ao seu objetivo, é necessário que toda a cadeia de gestão dos lodos gerados no sistema funcione corretamente: coleta, transporte, tratamento e disposição final ambientalmente segura. Esta operação deve ser realizada de forma periódica, e com alguns cuidados específicos.

Para tanto, é necessário compreender as condicionantes específicas desse tipo de solução, para que seja possível conceber e projetar sistemas de gestão adequada dos lodos, de modo a proporcionar a viabilidade da implantação de tais sistemas.

2. JUSTIFICATIVA

Historicamente negligenciada, a operação dos sistemas individuais até recentemente não era considerada serviço público, ficando sua implantação e operação a cargo do usuário. Em muitas situações, o desconhecimento, a falta de recursos ou de fiscalização leva à disposição inadequada dos lodos, com riscos aos usuários, ao ambiente e à coletividade.

Esta visão está mudando. O Decreto 7.217, de 21 de junho de 2010 (BRASIL, 2010) - que regulamenta a Lei 11.445, de 5 de janeiro de 2007 (BRASIL, 2007), que estabelece as diretrizes nacionais do saneamento básico - em seu art. 9º, IV, define que:

Art. 9º Consideram-se serviços públicos de esgotamento sanitário os serviços constituídos por uma ou mais das seguintes atividades:

IV - disposição final dos esgotos sanitários e dos lodos originários da operação de unidades de tratamento coletivas ou individuais, inclusive fossas sépticas.

No entanto, ainda são tímidas as iniciativas nesse sentido, especialmente no que se refere à expressa menção deste serviço nos Planos Municipais de Saneamento Básico. Os papéis de cada um dos atores nessa cadeia (usuário, município, prestador de serviço, agência reguladora) ainda são objeto de discussão (MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL - CENTRO DE APOIO OPERACIONAL DA ORDEM URBANÍSTICA E QUESTÕES FUNDIÁRIAS, [s.d.]).

Já se observa, globalmente, diversas tentativas de criar arranjos locais que possibilitem a gestão adequada destes resíduos, entendendo como uma forma mais inclusiva e acessível de prestação dos serviços de saneamento, permitindo abranger especialmente as populações historicamente vulneráveis (STRANDE; RONTELTAP; BRDJANOVIC, 2014). No entanto, como toda mudança de paradigma, este processo não é simples, e envolve a contínua reavaliação dos erros e acertos das experiências anteriores, além de uma série de desafios regulatórios, culturais e técnicos. Especificidades locais bem como a participação de agentes de diversas

áreas de atuação devem ser avaliadas; a implantação destes sistemas deve ser acompanhada pela evolução do regramento; e as soluções técnicas deverão ser adaptadas a cada contexto.

No Brasil, a implantação de sistemas de esgotamento sanitário é vista como economicamente pouco atrativa, especialmente em pequenos municípios, devido aos altos custos de implantação e baixo retorno tarifário. Mesmo o abastecimento de água, mais lucrativo, é deficitário em muitos municípios, necessitando a prática do subsídio cruzado, e demonstrando a importância dos consórcios ou companhias estaduais de saneamento. No entanto, este subsídio muitas vezes não cumpre o objetivo de dirimir as desigualdades locais e regionais (CRUZ; RAMOS, 2016).

Neste contexto, os investimentos em saneamento muitas vezes estiveram condicionados à disponibilidade de financiamentos externos, principalmente via recursos não onerosos do Orçamento Geral da União. Observa-se marcadamente a existência de dois momentos principais na expansão do saneamento no Brasil (MURTHA et al., 2015):

- Criação do Plano Nacional de Saneamento (PLANASA), a partir de 1971, cujo suporte técnico e financeiro foi dado pelo Sistema Financeiro de Saneamento, gerido pelo extinto Banco Nacional de Habitação (BNH), que permitiu significativa expansão do abastecimento de água potável no país a partir da criação das Companhias Estaduais de Saneamento, e, mais recentemente,
- Programas de Aceleração do Crescimento (PAC 1 e 2) do Governo Federal, compostos de recursos não-onerosos do Orçamento Geral da União (OGU) e financiamentos (com recursos do FGTS), voltados principalmente para a implantação de sistemas de esgotamento sanitário, que permitiram um avanço significativo, cujos resultados estão começando a aparecer.

No entanto, em relação a este último, verifica-se as limitações já mencionadas: a priorização do atendimento a habitantes com maior quantidade de recursos, cobriu as regiões centrais mas deixou desassistida a periferia das cidades.

A tendência para o futuro próximo da expansão do esgotamento sanitário é incerta, ao menos no que se refere a financiamento público, não havendo expectativas de que novos programas de investimentos públicos de grande monta em saneamento sejam realizados.

Deste modo, os operadores de serviços de saneamento, juntamente com a sociedade civil e os órgãos de controle, devem buscar soluções mais custo-efetivas,

que possibilitem avanços mesmo com escassez de recursos. E, para tanto, deve-se buscar respostas fora dos sistemas convencionais, adotando alternativas mais adequadas à realidade do país. É neste contexto que a gestão das soluções individuais ganha força como alternativa à universalização do saneamento.

No estado do Rio Grande do Sul, ressalta-se o papel do Ministério Público Estadual, que, através do Centro de Apoio Operacional da Ordem Urbanística, criou um Grupo de Trabalho (GT) para introduzir a discussão acerca das Soluções Individuais. Este GT, que contou com a participação de diversos setores ligados direta e indiretamente ao saneamento, produziu diretrizes para sistematizar o funcionamento efetivo das soluções individuais enquanto alternativa de esgotamento sanitário, estabelecendo responsabilidades aos usuários, municípios, concessionárias, e empresas de limpeza (MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL - CENTRO DE APOIO OPERACIONAL DA ORDEM URBANÍSTICA E QUESTÕES FUNDIÁRIAS, [s.d.]).

O município é o titular dos serviços de saneamento, de acordo com a Lei 11.445 (BRASIL, 2007), cabendo a ele a escolha pela prestação direta ou pela delegação dos serviços, via Contrato de Programa, onde são estabelecidas as responsabilidades de parte a parte, as metas de atendimento, as formas de prestação de serviço e o objeto do contrato. Estes contratos devem considerar sempre o que foi estabelecido no Plano Municipal de Saneamento Básico, e a regulação dos serviços deve ser feita por agência reguladora, municipal, quando existir, ou estadual.

Até recentemente, muitos municípios não haviam elaborado os seus Planos Municipais de Saneamento Básico (BRASIL, 2017b). Conforme os contratos vão sendo renovados, e os planos vão sendo elaborados, identifica-se uma demanda por investimentos na área de esgotamento sanitário que não condiz com a realidade financeira dos municípios ou das companhias de saneamento. Isto se deve, principalmente, a uma expectativa de que sejam implantados, em todos os municípios, sistemas convencionais de esgotamento sanitário, que, como já mencionados, demandam altos investimentos.

Alguns municípios demandam a adoção do que se denominou “solução mista”, ou seja, a utilização da rede de drenagem pluvial para transporte de esgotos sanitários, com posterior interceptação e encaminhamento para tratamento. Esta solução, apesar de amplamente adotada em diversos municípios do país, não

possui normatização, e por isso apresenta restrições de ordem jurídica, além de não resolver e talvez potencializar riscos à saúde pública em locais onde a rede de drenagem é inadequada. Segundo o Ministério Público Estadual, esta solução deve ser adotada apenas de forma provisória e com pré-tratamento individual, e não deve ser entendida como sistema adequado de esgotamento sanitário (GT SOLUÇÃO MISTA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO, 2016).

A Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN) decidiu incluir a gestão das soluções individuais entre seus projetos estratégicos, por entender que possa apresentar uma resposta à demanda por soluções apropriadas de esgotamento sanitário por parte dos municípios, principalmente considerando-se as questões de ordem econômica e as expectativas futuras. Sabe-se que há regiões do estado onde já é consolidado o uso de fossas ou tanques sépticos como forma de destinação do esgoto doméstico, ainda que, em muitos casos, sequer haja local licenciado para o recebimento dos lodos.

Estes podem ser encaminhados a estações de tratamento de esgotos domésticos com capacidade ociosa, onde pode ser realizado o co-tratamento com o esgoto municipal, ou serem dispostos em leitos de secagem, com tratamento apenas da fase líquida. No entanto, há uma parcela considerável de municípios em que não há uma estação de tratamento de esgotos a uma distância viável, os quais demandariam a construção de uma estação de tratamento específica para tratar os lodos de fossa e tanques sépticos e destinar adequadamente o efluente gerado.

Tratando-se de uma operação nova no contexto local, ainda não há diretrizes para a escolha da melhor maneira de atingir este objetivo. Deve-se, portanto, fazer uma análise das tecnologias adotadas em outros locais, avaliar seus pontos positivos e negativos, considerar as características locais e estabelecer uma metodologia de definição do melhor sistema a ser adotado em cada caso.

O lodo de tanques sépticos possui características que podem ser descritas como uma composição de esgoto doméstico e lodo de esgoto (ANDREOLI, 2009). O quanto ele se aproxima de um ou de outro dependerá de uma série de fatores, como os critérios de projeto, a forma de uso, as condições do sistema, e a periodicidade de limpeza. É consenso na literatura que a única constante entre as características do lodo de diferentes tanques sépticos é justamente a sua variabilidade (ANDREOLI, 2009; GOLD et al., 2018; STRANDE; RONTELTAP; BRDJANOVIC, 2014). Isto torna a elaboração de projetos de estações de tratamento deste tipo de lodo um desafio

ainda maior. Em geral, separa-se a parte sólida da fase líquida, sendo que esta última passa a ter uma característica similar a um esgoto forte. Como o volume do efluente é consideravelmente menor do que seria o de um sistema convencional, é possível avaliar outras alternativas de destinação do efluente tratado, além do lançamento em corpos hídricos superficiais. A parte sólida pode ser encaminhada a locais licenciados ou ser tratada de modo a permitir o uso para fins agrônômicos, com a reciclagem dos nutrientes.

É possível encontrar na literatura uma série de potenciais usos visando à recuperação de recursos a partir do lodo (DIENER et al., 2014; NIKIEMA; COFIE; IMPRAIM, 2014; SEMIYAGA et al., 2015; SEPTIEN et al., 2018; SINGH et al., 2017) desde o uso como combustível até fonte de alimento para larvas de moscas a serem usadas como proteína animal. O que as experiências internacionais apontam é que há muitas vantagens de se prever a recuperação de recursos já na fase de projeto (BLACKETT; HAWKINS, 2017).

As tecnologias utilizadas para tratamento do lodo de fossa e tanques sépticos abrangem desde a mera incorporação do lodo no solo até sistemas totalmente mecanizados (STRANDE; RONTELTAP; BRDJANOVIC, 2014). Há uma tendência, com o passar do tempo e com a experiência, da migração de sistemas mais simples (que demandam áreas maiores) para sistemas mais complexos (que exigem menos espaço, mas apresentam consumo de energia e exigem um maior domínio das tecnologias) (BLACKETT; HAWKINS, 2017). A adoção de tecnologias muito complexas em um primeiro momento, sem conhecimento suficiente das características do material com que se está trabalhando, pode resultar em um completo fracasso do processo. O estudo de cada tecnologia, seu histórico, suas aplicabilidades e potenciais riscos associados é de fundamental importância para a escolha do sistema mais adequado. No entanto, é necessário ter o conhecimento da área disponível para a implantação do sistema, suas dimensões e suas características geomorfológicas. A localização e o tipo de área bem como o custo e as tecnologias disponíveis condicionarão a viabilidade das opções tecnológicas.

3. OBJETIVOS

3.1 GERAL

O presente estudo visa avaliar a viabilidade da implantação de centrais regionais para tratamento de lodo de fossa ou tanque séptico, como solução definitiva para esgotamento sanitário em pequenos municípios.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos da pesquisa foram:

- Realizar uma estimativa de custos totais para o horizonte de projeto para cada alternativa de tratamento, necessidade de operação, manutenção, equipamentos e insumos, transporte e destinação final dos subprodutos.
- Analisar a viabilidade econômica de cada sistema, considerando a variação no raio de abrangência e na seleção tecnológica, a fim de avaliar o porte do sistema que apresenta a condição de maior viabilidade em cada um dos cenários analisados.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo será apresentado uma revisão sobre a sistemas de esgotamento sanitário baseado na gestão de soluções individuais, especialmente no tocante às características do lodo e seu tratamento, que são determinantes para a seleção das tecnologias a serem adotadas, que impactarão na viabilidade do sistema.

4.1 RELAÇÃO SAÚDE E SANEAMENTO

Segundo a OMS, saneamento constitui “o controle de todos os fatores do meio físico do homem, que exercem efeitos deletérios sobre seu estado do bem estar físico, mental ou social” (RECESA, 2008). Nesta conceituação está subentendida a relação existente entre ambiente e saúde, numa perspectiva que relaciona a melhora das condições de saúde – em um conceito amplo – com as condições ambientais do meio físico.

Historicamente, os modelos que buscaram associar as melhorias de condições de saneamento a melhorias na condição geral de saúde direcionaram-se às vias de transmissão de um grupo definido de doenças, como as enfermidades diarreicas. Atualmente já se compreende a limitação desta visão de saneamento, que resultou na elaboração de políticas públicas igualmente limitadas, pois entende-se que as questões envolvendo a relação ambiente-saúde são de ordem mais ampla e complexa, envolvendo outros tipos de contaminantes ambientais, hábitos de nutrição e higiene, mas principalmente condições sócio-econômicas (HELLER, 1998). No entanto, especialmente em países em desenvolvimento, o foco em disposição adequada de excrementos e fontes seguras de água segue sendo fundamental.

A disposição de dejetos em buracos no subsolo é talvez tão antiga quanto a humanidade, destacando-se a partir da era neolítica, quando as populações humanas começaram a se estabelecer em cidades. Há orientações para esta prática desde a Lei Mosaica, em Deuteronômio 23. Os primeiros vestígios arqueológicos da existência de latrinas conectadas a buracos para disposição de dejetos são encontrados na Babilônia, a partir de 3500 A.C., lado a lado com sistemas de drenagem para afastamento de esgotos. No entanto, a maior parte dos resíduos era

disposta nas ruas, sendo posteriormente cobertos com argila (LOFRANO; BROWN, 2010).

Apesar da engenhosidade e robustez dos sistemas de esgotamento das antigas civilizações, com desenvolvimentos constantes até o império Romano (com a construção de banheiros públicos e complexas redes de esgotamento), ainda uma parcela da população lançava seus dejetos diretamente nas ruas, prática que posteriormente se consolida com o colapso do império na chegada da Idade Média. Devido aos problemas evidentes do lançamento direto dos dejetos no meio da rua, passa-se a ver o surgimento de regulações exigindo a construção de fossas ou sumidouros nas residências. O lodo era posteriormente retirado manualmente por trabalhadores especializados e vendido como fertilizante nas áreas rurais. Os sistemas coletivos só voltaram a ser implantados na Europa a partir do século XIX (LOFRANO; BROWN, 2010).

Mesmo com todo o histórico do desenvolvimento de soluções de abastecimento de água e de esgotamento, não é possível afirmar que houve a efetiva percepção dos riscos de contaminação feco-oral, ainda que a preocupação sobre a qualidade da água e sua relação com a saúde seja mencionada em diversos momentos (VUORINEN; JUUTI; KATKO, 2007). O que se sabe, ao menos a partir da era moderna, é que a visão dominante da origem das doenças baseava-se na teoria dos miasmas, que pressupunha que as mesmas eram causadas pelo ar contaminado por vapores da putrefação da matéria orgânica, dos dejetos ou de cadáveres, sendo abordado fundamentalmente sob a ótica da contaminação atmosférica.

Esta visão errônea da origem das doenças, especialmente o cólera, gerou uma série de intervenções urbanas equivocadas. Em Londres, por exemplo, o alto crescimento populacional, o aumento do volume de esgoto decorrente do surgimento dos vasos sanitários e da água encanada, e a péssima gestão das fossas existentes, em virtude do alto custo de remoção manual dos resíduos, geraram um ambiente caótico: conforme relatos da época, os resíduos transbordavam das fossas, ocupavam os porões e pátios das casas, as ruas e os espaços públicos, e o odor era extremamente desagradável (JOHNSON, 2008). A solução proposta, e celebrada, foi então a desativação das fossas e a conexão na rede pluvial, encaminhando os esgotos diretamente ao rio Tamisa. Deste modo, os odores das fossas transbordantes seriam reduzidos, o que, de acordo com a teoria

dos miasmas, seria capaz de mitigar as doenças. A expectativa não concretizou-se, e, ao encaminhar o esgoto sem tratamento ao rio que era também manancial de água de abastecimento, gerou-se um problema ainda mais sério de contaminação, resultando nos surtos de cólera de 1848-9 e 1866 (CHOLERA EPIDEMICS IN VICTORIAN LONDON | THE GAZETTE, [s.d.]).

No que tange à teoria da transmissão pela água contaminada, a opinião médica começou a transformar-se a partir dos estudos de John Snow, principalmente após o surto da Broad Street de 1854 e o “Great Stink” no verão de 1858, o qual gerou incômodos, mas não se reverteu em surtos de maior proporção, como previa a teoria dos miasmas (SNOW, 2002). Estes eventos levaram à construção de interceptores para conduzir os esgotos a um ponto distante do Tamisa, fora dos pontos de captação, o que de fato evitou novos surtos da doença após sua conclusão, em 1875.

A segurança da utilização de fossas e sumidouros está relacionada ao risco de contaminação das fontes de abastecimento de água. Como ficou consagrado no notório caso do surto de cólera da Broad Street, ricamente descrito no livro “O mapa fantasma” (JOHNSON, 2008): um único episódio de contaminação de uma fonte de água subterrânea tem potencial de afetar centenas de pessoas. Sabe-se hoje que 38% das fontes melhoradas de água estão contaminadas com bactérias indicadoras de contaminação fecal, e que a água subterrânea não tratada é uma das principais fontes de doenças entéricas, com estimativas globais da ordem de 35,2 a 59,4 milhões de casos anuais de gastroenterites agudas (MURPHY et al., 2017).

Alguns dos principais fatores que influenciam o risco de contaminação da água de poços por patógenos são: parâmetros de projeto do poço (como características construtivas e proteção da fonte); localização dos tanques sépticos mais próximos; características geológicas, incluindo espessura e permeabilidade do subsolo; e presença de criação de gado (MURPHY et al., 2017).

Ravenscroft et al. (2017) aponta para a potencial contradição em relação à visão convencional que, por um lado percebem a água subterrânea como inerentemente segura, e por outro lado percebem como intrinsecamente sob risco de contaminação devido às latrinas. Em estudo realizado nas planícies do delta do Ganges-Brahmaputra-Meghna, em Bangladesh, com a construção e o monitoramento de latrinas e o monitoramento da água subterrânea (através de piezômetros), do sistema poço-bomba, do armazenamento e consumo, constatou-se

que a contaminação devido as latrinas era significativa apenas nas proximidades das mesmas, e, para maiores distâncias, a presença de coliformes era mais rara e descontínua. Estimou-se, ainda, que apenas 1,3% das doenças atribuídas à contaminação da água por coliformes era devido ao fluxo subsuperficial oriundo das latrinas, sendo o restante oriundo da recontaminação, com 28,8% relacionados ao sistema poço-bomba e 69,9% após a retirada, devido às más condições de armazenamento e higiene.

Os autores questionam outros estudos que indicam que uma expansão na cobertura de latrinas aumentaria o risco de doenças diarreicas, e sugerem que a atenção dada à distância entre as latrinas e os poços é desproporcional aos riscos associados. Ainda, devido à baixa contaminação identificada em profundidades de cerca de 10 metros, apontam que o foco na distância horizontal não apenas não oferece garantia como também falha na compreensão das rotas de contaminação em poços profundos (RAVENSROFT et al., 2017). Evidentemente que tais considerações não se aplicam a locais com aquíferos em rochas fraturadas.

Dito isso, é importante ressaltar que a garantia da não proliferação de doenças feco-orais depende fundamentalmente da disponibilidade de uma fonte segura de água, que engloba o tratamento necessário e o monitoramento adequado. A contaminação da água subterrânea por esgotos, seja em latrinas seja em efluentes de tanques sépticos, é sim um risco a ser avaliado com seriedade, no entanto não é exclusividade de sistemas de disposição de efluentes no solo. Segundo estimativas da USEPA, a deterioração das redes de esgoto é responsável por vazamentos da ordem de 30 até 50% da vazão em alguns locais (HUNT; JOHNSON, 2017). Deste modo, algumas medidas como a proibição da utilização de poços particulares em locais onde há rede pública de abastecimento de água é fundamental para garantir a segurança e a saúde da população, independentemente da solução de esgotamento sanitário adotada.

4.2 FOSSA OU TANQUE SÉPTICO

Em locais onde o suprimento de água é feito através da rede de distribuição e a eliminação dos dejetos é feita em vasos sanitários com descarga hidráulica, a solução individual para destinação de resíduos mais indicada é o tanque séptico,

que possui entrada e saída de efluente, retendo a fração sólida. Em locais onde a disponibilidade de água é restrita, não sendo utilizada para transporte de dejetos, a solução mais adequada pode ser uma estrutura capaz de reter todos os dejetos, sem saída de efluente (o que é inviável quando há volumes grandes de água junto aos resíduos).

O tanque séptico foi concebido em 1872, na França, por Jean Louis Mouras. Consistia em um tanque hermético no qual os esgotos entravam e saíam através de tubulações na parte superior submersas na massa líquida. Seu intuito era reter a matéria sólida contida nos esgotos, evitando a obstrução do sumidouro ou colmatação do solo, dificultando a infiltração dos líquidos. Mouras observou que o volume de sólidos acumulado no tanque de alvenaria após um período de tempo era muito menor do que havia previamente estimado. O invento foi patenteado em 1881, depois de experiências com a colaboração do abade Moigne. Provavelmente, o abade conhecia as então recentes descobertas de Pasteur, que já permitiam saber que a redução da matéria ocorria devido à atividade bacteriana que produzia a liquefação e gaseificação dos sólidos orgânicos (ANDRADE NETO, 1997 apud ANDREOLI, 2009).

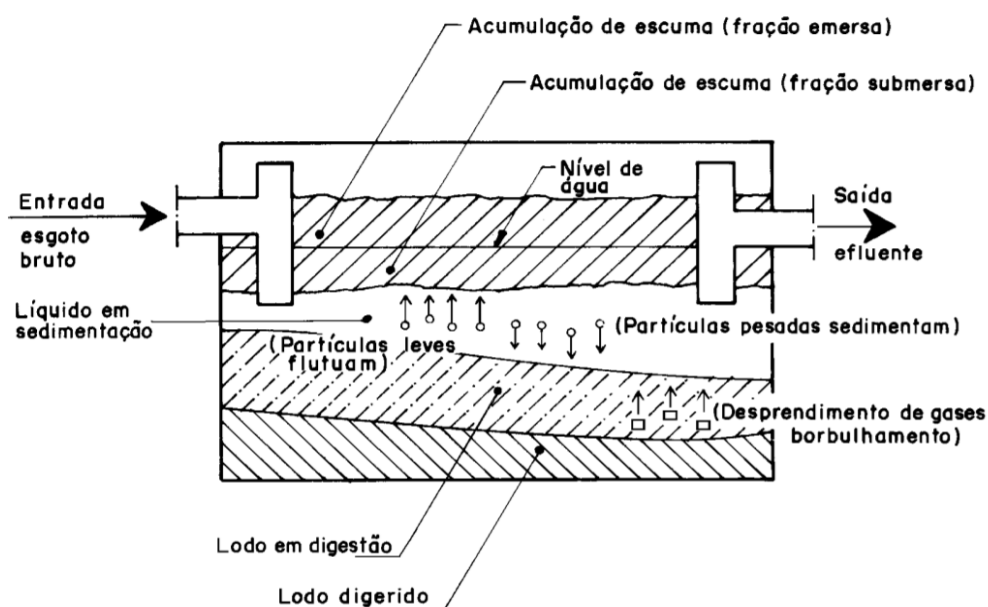


Figura 1. Camadas no interior do tanque séptico. **Fonte:** ABNT (1993).

Há uma discussão conceitual acerca da utilização dos termos “fossa séptica” ou “tanque séptico”, onde alega-se que o termo “fossa” pode se referir a qualquer

buraco ou cavidade, podendo tratar-se também da disposição final do efluente, neste caso também conhecido como “poço negro” (ANDREOLI, 2009). Já o tanque séptico (**Figura 1**) consiste em uma unidade hermeticamente fechada projetada para o tratamento de esgotos, com efluente a ser disposto em outra unidade (sumidouro, vala de infiltração ou rede de drenagem). No entanto, como usualmente consideram-se os termos como sinônimos, no presente trabalho tal diferenciação será inexistente. Quando tratar-se de unidade única de disposição final em desacordo com as normas de engenharia, será considerado fossa rudimentar, ou o já citado “poço negro”.

No Brasil, o dimensionamento das fossas ou tanques sépticos é normatizado pela ABNT NBR 7229/1993 e complementado pela NBR 13.969/1997 (que engloba os tratamentos complementares). O funcionamento é bastante simples: a matéria orgânica particulada sedimenta e vai se acumulando no fundo da unidade, onde a parcela biodegradável é digerida anaerobicamente (**Figura 1**). As gorduras e outras substâncias mais leves flutam e ficam também retidas na parte superior, e o efluente com menor concentração de poluentes é encaminhado para a unidade subsequente (BUCKLEY et al., 2011).

Com o tempo, a camada de lodo acumulado no fundo do tanque séptico torna-se mais espessa, ao ponto de atingir a altura da tubulação de saída, momento em que o tanque séptico deixa de apresentar qualquer funcionalidade na retenção de sólidos, funcionando apenas como caixa de passagem, e comprometendo as unidades subsequentes (ANDRADE NETO apud ANDREOLI, 2009). Orienta-se a remoção do lodo quando a soma da altura do mesmo com a espuma atinge cerca de 30% da altura total (US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2002). A taxa de acumulação depende das características do esgoto, da unidade, e da população contribuinte. Do mesmo modo, a característica do lodo removido depende, além desses fatores, da frequência de remoção. Os dispositivos podem ser dimensionados para que seja feita a remoção do lodo em uma periodicidade que varia de 1 a 5 anos (ABNT, 1993). No entanto, sabe-se que na prática a limpeza é feita apenas quando há algum comprometimento do funcionamento do sistema.

Quando operado adequadamente, a eficiência do tanque séptico situa-se próximo aos 50% em termos de DBO, e até 60% para SS. É recomendável, e, por vezes exigível, dependendo da legislação municipal, que o efluente do tanque séptico receba algum tipo de pós-tratamento, anterior à sua disposição final. Tais

alternativas são normatizadas pela NBR 13.969/1997, sendo que a alternativa mais consagrada é a utilização de filtro anaeróbio. A combinação de tanque séptico e filtro anaeróbio proporciona eficiências de remoção de 40 a 75%, 40 a 70% e 60 a 90% para DBO, DQO e SS, respectivamente. Tal configuração, quando adequadamente mantida, garante a funcionalidade do sistema de disposição final, seja ele sumidouro ou vala de infiltração.

Salienta-se, no entanto, que, nesta configuração, não há remoção significativa de patógenos ou de compostos nitrogenados, que podem se converter em nitrato após a disposição no solo. Deste modo, dependendo das características do solo e do uso de água, outras alternativas de pós-tratamento podem ser consideradas mais adequadas.

Em locais onde a carga de nitrogênio oriundo das soluções individuais é um motivo de preocupação, algumas alternativas tecnológicas podem ser adotadas visando à redução deste impacto. No estado da Florida, nos EUA, onde cerca de 2,6 milhões de tanques sépticos atendem aproximadamente 30% da população, o Departamento de Saúde iniciou em 2008 estudos para avaliar tecnologias passivas de remoção de nitrogênio (SMITH; OTIS; FLINT, 2008). Desde 2016 o estado exige a adoção de alguma dessas tecnologias para novos sistemas, quando instalados em bacias onde há uma preocupação especial com as fontes de água e aquíferos (FLORIDA DEP, [s.d.]).

No Japão, o desenvolvimento das soluções individuais evoluiu paralelamente ao avanço dos sistemas coletivos, desde a introdução dos vasos sanitários. Os sistemas, denominados *johkasou* (tanque de purificação), geralmente são compostos por uma combinação de sistemas de biomassa suspensa e biomassa aderida, permitindo altas eficiências de remoção de DBO e nutrientes, complementados com uma desinfecção com hipoclorito de cálcio antes do lançamento na rede pluvial. O lodo gerado no sistema é recolhido uma vez por ano e tratado em uma estação de tratamento. Atualmente, vêm sendo desenvolvidos equipamentos utilizando membranas (MBR), atingindo eficiências ainda maiores, muitas vezes superiores às de estações de tratamento municipais, o que demonstra que soluções individuais não implicam necessariamente em baixas eficiências (GAULKE, 2006).

A utilização de tanques sépticos no Brasil historicamente foi tratada como uma solução provisória, até a implantação de sistemas convencionais, sendo por

vezes sequer considerada como uma solução adequada de saneamento. O próprio Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), que se baseia em informações fornecidas pelos prestadores de serviços, acaba por não contabilizar quem possui apenas soluções individuais.

Para manter o sistema operando adequadamente, é necessária a remoção periódica do lodo acumulado. Quando esta operação é realizada, é de se esperar que o mesmo apresente características específicas de acordo com seu dimensionamento, utilização e periodicidade de remoção. Para poder dimensionar adequadamente o sistema de tratamento é necessário conhecer as especificidades do material a ser tratado.

4.3 CARACTERÍSTICAS DO LODO DE FOSSA OU TANQUE SÉPTICO

Conforme já mencionado, é possível identificar três camadas distintas no interior do tanque séptico (**Figura 1**): no fundo deposita-se o lodo, composto por materiais sedimentáveis em diferentes estados de decomposição – há uma parcela considerada “mineralizada”, que não sofrerá maior degradação, e outra parcela composta pelo aporte de lodo fresco, ainda biodegradável. Na fração intermediária está localizada a parte líquida, contendo os poluentes solúveis ou de baixa sedimentabilidade, e na parte superior há a formação de espuma.

Quando é realizada a limpeza do sistema, é comum que se retire quase a totalidade do seu conteúdo, de modo que o resíduo a ser tratado será composto por uma mistura absolutamente variável de todas estas camadas. O volume correspondente a cada parcela depende das características de uso e do intervalo entre limpezas. Este aspecto contribui para a imensa variabilidade dos parâmetros encontrados na caracterização deste resíduo, trazendo um desafio maior para o seu tratamento. A **Tabela 1** apresenta as variáveis e os limites para caracterização de lodos de fossa no Brasil.

Além da heterogeneidade das características encontradas em diferentes tanques sépticos, cabe ressaltar a complexidade relativa ao próprio processo de amostragem. Há uma variação espacial no interior de cada unidade, que também se reproduz no sistema utilizado para a remoção e transporte e descarga do resíduo. Quando a coleta é feita no momento do descarte, há de se reconhecer que a

característica do lodo vai sendo alterada ao longo do descarte. A escolha do momento da coleta, ou a elaboração de amostras compostas, acaba por influenciar no resultado das análises (BASSAN et al., 2013; STRANDE et al., 2018).

Além disso, praticamente todos os parâmetros do lodo do tanque séptico apresentam concentrações maiores do que aqueles do esgoto doméstico. No entanto, uma parcela significativa dos contaminantes está associada à fração sólida, de modo que uma etapa de separação sólido-líquido (como em um leito de secagem, por exemplo), gera uma fase líquida com características muito mais próximas à de um esgoto doméstico convencional, principalmente em termos de DBO e DQO, o que é vantajoso para o dimensionamento das unidades de tratamento, ou para o tratamento combinado com o esgoto doméstico (MANGA et al., 2016).

Lupatini et al. (apud ANDREOLI 2009) analisaram o percolado de leitos de secagem em escala piloto alimentados com lodo de fossa. Para um lodo bruto com DQO e DBO da ordem de 33.000 e 2.300mg/L, respectivamente, obteve-se um percolado com concentrações médias de cerca de 1500 e 300mg/L. No caso do cotratamento com esgoto sanitário, a opção de onde dispor o lodo de fossa (no leito de secagem ou juntamente com o esgoto) pode significar a diferença entre o funcionamento adequado e o colapso do sistema de tratamento (LOPEZ-VAZQUEZ et al., 2014).

4.4 TRATAMENTO DO LODO DE FOSSA E TANQUE SÉPTICO

Considerando-se os tipos de tratamento ambientalmente adequados, a alternativa de tratamento do lodo de fossa e tanque séptico mais adotada atualmente no Brasil é o cotratamento com esgoto doméstico em Estações de Tratamento de Esgotos (CARRILHO; CARVALHO, 2016). Esta alternativa pode ser considerada eficaz desde que: haja capacidade ociosa de tratamento; a proporção de lodo seja significativamente baixa, a ponto de não comprometer o tratamento; a aplicação seja feita de forma a reduzir as cargas de choque, preferencialmente favorecendo uma diluição prévia ao tratamento; haja um pré-tratamento compatível com a tecnologia de tratamento utilizada (ANDREOLI, 2009).

Tabela 1. Características do lodo de fossa no Brasil. **Fonte:** Andreoli (2009).

	pH	ALCALINIDADE (mgCaCO ₃ /L)	CONDUTIVIDADE	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	N AMONÍACAL (mgNH ₃ -N/L)	NTK (mg/L)	FÓSFORO TOTAL (mgPO ₄ /L)	ÓLEOS E GRAXAS (mg/L)	ST (mg/L)	STV (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	Ssed (ml/L)
FAE/SANEPAR														
N	22	21	22	21	21	22	22	22	21	22	22	12	12	21
Mínimo	5,1	132	805	137	700	33	50	4	130	1051	687	566	500	2
Máximo	8,4	1618	2800	6280	24600	264	1211	459	7037	38000	33628	19750	15266	600
Média	7,2	773	1636	2734	11219	124	444	132	1908	12116	7891	6656	4361	145
Mediana	7,3	743	1480	2396	9300	90	400	103	1508	8208	5612	5042	2786	110
DP	0,7	318	635	1747	6768	76	318	111	1768	9064	7311	6306	4440	134
CV	9,1	41	39	64	60	62	72	84	93	75	93	95	102	92
UFRN/LARHISA														
N	125	123	122	62	116	118	121	-	118	122	122	114	113	121
Mínimo	4,2	0	231	89	212	3	23	-	2	399	233	134	120	0
Máximo	8,3	2051	11270	14242	23492	277	511	-	6419	28590	22146	22276	16050	825
Média	6,6	471	1193	2176	4205	75	129	-	613	6508	4368	3891	2776	136
Mediana	6,7	387	957	955	3434	62	93	-	146	3489	2456	2021	1460	67
DP	0,8	338	1275	2859	4303	52	100	-	1115	7266	4925	4918	3586	175
CV	12,1	72	107	131	102	70	78	-	182	112	113	126	129	129
UNB/CAESB														
N	15	15	-	-	13	13	11	14	-	8	7	8	7	15
Mínimo	5,9	79	-	-	108	11	53	0	-	715	133	574	257	0
Máximo	7,9	1450	-	-	6932	98	473	52	-	45555	31097	35853	24047	450
Média	7,1	390	-	-	1281	51	160	14	-	10214	7368	6395	4996	70
Mediana	7,1	271	-	-	487	54	90	8	-	1504	1263	1010	1015	4
DP	0,6	371	-	-	1911	26	149	16	-	16274	11497	12125	8600	129
CV	8	95	-	-	149	51	93	118	-	159	156	190	172	185
USP/EESC/EESC														
N	31	18	-	30	32	20	8	18	23	30	29	29	28	28
Mínimo	6	219	-	76	162	-	-	17	7	695	214	200	48	1
Máximo	7,5	878	-	7413	22445	-	-	73	2803	27932	21152	19280	11032	250
Média	6,9	477	-	1524	4491	-	-	39	345	5216	3053	3257	1749	50
Mediana	7	461	-	666	1663	-	-	37	137	1712	790	900	489	13
DP	0,4	174	-	2148	6489	-	-	16	610	7803	5325	5465	3115	78
CV	5,7	36	-	141	145	-	-	40	177	150	174	168	178	155

N: Número de amostras, DP: Desvio Padrão, CV: Coeficiente de Variância

Em localidades onde o cotratamento não é uma alternativa viável, ou não há estação de tratamento de esgotos, as estações de tratamento específicas para lodo de fossa e tanque séptico devem ser atentamente projetadas. A elevada concentração de amônia pode ser uma limitação no tratamento por lagoas de estabilização devido à sua toxicidade (HEINSS; LARMIE; STRAUSS, 1998; HEINSS; STRAUSS, 1999). O elevado teor de sólidos, assim como a elevada concentração de DQO solúvel não biodegradável, também representam um risco à eficiência de

sistemas de lodos ativados convencionais (DANGOL, 2013; LOPEZ-VAZQUEZ et al., 2014; PISTORELLO, 2018). A presença significativa de gorduras e areia também é um risco em potencial, especialmente em sistemas sensíveis a esses elementos, como é o caso de reatores UASB, o que reforça a importância do tratamento preliminar adequado.

Devido ao fato da gestão do lodo fecal como solução definitiva para esgotamento sanitário ser um tema recente, as pesquisas sobre o uso de tecnologias exclusivas para o tratamento deste tipo de resíduo ainda são limitadas. Há um avanço significativo na busca de soluções, voltados principalmente para locais de renda baixa e média, através de instituições públicas e privadas trabalhando principalmente no continente africano e asiático (STRANDE; RONTELTAP; BRDJANOVIC, 2014). No entanto, a utilização de tanques sépticos são mais comuns em localidades com maior disponibilidade de água, como o sudeste asiático, enquanto o continente africano e alguns países da Ásia em geral utilizam latrinas, cujo lodo fecal possui características distintas do lodo de tanque séptico. Algumas tecnologias de tratamento, entretanto, se adéquam bem a ambos os contextos.

O tratamento do lodo fecal pode ser dividido em uma série de processos ou etapas, sendo que algumas tecnologias podem ser responsáveis por mais de um processo, e a necessidade de um ou outro processo depende dos objetivos do tratamento e do uso final dos produtos gerados. Os principais processos envolvidos são: separação sólido-líquido; estabilização; desaguamento/secagem; redução de patógenos; tratamento complementar da fase líquida; e uso/disposição final (STRANDE; RONTELTAP; BRDJANOVIC, 2014).

4.4.1 Separação sólido-líquido

A separação sólido-líquido, conforme definido por Strande et al. (2014), envolve principalmente uma etapa de decantação ou adensamento (**Figura 2, Figura 3**). Esta pode ser feita de forma contínua ou em batelada, operando de forma alternada. A vantagem da utilização desta etapa é o aumento da concentração de sólidos na fase adensada, reduzindo os volumes e conseqüentemente a área necessária, dependendo da tecnologia adotada para secagem ou desaguamento do

lodo. No caso de utilização de sistemas de desaguamento mecanizado, dependendo das características do lodo e das condições de operação do equipamento, é possível que o teor mínimo de sólidos só seja atingido após uma etapa de adensamento.

Como exemplo de tecnologia podemos citar os tanques de sedimentação e adensamento (*settling/thickening tanks*), tanques Imhoff, decantadores, flotadores, adensadores mecânicos com utilização de auxiliar de coagulação (HUBER TECHNOLOGY, [s.d.]).

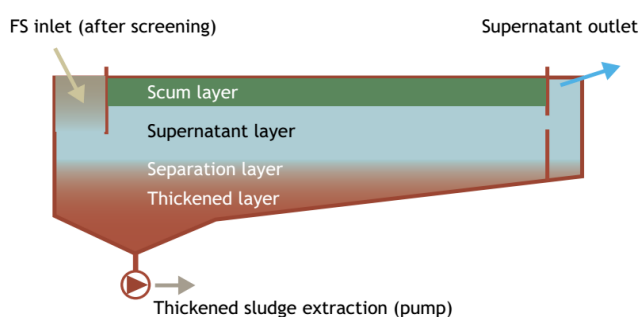


Figura 2. Adensador (*Settling/thickening tank*). **Fonte:** Strande, Ronteltap e Brdjanovic (2014).



Figura 3. Adensador de lodo mecanizado. **Fonte:** Huber Technology [s.d.].

4.4.2 Estabilização

A estabilização está relacionada à biodegradabilidade do lodo, que pode ser dada pela relação entre sólidos voláteis e fixos, pois os sólidos voláteis são um

indicador de matéria orgânica facilmente biodegradável. Considera-se que um lodo mais estabilizado (ou “mineralizado”) representa um menor risco de impactos negativos no seu uso posterior, pois manterá as mesmas características, não sofrendo degradação com consumo de oxigênio e geração de gases e demais subprodutos, e reduzindo a atratividade de vetores (STRANDE; RONTELTAP; BRDJANOVIC, 2014). Como o lodo de fossa já possui certo grau de estabilização, a necessidade de uma etapa adicional de estabilização também depende das características do lodo e da tecnologia adotada nas etapas subsequentes. Sabe-se que a estabilidade do lodo influencia na sua resistência ao desaguamento (GOLD et al., 2016), e também é um critério para a viabilidade de sua utilização no meio agrícola (conforme CONAMA 375/2005).

Como alternativas visando à estabilização podemos citar a utilização de digestores anaeróbios, além de outras alternativas de tratamento biológico que degradem a matéria orgânica disponível. A compostagem também é um processo que pode garantir a estabilização do lodo, assim como o acondicionamento por grandes períodos de tempo. Outra alternativa para a estabilização de lodos em um curto espaço de tempo é a chamada Estabilização Alcalina, que consiste na adição de um composto (geralmente cal hidratada), o qual eleva o pH e cria um ambiente que paralisa ou retarda a atividade microbiana. A manutenção de um pH acima de 12 por cerca de 30 minutos é considerada uma solução que garante a inativação de patógenos. A utilização da mistura de cal hidratada com o lodo também melhora consideravelmente as condições de desaguamento do mesmo, reduz odores, proporciona a precipitação de metais e a volatilização da amônia (o que reduz o potencial nutricional, caso objetive-se o reuso agrícola). Pode ser uma alternativa interessante onde os custos do fornecimento não são proibitivos, desde que se tenha os cuidados no manuseio e armazenamento adequados (USAID, 2015).

4.4.3 Desaguamento/secagem

Tendo em vista que qualquer lodo é composto principalmente por água, a etapa de desaguamento é fundamental em qualquer sistema para que se reduzam os custos associados ao transporte e disposição final do lodo. As tecnologias utilizadas com esta finalidade são as já consagradas para os lodos de estações de

tratamento de esgotos, e se dividem principalmente em sistemas naturais ou sistemas mecanizados, ou ainda sistemas que utilizam de geossintéticos e condicionamento com polímeros para o desaguamento, os quais representam uma solução intermediária em termos de complexidade.

Como exemplo de sistemas naturais temos principalmente os leitos de secagem convencionais (**Figura 4**), que podem apresentar uma ótima eficiência no desaguamento, mas que demandam grandes áreas e intensiva mão de obra (**Figura 5**). Trata-se apenas de um meio filtrante por onde a água em sua forma livre percola até um dreno inferior, havendo uma evaporação adicional devida à incidência de radiação solar. Apesar de simples, estes sistemas devem ser bem projetados, implantados e operados, pois falhas de projeto podem favorecer a colmatação do meio filtrante e acabar tornando-os inoperantes. A aplicação do lodo não deve exceder uma altura de 30 cm, e após a secagem, a qual depende das condições climáticas e pode levar dias ou semanas, é necessária a retirada do lodo seco para nova aplicação, com a eventual recomposição da areia (EAWAG; DOROTHEE SPUHLER, [s.d.]).

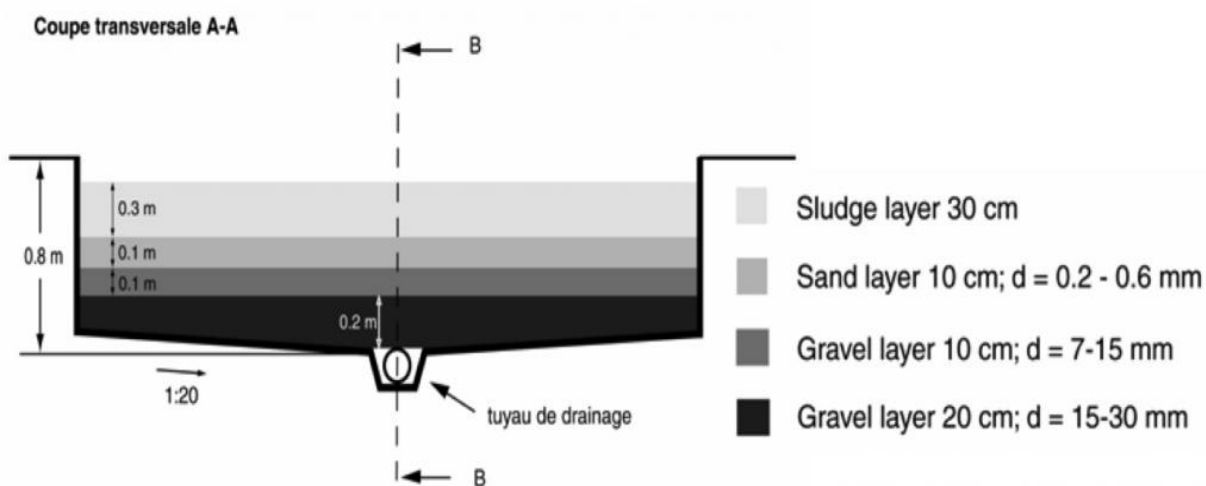


Figura 4. Leito de Secagem. **Fonte:** Eawag e Dorothee Spuhler [s.d.].



Figura 5. Remoção do lodo desaguado de leitos de secagem em Dakar, Senegal. **Fonte:** Strande; Ronteltap e Brdjanovic (2014).

Outra alternativa em desenvolvimento, ainda em fase de consolidação, é o uso de leitos de secagem com plantas (**Figura 6**), também conhecidos como *wetlands* de fluxo vertical, ou canteiro de mineralização (**Figura 7**). O funcionamento é similar ao do leito convencional, no entanto a presença de vegetação garante a permeabilidade do substrato, permitindo aplicações sucessivas de lodo por períodos de até 10 anos antes da sua remoção. Garantindo um período mínimo de alguns meses sem aplicação antes da retirada, é possível obter um lodo mais estabilizado e com um teor menor de patógenos devido aos processos naturais existentes no banhado. De acordo com alguns autores, deste modo é possível a utilização agrícola deste lodo sem a necessidade de uma etapa posterior de estabilização ou redução de patógenos, diferentemente do lodo oriundo do leito de secagem convencional (HEINSS; KOOTTATEP, 1998; KENGNE et al., 2011; KOOTTATEP et al., 2001, [s.d.], 1999, 2004; ROTÁRIA DO BRASIL, [s.d.]; STRANDE; RONTELTAP; BRDJANOVIC, 2014; TILLEY et al., 2014). Em relação aos sistemas de desaguamento mecanizado, os de utilização mais frequente são os decanteres centrífugos e, mais recentemente, a prensa parafuso, ou *screw press* (**Figura 8**). Outros tipos de sistemas, como o filtro-prensa, vêm sendo preteridos em favor dos primeiros. As principais diferenças entre os dois primeiros é que o decanter centrífugo trabalha com altas rotações, o que acarreta em uma operação e manutenção mais criteriosa, e um nível maior de ruído. Já a prensa parafuso trabalha abaixo de 1RPM, gerando menos desgaste, ruídos e desbalanceamento,

mas, no entanto, apresenta uma eficiência inferior, um consumo maior de polímeros e um custo mais elevado (ANDRITZ SEPARATION, [s.d.]). Outra vantagem da prensa parafuso é a faixa de operação: enquanto o decanter exige um teor de sólidos mínimo a partir de 2%, a prensa opera com teores a partir de 0,8%, ou até menos. Conforme as características do lodo de fossa é possível que não seja necessária uma etapa prévia de adensamento. No entanto esta hipótese deve ser submetida a testes em escala piloto.

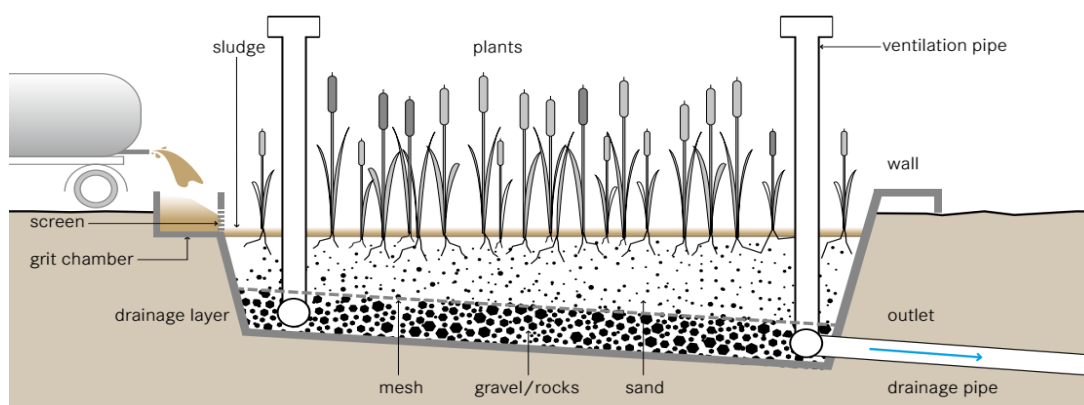


Figura 6. Leito de secagem com plantas (banhado construído de fluxo vertical). **Fonte:** Tilley e colaboradores (2014).



Figura 7. Canteiro de mineralização de lodo. **Fonte:** Rotária do Brasil, [s.d.].

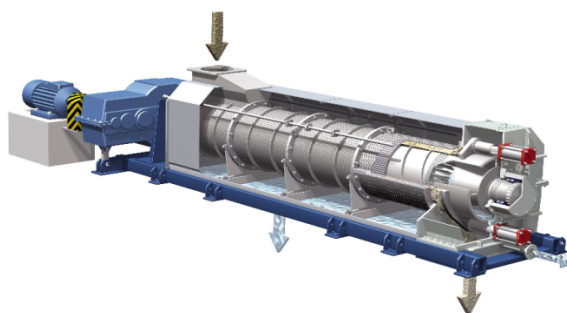


Figura 8. Prensa Parafuso (*screw press*). **Fonte:** Andritz Separation [s.d.].



Figura 9. Bag de geotêxtil para desaguamento de lodo de tanque séptico em operação e durante a remoção do lodo desaguado após o fim do ciclo. **Fonte:** Drive e Polley (2010).

A utilização de *bags* de geotêxtil (**Figura 9**) para desaguamento de lodo vem sendo adotada com sucesso em algumas localidades (DRIVE; POLLEY, 2010). Neste caso o lodo é condicionado com adição de polímero e bombeado para o interior do *bag*, e a água vai sendo expulsa pelo tecido enquanto os sólidos ficam retidos. Este dispositivo apresenta como vantagem o modo de operação mais simples, mas exige disponibilidade de área moderada, e após o esgotamento da capacidade do bag o mesmo é cortado para a retirada do lodo e deve ser substituído, gerando um novo custo a cada ciclo de operação.

O desaguamento, via de regra, garante a retirada da água na fase livre. No entanto, mesmo o lodo desaguado ainda apresenta um teor de umidade que pode chegar a 80%. Uma etapa adicional de secagem pode reduzir o teor de umidade para valores da ordem de 10%, dependendo da tecnologia utilizada (BENNAMOUN, 2012; BENNAMOUN; ARLABOSSE; LÉONARD, 2013). Para este fim há desde secadores solares, ou estufas, até secadores de lodo mecanizados, que utilizam

diferentes sistemas de aquecimento (DAVID, 2002). As estufas agrícolas são alternativas de baixo custo que permitem atingir teores de umidade bastante baixos, dependendo das condições ambientais (GIRONDOLI, 2015; LOZER, 2012). Os secadores mecanizados têm como produto final um resíduo composto basicamente por matéria carbonácea, praticamente isento de umidade e com potencial de uso como combustível. Devido às altas temperaturas, também proporciona a higienização do lodo, além da estabilização, eliminando patógenos. No entanto, é um processo que envolve riscos, até mesmo de explosão (VEZZANI, 2011). Apesar disso, a consolidação desta tecnologia, e a possibilidade de utilização de biogás gerado nos digestores das ETEs para alimentação das caldeiras, vêm tornando essa alternativa mais atrativa com o passar dos anos.

4.4.4 Redução de patógenos

O tratamento do lodo de fossa e tanque séptico deve ser entendido como uma barreira que impede a exposição da sociedade a organismos patogênicos de origem fecal. Sempre que algum dos subprodutos do tratamento, seja a fração sólida ou o efluente final, apresentem riscos de servir de via de transmissão de patógenos, deve ser realizada uma etapa de inativação ou redução dos mesmos, que dependerá do uso proposto para o lodo seco e para o efluente tratado.

Os principais organismos patogênicos presentes no lodo fecal são as bactérias (*Salmonella*, *Escherichia*, *Vibrio cholerae*, etc), vírus (vírus entéricos, hepatite, poliomelite, etc), protozoários (*Cryptosporidium*, *Giardia*, etc), e helmintos (*Ascaris*, *Taenia*, etc) (SCHÖNNING et al., 2004). Cada grupo de organismos possui características distintas de resistência a processos de tratamento, e devem ser analisados caso a caso. Via de regra, o controle da eficiência na redução de patógenos é feito através de organismos indicadores, principalmente as bactérias do gênero *Escherichia* e os ovos viáveis de helmintos.

As bactérias possuem uma resistência limitada quando submetidas a condições ambientais hostis. A utilização de lagoas rasas, que permitam a penetração de radiação UV, como as lagoas de maturação, garantem altas eficiências na remoção de coliformes (MARA, 2013). Alguns processos de tratamento aeróbio também proporcionam uma redução interessante. Caso não haja disponibilidade de áreas necessárias para uma redução adicional, outros processos

de desinfecção podem ser utilizados, com agentes químicos, como cloro, ozônio ou ácido peracético (KITIS, 2004). Também pode ser utilizada a desinfecção por UV utilizando lâmpadas com essa finalidade. Cada alternativa tem seus prós e contras, seus riscos, subprodutos, custos e limitações (LEONG; KUO; TANG, 2015).

Para a utilização do lodo na agricultura, ou disposição no solo em áreas de possível contato humano, o parâmetro ovos viáveis de helmintos passa a ser um critério fundamental. Diferentemente das bactérias, os ovos de helmintos podem representar um risco mesmo após meses fora do organismo, devido à sua estrutura física que permite a passagem de gases necessários à sobrevivência enquanto protege contra agentes químicos e variações de pH (STRANDE; RONTELTAP; BRDJANOVIC, 2014). Geralmente eles ficam associados à fase sólida, quando há uma separação sólido-líquido como em um adensador ou leito de secagem. No entanto, caso haja desprendimento de gases no fundo das unidades, a sedimentação dos mesmos pode ser comprometida (HEINSS; LARMIE; STRAUSS, 1998). A inativação dos ovos de helmintos também é mais complexa. Mesmo no processo de estabilização alcalina há o risco de reativação após a queda do pH. Uma alternativa para a redução no teor de ovos viáveis de helmintos é a compostagem, onde temperaturas elevadas são obtidas no processo e mantidas por longos períodos de tempo (KONÉ et al., 2007). Em Durban, na África do Sul, optou-se pela disposição do lodo fecal em trincheiras (*deep row entrenchment*) de 1m de profundidade com posterior plantio de árvores, e após 2,8 anos houve uma redução de ovos viáveis de helmintos superior a 99,9% (STILL et al., 2012, 2014).

4.4.5 Tratamento complementar da fase líquida

Após a etapa de desaguamento, faz-se necessário uma etapa de tratamento da fase líquida adequada à alternativa selecionada para disposição final do efluente tratado. No caso de lançamento do efluente em corpos hídricos superficiais, o tratamento deve visar conferir ao mesmo parâmetros condizentes com as exigências da legislação vigente para lançamento de efluentes. No caso do Rio Grande do Sul, a norma que regulamenta o lançamento de efluentes é a resolução CONSEMA 355, de 2017, que estabelece limites para diferentes parâmetros dependendo das características do efluente, da vazão de lançamento e das características do corpo

receptor. Para efluentes sanitários, devem ser atendidos, para qualquer caso, os limites de lançamento dos parâmetros DBO, DQO, SS, e CF. Em situações onde houver captação para abastecimento público a jusante com histórico de eutrofização, devem ainda ser atendidos os parâmetros de nitrogênio amoniacal e fósforo total.

Deste modo, a concepção adotada para tratamento da fase líquida deve contemplar o atendimento aos parâmetros exigidos pela resolução vigente, e a escolha do local de implantação do sistema deve considerar os custos adicionais relacionados à remoção de nutrientes, caso o corpo receptor enquadre-se no caso especial da norma.

A remoção dos parâmetros DBO, DQO, SS e CF podem ser atingidas satisfatoriamente por um amplo espectro de tecnologias consagradas de tratamento biológico de efluentes. Já a remoção de nitrogênio amoniacal e de fósforo ocorre apenas em condições especiais do tratamento biológico, ou com utilização de tratamento físico-químico.

O tratamento de efluentes tem o objetivo de converter substâncias presentes na massa líquida na forma solúvel em partículas sólidas (na forma de lodo biológico ou físico-químico) ou substâncias gasosas – especialmente CO_2 e CH_4 , no que se refere à matéria orgânica – possibilitando sua retirada da fase líquida. Para atender à resolução estadual, o nitrogênio amoniacal pode ser convertido apenas a nitrato, pelo processo de nitrificação. Caso o objetivo seja a remoção deste composto, deve-se adotar tanto a nitrificação quanto a desnitrificação, neste caso convertendo o nitrogênio à sua forma gasosa (N_2). O fósforo pode ser removido por processos biológicos, em variantes do processo de lodos ativados, onde é retido no interior das células dos organismos acumuladores de fosfato (OAP) e descartado junto ao excesso de lodo ou por coagulação química por adição de sais metálicos - o cloreto férrico (FeCl_3), por exemplo, forma principalmente $\text{Fe}_{1,6}\text{H}_2\text{PO}_4 \cdot (\text{OH})_{3,8} \text{ (s)}$ (TCHOBANOGLOUS; BURTON; STENSEL, 2014). Outros elementos, como sulfato de alumínio, cal ou magnésio também podem ser utilizados com essa finalidade (ZHANG et al., 2010).

Via de regra, os sistemas biológicos de tratamento de esgotos domésticos dividem-se em processos aeróbios e anaeróbios, ou uma combinação de ambos. Cada tipo de sistema apresenta vantagens e desvantagens, devendo ser avaliado caso a caso (CORNELLI et al., 2014).

Os processos aeróbios convertem a matéria orgânica em CO_2 e em novas células, pela ação dos organismos heterotróficos ou facultativos. O fornecimento de oxigênio pode ser natural ou mecanizado, permitindo altas eficiências em espaços reduzidos, porém com consumo de energia. A geração de lodo é significativa.

Já os sistemas anaeróbios utilizam-se de um consórcio de organismos responsáveis por diferentes etapas na conversão da matéria orgânica em gás, e que devem estar em equilíbrio – a conversão em metano é realizada pelas arqueias metanogênicas, que utilizam como substrato apenas o acetato. Essa condição demanda etapas anteriores realizadas por outros micro-organismos: hidrólise (ou fermentação), acidogênese e acetogênese. Os gases gerados são o CO_2 e o CH_4 , sendo que o último possui potencial para recuperação energética. A geração de lodo é significativamente menor e não há necessidade de consumo de energia elétrica. No entanto, há presença de odor e corrosão decorrentes da formação de gás sulfídrico (H_2S), o qual deve ser tratado adequadamente (ALMEIDA et al., 2018; CAMPOS, 1999; CHERNICHARO et al., 2001; FILHO et al., 2000; LOBATO et al., 2018). A eficiência obtida por sistemas anaeróbios é limitada quando comparada a sistemas aeróbios, e pode ser insuficiente para atender às condicionantes ambientais, dependendo da localidade. A eficiência também decai com a redução da temperatura, o que torna o sistema mais apropriado para regiões tropicais, ou pode exigir o aquecimento do reator. A remoção de matéria orgânica pode ser razoável, porém não há remoção significativa de nutrientes ou de coliformes fecais. Deste modo, a adoção de sistemas anaeróbios demanda a existência de um pós-tratamento, do tipo aeróbio ou físico-químico, dependendo dos parâmetros a serem atendidos (ALEM SOBRINHO et al., 2000).

A escolha da tecnologia de tratamento da fase líquida depende, portanto, da disponibilidade de área, dos parâmetros a serem atendidos, das condições do entorno e da disponibilidade de recursos. Se a disponibilidade de área não for um fator limitante, a utilização de lagoas de estabilização combina os diferentes sistemas e contempla ainda uma desinfecção muito eficiente. As lagoas de estabilização utilizam processos naturais para a degradação da matéria orgânica e remoção de patógenos, dependendo das características geométricas da lagoa (VARÓN; MARA, 2004).

Lagoas profundas (entre 2 e 5m, em geral de 3 a 4m) proporcionam condições anaeróbias, permitindo uma eficiência significativa em uma área reduzida.

Lagoas com profundidade intermediária (1 a 2m, em geral 1,5m) possibilitam ambos os fenômenos, e por isso são denominadas lagoas facultativas – na superfície, há a proliferação de organismos fotossintetizantes, que fornecem oxigênio à massa líquida, enquanto no fundo da lagoa há a sedimentação da matéria orgânica particulada, que é degradada em condições anaeróbias. Lagoas rasas (1 até 1,5m) permitem a entrada de radiação UV, obtendo, após longos tempos de detenção, eficiências elevadas em termos de desinfecção. A combinação dos três tipos de sistemas é denominada “lagoas australianas”, a qual é vantajosa em virtude da eficiência, do baixo consumo de insumos e da facilidade de operação (VON SPERLING, 2009). Como desvantagem, há a necessidade de grandes áreas, a geração de odores na lagoa anaeróbia e a proliferação de algas, que, sem uma etapa posterior de clarificação, são lançadas juntamente ao efluente e podem impactar o corpo receptor. A remoção das algas pode ser realizada com a utilização de banhados construídos de fluxo subsuperficial, por sistemas de flotação por ar dissolvido ou outras tecnologias.

Para sistemas anaeróbios, uma tecnologia bastante difundida em algumas companhias de saneamento no Brasil é a utilização de reatores anaeróbios de fluxo ascendente, do tipo UASB, RALF ou RAFA, que permitem uma eficiência significativa com tempos de detenção reduzidos (CAMPOS, 1999). No entanto, a adoção destes sistemas acaba gerando uma série de novos desafios a serem enfrentados, para os quais as soluções ainda não estão plenamente consolidadas (LOBATO et al., 2018; MIKI, 2010).

Onde há limitação da disponibilidade de áreas, altas vazões e/ou necessidade de altas eficiências, a tecnologia mais indicada consiste geralmente na adoção de alguma das variantes de sistemas de lodos ativados.

4.4.6. Uso/disposição final

Sistemas de tratamento que propiciem que todos os subprodutos gerados possam ser reintroduzidos no ambiente de forma segura são ideais, uma vez que proporcionam a ciclagem de nutrientes, a recarga de aquíferos, recuperação de mananciais, e até geração de energia. Ainda que, na prática, atualmente sejam poucas as companhias de saneamento que conseguem propiciar o uso dos

subprodutos do tratamento (BITTENCOURT, 2018), deve-se prever essa possibilidade na fase de projeto. Evidentemente que algumas alternativas dependem de estudos de viabilidade técnica e econômica, pela necessidade de ganho de escala, e que certas soluções dependem de avanços tecnológicos ainda por ocorrer, mas é esperado que a previsão desta possibilidade desde a concepção do projeto simplifique etapas futuras.

A matéria orgânica presente no lodo, quando digerida anaerobicamente (em um digestor de lodo, por exemplo), gera biogás, composto por metano, gás carbônico, gás sulfídrico, vapor d'água, siloxanos e outros compostos. Com algumas etapas de tratamento é possível retirar os compostos indesejáveis e gerar biometano, que pode ser utilizado como fonte de energia para diversos usos – geração de calor, energia elétrica, abastecimento veicular. Devido às pequenas vazões envolvidas no tratamento dos lodos de fossa e tanques sépticos, e ao custo e à complexidade dos sistemas de purificação do gás e dos demais equipamentos, é necessário avaliar com cautela os custos e benefícios de cada alternativa de aproveitamento (PROBIOGÁS, 2015).

Os nutrientes presentes no lodo, em especial nitrogênio e fósforo, podem eutrofizar corpos hídricos superficiais, mas são de grande interesse para a agricultura. Globalmente, o aproveitamento agrícola é um dos principais destinos do lodo de esgoto. Nos EUA, a EPA trata o lodo como bio sólido, visando sua valorização, e possui uma norma que regulamenta a sua aplicação no solo (EPA, 1994a, 1994b; WALKER; KNIGHT; STEIN, 1994), com regras ainda mais simplificadas para a utilização de lodo de fossa e tanques sépticos em áreas agrícolas. Utiliza-se como critério a demanda de nitrogênio daquele cultivo, de onde extrai-se uma taxa de aplicação baseada na concentração média de nitrogênio nos lodos de fossa. A principal preocupação ambiental é não exceder a demanda de nitrogênio, pois o que não for consumido acabará infiltrando e oxidando até a forma de nitrato, substância de alta mobilidade e solubilidade que pode ser tóxica em altas concentrações na água de abastecimento (síndrome do bebê azul) (US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2002). Outros riscos são mitigados pelo método de aplicação, restrições de acesso, tipos de cultivo, ou utilização da estabilização alcalina antes da aplicação (o que gera uma perda de nitrogênio pela volatilização da amônia) (COFIE et al., 2016).

No Brasil, a Resolução CONAMA 375, de 27 de agosto de 2006, ainda que inspirada na EPA 503, é mais restritiva que a norma americana e veta a utilização do lodo de fossa na agricultura sem que haja um prévio tratamento. Também vetou a utilização de lodo classe B, o que acabou inviabilizando economicamente algumas práticas de sucesso preexistentes, como no caso da ETE Franca da SABESP. Há um grupo de trabalho composto por técnicos de companhias de saneamento elaborando uma proposta de alteração desta resolução, que, na prática, desestimulou o uso agrícola do lodo de esgoto (atualmente apenas a SANEPAR dá essa destinação a uma parcela do seu lodo) (MIKI, 2018). Espera-se que haja uma flexibilização dos critérios, simplificando e viabilizando o aproveitamento do lodo para esta finalidade.

A utilização de técnicas de compostagem, com acréscimo de outros produtos como fonte de carbono, pode ser uma forma de gerar um produto com interesse agrícola e valor econômico agregado, ambientalmente adequado e seguro (COFIE et al., 2016). Ainda que a operação dos sistemas de compostagem exija mão de obra e conhecimento técnico, além de controles de parâmetros operacionais, trata-se de uma alternativa que deve ser considerada, pois garante o atendimento de requisitos de estabilização, redução de patógenos, proporciona a reciclagem de nutrientes e pode gerar receita ao invés de despesas com a destinação final.

Em relação ao reuso do efluente tratado, há uma diretriz da FEPAM (05/2017) que está em processo de se transformar em uma Resolução e atualmente vem sendo objeto de debate na Câmara Técnica de Qualidade Ambiental do CONSEMA. Nestas reuniões estão sendo debatidos critérios para o regramento dos diferentes possíveis usos dos efluentes tratados, visando à criação de parâmetros para cada situação. Novamente, entende-se que no contexto do Rio Grande do Sul a principal demanda seria para a agricultura, que representa o maior consumo de água do estado. Mas outros usos também estão sendo debatidos, como a aplicação no solo dentro da área do empreendimento.

Tendo em vista os grandes desafios enfrentados na locação de estações de tratamento de esgotos no que tange à limitação dos corpos receptores capazes de diluir os efluentes tratados sem a alteração de suas características, percebeu-se que, no caso de estações de tratamento específicas para lodo de fossa, nas quais a vazão de efluente tratado é bastante reduzida, que haveria a possibilidade destinar o efluente para a aplicação no solo. Um dos benefícios dessa alternativa seria a

possibilidade de locação da estação em áreas com maiores vantagens logísticas, não restritas à proximidade com o corpo receptor. Contudo, como os resíduos geralmente são transportados por caminhões, a facilidade de acesso passa a ser de importância fundamental.

Sendo assim, desde que obedeça a critérios técnicos e de segurança e respeite as condições pluviométricas para evitar escoamento superficial indesejado, a aplicação do efluente no solo pode ser uma alternativa a ser ponderada. A capacidade de absorção do solo deve ser determinada a partir de ensaios de infiltração (de acordo com a Diretriz FEPAM 05 2017), e a utilização de vegetação para aumentar a evapotranspiração e a demanda de nitrogênio deve ser avaliada (CAMPOS, 1999). Ressalta-se que a estação de tratamento do polo petroquímico de Triunfo utiliza essa alternativa de destinação final do efluente tratado há mais de três décadas, com muito sucesso (GOETTEMS et al., 1988; SIMON; TEDESCO; SCHNEIDER, 1987; SIMON et al., 1987; SIMON; TEDESCO, 1987).

4.5 ESTUDOS DE CASO DE SISTEMAS EXISTENTES

Visando subsidiar a seleção tecnológica, alguns estudos de caso de estações de tratamento de lodo fecal encontrados na literatura foram avaliados, a fim de verificar a efetividade das tecnologias adotadas. A **Tabela 2** apresenta um resumo de alguns casos considerados mais significativos para a análise.

Tabela 2. Estudos de caso de tratamento de lodo fecal.

Local	Capacidade	Descrição do processo	Fonte
Dumaguete, Filipinas	80m ³ /d	Tanque de recebimento com gradeamento; lagoa anaeróbia com tempo de detenção de 60 dias; lagoas facultativa e de maturação; filtro de brita com plantas (banhado construído de fluxo subsuperficial); e banhado construído para polimento do efluente final. O lodo estabilizado e a espuma da superfície são retirados do fundo da lagoa facultativa utilizando-se os próprios caminhões de limpeza das fossas, sendo posteriormente dispostos em leitos de secagem. O lodo seco é fornecido a agricultores da região sem custo.	(ROBBINS; ANTONIO, 2017)

Devanahalli, Índia	6m ³ /d	Gradeamento; tanque de alimentação; biodigestor (com produção de biogás); tanque de estabilização; leitos de secagem; tanque de sedimentação e ABR integrado; filtro de brita com plantas; e tanque de armazenamento. O efluente tratado é utilizado na irrigação das áreas verdes da estação, o biogás gerado é utilizado como gás de cozinha, e o lodo seco é cocompostado e utilizado na agricultura. A geração de biogás, no entanto, é bastante reduzida, com uma conversão de apenas 5% da DQO do lodo encaminhado ao digestor (TAYLER, 2018). (CDD, 2016)
Nairóbi, Quênia	22m ³ /d	Tanque de recebimento/equalização; tanque de sedimentação; ABR; banhado construído de fluxo vertical; leitos de secagem; galpão de compostagem; e incinerador. (KHAMALA, 2017)
Cebu, Filipinas	150m ³ /d	Tratamento preliminar compacto mecanizado, com duas grades mecanizadas de esteira em série e desarenador; tanque de equalização; desidratação de lodo por prensa parafuso; tratamento da fase líquida por SBR. (GEDANG; ROBBINS; SEETHA RAM; MUSPRATT, 2018)

Em Tapejara a prefeitura municipal implantou, com recursos da FUNASA, uma estação de tratamento de lodos de fossa de tanque séptico denominada Estação de Tratamento de Lodos de Esgoto Doméstico (ETLED) (**Figura 10**) (TAPEJARA, [s.d.]). O lodo é descarregado nos leitos de secagem, onde deveria separar a fração sólida e líquida. A parte líquida então é tratada em lagoa aerada, seguida de lagoa de decantação. No entanto, os leitos de secagem não apresentaram funcionamento adequado, e foram posteriormente convertidos em decantadores em série. Deste modo, não foi possível realizar o deságue do lodo, que segue sendo removido e transportado para aterro como lodo úmido.



Figura 10. ETLED em Tapejara, RS. **Fonte:** Tapejara (2018).

Na revisão bibliográfica foi possível identificar uma série de elementos que corroboram com a busca por soluções como as que estão sendo propostas no presente estudo, reforçando a relevância do tema. Também foi possível observar que, apesar de haver um amplo leque de alternativas tecnológicas para sistemas de tratamento de lodo de fossa, já é possível direcionar a busca por soluções para algumas tecnologias mais consolidadas, e descartar proposições cujo resultado prático não tem atendido às expectativas.

Neste contexto, ressalta-se a relevância do trabalho de Tayler (2018), que apresenta uma atualização dos principais sistemas implantados, com seus resultados práticos e suas restrições operacionais. Ainda que para o dimensionamento de alguns sistemas a metodologia proposta seja mais simplificada, as considerações sobre as eficiências atingidas nos sistemas em operação (bem como as limitações e dificuldades encontradas) são extremamente relevantes para a seleção de tecnologias e disposição das unidades.

Constatou-se que há um grande potencial para o desenvolvimento de sistemas de esgotamento sanitário a partir da gestão de soluções individuais. Ainda que haja certas dificuldades ou limitações a serem superadas, como o reuso do

efluente e do lodo tratado, há um processo de evolução desses entendimentos, o que potencialmente viabilizará o uso mais sustentável de tais recursos.

A existência de sistemas de tratamento e de uma gestão adequada das soluções individuais, especialmente através de limpezas programadas, vem se mostrando uma alternativa muito viável nos locais nos quais vêm sendo implantados, com notáveis ganhos ambientais e sanitários, utilizando-se de soluções que dialogam com um contexto de recursos limitados para implantação, manutenção e operação de sistemas de esgotamento sanitário. Com a existência de estações de tratamento dimensionadas para este fim, é possível completar as lacunas que faltavam para adequação ambiental dos sistemas individuais. Assim, torna-se possível abordar, de forma progressiva, a adequação dos sistemas executados incorretamente, buscando a responsabilização dos demais atores, garantindo que todos os sistemas sejam adequadamente dimensionados e implantados.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia do presente estudo consistiu nas seguintes etapas:

- Definição do local da estação de tratamento e dos municípios do entorno;
- Levantamento dos dados de entrada: Número de domicílios com soluções individuais, volumes e características do lodo e distâncias percorridas, para determinação dos custos de transporte;
- Seleção das tecnologias, dimensionamento das unidades para cada alternativa, para cada porte, considerando uma alternativa baseada em sistemas naturais, com ou sem compostagem, e outra baseada em sistemas mecanizados;
- Cálculo dos custos de implantação e de operação de cada unidade;
- Elaboração do fluxo de caixa para realização do estudo de viabilidade, com a obtenção do Custo Anual Equivalente (CAE) por domicílio, além da TIR e payback, considerando a tarifa média de esgoto;

O fluxograma da **Figura 11** ilustra as etapas e os critérios adotados:

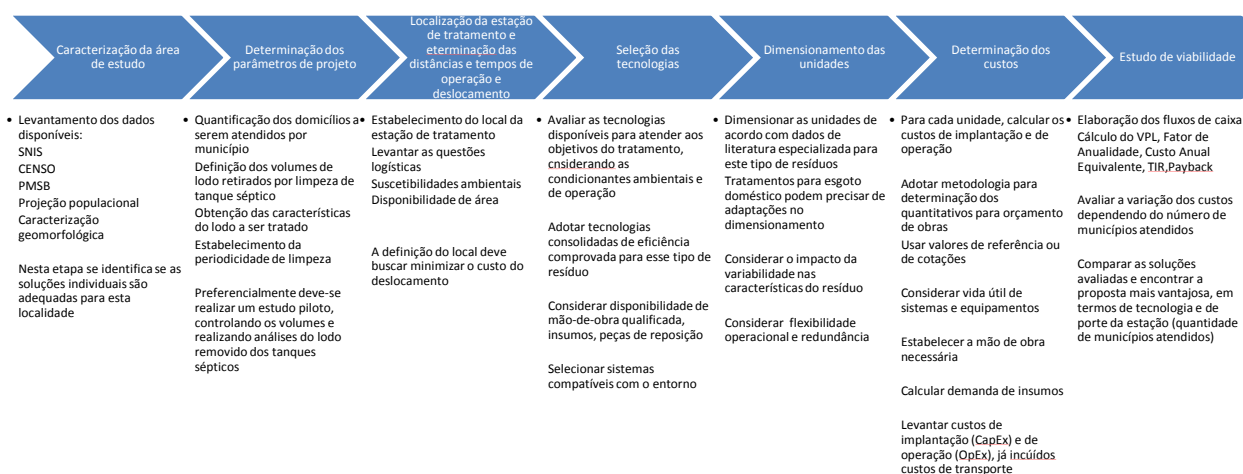


Figura 11: Fluxograma da metodologia proposta

Com a definição do local da estação de tratamento, estimaram-se as distâncias percorridas e volumes de lodo a ser tratado, assim como o custo relativo ao transporte e às receitas operacionais. Com as características do lodo obtidas de dados de literatura, dimensionou-se a estação de tratamento para diferentes cenários, com base nas concepções pré-definidas.

Para cada etapa do sistema elaborou-se o dimensionamento das unidades, conforme os critérios de dimensionamento adequados, considerando as dimensões necessárias, equipamentos, etc. Este dimensionamento foi feito em forma de tabela considerando todos os raios de abrangência (incremento de cada município e a sua população), gerando os parâmetros para cada unidade das 33 modulações avaliadas (relativas a cada incremento de município). Também se considerou a demanda de área para cada etapa do processo de tratamento, calculando-se a área total requerida.

De posse do dimensionamento das unidades, a próxima etapa foi calcular os custos de implantação. Para tanto, cada unidade foi decomposta nas etapas necessárias para a execução da mesma: escavação, lastro, volume de concreto, armadura, tubos, válvulas, bombas, geomembrana, cobertura, etc. Para cada unidade quantificou-se a necessidade de cada item, de forma similar à etapa anterior. Para a estimativa dos custos, então, foi utilizada uma tabela de custos unitários, adotando-se valores da planilha do SINAPI, da planilha de custos unitários da CORSAN, ou de cotações ou orçamentos, no caso de equipamentos. Em último caso, adotaram-se algumas estimativas para os itens em que não foi possível obter os valores. Especialmente no tocante aos equipamentos, a variação entre fornecedores acaba sendo muito significativa entre fornecedores, e mesmo em relação a um mesmo equipamento em diferentes épocas, devido a fatores de mercado. Adotaram-se valores de cotações considerados coerentes no contexto geral (cotações com valores maiores para equipamentos maiores, por exemplo), mesmo que fossem de fornecedores diferentes.

No caso da execução de tanques enterrados, limitou-se a profundidade de escavação, de modo que o aumento da capacidade não é proporcional em todas as dimensões, sendo por vezes necessário o incremento no número de tanques ou um aumento relativo da área.

Quando utilizados equipamentos mecânicos, foram escolhidos modelos existentes no mercado, considerando potências ou capacidades usuais. Deste modo, acabou-se adotando um mesmo equipamento para diferentes capacidades. Dependendo do equipamento, era possível adequar o tempo de operação.

Em relação aos custos de pessoal para a operação, estimou-se o pessoal necessário para cada alternativa. Além dos funcionários fixos, considerou-se que deve haver um supervisor que não precisa ser dedicado a esse único sistema, então

se considerou uma fração do seu custo total, também variando conforme a necessidade.

Os custos com energia elétrica foram considerados para cada equipamento e tempo de operação. Os custos com produtos químicos dizem respeito ao consumo de polímero para o desaguamento mecanizado e ao produto usado na desinfecção.

Com os resultados das estimativas de custos de implantação e operação, estimou-se a viabilidade da adoção de estações regionalizadas de tratamento de lodo de fossa e tanques sépticos, através da análise do custo anual equivalente per capita, obtendo-se também um indicativo de qual seria o grau de regionalização, ou a abrangência ideal de cada solução específica, verificando-se em que ponto o ganho de escala pelo aumento do raio de abrangência é ofuscado pelo aumento no custo do transporte do lodo a ser tratado.

Verificou-se, ainda, a influência da seleção tecnológica na viabilidade econômica do sistema, e a influência da inclusão de uma etapa de compostagem do lodo desaguado, convertendo-o em insumo agrícola com potencial de venda.

5.1 ÁREA DE ESTUDO

Para definição da área de estudo, partiu-se de uma avaliação, dentro do estado do Rio Grande do Sul, de quais seriam as regiões mais indicadas para esse tipo de sistema. Os critérios considerados foram, principalmente, percentual de domicílios atendidos por sistemas individuais (o que permite supor que as condições geológicas também são favoráveis), e porte do município.

O Censo Demográfico, realizado pelo IBGE a cada 10 anos, possibilita catalogar os domicílios por tipo de esgotamento sanitário. Deste modo, é possível identificar se a utilização de soluções individuais (tanque séptico ou fossa rudimentar) é uma prática consolidada em um determinado local ou região. Como a avaliação é feita por setores censitários, é possível até mesmo identificar as especificidades regionais no interior de um mesmo município. Uma informação relevante refere-se à participação das soluções individuais no total das soluções de esgotamento sanitário de um determinado município, a fim de identificar regiões prioritárias para a adoção de tal tipo de solução.

Para a quantificação dos sistemas individuais por município realizou-se, inicialmente, uma estimativa da quantidade de domicílios que utilizam ou tanque séptico ou fossa

rudimentar. Comparando-se dados do CENSO de 2000 com 2010, em alguns municípios observou-se uma diminuição dos tanques sépticos e aumento de fossas rudimentares, o que não seria coerente. Entende-se que isto pode ser atribuído a um desconhecimento acerca do tipo de sistema existente. Portanto, considerou-se que ambas soluções demandam gestão do lodo, e que a adequação dos sistemas rudimentares à boa técnica deve ser objeto de programas e políticas públicas específicos. Uma ferramenta muito útil para a visualização e sistematização dos dados censitários por município no Rio Grande do Sul está disponível na plataforma FEE DADOS (FEE, [s.d.]), da Fundação de Economia e Estatística, que ainda permite comparar os dados das versões anteriores do CENSO (1990 e 2000).

A **Figura 12** apresenta um mapa feito a partir dos dados censitários, onde estão representados a proporção de domicílios que possuem soluções individuais de esgotamento sanitário por município. Também levou-se em consideração a presença de estações de tratamento de esgotos (em amarelo, na figura 12), por entender-se que onde há estações próximas a solução pode ser pensada de modo diferente, apenas adequando a estrutura existente para o recebimento do lodo, e, neste caso, a solução adotada dependerá do tipo de sistema de tratamento existente.

É possível identificar que a região norte do estado combina ambas características: alta proporção de domicílios atendidos por soluções individuais e pequenas populações. E que na parte mais central da região norte há uma série de municípios onde não se encontra nenhuma estação de tratamento de esgotos em operação. A **Figura 13** apresenta um recorte da figura 12, onde é possível observar mais claramente a região citada. Dentre os municípios que aparecem na figura, sabe-se que Erval Seco está com uma ETE em obras e Braga possui uma ETE executada pelo município mas que ainda não está em operação, e por isso não aparecem indicadas na imagem.

Os municípios da região integram principalmente os Conselhos Regionais de Desenvolvimento (COREDEs) Rio da Várzea, Médio Alto Uruguai, Norte e Noroeste Colonial. Trata-se de uma região cuja economia é voltada basicamente para a agricultura, com pouca diversificação produtiva, à exceção de alguns municípios com alguma indústria ligada ao setor primário.

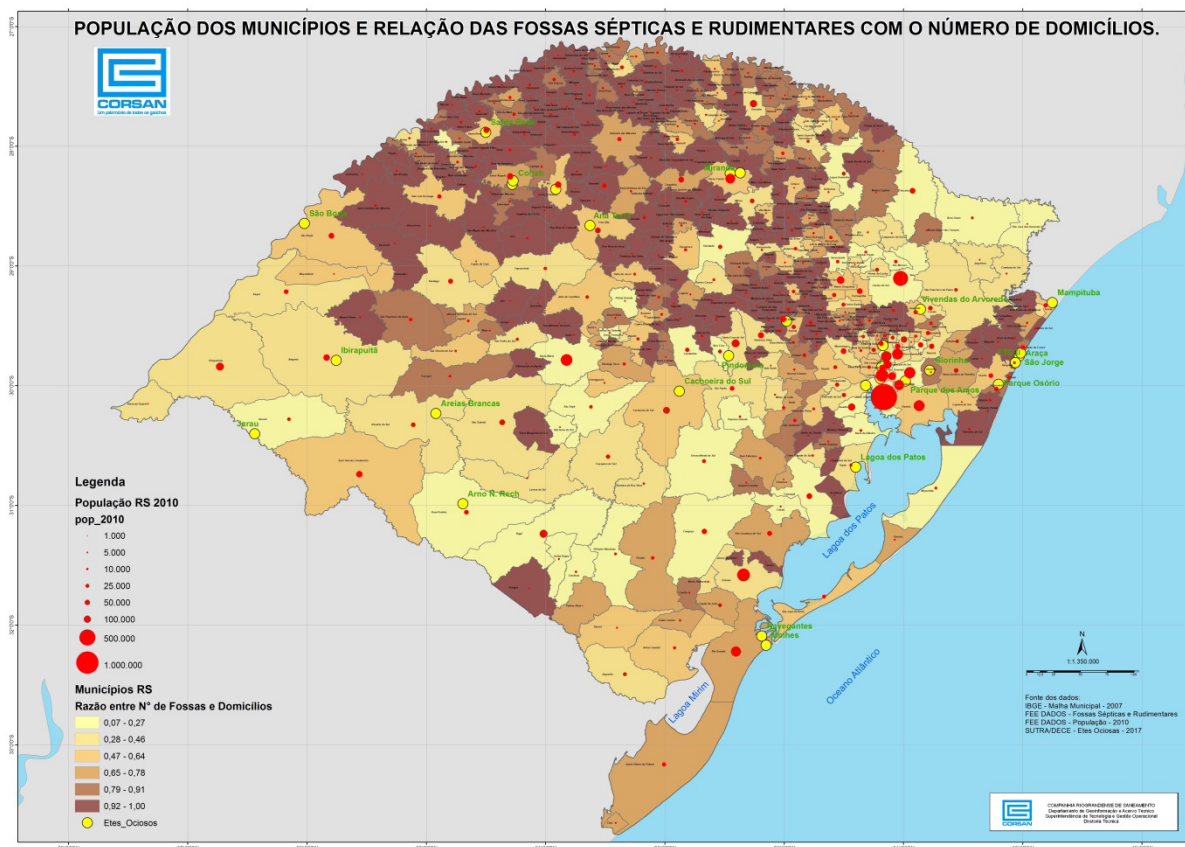


Figura 12 – Proporção de domicílios atendidos por tanque séptico e fossa rudimentar. Fonte: CORSAN

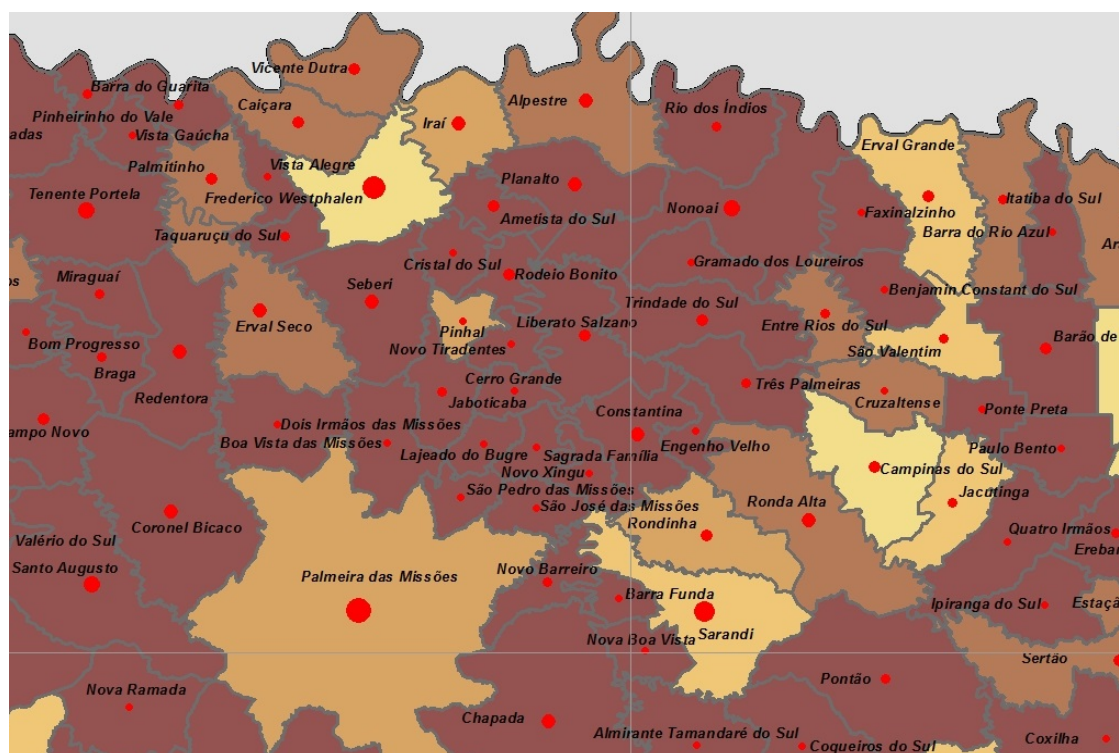


Figura 13 – Detalhe dos municípios da região norte a partir da Figura 12

A maior parte dos indicadores sociais apresentam problemas, e a cobertura de saneamento está abaixo da média estadual. Devido às deficiências também na infraestrutura de transportes e à distância aos grandes centros urbanos, há uma dificuldade na geração e apropriação de renda, que resulta em um baixo desenvolvimento econômico. Isto leva uma parcela da população a buscar oportunidades em outras regiões do estado, e identifica-se uma perda populacional em muitos desses municípios.

Estas considerações indicam ser esta uma região que possui mais potencial para abrigar a central de tratamento de lodo de fossa e tanques sépticos, pois, além das características de uso consolidado de sistemas individuais, também se trata de região com disponibilidade de áreas apropriadas (como se identifica pelo uso agrícola) e com pouca previsão de expansão urbana.

A definição acerca de qual município adotar deve considerar, além dos pontos já citados, a questão logística. Neste sentido, para o caso em análise, uma informação fundamental refere-se ao fato de que a região é cortada pelo Rio da Várzea, e que há poucos pontos em que o seu cruzamento é possível. Por esta razão, adotou-se o município de Constantina, pertencente ao COREDE Rio da Várzea. A **Figura 14** a seguir apresenta a localização do município em seu COREDE e os municípios do entorno, e a **Figura 15** indica o local estipulado para a central de tratamento.

5.2 ESTIMATIVA DE DEMANDA

No presente estudo, a projeção da demanda foi realizada a partir da quantificação do número de domicílios existentes nos municípios do entorno, até o limite da distância em que se mostrou viável a coleta e o transporte até a estação de tratamento. O volume de lodo coletado por domicílio foi estimado a partir de dados de literatura, e foi estabelecido um intervalo de limpezas regulares visando estimar quantidade e qualidade do lodo a ser tratado.

A projeção populacional dos municípios também deve ser avaliada, e, quando relevante, ser incluída nas considerações sobre o número de unidades por município. No entanto, deve-se ter consciência das incertezas associadas às

se a remoção quando a mesma atinge 1/3 da altura total (US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2002). No entanto, não há histórico disponível de operação adequada que permita estimar o tempo necessário para que tal critério seja atendido. Por segurança, estima-se o menor período estabelecido em norma, o que pode ser reavaliado posteriormente.

O município selecionado para implantação da estação de tratamento no presente estudo foi o município de Constantina/RS.

As distâncias entre os municípios e a central de tratamento foram definidas utilizando o Google Maps (**Figura 15**). Os tempos totais de operação consideraram os critérios exibidos na **Tabela 3**.

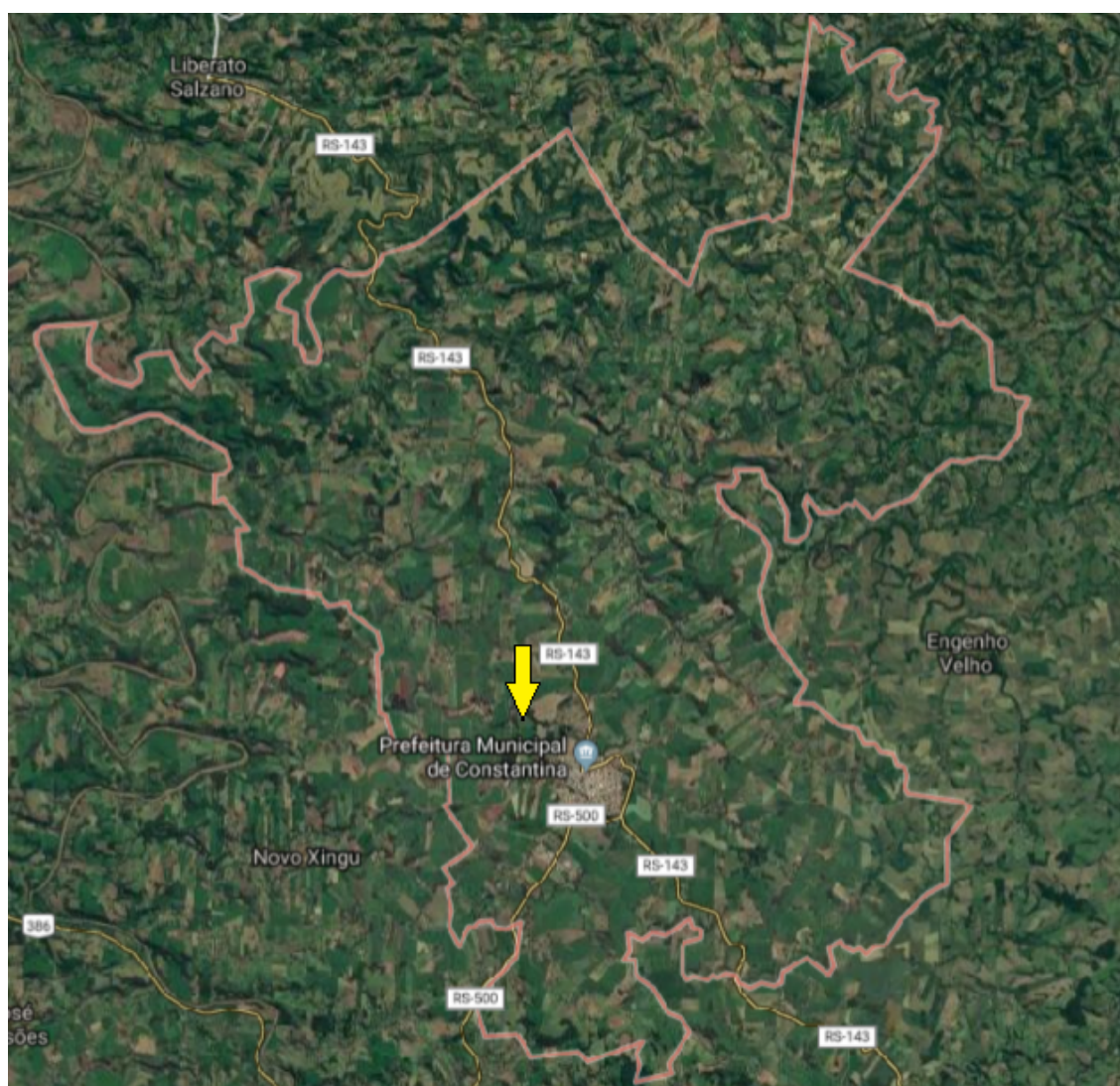


Figura 15: Localização da estação de tratamento (em amarelo) proposta no município de Constantina. **Fonte:** Adaptado de Google Maps (2019).

Com estes dados e com as distâncias, foi possível definir os tempos por ciclo de limpeza, e, conseqüentemente, os custos totais da operação. Quando o tempo total de operação ultrapassou 8h, reduziu-se o número de residências atendidas. Considerou-se o valor de R\$ 178,52 por hora, extraído da planilha do SINAPI (códigos 92106 e 88248, de 08/2018, em apêndice). Os resultados dos custos de transporte estão expressos no capítulo 6.

A **Tabela 4**, a seguir, apresenta os municípios por ordem de distância, assim como seu número de domicílios e os tempos de viagem de acordo com os critérios adotados na tabela 3.



Figura 16: Distância entre o município de Novo Xingu e o local da estação de tratamento. Fonte: Google Maps

Tabela 3. Critérios para determinação dos tempos de operação das limpezas dos tanques sépticos.

Variável (unidade)	Valor
Volume por TS (m ³)	1,2
Volume Caminhão (m ³)	12
Tempo entre residências (min)	10
Tempo operação (min)	20
Velocidade trecho rápido (km/h)	60
Velocidade trecho lento (km/h)	20
Trecho rápido (%)	40
Trecho lento (%)	60

O tempo total de viagem, portanto, seria equivalente a:

$$\begin{aligned} \text{Tempo total por viagem} = 2 \times \text{dist\~{a}ncia} \times \left(\frac{\% \text{rapido}}{V_{\text{r\~{a}pido}}} + \frac{\% \text{lento}}{V_{\text{lento}}} \right) + \\ n^{\circ} \text{ dom.} \times t_{\text{opera\~{c}\~{o}}} + (n^{\circ} \text{ dom.} - 1) \times t_{\text{entre dom.}} \end{aligned} \quad (1)$$

Tentou-se limitar, sempre que poss\~{i}vel, o tempo total de opera\~{c}\~{o} por ciclo em at\~{e} 8 horas.

Tabela 4: Munic\~{i}pios, dist\~{a}ncias, e tempos de transporte

Munic\~{i}pio	Dist\~{a}ncia (km)	N\~{o} de domic\~{i}lios	Tempo de viagem (h)	N\~{o} de domic\~{i}lios por viagem	Tempo por domic\~{i}lio (h)	N\~{o} de domic\~{i}lios (total acumulado)
Constantina	2	2833	5,0	10	0,50	2833
Novo Xingu	8	567	5,4	10	0,54	3400
Engenho Velho	13	382	5,8	10	0,58	3782
Rondinha	23	1316	6,5	10	0,65	5098
Liberato Salzano	24	1640	6,6	10	0,66	6738
Ronda Alta	25	2653	6,7	10	0,67	9391
S\~{a}o Jos\~{e} das Miss\~{o}es	28	850	6,9	10	0,69	10241
Tr\~{e}s Palmeiras	30	1291	7,0	10	0,70	11532
Sagrada Fam\~{i}lia	38	780	7,6	10	0,76	12312
Trindade do sul	42	1771	7,9	10	0,79	14083
S\~{a}o Pedro das Miss\~{o}es	44	592	7,6	9	0,84	14675

Continua...

Continua Tabela 6...

Município	Distância (km)	Nº de domicílios	Tempo de viagem (h)	Nº de domicílios por viagem	Tempo por domicílio (h)	Nº de domicílios (total acumulado)
Entre Rios do Sul	47	873	7,8	9	0,86	15548
Novo Barreiro	47	1260	7,8	9	0,86	16808
Lajeado do Bugre	49	704	7,9	9	0,88	17512
Gramado dos Loureiros	56	675	7,9	8	0,99	18187
Cerro Grande	58	730	7,6	7	1,08	18917
Jaboticaba	62	1249	7,9	7	1,13	20166
Novo Tiradentes	63	695	8,0	7	1,14	20861
Nonoai	68	3597	7,8	6	1,30	24458
Benjamin Constant do Sul	72	536	7,6	5	1,52	24994
Rio dos Índios	78	1029	7,6	4	1,89	26023
Ponte Preta	79	535	7,6	4	1,91	26558
Seberi	79	3355	7,6	4	1,91	29913
Planalto	80	3088	7,7	4	1,93	33695
Pinhal	79	694	7,6	4	1,91	30607
Alpestre	92	2269	7,6	2	3,79	35964
Faxinalzinho	92	784	7,6	2	3,79	36748
Taquaruçu do Sul	92	872	7,6	2	3,79	37620
Cristal do Sul	94	843	7,7	2	3,86	38463

Continua...

Continua Tabela 6...

Município	Distância (km)	Nº de domicílios	Tempo de viagem (h)	Nº de domicílios por viagem	Tempo por domicílio (h)	Nº de domicílios (total acumulado)
Ametista do Sul	97	2177	7,9	2	3,97	40640
Itatiba do Sul	100	1147	7,7	1	7,67	41787
Condor	116	2059	8,8	1	8,84	43846
Panambi	127	12030	9,6	1	9,65	55876

5.3 SELEÇÃO DAS TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO

Com base na revisão bibliográfica realizada e nos estudos de caso, estabeleceu-se a utilização de duas alternativas tecnológicas, sendo uma baseada em sistemas naturais e outra baseada em sistemas mecanizados. Em relação às características do lodo, adotaram-se dados médios da literatura, conforme já apresentado na revisão bibliográfica.

Para os sistemas naturais, para os objetivos de separação sólido/líquido e desaguamento/secagem, optou-se por adotar leitos de secagem convencionais. A escolha deveu-se ao fato de ser uma tecnologia já consolidada, comumente adotada em estações de tratamento. Sabe-se que a utilização de banhados construídos de fluxo vertical (leito de secagem com plantas, ou, ainda, canteiro de mineralização) possui potencial de ser até mais efetivo e sem demandar a remoção constante, mas optou-se por não adotar por ainda não ser uma prática tão estabelecida. Para o tratamento complementar da fase líquida, adotou-se um sistema de lagoas de estabilização constituído por lagoa facultativa e lagoas de maturação. Optou-se por essa alternativa para evitar a utilização de sistemas anaeróbios (lagoa anaeróbia, reatores UASB, etc) devido à eficiência limitada para as condições climáticas e o aumento dos problemas associados à presença de gás sulfídrico.

Para os sistemas mecanizados, adotou-se um sistema de desaguamento utilizando a prensa parafuso, por ser o equipamento que tem apresentado bons

resultados em plantas similares (TAYLER, 2018). O decanter centrífugo demanda um maior rigor operacional, além de apresentar mais ruídos, e necessita um maior teor de sólidos do que o encontrado normalmente no lodo de fossa ou tanque séptico. Sistemas baseados em bags de geotêxtil são uma solução intermediária, pois demandam bombeamento e dosagem de polímero, mas não são em si um equipamento mecânico. No entanto, precisam ser substituídos ao fim de cada ciclo, e exigem um área maior.

Para o tratamento complementar da fase líquida adotou-se o reator sequencial em batelada pois possui grande flexibilidade, é possível controlar tempos de ciclos e fornecimento de oxigênio, além de desenvolver uma biomassa mais resiliente quando comparado a sistemas de lodos ativados convencionais. Ainda é possível realizar a remoção biológica de nutrientes apenas controlando ciclos operacionais. Adotou-se ainda uma desinfecção por ácido peracético, pois, apesar de ainda ser pouco consolidada, e de fácil utilização, não gera organoclorados e não é tão suscetível à turbidez, como sistemas de desinfecção por UV.

A alternativa 1A (**Figura 17**), baseada em sistemas naturais, é composta por: tratamento preliminar composto por gradeamento manual e desarenador de canal; leitos de secagem; lagoa facultativa; e lagoas de maturação, e compostagem do lodo desaguado.

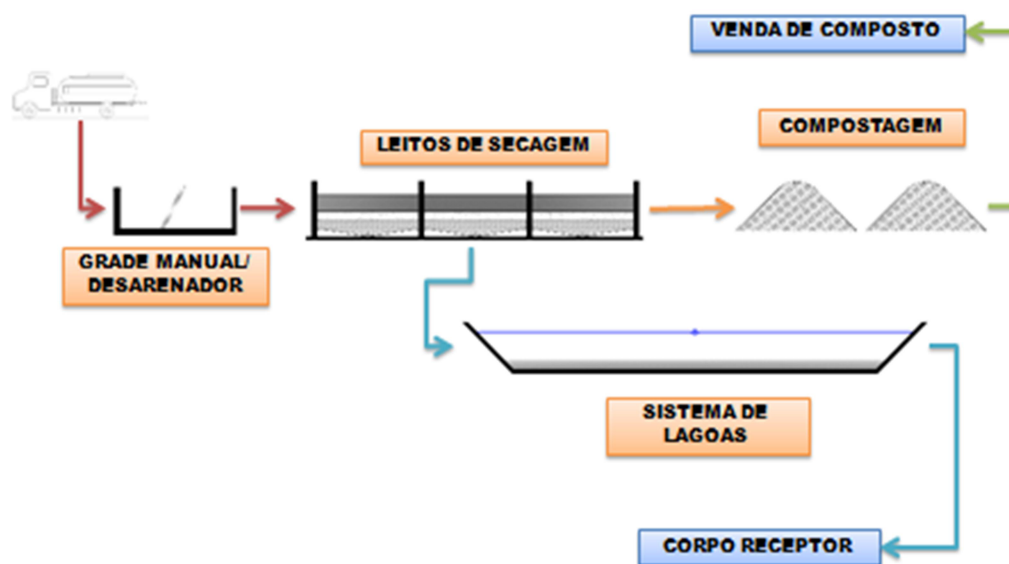


Figura 17. Alternativa 1A. **Fonte:** Adaptado de STANTEC (2019).

Avaliou-se também o impacto da não implantação da compostagem, realizando a disposição final do lodo desaguado em aterro (alternativa 1B) (**Figura 18**). A alternativa 2 (**Figura 19**), baseada em sistemas mecanizados, é composta por: gradeamento manual; tanque de equalização; desaguamento mecanizado por prensa-parafuso; tratamento do percolado por reator sequencial em batelada; e desinfecção do efluente por ácido peracético.

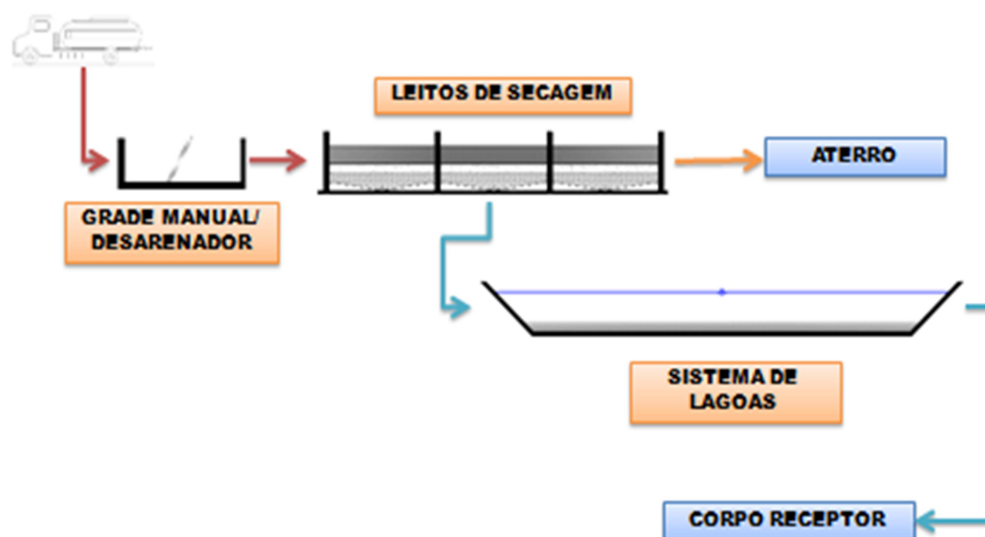


Figura 18. Alternativa 1B. **Fonte:** Adaptado de STANTEC (2019).

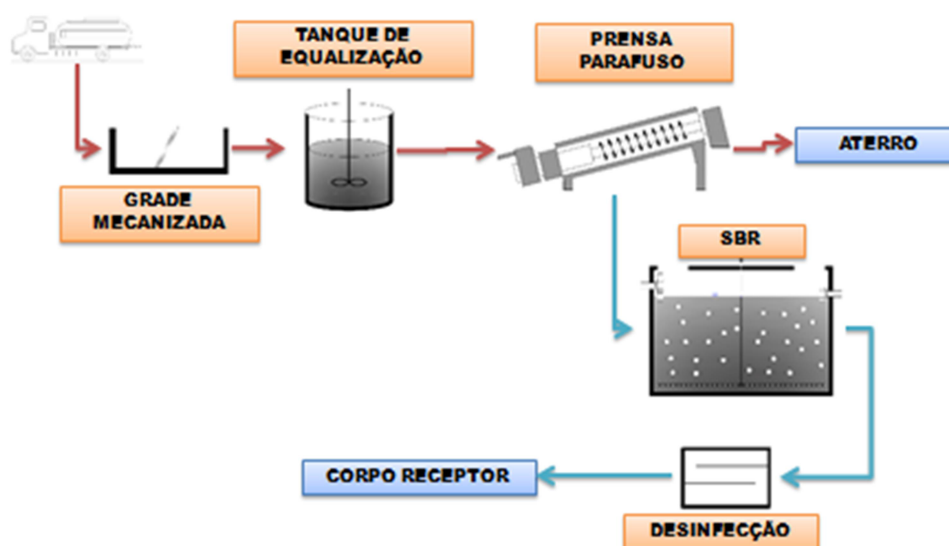


Figura 19. Alternativa 2. **Fonte:** Adaptado de STANTEC (2019).

5.4 PESSOAL NECESSÁRIO

A mão de obra necessária possui pouca variação em relação ao porte da estação, sendo mais impactado pela alternativa tecnológica adotada. Para o presente caso, considera-se a necessidade de dois operadores na estação para a alternativa 1 e três para a alternativa 2, com cargo de técnico em química, além de um agente de serviços operacionais acompanhando continuamente o trabalho de limpeza dos tanques sépticos. Considerou-se, ainda, a supervisão de um engenheiro que não será exclusivo desta localidade, e, portanto, um percentual de 5 a 30% do salário de um engenheiro, de acordo com o porte da estação. A nomenclatura dos cargos, assim como a referência salarial, teve por base a realidade da Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN).

As despesas com pessoal são compostas por salário, adicional de insalubridade, vale-alimentação e refeição e encargos sociais. Consideraram-se 13 salários e 1/3 de férias e vales referentes a 12 meses. Os encargos sociais representam 37,87% do salário base e o adicional de insalubridade corresponde a 40% do menor salário da tabela salarial nº 30/2018 (em apêndice). Considerou-se, ainda, uma estimativa de custos com uniformes, EPI, ferramentas e instrumentos de medição, sendo que os primeiros são previstos a cada ano e os demais a cada 5 anos.

5.5 DIMENSIONAMENTO DAS UNIDADES DE TRATAMENTO

O dimensionamento das unidades de tratamento foi feito com base na literatura específica, principalmente seguindo os critérios de dimensionamento sumarizados por Tayler (2018), por ser a publicação mais recente sobre o tema, mas também complementados por outras publicações referentes a sistemas de esgotamento sanitário. Os parâmetros de tratamento considerados encontram-se listados na **Tabela 4**.

Tabela 5. Parâmetros adotados para o dimensionamento.

Variável (unidade)	Valor
Volume de lodo coletado (m ³ /dom.ano)	1,2
Teor de sólidos (%)	2,0
SST (mg/L)	18000
DBO (mg/L)	2500
DQO (mg/L)	15000
ST (%)	50
Temperatura (mês mais frio) (°C)	15
Densidade do lodo (kg/m ³)	1020
Operação (h/dia)	8

5.5.1. Dimensionamento das unidades da alternativa 1

O dimensionamento das unidades foi realizado para cada um dos portes analisados.

5.5.1.1. Gradeamento manual

Como para o tratamento preliminar o dimensionamento é feito com base na vazão máxima (ABNT, 2011), que, neste caso, é a vazão de descarte do caminhão, não há variação no gradeamento em relação ao porte da estação. Considerou-se, no entanto, um canal de desarenação que permita comportar no mínimo o volume de um caminhão, antes do encaminhamento à etapa seguinte. Considerou-se, também, um tempo de detenção mínimo de 15 minutos (bem superior aos 3 minutos estabelecidos pela NBR 12.209/2011 para tratamento de esgotos).

Deste modo, definiu-se que seriam adotados no mínimo dois canais, e nos casos onde o volume necessário para o tempo de detenção de 15 minutos foi superior ao volume do caminhão, estabelecido como 12m³, adotou-se um terceiro canal. Os resultados desta etapa encontram-se no capítulo 6.

5.5.1.2. Leitões de secagem

Para o dimensionamento dos leitões de secagem, há basicamente duas metodologias que podem ser utilizadas (STRANDE; RONTELTAP; BRDJANOVIC,

2014; TAYLER, 2018): utilizando a taxa de aplicação de sólidos ou a taxa de aplicação hidráulica. Na taxa de aplicação de sólidos, a literatura indica uma taxa de 100 a 200kg ST/m².ano, dependendo das condições climáticas do local.

Em termos de taxa de aplicação hidráulica, considera-se um limite de 20 a 30cm de altura do lodo no leito de secagem, após o fim do descarte. Estabelecendo-se um tempo de ciclo (percolação, secagem, remoção do lodo seco), é possível calcular a área necessária para um determinado volume de lodo a ser desaguado.

No presente estudo, foram avaliados os dois métodos, sendo adotado o mais conservador. Para o tempo de ciclo optou-se por 20 dias. Para a taxa de aplicação de sólidos também considerou-se a taxa mais conservadora, de 100kg ST/m².ano. Para segurança, adotou-se um coeficiente de 10% de acréscimo na área calculada.

5.5.1.3 Lagoa Facultativa

De acordo com a literatura (ANDREOLI, 2009), a DBO do percolado do leito de secagem recebendo apenas lodo de fossa em um leito de secagem piloto ficou em torno de 300mg/L. Cofie et al. (2006), em estudo em escala real, utilizando uma mistura de lodo de tanques sépticos com resíduos de banheiros públicos (cuja remoção é feita em intervalos de dias, sendo pouco estabilizado), em uma proporção de 2:1, obteve uma eficiência na remoção de DBO da ordem de 88%. Estes foram os dados utilizados, conforme indicado na tabela de eficiências do leito de secagem.

A literatura apresenta valores para taxa de aplicação orgânica desde 80 a 400kgDBO/um.dia (VARÓN; MARA, 2004), dependendo da temperatura. Para temperaturas mais altas, taxas entre 300 e 600kgDBO/um.dia podem ser utilizadas (HEINSS; LARMIE; STRAUSS, 1998). Tayler (2018) sugere a utilização de segunda equação de Mara, dada por:

$$\lambda_s = 350 \times (1,107 - 0,002T)^{(T-25)} \quad (2)$$

Sabe-se que a eficiência depende ainda da geometria da lagoa, pois, a medida que o escoamento se assemelha mais a um fluxo em pistão do que mistura completa, a eficiência aumenta, ainda que o coeficiente K tenda a diminuir. Tayler sugere adotar uma eficiência estimada em 70% para DBO, no entanto a eficiência para fluxo disperso pode também ser calculada segundo o modelo de Wehner-

Wilhem (VON SPERLING, 2009):

$$\frac{c}{C_o} = \frac{4a \exp\left(\frac{1}{2d}\right)}{(1+a)^2 \exp\left(\frac{a}{2d}\right) - (1-a)^2 \exp\left(\frac{-a}{2d}\right)} \quad (3)$$

Onde:

C = DBO efluente (mg/L)

C_o = DBO afluyente (mg/L)

$$a = \sqrt{1 + 4Ktd} \quad (4)$$

t = tempo de detenção

K = constante de reação de primeira ordem, entre 0,1 e 0,2 para 20°C, ou para 15°C:

$$K = K_o \times 1,085^{(T-T_o)} \quad (5)$$

K(15°) = entre 0,066 e 0,133

d = número de dispersão, dado por (Yanez):

$$d = \frac{x}{-0,261 + 0,254x + 1,014x^2} \quad (6)$$

onde x é a relação comprimento largura (L/B).

Considerando uma relação comprimento/largura da ordem de 3:1, conforme indicado por Tayler (2018), temos uma eficiência de 88%. Também deve ser considerado o acúmulo de sólidos no fundo da lagoa, que deve ser removido periodicamente. Para a eficiência de remoção de sólidos na lagoa adotada em 80%, considerou-se ainda um decaimento da ordem de 20%. Deste modo, é possível calcular a geração de lodo que deve ser removido anualmente da lagoa facultativa.

O projeto previu a implantação de duas lagoas em paralelo, de iguais dimensões, de modo que uma possa ser desativada para a operação de remoção do

lodo depositado no fundo. Considerou-se que o lodo acumulado no fundo irá secar quando a lagoa estiver desativada, até um teor de sólidos igual aos 25% estimados para os leitos de secagem. Caso as condições climáticas não favoreçam a secagem até esta taxa, o mesmo pode ser succionado por caminhões e disposto nos leitos de secagem. O volume de lodo acumulado por ano é mínimo frente ao volume diário recebido, de modo que não compromete o coeficiente de segurança estabelecido no dimensionamento dos leitos de secagem.

5.5.1.4 Lagoas de maturação

O objetivo das lagoas de maturação é proporcionar a desinfecção do efluente tratado. Ainda que os critérios de dimensionamento se baseiem na redução da concentração de coliformes fecais, sabe-se que a combinação Lagoa Facultativa + Maturação pode proporcionar reduções de até 100% no número de ovos de helmintos e cistos de protozoários.

O decaimento bacteriano para regime de fluxo disperso pode ser calculado também segundo o modelo de Wehner-Wilhem. Os valores de K dependem da profundidade da lagoa, segundo a equação:

$$K_b = 0,542 \times H^{-1,259} \quad (7)$$

Onde H é a profundidade da lagoa (m). O fator de correção em função da temperatura é 1,07.

Adotou-se três lagoas em série, com relação comprimento/largura igual a 10, e 1m de profundidade. O tempo de detenção por lagoa foi definido em 7 dias. Avaliou-se, ainda, a eficiência total considerando ainda a remoção obtida na lagoa facultativa.

5.5.1.5 Elevatória final

Previu-se a possibilidade de implantar uma elevatória de recalque do efluente tratado, visando à disposição final no corpo receptor. Estimou-se um tempo de detenção mínimo de 15 minutos para o cálculo do volume do tanque, e um diâmetro

do poço de variando de 1 a 4m. A profundidade mínima adotada foi de 1m, e a máxima de 3m.

5.5.1.6 Compostagem

A compostagem do lodo de tanque séptico, apesar de ser bastante citada na literatura, não é uma solução tão consolidada, principalmente no que se refere ao contexto brasileiro, onde a legislação para uso agrícola de lodos de esgoto desencoraja o uso de tais soluções. No entanto, optou-se por incluir neste estudo uma avaliação comparativa da implantação de compostagem no sistema, a fim de identificar os efeitos na sua viabilidade técnico-econômica. Mais do que a geração de receita, a prática de compostagem permite a economia com a disposição final do lodo desaguado, que representa um custo significativo na operação do sistema. No entanto, demanda mão de obra, infraestrutura e insumos. Há, ainda, a incerteza acerca da real demanda por composto oriundo de lodo de esgotos, e como seu valor se insere no mercado desse tipo de material.

A compostagem depende da adequação do grau de umidade e da relação carbono/nitrogênio (C:N), além de outros fatores como porosidade (COFIE et al., 2016). O teor de umidade deve estar entre 55 e 62%, e a razão C:N deve estar entre 25 e 35. Lodos de tanques sépticos desaguados possuem um valor C:N abaixo do necessário para uma compostagem efetiva, e, por outro lado, um teor de umidade ainda acima do ideal. Deste modo, deve-se adicionar outros materiais para garantir condições adequadas para iniciar o processo de compostagem, que servirão como agentes estruturantes e fornecerão carbono em grande quantidade, com pouca umidade.

Alguns materiais apresentam tais características e podem estar bastante disponíveis, dependendo da localidade, como é o caso da casca de arroz e da serragem. No caso da serragem, é importante verificar se houve tratamento da madeira previamente, o que pode elevar os níveis de arsênio comprometendo a qualidade do produto final. A serragem possui uma razão C:N elevada, e uma umidade baixa. No entanto, a adição apenas de serragem, visando corrigir a umidade, pode acabar por elevar excessivamente a relação C:N da mistura.

No presente caso, adotou-se a casca de arroz, que possui uma relação C:N de cerca de 110, densidade de cerca de 100kg/m³ e um teor de umidade próximo de

10%, e, para o lodo desaguado, uma relação C:N de 6 (TAYLER, 2018). Para o cálculo do volume de agente estruturante, considerou-se o volume necessário para atingir a umidade ideal, e verificou-se a relação C:N resultante, onde constatou-se pela adequabilidade desse agente estruturante. Caso o lodo desaguado apresente umidade inferior ao estimado, pode-se viabilizar a utilização da serragem.

Outra alternativa é combinar mais de um tipo de agente estruturante, como serragem e restos de poda, mais ricos em umidade, aumentando a versatilidade das fontes de agente estruturante. Visando viabilizar tal tipo de alternativa, previu-se a implantação de um triturador de vegetação, que permita o preparo dos materiais de origem vegetal para inclusão no preparo de composto.

Como a compostagem é um processo de digestão aeróbia, espera-se, ao fim do processo, uma redução de massa e de volume, oriundo da conversão de matéria orgânica em CO₂ e da perda de umidade. Estimou-se uma redução de massa em 20% e de volume em 40% (50% na fase de compostagem e outros 50% na fase de cura).

5.5.2 Dimensionamento das unidades da alternativa 2

A Alternativa 2 é composta principalmente por sistemas mecanizados. Como estes são mais vulneráveis aos efeitos da presença de sólidos grosseiros, areia e gordura, é necessário que o tratamento preliminar seja compatível.

5.5.2.1 Dimensionamento do tratamento preliminar

Como alternativa de tratamento preliminar, considerou-se a utilização de unidades compactas de pré-tratamento. Há algumas variantes nestes equipamentos, mas em geral é composto por uma peneira de tambor rotativo e uma caixa de areia aerada, de fluxo em espiral, com remoção de gordura. Deste modo, reduz-se o desgaste e a perda de eficiência dos equipamentos pela presença destes materiais. Apesar de ser um equipamento cuja propagação é relativamente recente, trata-se de tecnologia já consolidada, com uma série de fornecedores nacionais e importados.

Como redundância, no entanto, caso haja parada do equipamento para manutenção, considerou-se uma estrutura equivalente à da alternativa 1. As considerações para a vazão de dimensionamento são as mesmas da alternativa 1.

5.5.2.2 Tanque de equalização

A separação sólido-líquido e o desaguamento se darão em uma prensa-parafuso, considerada mais adequada para este tipo de lodo do que as centrífugas decanter (TAYLER, 2018). A prensa parafuso permite trabalhar com um teor de sólidos inferior ao necessário para as centrífugas decanter, dispensando assim uma etapa de adensamento prévio. No entanto, como a dosagem de polímero é feita com base no teor de sólidos, é importante haver uma etapa de homogeneização do lodo antes do desaguamento, em um tanque de equalização. Este deve possuir algum dispositivo que permita uma mistura e controle de odores. Também pode ser prevista a dosagem de cal neste mesmo tanque.

Considerou-se tanque de equalização com tempo de detenção hidráulico de 1 dia. Tendo em vista a necessidade de manutenção, previu-se um mínimo de 2 tanques.

O sistema de mistura e aeração selecionado neste caso é composto por um aerador submersível, que consiste basicamente em uma bomba submersível conectada a um sistema de ejetores. Os ejetores consistem em uma tubulação de sucção de ar que emerge na superfície, um ou mais bocais tipo Venturi que geram uma pressão de sucção, fornecendo ar retirado da superfície, e bocais de descarga (ITT, [s.d.]).

Neste caso, o objetivo não é fornecer oxigênio visando a máxima degradação aeróbia do lodo, mas manter o mesmo homogêneo e contribuir na atenuação dos odores. Para tanto, considerou-se a densidade de potência de $15\text{W}/\text{m}^3$, um dado prático para misturadores visando à homogeneização do tanque. Para o dimensionamento adequado de misturadores, o mais correto é basear o dimensionamento pelo empuxo necessário para a mistura, que é dado pela área molhada multiplicada pela tensão trativa necessária associada àquele tipo de fluido (XYLEM US, 2017).

Após a homogeneização, o lodo é enviado ao sistema de desidratação através de bombas helicoidais, também chamadas de bombas de cavidade progressiva. Foram previstas uma bomba em operação e uma reserva, exceto nos maiores portes, onde se identificou a necessidade de utilização de duas prensas em operação e uma reserva. Neste caso, considerou-se uma bomba por prensa, totalizando 2 em operação e uma reserva.

Devido à modulação dos equipamentos de desidratação disponíveis, um equipamento de mesma capacidade foi utilizado para uma certa faixa de vazões. Neste caso, seria possível reduzir o tempo de operação do sistema. Na prática, no entanto, deveria ser avaliado o impacto dessa operação na alimentação do reator biológico com o percolado, sendo talvez necessária uma outra etapa de equalização (ou a utilização de um dos tanques com essa finalidade). De todo modo, considerou-se uma bomba com capacidade compatível à da prensa, pois tais bombas podem assim operar com inversores de frequência e alimentar a prensa com a vazão de projeto, ou aumentar a vazão e reduzir o tempo de operação.

5.5.2.3. Sistema de desaguamento mecanizado por prensa-parafuso

A seleção do equipamento considera a vazão de entrada e a taxa de sólidos, em m^3/h e kg/h . Estabeleceu-se o período de operação do equipamento durante o horário diurno, entre 4 e 8h/dia, 5 dias/semana. A prensa parafuso em geral já acompanha o tanque de floculação, onde é proporcionado o condicionamento do lodo com polímero antes da entrada na prensa.

Em termos de eficiência, considerou-se uma remoção de 70 e 90% para DBO e DQO, respectivamente, relativo à fração particulada. A eficiência na captura de sólidos foi estimada em 97%. O teor de sólidos do lodo desaguado foi estimado em 25%.

Adotou-se equipamentos com capacidades de até 8, 15 e 25 m^3/h , e ajustou-se os tempos de operação correspondentes. Adotou-se, no mínimo, uma unidade operativa e uma reserva. Nas vazões maiores foi necessário adotar duas unidades operativas e uma reserva.

O sistema de desaguamento pressupõe, além da prensa, um sistema de preparo e dosagem de polímero. Há divergências, mas algumas fontes indicam que a dosagem de polímero na prensa em geral é maior que na centrífuga. Considerou-se 15g de polímero/kg ST. A concentração do polímero deve estar em torno de 0,3%. Em geral, adota-se um preparador automático de polímero, que permite a mistura do polímero em pó na concentração desejada, e mantém os gradientes adequados para as etapas de preparo do polímero para a dosagem.

5.5.2.4 Reator Sequencial em Batelada (SBR)

Para o tratamento da fase líquida, considerou-se a utilização de reator sequencial em batelada, em tanque único, devido à sua versatilidade e robustez. Adotou-se dois ciclos por dia, coincidindo o período de enchimento com o período de operação da prensa.

Para estimar o volume do reator, considera-se que o volume de enchimento é uma fração do volume total. Segundo Tchobanoglous et al. (2014), deve-se considerar que o volume de enchimento seja 20% do volume do reator. Considerando um ciclo por reator por dia e dois reatores, o volume do reator deve ser, portanto, 2,5 vezes o volume de percolado gerado pelo sistema de desaguamento.

O Reator Sequencial em Batelada (SBR) é uma tecnologia de tratamento por lodos ativados onde as etapas do processo se dão no tempo, diferentemente do lodo ativado convencional onde as etapas se dão no espaço. Ou seja, em uma única unidade é possível realizar os mesmos processos que em um sistema de lodos ativados convencional seriam necessárias diferentes unidades.

O ciclo de tratamento é composto pelas seguintes etapas: enchimento, reação, decantação, retirada do efluente e espera. Em estações de tratamento de esgotos municipais, onde o aporte de esgoto é constante, o tempo de enchimento deve ser igual ao tempo de todas as outras etapas somadas (no caso de dois tanques), para garantir que sempre haja o recebimento em um dos reatores. No presente caso, como a entrada do afluente ocorre apenas durante o período diário, os ciclos podem ser configurados de forma diferente.

Considerou-se que cada turno de funcionamento da estação representaria a etapa de enchimento de um dos reatores, resultando em um tempo de enchimento de 4h. Após o enchimento, estabeleceu-se um período de reação de 4h, um período de decantação de 2h, e um período de retirada de 4h, pois assim a vazão de saída seria igual à vazão de entrada. Haveria ainda um tempo de espera de 10h até o próximo enchimento. A vantagem do SBR para este tipo de sistema é que todos os ciclos são ajustáveis por meio de automação, com exceção do período de enchimento, o que gera uma grande flexibilidade operacional. Ainda, a exposição da biomassa a ciclos repetidos com disponibilidade e falta de substrato seleciona os organismos mais adaptados a tais variações, sendo assim menos suscetíveis à

heterogeneidade do afluente.

A estimativa do sistema de aeração deve considerar a eficiência da tecnologia adotada, e a demanda de oxigênio para oxidação de DBO e para nitrificação, quando for o caso. O cálculo da demanda de O₂ é dado por:

$$R_o = Q(S_o - S) - 1,42P_{x,bio} + 4,57(Q)N_{ox} \quad (9)$$

No caso de reatores em batelada, onde a demanda varia no tempo, deve-se prever uma disponibilidade maior no início do ciclo, para garantir a concentração de O₂ necessária em todas as etapas. Para aeradores mecânicos, considera-se uma eficiência na transferência de O₂ de 1,2 a 2,4 kgO₂/kW.h, o que possibilita uma estimativa de consumo energético pelo volume tratado. No presente caso, A estimativa correta do consumo energético deve levar em conta a eficiência da transferência de oxigênio nas condições de campo, o que implica na determinação de coeficientes (alfa e beta) específicos para o tipo de efluente, conforme a equação:

$$\frac{N}{N_o} = \frac{\alpha \times \theta^{(T-20)} \times [\beta \times C_s(\text{água})(T) - C_L(\text{esg})]}{C_s(\text{água})(20)} \quad (10)$$

Onde N e N_o são as demandas de O₂ nas condições locais e nas condições padrão, respectivamente.

Além dos aeradores, outros equipamentos são necessários para o funcionamento adequado do sistema de tratamento por reatores sequenciais em batelada: os decânteres, para retirada do clarificado, e os misturadores, para garantir a homogeneização do tanque nas fases anaeróbia e anóxica. O cálculo dos misturadores, neste caso, foi adotado pelo critério da tensão trativa, adotado 1 Pa para manter os sólidos em suspensão (XYLEM US, 2017). O descarte do excesso de lodo é feito através de bombas submersíveis instaladas dentro do tanque, encaminhando os mesmos ao tanque de equalização, para mistura com o lodo recebido e desidratação na prensa parafuso.

A estimativa de produção de lodo biológico (P_{x,bio}), assim como os demais parâmetros do processo, foi feita a partir do roteiro de cálculo proposto por Tchobanoglous et al. (2014). Para a alcalinidade no efluente bruto, considerou-se

600mg/L, dentro da faixa proposta por U.S. EPA (1999).

5.5.2.5 Desinfecção por ácido peracético

O efluente tratado em sistemas aerados apresenta uma redução em termos de coliformes que pode ser suficiente para lançamento direto no corpo receptor. Caso seja necessário incluir uma etapa de desinfecção, pode ser adotada a dosagem de ácido peracético, que apresenta uma simplicidade operacional similar à dosagem de hipoclorito de sódio sem o impacto da geração de organoclorados (KITIS, 2004). Neste caso, a dosagem de 2mg/L pode ser suficiente. Por ser um produto que exige materiais específicos para os equipamentos de armazenamento e dosagem, além das tubulações, pode-se optar pela aquisição do produto com o fornecimento dos equipamentos em sistema de comodato. Neste caso, não é necessária a instalação de equipamentos, apenas do tanque de contato. O custo para o produto foi obtido a partir do Pregão presencial 002/2018, do SAMAE de Caxias do Sul, por cerca de R\$ 8,87/kg de ácido peracético (15%).

Foram considerados dois tanques, e estabelecido um tempo de contato de 30 minutos.

5.5.2.6 Elevatória final

A elevatória final é idêntica à utilizada na alternativa 1.

5.6 ESTIMATIVA DOS CUSTOS DE IMPLANTAÇÃO (CAPEX)

Com base no dimensionamento das unidades, para cada estrutura foi calculado o seu custo de implantação, composto por obra civil e equipamentos.

5.6.1. CapEx da Alternativa 1

5.6.1. Custos de implantação (CapEx) do gradeamento manual

Para o cálculo do custo de implantação da estrutura, parte-se do volume da estrutura e suas dimensões para determinar os quantitativos, que posteriormente serão multiplicados por seus respectivos custos unitários. Neste caso, considerou-se a limpeza do terreno, volume de escavação, volume de concreto e peso da armadura. Também se considerou um volume de concreto para regularização e uma camada de impermeabilização.

Para o dimensionamento desta unidade, manteve-se o proposto por Stantec (2019), em termos de quantitativos, adequando-se apenas o quantitativo de armadura de 100 para 80kg/m³ de concreto. O valor da grade manual foi estimado a partir de edital de licitação para equipamento similar (edital CORSAN 048/16), adequando para as dimensões propostas e corrigindo pela inflação. Os demais custos unitários foram obtidos da planilha de custos unitários da CORSAN, já incluído o B.D.I. Os resultados encontram-se no capítulo 6.3.

5.6.2. CapEx dos leitos de secagem

Para estimativa dos custos de implantação, além das estruturas de concreto (cuja metodologia de cálculo já foi apresentada no item anterior), deve ser previsto o meio filtrante, a tubulação perfurada dos drenos, tubos, curvas e válvulas, e a cobertura dos leitos. Para os tubos perfurados, foi considerado um tubo central com derivações para ambos os lados a cada metro de comprimento, atendendo toda a largura do leito. Esta concepção está proposta no estudo de Stantec (2019), e, apesar de não ser usual, foi mantida por acreditar-se que pode favorecer a percolação. Em relação às camadas filtrantes, considerou-se duas camadas de 15cm de brita e uma camada de 20cm de areia. A cobertura adotada foi de estufa agrícola, que apresenta menores custos, com a possibilidade de a manutenção ser feita pelo próprio operador.

5.6.3. CapEx da lagoa facultativa

Para o presente caso, considerou-se que as lagoas serão impermeabilizadas com a utilização de geomembrana. Dependendo da localidade e da disponibilidade de materiais, a impermeabilização pode ser feita apenas com argila compactada, exigindo, no entanto, estruturas de contenção da erosão pelo vento nas margens da

lagoa (geralmente de placas de concreto armado). A execução da lagoa compreende, portanto, principalmente movimentação de solo, lastro de areia, implantação de geomembrana, e dispositivos de entrada e saída.

A movimentação de solo, sem dados geotécnicos do local, acaba sendo uma estimativa bastante arriscada. Dependendo das condições locais, o método de execução pode diferir bastante, por exemplo com a decisão relativa a escavar o terreno ou elevar os taludes, ou, ainda, a possibilidade ou não da utilização do material escavado como aterro na própria área da estação. No presente caso, considerou-se volume de escavação e posteriormente o espalhamento do material escavado, sem a disposição em bota-fora. Para os taludes, adotou-se declividade de 2:1, e adotou-se um freeboard de 50cm.

5.6.4. CapEx das lagoas de maturação

As considerações acerca de CapEx e OpEx para as lagoas de maturação são similares às da lagoa facultativa.

5.6.5. CapEx da elevatória final

Como não se sabe a altura manométrica do sistema de recalque, adotou-se uma bomba para vazões baixas cujo preço se encontra na planilha SINAPI (Código 10588): bomba submersível, elétrica, trifásica, potência 0,98 hp, diâmetro do rotor 142 mm semiaberto, bocal de saída diâmetro de 2 polegadas, $hm/q = 2 \text{ m} / 32 \text{ m}^3/h$ a $8 \text{ m} / 16 \text{ m}^3/h$. Como a vazão máxima para os casos estudados é de $13,8 \text{ m}^3/h$, entende-se que esta bomba estaria adequada. Não foi incluída a tubulação de recalque e dispositivos de controle.

5.6.6. CapEx do galpão de compostagem

Os custos de implantação referentes à estrutura de compostagem são compostos basicamente pela execução de uma base de concreto para impermeabilização do solo e uma cobertura, além de uma parede de alvenaria de 1m de altura, visando à contenção do material. Também foi prevista a inclusão de um triturador, para que se possibilite o recebimento de resíduos de podas.

5.6.7. CapEx do tratamento preliminar da alternativa 2

Para os custos de implantação do tratamento preliminar da alternativa 2, apenas cresceu-se a unidade mecanizada, com um custo estimado em R\$ 700.000,00, baseado em consultas feitas a fornecedores.

5.6.8. CapEx do tanque de equalização

Os custos de implantação do tanque de equalização foram calculados de forma similar às demais estruturas de concreto.

5.6.9. CapEx do desaguamento mecanizado

Os preparadores de polímero, possuem capacidades definidas em m³/h, em geral partindo de 1 m³/h. Neste caso, utilizou-se um preparador de polímero de 1 ou de 2 m³/h, e para as maiores vazões, foi necessário dois preparadores de polímero de 2 m³/h, com as bombas de polímero para alimentar as prensas.

Para a prensa, utilizou-se três diferentes capacidades, e, devido à falta de orçamentos suficientes, o custo foi estimado com base no custo de centrífugas decanter para as mesmas capacidades, acrescido de 50%.

A implantação foi prevista em uma edificação pré-fabricada para não ficar sob ação do tempo. Como, diferentemente das centrífugas decanter, este tipo de equipamento não possui ruídos elevados, não há necessidade de isolamento acústico.

5.6.10. CapEx do reator SBR

Considerou-se, para os reatores, de forma similar aos demais tanques, tanques de concreto circulares. Cada tanque será composto por um ou mais aeradores, com potências entre 10 e 30CV, misturadores, bombas de lodo e decânteres.

5.6.11. CapEx do sistema de desinfecção

Os custos de implantação do sistema de desinfecção correspondem à execução de um tanque de contato com chicanas, dividido em dois módulos. Neste caso, foi previsto um revestimento da superfície interna devido à agressividade do produto utilizado.

5.7 ESTIMATIVA DOS CUSTOS DE OPERAÇÃO (OPEX)

Os custos de operação de cada unidade compreendem a manutenção das estruturas, insumos, energia elétrica, substituição de equipamentos, remoção de lodo, etc.

5.7.1. Custos de operação (OpEx) do gradeamento manual

Para os custos anuais de operação desta unidade foram considerados apenas os custos de manutenção das estruturas, estimados em 0,5% ao ano do custo de implantação. Além disso, considerou-se a substituição da grade a cada 10 anos.

5.7.2. OpEx dos leitos de secagem

Em relação ao custo de operação dos leitos de secagem, surgem diferenças entre a concepção com e sem compostagem. Mas isso se deve basicamente ao fato de que nos contratos de disposição final do lodo seco utilizados como base neste estudo já está incluído o custo da operação de remoção do lodo de onde ele estiver. Então, para o caso em que há compostagem, deve ser previsto o custo de remoção, que não é necessário quando é feita apenas a disposição final. Para o custo de remoção, utilizou-se o mesmo valor de escavação localizada mecânica (0-2m) adotado para estimativa do CapEx. Além do custo da movimentação de solo, também há o custo de reposição de areia e o custo de manutenção das estruturas, estimado em 0,5% ao ano.

5.7.3. OpEx da lagoa facultativa

Os custos de operação da lagoa facultativa incluem a remoção do lodo de fundo, os custos de manutenção e a substituição da geomembrana após um período de 15 anos.

5.7.4. OpEx das lagoas de maturação

As mesmas considerações sobre a lagoa facultativa se aplicam às lagoas de maturação.

5.7.5. OpEx da elevatória final

Os custos de operação da elevatória final referem-se ao consumo energético da bomba e ao custo de manutenção das estruturas.

5.7.6. OpEx da compostagem

Os custos de operação associados ao processo de compostagem envolvem a trituração do agente estruturante, quando necessária, a mistura do lodo com o agente estruturante e o revolvimento periódico da leira. Em relação às operações de mistura e revolvimento, considerou-se a utilização de equipamento mecanizado, e adotou-se o custo de movimentação de solo. Considerou-se que sejam feitas 5 operações de revolvimento (uma a cada 10 dias).

A trituração do agente estruturante considerou o consumo energético e o tempo de operação, para um triturador com capacidade para 5m³/hora. Nos custos operacionais ainda deve ser incluído o custo do agente estruturante, estimado em R\$ 30,00/ton, e a receita oriunda da venda do composto, estimada em R\$ 100,00/ton com base em uma média de valores de mercado para compostos orgânicos na região sul.

5.7.7. OpEx do tratamento preliminar da alternativa 2

Aos custos de operação deve ser acrescido o consumo de energia elétrica referente ao tratamento preliminar mecanizado, além da reposição do equipamento ao final da vida útil. Não foi considerado separadamente o custo com a disposição

final de gordura.

O tratamento preliminar mecanizado possui diversos equipamentos eletromecânicos, como roscas transportadoras, bombas e sopradores, e cada equipamento deve funcionar por tempos diferentes ao longo do dia. O sistema de peneira e transporte e compactação de sólidos grosseiros é acionado por sensor devido à perda de carga. Os transportadores de areia e gordura são acionados por temporizador, e o soprador para aeração do desarenador possui uma operação mais contínua. A **Tabela 6** apresenta as características do equipamento.

Tabela 6. Características do tratamento preliminar mecanizado.

Variável (unidade)	Valor
Peneiras e transportadores (kW)	4,37
Soprador (kW)	0,55
Tempo de operação peneiras (h/dia)	1
Tempo de operação sopradores (h/dia)	8
Energia consumida (kWh/ano)	210

5.7.8. OpEx dos tanques de equalização

Os custos de operação consistem na energia elétrica e manutenção das estruturas, além da reposição periódica dos equipamentos. Não foi incluído nos custos a dosagem de cal hidratada.

5.7.9. OpEx do desaguamento mecanizado

Os custos de operação do sistema de desaguamento de lodo incluem as despesas de energia elétrica e consumo de polímeros. O custo do polímero foi obtido do edital CORSAN 0071/2018, com o valor de R\$ 16,15/kg.

5.7.10. OpEx do reator SBR

Os custos de operação desta etapa são os custos de energia elétrica dos equipamentos, e de manutenção das estruturas.

5.7.11. OpEx do sistema de desinfecção

O custo de operação inclui o fornecimento do produto e o consumo energético da bomba dosadora. Neste caso, não se considera reposição da bomba, pois a mesma é disponibilizada pelo fornecedor.

5.8. Custos adicionais

Como não foi incluído o projeto elétrico na estimativa de custos, atribuiu-se um valor de 20% do custo dos equipamentos mecânicos. Além disso, considerou-se um custo de 5% para itens acessórios, 3% de frete e 10% para montagem e comissionamento.

5.9. METODOLOGIA DO ESTUDO DE VIABILIDADE ECONÔMICA

Para o estudo de viabilidade econômica utilizou-se a metodologia adotada em Stantec (2019), que consiste na determinação do Custo Anual Equivalente per capita de cada item a ser analisado. Este valor é obtido dividindo-se o valor presente líquido pelo fator de anuidade. Esta metodologia é adequada para comparar diferentes alternativas, como no presente caso, e, em se tratando de custos totais, permite identificar qual seria o valor mínimo que deveria ser disponibilizado por ano por usuário a fim de garantir a implantação e manutenção do sistema.

$$CAE = \frac{VPL}{A_{t,r}} \quad (11)$$

Onde o valor presente líquido é dado por:

$$VPL = \sum_{t=1}^n \frac{FC_t}{(1+i)^t} \quad (12)$$

Onde:

VPL = Valor Presente Líquido

FC_t = Fluxo de caixa no período

i = taxa de juros em %

n = número de períodos

E o fator de anuidade é dado por:

$$A_{t,i} = \frac{1 - \frac{1}{(1+i)^t}}{i} \quad (13)$$

Para todos os custos considerou-se o custo per capita, ou seja, dividiu-se pelo número de domicílios atendidos.

Para cada alternativa e para cada número de domicílios atendidos estima-se os custos per capita de cada etapa do processo de tratamento, de implantação e operação. Além disso, estimam-se os custos gerais de operação, e os custos de transporte, conforme apresentado anteriormente. Estes custos são introduzidos no fluxo de caixa, sendo corrigidos pela inflação anual. Também se incluiu nesta etapa os custos de reposição dos equipamentos, conforme sua vida útil.

Após, calcula-se o VPL para cada um destes dados, sendo possível também agregar por categorias, como custos de implantação das unidades, custos de operação (anuais e não-anuais), receitas da operação, custos de aquisição do terreno. Dividindo-se o VPL pelo fator de anualidade obtém-se o custo anual equivalente. Estabelecendo-se o valor da taxa mínima de atratividade, é possível obter o valor necessário para cobrir os custos, já descontadas as despesas indiretas. Por outra via, definindo-se um valor para a cobrança, é possível calcular a TIR – taxa interna de retorno, que é o valor da taxa para o qual o VPL é zero. Ainda, é possível calcular o tempo de retorno do investimento, ou payback.

6. RESULTADOS

Os resultados obtidos a partir da metodologia proposta estão listados nos itens a seguir. Para o dimensionamento e estimativas de custos das unidades, serão apresentados abaixo apenas os resultados relativos à menor e à maior modulação, visando facilitar a compreensão. Por isso, os resultados estarão expressos relativos a 2833 e 55786 domicílios. As tabelas com o cálculo total do CapEx, OpEx, e CAE para todas os portes avaliados estão apresentadas no apêndice. Para a síntese dos resultados, e para os estudos de viabilidade econômica, serão apresentados os resultados referentes a todas os raios de abrangência (em termos de municípios atendidos). Idem para os custos de transporte.

6.1. CUSTOS DE TRANSPORTE

Na **Tabela 7** estão expressos os custos anuais da operação de remoção e transporte de lodo até a estação de tratamento. É possível observar como o custo por domicílio aumenta significativamente com o incremento da distância, principalmente quando se perde o potencial de rateio dos custos entre os usuários.

6.2 DESPESAS DE PESSOAL

A **Tabela 8** apresenta os custos de pessoal para a alternativa 1. Nas tabelas de indicativos dos custos serão apresentados os valores referentes à menor e à maior modulação proposta, com respectivamente 2833 e 55876 domicílios atendidos.

Para a alternativa 2 (**Tabela 9**), a única diferença proposta consiste na inclusão de mais um técnico em química.

Tabela 7. Cálculo do custo da operação de limpeza e transporte do lodo.

Município	Distância (km)	Nº de domicílios	Tempo de viagem (h)	Nº de domicílios por viagem	Tempo por domicílio (h)	Custo por domicílio (R\$)	Custo por município (R\$)	Nº de domicílios (total acumulado)	Custo total (R\$)
Constantina	2	2833	5,0	10	0,50	88,90	251.862,09	2833	251.862,09
Novo Xingu	8	567	5,4	10	0,54	96,76	54.861,70	3400	306.723,78
Engenho Velho	13	382	5,8	10	0,58	103,30	39.461,97	3782	346.185,75
Rondinha	23	1316	6,5	10	0,65	116,40	153.175,87	5098	499.361,62
Liberato Salzano	24	1640	6,6	10	0,66	117,70	193.034,87	6738	692.396,48
Ronda Alta	25	2653	6,7	10	0,67	119,01	315.742,37	9391	1.008.138,86
São José das Missões	28	850	6,9	10	0,69	122,94	104.499,66	10241	1.112.638,52
Três Palmeiras	30	1291	7,0	10	0,70	125,56	162.096,76	11532	1.274.735,27
Sagrada Família	38	780	7,6	10	0,76	136,03	106.105,15	12312	1.380.840,42
Trindade do sul	42	1771	7,9	10	0,79	141,27	250.187,09	14083	1.631.027,51
São Pedro das Missões	44	592	7,6	9	0,84	149,96	88.774,43	14675	1.719.801,94
Entre Rios do Sul	47	873	7,8	9	0,86	154,32	134.721,90	15548	1.854.523,84
Novo Barreiro	47	1260	7,8	9	0,86	154,32	194.443,98	16808	2.048.967,82
Lajeado do Bugre	49	704	7,9	9	0,88	157,23	110.689,81	17512	2.159.657,63
Gramado dos Loureiros	56	675	7,9	8	0,99	177,18	119.597,24	18187	2.279.254,87
Cerro Grande	58	730	7,6	7	1,08	193,48	141.241,62	18917	2.420.496,49
Jaboticaba	62	1249	7,9	7	1,13	200,96	251.002,18	20166	2.671.498,67
Novo Tiradentes	63	695	8,0	7	1,14	202,83	140.968,74	20861	2.812.467,42
Continua...									

Continua Tabela 6...

Município	Distância (km)	Nº de domicílios	Tempo de viagem (h)	Nº de domicílios por viagem	Tempo por domicílio (h)	Custo por domicílio (R\$)	Custo por município (R\$)	Nº de domicílios (total acumulado)	Custo total (R\$)
Nonoai	68	3597	7,8	6	1,30	232,67	836.917,83	24458	3.649.385,24
Benjamin Constant do Sul	72	536	7,6	5	1,52	271,83	145.698,98	24994	3.795.084,22
Rio dos Índios	78	1029	7,6	4	1,89	337,11	346.881,32	26023	4.141.965,54
Ponte Preta	79	535	7,6	4	1,91	340,38	182.102,30	26558	4.324.067,84
Seberi	79	3355	7,6	4	1,91	340,38	1.141.968,64	29913	5.466.036,48
Planalto	80	3088	7,7	4	1,93	343,65	1.061.194,29	33695	6.763.453,19
Pinhal	79	694	7,6	4	1,91	340,38	236.222,42	30607	5.702.258,91
Alpestre	92	2269	7,6	2	3,79	676,59	1.535.184,53	35964	8.298.637,72
Faxinalzinho	92	784	7,6	2	3,79	676,59	530.447,19	36748	8.829.084,91
Taquaruçu do Sul	92	872	7,6	2	3,79	676,59	589.987,18	37620	9.419.072,08
Cristal do Sul	94	843	7,7	2	3,86	689,68	581.402,15	38463	10.000.474,23
Ametista do Sul	97	2177	7,9	2	3,97	79,32	1.544.188,48	40640	11.544.662,71
Itatiba do Sul	100	1147	7,7	1	7,67	1.368,65	1.569.845,37	41787	13.114.508,09
Condor	116	2059	8,8	1	8,84	1.578,12	3.249.342,49	43846	16.363.850,58
Panambi	127	12030	9,6	1	9,65	1.722,12	20.717.138,89	55876	37.080.989,47

Tabela 8. Custos de pessoal para a alternativa 1 (un.= unidade; dom.= domicílios).

Descrição do item	Custo (R\$)	Un.	Quantitativo		Custo (R\$)	
			2833 dom.	55876 dom.	2833 dom.	55876 dom.
Supervisão e operação						
Químico Regional	185.382,86	ano	5%	30%	9.269,14	55.614,86
Técnico em Química	84.586,61	ano	2	2	169.173,21	169.173,21
Agente de Serviços Operacionais	66.381,57	ano	1	1	66.381,57	66.381,57
Total (supervisão e operação)					244.823,92	291.169,64
Ferramentas e EPI						
EPI e Uniforme	100,00	fun.	3	3	300,00	300,00
Ferramentas	200,00	kit	0,2	0,2	40,00	40,00
Instrumentos de medição	600,00	kit	0,2	0,2	120,00	120,00
Total (ferramentas e EPI)					460,00	460,00
Custos totais de pessoal (R\$)					245.283,92	291.629,64

Tabela 9. Custos de pessoal para a alternativa 2 (un.= unidade; dom.= domicílio).

Descrição do item	Custo (R\$)	Un.	Quantitativo		Custo (R\$)	
			2833 dom.	55876 dom.	2833 dom.	55876 dom.
Supervisão e operação						
Químico Regional	185.382,86	ano	5%	30%	9.269,14	55.614,86
Técnico em Química	84.586,61	ano	3	3	253.759,82	253.759,82
Agente de Serviços Operacionais	66.381,57	ano	1	1	66.381,57	66.381,57
Total (supervisão e operação)					329.410,53	375.756,25
Ferramentas e EPI						
EPI e Uniforme	100,00	fun.	3	3	810,00	860,00
Ferramentas	200,00	kit	0,2	0,2	40,00	40,00
Instrumentos de medição	600,00	kit	0,2	0,2	1.200,00	1.200,00
Total (ferramentas e EPI)					2.050,00	2.100,00
Custos totais de pessoal (R\$)					331.460,53	377.856,25

6.3 RESULTADOS DA ALTERNATIVA 1

6.3.1 Gradeamento Manual

A partir dos critérios de dimensionamento definidos anteriormente, foram estabelecidas as características do sistema de tratamento preliminar expressos na

Tabela 10.**Tabela 10.** Dimensionamento do gradeamento manual.

	Domicílios	
Variável (unidade)	2833	55876
Fluxo do canal		
Vazão (m ³ /d)	13,49	266,08
Vazão média horária (m ³ /h)	1,69	33,26
Vazão máxima horária (m ³ /h)	3,37	66,52
Tempo de detenção (h)	0,25	0,25
Volume requerido para tempo de detenção (m ³)	0,84	16,63
Volume total requerido (m ³)	12,00	16,63
Volume por canal (m ³)	12,00	12,00
Número de canais	2,00	3,00
Dimensões do canal		
Largura (m)	0,80	0,80
Profundidade (líquido) (m)	1,20	1,20
Comprimento (m)	12,50	12,50
Freeboard (m)	0,40	0,40
Dimensões da grade		
Largura das barras (mm)	10,00	10,00
Profundidade das barras (mm)	30,00	30,00
Espaço entre as barras (mm)	20,00	20,00
Ângulo com a horizontal (°)	45,00	45,00
Vida útil		
Vida útil da estrutura (anos)	30,00	30,00
Vida útil da grade (anos)	10,00	10,00

6.3.2. Leitões de Secagem

A **Tabela 11** apresenta o cálculo da área necessária utilizando as duas metodologias propostas. Estabeleceram-se as dimensões dos leitões de secagem como sendo 5m x 10m, e calculou-se a quantidade necessária de leitões. Considerou-se a camada drenante composta por camadas de brita e areia, com granulometria progressiva. Deve-se prever a reposição de areia periódica, relativa à camada superficial que fica aderida no lodo após o desaguamento. No presente caso, considerou-se a perda de 1mm de areia por ciclo.

A eficiência do processo e o balanço de massa foi considerado segundo os dados apresentados na **Tabela 12**, obtidos da literatura e também adotados por

Stantec (2019). Os dados apresentados a seguir servirão de subsídio para o dimensionamento das unidades subsequentes.

Tabela 11. Dimensionamento da área necessária para os leitos de secagem.

Váriável (unidade)	Domicílios	
	2833	55876
Área Superficial		
Nível máximo de operação (mm)	300	300
Taxa de aplicação de sólidos (kg ST/m ² .ano)	100	100
Tempo total de ciclo (dias)	20	20
Carga de sólidos por ano (kgST/ano)	67992	1341024
Área considerando taxa de aplicação hidráulica (m ²)	620,9	12246,8
Área considerando taxa de aplicação de sólidos (m ²)	680	13410
Área superficial requerida (m ²)	680	13410
Área adicional para redundância (m ²)	10%	10%
Área total requerida (m²)	748	14751

Tabela 12. Eficiência e balanço de massa dos leitos de secagem.

Variável (unidade)	Domicílios	
	2833	55876
Área Superficial		
Área total requerida (m²)	748	14751
Eficiência do tratamento		
Teor de sólidos final do lodo (%)	25	25
Volume de água remanescente no lodo (m ³ /dia)	0,71	14,02
Volume de água removida (m ³ /dia)	8,6	169,7
Taxa de secagem por percolação (%)	65	65
Taxa de secagem por evaporação (%)	35	35
Remoção de SST (fase líquida) (%)	95	95
Remoção de DBO (fase líquida) (%)	88	88
Saída: Corrente Líquida		
Vazão (percolação) (m ³ /dia)	5,6	110,3
Vazão (evaporação) (m ³ /dia)	3,0	59,4
ST (mg/L)	1000	1000
SST (mg/L)	900	900
DBO (mg/L)	300	300
DQO (mg/L)	1800	1800
Carga de sólidos (base seca) (kg ST/dia)	5,592	110,3
Carga orgânica (DBO) (kg DBO/dia)	1,7	33,1
Saída: Lodo desidratado		
Massa de lodo removido por ano (kg/ano)	271968	5364096

Continua...

Continua Tabela 12...

Variável (unidade)	Domicílios	
	2833	55876
Densidade do lodo 25%TS (kg/m ³)	1100	1100
Volume de lodo removido por ano (m ³ /ano)	247	4876
ST (mg/L)	250000	250000
Carga de sólidos (base seca) (kg/ano)	67992	1314729

6.3.3 Lagoa facultativa

A **Tabela 13** apresenta o dimensionamento da lagoa facultativa.

Tabela 13. Dimensionamento da lagoa facultativa.

Variáveis (unidade)	Domicílios	
	2833	55876
Vazão média (m ³ /d)	5,6	110,3
DBO (mg/L)	300,0	300,0
Carga orgânica afluyente (kgDBO/dia)	1,68	33,09
Taxa de aplicação orgânica (DBO) (kgDBO/um.dia)	166,7	166,7
Área superficial (m ²)	100,6	1985,0
Comprimento (m)	17,4	77,2
Largura (m)	5,8	25,7
Profundidade (m)	2,0	2,0
Volume (m ³)	201,3	3970,0
x	3,0	3,0
d (Yanez)	0,3	0,3
Tempo de detenção (dias)	36	36
K utilizado	0,1	0,1
a	2,3	2,3
DBOe/DBOa	0,0973	0,0973
Remoção de DBO (%)	90	90
DBOe (mg/L)	29,2	29,2
Carga de sólidos		
SST (mg/L)	900	900
Carga de sólidos afluyente (kg/dia)	5,033	99,265
Taxa de acumulação de lodo (base seca) (kg/dia)	3,22	63,53
Eficiência do tratamento		
Remoção de DBO (%)	90	90
Remoção de SST (%)	80	80
Taxa de destruição de sólidos (%)	20	20

Continua...

Continua Tabela 13...

Variável (unidade)	Domicílios	
	2833	55876
Teor de sólidos após período de secagem (%)	25	25
Saída: Corrente líquida		
Vazão (m ³ /d)	5,6	110,3
SST (mg/L)	180	180
DBO (mg/L)	29,2	29,2
Carga de sólidos (SST) (kg/d)	1,0	19,9
Carga orgânica (DBO) (kg/d)	0,2	3,2
Saída: Sólidos		
Massa de lodo removido (25%TS) (kg/ano)	4702,8	92753,6
Densidade lodo desaguado (kg/m ³)	1100,0	1100,0
Volume de lodo removido (m ³ /ano)	4,3	84,3
Carga de sólidos (base seca) (kg/ano)	1069	21080

6.3.4 Lagoas de maturação

A **Tabela 14** apresenta o dimensionamento das lagoas de maturação.

Tabela 14. Dimensionamento das lagoas de maturação.

Variável (unidade)	Domicílios	
	2833	55876
Vazão média (m ³ /d)	5,6	110,3
Área superficial requerida (por lagoa)		
Tempo de detenção (dias)	7	7
Volume total (m ³)	39,1	772,1
Área superficial (m ²)	39,1	772,1
Dimensões		
Número de lagoas	3	3
Comprimento/largura (m)	10	10
Comprimento (m)	19,8	87,9
Largura (m)	2,0	8,8
Profundidade (m)	1,0	1,0
K adotado (15°C)	0,3864	0,3864
X	10,0	10,0
d (Yanez)	0,10	0,10
a	1,43	1,43
C/Co	0,10450	0,10450
C/Co (três lagoas)	0,00114	0,00114
Eficiência (%)	99,89	99,89

Espera-se uma eficiência, apenas para as lagoas de maturação, de cerca de 99,9%. Caso considere-se a remoção de coliformes também na lagoa facultativa (**Tabela 15**), espera-se uma eficiência acima de 99,99% para o conjunto das lagoas.

Tabela 15. Remoção de coliformes na lagoa facultativa.

Variável (unidade)	Domicílios	
	2833	55876
Comprimento (m)	17,4	77,17
Largura (m)	5,8	25,72
Profundidade (m)	2,0	2,00
K adotado (15°C)	0,1615	0,1615
Área (m ²)	100,6	1985,0
Volume (m ³)	201,3	3970,0
Td (dias)	36	36
X	3	3
d (Yanez)	0,31	0,31
a	2,87	2,87
C/Co	0,03818	0,03818
Eficiência	96,18%	96,18%
C/Co (todas lagoas)	0,000044	0,000044
Eficiência	99,9956%	99,9956%

6.3.5. Compostagem

A **Tabela 16** apresenta o dimensionamento do processo de compostagem

Tabela 16. Dimensionamento da compostagem.

Variável (unidade)	Domicílios	
	2833	55876
Entrada de lodo		
Massa de lodo por dia (kg)	760	14990
Volume de lodo por dia (m ³)	0,7	13,7
Teor de sólidos do lodo (%)	25	25
Teor de umidade do lodo (%)	75	75
Agente estruturante		
Teor de umidade do agente estruturante (%)	10	10
Densidade do agente estruturante (kg/m ³)	100	100
Teor de umidade da mistura (%)	60%	60%

Continua...

Continua Tabela 16...

Variável (unidade)	Domicílios	
	2833	55876
Massa necessária de agente estruturante (kg)	228	4497
Volume necessário de agente estruturante (m ³)	2,3	45,0
Razão AE:Lodo	3,3	3,3
Saída		
Redução de massa após compostagem (%)	20%	20%
Redução de volume após compostagem (%)	40%	40%
Armazenamento		
Volume de lodo desaguado (m ³)	0,7	13,7
Altura (m)	1	1
Área necessária por dia (m ²)	0,7	13,7
Tempo de armazenamento (d)	2	2
Footprint: armazenamento lodo	1,5	30,0
Volume de agente estruturante	2,3	45,0
Altura (m)	1	1
Área necessária por dia (m ²)	2,3	45,0
Tempo de armazenamento (d)	30	30
Footprint: armazenamento AE	75	1484
Número de trituradores	1	2
Capacidade do triturador (m ³ /d)	40,0	40,0
Footprint do triturador (m ²)	1,2	2,4
Área adicional (m ²)	1,2	2,4
Footprint total do triturador (m ²)	3,0	5,0
Compostagem		
Volume final do composto (m ³)	2,4	46,9
Altura da leira (m)	2	2
Largura da leira (m)	4	4
Área da seção da leira (m ²)	4	4
Comprimento da leira requerido por dia (m)	0,6	11,7
Tempo de detenção (d)	60	60
Comprimento total da leira (m)	36	703
Comprimento +FS (10%)	39	774
Espaço entre leiras (m)	2	2
Footprint compostagem (m²)	259	5107
Cura		
Volume final (m ³)	1,8	35,2
Altura da pilha (m)	3	3
Largura da pilha (m)	6	6
Seção transversal da pilha (m)	9	9
Comprimento requerido por dia (m)	0,2	3,9
Tempo de detenção (d)	30	30
Comprimento total requerido (m)	6	117
Comprimento total +FS (10%)	7	129
Espaço entre leiras (m)	0,5	0,5
Footprint cura (m²)	47	922

6.4 RESULTADOS DA ALTERNATIVA 2

6.4.1. Tanque de equalização

A **Tabela 17** apresenta o dimensionamento dos tanques de equalização.

Tabela 17. Dimensionamento dos tanques de equalização.

Variável (unidade)	Domicílios	
	2833	55876
Vazão (m³/d)	13,49	266,08
Dimensionamento		
Tempo de detenção (d)	1	1
Número de tanques	2	2
Volume (m³)	6,7	133,0
Raio do tanque (m)	1,3	4,1
Nível d'água no tanque (m)	1,3	2,5
Área superficial (m²)	5	54
Free board (m)	0,5	0,5
Profundidade total (m)	1,8	3,0
Equipamento mecânico		
Aerador submersível		
Potência necessária (CV)	0,14	2,71
Potência do aerador (CV)	1	3
No. De aeradores por tanque	1	1
No. De aeradores (total)	2	2
Bomba de lodo		
Vazão da bomba (m³/h)	8	25
Bombas em operação	1	2
Vazão requerida por bomba (m³/h)	2	17
Horas de operação por dia	1,69	5,32
Altura manométrica (m)	10,3	11,5
Potência requerida (kW)	0,2	1,4

6.4.2. Desaguamento mecanizado por prensa parafuso

A **Tabela 18** apresenta o dimensionamento do sistema de desaguamento mecanizado.

Tabela 18. Dimensionamento do desaguamento mecanizado.

Variável (unidade)	Domicílios	
	2833	55876
Aerador		
Potência aerador (CV) (kW)	1	3
Operação (h por dia)	10	10
Operação (dias por ano)	252	252
kWh por ano	1853	5560
Bomba de Lodo		
Potência da bomba de lodo (kW)	0,37	1,30
Operação (h por dia)	1,69	5,32
Operação (dias por ano)	252	252
kWh por ano	159	3496

6.4.3. SBR

A seguir, estão apresentados os principais parâmetros do sistema de tratamento por reator SBR (**Tabela 19**).

Tabela 19. Parâmetros para reator SBR.

Variável (unidade)	Domicílios	
	2833	55876
Vazão (L/s)	0,14	2,84
DBO (mg/L)	750	750
DQO (mg/L)	1500	1500
SSV (mg/L)	378	378
SST (mg/L)	630	630
NTK (mg/L)	100	100
Tempo aeração (ta) (h)	4	4
Tempo sedimentação (ts) (h)	2	2
Tempo descarte (td) (h)	4	4
Tempo espera (ti) (h)	10	10
Temperatura esgoto (°C)	20	20
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	600	600
Altitude (m)	500	500
Concentração OD (mg/L)	2	2
SST.TA (mg/L) (mg/L)	3500	3500
Profundidade útil (m)	4	4
Profundidade decantação : Profundidade total (%)	20	20
Número reatores (un.)	2	2

Continua...

Continua Tabela 19...

Variável (unidade)	Domicílios	
	2833	55876
Idade do lodo (dias)	30	30
Volume do reator (m ³)	31,1	613,5
Volume de enchimento/ciclo (m ³)	6,2	122,7
Volume enchimento : Volume reator (m ³ /m ³)	0,2	0,2
Profundidade de decantação (m)	0,8	0,8
Profundidade útil do reator (m)	4,0	4,0
SST.TA (mg/L)	3500	3500
SSV.TA (mg/L)	1558	1558
Produção de lodo (kg/dia)	7,3	143,2
Produção observada (kgSST/kgDBO)	0,8	0,8
Produção observada (kgSSV/kgDBO)	0,3	0,3
Demanda média oxigênio/reator (kg/dia)	7,8	153,3
Taxa média transferência O ₂ (kgO ₂ /h)	3,9	76,6
Necessidade de alcalinizante (kg/dia CaCO ₃)	-0,6	-11,1
A/M	0,1	0,1
Demanda de O ₂ (real) (kgO ₂ /h)	10,2	200,9
Potência do aerador (kW)	6,8	133,9

6.4.4 Desinfecção

A **Tabela 20** a seguir apresenta o dimensionamento sistema de desinfecção por ácido peracético.

Tabela 20. Dimensionamento sistema de desinfecção por ácido peracético.

Variável (unidade)	Domicílios	
	2833	55876
Volume requerido (m ³)	0,4	7,7
Área (m ²)	0,4	7,7
Profundidade (m)	1	1
Comprimento (m)	0,31	1,38
Largura (m)	1,25	5,54
Free Board (m)	0,5	0,5
Profundidade total (m)	1,5	1,5
PAA requerido (g/d)	24,89	490,82
Solução PAA15 (%)	15	15
L/d	0,2	3,3

6.5 CUSTOS TOTAIS

As tabelas referentes aos cálculos de custos totais de implantação e operação (assim como fluxo de caixa, VPL e CAE) estão apresentadas no apêndice.

6.6 CUSTO ANUAL EQUIVALENTE POR DOMICÍLIO

Para cada raio de abrangência de cada alternativa estruturou-se um fluxo de caixa, considerando todos os custos (e receitas) de cada etapa do sistema. Com isso, calcularam-se os custos anuais equivalentes per capita, em termos de custos de implantação, operação e custos totais. Também se identificou a parcela de cada etapa do processo no custo total. Deste modo, após a identificação dos custos relativos a cada raio de abrangência, foi possível estabelecer uma relação entre a população atendida e o custo anual equivalente per capita, para cada classe de custos.

Primeiramente, realizou-se o fluxo de caixa corrigido pela inflação e o fluxo de caixa para valor presente, para cada raio de abrangência. Após, realizou-se o somatório dos valores presentes para cada etapa, e, por fim, dividiu-se pelo fator de anuidade, obtendo-se, assim, os custos anuais equivalentes per capita. Os custos anuais equivalentes per capita para cada etapa do processo estão em apêndice. A **Tabela 20** apresenta um resumo dos custos anuais equivalentes por domicílio.

Tabela 21. Resumo dos custos anuais equivalente por domicílio, para cada alternativa.

Municípios	Distância (km)	Domicílios atendidos (acumulado)	CAPEX			OPEX			TOTAL		
			1A	1B	2	1A	1B	2	1A	1B	2
Constantina	2	2833	R\$ 43,54	R\$ 37,03	R\$ 139,29	R\$ 203,85	R\$ 215,56	R\$ 307,26	R\$ 247,38	R\$ 252,59	R\$ 446,54
Novo Xingu	8	3400	R\$ 42,26	R\$ 35,85	R\$ 116,76	R\$ 189,87	R\$ 201,64	R\$ 281,64	R\$ 232,13	R\$ 237,49	R\$ 398,40
Engenho Velho	13	3782	R\$ 41,58	R\$ 35,23	R\$ 105,41	R\$ 183,49	R\$ 195,29	R\$ 268,92	R\$ 225,07	R\$ 230,52	R\$ 374,33
Rondinha	23	5098	R\$ 40,13	R\$ 33,90	R\$ 80,53	R\$ 172,33	R\$ 184,20	R\$ 244,28	R\$ 212,46	R\$ 218,10	R\$ 324,81
Liberato Salzano	24	6738	R\$ 39,25	R\$ 33,10	R\$ 62,27	R\$ 164,85	R\$ 176,77	R\$ 227,90	R\$ 204,10	R\$ 209,87	R\$ 290,17
Ronda Alta	25	9391	R\$ 38,15	R\$ 32,08	R\$ 47,03	R\$ 158,65	R\$ 170,61	R\$ 214,18	R\$ 196,80	R\$ 202,69	R\$ 261,20
São José das Missões	28	10241	R\$ 38,15	R\$ 32,10	R\$ 43,65	R\$ 158,62	R\$ 170,59	R\$ 213,13	R\$ 196,77	R\$ 202,69	R\$ 256,78

Continua...

Continua Tabela 20...

Municípios	Distância (km)	Domicílios atendidos (acumulado)	CAPEX			OPEX			TOTAL		
			1A	1B	2	1A	1B	2	1A	1B	2
Três Palmeiras	30	11532	R\$ 37,49	R\$ 31,46	R\$ 42,08	R\$ 158,14	R\$ 169,98	R\$ 210,18	R\$ 195,63	R\$ 201,44	R\$ 252,26
Sagrada Família	38	12312	R\$ 37,71	R\$ 31,69	R\$ 39,25	R\$ 158,35	R\$ 170,16	R\$ 208,79	R\$ 196,07	R\$ 201,85	R\$ 248,04
Trindade do sul	42	14083	R\$ 37,26	R\$ 31,25	R\$ 42,31	R\$ 159,08	R\$ 171,04	R\$ 209,67	R\$ 196,34	R\$ 202,29	R\$ 251,98
São Pedro das Missões	44	14675	R\$ 37,13	R\$ 31,13	R\$ 40,79	R\$ 159,69	R\$ 171,65	R\$ 209,37	R\$ 196,82	R\$ 202,78	R\$ 250,15
Entre Rios do Sul	47	15548	R\$ 37,16	R\$ 31,17	R\$ 38,71	R\$ 160,80	R\$ 172,77	R\$ 209,34	R\$ 197,96	R\$ 203,94	R\$ 248,05
Novo Barreiro	47	16808	R\$ 36,80	R\$ 30,81	R\$ 34,49	R\$ 161,95	R\$ 173,96	R\$ 209,18	R\$ 198,75	R\$ 204,77	R\$ 243,67
Lajeado do Bugre	49	17512	R\$ 36,81	R\$ 30,83	R\$ 33,28	R\$ 162,77	R\$ 174,78	R\$ 209,06	R\$ 199,58	R\$ 205,61	R\$ 242,34
Gramado dos Loureiros	56	18187	R\$ 36,89	R\$ 30,91	R\$ 32,22	R\$ 164,27	R\$ 176,28	R\$ 210,95	R\$ 201,16	R\$ 207,19	R\$ 243,17
Cerro Grande	58	18917	R\$ 36,60	R\$ 30,62	R\$ 31,15	R\$ 166,40	R\$ 178,41	R\$ 211,60	R\$ 202,99	R\$ 209,03	R\$ 242,74
Jaboticaba	62	20166	R\$ 36,60	R\$ 30,63	R\$ 29,44	R\$ 170,66	R\$ 182,67	R\$ 216,30	R\$ 207,26	R\$ 213,31	R\$ 245,74
Novo Tiradentes	63	20861	R\$ 36,66	R\$ 30,70	R\$ 29,36	R\$ 172,62	R\$ 184,63	R\$ 217,94	R\$ 209,28	R\$ 215,33	R\$ 247,31
Nonoai	68	24458	R\$ 36,39	R\$ 30,44	R\$ 25,55	R\$ 185,48	R\$ 197,51	R\$ 229,13	R\$ 221,88	R\$ 227,95	R\$ 254,68
Benjamin Constant do Sul	72	24994	R\$ 36,20	R\$ 30,25	R\$ 25,03	R\$ 187,95	R\$ 199,97	R\$ 230,61	R\$ 224,14	R\$ 230,22	R\$ 255,64
Rio dos Índios	78	26023	R\$ 36,30	R\$ 30,35	R\$ 26,84	R\$ 195,07	R\$ 207,10	R\$ 238,61	R\$ 231,37	R\$ 237,45	R\$ 265,44
Ponte Preta	79	26558	R\$ 36,26	R\$ 30,32	R\$ 26,42	R\$ 198,62	R\$ 210,65	R\$ 241,34	R\$ 234,88	R\$ 240,96	R\$ 267,76
Seberi	79	29913	R\$ 36,00	R\$ 30,06	R\$ 23,80	R\$ 217,98	R\$ 230,02	R\$ 259,28	R\$ 253,98	R\$ 260,08	R\$ 283,08
Pinhal	79	30607	R\$ 36,08	R\$ 30,14	R\$ 23,94	R\$ 221,78	R\$ 233,81	R\$ 262,95	R\$ 257,86	R\$ 263,95	R\$ 286,90
Planalto	80	33695	R\$ 35,88	R\$ 29,95	R\$ 22,33	R\$ 235,79	R\$ 247,82	R\$ 276,80	R\$ 271,67	R\$ 277,78	R\$ 299,13
Alpestre	92	35964	R\$ 35,83	R\$ 29,90	R\$ 21,13	R\$ 266,23	R\$ 278,27	R\$ 306,63	R\$ 302,06	R\$ 308,17	R\$ 327,76
Faxinalzinho	92	36748	R\$ 35,98	R\$ 30,05	R\$ 20,80	R\$ 275,88	R\$ 287,92	R\$ 315,80	R\$ 311,86	R\$ 317,98	R\$ 336,60
Taquaruçu do Sul	92	37620	R\$ 35,82	R\$ 29,89	R\$ 20,22	R\$ 286,13	R\$ 298,18	R\$ 326,75	R\$ 321,95	R\$ 328,07	R\$ 346,97
Cristal do Sul	94	38463	R\$ 35,90	R\$ 29,94	R\$ 19,89	R\$ 295,92	R\$ 307,95	R\$ 336,06	R\$ 331,82	R\$ 337,89	R\$ 355,96
Ametista do Sul	97	40640	R\$ 35,91	R\$ 29,96	R\$ 19,13	R\$ 320,60	R\$ 332,63	R\$ 360,30	R\$ 356,51	R\$ 362,59	R\$ 379,43
Itatiba do Sul	100	41787	R\$ 35,82	R\$ 29,86	R\$ 19,28	R\$ 351,12	R\$ 363,16	R\$ 384,96	R\$ 386,94	R\$ 393,02	R\$ 404,24
Condor	116	43846	R\$ 35,80	R\$ 29,85	R\$ 22,71	R\$ 412,07	R\$ 424,10	R\$ 446,26	R\$ 447,87	R\$ 453,95	R\$ 468,98
Panambi	127	55876	R\$ 35,71	R\$ 29,77	R\$ 19,58	R\$ 710,55	R\$ 722,59	R\$ 743,81	R\$ 746,26	R\$ 752,37	R\$ 763,39

As figuras abaixo (**Figura 20**, **Figura 21**, **Figura 22** e **Figura 23**) apresentam as curvas de custo anual equivalente per capita em relação ao número de domicílios atendidos, obtidos a partir da tabela anterior. Foram sobrepostas as três alternativas avaliadas.

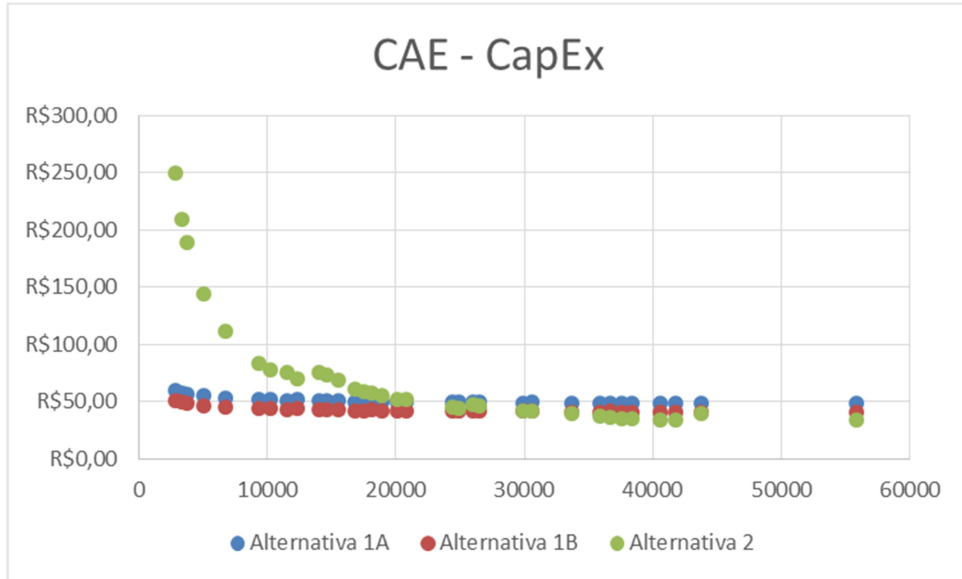


Figura 20. Custo anual equivalente por domicílio - CapEx

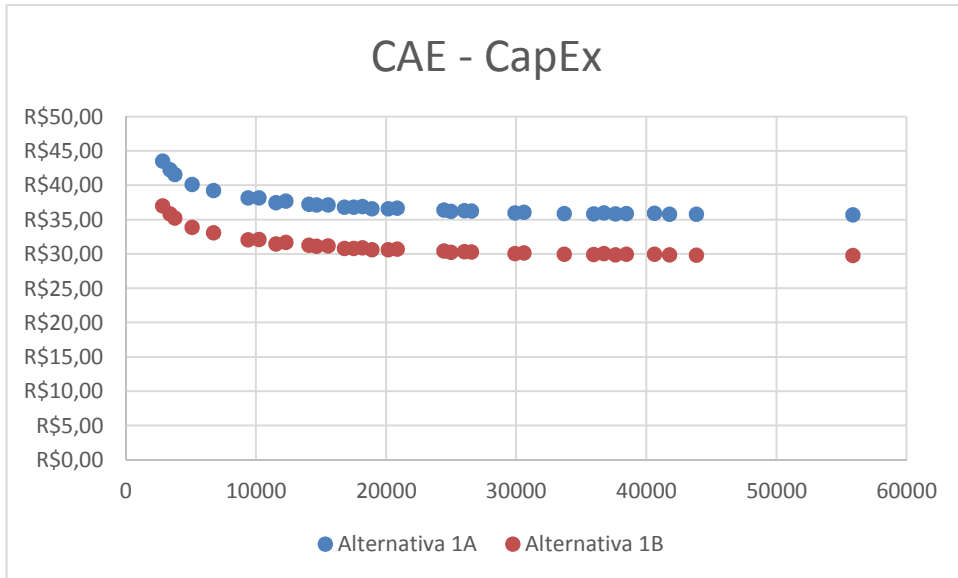


Figura 21: CapEx considerando apenas alternativas 1A e 1B

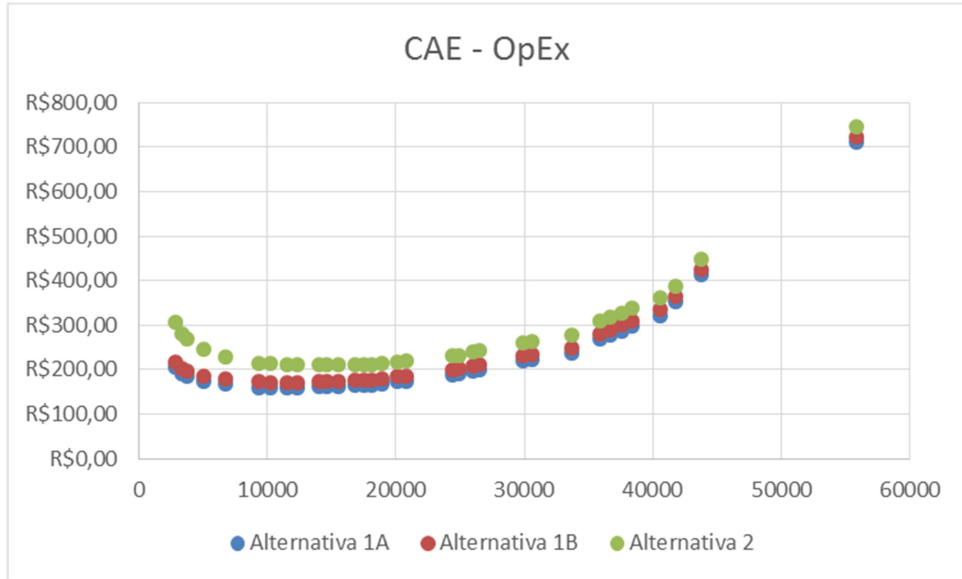


Figura 22. Custo anual equivalente por domicílio – OpEx

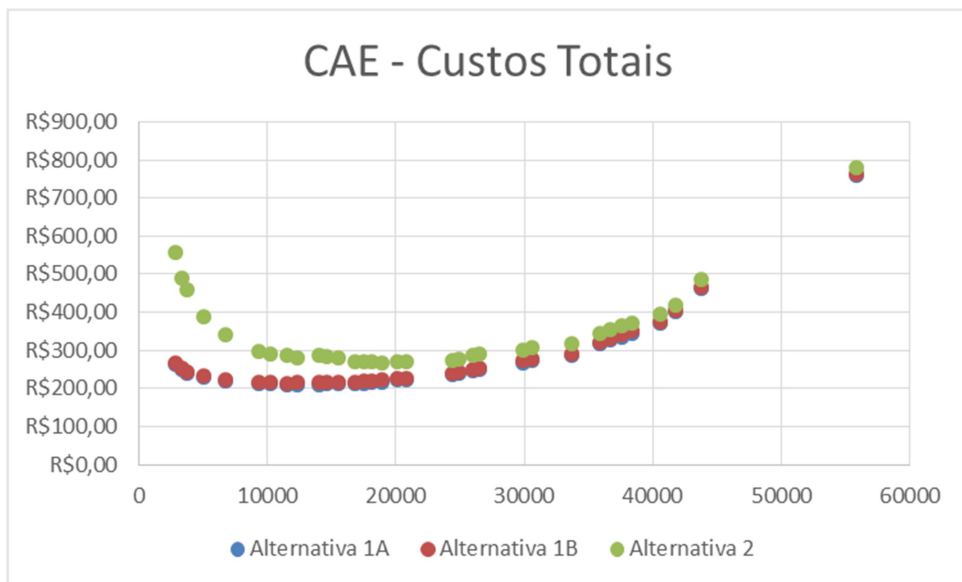


Figura 23. Custo anual equivalente por domicílio – Custos totais

Os gráficos das figuras a seguir apresentam os custos totais de acordo com as frações que o compõem. Foram gerados gráficos também sem a fração relativa ao transporte, para evidenciar os efeitos do ganho de escala na implantação da estação.

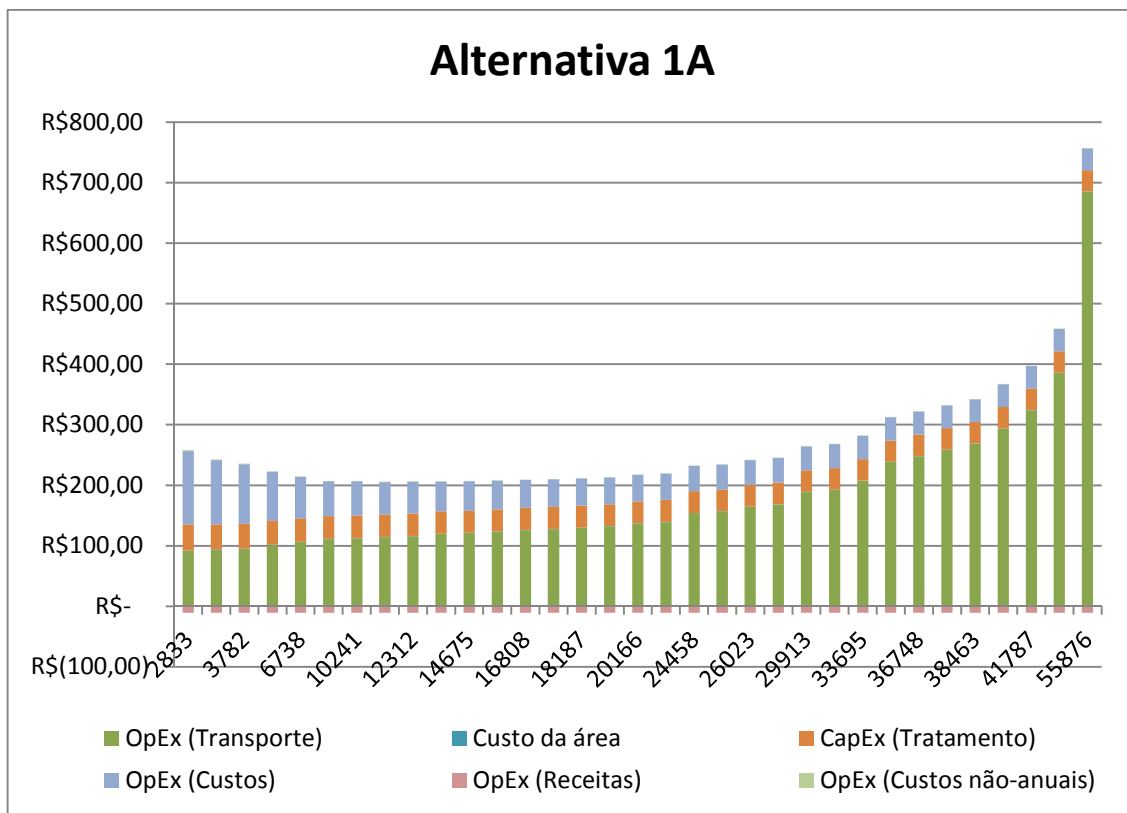


Figura 24. Distribuição dos custos totais da alternativa 1A.

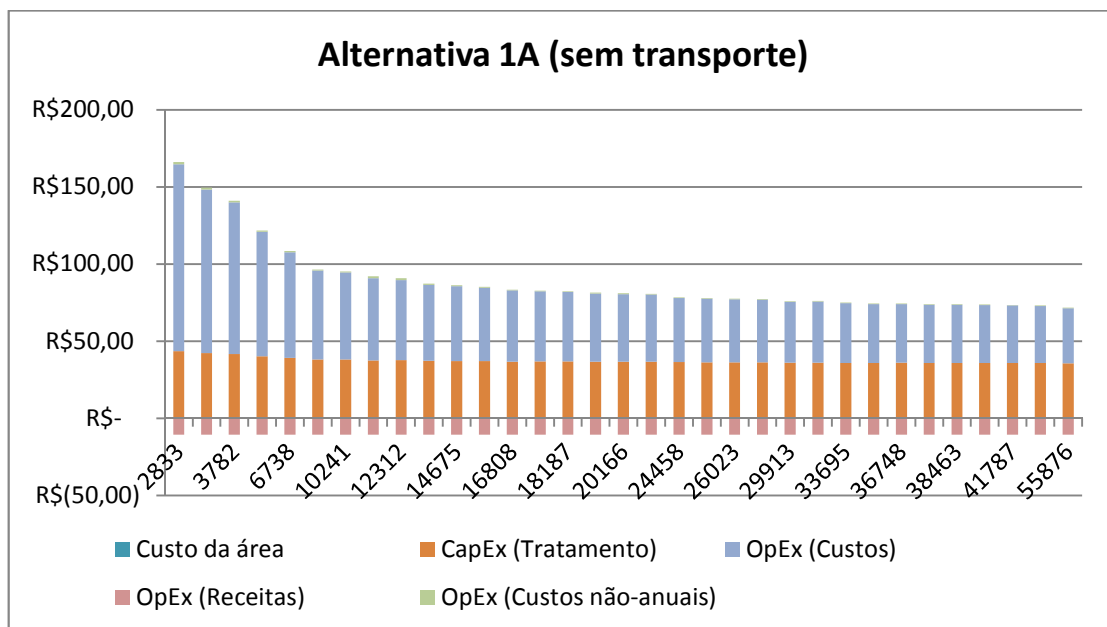


Figura 25. Distribuição dos custos totais da alternativa 1A sem a parcela referente ao transporte.

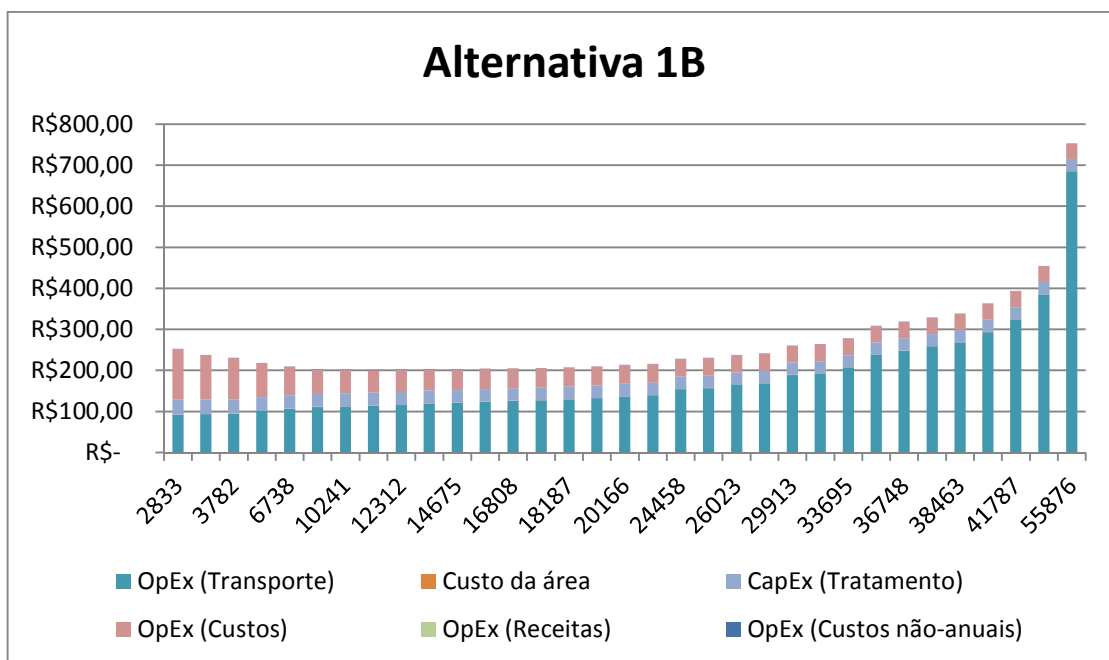


Figura 26. Distribuição dos custos totais da alternativa 1B.

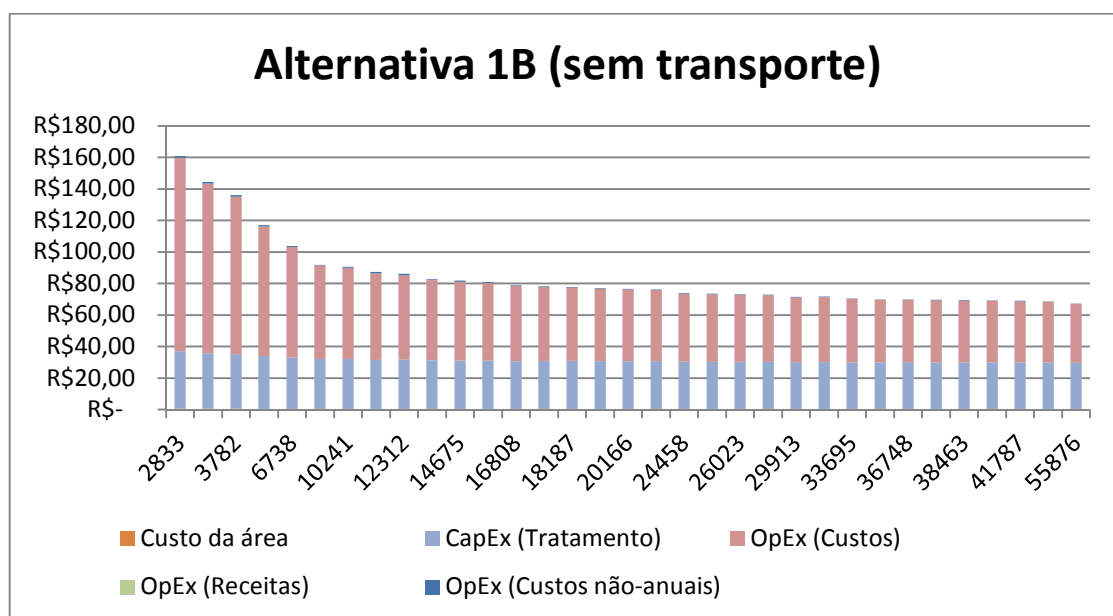


Figura 27. Distribuição dos custos totais da alternativa 1B sem a parcela referente ao transporte.

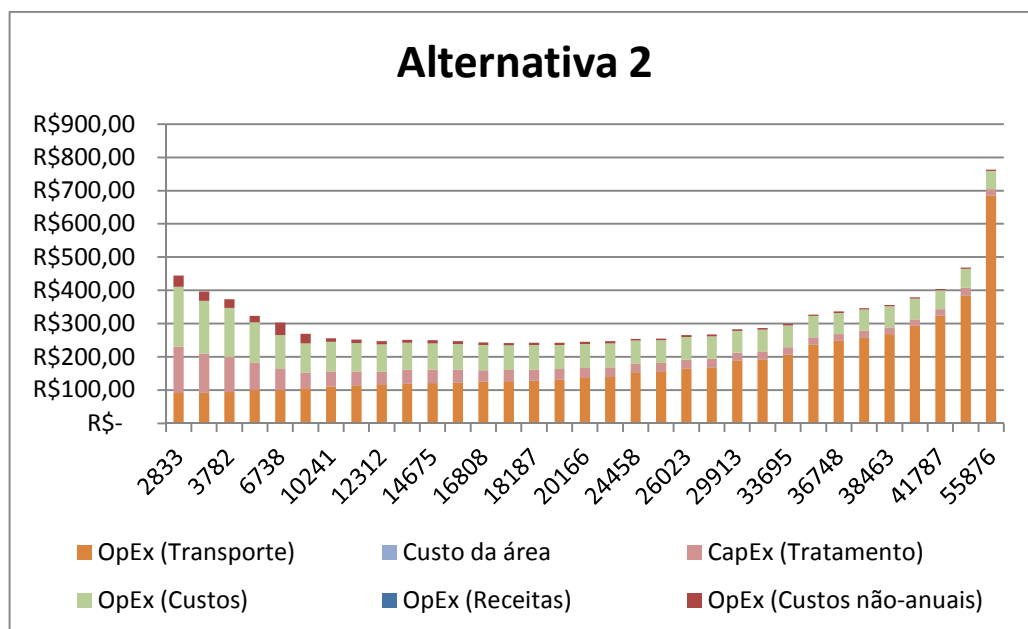


Figura 28. Distribuição dos custos totais da alternativa 2.

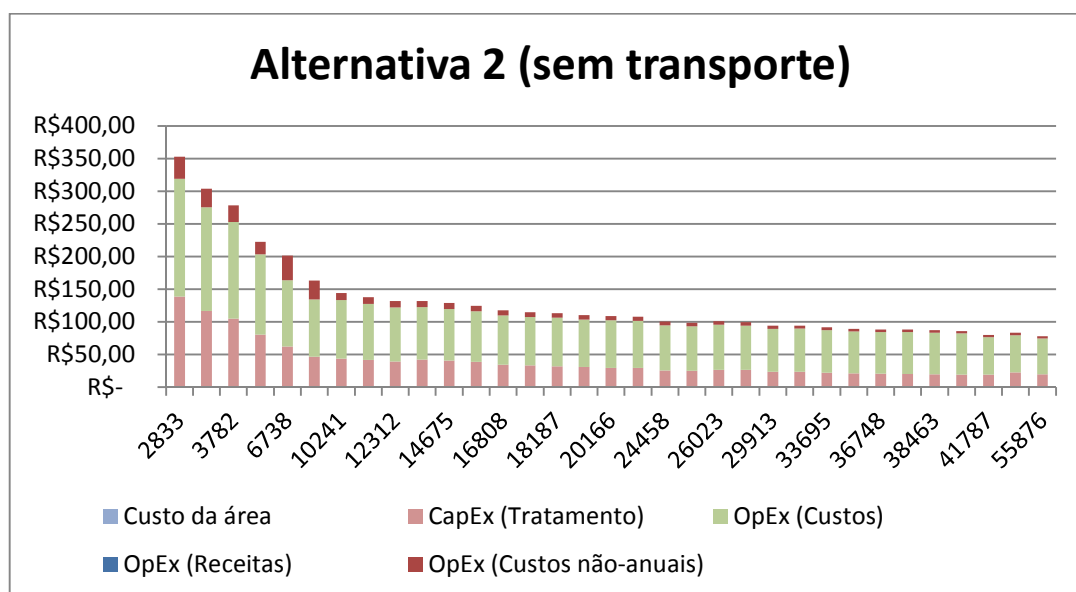


Figura 29. Distribuição dos custos totais da alternativa 2 sem a parcela referente ao transporte.

Com a curva de Custo Anual Equivalente sem a parcela relativa ao transporte foi possível extrair uma linha de tendência referente apenas aos domicílios atendidos para cada tecnologia, independentemente da distância percorrida. Assim, é possível estimar posteriormente apenas o CAE da parcela do transporte, que é mais variável, e aplicar a linha de tendência dos custos totais como base para uma estimativa preliminar dos demais custos para outras localidades. As curvas de custo e

equações estão expressas na figura abaixo:

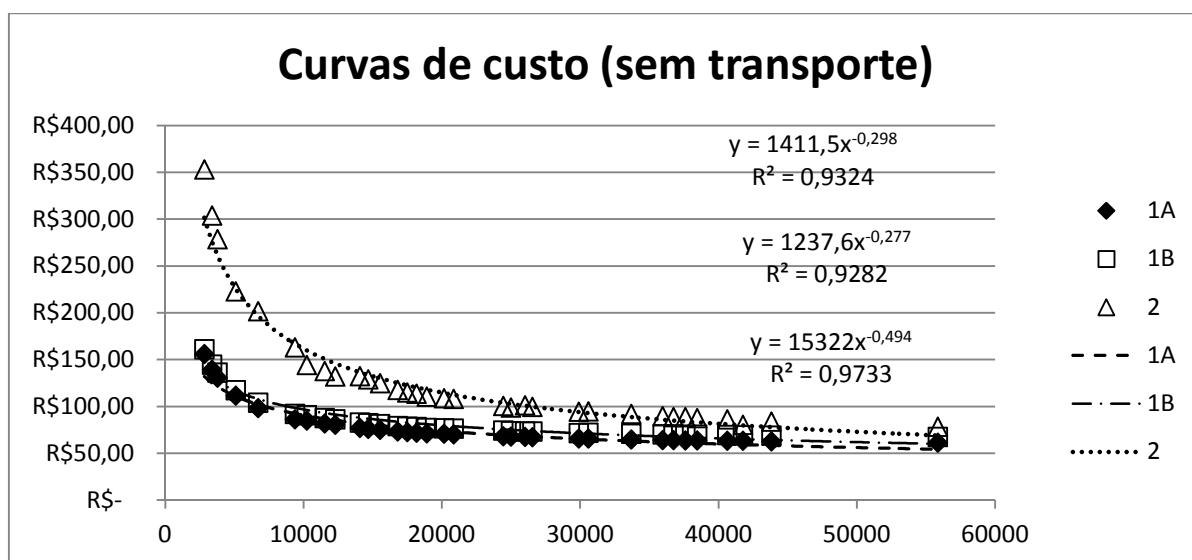


Figura 30. Curvas de custo total sem transporte.

6.6.1 TIR

Outro cenário avaliado consistiu em considerar qual seria a TIR, caso fosse utilizada a tarifa atual de esgoto utilizada pela CORSAN, que é de R\$ 3,92/m³. Considerou-se um volume médio de consumo de água de 10m³/economia. Neste caso, o faturamento anual seria de R\$ 470,40, sendo que, destes, deve ser descontado os custos indiretos, representativos dos custos administrativos e comerciais, e também os custos com tributos (PIS/COFINS).

Arbitrou-se um valor de 40%, para todas as despesas, uma vez que os custos de PIS/COFINS são de 9,51% calculados “por dentro”, e um valor de 30% estaria coerente com a parcela das despesas administrativas e comerciais em relação às despesas totais. Neste caso, o valor restante para cobrir os custos de operação do sistema seria de R\$ 282,24. Percebe-se que este valor é superior ao custo anual equivalente para uma ampla faixa de raios de abrangência.

O cálculo da TIR é feito buscando qual a taxa para o qual o VPL é igual a zero. Portanto, para cada alternativa, a TIR será diferente. Ainda, o VPL é diferente para cada raio de abrangência, e, para cada alternativa, o raio de abrangência em que a TIR é mais vantajosa também varia. Deste modo, calculou-se a TIR considerando o raio de abrangência mais vantajoso para cada alternativa. A tabela a

seguir apresenta a TIR mais elevada para as condições avaliadas, e o raio de abrangência equivalente:

Tabela 22. TIR

Alternativa	TIR	Domicílios
1A	35%	11532
1B	38%	11532
2	28%	18917

Ressalta-se, no entanto, que, ainda que este seja o resultado mais vantajoso, há uma faixa de raios de abrangência em que há pouca diferença em termos de atratividade, ou de viabilidade econômica. Deste modo, ainda que este porte de atendimento tenha sido identificado como o mais atrativo, há uma série de raios de abrangência onde se identifica que haveria viabilidade econômica, para os parâmetros adotados.

6.6.2 Payback

O payback corresponde ao tempo necessário para o retorno do investimento. Para cálculo do payback descontado, utilizou-se a taxa mínima de atratividade de 12%. Para os raios de abrangência mais vantajosos, conforme o item anterior, identificou-se o ano em que o VPL acumulado passou de positivo para negativo (neste caso, onde despesas foram positivas e receitas negativas). Para o valor anual de R\$ 282,24, o payback ocorre entre o quarto e o quinto ano na alternativa 1A, entre o terceiro e o quarto ano e, na alternativa 1B, entre o quinto e o sexto ano.

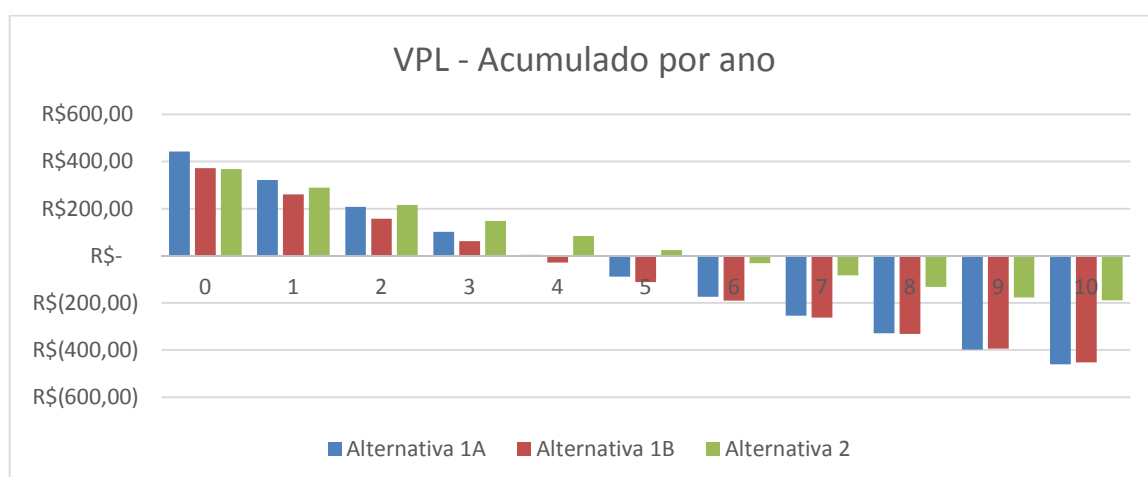


Figura 31. VPL por domicílio (acumulado por ano) para cálculo do *payback*

7. DISCUSSÃO

Das tabelas de cálculo é possível extrair informações relevantes, como, por exemplo, a fração de cada etapa na composição do custo total, conforme ilustrado nos gráficos. Observa-se, por exemplo, a redução do custo total a partir do ganho de escala, quando se isola a fração relativa ao custo de transporte, e o efeito do aumento do custo de transporte com o aumento da distância até que o mesmo passe a ser mais relevante do que o ganho de escala.

Observa-se a predominância da fração do custo de transporte no custo total da solução, o que aponta para importância da logística na busca por ganhos de eficiência. Também é possível perceber a pequena fração correspondente à venda do composto na alternativa 1A, em relação aos custos totais. Percebe-se, ainda, que o custo da área é praticamente desprezível em todas as alternativas, não sendo, portanto, um fator relevante na escolha da solução. Os custos não-anuais, principalmente relativos à substituição de equipamentos, passam a ter relevância apenas na alternativa 2.

Em relação à fração relativa aos custos de implantação, observa-se que não há uma diferença significativa com o aumento de porte, nas alternativas 1A e 1B, uma vez que para tais sistemas o aumento de porte significa um aumento proporcional na área construída, de forma praticamente linear. O mesmo não ocorre com a alternativa 2, uma vez que o aumento de capacidade de equipamentos mecanizados não implica em um aumento linear de custo.

Comparando-se as alternativas 1A e 1B, sistemas naturais com e sem compostagem, foi possível constatar que não houve diferença relevante no valor final anualizado com a implantação da compostagem. Há uma equivalência aproximada entre as receitas (da venda do composto e redução de custos de disposição final) e aumento dos custos de implantação e de operação, que, para as premissas utilizadas, acabaram reduzindo em menos de 6 reais, ou cerca de 3%, o custo anual equivalente per capita. O menor custo para a alternativa 1A e 1B, conforme depreende-se da tabela anterior, foi de R\$ 195,63 e R\$ 201,44, respectivamente. Considerando todas as incertezas associadas ao processo de compostagem e mesmo a aceitação do composto no mercado, entende-se que a viabilidade da compostagem depende de uma avaliação mais criteriosa.

Conforme esperado, foi possível constatar que o custo de implantação e

operação de um sistema totalmente mecanizado foi superior ao dos sistemas baseados em processos naturais (cerca de 24% maior que a alternativa 1A e 20% maior que a alternativa 1B), com valor de R\$ 242,34. No entanto, ao considerar apenas o custo de implantação, percebe-se que, a partir de um determinado porte, o custo de implantação per capita do sistema mecanizado é inferior ao das demais alternativas (20861 e 16808 domicílios, em relação às alternativas 1A e 1B, respectivamente). No caso em análise, essa diferença não teve influência sobre o resultado final. No entanto, é possível estimar que, caso as populações fossem maiores, em algum momento o custo total dos sistemas mecanizados poderia se tornar mais vantajoso, uma vez que a diferença dos custos de operação - em números absolutos e relativos - foi reduzindo com o aumento de porte da estação.

Também não foi surpresa que o custo de transporte do lodo se mostrou a parcela mais significativa dos custos totais, com exceção das estações de porte muito pequeno. No entanto, percebeu-se que, em relação aos custos totais, para as alternativas 1A e 1B, mesmo atendendo apenas o município onde a mesma está instalada, o custo anual equivalente, apesar de superior, não chega a tornar inviável a implantação do sistema. Disso se conclui que, apesar de se haver constatado que há benefícios no ganho de escala para o atendimento regionalizado, o mesmo não é condição *sine qua non* para a implantação e viabilização deste tipo de solução. O mesmo não pode ser dito da alternativa 2, onde o custo anual equivalente para o atendimento apenas de Constantina foi 83% superior ao valor para o atendimento dos 16 municípios mais próximos, raio de abrangência de maior atratividade.

Cordeiro (2011) avaliou as alternativas de tratamento de lodo de fossa a partir de uma análise multicritério e multiobjetivo. A partir de um workshop foram definidos critérios e pesos para utilização nos diferentes métodos aplicados, e a metodologia foi adotada para o município de Formosa – GO. No entanto, neste caso, como havia alternativa de co-tratamento em estação de tratamento de esgoto com capacidade para tanto, esta alternativa acabou sendo a mais indicada em todas as análises.

Um modelo de negócio para um projeto de gestão de lodo de tanques sépticos foi elaborado por PWRP (2013). O estudo contemplou, entre outros aspectos, um comparativo de custos de um sistema mecanizado com um não mecanizado para uma mesma capacidade, considerando custos de implantação e

custos operacionais. Foi feita ainda uma análise de riscos e um modelo de contrato para contratação de empresas para gestão do sistema na modalidade de parceria público-privada. Em estimativa de custo similar a que está sendo proposta no presente trabalho, PWRP estimou, para uma estação de tratamento com capacidade para 70m³/d, um custo de implantação 50% maior e um custo operacional 60% maior em um sistema mecanizado em comparação com um sistema não-mecanizado. Para diferentes capacidades esta relação se altera, pois as curvas de CAPEX são praticamente paralelas, mas a declividade da curva de OPEX é praticamente o dobro para o sistema mecanizado em relação ao não mecanizado.

Um estudo comparativo entre um sistema convencional de esgotamento sanitário e um sistema baseado na gestão do lodo fecal foi avaliado para Dakar no Senegal (DODANE et al., 2012). Os custos de implantação obtidos foram 10 vezes maior para o sistema convencional, e os custos operacionais cerca de 1,5 vezes maior, resultando em um custo total anualizado 5 vezes maior para a utilização do sistema convencional em relação à gestão do lodo fecal. O tratamento do lodo foi considerado como sendo composto por um adensador seguido de leitos de secagem, e o percolado tratado na estação de tratamento de esgotos.

Um estudo similar foi realizado pela UFPR em conjunto com a SANEPAR, obtendo resultados no sentido oposto (CARVALHO; ANDREOLI, 2015). Foram avaliados quatro pequenos municípios (entre 1500 e 5000 habitantes) e comparados os custos de implantação e operação de ambos sistemas. No entanto, neste estudo foi incluído o custo com a implantação das fossas e sumidouros, que representa um custo significativo. Também foi utilizada uma estimativa de custo de tratamento, correspondente ao dobro do custo do tratamento de esgoto, e o custo com limpeza e transporte foi obtido por consulta telefônica com prestadores de serviço. Não foi informada a metodologia de cálculo para estimativa de volumes ou frequência de limpeza. Foi considerada a implantação de uma CRLTS com encaminhamento do lodo para co-tratamento em ETE. O estudo indicou não haver diferença significativa entre o custo dos dois sistemas para cidades até 2000 habitantes, porém o sistema descentralizado se torna mais caro com o aumento do porte do município.

Tonetti et al. (2018) compararam os custos da gestão de lodo de tanques sépticos em uma comunidade rural hipotética considerando três hipóteses:

contratação de empresas privadas, execução do serviço pela companhia de saneamento (com aquisição do caminhão) e gestão pela comunidade, com aquisição de bomba para realização do serviço e implantação de leito de secagem. A alternativa mais viável, em termos de custos mensais às famílias, foi a que contemplou a operação pela própria companhia de saneamento.

Um estudo técnico-econômico comparando diferentes alternativas de sistemas convencionais, gestão de lodo fecal e cotratamento para diferentes tamanhos de municípios foi elaborado pela Sanitation Technology Platform, para a fundação Bill & Melinda Gates/RTI International (STANTEC, 2019). Os resultados obtidos foram coerentes com outras publicações: sistemas de gestão de lodo fecal foram mais viáveis que sistemas convencionais e cotratamento; há economia de escala, até um limite da distância de transporte; A produção de um composto a partir do lodo pode ser uma boa fonte de receita; a geração de biogás tem um potencial pequeno a médio de geração de receita. Também foram disponibilizados as planilhas de cálculo, o que permite a verificação dos parâmetros utilizados e a simulação de novos cenários.

8. CONCLUSÕES

Aplicando-se a metodologia proposta para todos os custos envolvidos nas diferentes etapas do processo, foi possível obter o custo estimado anualizado per capita, o que permite um bom critério de comparação entre as três alternativas. Também foi possível identificar a participação de cada parte do sistema na composição do custo total.

A conclusão geral vai ao encontro das premissas do projeto: há um ganho de escala com o aumento da abrangência da estação de tratamento, mas que com o incremento das distâncias percorridas eventualmente acaba sendo solapado pelo aumento do custo de transporte. Deste modo, é possível identificar, para o caso analisado, uma faixa de municípios atendidos em que o custo anualizado se manteve abaixo de um valor considerado aceitável, por estar relacionado ao custo dos sistemas convencionais de esgotamento sanitário. Dentre estes, houve diferença em relação às alternativas 1 e 2, que correspondem aos sistemas naturais e aos sistemas mecanizados, em relação a qual porte seria mais vantajoso.

Das limitações deste trabalho, destaca-se o fato de tais resultados serem relativos apenas ao caso em análise, não podendo ser extrapolados de forma genérica para outras localidades. As curvas geradas sem a variável do transporte pode ser um bom subsídio, no entanto a mesma se aplica apenas para as taxas adotadas. Uma das sugestões para futuros trabalhos seria tornar o dimensionamento mais automatizado, permitindo incluir os números de domicílios e as distâncias e gerar os custos anuais equivalentes, de forma a ser disponibilizado para os tomadores de decisão. Outra possibilidade seria otimizar a localização da estação de tratamento para um determinado conjunto de municípios, verificando o impacto das distâncias no custo total.

Outra limitação consiste no fato de que o tempo de transporte é o principal fator relativo aos custos operacionais, e este foi estimado em termos de velocidades em trechos lentos e rápidos e percentuais em cada trecho, o que embute riscos, como qualquer estimativa, que podem ser significativos. Recomenda-se a realização de estudos piloto para verificar os tempos na prática. Também ressalta-se que o volume adotado por caminhão e o volume médio por tanque séptico podem ser bastante variáveis, no entanto não foi avaliado o impacto da adoção de diferentes valores no resultado final. O mesmo ocorre com as características do lodo, que

podem oscilar bastante dependendo de uma série de aspectos.

O presente trabalho permitiu atestar a viabilidade econômica da utilização de estações regionalizadas para tratamento de lodo de fossas e tanques sépticos, como uma alternativa aos sistemas convencionais, visando à universalização do saneamento. Foi possível verificar os impactos das tecnologias adotadas, e do nível de regionalização para o sistema. Todas as alternativas técnicas avaliadas foram consideradas viáveis, desde que dentro de uma faixa de atendimento, que depende da escolha tecnológica. Para as condições estudadas, as soluções envolvendo processos naturais se mostraram mais vantajosas que as envolvendo processos mecanizados. A inclusão de uma etapa de compostagem reduziu os custos de operação, mas de forma pouco significativa.

Espera-se que o fluxograma de etapas proposto na metodologia possa ser adotado independentemente da localidade, e que possa servir de ferramenta para subsidiar tomadores de decisão acerca da viabilidade de tais sistemas, auxiliando na implantação de sistemas de esgotamento sanitário baseados na gestão do lodo das soluções individuais. Deste modo, espera-se estar contribuindo com a universalização das soluções adequadas de saneamento, proporcionando uma nova alternativa, que, em determinados contextos, pode se mais adequado que sistemas convencionais.

9. REFERÊNCIAS

ABNT. **NBR 7229 - Projeto , construção e operação de sistemas de tanques sépticos**Rio de JaneiroAssociação Brasileira de Normas Técnicas, , 1993.

ABNT. **NBR 12.209 - Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários**Rio de JaneiroAssociação Brasileira de Normas Técnicas, , 2011.

ALEM SOBRINHO, Pedro et al. PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES ANAERÓBIOS – UMA ANÁLISE CRÍTICA. **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios - Rede de Pesquisas formada no âmbito do Edital 02 do Programa em Saneamento Básico (PROSAB)**, [s. l.], p. 1–17, 2000. Disponível em: <<http://www.finep.gov.br/prosab/livros/ProsabCarlos/Cap-9.pdf>>

ALMEIDA, Paulo Gustavo Sertório De et al. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 6: Qualidade do efluente. **Revista DAE**, [s. l.], v. 66, n. 214, p. 90–108, 2018. Disponível em: <http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_214_n_1750.pdf>. Acesso em: 23 set. 2019.

ANDREOLI, Cleverson Vitório. Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. **PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico**, [s. l.], p. 390, 2009.

ANDRITZ SEPARATION. **Dewatering Equipment Selection - Squeezing the Most Out of Your Decision for Municipal Solids Handling**. [s.d.]. Disponível em: <http://www.ohiowea.org/docs/Track_04_1000_Dewatering_Selection_Andritz.pdf>. Acesso em: 5 ago. 2018.

BASSAN, M. et al. **Characterization of faecal sludge during dry and rainy seasons in Ouagadougou, Burkina Faso**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/FS_Quantification_Characterisation/Characterization_FS_Ouaga.pdf>. Acesso em: 5 ago. 2018.

BENNAMOUN, Lyes. Solar drying of wastewater sludge: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 1061–1073, 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032111004837>>. Acesso em: 5 ago. 2018.

BENNAMOUN, Lyes; ARLABOSSE, Patricia; LÉONARD, Angélique. Review on fundamental aspect of application of drying process to wastewater sludge. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 28, p. 29–43, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2013.07.043>>

BITTENCOURT, Simone. **Uso de Lodo de Esgoto em Solos - Experiência Brasileira**. [s.l.: s.n.]

BLACKETT, Isabel; HAWKINS, Peter. **FSM Innovation: Case Studies on the Business, Policy and Technology of Faecal Sludge Management**. 2nd. ed. Seattle, USA: Bill & Melinda Gates Foundation, 2017. Disponível em: <http://www.susana.org/_resources/documents/default/3-2760-7-1503648345.pdf>

BRASIL. Lei nº. 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. . 2007.

BRASIL. Decreto nº 7.217 - Regulamenta a Lei no 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências. . 2010.

BRASIL. **Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB**. Brasília. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>.

BRASIL. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2015**. Brasília, 2017. a. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2015>>

BRASIL. **Panorama dos planos municipais de saneamento básico no Brasil**. Brasília. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/estudos/panorama-dos-pmbs/panorama-completo.pdf>>. Acesso em: 20 jul. 2019b.

BUCKLEY, Chris et al. What Happens When the Pit is Full? Developments in On-Site Faecal Sludge Management(FSM). **What Happens When**

the Pit is Full ? Developments in On-Site Faecal Sludge Management(FSM), [s. l.], n. 14–15 March 2011, p. 8–42, 2011.

CAMPOS, José Roberto. **TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS POR PROCESSO ANAERÓBIO E DISPOSIÇÃO CONTROLADA NO SOLO**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Disponível em: <<http://www.sanepar.pr.gov.br/prosab>>. Acesso em: 25 ago. 2018.

CARRILHO, Samara Monayna Alves Vasconcelos; CARVALHO, Eraldo Henriques. Avaliação da disposição de lodos de fossa e tanque sépticos em lagoas de estabilização que tratam lixiviados de aterro sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 21, n. 1, p. 183–196, 2016. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v21n1/1413-4152-esa-21-01-00183.pdf>>. Acesso em: 5 ago. 2018.

CARVALHO, Eraldo Henriques; ANDREOLI, Cleverson Vitório. **Lodos de fossa e tanque séptico: Orientações para Definição de Alternativas de Gestão e Destinação**. 1. ed. Curitiba: ABES, 2015.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos et al. Introdução. **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios - Rede de Pesquisas formada no âmbito do Edital 02 do Programa em Saneamento Básico (PROSAB)**, [s. l.], p. 1–12, 2001. Disponível em: <<http://www.finep.gov.br/prosab/livros/ProsabCarlos/Cap-1.pdf>>

Cholera epidemics in Victorian London | The Gazette. [s.d.]. Disponível em: <<https://www.thegazette.co.uk/all-notices/content/100519>>. Acesso em: 10 maio. 2019.

COFIE, Olufunke et al. **Co-composting of solid waste and fecal sludge for nutrient and organic matter recovery**. Colombo, Sri Lanka. Disponível em: <http://www.iwmi.cgiar.org/Publications/wle/rrr/resource_recovery_and_reuse-series_3.pdf>.

CORNELLI, Renata et al. Métodos de Tratamento de Esgotos Domésticos: Uma Revisão Sistemática. **Revista de Estudos Ambientais (online)**, [s. l.], v. 16, n. 2, p. 20–36, 2014.

CRUZ, Karlos Arcanjo Da; RAMOS, Francisco de Sousa. Evidências de

subsídio cruzado no setor de saneamento básico nacional e suas consequências. **Nova Economia**, [s. l.], v. 26, n. 2, p. 623–651, 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-63512016000200623&lng=pt&tlng=pt>. Acesso em: 4 ago. 2018.

DANGOL, Bipin. **Faecal Sludge Characterization and Co-treatment with Municipal Wastewater: Process and Modeling Considerations**. 2013. UNESCO-IHE, [s. l.], 2013.

DAVID, Airton Checoni. **Secagem térmica de lodos de esgoto: determinação da umidade de equilíbrio**. 2002. Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-30042003-131628/>>. Acesso em: 5 ago. 2018.

DIENER, Stefan et al. A value proposition: Resource recovery from faecal sludge - Can it be the driver for improved sanitation? **Resources, Conservation and Recycling**, [s. l.], v. 88, p. 32–38, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.04.005>>

DODANE, Pierre-Henri et al. Capital and Operating Costs of Full-Scale Fecal Sludge Management and Wastewater Treatment Systems in Dakar, Senegal. **Environmental Science & Technology**, [s. l.], v. 46, n. 7, p. 3705–3711, 2012. Disponível em: <<http://pubs.acs.org/doi/10.1021/es2045234>>. Acesso em: 30 ago. 2018.

DRIVE, International; POLLEY, Andrew. Geotube / Septage Pilot Project. [s. l.], p. 0–32, 2010.

EAWAG; DOROTHEE SPUHLER. **Unplanted Drying Beds | SSWM**. [s.d.]. Disponível em: <<http://archive.sswm.info/category/implementation-tools/wastewater-treatment/hardware/sludge-treatment/unplanted-drying-beds>>. Acesso em: 5 ago. 2018.

EPA. **Handbook of septage treatment and disposal**, 1994. a.

EPA. Guide to Septage Treatment and Disposal. **Center for Environmental Research Information Cincinnati, OH: Office of Research and Guidance, Washington DC 20460**, [s. l.], v. EPA/625/R-, n. September, 1994. b.

FEE, Fundação de Economia e Estatística. **FEE .. DADOS**. [s.d.]. Disponível em: <<http://feedados.fee.tche.br/feedados/>>. Acesso em: 4 maio. 2019.

FILHO, Paulo Belli et al. Tratamento de Odores em Sistemas de Esgotos Sanitários. **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios - Rede de Pesquisas formada no âmbito do Edital 02 do Programa em Saneamento Básico (PROSAB)**, [s. l.], p. 1–28, 2000. Disponível em: <<http://www.finep.gov.br/prosab/livros/ProsabCarlos/Cap-8.pdf>>

FLORIDA DEP. **Meeting the Septic System Permitting Requirement - Springs and Aquifer Protection Act**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <[https://floridadep.gov/sites/default/files/Springs and Aquifer Protection Act_0.pdf](https://floridadep.gov/sites/default/files/Springs%20and%20Aquifer%20Protection%20Act_0.pdf)>. Acesso em: 18 mar. 2019.

FURIGO, Renata Faria Rocha; SILVA, Carlos Celso do Amaral. AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO E PARÂMETROS PARA PROJETO DE REDES DE ESGOTOS EM FAVELAS. **Emancipação**, [s. l.], v. 4, n. 1, p. 103–128, 2004. Disponível em: <<http://www.revistas2.uepg.br/index.php/emancipacao/article/view/51>>

GAULKE, L. S. On-site wastewater treatment and reuses in Japan. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Water Management**, [s. l.], v. 159, n. 2, p. 103–109, 2006. Disponível em: <<http://www.icevirtuallibrary.com/doi/10.1680/wama.2006.159.2.103>>

GILL, Laurence et al. **Desludging Rates and Mechanisms for Domestic Wastewater Treatment System Sludges in Ireland**. Wexford. Disponível em: <www.epa.ie>. Acesso em: 1 set. 2018.

GIRONDOLI, Ludimila Marvila. **Desidratação térmica de lodo de esgoto através da queima do biogás : metodologia para ETE's de pequeno porte**. 2015. Universidade Federal do Espírito Santo, [s. l.], 2015. Disponível em: <<http://repositorio.ufes.br/handle/10/4016>>. Acesso em: 22 set. 2019.

GOETTEMS, Ellen M. P. et al. SITEL: A Successful Petrochemical Wastewater Treatment System. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 20, n. 10, p. 141–162, 1988. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article/20/10/141-162/23111>>. Acesso em: 26 ago. 2018.

GOLD, Moritz et al. Working Towards Improved Faecal Sludge Dewatering. **Sandec News**, [s. l.], v. 17, n. 2, p. 11, 2016. Disponível em: <www.sandec.ch>

GOLD, Moritz et al. Cross-country analysis of faecal sludge dewatering. **Environmental Technology**, [s. l.], v. 39, n. 23, p. 3077–3087, 2018. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/09593330.2017.1374472>>

GT SOLUÇÃO MISTA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO. **Diretrizes gerais para a adoção da solução mista**. Porto Alegre. Disponível em: <https://www.mprs.mp.br/media/areas/urbanistico/arquivos/diretrizes_solucao_mista.pdf>. Acesso em: 30 jan. 2019.

HEINSS, Udo; KOOTTATEP, Thammarat. Use of reed beds for faecal sludge dewatering. [s. l.], n. November, 1998.

HEINSS, Udo; LARMIE, Seth A.; STRAUSS, Martin. **Solids Separation and Pond Systems Treatment of Faecal Sludges in the Tropics: Lessons Learnt and Recommendations for Preliminary Design** Duebendorf, Switzerland, 1998. Disponível em: <<https://www.ircwash.org/resources/solids-separation-and-pond-systems-treatment-faecal-sludges-tropics-lessons-learnt-and>>. Acesso em: 5 ago. 2018.

HEINSS, Udo; STRAUSS, Martin. **Co-treatment of Faecal Sludge and Wastewater in Tropical Climates**, 1999. Disponível em: <https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/HEINSS_1999_SOS_Management_of_Sludges_from_OnSite_Sanitation_0.pdf>. Acesso em: 5 ago. 2018.

HELLER, Léo. Relação entre saúde e saneamento na perspectiva do desenvolvimento. **Ciência & Saúde Coletiva**, [s. l.], v. 3, n. 2, p. 73–84, 1998. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/csc/v3n2/7152.pdf>>. Acesso em: 4 ago. 2018.

HUBER TECHNOLOGY. **HUBER Disc Thickener S-DISC**. [s.d.]. Disponível em: <http://www.huber.de/fileadmin/01_products/04_sludge/02_eindicken/01_ros2s/pro_s-disc_en.pdf>. Acesso em: 5 ago. 2018.

HUNT, Randall J.; JOHNSON, William P. Pathogen transport in

groundwater systems: contrasts with traditional solute transport. **Hydrogeology Journal**, [s. l.], v. 25, n. 4, p. 921–930, 2017. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10040-016-1502-z>>. Acesso em: 17 mar. 2019.

ITT. **Design recommendations for installation of Flygt jet aerators, 50 Hz.** [s.l.: s.n.]. Disponível em: <http://www.xylemwatersolutions.com/scs/finland/Documents/Jet_aerators_design_recommendations.pdf>. Acesso em: 19 maio. 2019.

JOHNSON, Steven. **O Mapa Fantasma: como a luta de dois homens contra o cólera mudou o destino de nossas metrópoles.** Rio de Janeiro: Jorge Zahar Ed., 2008.

KENGNE, I. M. et al. Vertical-flow constructed wetlands as an emerging solution for faecal sludge dewatering in developing countries. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, [s. l.], 2011.

KITIS, Mehmet. Disinfection of wastewater with peracetic acid: a review. **Environment International**, [s. l.], v. 30, n. 1, p. 47–55, 2004. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412003001478>>. Acesso em: 7 ago. 2018.

KONÉ, Doulaye et al. Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. [s. l.], 2007. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 24 ago. 2018.

KOOTTATEP, T. et al. Septage dewatering in vertical-flow constructed wetlands located in the tropics. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 44, n. 2–3, p. 181–188, 2001.

KOOTTATEP, Thammarat et al. Design considerations of constructed wetlands for septage treatment at the AIT pilot plant. [s. l.], n. May 2017, p. 9, [s.d.].

KOOTTATEP, Thammarat et al. Constructed Wetlands: A Promising Technology for Septage Management and Treatment P RELIMINARY GUIDELINES FOR DESIGN AND OPERATION OF. [s. l.], p. 1–4, 1999.

KOOTTATEP, Thammarat et al. Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate—Lessons learnt after seven years of operation. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 51, n. 9, p. 119–126, 2004. Disponível em:

<[https://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/KOTTATEP et al 2005 Treatment of Septage in Constructed Wetlands in Tropical Climate.pdf](https://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/KOTTATEP_et_al_2005_Treatment_of_Septage_in_Constructed_Wetlands_in_Tropical_Climate.pdf)>. Acesso em: 5 ago. 2018.

LEONG, L. Y. C.; KUO, J.; TANG, C. C. Disinfection of Wastewater Effluent--Comparison of Alternative Technologies. **Water Intelligence Online**, [s. l.], v. 7, n. 0, p. 9781780403670–9781780403670, 2015. Disponível em: <<https://iwaponline.com/ebooks/book/168/>>. Acesso em: 7 ago. 2018.

LOBATO, Livia Cristina da Silva et al. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 3: Gerenciamento de lodo e espuma. **Revista DAE**, [s. l.], v. 66, n. 214, p. 30–55, 2018. Disponível em: <http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_214_n_1753.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2019.

LOFRANO, Giusy; BROWN, Jeanette. Wastewater management through the ages: A history of mankind. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 408, n. 22, p. 5254–5264, 2010. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969710007564>>. Acesso em: 12 mar. 2019.

LOPEZ-VAZQUEZ, Carlos M. et al. Co-treatment of Faecal Sludge in Municipal Wastewater Treatment Plants. In: STRANDE, Linda; RONTELTAP, Mariska; BRDJANOVIC, Damir (Eds.). **Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation**. London: IWA Publishing, 2014. p. 177–201.

LOZER, Juliana Guasti. **Desaguamento e higienização de lodo de esgoto utilizando estufa agrícola sobre leitos de secagem**. 2012. Universidade Federal do Espírito Santo, [s. l.], 2012. Disponível em: <<http://repositorio.ufes.br/handle/10/10277>>. Acesso em: 22 set. 2019.

MARA, D. **Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries**. [s.l.] : Taylor & Francis, 2013. Disponível em: <https://books.google.com.mx/books?id=K_wBiWACaPUC>

MIKI, Marcelo Kenji. Dilemas do UASB. **Revista DAE**, [s. l.], n. 183, p. 25–

37, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.052>>. Acesso em: 25 ago. 2018.

MIKI, Marcelo Kenji. **SOLICITAÇÃO DE REVISÃO DA RESOLUÇÃO CONAMA Nº 375/06 QUE ESTABELECE CRITÉRIOS E PROCEDIMENTOS PARA USO AGRÍCOLA DE LODO DE ESGOTO**. [s.l.] : ABES, 2018.

MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL - CENTRO DE APOIO OPERACIONAL DA ORDEM URBANÍSTICA E QUESTÕES FUNDIÁRIAS. **CONSOLIDAÇÃO DAS CONCLUSÕES DO GT - SOLUÇÕES INDIVIDUAIS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <https://www.mprs.mp.br/media/areas/urbanistico/arquivos/gt_conclusoes_san_assinada.pdf>. Acesso em: 28 jan. 2019.

MURPHY, Heather M. et al. Review: Epidemiological evidence of groundwater contribution to global enteric disease, 1948–2015. **Hydrogeology Journal**, [s. l.], v. 25, n. 4, p. 981–1001, 2017. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10040-017-1543-y>>. Acesso em: 17 mar. 2019.

MURTHA, NEY ALBERT et al. UMA PERSPECTIVA HISTÓRICA DAS PRIMEIRAS POLÍTICAS PÚBLICAS DE SANEAMENTO E DE RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL. **Ambiente & Sociedade**, [s. l.], v. 18, n. 3, p. 193–210, 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2015000300012&lng=pt&tlng=pt>. Acesso em: 4 ago. 2018.

NEVES-SILVA, Priscila; HELLER, Léo. O direito humano à água e ao esgotamento sanitário como instrumento para promoção da saúde de populações vulneráveis. **Ciência & Saúde Coletiva**, [s. l.], v. 21, n. 6, p. 1861–1870, 2016. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27281669>>. Acesso em: 4 ago. 2018.

NIKIEMA, J.; COFIE, O.; IMPRAIM, R. **Technological options for safe resource recovery from fecal sludge**. [s.l.] : International Water Management Institute (IWMI). CGIAR Research Program on Water, Land and Ecosystems (WLE)., 2014. v. 2 Disponível em: <<http://www.iwmi.cgiar.org/publications/resource-recovery-reuse/series-2/>>

NUGEM, Rita de Cássia. **Doenças relacionadas ao saneamento**

ambiental inadequado (DRSAI) em Porto Alegre - RS. 2015. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, [s. l.], 2015. Disponível em: <<https://lume.ufrgs.br/handle/10183/127980>>. Acesso em: 4 ago. 2018.

OLIVEIRA, Sonia Maria M. C. C. De. **Mortalidade infantil e saneamento básico – ainda uma velha questão** **Encontros Nacionais de Estudos Populacionais.** [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<http://www.abep.org.br/publicacoes/index.php/anais/article/view/1760>>. Acesso em: 4 ago. 2018.

PISTORELLO, Josiane. **Simulação do co-tratamento de resíduo de tanque séptico em estação de tratamento de esgoto doméstico.** 2018. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, [s. l.], 2018. Disponível em: <<https://lume.ufrgs.br/handle/10183/174129>>. Acesso em: 5 ago. 2018.

PROBIOGÁS. **Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto / Probiogás.** 1a. ed. Brasília: Ministério das Cidades, 2015. Disponível em: <<https://www.giz.de/en/downloads/probiogas-guia-etes.pdf>>. Acesso em: 25 ago. 2018.

RAVENSCROFT, P. et al. The public health significance of latrines discharging to groundwater used for drinking. **Water Research**, [s. l.], v. 124, p. 192–201, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.049>>. Acesso em: 17 mar. 2019.

RECESA, Rede de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental-. Esgotamento sanitário: operação e manutenção de sistemas simplificados de tratamento de esgotos: guia do profissional em treinamento: nível 1. [s. l.], p. 1–72, 2008. Disponível em: <http://nucase.desa.ufmg.br/wp-content/uploads/2013/07/ES-OMSS.1.pdf%5Cnhttp://www.unipacvaledoaco.com.br/ArquivosDiversos/operacao_e_manutencao_de_sistemas_simplificados_de_tratamento_de_esgotos.pdf>

ROTÁRIA DO BRASIL. **Wetland - Rotária.** [s.d.]. Disponível em: <<http://brasil.rotaria.net/produtos/wetland/>>. Acesso em: 5 ago. 2018.

SCHÖNNING, Caroline. et al. **Guidelines for the safe use of urine and faeces in ecological sanitation systems.** [s.l.] : Stockholm Environment Institute,

2004. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/258885453_Guidelines_on_the_safe_use_of_urine_and_faeces_in_ecological_sanitation_systems>. Acesso em: 5 ago. 2018.

SEMIYAGA, Swaib et al. Decentralized options for faecal sludge management in urban slum areas of Sub-Saharan Africa: A review of technologies, practices and end-uses. **Resources, Conservation and Recycling**, [s. l.], v. 104, p. 109–119, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.09.001>>

SEPTIEN, S. et al. 'LaDePa' process for the drying and pasteurization of faecal sludge from VIP latrines using infrared radiation. **South African Journal of Chemical Engineering**, [s. l.], v. 25, p. 147–158, 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1026918517300938>>. Acesso em: 4 ago. 2018.

SIMON, Z.; TEDESCO, M.; SCHNEIDER, P. Modifications of Physical and Chemical Soil Properties by Application of Treated Petrochemical Effluent. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 19, n. 8, p. 195–204, 1987. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article/19/8/195-204/23023>>. Acesso em: 26 ago. 2018.

SIMON, Zeno et al. Comparison between a Perforated Pipe and a Fixed Sprinkler System for Land Disposal of Treated Petrochemical Effluent. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 19, n. 8, p. 107–119, 1987. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article/19/8/107-119/23012>>. Acesso em: 26 ago. 2018.

SIMON, Zeno; TEDESCO, Marino. Agronomic Requirements for Soil Utilization in Liquid Waste Disposal Systems – The Case of Sitel. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 19, n. 8, p. 177–194, 1987. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article/19/8/177-194/23021>>. Acesso em: 26 ago. 2018.

SINGH, Shubhra et al. Technology options for faecal sludge management in developing countries: Benefits and revenue from reuse. **Environmental Technology and Innovation**, [s. l.], v. 7, n. October, p. 203–218, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2017.02.004>>

SMITH, Daniel P.; OTIS, Richard; FLINT, Mark. **Florida Passive Nitrogen Removal Study Final Report**. Tallahassee. Disponível em: <<http://www.floridahealth.gov/environmental-health/onsite->

sewage/research/_documents/research-reports/_documents/passive-nitrogen-final.pdf>. Acesso em: 18 mar. 2019.

SNOW, Stephanie J. Commentary: Sutherland, Snow and water: the transmission of cholera in the nineteenth century. **International Journal of Epidemiology**, [s. l.], v. 31, n. 5, p. 908–911, 2002. Disponível em: <<https://academic.oup.com/ije/article-lookup/doi/10.1093/ije/31.5.908>>. Acesso em: 12 mar. 2019.

STANTEC. **Techno-Economic Analysis (TEA) of Model Fecal-Sludge Management and Sewer-Based Systems in India | STeP**. 2019. Disponível em: <<http://stepsforsanitation.org/2019/02/techno-economic-analysis-tea-of-model-fecal-sludge-management-and-sewer-based-systems-in-india/>>. Acesso em: 23 abr. 2019.

STILL, David et al. **Investigating the Potential of Deep Row Entrenchment of Pit Latrine and Waste Water Sludges for Forestry and Land**. [s.l: s.n.].

STILL, David et al. **Beneficial Use of Faecal Sludge through deep row entrenchment** *Sanitation Matters. Issue 4, March. 8-9*. [s.l: s.n.].

STRANDE, Linda et al. Methods to reliably estimate faecal sludge quantities and qualities for the design of treatment technologies and management solutions. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 223, p. 898–907, 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479718307527>>. Acesso em: 4 ago. 2018.

STRANDE, Linda; RONTELTAP, Mariska; BRDJANOVIC, Damir. **Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation**. London: IWA Publishing, 2014.

TAPEJARA, Prefeitura Municipal De. **ETLED**. [s.d.]. Disponível em: <<http://www.tapejara.rs.gov.br/licenciamentoambiental>>. Acesso em: 21 abr. 2019.

TAYLER, Kevin. **Faecal Sludge and Septage Treatment: A guide for low- and middle-income countries**. UK: Practical Action Publishing Ltd, 2018. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.3362/9781780449869>>. Acesso em: 20 abr. 2019.

TCHOBANOGLIOUS, George; BURTON, Franklin L.; STENSEL, H. David. **Wastewater engineering: treatment and resource recovery**. 5th ed. ed. [s.l.] : New York : McGraw-Hill Higher Education ; London : McGraw-Hill [distributor], 2014. Disponível em: <<http://lib.ugent.be/catalog/rug01:002059907>>

TILLEY, E. et al. Compendium of sanitation systems and technologies. [s. l.], p. 114, 2014.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Onsite Wastewater Treatment Systems Manual**, 2002. Disponível em: <[http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Onsite+Wastewater r+Treatment+Systems+Manual#1](http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Onsite+Wastewater+Treatment+Systems+Manual#1)>

USAID. Implementer's Guide to Lime Stabilization for Septage Management in the Philippines. [s. l.], 2015. Disponível em: <<http://pawd.org.ph/wp-content/uploads/2015/10/LimeStabilization-Sept02-Final-lowres.pdf>>

VARÓN, Miguel Peña; MARA, Duncan. **Waste Stabilization Ponds**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd27/ponds.pdf>>. Acesso em: 25 ago. 2018.

VEZZANI, Marco. Por que explodem os secadores de lodo? **Revista TAE**, [s. l.], 2011. Disponível em: <<http://www.revistatae.com.br/2581-noticias>>. Acesso em: 5 ago. 2018.

VON SPERLING, Marcos. **Lagoas de Estabilização-Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (DESA/UFMG), 2009.

VUORINEN, H. S.; JUUTI, P. S.; KATKO, T. S. History of water and health from ancient civilizations to modern times. **Water Science and Technology: Water Supply**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 49–57, 2007. Disponível em: <<https://iwaponline.com/ws/article/7/1/49/26301/History-of-water-and-health-from-ancient>>. Acesso em: 11 mar. 2019.

WALKER, John; KNIGHT, Lynn; STEIN, Linda. A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule. [s. l.], n. September, p. 183, 1994. Disponível em: <water.epa.gov/scitech/wastetech/biosolids/503pe_index.cfm>

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Number of deaths by country - Brazil**. [s.d.]. Disponível em: <<http://apps.who.int/gho/data/view.main.ghe1002015-BRA?lang=en>>. Acesso em: 4 ago. 2018.

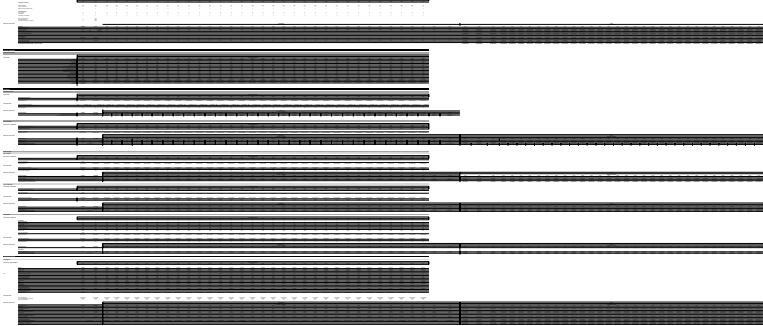
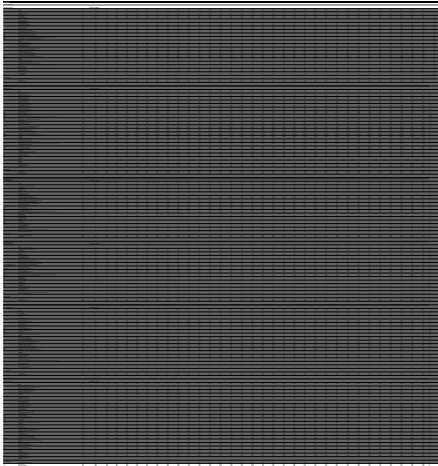
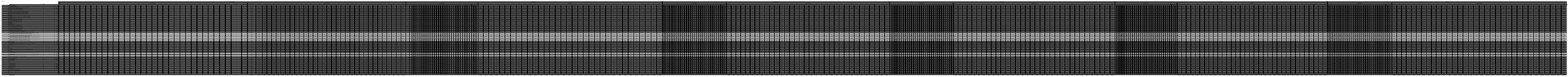
WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Inheriting a sustainable world? Atlas on children's health and the environment**. Geneva. Disponível em: <<http://www.who.int/iris/handle/10665/254677>>

WORLD HEALTH ORGANIZATION; UNICEF. **Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2017 Update and SDG baselines** Geneva, 2017. Disponível em: <<http://apps.who.int/bookorders.>>. Acesso em: 4 ago. 2018.

XYLEM US. **What Measure of Mixing or Size of Mixer Do I Need?** 2017. Disponível em: <<https://www.xylem.com/en-us/about-xylem/lets-solve-water-blog/what-measure-of-mixing-or-size-of-mixer-do-i-need/>>. Acesso em: 30 jun. 2019.

ZHANG, Tao et al. Thermodynamic modeling of ferric phosphate precipitation for phosphorus removal and recovery from wastewater. [s. l.], v. 176, p. 444–450, 2010.

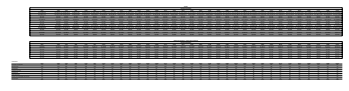
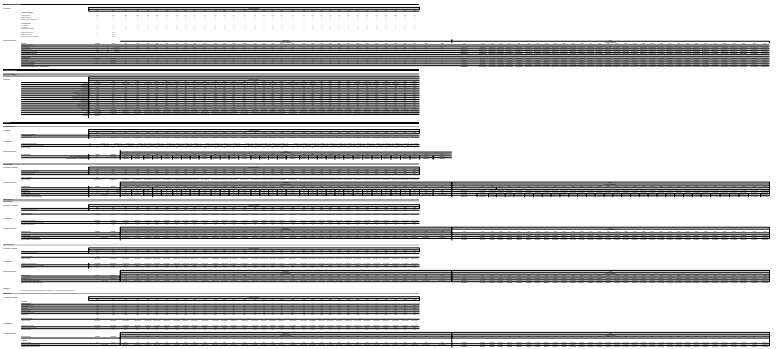
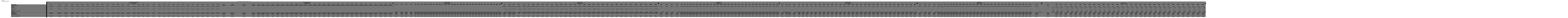
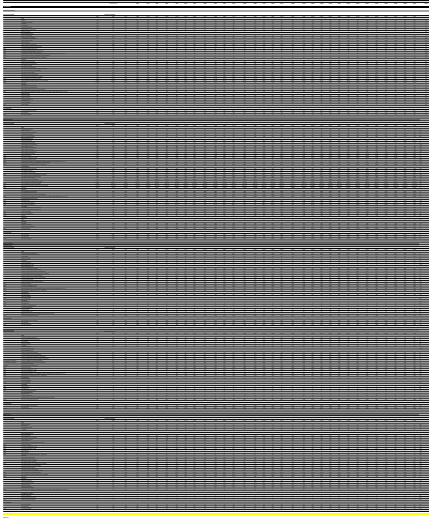
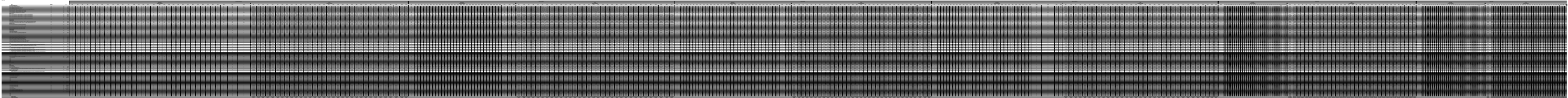
10. APÊNDICES



1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100
---	---	---	---	---	---	---	---	---	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	-----

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100
---	---	---	---	---	---	---	---	---	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	-----



ALTERNATIVA 3

Resumen de datos generales y características técnicas de la alternativa 3, incluyendo información sobre el proyecto y los datos de entrada.

Tabla de datos de entrada para el modelo de simulación, organizada en columnas de variables y valores.

Tabla de resultados de simulación para el primer escenario, mostrando métricas de desempeño y estadísticas.

Tabla de resultados de simulación para el segundo escenario, comparando métricas con el primer escenario.

Tabla de resultados de simulación para el tercer escenario, detallando el impacto de diferentes parámetros.

Tabla de resultados de simulación para el cuarto escenario, analizando la sensibilidad de los resultados.

Tabla de resultados de simulación para el quinto escenario, evaluando el rendimiento bajo condiciones específicas.

Tabla de resultados de simulación para el sexto escenario, considerando variaciones en los datos de entrada.

Tabla de resultados de simulación para el séptimo escenario, examinando el efecto de cambios de escala.

Tabla de resultados de simulación para el octavo escenario, estudiando la influencia de la distribución de probabilidad.

Tabla de resultados de simulación para el noveno escenario, verificando la estabilidad de los resultados.

Tabla de resultados de simulación para el décimo escenario, completando el análisis de sensibilidad.

Tabla de resultados de simulación para el undécimo escenario, comparando con los casos base.

Tabla de resultados de simulación para el duodécimo escenario, analizando el comportamiento a largo plazo.

Tabla de resultados de simulación para el decimotercer escenario, evaluando la robustez del modelo.

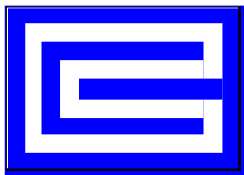
Tabla de resultados de simulación para el decimocuarto escenario, considerando incertidumbres.

Tabla de resultados de simulación para el decimoprimero escenario, detallando los errores de estimación.

Tabla de resultados de simulación para el decimosexto escenario, analizando la convergencia de los datos.

Tabla de resultados de simulación para el decimoséptimo escenario, evaluando la calidad de los datos.

Tabla de resultados de simulación para el decimooctavo escenario, completando el informe de simulación.



Anexo V da Resolução 14/2001 - Tabela Salarial

Diretoria Administrativa - DA
Superintendência de Recursos Humanos - SURH

TABELA SALARIAL Nº 030

Vigência a partir de 01/04/2018

Classe	GRUPOS																	
	A			B			C			D			E			F		
	Nível I	Nível II	Nível III	Nível I	Nível II	Nível III	Nível I	Nível II	Nível III	Nível I	Nível II	Nível III	Nível I	Nível II	Nível III	Nível I	Nível II	Nível III
1	1.719,91	2.063,89	2.476,67	2.009,29	2.411,15	2.893,38	2.999,65	3.599,58	4.319,50	3.586,28	4.303,54	5.164,25	4.309,78	5.171,74	6.206,09	5.142,38	6.170,86	7.405,03
2	1.805,83	2.167,00	2.600,40	2.109,79	2.531,75	3.038,10	3.149,64	3.779,57	4.535,48	3.765,62	4.518,74	5.422,49	4.525,31	5.430,37	6.516,44	5.399,49	6.479,39	7.775,27
3	1.896,17	2.275,40	2.730,48	2.215,29	2.658,35	3.190,02	3.307,12	3.968,54	4.762,25	3.953,89	4.744,67	5.693,60	4.751,52	5.701,82	6.842,18	5.669,48	6.803,38	8.164,06
4	1.990,99	2.389,19	2.867,03	2.326,11	2.791,33	3.349,60	3.472,47	4.166,96	5.000,35	4.151,58	4.981,90	5.978,28	4.989,12	5.986,94	7.184,33	5.952,96	7.143,55	8.572,26
5	2.090,51	2.508,61	3.010,33	2.442,34	2.930,81	3.516,97	3.646,07	4.375,28	5.250,34	4.359,15	5.230,98	6.277,18	5.238,56	6.286,27	7.543,52	6.250,57	7.500,68	9.000,82
6	2.195,10	2.634,12	3.160,94	2.564,45	3.077,34	3.692,81	3.828,39	4.594,07	5.512,88	4.577,11	5.492,53	6.591,04	5.500,50	6.600,60	7.920,72	6.563,10	7.875,72	9.450,86
7	2.304,77	2.765,72	3.318,86	2.692,75	3.231,30	3.877,56	4.019,81	4.823,77	5.788,52	4.805,94	5.767,13	6.920,56	5.775,53	6.930,64	8.316,77	6.891,29	8.269,55	9.923,46
8	2.420,02	2.904,02	3.484,82	2.827,35	3.392,82	4.071,38	4.220,80	5.064,96	6.077,95	5.046,26	6.055,51	7.266,61	6.064,30	7.277,16	8.732,59	7.235,84	8.683,01	10.419,61
9	2.541,08	3.049,30	3.659,16	2.968,71	3.562,45	4.274,94	4.431,83	5.318,20	6.381,84	5.298,63	6.358,36	7.630,03	6.367,53	7.641,04	9.169,25	7.597,66	9.117,19	10.940,63
10	2.668,11	3.201,73	3.842,08	3.117,09	3.740,51	4.488,61	4.653,45	5.584,14	6.700,97	5.563,51	6.676,21	8.011,45	6.685,96	8.023,15	9.627,78	7.977,52	9.573,02	11.487,62
11	2.801,54	3.361,85	4.034,22	3.273,01	3.927,61	4.713,13	4.886,12	5.863,34	7.036,01	5.841,75	7.010,10	8.412,12	7.020,26	8.424,31	10.109,17	8.376,33	10.051,60	12.061,92
12	2.941,63	3.529,96	4.235,95	3.436,58	4.123,90	4.948,68	5.130,42	6.156,50	7.387,80	6.133,77	7.360,52	8.832,62	7.371,17	8.845,40	10.614,48	8.795,24	10.554,29	12.665,15
13	3.088,67	3.706,40	4.447,68	3.608,46	4.330,15	5.196,18	5.386,96	6.464,35	7.757,22	6.440,46	7.728,55	9.274,26	7.739,71	9.287,65	11.145,18	9.234,96	11.081,95	13.298,34
14	3.243,10	3.891,72	4.670,06	3.788,88	4.546,66	5.455,99	5.656,29	6.787,55	8.145,06	6.762,47	8.114,96	9.737,95	8.126,81	9.752,17	11.702,60	9.696,67	11.636,00	13.963,20
15	3.405,32	4.086,38	4.903,66	3.978,26	4.773,91	5.728,69	5.939,09	7.126,91	8.552,29	7.100,63	8.520,76	10.224,91	8.533,10	10.239,72	12.287,66	10.181,53	12.217,84	14.661,41
16	3.575,59	4.290,71	5.148,85	4.177,22	5.012,66	6.015,19	6.236,05	7.483,26	8.979,91	7.455,65	8.946,78	10.736,14	8.959,75	10.751,70	12.902,04	10.690,60	12.828,72	15.394,46
17	3.754,37	4.505,24	5.406,29	4.386,04	5.263,25	6.315,90	6.547,84	7.857,41	9.428,89	7.828,43	9.394,12	11.272,94	9.407,73	11.289,28	13.547,14	11.225,13	13.470,16	16.164,19
18	3.942,08	4.730,50	5.676,60	4.605,39	5.526,47	6.631,76	6.875,25	8.250,30	9.900,36	8.219,85	9.863,82	11.836,58	9.878,12	11.853,74	14.224,49	11.876,39	14.143,67	16.972,40
19	4.139,22	4.967,06	5.960,47	4.835,65	5.802,78	6.963,34	7.219,03	8.662,84	10.395,41	8.630,86	10.357,03	12.428,44	10.372,03	12.446,44	14.935,73	12.375,71	14.850,85	17.821,02
20	4.346,16	5.215,39	6.258,47	5.077,42	6.092,90	7.311,48	7.579,95	9.095,94	10.915,13	9.062,42	10.874,90	13.049,88	10.890,64	13.068,77	15.682,52	12.994,49	15.593,39	18.712,07
21	4.563,47	5.476,16	6.571,39	5.331,30	6.397,56	7.677,07	7.958,96	9.550,75	11.460,90	9.515,51	11.418,61	13.702,33	11.435,17	13.722,20	16.466,64	13.644,21	16.373,05	19.647,66
22	4.791,63	5.749,96	6.899,95	5.597,83	6.717,40	8.060,88	8.356,89	10.028,27	12.033,92	9.991,27	11.989,52	14.387,42	12.006,94	14.408,33	17.290,00	14.326,43	17.191,72	20.630,06
23	5.031,20	6.037,44	7.244,93	5.877,74	7.053,29	8.463,95	8.774,74	10.529,69	12.635,63	10.490,87	12.589,04	15.106,85	12.607,25	15.128,70	18.154,44	15.042,73	18.051,28	21.661,54
24	5.282,78	6.339,34	7.607,21	6.171,64	7.405,97	8.887,16	9.213,49	11.056,19	13.267,43	11.015,41	13.218,49	15.862,19	13.237,65	15.885,18	19.062,22	15.794,89	18.953,87	22.744,64
25	5.546,92	6.656,30	7.987,56	6.480,21	7.776,25	9.331,50	9.674,15	11.608,98	13.930,78	11.566,18	13.879,42	16.655,30	13.899,53	16.679,44	20.015,33	16.584,63	19.901,56	23.881,87
	EMPREGOS			EMPREGOS			EMPREGOS			EMPREGOS			EMPREGOS			EMPREGOS		
	Auxiliar Contínuo Lavador Lubrificador Mecânico de Veículos II Motorista Motorista da CIEL Telefonista			Agente Administrativo Agente de Segurança Agente de Serv Operacionais Agente em Tratamento de A/E Assistente de Montagem Aux Administrativo I Aux de Operador de Reator Aux Serv Gerais I Auxiliar de Almoxarifado I Auxiliar de Laboratório I Auxiliar de Segurança Comprador/vendedor Laboratorista Mestre de Obras Oper de Reator Oper Máq e Equipamentos Programador de Computador Recepcionista/Telefonista Secretária Tesoureiro Torneiro Mecânico			Agente Administrativo V Desenhista Técnico Técnico Agrícola Técnico de Contabilidade Técnico de Edificações Técnico de Informática Técnico de Seg do Trabalho Técnico Eletromecânico Técnico Eletrônico Técnico Eletrotécnico Técnico em Enferm Trabalho Técnico em Hidrologia Técnico Mecânico Técnico Químico			Médico do Trabalho			Assistente Social			Administrador Advogado Analista de Sistemas Arquiteto Bibliotecário Biólogo Contador Economista Enfermeiro do Trabalho Engenheiro Estatístico Geógrafo Geólogo Jornalista Pedagogo Psicólogo Químico Relações Públicas		

PCI.817.01 - CUSTO DE COMPOSIÇÕES - SINTÉTICO

DATA DE EMISSÃO: 20/08/2018 23:40:24

DATA REFERÊNCIA TÉCNICA: 18/08/2018

ENCARGOS SOCIAIS SOBRE PREÇOS DA MÃO-DE-OBRA: 113,15%(HORA) 70,84%(MÊS)

CÓDIGO	DESCRIÇÃO	UNIDADE	ORIGEM DE PREÇO	CUSTO TOTAL
VÍNCULO.....: CAIXA REFERENCIAL				
92106	CAMINHÃO PARA EQUIPAMENTO DE LIMPEZA A SUÇÃO, COM CAMINHÃO TRUCADO DE PESO BRUTO TOTAL 23000 KG, CARGA ÚTIL MÁXIMA 15935 KG, DISTÂNCIA ENTR E EIXOS 4,80 M, POTÊNCIA 230 CV, INCLUSIVE LIMPADORA A SUÇÃO, TANQUE 12000 L - CHP DIURNO. AF_11/2015	CHP	AS	163,92
92112	PENEIRA ROTATIVA COM MOTOR ELÉTRICO TRIFÁSICO DE 2 CV, CILINDRO DE 1 M X 0,60 M, COM FUROS DE 3,17 MM - CHP DIURNO. AF_11/2015	CHP	CR	2,35
92118	DOSADOR DE AREIA, CAPACIDADE DE 26 LITROS - CHP DIURNO. AF_11/2015	CHP	CR	0,17
92138	CAMINHONETE COM MOTOR A DIESEL, POTÊNCIA 180 CV, CABINE DUPLA, 4X4 - C HP DIURNO. AF_11/2015	CHP	CR	116,52
92145	CAMINHONETE CABINE SIMPLES COM MOTOR 1.6 FLEX, CÂMBIO MANUAL, POTÊNCIA 101/104 CV, 2 PORTAS - CHP DIURNO. AF_11/2015	CHP	CR	95,23
92242	CAMINHÃO DE TRANSPORTE DE MATERIAL ASFÁLTICO 20.000 L, COM CAVALO MECÂNICO DE CAPACIDADE MÁXIMA DE TRAÇÃO COMBINADO DE 45.000 KG, POTÊNCIA 30 CV, INCLUSIVE TANQUE DE ASFALTO COM MAÇARICO - CHP DIURNO. AF_12/2015	CHP	AS	214,92
92716	APARELHO PARA CORTE E SOLDA OXI-ACETILENO SOBRE RODAS, INCLUSIVE CILINDROS E MAÇARICOS - CHP DIURNO. AF_12/2015	CHP	AS	15,48
92960	MÁQUINA EXTRUSORA DE CONCRETO PARA GUIAS E SARJETAS, MOTOR A DIESEL, POTÊNCIA 14 CV - CHP DIURNO. AF_12/2015	CHP	AS	14,63
92966	MARTELO PERFURADOR PNEUMÁTICO MANUAL, HASTE 25 X 75 MM, 21 KG - CHP DIURNO. AF_12/2015	CHP	CR	24,19
93224	PERFURATRIZ COM TORRE METÁLICA PARA EXECUÇÃO DE ESTACA HÉLICE CONTÍNUA, PROFUNDIDADE MÁXIMA DE 32 M, DIÂMETRO MÁXIMO DE 1000 MM, POTÊNCIA INSTALADA DE 350 HP, MESA ROTATIVA COM TORQUE MÁXIMO DE 263 KNM - CHP DIURNO. AF_01/2016	CHP	CR	612,58
93233	BETONEIRA CAPACIDADE NOMINAL 400 L, CAPACIDADE DE MISTURA 310 L, MOTOR A GASOLINA POTÊNCIA 5,5 HP, SEM CARREGADOR - CHP DIURNO. AF_02/2016	CHP	CR	4,48

PCI.817.01 - CUSTO DE COMPOSIÇÕES - SINTÉTICO

DATA DE EMISSÃO: 20/08/2018 23:40:24

ENCARGOS SOCIAIS SOBRE PREÇOS DA MÃO-DE-OBRA: 113,15%(HORA) 70,84%(MÊS)

DATA REFERÊNCIA TÉCNICA: 18/08/2018

CÓDIGO	DESCRIÇÃO	UNIDADE	ORIGEM DE PREÇO	CUSTO TOTAL
VÍNCULO.....: ENCARGOS COMPLEMENTARES REFERENCIAL				
SEDI	SERVICOS DIVERSOS			
0318	OUTROS			
88236	FERRAMENTAS (ENCARGOS COMPLEMENTARES) - HORISTA	H	CR	0,42
88237	EPI (ENCARGOS COMPLEMENTARES) - HORISTA	H	CR	0,94
88238	AJUDANTE DE ARMADOR COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	14,37
88239	AJUDANTE DE CARPINTEIRO COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	15,78
88240	AJUDANTE DE ESTRUTURA METÁLICA COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	16,41
88241	AJUDANTE DE OPERAÇÃO EM GERAL COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	14,74
88242	AJUDANTE DE PEDREIRO COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	15,41
88243	AJUDANTE ESPECIALIZADO COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	19,26
88245	ARMADOR COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	19,02
88246	ASSENTADOR DE TUBOS COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	23,07
88247	AUXILIAR DE ELETRICISTA COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	14,68
88248	AUXILIAR DE ENCANADOR OU BOMBEIRO HIDRÁULICO COM ENCARGOS COMPLEMENTAR	H	CR	14,60
	ES			
88249	AUXILIAR DE LABORATÓRIO COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	30,03
88250	AUXILIAR DE MECÂNICO COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	18,07
88251	AUXILIAR DE SERRALHEIRO COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	15,15
88252	AUXILIAR DE SERVIÇOS GERAIS COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	16,58
88253	AUXILIAR DE TOPÓGRAFO COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	16,94
88255	AUXILIAR TÉCNICO DE ENGENHARIA COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	26,98
88256	AZULEJISTA OU LADRILHISTA COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	19,06
88257	BLASTER, DINAMITADOR OU CABO DE FOGO COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	22,32
88258	CADASTRISTA DE REDES DE AGUA E ESGOTO COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	17,72
88259	CALAFETADOR/CALAFATE COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	22,41
88260	CALCETEIRO COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	17,86
88261	CARPINTEIRO DE ESQUADRIA COM ENCARGOS COMPLEMENTARES	H	CR	16,90