



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

THAÍS BEZERRA PATÚ CRUZ

CENÁRIOS DE TRATABILIDADE PARA O LIXIVIADO GERADO NO ATERRO
SANITÁRIO EM RIO FORMOSO-PE

RECIFE

2020

THAÍS BEZERRA PATÚ CRUZ

**CENÁRIOS DE TRATABILIDADE PARA O LIXIVIADO GERADO NO ATERRO
SANITÁRIO EM RIO FORMOSO-PE.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do título de Mestre em Eng.^a. Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Vicente de Paulo Silva

Co- Orientadora: Prof.^a Dr.^a Rosângela Gomes
Tavares

Área de Pesquisa: Controle e Remediação da
Poluição

RECIFE

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

574c

CRUZ, THAIS BEZERRA PATU CRUZ
CENÁRIOS DE TRATABILIDADE PARA O LIXIVIADO GERADO NO ATERRO SANITÁRIO EM RIO
FORMOSO-PE / THAIS BEZERRA PATU CRUZ CRUZ. - 2020.
196 f. : il.

Orientador: Prof Dr Vicente de Paulo .
Coorientadora: Prof Dr Rosangela Gomes .
Inclui referências, apêndice(s) e anexo(s).

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental, Recife, 2020.

1. Lixiviado. 2. Tratabilidade. 3. Aterro Sanitário. I. , Prof Dr Vicente de Paulo, orient. II. , Prof Dr
Rosangela Gomes , coorient. III. Título

CDD 620.8

THAIS BEZERRA PATÚ CRUZ

**CENÁRIOS DE TRATABILIDADE PARA O LIXIVIADO GERADO NO ATERRO
SANITÁRIO EM RIO FORMOSO-PE.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do título de Mestre em Eng.^a Ambiental.

Aprovada em 30/01/2020

Banca examinadora

Prof.Dr. Vicente de Paulo Silva – Orientador
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. Alex Souza Moraes – Membro interno
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. André Felipe de Melo Santos – Membro externo
Universidade Federal Rural de Pernambuco

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais Maria de Fátima Patu da Silva e José Bezerra Silva.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, à Deus, minha fortaleza e fonte de inspiração.

Aos meus pais (Maria de Fátima Patu da Silva e José Bezerra Silva), que serviram de exemplo, para que pudesse estar aqui realizando esta pesquisa, meus irmãos Tiago Bezerra Patú e Tatiana Bezerra Patú, bem como familiares em especial Ivany Patú (Tia Galega) e amigos que tiveram a compreensão pela minha ausência em diversos momentos.

A Rangel Messias da Cruz, que acreditou no meu potencial me apoiando nas situações mais difíceis nessa caminhada.

Ao Prof. Dr. Vicente de Paulo Silva, pela orientação, ensinamentos, paciência e exemplo de professor, um grande incentivador do meu retorno as atividades acadêmicas.

Aos Prof. Dr.^a Rosângela Gomes Tavares, Prof. Dr. André Felipe de Melo Santos, Prof. Dr. Alex Moraes de Souza que contribuíram no processo de construção e reavaliação da pesquisa.

Ao Portal Sul Consórcio, por ter apoiado o desenvolvimento da pesquisa, em nome da Presidente e Prefeita de Rio Formoso Izabel Hacker e do Secretário Executivo Miguel Gomes de Freitas.

Ao Superintendente do Núcleo Intermunicipal de Resíduos Sólidos e Proteção Ambiental (NIGEPA), amigo e parceiro de trabalho, que muito contribuiu para a realização da pesquisa, Fernando Paulo Freitas da Silva.

A Felipe Pinto Guimarães, Valdir Martins, Antônio Souza e Sávio de França pela valiosa ajuda na parte estatística. Sem eles, dificilmente esta dissertação chegaria ao ponto a que chegou. Muito obrigado.

À Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPEAMB), representado pelo Professor Dr. Romildo Morant.

Aos professores Manoel Vieira de França, Ramon Barros Cantalice, Valmir Marques, Soraya El-Deir e Marcos Metri pelo conhecimento transmitido, pelo apoio, pelas orientações e conselhos e a secretária do PPEAMB Valquíria.

Aos amigos e amigas do mestrado, que fiz ao longo desses dois anos, em especial Cristiane Crespo, valeu pessoal.

Aos companheiros e companheiras do Rotary Club Largo da Paz, em especial, Roberta Melo, Presidente do Club e meu padrinho Mário de Oliveira Antonino e aos amigos da Associação dos Engenheiros Ambientais e Sanitaristas de Pernambuco (AEAMBS-PE), em nome do Presidente Rodolfo Alves.

Por fim, a todos que contribuíram direta ou indiretamente para a conclusão deste mestrado. Muito obrigada.

EPIGRAFE

“Os grandes feitos são conseguidos não pela força, mas pela perseverança”.

(Samuel Johnson)

RESUMO

A disposição adequada dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários pode minimizar os impactos ambientais adversos, conforme preconiza a Política Nacional de Resíduos Sólidos. O lixiviado, gerado na decomposição da matéria orgânica, possui elevada carga orgânica, devendo ser tratado corretamente antes do seu lançamento nos corpos hídricos conforme Resolução Conama 430/2011. A pesquisa, foi realizada no Aterro Sanitário de Rio Formoso-PE e teve por objetivo avaliar a eficiência do sistema de tratamento de efluentes composto por Lagoa Anaeróbia, Lagoa Facultativa e *Wetland*, propondo novos cenários alternativos e avaliando possíveis melhorias no caso de aplicação destes. A caracterização dos resíduos sólidos urbanos, pelo método gravimétrico foi realizada conforme ABNT NBR N° 10007/2004 e a caracterização físico-química do lixiviado gerado no aterro sanitário utilizou-se de parâmetros analíticos seguindo as diretrizes estabelecidas pela USEPA (*United States Environmental Protection Agency*), Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente e normas técnicas da Agência Estadual de Meio Ambiente. A primeira fase da pesquisa englobou o levantamento histórico da coleta de dados referentes as análises de caracterização do lixiviado na entrada e saída do sistema, durante o período de 2018 a 2019, no sistema de tratamento do aterro estudado. Para os estudos estatísticos, foi utilizado o *Statistic* software, por meio de dados técnicos e científicos utilizando programas e ferramentas como Excel. Para verificar a eficiência do sistema de tratamento já existente, implantou-se barreiras bioquímicas de carvão ativado. Os resultados indicaram uma eficiência na remoção da *Wetland* de aproximadamente 41% de DBO e 46% de DQO, indicando complementar a Estação de Tratamento de Lixiviados com outros cenários de tratamento compatíveis com o aterro em estudo. As eficiências de todos os tratamentos propostos para o Aterro Sanitário de Rio Formoso, indicam que para o parâmetro cor, as melhores eficiências encontradas foram no tratamento físico-químico: remoção de 95% e na lagoa de polimento (98%). Para os parâmetros de DBO, as melhores eficiências encontradas foram para o Físico-Químico (70%), Anaeróbio (70%), Aeróbio (85%), Biofiltro (90%), UASB (76%). Na DQO, as melhores eficiências encontradas foram para o Físico-Químico (70%), Anaeróbio (70%), Aeróbia (85%), Biofiltro (90%). Já para o Nitrogênio Amoniacal, as melhores eficiências encontradas foram Aeróbia (95%), Biofiltro (90%). Para o parâmetro *Escherichia coli*, foram observadas as seguintes remoções para a Lagoa de Polimento (90%) e Lagoa Facultativa (90%). Embora a *Wetland*, seja um sistema biológico em uso principalmente em aterros sanitários públicos, outras tecnologias como os processos físico-químicos, devem ser utilizadas para a melhoria da qualidade no efluente, a ser lançada, observando-se os custos para implantação e técnicas de tratamento.

Palavras-chave: Lixiviado. Tratabilidade. Aterro Sanitário.

ABSTRACT

The proper disposal of solid urban waste in sanitary landfills can minimize adverse environmental impacts, as recommended by the National Solid Waste Policy. The leachate, generated in the decomposition of organic matter, has a high organic load, and must be treated correctly before its release into water bodies according to the Conama Resolution 430/2011. The research was carried out at the Rio Formoso Landfill, in Pernambuco, and aimed to assess the efficiency of the effluent treatment system composed of Anaerobic Lagoon, Facultative Lagoon and Wetland, proposing new alternative scenarios and evaluating possible improvements in the case of their application. The characterization of urban solid waste by the gravimetric method was performed according to ABNT NBR No. 10007/2004 and the physical-chemical characterization of the leachate generated in the landfill used analytical parameters following the guidelines established by Usepa (United States Environmental Protection Agency), Resolutions of the National Environment Council and technical standards of the State Environment Agency. The first phase of the research encompassed the historical survey of data collection related to the leachate characterization analyses at the entrance and exit of the system, during the period from 2018 to 2019, in the studied landfill treatment system. For statistical studies, the Statistic software was used, through technical and scientific data using programs and tools such as Excel. To check the efficiency of the existing treatment system, biochemical barriers of activated carbon were implanted. The results indicated an efficiency in the removal of Wetland of approximately 41% of BOD and 46% of COD, indicating to complement the Leachate Treatment Station with other treatment scenarios compatible with the landfill under study. The efficiencies of all treatments proposed for the Rio Formoso Landfill indicate that for the color parameter, the best efficiencies found were in the physical-chemical treatment: 95% removal and in the polishing pond (98%). For BOD parameters, the best efficiencies found were for Physical-Chemical (70%), Anaerobic (70%), Aerobic (85%), Biofilter (90%), UASB (76%). In COD, the best efficiencies found were for Physical-Chemical (70%), Anaerobic (70%), Aerobic (85%), Biofilter (90%). As for Ammoniacal Nitrogen, the best efficiencies found were Aerobic (95%), Biofilter (90%). For the *Escherichia coli* parameter, the following removals were observed for the Polishing Lagoon (90%) and Facultative Lagoon (90%). Although Wetland is a biological system in use mainly in public sanitary landfills, other technologies such as the physical-chemical processes must be used to improve the quality of the effluent, to be launched, observing the costs for implantation and techniques of treatment.

Keywords: Leachate. Treatment. Landfill.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

| | |
|---|---------|
| Figura 1 – Fases do Aterro..... | pg. 34 |
| Figura 2 - Esquema representativo do perfil longitudinal do Wetland..... | pg. 70 |
| Figura 3 - Localização do Aterro Sanitário..... | pg. 73 |
| Figura 4 – Vista aérea do Aterro Sanitário de Rio Formoso-PE..... | pg. 74 |
| Figura 5 - Arranjo Consorciado para a Gestão dos RSU..... | pg. 75 |
| Figura 6 – Entrada da ETE..... | pg. 79 |
| Figura 7 – Saída da ETE..... | pg. 79 |
| Figura 8 –. Esquema de Tratamento Existente Cenário 01..... | pg. 83 |
| Figura 9 – Croqui da Estação de Tratamento de Lixiviado..... | pg. 83 |
| Figura 10 - Vista da Estação de Tratamento de Lixiviado..... | pg. 84 |
| Figura 11 - Antes da Barreira Bioquímica..... | pg. 87 |
| Figura 12 – Após a Barreira Bioquímica..... | pg. 87 |
| Figura 13 – Placa para a Barreira Bioquímica..... | pg. 88 |
| Figura 14 – Braquiária de Brejo..... | pg. 88 |
| Figura 15 – Cenário 2 - Tratamento de Lixiviado..... | pg. 89 |
| Figura 16 - Esquema de Tratamento Proposto Cenário 2 | pg. 89 |
| Figura 17 - Cenário 3 – Tratamento de Lixiviado..... | pg. 90 |
| Figura 18 - Esquema de Tratamento Proposto Cenário 3 | pg. 91 |
| Figura 19 – Dendograma de variáveis (municípios)..... | pg. 144 |
| Figura 20 - Número de Autovalores e seus respectivos Valores..... | pg. 146 |
| Figura 21 - Gráfico dos planos fatoriais..... | pg. 148 |
| Figura 22 - Gráfico da distribuição das variáveis..... | pg. 149 |

LISTA DE QUADROS

| | |
|---|---------|
| Quadro 1 – Classificação dos Resíduos Sólidos..... | pg. 27 |
| Quadro 2 – Modelo de Formulário Gravimetria..... | pg. 78 |
| Quadro 3- Caracterização do Lixiviado..... | pg. 44 |
| Quadro 4 – Regime Pluviométrico..... | pg. 62 |
| Quadro 5 - Características do Efluente Bruto..... | pg. 120 |
| Quadro 6 – Eficiência Sistema Físico Químico..... | pg. 121 |
| Quadro 7 – Eficiência Lagoa Anaeróbia..... | pg. 121 |
| Quadro 8- Eficiência Lagoa Aeróbia..... | pg. 123 |
| Quadro 9- Eficiência Lagoa Decantação..... | pg. 124 |
| Quadro 10- Eficiência Lagoa Facultativa..... | pg. 125 |
| Quadro 11- Eficiência UASB..... | pg. 126 |
| Quadro 12- Eficiência Biofiltro Aerado..... | pg. 127 |
| Quadro 13 – Correlações de Variáveis..... | pg. 130 |

LISTA DE GRÁFICOS

| | |
|--|-----|
| Gráfico 1 – Recebimento de Resíduos Sólidos Urbanos (t/mês) – 2014...pg. | 94 |
| Gráfico 2 – Total toneladas por Município - 2014..... pg. | 95 |
| Gráfico 3 – Recebimento dos Resíduos Sólidos Urbanos–(t/mês)–2015..pg. | 96 |
| Gráfico 4 - Total toneladas por Município -2015.....pg. | 97 |
| Gráfico 5 – Recebimento de Resíduos Sólidos Urbanos–(t/mês)–2016....pg. | 99 |
| Gráfico 6 – Total toneladas por Município - 2016..... pg. | 99 |
| Gráfico 7 – Recebimento de Resíduos Sólidos Urbanos (t/mês) - 2017....pg. | 102 |
| Gráfico 8 – Total toneladas por Município - 2017..... pg. | 102 |
| Gráfico 9 – Recebimento de Resíduos Sólidos Urbanos (t/mês) - 2018....pg. | 105 |
| Gráfico 10 - Total toneladas por Município - 2018..... pg. | 105 |
| Gráfico 11 – Recebimento de Resíduos Sólidos Urbanos-(t/mês)–2019...pg. | 108 |
| Gráfico 12 – Total toneladas por Município - 2019..... pg. | 108 |
| Gráfico 13 - Média Gravimétrica percentual por Município – 2018..... pg. | 110 |
| Gráfico 14 - Média Gravimétrica por volume nos Municípios – 2018.....pg. | 113 |
| Gráfico 15 - Média Gravimétrica percentual por Município – 2019..... pg. | 115 |
| Gráfico 16 - Média Gravimétrica por volume nos Município – 2018..... pg. | 117 |
| Gráfico 17 - Eficiência Tratamento Físico Químico..... pg. | 132 |
| Gráfico 18 - Eficiência Tratamento Lagoa Anaeróbia pg. | 134 |
| Gráfico 19 - Eficiência Tratamento Lagoa Aeróbia..... pg. | 134 |
| Gráfico 20 - Eficiência Tratamento Lagoa de Polimentopg. | 135 |
| Gráfico 21 - Eficiência Lagoa Facultativapg. | 135 |
| Gráfico 22 - Eficiência UASB pg. | 136 |
| Gráfico 23 - Eficiência Biofiltro Aeradopg. | 137 |
| Gráfico 24 -Eficiência dos Tratamentos Propostos..... pg. | 139 |

LISTA DE MAPA

Mapa 1 - Destinação Final Resíduos sólidos Urbanos em Pernambuco....pg. 30

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|---------|
| Tabela 1 – Variação dos parâmetros durante fases..... | pg. 35 |
| Tabela 2 - Metais Pesados de Diversos Países..... | pg. 46 |
| Tabela 3 - Metais na Composição de Lixiviados..... | pg. 46 |
| Tabela 4 – Caracterização do Lixiviado em função do resíduo..... | pg. 50 |
| Tabela 5 – Características de Lixiviados no Brasil..... | pg. 51 |
| Tabela 6 - Processos Físicos e Químicos para Tratamento de Lixiviados..... | pg. 53 |
| Tabela 7 – Processos Biológicos em Tratamento de Lixiviados..... | pg. 58 |
| Tabela 8 - Lagoas Anaeróbias tratando esgotos sanitários..... | pg. 60 |
| Tabela 9 - Reatores UASB (Vantagens e Desvantagens)..... | pg. 62 |
| Tabela 10 - Estudo comparativo no aterro controlado no Rio de Janeiro..... | pg. 69 |
| Tabela 11 - Índice Pluviométrico de Rio Formoso 2018..... | pg. 76 |
| Tabela 12 - Índice Pluviométrico de Rio Formoso 2019..... | pg. 76 |
| Tabela 13 – Preservação e armazenamento de amostras de lixiviado..... | pg. 80 |
| Tabela 14 - Parâmetros para análise de lixiviados..... | pg. 81 |
| Tabela 15 - Caracterização Efluente Bruto..... | pg. 85 |
| Tabela 16 – Recebimento de resíduos aterro rio formoso (tonelada) - 2014... | pg. 94 |
| Tabela 17 - Recebimento de resíduos aterro rio formoso (tonelada) – 2015... | pg. 96 |
| Tabela 18 - Recebimento de resíduos aterro rio formoso (tonelada) - 2016.... | pg. 98 |
| Tabela 19 - Recebimento dos resíduos sólidos urbanos (tonelada) – 2017..... | pg. 101 |
| Tabela 20 - Recebimento dos resíduos sólidos urbanos (tonelada) – 2018..... | pg. 104 |
| Tabela 21 - Recebimento dos resíduos sólidos urbanos (tonelada) – 2019..... | pg. 107 |
| Tabela 22 - Composição Gravimétrica por Tipologia de Resíduos - 2018..... | pg. 112 |
| Tabela 23 - Composição Gravimétrica por Tipologia de Resíduos - 2019..... | pg. 116 |
| Tabela 24 - Parâmetros de Caracterização de Lixiviado | pg. 118 |

| | |
|---|---------|
| Tabela 25- Parâmetros de Caracterização de Lixiviado | pg. 118 |
| Tabela 26- Parâmetros de Caracterização de Lixiviado | pg. 118 |
| Tabela 27 - Resultados dos parâmetros físicos, químicos e Microbiológicos... | pg. 129 |
| Tabela 28 - Eficiência Média de Remoção Wetland(%). | pg. 137 |
| Tabela 29 – Características Sistemas de Lagoas sem aeração..... | pg. 138 |
| Tabela 30 - Eficiências dos Tratamentos propostos Aterro Sanitário..... | pg. 138 |
| Tabela 31 – Estatísticas descritivas dos quantitativos (t/mês) | pg. 141 |
| Tabela 32 - Autovalores e Percentual de Variância Explicada..... | pg. 145 |
| Tabela 33 - Cargas fatoriais | pg. 147 |

LISTA DE SIGLAS

| | |
|--------|---|
| ABNT | Associação Brasileira de Normas Técnicas |
| CONAMA | Conselho Nacional do Meio Ambiente |
| CPRH | Agência Estadual de Meio Ambiente |
| ETE | Estação de Tratamento de Efluentes |
| FORSU | Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos |
| IBAM | Instituto Brasileiro de Administração Municipal |
| IBGE | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística |
| IPEA | Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada |
| IDH | Índice de Desenvolvimento Humano |
| ITEP | Instituto Tecnológico do Estado de Pernambuco |
| NBR | Norma Brasileira |
| NIGEPA | Núcleo Intermunicipal de Gestão Integrada |
| PNRS | Política Nacional de Resíduos Sólidos |
| PEV | Ponto de Entrega Voluntária |
| RSU | Resíduos Sólidos Urbanos |
| TCE-PE | Tribunal de Contas do Estado de Pernambuco |

SUMÁRIO

| | | |
|-----------|--|-----------|
| 1. | INTRODUÇÃO | 21 |
| 2. | OBJETIVOS | 23 |
| 2.1 | Geral | 23 |
| 2.2 | Específicos | 23 |
| 3. | FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA | 24 |
| 3.1 | Legislação Ambiental | 24 |
| 3.2 | Resíduos Sólidos | 25 |
| 3.3 | Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) | 27 |
| 3.4 | Geração de RSU X Geração Per Capita..... | 28 |
| 3.5 | Coleta de RSU no Brasil..... | 28 |
| 3.6 | Geração de Resíduos Sólidos Urbanos em Pernambuco | 28 |
| 3.7 | Caracterização de Resíduos Sólidos Urbanos..... | 28 |
| 3.10 | Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Biológica de Oxigênio(DBO) | 35 |
| 3.11 | Sólidos Dissolvidos (SD) | 36 |
| 3.12 | Cor36 | |
| 3.13 | Turbidez | 37 |
| 3.14 | Toxicidade | 37 |
| 3.15 | Fatores Ambientais na Biodegradação dos RSU | 38 |
| 3.15.1 | Temperatura | 38 |
| 3.15.2 | pH | 38 |
| 3.15.3 | Nutrientes | 39 |
| 3.15.4 | Alcalinidade | 40 |
| 3.15.5 | Ácidos Graxos Voláteis (AGV)..... | 41 |
| 3.15.6 | Metais..... | 44 |
| 3.16 | Lixiviados de Aterro Sanitário | 47 |
| 3.16.1 | Características Gerais | 47 |
| 3.16.2 | Impactos Ambientais na Disposição de Lixiviados..... | 48 |
| 3.16.3 | Processos de Tratamentos de Lixiviados | 50 |
| 3.16.4 | Sistema de Tratamento de Lixiviados | 51 |
| 3.16.5 | Processos Físico-Químicos | 52 |
| 3.16.6 | Sistema Quimicamente Assistido (SQA)..... | 53 |
| 3.16.7 | Stripping de Amônia | 54 |
| 3.16.8 | Osmose Reversa..... | 55 |
| 3.16.9 | Precipitação Química | 56 |
| 3.17 | Processos Biológicos | 57 |

| | |
|--|------------|
| 3.18 Lagoas | 59 |
| 3.19 Lagoas Anaeróbias..... | 59 |
| 3.20 Lagoas Aeradas | 60 |
| 3.21 Lagoas Facultativas..... | 61 |
| 3.22 Lagoas de Polimento..... | 61 |
| 3.23 Reatores UASB | 62 |
| 3.24 Biofiltro Aerado..... | 63 |
| 3.25 Wetlands Construídas | 63 |
| 3.26 Processos Oxidativos | 66 |
| 3.27 Processos Oxidativos Avançados..... | 66 |
| 3.28 Adsorção | 67 |
| 3.29 Adsorção em Carvão Ativado | 68 |
| 3.30 Fitorremediação | 70 |
| 4. MATERIAIS E MÉTODOS..... | 73 |
| 4.1 Descrição do Aterro e do Sistema de Tratamento | 73 |
| 4.1.1 Localização do Aterro Sanitário | 73 |
| 4.1.2 Descrição do Aterro Sanitário de Rio Formoso..... | 73 |
| 4.1.3 Aspectos Fisiográficos..... | 76 |
| 4.2 Quantificação dos LRSU em Rio Formoso | 77 |
| 4.2.1 Determinação da Composição Gravimétrica..... | 77 |
| 4.4 Sistema de Tratamento Existente..... | 82 |
| 4.4.1 Determinação da Eficiência do Sistema de Tratamento..... | 85 |
| 4.5 Análise de Tratamento dos Dados..... | 92 |
| 4.5.1 Análise Estatística | 93 |
| 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES | 94 |
| 5.1 Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos..... | 94 |
| 5.2 Gravimetria..... | 109 |
| 5.3 Caracterização do Lixiviado..... | 118 |
| 5.4 Eficiências do Tratamento de Lixiviado..... | 129 |
| 6. ANÁLISES ESTATÍSTICAS..... | 142 |
| 7. CONCLUSÕES | 152 |
| 7.1 Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos..... | 152 |
| 7.2 Caracterização do Lixiviado..... | 152 |
| 7.3 Eficiência do Tratamento | 153 |
| 8. RECOMENDAÇÕES | 154 |
| REFERÊNCIAS..... | 155 |

| | |
|--|------------|
| ANEXO | 197 |
| ANEXO A - (Plantas do Sistema de Tratamento – Cenários Propostos) | 197 |

1. INTRODUÇÃO

O consumo desacelerado, bem como a geração de produtos não biodegradáveis, gera um aumento, cada vez maior, de resíduos sólidos urbanos associados ao descarte inadequado em lixões, resultando em graves impactos ao meio ambiente.

Nesse contexto, com o fortalecimento da criação da Lei Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, instituindo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que visa principalmente, diversas técnicas para destinação adequada, cita-se os aterros sanitários, muito utilizado no Brasil, principalmente por ser economicamente viável, ter um baixo custo, em relação a outras tecnologias e operacionalmente eficaz.

Porém, se não for bem gerido, pode ocasionar sérios problemas, sobretudo no âmbito da saúde pública, uma vez que, o processo de decomposição da matéria orgânica presente nos Resíduos Sólidos urbanos, produz o lixiviado, caracterizado pela elevada carga orgânica, bem como o alto potencial tóxico e corrosivo, que gera grandes impactos ambientais ao entrar em contato com o solo, ar e água superficial e subterrânea.

Caracterizado pela sua recalcitrância, devido à sua estrutura química complexa, o tratamento do lixiviado é visto como desafiador, necessitando assim, do emprego massivo de pesquisas como também de investimentos em tecnologias relacionadas a esta área do conhecimento, visto que houve, nos últimos anos, um enrijecimento das normas e padrões determinados por Entidades de regulação ambiental estaduais e federais.

Para ser ter uma eficiência ambiental no tratamento, é necessário, combinar diferentes métodos, como processos físico-químicos e biológicos, atendendo às legislações ambientais vigentes.

No processo biológico podemos enquadrar a Wetland, sistema utilizado para a remoção de metais pesados presentes em lixiviados de aterro e águas residuais que usam a fitorremediação para tratamento de líquidos poluídos. São tecnologicamente simples e de fácil operação, além de terem um baixo custo de construção e manutenção.

A falta de pesquisas e estudos sobre lixiviados podem levar ao inadequado dimensionamento de sistemas de tratamento, refletindo, em muitos casos, em

aplicações inapropriadas, por não considerarem, características intrínsecas da localidade, bem como limitações técnicas e operacionais.

Assim, o monitoramento dos sistemas de tratamento é imprescindível para a obtenção de efluentes de melhor qualidade ambiental da disponibilidade do efluente tratado, pois, com base nelas, é possível determinar quais medidas mitigadoras deverão ser tomadas para que se contornem as possíveis perdas e oscilações operacionais na eficiência no sistema de tratamento em função do lixiviado.

Diante do exposto, a presente pesquisa pretende avaliar as interferências e suas respectivas magnitudes na qualidade do efluente do sistema de tratamento já existente, bem como o estudo de outras tecnologias adotadas no tratamento do lixiviado, para o aterro sanitário do município de Rio Formoso – PE.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Diagnosticar e propor melhorias no Tratamento de Lixiviado, utilizando tecnologias simplificadas de forma a atender as legislações ambientais aplicáveis no Aterro Sanitário em Rio Formoso-PE.

2.2 Específicos

- Caracterizar os Resíduos Sólidos Urbanos e a qualidade do efluente gerado na Estação de Tratamento no Aterro Sanitário, localizado em Rio Formoso-PE atendendo as legislações ambientais vigentes;
- Avaliar a eficiência atual do sistema de tratamento existente e possíveis limitações, associadas a natureza da própria tecnologia utilizada;
- Sugerir alternativas tecnológicas simplificadas reconhecidas na literatura de forma a melhorar a qualidade do efluente atendendo as legislações ambientais.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A revisão da literatura conceitua todos os elementos que estão diretamente ligados aos lixiviados. Para abordar a caracterização de lixiviados, é necessário conhecer a principal fonte de sua geração e forma de disposição: os resíduos sólidos. Em seguida, pode-se determinar a direção para a escolha do processo de tratamento mais adequado aos lixiviados. Porém, apenas conhecer os resíduos sólidos, suas quantidades e características, não é suficiente. Dentre as várias formas possíveis, encontra-se uma das mais utilizadas em todo mundo: o aterro sanitário. Assim, conhecer as peculiaridades de aterros sanitários também é um dos requisitos para a concepção de sistemas eficientes de tratamento de lixiviados.

Por fim, deve-se conhecer o próprio efluente a ser tratado, suas características quantitativas e qualitativas, os processos desenvolvidos para o seu tratamento, as legislações específicas ao seu lançamento, eficiências dos sistemas aplicados, serão os principais aspectos avaliados.

3.1 Legislação Ambiental

No Brasil, a discussão sobre resíduos sólidos ganhou maior notoriedade a partir de 2010, com a institucionalização da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), pela Lei nº 12.305/2010 (BRASIL, 2010). Essa estabelece diretrizes gerais aplicáveis a todos os tipos de resíduos sólidos, salvo os radioativos, e cria modelo de gestão dos resíduos com oportunidades de desenvolvimentos econômicos e sociais, além de determinar o encerramento dos lixões em até quatro anos e de fixar dois anos para a conclusão dos Planos de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, a partir da sanção da lei (OLIVEIRA et al., 2016).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) é constituída por uma gestão integrada, que articula a dimensão socioambiental e econômica na atual administração dos resíduos sólidos (IPEA, 2013). Com isso, a sua implementação será um enorme desafio num país continental como o Brasil (BESEN et al., 2016).

A PNRS estabelece, em seu art. 8, item XIX, como um de seus instrumentos o incentivo à adoção de consórcios com base na Lei 11.107/2005 ou de outras formas de cooperação entre os entes federados para a gestão dos resíduos com vistas à elevação das escalas de aproveitamento e à redução dos custos envolvidos. A solução consiste

em agregar dois ou mais municípios em um arranjo mais amplo, melhorando, assim a eficiência econômica e ambiental, minimizando os problemas gerenciais geralmente ligados ao tamanho reduzido dos municípios.

Para os municípios integrantes de consórcios públicos, a Lei possibilita a elaboração de um único Plano Intermunicipal de Gestão de RSU, dispensando planos individualizados para cada município (MMA, 2016).

O lançamento de lixo em corpos d'água não é regido, por nenhuma legislação específica. Normalmente confere-se a ele tratamento similar ao dispensado a efluentes de origem industrial, sendo assim regulado por resoluções federais e estaduais.

No que se refere ao âmbito nacional, temos a Resolução Nº 430 de 13 de maio de 2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. A Resolução dispõe sobre: dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores, alterando parcialmente e complementando a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Já no âmbito estadual, temos as normas técnicas da Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH), Norma Técnica CPRH nº 2007, para padrão de lançamento de efluentes domésticos e industriais nos corpos de água receptores, Norma Técnica CPRH nº 2002 e Norma Técnica CPRH nº 2001 referentes ao controle da carga orgânica, a serem lançada nos corpos hídricos.

3.2 Resíduos Sólidos

Segundo a NBR – 10004 (ABNT, 2004), resíduos sólidos são “resíduos nos estados sólidos ou semi-sólidos, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos NBR-10004 (ABNT, 2004) adota a seguinte classificação:

- Resíduos Classe I – Perigosos – Aqueles que apresentam periculosidade ou umas das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade.

- Resíduos Classe II – Não-Perigosos – Esses são subdivididos em:

- Resíduos Classe II A – Aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos sólidos Classe I ou Classe II B, podendo apresentar propriedades, tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

- Resíduos Classe II B – Não apresentam constituinte algum solubilizado em concentração superior ao padrão de potabilidade de águas.

Dentre os marcos de proteção ao meio ambiente no Brasil, a Lei nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), foi a primeira exclusivamente dedicada ao tema e se destaca como uma das mais importantes para a gestão de resíduos sólidos (MAIA et al., 2014).

A PNRS incorpora novos conceitos e propõe ferramentas de gestão, como: Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos; responsabilidade compartilhada; Planos Integrados de Resíduos Sólidos; coleta seletiva; Sistemas de Logística Reversa; incentivo à criação e ao desenvolvimento de cooperativas de materiais reutilizáveis e recicláveis; e educação ambiental (MMA, 2015).

Existem muitos municípios que dispõem seus resíduos de forma inadequada pelo método tradicional conhecido como lixão. Estes ainda não possuem a implementação correta da Política Nacional dos Resíduos Sólidos (NASCIMENTO et al., 2017).

Ressalte-se também que o lixo urbano conta com grande parte de matéria orgânica, que entra rapidamente em decomposição ao ar livre, proliferando moscas, baratas, ratos, urubus, além de exalar mau cheiro (MORAES et al., 2015; PEIXOTO et al., 2018).

A composição dos resíduos tem uma contribuição cada vez maior de elementos sintéticos e poluentes, sendo muitas vezes fontes de compostos orgânicos voláteis (COV's), pesticidas, solventes e metais pesados o que representa um perigo crescente para os ecossistemas e para a saúde humana (GOUVEIA, 2012).

Conforme determinado na NBR 10.004 (ABNT, 2004), a classificação de resíduos envolve a identificação do processo ou atividade que lhes deu origem, de seus constituintes e características, e a comparação destes constituintes com listagens de resíduos e substâncias cujo impacto à saúde e ao meio ambiente é conhecido. Devido a heterogeneidade dos resíduos, existe diversas maneiras de classificá-los, a depender do enfoque de interesse (BARROS, 2012), no Quadro 01 abaixo, uma das formas que podemos classificar é com base na forma de operacionalização dos serviços de coleta.

Quadro 1 - Classificação dos Resíduos Sólidos segundo a Operacionalização dos Serviços de coleta.

| Tipo | Definição |
|-------------------|--|
| Domiciliar | Material constituído de diversos tipos de resíduos, normalmente precedentes de unidades de residenciais, comerciais, serviço em geral e atividades institucionais. São formados principalmente de matéria (biodegradável), mas também contêm substâncias recalcitrantes, como celulose de papéis. |
| Público | Resíduos provenientes das atividades de limpeza urbana (varrição e capina de vias e logradouros públicos, de mercados e feiras, resíduos provenientes dos cestos e lixeiras públicos, podas de árvores, etc). |
| Especial | Constituído por resíduos que normalmente não são recolhidos pelo serviço regular de coleta, em função de grande volume e/ou de apresentarem riscos de contaminação, requerendo cuidados especiais para acondicionamento e coleta, como é o caso daqueles oriundos de unidades de saúde e radioativos. Podem ser classificados em (pelo menos) 3 grandes: Resíduos contaminados ou resíduos de saúde e congêneres (provenientes de hospitais, laboratórios, farmácias, etc); Resíduos sólidos inertes (pneus e acessórios de veículos, resíduos volumosos, móveis, eletroeletrônicos, resíduos provenientes de construção, etc). Resíduos nocivos (resíduos radioativos, poluentes, corrosivos, agressivos, etc). |

Fonte: Barros (2012).

3.3 Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

Os Resíduos Sólidos, são originários de atividades comerciais, industriais e de serviços cuja responsabilidade pelo manejo não seja atribuída ao gerador pode, por decisão do poder público, ser considerado resíduo sólido urbano (SNIR, 2017). Na América Latina, a tendência é que a geração de lixo vai crescer fortemente até 2025 (DEUS et al., 2017).

A situação dos resíduos sólidos urbanos no Brasil, ainda é uma situação precária uma vez que no Panorama dos Resíduos Sólidos referente aos anos de 2018 e 2019 revelam que, em 2018, foram geradas no Brasil 79 milhões de toneladas, um aumento de pouco menos de 1% em relação ao ano anterior (ABRELPE, 2019). Desse montante, 92% (72,7 milhões) foram coletados. Por um lado, isso significa uma alta de 1,66% em comparação a 2017: ou seja, a coleta aumentou num ritmo um pouco maior que a geração. Por outro, evidencia que 6,3 milhões de toneladas de resíduos não foram recolhidas junto aos locais de geração (ABRELPE, 2019).

3.4 Geração de RSU X Geração Per Capita

Entre 2017 e 2018, a geração de RSU no Brasil aumentou quase 1% e chegou a 216.629 toneladas diárias (ABRELPE, 2019). Como a população também cresceu no período (0,40%), a geração per capita teve elevação um pouco menor (0,39%). Isso significa que, em média, cada brasileiro gerou pouco mais de 1 quilo de resíduo por dia (ABRELPE, 2019).

3.5 Coleta de RSU no Brasil

O volume coletado cresceu mais que a geração em relação ao ano de 2018, atingindo 199.311 toneladas por dia. Houve expansão em todas as regiões do Brasil, com exceção do Nordeste a única em que a população encolheu entre 2017 e 2018 (IBGE, 2018). No Nordeste foram coletados 43.763 t/d de resíduos sólidos. O índice de cobertura de coleta foi de 81,08% em 2018 (ABRELPE, 2019).

3.6 Geração de Resíduos Sólidos Urbanos em Pernambuco

Em Pernambuco foram gerados 6,4 milhões de toneladas de lixo no período de 02/08/14 a 18/11/19, equivalentes à um volume de 1.320 campos de futebol (845 ha) com 3,00 metros de altura (TCE-PE, 2019).

3.7 Caracterização de Resíduos Sólidos Urbanos

Resíduos sólidos urbanos (RSU) estão presentes em qualquer sociedade como resultado das atividades humanas, sendo constituídos por diversos componentes, tais como: materiais orgânicos, papel/papelão, metais, vidros e plásticos. Sua taxa de produção e sua composição física variam geograficamente, pois dependem do nível socioeconômico e cultural da população e das condições climáticas da região, além de sofrerem influências sazonais (AL-JARALLAH et al., 2014).

A composição dos resíduos também é modificada pelo crescimento econômico, com a elevação de resíduos ligados ao processo de industrialização, e pelo progresso tecnológico, ao inserir novos materiais no processo produtivo (MORATELLI, 2013).

A caracterização dos RSU é muito importante para fins de gerenciamento, porque permite estimar a quantidade de matéria potencialmente reciclável, a quantidade de matéria putrescível que deve ser encaminhada para tratamento e/ou disposição final, assim como a quantidade de rejeitos que deve ir para o aterro sanitário (MARRA, 2016).

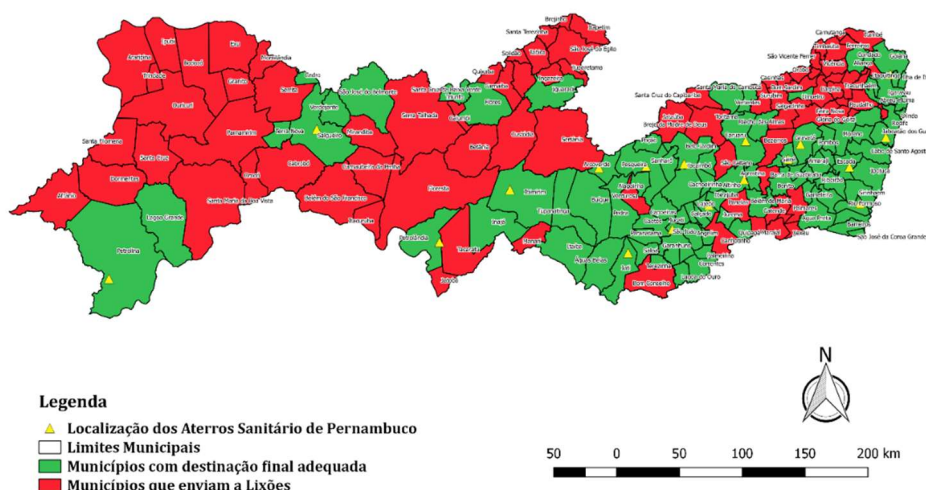
As características dos resíduos sólidos urbanos variam de município para município, entre os bairros, sendo função de diversos fatores como poder aquisitivo da população, atividade, hábitos da população, época do ano, clima, nível de educação, vão se modificando em função do número de habitantes. Podem ser resumidas em três grupos, a saber: características biológicas, físicas e químicas.

O que mais interfere no dimensionamento do sistema de coleta e disposição, considerando um eventual sistema de coleta seletiva e reciclagem são as características físicas por influenciar em vários aspectos como peso específico, massa e umidade dos resíduos sólidos urbanos. A característica biológica mais importante da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, é a quantidade de material orgânico que vai influenciar na sua biodegradação.

3.8 Destinação dos RSU no Brasil

Segundo dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), em 2018, a destinação adequada em aterros sanitários recebeu 59,5% dos resíduos sólidos urbanos coletados: 43,3 milhões de toneladas, um pequeno avanço em relação ao cenário do ano anterior. O restante (40,5%) foi despejado em locais inadequados por 3.001 municípios. Ou seja, 29,5 milhões de toneladas de RSU acabaram indo para lixões ou aterros controlados, que não contam com um conjunto de sistemas e medidas necessários para proteger a saúde das pessoas e o meio ambiente contra danos e degradações. Das 72,7 milhões de toneladas coletadas no Brasil em 2018, 59,5% tiveram disposição final adequada e foram encaminhadas para aterros sanitários – uma expansão de 2,4% em relação ao valor total do ano anterior. Porém, unidades inadequadas como lixões e aterros controlados ainda têm participação significativa (23% e 17,5%, respectivamente). Estão presentes em todas as regiões e recebem mais de 80 mil toneladas de resíduos por dia, com elevado potencial de poluição ambiental e impactos negativos à saúde (ABRELPE, 2018).

No Estado de Pernambuco, dos 184 municípios, 92 destinaram seus resíduos sólidos urbanos para aterros sanitários com operação regular (TCE/PE,2019), conforme mapa nº.1 para destinação final de RSU abaixo:



Fonte: CPRH (2019).

Os resíduos sólidos devem ser dispostos em locais especiais, nomeadamente, aterros sanitários ou células de armazenamento, onde o mesmo sofre degradação e transformação em uma grande variedade de subprodutos, enquanto deve ser controlado seu impacto na qualidade do solo e das águas superficiais e subterrâneas (CLARKE et al., 2015).

Segundo a NBR-8419/2010 (ABNT, 1992), aterro sanitário é uma “técnica de disposição de RSU no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos na menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se for necessário.

O aterro sanitário é o método mais utilizado para a deposição final e controlada de resíduos (OAKLEY et al., 2012). Tais empreendimentos são considerados uma técnica adequada para tratamento e disposição final dos resíduos sólidos (FREITAS, 2016). Estes ambientes, continuam sendo amplamente aceitos e usados, como método de baixo custo, para o descarte de resíduos (WALLACE et al. 2015).

O aterro sanitário é indispensável em sistemas integrados de gestão de RSU, uma vez que qualquer outro método de tratamento gerará rejeitos que não poderão ser reutilizados ou recuperados (SILVA,2015).

Os aterros sanitários municipais são muitas vezes construídos como células de armazenamento isolando o solo de resíduos sólidos que são cobertos por terra. Sob

esta condição, resíduos sólidos são bioquimicamente transformados em gases e lixiviados altamente tóxicos. Além disso, quando a água da chuva é percolada através de aterros sanitários, uma aceleração nos processos bioquímicos pode ocorrer com o aumento das quantidades de lixiviados de aterros sanitários (RICORDEL et al., 2014).

Nesta perspectiva, os gases gerados, como CO₂, CH₄ e H₂S, também podem contribuir para efeitos de aquecimento e poluição do ar, entretanto, o gás metano tem sido utilizado para gerar energia elétrica. A composição da fração orgânica dos RSU constitui o fator determinante para a viabilidade da compostagem e da biodigestão anaeróbia, ao passo que a composição da fração combustível (papel, papelão, plásticos e têxteis) determina a viabilidade da incineração em razão dos elevados valores do poder calorífico desses materiais (SILVA, 2015).

Segundo Moreira Júnior (2015), é necessário o desenvolvimento de métodos que facilitem o estudo dos fatores que interferem no processo de biodegradação com a finalidade de compreender as interações físico-químicas e biológicas que ocorrem em aterros de resíduos sólidos urbanos ao longo do tempo.

Apesar de os aterros sanitários serem uma forma adequada de destinação final para os resíduos sólidos, a quantidade de resíduos deveria ser diminuída, reciclando o que for possível, através do aumento da coleta seletiva. Para o Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos da Secretaria Especial do Desenvolvimento Urbano da Presidência da República/ Instituto Brasileiro da Administração Municipal (SEDU/IBAM), reciclagem é o nome que se dá "... à separação de materiais do lixo domiciliar, tais como papéis, plásticos, vidros e metais, com a finalidade de trazê-los de volta à indústria para serem beneficiados. Esses materiais serão novamente transformados em produtos comercializáveis no mercado de consumo. A reciclagem ideal é aquela proporcionada pela população que separa os resíduos recicláveis em casa, jogando no lixo apenas o material orgânico".

Segundo a PNRS, outra forma de dispor os resíduos sólidos urbanos seria para a compostagem e coleta seletiva. A unidade de triagem e compostagem (UTC) é uma técnica que deve preceder a etapa de disposição, uma vez que proporciona o reaproveitamento dos resíduos por meio da triagem dos materiais recicláveis e da compostagem da porção orgânica para geração de adubo orgânico (FELICORI et al., 2016).

A compostagem e a biodigestão (com ou sem conversão energética) são as tecnologias mais recomendadas mundialmente para a reciclagem dos resíduos orgânicos (ESA, 2014). A compostagem é definida como o processo de decomposição da matéria orgânica contida em restos de animais ou vegetais. Como resultado, é obtido um composto que, dependendo da composição, pode ser aplicado no solo para melhorar suas características sem provocar riscos ao meio ambiente.

A qualidade do composto está intimamente relacionada com a qualidade da matéria-prima de origem. Isso significa que a massa de resíduos sólidos urbanos que estiver contaminada vai produzir um composto com altos teores de metais pesados (SINDICIC, 2011).

Em países pertencentes à União Europeia, os resíduos sólidos urbanos são gerenciados através de aterros sanitários (33,6%), incineração (24,2%), reciclagem (27,4%) e compostagem e digestão anaeróbica (14,8%) (COLAZO, et al., 2015).

Uma forma de prevenir e reduzir a geração de compostos tóxicos no aterro sanitário é a prática da coleta seletiva de resíduos, a coleta e separação de materiais como plástico, papel, vidro, metais e lixo eletrônico reduz a entrada de resíduos no aterro, onde somente os materiais orgânicos ou não recicláveis devem ser dispostos de maneira correta (MAVAKALA et al., 2016).

No Brasil, para os resíduos já reconhecidamente valorados, como plástico, metal, vidro e papel, há o mínimo de sensibilização às questões ambientais, sociais e econômicas relacionadas, evidentemente muito aquém do necessário. Apesar disso, em 2015 observou-se retração no mercado de recicláveis no país em consequência da recessão econômica (ABRELPE, 2016).

Mesmo diante dos fatos, milhões de toneladas de resíduos orgânicos são descartadas diariamente de maneira inadequada ou que seguem para os aterros sanitários, quando poderiam ser aproveitados com a utilização de outras tecnologias.

Um outro conceito, que vem sendo utilizado é a economia circular que traz em seu modelo a possibilidade de reintroduzir os resíduos na cadeia produtiva de forma a reduzir a pressão sobre os recursos naturais (LEITÃO, 2015).

De acordo com Hoornweg e Bhada-Tata (2012) e o World Energy Council (2016), os resíduos orgânicos compreendem a maior parte dos RSD no mundo, com 46%, seguidos pelo papel, com 17%. No Brasil, a composição gravimétrica dos RSD mostra

que a presença de papel e papelão compreende 15%, perdendo apenas para a fração orgânica (52,6%) (LUZ et al., 2015).

3.9 Processos de Biodegradação de RSU em Aterros Sanitários.

Uma das etapas mais importantes do tratamento biológico de efluentes consiste na remoção e na biodegradação do material orgânico. A remoção da matéria orgânica é a finalidade maior dos processos de tratamento, em decorrência da magnitude do impacto causado pelos poluentes orgânicos nos sistemas hídricos (SANT'ANNA JÚNIOR, 2013).

Segundo Pohland & Harper (1985) os aterros possuem diversas fases de estabilização biológica, sendo a primeira fase a aeróbia, seguida pelas fases de transição, acidogênese, metanogênese e maturação. Essas fases podem ser visualizadas na figura nº 1 abaixo, sendo as fases I, II, III, IV e V, respectivamente. Em cada uma dessas fases, o lixiviado possui composições diferentes e os parâmetros de características do lixiviado mudam radicalmente conforme o aterro passa pelas diferentes fases de estabilização (BHATT et al., 2017).

A fase aeróbia (I) é a fase em que o lixo é pressionado pela camada de terra depositada no aterro sanitário, e há oxigênio em alguns espaços vazios que é rapidamente consumido pelas bactérias gerando gás carbônico e um aumento da temperatura. A maior parte do lixiviado formado nessa fase é proveniente da umidade existente no lixo (KJELDSEN et al., 2002).

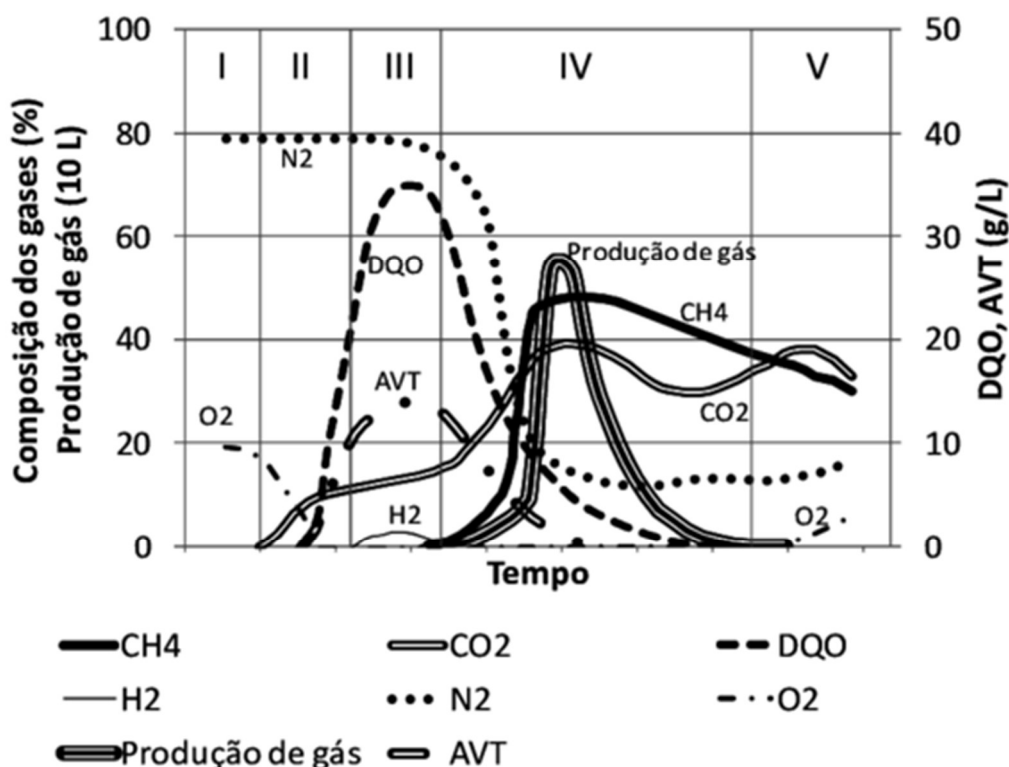
Essa fase tem curta duração já que o oxigênio consumido não é reabastecido. Segundo Pohland & Harper (1985), na fase de transição (II) ocorre estabilização microbiana da fase aeróbica para anaeróbica e ácidos graxos voláteis aparecem pela primeira vez. Já na fase acidogênica (III), ácidos graxos voláteis intermediários se tornam predominantes pela hidrólise e fermentação do lixo e constituem o lixiviado. Nutrientes, tais como nitrogênio e fósforo, são utilizados para o crescimento da biomassa bacteriana.

Na fase metanogênica (IV), produtos intermediários formados na fase III são convertidos a dióxido de carbono e a carga orgânica do lixiviado diminui devido ao aumento da produção de gases, também os ácidos graxos voláteis são degradados sob condições anaeróbicas e a degradação dos resíduos libera compostos orgânicos de alto peso molecular que reduzem o índice de biodegradabilidade (MANDAL et al., 2017). E, por fim, na fase de maturação (V), há uma diminuição da atividade biológica, os

nutrientes se tornam limitados, a produção de gases cessa, os materiais orgânicos mais resistentes aos microrganismos são convertidos lentamente. Como citado, há diversos processos que ocorrem com o tempo que interferem nas características do lixiviado, conforme encontra-se diferentes parâmetros para o lixiviado que são apresentados na tabela n°1 abaixo.

Para Silva (2016), em seus estudos, lixiviados considerados novos ou acidogênicos se apresentam na (Fase II) são caracterizados pela alta DBO₅(1000-57700mg/L), DQO (1500-71100mg/L), alta relação DBO₅/DQO = 0,8, além da presença de ácidos graxos voláteis, ferro, manganês, zinco, cálcio e magnésio. Nas fases III e IV, temos um lixiviado metanogênico, pH intermediário entre até 7,5. Já um lixiviado antigo apresenta valor de pH >7,5, baixa relação DBO₅/DQO, o que sugere um lixiviado com baixas concentrações de ácidos graxos e altas concentrações de ácidos húmicos e fúlvicos, baixas concentrações de metais no caso encontra-se na Fase V (maturação), conforme tabela n°1.

Figura 1 – Fases do Aterro



Fonte: Adaptado de Pohland & Harper (1985)

Tabela 1 – Principais parâmetros característicos do processo degradativo dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários e seus respectivos valores.

| Parâmetros | Fase I | Fase II | Fases III e IV | Fase V |
|-------------------------------|-----------|------------|----------------|-----------|
| DQO (mg/L) | 480-18000 | 1500-71100 | 580-9760 | 31-900 |
| DBO (mg/L) | 100-10900 | 1000-57700 | 600-3400 | 4-120 |
| DBO/DQO | 0,23-0,87 | 0,40-0,80 | 0,17-0,64 | 0,02-0,13 |
| pH | 6,7 | 4,7-7,7 | 6,3-8,8 | 7,1-8,8 |
| N-NH₃(mg/L) | 120-125 | 2-1030 | 6-430 | 6-430 |
| ST (mg/L) | 2050-2450 | 4120-55300 | 2090-6410 | 1460-4640 |

Fonte: (Adaptado de Silva, 2016).

3.10 Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Biológica de Oxigênio(DBO)

A Demanda Química de Oxigênio(DQO) e a Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) são usadas para quantificar indiretamente a matéria orgânica com a finalidade de estipular o potencial grau de contaminação de um efluente a ser lançado em um corpo hídrico. Representam, respectivamente a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar quimicamente e biologicamente a matéria orgânica. Nesse âmbito, esses parâmetros expressam não só a capacidade de contaminação que o lixiviado pode ocasionar, como também indicar em que fase de degradação os aterros se encontram, por meio de sua relação. Para um mesmo efluente a relação DBO/DQO pode dizer muito se a oxidação biológica será efetiva na remoção da carga orgânica. A razão DBO/DQO é indicativo sobre os tipos de tratamento que serão efetivos na destruição da carga orgânica. Para um dado efluente, se a relação DBO/DQO <2,5, o mesmo é facilmente biodegradável (JARDIM, et al., 2004). Se a relação $0,5 < \text{DBO/DQO} > 2,5$ este efluente irá exigir cuidados na escolha do processo biológico para que se tenha uma remoção desejável de carga orgânica, e se $\text{DBO/DQO} > 5$, então o processo biológico tem pouca chance de sucesso (JARDIM, et al., 2004). O uso da DBO tem como principais vantagens citadas por Von Sperling (2005): a determinação da quantidade de matéria orgânica biodegradável, quanto mais próxima o valor de DBO chegar da DQO, mais facilmente degradável será o sistema (PIVELI, 2006).

Class e Maia (1994), relatam que uma boa estimativa da biodegradabilidade de um efluente é o fator de biodegradabilidade, expresso pela equação abaixo:

$$fb = \text{DBO}_5 / 0,65 \times \text{DQO}$$

onde: fb – fator de biodegradabilidade DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L) DQO – Demanda Química de Oxigênio (mg/L)

A constante 0,65 é adotada para efluentes primários industriais. O fator de biodegradabilidade varia de 0 a 1 e tanto mais biodegradável será o efluente quanto mais próximo de 1 se situar o fb. De acordo com o fb, os efluentes podem ser classificados quanto a biotratabilidade da seguinte forma: Superior a 0,90 – ótima biotratabilidade; Entre 0,80 e 0,90 – muito boa; Entre 0,70 e 0,80 – boa; Entre 0,60 e 0,70 – regular; Entre 0,40 e 0,60 – fraca a regular; Entre 0,20 e 0,40 – muito fraca; Abaixo de 0,20 – praticamente não biodegradável.

3.11 Sólidos Dissolvidos (SD)

São sólidos que contribuem para a contaminação do efluente e são todas as cargas existentes, menos os gases. Podem ser classificados pelas características químicas que são os orgânicos (voláteis) e inorgânicos (não voláteis). São também diferenciados pelo seu tamanho e estado. Os sólidos coloidais (tem seu diâmetro entre $10^{-3}\mu\text{m}$ a $100\ \mu\text{m}$), sólidos suspensos (tem seu diâmetro $>100\ \mu\text{m}$) e os sólidos dissolvidos (tem seu diâmetro $<100\ \mu\text{m}$) (VON SPERLLING, 2005).

No controle operacional de sistemas de tratamento de lixiviados, algumas frações de sólidos assumem grande importância. A quantidade total de sólidos dissolvidos é um reflexo da mineralização que ocorre no lixiviado, a qual pode causar mudanças em suas características físicas e químicas, tais como aumento na salinidade e toxicidade (UMAR et al., 2010).

Conforme Madsen et al. (2001), a quantidade de SST interfere no crescimento da flora aquática, provocando a redução da transparência da água, também se constitui como papel fundamental na determinação de materiais diferentes, incluindo contaminantes e poluentes que são aglomerados a esses sólidos e suspensos (GIARDINO et al., 2017).

A quantidade total de sólidos dissolvidos é um reflexo da mineralização que ocorre no lixiviado, a qual pode causar mudanças em suas características físicas e químicas, tais como aumento na salinidade e toxicidade (UMAR et al., 2010).

3.12 Cor

De acordo com a APHA (1995) na água, a cor pode resultar da presença natural de íons metálicos (ferro e manganês), húmus, turfas, plâncton e resíduos industriais.

De acordo com Von Sperling (2005) a cor está associada à presença de sólidos dissolvidos, podendo estar relacionada com a presença de matéria orgânica e substâncias húmicas que promovem cor ao efluente. A cor é extremamente dependente

do pH, invariavelmente aumenta quando ocorre o aumento do pH. A cor verdadeira ou cor da água, é definida quando a turbidez não foi removida, inclui não somente a cor (devido a substâncias dissolvidas) mas também a presença de sólidos suspensos (APHA, 1995).

3.13 Turbidez

A turbidez representa o grau de interferência com a passagem de luz através da água, conferindo uma aparência turva a mesma, devido à presença de sólidos em suspensão (VON SPERLING, 2005). A turbidez pode inferir sobre a contaminação, e até mesmo sobre a influência de lixiviados nas águas, sugerindo a poluição das águas subterrâneas por matéria orgânica, inorgânica e sedimentos oriundos da erosão (MEP, 2002). Este parâmetro pode estar relacionado com a presença de coliformes no lixiviado do aterro sanitário. ou seja, está relacionada com a quantidade de material como argila, limo, matéria mineral inorgânica e orgânica, algas, compostos orgânicos coloridos solúveis e outros organismos microscópicos presentes na água, que pode ser causada pela mistura de águas residuais ajudando no crescimento de micro-organismos devido à disponibilidade de condições favoráveis pode representar uma preocupação com a saúde (SAMANTARA et al., 2017). A intensidade com que a radiação é assimilada dependerá, em grande parte, de certas características do meio, tais como: concentração de material particulado, espessura da camada líquida percorrida, temperatura (BILOTTA, 2006).

3.14 Toxicidade

A toxicidade é um parâmetro de extrema importância na avaliação da eficiência de processos de tratamento, visto que nem sempre acompanha o padrão de remoção dos parâmetros físico-químicos tradicionais (PARVEZ et. al, 2006). Para estimar o grau de impacto que um determinado efluente pode causar no corpo receptor, realizam-se testes de toxicidade/ecotoxicológicos, cujo objetivo é simular em laboratório os efeitos que poderiam ser observados no corpo receptor após o lançamento de efluente. Estes ensaios podem avaliar efeitos letais ou subletais. (ZAGATTO et. al, 2008). Os testes de toxicidade aguda avaliam uma resposta severa e rápida dos organismos a um estímulo que se manifesta, em geral, em um intervalo de 0 a 96 h (JACOB, 2014).

Os efeitos tóxicos medidos em testes de toxicidade aguda incluem letalidade, estado de imobilidade, alterações metabólicas, entre outros (COSTA et al., 2008).

Um lixiviado proveniente de disposição de resíduos sólidos é composto de uma gama de constituintes que podem apresentar um risco potencial, quando liberados no meio ambiente, por serem potencialmente tóxicos e resistentes à degradação no meio ambiente (ZOLFAGHARI et al., 2016; BACCOT et al., 2017).

A recalcitrância de lixiviados decorrente de aterros estabilizados se dá, principalmente, por substâncias químicas que não podem ser degradadas ou transformadas pelos microrganismos presentes nos aterros, conferindo uma maior toxicidade aos lixiviados (KANG et al., 2000).

A toxicidade pode ser atribuída à presença de grande variedade de compostos persistentes, metais potencialmente tóxicos, presença de grandes concentrações de amônia e elevada alcalinidade (SILVA et al., 2004).

3.15 Fatores Ambientais na Biodegradação dos RSU

3.15.1 Temperatura

A temperatura é um fator que influencia em vários processos que ocorrem nos corpos d'água, como a cinética das reações químicas, atividade microbiológica e características físicas do meio (PEREIRA, 2004).

Campos (1999) afirma que os principais efeitos da temperatura são alterações na velocidade do metabolismo das bactérias, no equilíbrio iônico e na solubilidade dos substratos, principalmente dos lipídios. Os valores ótimos de temperatura variam para condições mesofílicas entre 20 a 40°C e para condições termofílicas entre 45 e 70°C.

Em geral, à medida que a temperatura aumenta, de 0 a 30°C, a viscosidade, tensão superficial, compressibilidade, calor específico, constante de ionização e calor latente de vaporização diminuem, enquanto a condutividade térmica e a pressão de vapor aumentam as solubilidades com a elevação da temperatura (VON SPERLING, 2005).

3.15.2 pH

O potencial hidrogeniônico representa a concentração de íons hidrogênio H⁺ (em escala antilogarítmica), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água (VON SPERLING, 2005). Esse é um parâmetro essencial a ser

monitorado, visto que seu controle influencia diretamente nos mecanismos de reação que ocorrem na massa de lixiviado.

Sendo assim o pH é muito importante para o equilíbrio químico das reações, podendo acelerar ou retardar as mesmas (PIVELI, 2006). O controle do pH é importante para evitar uma possível inibição das bactérias metanogênicas. As bactérias metanogênicas têm uma taxa de crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,8 e 7,5. A taxa de metanogênese diminui rapidamente quando valores de pH são inferiores a 6,3 ou superiores a 7,8 (VAN HAANDEL, 1994).

Nos tratamentos biológicos de águas residuárias, Piveli (2006) diz que a condição de pH influi decisivamente na formação de um biofilme (microrganismos) mais diversificado e que quanto mais neutro (pH=7) o efluente, mais estável vai ser o tratamento. O valor de pH dos efluentes na resolução n° 430/2011 do CONAMA deve estar dentro da faixa de 5 – 9.

3.15.3 Nutrientes

O lixiviado proveniente de aterros sanitários apresenta alta variabilidade composicional, destacando-se a presença de nutrientes importantes para a agricultura, como o nitrogênio, fósforo, potássio e alguns micronutrientes, além de matéria orgânica, atribuindo-lhe elevado potencial para aproveitamento agrícola (MATOS et al., 2013).

Os microrganismos são os principais agentes nos processos de degradação e reciclagem de nutrientes. A incapacidade desses microrganismos em degradar ou transformar essas substâncias é o indício de sua recalcitrância ou persistência no meio ambiente. No lixiviado, é comum associar a sua recalcitrância à presença de compostos de elevada massa molecular com estruturas muito complexas como, por exemplo, as substâncias húmicas.

As substâncias húmicas constituem uma importante fração do material orgânico dissolvido nas águas naturais. São definidas como macromoléculas poli- funcionais que alteram com frequência as suas conformações em função das interações que ocorrem entre os grupos funcionais presentes na sua estrutura. Essas substâncias possuem estruturas complexas e heterogêneas, compostas de carbono, oxigênio, hidrogênio e algumas vezes pequenas quantidades de nitrogênio, fósforo e enxofre.

Conforme Oliveira et al. (2010), o íon nitrato é um dos nutrientes limitantes da vida aquática, podendo indicar a possibilidade de eutrofização do corpo hídrico, proliferação

excessiva de algas ou vegetação aquática, cuja decomposição leva ao aumento da demanda bioquímica de oxigênio e à consequente deterioração da qualidade do corpo d'água.

Para a nutrição microbiana, os nutrientes podem ser classificados com macro e micronutrientes, na primeira categoria encontram-se o Nitrogênio(N), Fósforo(P), Carbono(C), Enxofre (S), Oxigênio(O), Hidrogênio(H), Potássio (K), Magnésio(Mg), Sódio (Na), Cálcio(Ca) e Ferro (Fe). Enquanto que na segunda categoria estão os chamados elementos traços, considerados necessários para as atividades das arqueas metanogênicas tais como: Cromo(Cr), Cobalto(Co), Cobre(Cu), Manganês(Mn), Níquel(Ni), Selênio(Se), W, V e Zinco (Zn) (SANT'ANNA Jr, 2013).

O nitrogênio (N) e o fósforo(P) são macronutrientes indispensáveis para o crescimento dos microorganismos responsáveis pelo tratamento de efluentes. No esgoto doméstico bruto, o nitrogênio pode ser encontrado sob a forma de nitrogênio orgânico (grupamento das aminas) e amônia (principalmente origem na uréia).

Em relação ao fósforo o mesmo, apresenta-se como fosfatos na forma inorgânica (detergentes e produtos químicos domésticos) e na forma orgânica (origem fisiológica) (VON SPERLING,2009).

Segundo MetCalf & Eddy(2016), durante a fase de partida do reator a relação DQO:N:P recomendada é de 300:5:1, enquanto uma relação 600:5:1 pode ser mantida durante a operação em regime estacionário.

Em sistemas anaeróbios o nitrogênio total desempenha funções relevantes pois o nitrogênio amoniacal além de servir de nutrientes para o crescimento microbiano também fornece a alcalinidade para o processo de digestão anaeróbia, garantindo o tamponamento do meio. Por outro lado, uma elevada concentração de nitrogênio amoniacal pode inibir a metanogênese resultando num acúmulo de ácidos graxos voláteis e baixa produção de metano (ZHU,2016).

3.15.4 Alcalinidade

A alcalinidade está relacionada à presença de hidróxidos, carbonatos e íons de bicarbonato na água e é tipicamente alta em lixiviados de aterro devido a processos como decomposição bioquímica e dissolução de íons (MAHAPATRA et al., 2011). Nos lixiviados, o dióxido de carbono dissolvido no meio aquoso, a amônia e os fosfatos são os maiores contribuintes para alcalinidade do meio (ARRUDA et al, 1995).

Segundo Kjeldesen et al. , (2002) a alta concentração de alcalinidade é também citada como contribuintes da toxicidade do lixiviado, assim como a presença de compostos orgânicos recalcitrantes mesmo em pequenas concentrações (THOMAS et al., 2009). Os modernos sistemas de tratamento de efluente não são capazes de eliminar por completo a ação de determinadas substâncias xenobióticas, inibidoras ou genotóxicas, as quais podem permanecer causando impactos sobre a biota aquática (GOTVAJN et al., 2009).

AZIZ et. al. (2010) avaliam que a existência de uma quantidade elevada de $\text{NH}_4\text{-N}$ em lixiviados é um dos problemas mais importantes rotineiramente enfrentados pelos operadores de aterro.

A concentração de nitrogênio amoniacal é um importante parâmetro de classificação das águas naturais e é normalmente utilizado na constituição de índices de qualidade das águas (CETESB, 2009).

Este composto pode estar presente naturalmente em águas 115 superficiais ou subterrâneas, mas usualmente com baixas concentrações devido à sua fácil adsorção por partículas do solo ou à oxidação a nitrito e nitrato (ALABURDA et. al, 1998). Entretanto, a ocorrência de concentrações elevadas pode ser resultante de fontes de poluição próximas (ALABURDA et. al, 1998).

O nitrogênio na forma amoniacal é um dos contaminantes encontrados em altas concentrações nos lixiviados de aterros sanitários, principalmente na fase final de estabilização do aterro, onde ocorre a hidrólise das cadeias polipeptídicas (CAMARGO, 2012). Além disso, a concentração de amônia também está relacionada com a presença de elementos da concentração de salinidade, tais como potássio e sódio (OSADA, 2011).

3.15.5 Ácidos Graxos Voláteis (AGV)

A acidogênese é um processo que se inicia a partir do momento que os produtos da hidrólise, encontram-se disponíveis no sistema, durante esse processo, esses produtos serão consumidos por microorganismos acidogênicos produzindo os ácidos graxos voláteis. A hidrólise, é a primeira etapa da digestão anaeróbia, é realizada através da ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. Consiste na quebra de matéria orgânica complexa (carboidratos, proteínas e lipídeos) em materiais solúveis mais simples (açúcares, aminoácidos e ácidos graxos de cadeia longa), que possam ser assimilados pelos microrganismos (FARIA, 2012). Segundo

Monnet (2003), essa etapa de degradação anaeróbia pode ser acelerada por meio da adição de compostos químicos, proporcionando um maior rendimento na produção de metano. Entre os gêneros de bactérias hidrolíticas que se destacam na digestão anaeróbia pode-se citar: - Clostridium, Micrococcus e Staphylococcus: gêneros produtores de lipases para degradação de lipídeos à ácidos graxos; - Bacteroides, Butyvirio, Clostridium, Fusobacterium, Selenomonas, Streptococcus, Proteus, Peptococcus e Bacillus: gêneros produtores de proteases para degradação de proteínas à aminoácidos; Clostridium, Staphylococcus, Acetivirio, Eubacterium: gêneros produtores de amilases para degradação de polissacarídeos à açúcares menores (ANDERSON, 2003). Na acidogênese, os compostos provenientes da etapa anterior são absorvidos e metabolizados pelas bactérias fermentativas acidogênicas, as quais excretam substâncias simples, como ácidos graxos voláteis de cadeia curta, alcoóis, ácido láctico, compostos minerais (CO_2 , H_2 , NH_3 , H_2S , entre outros), além de novas células bacterianas (BOHRZ, 2010).

A proporção da variedade de tipos de bactérias acidogênicas envolvidas na cadeia da digestão anaeróbia estão diretamente ligadas com o tipo de composição do substrato orgânico em processo de digestão (ALVES, 1988).

Segundo Aires (2013), no início do processo de degradação da fração orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos em aterros, há uma tendência dos Ácidos Graxos Voláteis (AGV) se acumularem no interior da massa de resíduos, devido à ação de bactérias hidrolíticas fermentativas degradarem os resíduos orgânicos de fácil degradação. Com o passar do tempo, os ácidos produzidos inicialmente são convertidos em gases, como metano e dióxido de carbono, por um grupo de microrganismos, denominados de arqueas, que se instalam na massa de resíduos aterrada numa taxa de crescimento menor que as fermentativas (RIBEIRO et al.,2016).

Sendo assim, a acumulação de Ácidos Graxos Voláteis(AGV) no decorrer do processo de biodegradação dos RSU leva à redução do pH (AKUZAWA et al., 2011) e, com isso, as atividades metanogênicas no interior do aterro podem ser inibidas (YE et al., 2013). Além disso, com a diminuição do pH, a maioria dos metais tóxicos se solubilizam com facilidade, elevando, dessa forma, o potencial de toxidez no lixiviado, enquanto que a toxicidade devido a amônia tende a reduzir, isso porque, em pH ácido predomina a forma iônica ou não tóxica do Nitrogênio Amoniacal Total (CAMPOS et al.,2010).Os Ácidos Graxos Voláteis (AGV) é um dos principais contribuintes da DQO em lixiviados (BUDI et al.,2016).

A composição dos lixiviados é muito variada e complexa, já que pode conter ácidos graxos, nutrientes, metais, poluentes orgânicos tóxicos persistentes (CASTILHOS JR, 2006). Em países da América Latina, como o Brasil, a composição dos Resíduos Sólidos Urbanos é, em sua maioria, matéria orgânica facilmente biodegradável, a qual conta com um alto conteúdo de umidade, o que permite rápida degradação nos aterros RSU, produzindo concentrações altas de ácidos graxos voláteis e de nitrogênio amoniacal, produtos da fermentação inicial (mais altas que as registradas para os lixiviados de países desenvolvidos ao mesmo tempo, esses ácidos se dissolvem facilmente e baixam o pH, o qual auxilia na solubilização dos metais presentes no aterro (CASTILHOS JR, 2006).

Estudos realizados por Kjeldsen (et al. 2002) demonstram que quando em fase jovem, a composição química do lixiviado é constituída basicamente por substâncias de baixa massa molar ($MM < 120 \text{g/mol}$) principalmente na forma de ácidos graxos voláteis, passíveis de degradação por tratamentos biológicos convencionais, especialmente sistemas aeróbios e anaeróbios.

A acumulação de Ácidos Graxos Voláteis (AGV) contribui para o consumo de alcalinidade, decréscimo de pH, afeta o crescimento e inibe a atividade de microrganismos metanogênicos podendo levar a falha do processo (OLIVEIRA, 2015).

No processo de digestão anaeróbia, a alcalinidade é gerada a partir da amonificação ou remoção dos Ácidos Graxos Voláteis (AGV), o que garante a manutenção de valores altos de pH e a estabilidade do processo (VAN HAANDEL, 1994).

Uma das melhores formas de se avaliar a tratabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários seria através de medidas de parâmetros que são afetados pelo tratamento anaeróbio, como é o caso do consumo de Ácidos Voláteis Totais (AVT)/DQO (CORRÊA, 2012). Contrera (2008), avaliou no estudo da biodegradabilidade anaeróbia de um lixiviado que contém AVT de 524 mg/L e DQO total inicial de 4025 mg/L que em relações de AVT/DQO_{total} inferiores a 0,25 o lixiviado teve baixa biodegradabilidade anaeróbia. Para valores de relação AVT/DQO_{total} entre 0,25 e 0,40 o lixiviado obteve uma moderada biodegradabilidade e elevada para valores de relações AVT/DQO total acima de 0,40.

3.15.6 Metais

Os metais potencialmente tóxicos se referem a um grupo de metais que não são benéficos às plantas e animais como Arsênio(Ar), Cádmio(Cd), Mercúrio(Hg), Chumbo(Pb), Plutônio(Pu), Antimônio (Sb), Titânio(Ti) e Urânio(U) (ALLOWAY et al., 1996). Esses micronutrientes, sob concentrações elevadas, podem se tornar tóxicos, tais como cobre, zinco, manganês, ferro, essenciais as plantas; cobalto, cromo, selênio e iodo essenciais aos animais; boro, molibdênio e níquel, essenciais as plantas (ALLOWAY et al. ,1996).

Alguns metais pesados, como Níquel (Ni), Cobre (Cu), Zinco (Zn), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), e Cromo (Cr) estão presentes em vários tipos de resíduos dispostos em aterros sanitários como: lâmpadas, pilhas, baterias, restos de tintas, latas, eletrodomésticos, eletrônicos, cigarros e combustíveis (XIAOLI et al., 2007).

A concentração de metais como Ferro (Fe), Manganês (Mn), Zinco (Zn), Cobre (Cu), Chumbo (Pb) e Cádmio (Cd) pode ser elevada em aterros jovens devido ao ambiente ácido permitindo a solubilização de íons metálicos, o que com o passar do tempo, como o pH tende a aumentar, essas concentrações tendem a diminuir (GOMES, 2009).

Kemerich et al (2014) afirmam que a origem de elementos traços no solo e lixiviado de aterros sanitários são decorrentes principalmente da disposição inadequada de resíduos eletrônicos e que os metais zinco e manganês constituem 48% em massa da composição média das pilhas zinco-carbono.

De acordo com Kjeldsein et al. (2002) são presentes os poluentes nos lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos como os metais pesados como o cádmio (Cd^{2+}), cromo (Cr^{3+}), cobre (Cu^{2+}), chumbo (Pb^{2+}), níquel (Ni^{2+}) e zinco (Zn^{2+}) e macrocomponentes inorgânicos como o cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+), potássio, de amônio (K^+), (NH_4^+), Ferro (Fe^{2+}), manganês (Mn^{2+}), cloreto (Cl), sulfato (SO_4^{2-}) e hidrogênio carbonato (HCO_3^-). Os metais pesados nos lixiviados são predominantemente distribuídos nas frações dissolvidas e coloidais, enquanto as suas concentrações em frações particuladas são baixas, e frequentemente indetectáveis (Wu et al., 2011). O SO_4^{2-} , o Ca^{2+} e o Mg^{2+} , são espécies iônicas que contribuem para a concentração total de sólidos dissolvidos na água percolada (JANG et al., 2001).

Nas tabelas abaixo nº 02 e 03, apresentam-se os dados sobre os metais pesados em lixiviados de aterros sanitários de diversos países e a composição de metais em lixiviados.

Tabela nº 02- Concentrações de metais pesados identificados em lixiviados de aterros sanitário de diversos países.

| Origem | Zn (g/L) | Mn (g/L) | Ni (g/L) | Cr (g/L) | Cu (g/L) | Pb (g/L) | Cd (g/L) | Referência |
|------------|-----------|----------|----------|-----------|-----------|-----------|----------|-------------------------|
| Holanda | 26 | 0 | 0,43 | 0,32 | 0,3 | 0,12 | 0,02 | Bekker e Kaspers (1981) |
| Espanha | 0,53-1,40 | 4,8-7,6 | 0,3-0,5 | 0,13-0,57 | 0,08-0,19 | 0,05-0,45 | 0 | Contreras et. al (1981) |
| Inglaterra | 0,37 | 2,15 | 0,09 | 0,04 | 0,03 | 0,14 | 0,01 | Robinson e Maris (1985) |
| Brasil | 6,3-10,4 | 2,4-15,2 | 0 | 0,41-0,75 | 0,14-0,29 | 0,58-0,68 | 0,06 | Veit et al (1983) |
| Portugal | 1,92 | 0 | 0,12 | 0,68 | 0,681 | 0,37 | 0,035 | Russo (1999) |
| USA | 0,0-370 | 0,1-125 | 0 | 0 | 0,0-1,0 | 0,1-2 | 0,0-0,05 | Gould e Ramsey (1983) |

Fonte: Adaptado de Russo et al. (2000); Adaptado de Santos (2003).

Tabela nº 03 - Concentrações de metais na composição de lixiviados de aterros sanitários em diversos países.

| Idade | Local | Mn (mg/L) | Cu (mg /L) | Al (mg/L) | Fe (mg /L) |
|---------------|---------------|---------------|--------------|------------|------------|
| Novo | Itália | 0,04 | 0 | 0 | 2,7 |
| Intermediário | Canadá | 0,028 - 1,541 | 0 | <0,02-0,92 | 1,28 – 4,9 |
| Intermediário | Hong Kong | 0,182 | 0,12 | 0 | 3,811 |
| Intermediário | Coreia do Sul | 16,4 | 0,78 | 0 | 76 |
| Intermediário | Espanha | 0,17 | 0,26 | 0 | 7,45 |
| Velho | Brasil | 0,2 | 0,08 | <1 | 5,5 |
| Velho | França | 0,13 | 0,005 – 0,04 | 2 | 26 |
| Velho | Malásia | 15,5 | 0 | 0 | 4,1-19,5 |
| Velho | Coreia do Sul | 0,298 | 0,031 | 0 | 0 |

Fonte: Adaptado de RENOUE et al. (2008)

3.16 Lixiviados de Aterro Sanitário

3.16.1 Características Gerais

Os lixiviados dos aterros, são o resultado da decomposição da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos, associados à percolação das águas pluviais no aterro sanitário com altas concentrações de compostos recalcitrantes e nitrogênio amoniacal (ABNT, 1985). Se originam da interação entre a umidade e os resíduos compactados nas células do aterro (KIRMIZAKS et al., 2014).

Apresentam elevadas concentrações de matéria orgânica recalcitrante (acima de 2000 mg/L de DQO e relação DBO/DQO menores que 0,05) e nitrogênio amoniacal (acima de 1000 mg/L) e são tratados com a combinação de técnicas físico-químicas (coagulação/floculação) e biológicas (CAMPOS, 2013).

Os compostos orgânicos presentes em lixiviado podem ser transportados para as águas subterrâneas e superficiais e, devido a sua difícil remoção por tratamentos convencionais como coagulação, floculação, sedimentação e filtração, podem ser encontrados em água destinada ao consumo humano (TURKI, 2013).

Por ser um efluente de difícil tratamento e composição complexa, geralmente para se obter resultados que atendam aos limites ambientais de despejo, são necessários processos de tratamento, cada um deles atuando sobre um ou mais componentes (LOPES et al., 2015).

Nas últimas décadas, a remoção de uma grande variedade de compostos orgânicos e inorgânicos dos lixiviados tem sido um grande desafio ambiental, sendo muitos deles, bem como seus efeitos toxicológicos, ainda não identificados (RIGOBELLO et al., 2015).

Métodos baseados em processos biológicos são amplamente utilizados para tratamento de lixiviados por serem considerados um tratamento simples, sem impactos ambientais e com baixo custo (YONG et al., 2018).

Normalmente, elevados valores de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), concentração de nitrogênio amoniacal, toxicidade e recalcitrância, são apresentados dificultando o tratamento por processos biológicos, principalmente no caso de aterros antigos (AMOR et al., 2015; ZHANG et al., 2017).

No entanto, devido à variabilidade na composição, alta quantidade de substâncias tóxicas e a presença de compostos orgânicos refratários em lixiviados, em plantas de tratamento ocorre uma perda gradual na eficiência de tratamentos biológicos convencionais ao longo do tempo, o que leva à busca de outros métodos alternativos (FERNANDES et al., 2015).

A avaliação de parâmetros físico-químicos em lixiviados resultantes da biodegradação de RSU em aterros, tem se tornado frequente, principalmente, porque tais parâmetros indicam os fenômenos de degradação que ocorrem no interior das células de resíduos e, com base na análise desses parâmetros no lixiviado, podem ser associadas as fases da digestão anaeróbia dos RSU e se ter um prévio conhecimento dos componentes tóxicos que constituem esse líquido (RIBEIRO et al., 2016).

Segundo Kawahigashi et al. (2014), quando sistemas de tratamento baseados em processos biológicos e físico-químicos convencionais ainda não são capazes de remover a demanda química de oxigênio e outros poluentes é necessário investigar técnicas ou processos alternativos e complementares para o pós-tratamento de tais lixiviados para que não causem impactos negativos ao meio ambiente.

Desta forma, um sistema alternativo de tratamento capaz de resistir a toxicidade e a variação na composição é necessário para resolver o problema (MANDAL et al., 2017).

Assim, é necessário o emprego de tratamentos prévios para reduzir os altos níveis de DQO, nitrogênio amoniacal, toxicidade e aumentar a relação DBO_5/DQO , entre outros (MOREIRA et al., 2016; ZHOU et al., 2016), para um posterior tratamento biológico.

3.16.2 Impactos Ambientais na Disposição de Lixiviados

O lixiviado de aterro geralmente contém alta quantidade de matéria orgânica, metais pesados, cloretos orgânicos e sais inorgânicos (ZHANG et al., 2016). É de notório saber, que os principais compostos tóxicos presentes no lixiviado, e mais preocupantes do ponto de vista ambiental, são os metais pesados e o nitrogênio amoniacal total na forma de amônia gasosa ou livre (NH_3) (SILVA et al., 2015).

Os resíduos são bioquimicamente transformados em gases e lixiviados altamente tóxicos. Além disso, quando a água da chuva é percolada através de aterros sanitários, é possível uma aceleração nos processos bioquímicos, o que pode aumentar as quantidades de lixiviados e gases (RICORDEL et al., 2014).

A quantidade de metano resultante deste processo depende principalmente da quantidade de resíduos, teor de umidade e temperatura. (EPA, 2010). Esse biogás pode ser usado após purificação em motores, turbinas a gás, células de combustível, caldeiras, aquecedores industriais, outros processos ou para a fabricação de produtos químicos (DEMIRABAS, 2011).

Além da emissão dos gases, podem interferir na qualidade do ar, na medida que não existe monitoramento. Estes odores podem tornar-se irritantes alterando assim a qualidade de vida de moradores próximos e até mesmo criar potenciais riscos para a saúde (EL FADEL et al., 1997).

A quantidade total de contaminantes emitidos em aterros depende, entre outros, do tipo de resíduo depositado e das mudanças físico-químicas que ocorrem e da proteção da superfície do solo (ADMCOVÁ et al., 2017).

Quando em excesso no solo ou em corpos d'água, pode causar diversos impactos ambientais negativos, entre os quais destacam-se: contaminação e poluição da água, mortandade da fauna e flora presentes no solo e nos recursos hídricos, inibição do metabolismo de microrganismos, problemas de eutrofização nos corpos aquáticos e fitotoxicidade no solo (SILVA *et al.*, 2015). Como forma de evitar possíveis danos ou mortalidade nos organismos vivos, são recomendados e aplicados bioensaios de toxicidade (BUDI et al., 2016; MAVAKALA et al., 2016).

Para proteção do meio ambiente em relação à disposição nos aterros sanitários, a eficiência do tratamento é imprescindível, devendo-se reduzir drasticamente as substâncias nocivas presentes no lixiviado seguindo a recomendação de normas ambientais, antes de ser descartado nos corpos hídricos. Para a melhoria do desempenho da remoção de poluentes em qualquer sistema de tratamento de águas residuais, novas abordagens baseadas em métodos de purificação integrados têm sido cada vez mais utilizadas devido à complexidade da natureza dos efluentes (FERNANDES et al., 2014).

O gerenciamento impróprio de aterros pode representar sérias ameaças ambientais através da descarga de águas residuais poluídas de alta resistência (YAO, 2013). Um bom diagnóstico, monitoramento e avaliações precisas podem evitar potenciais impactos, tais como incêndios e explosões, instabilidade geotécnica das massas de resíduos, danos à vegetação, odores desagradáveis, poluição das águas subterrâneas, poluição do ar e aquecimento global, a fim de tornar confiável o planejamento e gerenciamento do aterro (CALVO et al., 2005; PIVATO et al., 2017; MANZO et al., 2017).

3.16.3 Processos de Tratamentos de Lixiviados

Os lixiviados dos aterros sanitários que necessitam ser tratados adequadamente possuem uma variabilidade nas suas características ao longo da operação de um aterro, com a possível presença de substâncias recalcitrantes, que tornam as técnicas de tratamento tradicionais pouco eficientes ou muito onerosas (MANNARINO et al., 2013).

Não há um único procedimento de tratamento para um lixiviado de aterro sanitário, sendo necessária a combinação de processos para propiciar um tratamento adequado (HUANG et al., 2017). A natureza do lixiviado (tipo de resíduo, operação do aterro, clima entre outras variáveis) são definitivas para a eficiência de tal processo (CHEIBUB et al., 2014).

Conforme tabela nº 4 abaixo, verificamos a variabilidade do efluente, de acordo com a idade.

Tabela 4 - Caracterização do Lixiviado em função do resíduo

| Parâmetro | Novo | Intermediário | Velho |
|-----------------------|-------------------------------|---|----------------------------|
| Idade (anos) | < 5 | 5 – 10 | > 10 |
| pH | 6,5 | 6,5 - 7,5 | > 7,5 |
| DQO (mg/L) | >10000 | 4000 - 10000 | < 4000 |
| DBO ₅ /DQO | >0,3 | 0,1 - 0,3 | < 0,1 |
| Compostos orgânicos | 80% de ácidos graxos voláteis | 5-30% de ácidos graxos voláteis húmicos e fúlvicos. | Ácidos húmicos e fúlvicos. |
| Biodegradabilidade | Importante | Média | Baixa |

Fonte: Adaptado de RENO et. al, (2008).

Como pode ser visto, com o aumento da idade do aterro, há acréscimo na concentração de amônia, segundo Lee et al. (2010) esse aumento é devido a decomposição de matéria orgânica que é estável em condições anaeróbias e durante a hidrólise de proteínas (KJELDSEN et al., 2002).

O lixiviado também tende a se tornar menos biodegradável o que indica a presença de compostos recalcitrantes ou biorefratários (MANDAL et al., 2017) e segundo Muller et al. (2015) o aumento da concentração de nitrogênio amoniacal e a cor escura do lixiviado inibem a proliferação de microrganismos, tornando mais difíceis os tratamentos biológicos convencionais.

Na tabela abaixo nº5 verifica-se a composição de lixiviados, onde os valores apresentados são indicativos das possíveis variáveis encontradas em diferentes aterros no Brasil.

Tabela Nº 5 Características de Lixiviados no Brasil

| Variável | Faixa Máxima | Faixa mais Provável |
|-------------------|--------------|---------------------|
| pH | 5,7-8,6 | 7,2-8,6 |
| DBO(mg/L) | <20-30.000 | <20-8.600 |
| DQO(mg/L) | 190-80.000 | 190-22300 |
| N-Amoniacal(mg/L) | 0,4-3000 | 0,4-1800 |
| Nitrito(mg/L) | 0-50 | 0-15 |
| Nitrato(mg/L) | 0-11 | 0-3,5 |
| Ferro(mg/L) | 0,01-260 | 0,01-65 |
| Manganês(mg/L) | 0,04-2,6 | 0,04-2 |
| Cobre(mg/L) | 0,005-0,6 | 0,05-0,15 |
| Níquel(mg/L) | 0,03-1,1 | 0,03-0,5 |
| Cromo(mg/L) | 0,003-0,8 | 0,003-0,5 |
| Cádmio(mg/L) | 0-0,26 | 0-0,065 |
| Chumbo(mg/L) | 0,01-2,8 | 0,01-0,5 |
| Zinco(mg/L) | 0,01-8 | 0,01-1,5 |

Fonte: Adaptado de Souto et. al, (2007).

3.16.4 Sistema de Tratamento de Lixiviados

A escolha da alternativa de tratamento do lixiviado de aterro sanitário é influenciada pela composição das substâncias químicas presentes na massa de resíduos e pela atuação dos microrganismos nos processos de degradação e reciclagem de nutrientes (WANG, 2003).

Assim, para estabelecer um tratamento adequado e economicamente viável deve-se buscar uma combinação entre tecnologias convencionais e processos de tratamento mais avançados. Porém com a composição de lixiviado é altamente variável e não haverá uma única e simples solução para o seu tratamento, constituindo uma forma interessante quando ocorre a presença de um sistema combinado entre processos biológicos e físico-químicos (WEBLER, 2014).

O uso de processos biológicos para o tratamento de lixiviado é recorrente. No entanto, conforme o tempo de operação do aterro, há um aumento do teor de matéria orgânica recalcitrante do lixiviado, havendo necessidade de pré-tratamento por processos físico-químicos (CHEIBUB et al., 2014).

No entanto, a fim de atender às rigorosas normas de qualidade de descarga direta de lixiviados, geralmente, os efluentes contendo matérias orgânicas são tratados por combinação de vários métodos biológicos, físicos e químicos, tais como, adsorção, oxidação biológica, coagulação (PANIZZA et al., 2008); deste modo, desenvolveram-se métodos integrados de tratamentos, ou seja, uma combinação de agentes químicos, físicos, biológicos e eletroquímicos (WISZNIOWSKI et al., 2006).

Definir o melhor tratamento para o lixiviado, tornou-se um desafio, em virtude da própria composição e de diversos fatores que influenciam nas características do mesmo, já que não existe uma técnica ou sistema de tratamentos que sejam adequados para todos os tipos de lixiviados. Na prática temos a união dos processos aeróbios e anaeróbios, já que isoladamente não se alcança eficiência de tratamento. Os processos de tratamento para este tipo de efluente incluem três grandes grupos: 1) Processos físico-químicos os quais estão incluídos: Precipitação e Coagulação Química; Oxidação Química; Oxidação Eletroquímica; Stripping de Amônia; 2) Tecnologia de Membranas: que incluem Osmose Reversa; Nanofiltração, Microfiltração, Ultra-Filtração; e 3) Processos Biológicos Aeróbios e Anaeróbios: Recirculação de Lixiviado no Aterro; Lodos ativados e Lagoas de Estabilização.

3.16.5 Processos Físico-Químicos

Os processos físico-químicos são frequentemente utilizados em combinação com o tratamento biológico. Neste caso, a função é eliminar particulados, componentes orgânicos refratários e espécies químicas indesejáveis no efluente final, como os metais pesados, odor e cor. Como o lixiviado é um efluente de difícil tratamento e de composição complexa, geralmente para obter resultados que atendam aos limites ambientais de lançamento, é necessária uma sequência de processos de tratamento,

cada um deles atuando sobre determinado componente poluente do lixiviado (SANTA'ANNA JÚNIOR, 2013).

O tratamento primário é composto quase que exclusivamente por processos físico-químicos, onde os contaminantes são tratados por agentes químicos, com o intuito de neutralização das cargas ou elevação do pH para auxiliar no processo de coagulação e floculação e seguidamente passam por processos físicos de decantação, filtração, dentre outros (SILVA, 2014).

Devido a complexidade do lixiviado, têm-se buscado alternativas e sistemas para na aplicação do tratamento de lixiviado, a tabela nº 6 abaixo, apresenta alguns processos físicos e químicos utilizados na perspectiva de uma melhor eficiência na qualidade do tratamento.

Tabela Nº 6 Processos Físicos e Químicos para Tratamento de Lixiviados

| Processos Físicos e Químicos | Aplicação | Recomendações |
|---------------------------------|--|--|
| Coagulação/Floculação | Remoção de matéria em suspensão; | Formação de lodos com necessidade de posterior tratamento. |
| Stripping de Amônia | Remoção de amoníaco ou compostos orgânicos voláteis; | Possível necessidade de tratamento da fase gasosa. |
| Adsorção | Remoção de compostos orgânicos recalcitrantes; | Frequente necessidade de regeneração de colunas. |
| Precipitação Química | Remoção de Metais e ânions; | Produção de lodos, que possivelmente necessitam de ser depositadas como resíduo perigoso. |
| Oxidação Química | Remoção de matéria orgânica e descontaminação de algumas espécies inorgânicas; | Funciona melhor em fluxos de resíduos diluídos, o uso de cloro pode originar a formação de hidrocarbonetos clorados. |
| Osmose Reversa | Remoção de substâncias orgânicas e dessalinização; | Custo elevado; é necessário pré- tratamento extensivo. |
| Químicos (neutralização) | Controle de pH. | Aplicação limitada para a maioria dos lixiviados. |

Fonte: Adaptado de Tchobanoglous et al. (2002).

3.16.6 Sistema Quimicamente Assistido (SQA)

O processo de coagulação desestabiliza as partículas coloidais pela ação de um agente coagulante, e é empregado sequencialmente ao processo de floculação, que promove a aglomeração destas partículas através de agitação suave, porém completa para facilitar o contato dos flocos uns com os outros, formando flocos maiores, mais susceptíveis à decantação (KURNIAWAN et al., 2006).

Os mecanismos de coagulação e floculação condicionam as impurezas que se encontram em suspensão e em estado coloidal na massa líquida para que sejam

removidas por processos de tratamentos físicos subsequentes: sedimentação, flotação e filtração (FIGUEIREDO, 2009).

A floculação é um processo físico no qual as partículas coloidais são colocadas em contato umas com as outras, de modo a permitir o aumento do seu tamanho físico, proporcionando maior volume e densidade (GUALBERTO, 2009).

Devido à alta concentração de nitrogênio, principalmente na forma amoniacal, muitas vezes apenas o tratamento biológico não é suficiente para o tratamento do lixiviado sendo necessário à associação com processos físico-químicos (TELLES, 2010).

O percentual de remoção de DQO obtido pelo processo de coagulação/floculação é geralmente na ordem de 10 a 25% para lixiviados não estabilizados, e 50 a 65% para lixiviados estabilizados ou submetidos a pré-tratamento biológico (AMOKRANE et al., 1997).

Uma remoção mais eficiente pode ser obtida com a precipitação na forma de sulfetos (CaO) ou CaOH, mas a precipitação na forma de hidróxidos, usando cal ou hidróxido de sódio (NaOH) é a mais usada. Isto se deve ao fato da precipitação com sulfeto apresentar maior custo e poder gerar gás sulfídrico, enquanto que a precipitação com hidróxido apresenta menor custo e é menos perigosa (CASTILHOS JÚNIOR, 2006).

No tratamento físico químico por processos de coagulação, precipitação de lixiviado de aterro, além dos fenômenos de coagulação, simultaneamente, ocorre o fenômeno de precipitação química de substâncias húmicas por meio da manipulação do pH.

Essas substâncias são constituídas pelas frações de ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina. Os ácidos fúlvicos são solúveis em água em quaisquer condições de pH, os ácidos húmicos não são solúveis em pH abaixo de 2 e a humina não é solúvel em água em qualquer pH (AWWA, 1995).

A decantação é o processo seguinte à floculação, em que as partículas possuem movimento descendente devido à ação da gravidade, propiciando a clarificação do meio líquido (DI BERNARDO et al. 2005).

3.16.7 Stripping de Amônia

O nitrogênio amoniacal é um dos principais contaminantes presentes no lixiviado, sendo esse altamente tóxico. Em condições anaeróbicas encontradas dentro dos reatores nas áreas de disposição de resíduos sólidos, o nitrogênio é praticamente todo

sob a forma de amônia (NH_4^+). A remoção de amônia é baseada na mudança das condições do efluente, como temperatura e pH do meio. Com alterações destas duas variáveis, é possível atingir o deslocamento do equilíbrio para o gás amoníaco (NH_3).

O Stripping de Amônia, é um processo pelo qual um líquido, geralmente água ou águas residuárias, é posto em contato direto com um gás, geralmente ar, de modo que algumas substâncias indesejáveis presentes na fase líquida possam ser transferidas e arrastadas pelo gás (HUANG et al., 2007).

Para remoção de amônia em lixiviado um dos métodos físico-químicos mais comumente utilizado é o de arraste com ar (stripping de amônia). A obtenção de eficiências de remoção de amônia com valores acima de 93% a partir de lixiviados com concentrações iniciais de amônia relativamente altas de 500 a 700 mg/L (MARTTINEN et al. 2002).

De acordo com Metcalf e Eddy (1991), os fatores responsáveis pela eficiência de remoção dos compostos voláteis envolvem a área de contato (gás de arraste - líquido), a solubilidade do contaminante na fase aquosa, a difusividade do contaminante no ar e na água, a turbulência das fases e a temperatura de operação.

Segundo Moravia (2010), substâncias voláteis podem ser removidas do lixiviado por volatilização, através de processo físico de arraste com ar (stripping). Porém, tal processo apresenta grandes desvantagens, como o elevado custo de operação, devido aos altos gastos com energia elétrica e de produtos químicos utilizados para a elevação do pH.

Conforme o estudo de Gustin et al. (2011), mostra que a temperatura entre 30°C a 70°C tem pouca influência sobre a remoção de amônia. Na temperatura mais baixa estudada de 30°C obtiveram a remoção de NH_3 em 80%, enquanto há 70°C a eficiência de remoção de 92,2%, no mesmo pH.

3.16.8 Osmose Reversa

A filtração por membranas consiste em um processo físico de separação de partículas presentes em uma solução, isto é, não envolve processos químicos, biológicos ou trocas térmicas, podendo ser definida, como sendo uma barreira semipermeável que separa duas fases homogêneas e que; quando tem sua corrente de alimentação submetida e uma força externa, permite a passagem de alguns componentes pela sua superfície (HUMPHREY et al., 1997).

Conforme Mulder (1996), o processo de separação por membranas (PSM) é caracterizado pelo fato de a corrente de alimentação ser dividida em duas correntes distintas, sendo a parcela retida pela superfície denominada de rejeito ou concentrado, e a parcela que atravessa a membrana de permeado.

Esta seletividade ocorre por meio de uma membrana semipermeável sintética, que constitui uma barreira física, da qual promove a separação em duas fases homogêneas (filtrado e concentrado) e restringe de forma parcial ou total o transporte de uma ou mais substâncias químicas, entre tais fases (PERTILE, 2013).

As membranas utilizadas em sistemas de tratamento de efluentes são em sua maioria poliméricas uma vez que as membranas cerâmicas apresentam um alto custo, restringindo sua aplicação a tratamento de soluções extremamente agressivas, de altas temperaturas ou alto valor agregado (METCALF & EDDY, 2003).

A Osmose Reversa consiste em uma técnica de desmineralização baseada em membranas para separação de sólidos dissolvidos de uma solução, tais como os íons. Compreende na tecnologia de filtração que remove as partículas de menor massa molecular presentes em uma solução, em como principal finalidade a remoção de sais (KUCERA, 2010).

Em sistema de Osmose Reversa, as membranas mais utilizadas são as compostas de poliamida também conhecidas por Thin Film Composite ou TFC, as quais superam o desempenho das de acetato de celulose devido a menor espessura de membrana, reduzidas imperfeições e maior passagem de fluxo sob uma mesma pressão de operação (KUCERA, 2010).

Para Jonhson et al. (1997) por sua vez, o rendimento de sistema de Osmose Reversa quando aplicados para reuso de água está limitado a 60%.

3.16.9 Precipitação Química

A precipitação química pode ser simplificada definida como a adição de produtos químicos que promovem a remoção das substâncias dissolvidas e em suspensão por uma reação química em que o precipitado formado será removido por sedimentação (DINIZ,2010). O tratamento baseado nesse tipo de técnica pode visar a remoção de material não biodegradável, nitrogênio amoniacal, fósforo ou metais pesados(DINIZ,2010). As limitações do método têm sido apontadas como sendo a dificuldade em atingir os requisitos de lançamentos em corpos hídricos, o elevado custo

de alguns produtos químicos, o tratamento e disposição do elevado volume de lodo gerado e alguns problemas operacionais (METCALF & EDDY, 2003). A eficiência do tratamento está relacionada ao uso do reagente químico adequado capaz de reagir com a substância que se deseja remover (METCALF & EDDY, 2003).

Para Renou et al. (2008), a precipitação química, air stripping, adsorção podem ter desempenhos variados em relação ao tratamento de lixiviados podendo alcançar eficiências maiores que 80% de DBO, bem como 70 a 90% para DQO, no caso da adsorção, ou possibilitar remoções superiores à 80% de NTK, no caso do air stripping, por exemplo.

Conforme Hur et al. (2000) em seus estudos com adsorção em carvão ativado em pó seguido de precipitação química como pré-tratamento de lixiviado de resíduos domiciliares, obtiveram remoção de 35% de DQO e 33% de cor com utilização de 300mg/L de alumínio e 200mg/L de carvão ativado em pó.

3.17 Processos Biológicos

São processos que contam com a ação de microrganismos que se alimentam da matéria orgânica promovendo a oxidação e conseqüente mineralização do efluente. Existe uma tendência observada na literatura em se utilizar processos combinados em lugar do uso de apenas processos biológicos convencionais para o tratamento de lixiviados de aterros mais antigos (IMAI et al., 1998).

O tratamento secundário dos efluentes, responde pela remoção da carga orgânica suspensa que não foi removida pelas etapas anteriores. Nesta etapa, os processos correspondem a reações bioquímicas de oxidação/degradação a remoção da carga orgânica. Bactérias aeróbias (realizam seus processos oxidativos celular na presença de oxigênio), anaeróbias (realizam seus processos celulares na ausência de oxigênio) e facultativas (utilizam ou não o oxigênio para seus processos celulares) realizam a degradação e a conversão do material orgânico em substâncias menos poluentes, como o CO₂, removendo-os da água, simulando e otimizando o processo que ocorre na natureza. (CAVALCANTI, 2009).

Devido às facilidades operacionais e baixo custo de implantação e operação, o processo de tratamento biológico é preferencialmente adotado quando comparado ao tratamento físico químico. Todavia, geralmente ocorrem dificuldades ao utilizar tratamentos biológicos para lixiviado por causa das vazões e cargas orgânicas muito variáveis, necessidade de uma grande área para implantação, baixa eficiência para

lixiviado estabilizado ou pouco biodegradável, e muitas vezes o efluente não se enquadra nos padrões estabelecidos pela legislação (SILVA et al., 2004).

A tabela abaixo nº 7, apresenta diversas formas de tratamento biológico para o tratamento de lixiviado. Percebe-se, portanto, que existem várias alternativas em função da realidade local, de condicionantes técnicos e operacionais e das características do próprio lixiviado.

Tabela Nº 7 Processos Biológicos em Tratamento de Lixiviados

| Tecnologias | Vantagens | Desvantagens | Residuais |
|--|--|--|---|
| Lagoas Aeróbias | Baixo Investimento necessário; Facilidade de Operação; Diluição do Lixiviado por água da chuva; Boa remoção de matéria orgânica; Boa remoção de DQO e Amônia. | Elevada área requerida; Geração de Odores; Emissões gasosas; Custo Energético; Garantia de proteção de operadores. | Sedimento e Lodo Biológico |
| Filtros Biológicos Aerados | Remoção de Matéria Orgânica; Ventilação natural; Operação simples. | Necessidade de área requerida; Colmatação do leito filtrante; Necessidade de um decantador secundário. | Sedimento e Lodo Biológico |
| Lagoas Anaeróbias | Baixo Investimento necessário; Facilidade de Operação e Construção; Diluição do Lixiviado por água da chuva; Boa remoção de matéria orgânica. | Elevada área; requerida; Geração de Odores; Emissões gasosas; Garantia de proteção de operadores. | Sedimento e Lodo Biológico. |
| Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (UASB) | Menores tempos de detenção hidráulica; Mecanismos eficientes de retenção de Biomassa; Boa eficiência na remoção de DQO do lixiviado. | Remoção de amônia associada a redução de pH ou tratamentos aeróbios complementares. | Lodo Biológico. |
| Lagoas Facultativas | Baixo Investimento necessário; Facilidade de Operação; Diluição do Lixiviado por água da chuva; Boa remoção de matéria orgânica. | Odores; Emissões gasosas; Garantia de proteção de operadores. | Sedimento e Lodo Biológico. |
| Wetlands Construídas | Polimento de lixiviados pode diminuir o volume através da evapotranspiração; Desnitrificação do nitrato produzido nas etapas de pré-tratamento; Remoção de Amônia; Em países tropicais, o clima é favorável. | Necessidade de área requerida. | Manejo da biomassa gerada; Manejo das larvas de mosquito. |

Fonte: Adaptado de Rocha et al. (2011)

3.18 Lagoas

O termo lagoas de estabilização é utilizado preferencialmente para a denominação do processo de tratamento por lagoas porque descreve a função real do processo, tanto aeróbio como anaeróbio, tendo em vista que além da oxidação da matéria orgânica através do oxigênio produzido pelas algas na fotossíntese, outros processos intervêm na degradação, como a estabilização por digestão (YÁNEZ, 1993). Estudos realizados relatam, no entanto, as dificuldades que os sistemas de lagoas apresentam, geralmente concentrações finais efluentes superiores àquelas exigidas pelos órgãos ambientais (CASTILHOS JR. *et al.*, 2009).

Apesar dos sistemas de lagoas ser largamente utilizado no tratamento de lixiviado no Brasil, estudos realizados relatam, no entanto, as dificuldades que esse sistema apresenta na remoção dos compostos refratários, causadores de elevada demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e na remoção de amônia (MARTINS *et al.*, 2010).

É um método natural simples e importante para o tratamento de efluentes, e é usada no tratamento de lixiviados em muitos aterros sanitários (HAMADA *et. al*, 2000). Entretanto, essa eficiência dependerá de outros fatores como: clima, temperatura, regime hidráulico (fluxo pistão, mistura completa ou fluxo disperso), taxa de aplicação, condições operacionais, entre outros (ROCHA *et. al.*,2009).

3.19 Lagoas Anaeróbias

Um arranjo muito utilizado no tratamento de lixiviados é o denominado sistema australiano, que conjuga lagoa anaeróbia e lagoa facultativa em série (LEMOS, 2015). No entanto os critérios de dimensionamento são geralmente os utilizados para tratamento de esgotos sanitários. A Tabela nº 8 abaixo apresenta valores citados por Maia *et al.* (2015), que sugerem Cargas Orgânicas Volumétricas (COVs) de 100 a 300 g DBO/m³.dia indicando ainda eficiências da ordem de 40 a 60 %, em função da temperatura do líquido.

Tabela Nº 8 - Lagoas Anaeróbias tratando esgotos sanitários: Cargas Volumétricas, Eficiência de remoção de DBO e tempo de detenção

| Temperatura (°C) | Carga Orgânica Volumétrica (g DBO/m ³ . dia) (COV) | Eficiência de Remoção de DBO ₅ (%) | Tempo de Detenção Hidráulica - TDH (dias) | |
|------------------|---|---|---|-------------|
| | | | TDH final | TDH inicial |
| < 10 | 100 | 40 | > 4 | < 6 |
| 11 – 19 | 200 | 50 | > 4 | < 6 |
| > 20 | 300 | 60 | > 3 | < 5 |

Fonte: (MAIA et al. 2015)

A remoção de DBO na lagoa anaeróbia proporciona uma considerável economia de área para a lagoa facultativa, fazendo com que o requisito de área total (lagoa anaeróbia+ lagoa facultativa) seja em torno de 45% a 70% do requisito de uma lagoa facultativa única (VON SPERLLING, 2002).

3.20 Lagoas Aeradas

O tratamento de lixiviado é comumente realizado utilizando-se processos biológicos aeróbios (lagoas aeradas), os quais têm como inconvenientes a produção de grandes quantidades de lodos residuais e grandes custos de energia referentes aos aeradores (RITA, 2002). Os processos biológicos aeróbios mecanizados, como lagoas aeradas e filtros biológicos, providenciam efluentes mais clarificados, mais bem condicionados para a desinfecção e em melhores condições para uso agrônômico (PROSAB, 2009).

Reatores e lagoas em série apresentam resultados favoráveis, pois a sequência de tratamento aeróbio seguida de anaeróbio produz a nitrificação e desnitrificação, apesar de sozinhos não atingirem padrões adequados para o descarte de lixiviado de aterro sanitário (MAIA et al., 2015).

Os principais objetivos do tratamento aeróbio são a redução da carga orgânica e a nitrificação (YAO, 2013). Em comparação ao tratamento aeróbio, o tratamento anaeróbio tem menor geração de biomassa (lodo) e necessita menor quantidade de área e nutrientes. Para este processo, as taxas de reação são baixas, assim é necessário elevado tempo de residência no reator e a remoção de contaminantes é relativamente baixa (YAO, 2013).

3.21 Lagoas Facultativas

Conforme mencionado, o termo facultativo refere-se a uma mistura de condições aeróbias e anaeróbias. Na camada de cima do volume interno da lagoa, está o meio aeróbico, e na camada de baixo, o anaeróbio (ALBANO, 2014). O principal objetivo é a remoção da matéria orgânica carbonácea, ao passo que o principal objetivo das duas últimas é a remoção de organismos patogênicos (PROSAB, 2009).

Considerando esta separação de fases, causada pela profundidade empregada em sua construção, a carga poluente existente nos efluentes é removida por meio desses dois processos bioquímicos, o metabolismo aeróbio e o anaeróbio (VON SPERLING, 2005). Conforme Rawat et al. (2011), as lagoas facultativas apresentam condições aeróbias na superfície, devido à produção de oxigênio fotossintético por algas e condições anaeróbias nas camadas inferiores.

3.22 Lagoas de Polimento

Segundo Vale (2007) são reatores biológicos predominantemente aeróbios que tem a finalidade de polir o efluente tratado da lagoa de estabilização, principalmente facultativas ou de outros processos biológicos com pequena quantidade de matéria orgânica, tais como: filtro biológico e reator UASB. Têm como objetivo principal reduzir organismos patogênicos a níveis aceitáveis, além de reduzir matéria orgânica e nutrientes solúveis. Ainda de acordo com Vale (2007), esse processo representa uma alternativa econômica, segura e ambientalmente correta para desinfecção de efluentes, em substituição aos métodos tradicionais como a cloração.

Normalmente, têm-se lagoas de polimento projetadas em séries ou únicas com chicanas, pois, assim podem atingir elevada eficiência de remoção (FONSECA, 2005).

Silveira, Silva e Santos (2014) complementa que embora as lagoas de polimento sejam fundamentais no polimento da matéria orgânica, a sua principal função é remover micro-organismo patogênicos.

As lagoas de polimento são bastante eficazes na remoção de organismos patogênicos e removem parcialmente o nitrogênio (CAVALCANTI et al. 2001). Recebem esta designação por proporcionarem um polimento na qualidade do efluente de reatores anaeróbios, principalmente do tipo UASB, é esperado que cumpram ainda com o polimento da matéria orgânica efluente dos reatores, mas a elevada proliferação

de algas dificulta a obtenção de efluentes com baixos teores de matéria orgânica e sólidos suspensos (VON SPEERLING, 2002).

3.23 Reatores UASB

Tipicamente conhecidos como UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors) o reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo é um dos avanços mais importantes na tecnologia anaeróbia. Nas últimas décadas a digestão anaeróbia vem sendo aplicada em todo o mundo para o tratamento de águas residuais, resíduos orgânicos e industriais, além de lamas de depuração (AJEEJ et al, 2015).

Os reatores UASB possuem facilidades operacionais, hidrodinâmica mais eficiente que outros sistemas convencionais e boa adaptação às condições climáticas do Brasil, para diversos efluentes líquidos (BELLI FILHO et al., 2001). Este reator utiliza um processo biológico de tratamento com biomassa dispersa, no qual os compostos orgânicos são biodegradados e digeridos por meio de uma transformação anaeróbia, resultando na produção de biogás e na manutenção de um consórcio de microrganismos (RAMIRES et al., 2004). Abaixo na tabela nº 9 destaca, as vantagens e desvantagens para implantação de reator UASB.

Tabela nº 9 - Reatores UASB (Vantagens e Desvantagens)

| Vantagens | Desvantagens |
|---|--|
| Baixa produção de sólidos, cerca de 5 a 10 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios; | As bactérias são susceptíveis a inibição por um grande número de compostos, podendo comprometer a eficiência ou suspender as atividades da planta; |
| Redução de consumo de energia, usualmente associada a uma elevatória de chegada; | A partida do processo pode ser lenta na ausência de lodo de sementeira adaptado; |
| Necessita de uma área muito menor que a utilizada para implantação dos sistemas aeróbios; | Alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária; |
| Baixos custos de implantação, quando comparados aos sistemas aeróbios; | A bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e precisam ser mais estudadas; |
| Produção de metano, um gás combustível de elevado teor calorífico e com potencial de reaproveitamento; | Dificuldade de controlar a geração de maus odores; |
| Possibilidade de preservação da biomassa em alimentação do reator, por aproximadamente 8 meses; | Possibilidade de geração de efluente com aspecto desagradável; |
| Tolerância a elevadas cargas orgânicas; Baixo consumo de nutrientes. | Aplicabilidade em pequena e grande escala; Remoção de nitrogênio, fósforo e patogênicos insatisfatória; Processo dependente da temperatura do lodo |

Fonte: Chernicharo e Campos (1995).

No interior do reator UASB, as partículas mais pesadas e com maior capacidade de sedimentação se depositam no fundo, enquanto as mais leves se desprendem da manta de lodo, quanto mais densa a biomassa melhor o desempenho do reator (CHERNICHARO, 1997),

3.24 Biofiltro Aerado

Equipamento de ação biológica semelhante a uma lagoa aerada, só que utiliza um espaço menor, indicado para áreas menores. Os filtros biológicos aeróbios têm sido empregados com sucesso no tratamento de lixiviados principalmente no que se refere à remoção de nitrogênio amoniacal (COUTO et al., 2014). Algumas vantagens quanto a sua empregabilidade podem ser destacadas como pouca exigência de manutenção, elevada tolerância à variações de carga orgânica e hidráulica (COUTO et al., 2014).

No filtro biológico há o contato direto do substrato com o ar atmosférico e com os microrganismos que se desenvolvem aderidos à superfície do meio poroso (LEKANG et al., 2000). Zhao (1995), destaca as vantagens econômicas quando da utilização de biofiltros aerados no tratamento de lixiviados, pois a fixação de microrganismos em biofilmes possibilita a utilização de tempo de retenção hidráulica menor e menor volume de reator.

Campos et al., (2003), utilizando biofiltros aeróbios com brita como recheio no tratamento do lixiviado produzido no Aterro Sanitário do Município de Pirai(RJ) obteve remoções de até 90% de DBO, 60% de DQO e 90% de nitrogênio amoniacal.

Luzia et al., (2005), utilizaram filtros aeróbios para tratar lixiviado proveniente do aterro de Gramacho(RJ), obtiveram os seguintes resultados: DBO(50%), DQO(10%) e Nitrogênio Amoniacal(36%).

A configuração anaeróbio+aeróbio amplia e otimiza a importância do reator UASB, que passa a atuar tanto na DQO particulada quanto na DQO solúvel do efluente. Consequentemente, baixa produção de lodo, compactação, baixo custo, simplicidade operacional e uma significativa economia de energia são vantagens da associação UASB + BF (GONÇALVES et al. 2005).

3.25 Wetlands Construídas

Wetlands construídas são sistemas artificialmente projetados para utilizar plantas aquáticas (macrófitas) em substrato (como areia, solo ou cascalho), onde ocorre a proliferação de biofilmes que agregam populações variadas de microrganismos que,

através de processos biológicos, químicos e físicos, tratam águas residuárias (SOUSA et al., 2000).

As Wetlands construídas são usadas em todo o mundo como uma tecnologia no tratamento de águas residuais, devido ao seu bom desempenho, simplicidade e baixo consumo de energia (VYMAZAL, 2014). São alternativas viáveis para o tratamento de lixiviado, com potencial para remoção não somente de nitrogênio e DQO, como também de metais pesados, com menores custos de operação e implantação e maior simplicidade operacional (WOJCIECHOWSKA et. al 2009).

Estes sistemas trazem como vantagem baixos custos de construção e operação, quando comparados a sistemas complexos como lodos ativados; baixo consumo de energia e produção de lodo; promoção de um tratamento satisfatório quanto à remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão e macronutrientes (N e P), e ainda a possibilidade de remoção de organismos patogênicos (CHERNICHARO, 2001).

A comunidade de macrófitas se estabelece pelo consumo de nutrientes como nitrogênio e fósforo, presentes em esgotos domésticos e lixiviados de aterros sanitários (BIDONE, 2007).

Desta maneira, o tratamento de lixiviado através de lagoas e/ou *Wetlands*, seguido de irrigação de área plantada é bastante promissor para utilização em aterros sanitários de pequenos e médios municípios. (FERREIRA et al., 2001).

O sistema de *Wetland* Construído é uma alternativa interessante para sistema de pós-tratamento de efluentes de sistemas anaeróbios de tratamento. São sistemas de forte apelo ecológico e estético, devido ao mato vegetal que se forma como fator principal de foco visual (ZANELLA, 2008).

As principais vantagens dos Wetlands são: baixo custo de implantação; estrutura simples; fácil manejo e operação; alta eficiência dos parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos; alta produção de biomassa que pode ser utilizada na produção de ração animal, energia e biofertilizantes (ORMONDE, 2012).

As wetlands construídas são classificadas de acordo com o tipo de fluxo adotado. Os tipos básicos são: wetlands construídas de fluxo superficial (WETCFS), wetlands construídas de fluxo subsuperficial (WETCFSS) e wetlands construídas de fluxo vertical (PROSAB, 2009).

No sistema de fluxo subsuperficial não há uma coluna d'água sobre a superfície do terreno, são essencialmente filtros lentos horizontais preenchidos com brita e areia como meio suporte e onde as raízes das plantas se desenvolvem (PROSAB, 2009).

O efluente passa pelo substrato (brita ou areia) onde entra em contato com uma mistura de bactérias facultativas associadas com o substrato e com as raízes das plantas (PROSAB, 2009).

Este tipo de processo demonstra ter maior eficiência para remoção de nitrogênio, fósforo e metais pesados, devido à grande variedade de reações que ocorre no solo (USEPA, 2000). De acordo com a Prosab(2009), *wetlands* são adequadas para receber efluentes de reatores anaeróbios. O fósforo (P) tende a se acumular em *wetlands* em maior taxa do que o Nitrogênio (N). Para a maioria dos sistemas de *wetlands* de fluxo subsuperficial que utilizam cascalho ou areia como meio filtrante a remoção de fósforo é reduzida (GRÜNEBERG, 2001).

O sistema de terras úmidas construídas tem apresentado de certa forma boa eficiência, verificando-se uma dependência do tipo de sistema (superficial ou subsuperficial), do tipo do substrato utilizado, da vegetação e carga aplicada. Nos sistemas tratando águas residuárias domésticas foram observadas as seguintes faixas de desempenhos: remoção de DBO de 60 a 96%; sólidos suspensos (SS) de 53 a 95%, nitrato (N-NH₃) de 6 a 94%, Nitrogênio (NTK) - 60%, Fosforo(P) de 10 a 90%, e altas reduções de coliformes fecais, de 93 a 100% (PERSYN et al., 1998).

No caso do lixiviado proveniente de aterro sanitário, pode-se garantir uma alta eficiência de remoção de certos componentes extremamente agressivos e tóxicos desse efluente, como a redução de hidrocarbonetos voláteis (BTEX), redução de HPA (Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos), PCB's, (Bifenilos Policlorados), remoção e absorção de vestígios de metais (KADLEC et. al, 2010).

Lin et al. (2002) concluíram que leitos plantados apresentaram melhor eficiência do que os leitos não plantados em tais sistemas. Tanner (2001), na Nova Zelândia, também observou que *wetlands* plantadas apresentaram desempenho global maior, comparadas àquelas não plantadas. Kaseva (2004) obteve conclusões semelhantes, em que *wetlands* horizontais subsuperficiais plantadas tiveram melhor desempenho do que unidades não plantadas.

3.26 Processos Oxidativos

A oxidação química é um processo de tratamento que se baseia na utilização de um agente oxidante, responsável pela degradação dos contaminantes. Os principais oxidantes utilizados são: peróxido de hidrogênio, reagente Fenton, permanganatos e persulfatos (USEPA, 2004).

Nos últimos anos, processos eletroquímicos têm sido propostos como técnicas promissoras para o tratamento de efluentes devido à sua relativa facilidade de operação, robustez, e alta eficiência para a remoção de poluentes (DENG et al., 2018). Por meio do processo de oxidação eletroquímica, torna-se possível a remoção de alguns íons inorgânicos (por exemplo, amônio e sulfeto) e a mineralização de orgânicos refratários (por exemplo, ácidos húmicos e ácidos fúlvicos) (DENG et al., 2018). Os POA consistem basicamente na combinação de uma série de reações químicas envolvendo a oxirredução (pela adição de um oxidante) de íons catalíticos e/ou semicondutores com o objetivo principal de gerar in situ um poderoso agente oxidante, o radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$) (MOREIRA et al., 2017; VENU et al., 2014).

Malato et al. (2009) relatam que a versatilidade dos POA é aprimorada pelo fato de que existem diferentes formas de produzir os $\bullet\text{OH}$, conforme o requisito de cada tratamento.

3.27 Processos Oxidativos Avançados

Os POA constituem um grupo de técnicas que envolvem a geração de espécies altamente oxidantes, de radicais hidroxila (ARAUJO et al., 2011). A aplicação dos POA geralmente visa à transformação oxidativa dos componentes, em substâncias biologicamente degradáveis, ou em substâncias mais facilmente elimináveis por processos físico-químicos convencionais, como as moléculas de corantes em efluentes têxteis (KUNZ et al., 2002). A grande vantagem dos Processos Oxidativos Avançados reside no fato dela ser um tipo de tratamento destrutivo, ou seja, o contaminante não é simplesmente transferido de fase, mas sim degradado através de uma sequência de reações químicas (HASSEMER, 2006). Essas tecnologias podem destruir efetivamente os poluentes orgânicos e não simplesmente transferi-los de fase (DEZOTTI et al., 2008). Comparativamente a outros processos físico-químicos, tais como, coagulação e adsorção em carvão ativado, que somente transferem os contaminantes de fase, não envolvendo destruição química (DENG et al., 2007).

Kargi (2004) cita as vantagens para o tratamento de lixiviados utilizando processos oxidativos avançados, tais como: simplicidade de implantação, facilidade de operação e insensibilidade à mudança de temperatura. Surgindo como principais desvantagens os altos custos operacionais (produtos químicos utilizados) e o grande consumo de energia.

Processos de Oxidação Avançada (POA) tem sido considerado como uma das melhores soluções para degradar compostos refratários em águas residuais (MANDAL et al., 2017). Estes métodos são caracterizados por sua capacidade de geração de radicais hidroxilas ($\bullet\text{OH}$), que podem mineralizar compostos altamente recalcitrantes (MOREIRA et al., 2017). Desde que devidamente projetada, esta é uma técnica com relativo baixo custo operacional e de otimização facilitada, pois os principais parâmetros a serem controlados são, basicamente, apenas corrente (I) e potencial (PEREIRA et al., 2012).

Sruthi et al. (2018), realizou tratamento de lixiviado de aterro por processo Fenton heterogêneo e eletro-Fenton (EF), removendo 88,6% de DQO do lixiviado de aterro enquanto uma remoção de 87,5% de DQO, razão DBO/DQO aterro aumentou significativamente de 0,03 para 0,52.

3.28 Adsorção

A adsorção é um processo frequentemente utilizado na remoção de compostos orgânicos recalcitrantes de lixiviados de aterros sanitários (BASHIR et al., 2009).

A adsorção de compostos orgânicos de soluções aquosas sobre carvão ativado é resultado de suas propriedades hidrofóbicas do adsorvente e/ou alta afinidade dos compostos orgânicos pelo adsorvente (CHANG et al., 1981). O adsorvato é o material adsorvido, enquanto que a substância a ser adsorvida (aquela que ainda não está em contato com a superfície) é chamada de adsortivo. O material sobre o qual a adsorção ocorre é chamado de adsorvente (FOUST et al., 1982). A adsorção desempenha um papel importante na melhoria da qualidade da água. O carvão ativado, pode ser utilizado para adsorver moléculas orgânicas específicas que causam sabor e odor, mutagenicidade, toxicidade e podem adsorver também a matéria orgânica responsável pela cor (SNOEYINK, SUMMERS, 1999). Os compostos não biodegradáveis, a CQO e a cor podem ser reduzidas por este processo a níveis aceitáveis para lixiviados tratados biologicamente, obtendo-se por vezes melhores resultados do que o uso de métodos

químicos, qualquer que seja a concentração da matéria orgânica, sendo a principal desvantagem o consumo elevado de carvão ativado em pó (RENOU et al., 2008).

Oliveira (2012), para o tratamento de lixiviado por processos de coagulação/floculação e adsorção., obteve os seguintes resultados: 95% da DBO, 40% da DQO, 70% da cor do lixiviado, 21% da turbidez.

3.29 Adsorção em Carvão Ativado

Os materiais adsorventes podem ser substâncias naturais ou sintéticas e para ser comercialmente importante este material deve possuir uma série de características como seletividade, eficiência, resistência mecânica, menor perda de carga possível, baixo, dentre outros fatores. O adsorvente mais utilizado é o carvão ativado em pó ou granular (WISZNIOWSKI et al., 2006).

O carvão ativado é amplamente utilizado por apresentar elevada capacidade na remoção de íons metálicos, função tanto de sua alta área superficial específica (decorrência da alta porosidade interconectada) quanto de sua afinidade por compostos poluentes, tais como corantes orgânicos, agrotóxicos, cobre, cromo, cádmio, chumbo (YOUSSEF et al., 2003).

A adsorção de um composto em carvão ativado é resultado de uma complexa inter-relação que depende tanto das propriedades do adsorvato e do adsorvente, como de fatores externos (KURODA et. al, 2005). A capacidade adsortiva de um carvão está relacionada tanto a fatores intrínsecos do adsorvente (tais como material de partida, forma, volume e distribuição dos poros, química da superfície, modo de ativação do material, teor de cinzas), do adsorvato (que depende da composição específica do efluente), quanto às condições experimentais, tais como pH, tempo de contato, temperatura, grau de agitação, entre outros fatores que podem dificultar ou favorecer o processo de adsorção (KURODA et. al, 2005).

Entre as tecnologias, o carvão ativado tem sido utilizado para remover vários poluentes dos efluentes e apresenta alta eficiência na remoção de compostos não biodegradáveis do lixiviado (HOSSEINI et al., 2015). Sendo que a adsorção com carbono ativado permite remoções na ordem de 50 a 70% tanto para a CQO como para o nitrogênio amoniacal (ABBAS et al., 2009).

No entanto, em lixiviados, a presença de moléculas orgânicas de alto peso molecular, como as substâncias húmicas, requer um carvão de porosidade desenvolvida, ou seja, com predominância de mesoporos (KAWAHIGASHI et. al, 2014).

Alguns estudos envolvendo apenas o processo de adsorção combinado com reatores biológicos mostraram boa eficiência na redução da matéria orgânica recalcitrante, cor e outros contaminantes presentes no lixiviado (ANJU et. al,2017).

O carvão ativado (CA) é um adsorvente bastante utilizado em tratamentos de efluentes, pois apresenta características capazes de remover parte do material orgânico dissolvido remanescente de outros tratamentos (METCALF & EDDY, 2003).

Conforme na tabela nº 10, estudos realizados por Maia (2012) e Cotman e Gotvajn (2010), utilizando adsorção em carvão ativado em pó (CAP) como pré-tratamento do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ) e de um aterro na Eslovênia, respectivamente, mostraram que podem ser alcançadas eficiências de remoção de DQO de 80% e 86%, quando utilizadas dosagens de 10 e 50 g/L de CAP, respectivamente.

De acordo com o Cotman e Gotvajn (2010), o tratamento utilizando carvão ativado apresenta boa eficiência de remoção da DQO, onde os autores obtiveram 86% de remoção usando uma dosagem de 50 g/L.

Entretanto, deve-se considerar que o emprego de dosagens elevadas pode dificultar a aplicação dessa técnica de tratamento no aterro, considerando os custos elevados de um sistema de tratamento em escala real e a regeneração do CAP.

Tabela 10 - Estudo comparativo no aterro controlado no Rio de Janeiro

| CAP(g/L) | DQO (mg/L) | Eficiência da Remoção de DQO (%) |
|------------------------|------------|----------------------------------|
| Lixiviado Bruto | 2600 | - |
| 0,1 | 1740 | 33,1 |
| 0,4 | 1404 | 46 |
| 0,7 | 1309 | 46,7 |
| 1,0 | 1304 | 49,8 |
| 3,0 | 976 | 62,5 |
| 5,0 | 805 | 69 |

Resultados dos testes de adsorção com carvão ativado em pó após 24 horas de contato e sob agitação de 250 rpm, Carbomafra, (Tipo: 117 CB AS nº40).

Fonte: Vasconcelos (2017)

Alguns ensaios mostraram significativas eficiências de remoção de DQO, sendo as melhores obtidas com as concentrações de 3 e 5 g/L de CAP. Aghamohammadi et al. (2007) e Kargi et al. (2004) utilizaram 3 g/L e 5 g/L, respectivamente, de CAP (de

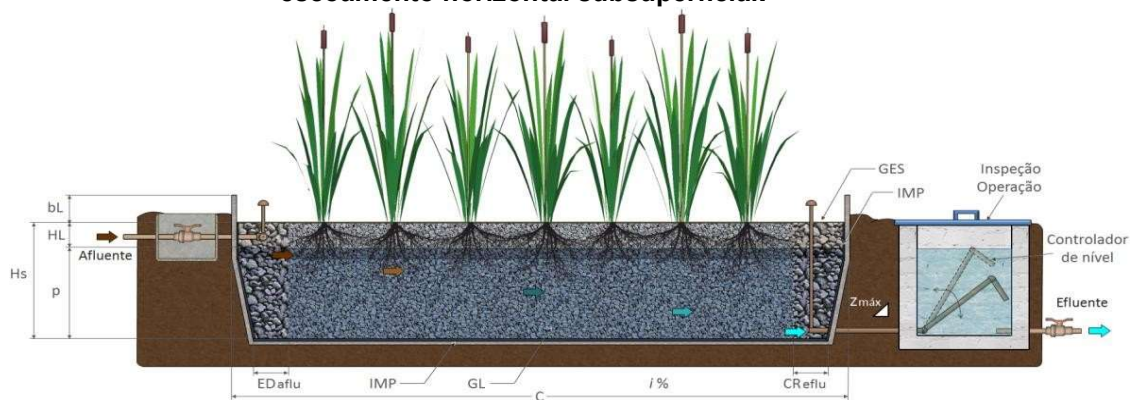
diferentes procedências) para tratar o lixiviado. Ambos os autores encontraram uma eficiência de remoção de 49% de DQO, o que mostra que a adsorção ao CAP pode ser uma alternativa promissora para a remoção de matéria orgânica do efluente em questão.

3.30 Fitorremediação

A fitorremediação é uma tecnologia totalmente viável aos métodos convencionais de tratamento, pois as plantas possuem a capacidade de armazenar os poluentes em seus tecidos ou os metabolizam, tornando-os menos tóxicos (ANSELMO,2005).

Nesse sistema, o processo para tratar o lixiviado, parte de técnicas como barreiras reativas e fitorremediação conforme figura abaixo nº 2. A primeira representada por uma parede de material reativo que retém poluentes quimicamente e fisicamente. A segunda de forma biológica. A barreira ao entrar em contato com o efluente reage quimicamente promovendo a retenção de contaminantes, além de servir como uma parede de retenção física, tem como finalidade degradar as substâncias tóxicas presentes no lixiviado e as plantas, auxiliam na remoção de contaminantes como os metais.

Figura 2 – Esquema representativo do perfil longitudinal da Wetland, construída de escoamento horizontal subsuperficial.



Fonte: (Von Sperling, 2018).

| | |
|--|--|
| <p>Hs – altura do meio suporte; p – profundidade útil do líquido; HL – distância vertical entre o nível superior do esgoto e o topo do meio suporte; Hs – altura do meio suporte (substrato); bL – borda livre; distância vertical entre o nível superior do meio suporte e o topo do talude ou parede. C – comprimento longitudinal; Zmáx – declividade máxima do talude interno (quando necessário);</p> | <p>IMP – impermeabilização (fundo e laterais); GES – granulometria da zona de entrada e saída; GL – granulometria do leito filtrante; ED aflu – zona de entrada e distribuição do afluente; CR eflu – zona de coleta e retirada do efluente; i % - declividade longitudinal de fundo.</p> |
|--|--|

Fonte: (Von Sperling, 2018).

As raízes oferecem locais de ligação e interação com os microrganismos que consomem o oxigênio disponível no processo, ajudando na eliminação de poluentes (POH, 2003).

A forma pela qual as macrófitas incorporam nitrogênio na biomassa é a assimilação, o que implica em uma variedade de processos biológicos que convertem formas inorgânicas do nitrogênio para compostos orgânicos servindo de reserva para as células e os tecidos das plantas (KADLEC et al., 1996).

O potencial de absorção de nutrientes por macrófitas é determinado pelo aumento de biomassa e concentração dos nutrientes nos tecidos vegetais. Espécies de macrófitas que possuem rápida capacidade de produzir maior biomassa são as mais eficientes para tratamento de efluentes (HENRY SILVA et al., 2006).

A capacidade de retirada de nitrogênio (assimilação pelas macrófitas) e, desta forma, a quantidade que pode ser removida se a planta for podada, é aproximadamente, segundo Brix (1997), na faixa de 200 a 2500 kg N.ha⁻¹/ano.

Essa técnica envolve o uso de plantas verdes para remover, conter ou tornar inofensivos os contaminantes ambientais. Esta definição se aplica a todos os processos biológicos, físicos e químicos influenciados pelas plantas que auxiliam na remediação de substratos contaminados (CUNNINGHAM et al., 1993). Possui uma série de vantagens por não agredir o meio ambiente, ser simples e de baixo custo.

As plantas que são utilizadas nos leitos cultivados possuem sistemas radiculares ou vasculares que fazem a fotossíntese (CARLESSO, 2010). São as principais responsáveis pela eficiência, pois fazem a absorção dos poluentes dos efluentes tornando os mesmos adequados as normas de disposição no corpo receptor ao mesmo tempo em que elas se desenvolvem (CARLESSO, 2010).

Segundo Valentim (1999), as macrófitas podem ser emergentes, submergentes ou flutuantes. Emergentes estão fixas no solo no meio fixante, porém suas folhagens estão diretamente ligadas ao ar, o tratamento não exige específico tipo de macrófita, porém deve-se observar os tipos que circundam a região do estudo (VALENTIM, 1999).

Na região do estudo, a macrófita adotada é a *Brachiaria subquadriflora* ou de brejo. *Brachiaria subquadriflora*, exibe crescimento com enraizamento rápido, adaptado a solos ácidos e de baixa fertilidade e tolera cigarrinhas (VALLE, 2010).

Kissmann, (1997) relatou que esta espécie é encontrada frequentemente em ambientes úmidos inclusive nas margens de corpos hídricos. Também, pode ser considerada como uma planta infestante, pois apresenta alta eficiência na utilização de recursos do meio e crescimento rápido, bem como resistência a inundações temporárias, o que confere grande agressividade na colonização deste tipo de ambiente. *Brachiaria subquadripara* possui racemos menores e em menor número, os quais não apresentam ramificações (CARBONARI, et al., 2003). *Brachiaria subquadripara*, originária da África, é caracterizada como uma planta perene, estolonífera com hábito prostrado ou subereta e altura que pode variar de 60 a 120 cm (SOUSA, 2000).

As plantas aquáticas apresentam tolerância de pH correspondente entre 5 e 7,5, embora possam tolerar uma amplitude maior (JACKSON, et al. 1993). Em condições de pH baixo no sedimento podem ocorrer níveis fitotóxicos de alguns metais (manganês e alumínio), sendo ainda reduzida a disponibilidade de CO₂ dissolvido e outros nutrientes (Cálcio e Magnésio), enquanto que o pH alto pode reduzir a disponibilidade de fosfato, sulfato, ferro, manganês (JACKSON, et al. 1993).

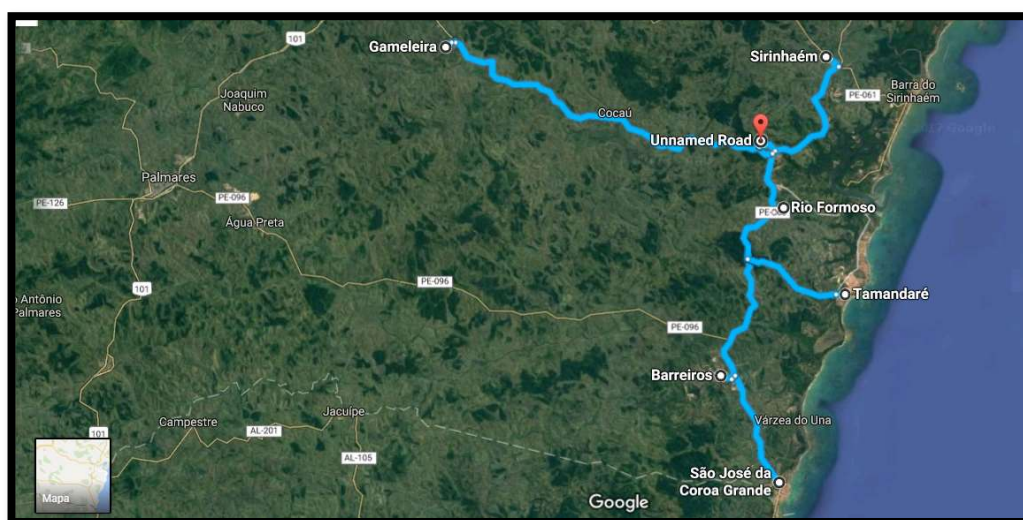
4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Descrição do Aterro e do Sistema de Tratamento

4.1.1 Localização do Aterro Sanitário

A presente pesquisa foi desenvolvida no Aterro Sanitário Público e Consorciado de Rio Formoso, estado brasileiro de Pernambuco, sob coordenadas geográficas 08° 38' 59.7"S de latitude sul, 035° 09' 52.5"W de longitude oeste. O município de Rio Formoso está localizado na Mesorregião da Zona da Mata e na Microrregião Meridional do Estado de Pernambuco (Mata Sul), distante 92 km da cidade do Recife, com o acesso pela PE-060, para quem vem do litoral, e, PE-073, para quem vem da Zona da Mata, de acordo com a figura nº 3 abaixo.

Figura 3 – Localização do Aterro Sanitário de Rio Formoso e acessos principais.



Legenda: Linha azul Rodovias - Ponto vermelho AS- Rio Formoso
Fonte: (Google Maps, 2019).

4.1.2 Descrição do Aterro Sanitário de Rio Formoso

O sistema integrado de destinação final dos resíduos sólidos proposto para o Município do Rio Formoso previu o tratamento e destinação final para a capacidade de 12,51 toneladas/dia do lixo urbano no primeiro ano, até absorver a produção gerada em 16 anos, horizonte planejado pelo Plano Diretor de Limpeza Urbana (PDLU) (Projeto Rio Formoso-PE, 2002). Como parte do plano de manejo dos resíduos sólidos, foi desenvolvido pelos professores da UNICAP, em parceria com o Grupo de Resíduos Sólidos da Universidade Federal de Pernambuco (GRS/UFPE), o projeto do aterro sanitário numa área de 21.000 m², localizado no engenho Serra D'água, Lote nº 04,

zona rural do município de Rio Formoso, próximo à área onde estava em o lixão ora em atividade (Projeto Rio Formoso-PE, 2002).

A primeira Licença Operacional do aterro, foi expedida em 2005, com vigência até 2006. Porém só em 2013, volta a funcionar novamente sob a gestão do Portal Sul Consórcio, com Licença Operacional vigente até o presente pela Agência Estadual de Meio Ambiente(CPRH) (NIGEPA/Portal Sul Consórcio, 2019).

Atualmente, o Aterro localizado em Rio Formoso, recebe aproximadamente 130t/d de resíduos sólidos classe II, dos municípios de Barreiros (PE), Jacuípe (AL), Japaratinga (AL), Maragogi (AL), Rio Formoso (PE), Sirinhaém (PE) e Tamandaré (PE) através da gestão compartilhada (NIGEPA/ Portal Sul Consórcio, 2019).

A concepção do aterro sanitário teve como premissa básica o máximo aproveitamento da área e uma previsão de vida útil de 16 anos, ou seja, em torno de 211.592 toneladas, ou um volume acumulado de 163.638 m³ (volume total de lixo + taxa de recobrimento). Nesse contexto, atualmente temos cerca de 217.666,72 toneladas compactadas, ou volume acumulado de 435.333m³, considerando uma densidade de 0,5kg/m³ (NIGEPA/ Portal Sul Consórcio, 2019). Com relação as características técnicas atuais, no que diz respeito a geometria é um aterro de subsuperfície em quatro células superpostas; cada célula tem altura média de 6.00m, formadas por camadas compactadas de resíduos com espessura de 0,5m, com altura total de 24 metros e declividade dos taludes de 1V:2H; com 8 metros de distância do lençol freático (NIGEPA/ Portal Sul Consórcio, 2019). Na figura nº4, é apresentada uma vista aérea do Aterro Sanitário de Rio Formoso.

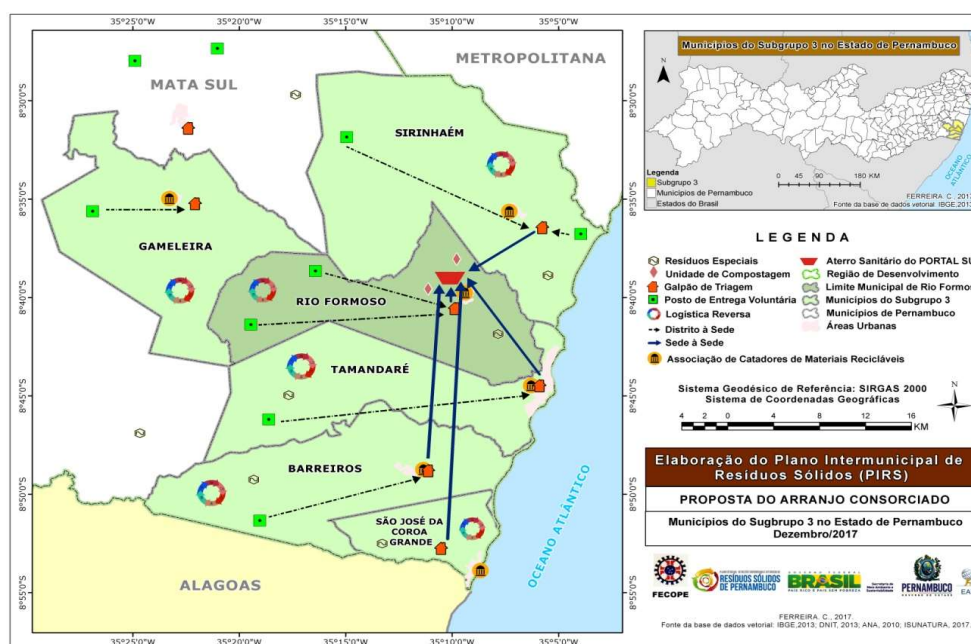
Figura 4 – Vista aérea do Aterro Sanitário de Rio Formoso-PE



Fonte: (Autora,2019).

Na figura nº 5 abaixo, temos a destinação dos resíduos sólidos urbanos em um arranjo consorciado, conforme previsto no Plano de Gerenciamento Intermunicipal de Resíduos Sólidos (PGIRS) da Mata Sul, subgrupo 03, com 01 aterro sanitário (Rio Formoso), galpões de triagem para coleta seletiva e associações de catadores, pontos de entrega voluntária(PEV'S) e Unidades de Compostagem atendendo o que preconiza a Política Nacional de Resíduos Sólidos.

Figura 5 – Arranjo Consorciado para a Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos no Aterro Sanitário de Rio Formoso



Fonte: (PGIRS, 2017).

4.1.3 Aspectos Fisiográficos

O município de Rio Formoso localiza-se no litoral de Pernambuco e apresenta clima do tipo As' (tropical quente e úmido), com chuvas de outono/inverno, segundo a classificação na escala de Köppen (CPRM, 2005).

A temperatura média anual de 24°C variando entre a mínima de 18°C e máxima 32°C (CPRM, 2005). O município de Rio Formoso encontra-se inserido no domínio da Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém, sendo seu principal rio na área urbana o Rio Formoso (CPRM, 2005). Conforme dados fornecidos pela Agência Pernambucana de Águas e Clima de Pernambuco (2019), tivemos precipitações médias em torno de 2.657,4mm para o ano de 2018 e 2.657,4mm, mostrados nas tabelas nº 12 e 13 abaixo:

Tabela Nº 11 – Índice Pluviométrico de Rio Formoso 2018

| Mês | Precipitação (mm) |
|--------------|--------------------------|
| jan | 226,2 |
| fev | 238 |
| mar | 464,2 |
| abr | 428,5 |
| mai | 213,6 |
| jun | 642,1 |
| jul | 81,1 |
| ago | 66,8 |
| set | 147,9 |
| out | 11 |
| nov | 63,5 |
| dez | 74,5 |
| Total | 2657,4 |

Fonte: (APAC,2018).

Tabela Nº 12 – Índice Pluviométrico de Rio Formoso 2019

| Mês | Precipitação (mm) |
|--------------|-------------------|
| jan | 137,5 |
| fev | 137,9 |
| mar | 140,1 |
| abr | 219,6 |
| mai | 365,3 |
| jun | 380 |
| jul | 429,9 |
| ago | 223,8 |
| set | 115,5 |
| out | 41,7 |
| nov | 7,1 |
| dez | 32,9 |
| Total | 2231,3 |

Fonte: (APAC,2019).

4.2 Quantificação dos LRSU em Rio Formoso

A caracterização dos resíduos por Município, foi obtida de forma quantitativa na entrada da área do aterro, onde há uma guarita equipada com balança rodoviária, da marca Toledo, modelo 9091, a qual possui certificado do INMETRO (Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial) de calibração, sendo responsável pela aferição da massa dos caminhões coletores. A pesagem, é realizada diariamente na entrada e saída dos caminhões, de acordo com os veículos cadastrados pelos municípios. Os dados são anotados e registrados em formulário que posteriormente são transcritos para o relatório de pesagem. Desde 2019, os dados estão sendo registrados de forma eletrônica pelo SISCONRES (Sistema de Controle de Entrada e Saída de Resíduos), software, onde mensalmente são emitidos os tickets de pesagem por Município para controle e medição, bem como os relatórios.

4.2.1 Determinação da Composição Gravimétrica

A composição gravimétrica e volumétrica é utilizada como um indicador da quantidade que cada tipo de resíduos ocupa em peso e volume nas células de um

aterro, direcionando, inclusive, como a gestão destes resíduos deverá ser realizada pelos órgãos públicos (PEREIRA,2010). O estudo da gravimetria baseou-se na metodologia de Lipor (2000), onde realizou-se a triagem, pesagem e classificação dos resíduos segundo as subclasses de: plásticos, metais, vidros, compósitos têxteis, sanitários, papel e papelão, matéria orgânica e outros.

O estudo qualitativo dos resíduos sólidos urbanos foi realizado por gravimetria, parâmetro quanto às características físicas dos resíduos sólidos para cada município integrante do Portal Sul Consórcio referente aos anos de 2018 e 2019. A composição física (ou gravimétrica) corresponde à distribuição em peso (considerando o valor absoluto e o valor relativo ou percentual) de cada tipologia de resíduos sólidos pré-definida, traduz o percentual de cada componente em relação ao peso total da amostra de resíduos analisada.

Os resultados dos estudos de gravimetria dos RSU serão fundamentais na discussão e embasamento técnico para tomada de decisão sobre as alternativas viáveis de melhor atender às políticas públicas ambientais e prestar serviços eficientes à população local.

Conforme as orientações técnicas da Norma Brasileira ABNT NBR nº 10.007/2004 foi realizada, a gravimetria para determinar as características físicas dos RSU quanto à classificação. Neste caso, trata-se de amostras representativas de resíduos sólidos, provenientes de diferentes áreas de coleta dos municípios, (aproximadamente 50 Kg), coletadas de forma aleatória, nos veículos transportadores de RSU, dentro de uma massa heterogênea.

Os RSU são triados por municípios, sendo utilizado um formulário específico, conforme modelo e procedimentos detalhados no quadro nº 2. Com os resíduos sólidos devidamente separados (triados) é procedida à pesagem dos componentes utilizando a balança Toledo modelo Prix 3/14, com capacidade de 15kg. Posteriormente, determinado o peso de cada um dos materiais separados, são acondicionados em sacos plásticos de quanto tiveram seu peso e volume específicos aferidos, sendo os recicláveis encaminhados a Cooperativa de Coleta Seletiva de Rio Formoso.

Através de uma regra de três simples, são obtidos o valor relativo (ou percentual) em peso de cada componente presente na massa de RSU, o mesmo vale para o volume.

Quadro Nº 2 - Modelo de Formulário Gravimetria

| Central de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos – Gravimetria | | | | |
|---|--|--------------------|-------------------|------------------|
| Município: | | | | |
| Data: | | | | |
| Item | Material | Peso Absoluto (Kg) | Peso Relativo (%) | Composição Macro |
| 1 | Vidro | | | Recicláveis |
| 2 | Metal Ferroso | | | |
| 3 | Alumínio | | | |
| 4 | Papel branco | | | |
| 5 | Papelão | | | |
| 6 | Plástico PET | | | |
| 7 | Plástico Duro | | | |
| 8 | Plástico Mole | | | |
| 9 | Têxteis | | | Rejeitos |
| 10 | Inertes | | | |
| 11 | Outros (sanitários, fraldas, resíduos contaminantes, etc.) | | | Orgânicos |
| 12 | Madeira e Folhagem | | | |
| 13 | Matéria Orgânica | | | |
| Total | | -- | -- | -- |

Fonte: (NIGEPA/Portal Sul Consórcio, 2019).

4.3 Coleta e Caracterização do Lixiviado

O lixiviado utilizado no estudo foi proveniente do Aterro Sanitário Público localizado em Rio Formoso, onde se gera uma vazão média de 5 m³/h, projetada pelo método suíço para aterros sanitários.

Foram coletadas amostras anuais (01 por ano) do lixiviado no Aterro Sanitário de Rio Formoso, durante os anos de 2014, 2015, 2018 e 2019, para fins de controle e monitoramento. As coletas do lixiviado foram realizadas na entrada (lagoa anaeróbia) e saída do sistema de tratamento de efluentes (Wetland), conforme figuras nº 6 e 7 abaixo.

Figura nº 6 – Entrada da ETE

Fonte: (Autora, 2019).

Figura nº 7 – Saída da ETE

Fonte: (Autora, 2019).

Em seguida, estas amostras foram encaminhadas para o laboratório da MR Ambiental Ltda, que é responsável pela coleta com a finalidade de se realizar análises físico-químicas e microbiológicas, seguindo as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017), conforme tabela nº 13. Foram analisados os parâmetros de pH, Temperatura, DBO₅, DQO, Sólidos Sedimentáveis, Metais (Ferro, Manganês, Cobre, Níquel, Chumbo, Alumínio, Zinco, Cádmiio), Turbidez, Cor, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito, Nitrato, *Escherichia coli*, de acordo com a tabela nº 14 abaixo.

Tabela 13 - Preservação e armazenamento de amostras de lixiviado.

| Parâmetro | Tipo de Frasco (*) | Volume Mínimo de Amostras (mL) | Acondicionamento para Transporte (**) | Preservação da Amostra | Prazo para Ensaio |
|--|--------------------|--------------------------------|---------------------------------------|--|-----------------------|
| Metais | P | 100mL | CT+BG | Adicionar 1mL de HNO ₃ | 180 dias |
| Turbidez | P | 50mL | CT+BG | Armazenar no escuro por até 24h sob refrigeração. | 24 horas |
| DBO | P, V | 2 frascos de 1L | CT+BG | Resfriamento (em gelo) | 24h /48h (***) |
| DQO | P, V | 250mL | CT+BG | H ₂ SO ₄ até pH≤2 Resfriamento (em gelo) | 7 dias /28 dias (***) |
| Cor | P, V | 250mL | CT+BG | Resfriamento (em gelo) | 48h |
| Sólidos Sedimentáveis | P, V | 1,5L | CT+BG | Resfriamento (em gelo) | 24h |
| Nitrogênio Amoniacal | P, V | 250mL | CT+BG | H ₂ SO ₄ até pH≤2 Resfriamento (em gelo) | 7 dias |
| Nitrito | P | 250mL | CT+BG | Refrigeração a 4°C ± 2°C | 48h |
| Nitrato | P | 250mL | CT+BG | Refrigeração a 4°C ± 2°C | 48h |
| Temperatura | | | | Análise Imediata | |
| pH | P,V | 200mL | CT+BG | Resfriamento (em gelo) | |
| Escherichia coli | V | 125mL | CT+BG | colocar duas gotas (0,1 ml) de Tiosulfato de Sódio a 10% dentro do frasco; colocar uma tira de papel-alumínio entre a boca e a tampa do frasco; envolver a boca e tampa do frasco em papel-alumínio. Resfriamento (em gelo). | 24h |
| * P= plástico(polipropileno ou equivalente) V=vidro(borosilicato) | | | | | |
| (**)caixa térmica+bolsa gel | | | | | |
| (***) Prazo Máximo pelo Stard Methods | | | | | |

Fonte: ANA (2011), EMBRAPA (2012).

Tabela 14 - Parâmetros para Análise de Lixiviados

| Parâmetros | Método | Referências |
|-------------------------------------|------------------------------------|---|
| Potencial Hidrogeniônico | Potenciométrico | SMEWW - 4500 B |
| Temperatura (°C) | | NA |
| DBO ₅ (mg/L) | Diluição e Incubação | APHA - SMEWW, 23nd edition, 2017. |
| DQO (mg/L) | Colorimétrico | APHA - SMEWW, 23nd edition, 2017. |
| Turbidez (NTU) | Turbidimetria | SMEWW - 2130 B |
| Cor (uH) | Colorimétrico/Espectrofotometria | SMEWW - 2120 B |
| Sólidos Sedimentáveis (ml/L) | Gravimétrico | SMEWW - 2540 F |
| Zinco (mg/L) | Cromatografia por Absorção Atômica | USEPA 3050 B / USEPA 6010 C |
| N Amoniacal (mg/L) | Colorimétrico | USEPA 350.1 / USEPA 440/5-85-001 / SMEWW - 4500 NH ₃ |
| Nitrito (mg/L) | Espectrofotometria UV Visível | USEPA 300.1 / SMEWW - 4500 |
| Nitrato (mg/L NO ₃) | Espectrofotometria UV Visível | USEPA 300.1 / SMEWW - 4500 |
| Cobre (mg/L) | Cromatografia por Absorção Atômica | USEPA 3050 B / USEPA 6010 C |
| Ferro (mg/L) | Cromatografia por Absorção Atômica | USEPA 3050 B / USEPA 6010 C |
| Níquel (mg/L) | Cromatografia por Absorção Atômica | USEPA 3050 B / USEPA 6010 C |
| Manganês (mg/L) | Cromatografia por Absorção Atômica | USEPA 3050 B / USEPA 6010 C |
| Alumínio (mg/L) | Cromatografia por Absorção Atômica | USEPA 3050 B / USEPA 6010 C |
| Cádmio (mg/L) | Cromatografia por Absorção Atômica | USEPA 3050 B / USEPA 6010 C |
| Chumbo (mg/L) | Cromatografia por Absorção Atômica | USEPA 3050 B / USEPA 6010 C |
| <i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL) | Substrato Cromogênico | SMEWW - 9221 F |

Fonte: MR AMBIENTAL, 2019

4.4 Sistema de Tratamento Existente

O modelo tecnológico adotado para o tratamento do lixiviado do AS Rio Formoso, teve como premissa uma solução de fácil operação, de baixo custo de resíduos sólidos e considerando o ambiente da área, em especial a topografia, relevo, subsolo, vegetação, clima e balanço hídrico. Foi dimensionado para atender 12t/d, para o

Município de Rio Formoso, com uma vazão de 0,65m³/h (Projeto Básico Aterro Sanitário, 2002).

Atualmente, o volume de Resíduos Sólidos Urbanos gerado é de 130 t/dia correspondente a 08 municípios, para uma vazão estimada de 5 m³/h ou 120 m³/d de lixiviado bruto para ser tratado. O método empírico adotado foi o suíço conforme equação 1. O lixiviado gerado no interior da massa de lixo é coletado através dos drenos e encaminhado até a estação de tratamento de efluentes, de acordo com a fig. O sistema se baseia em um tratamento realizado através de uma lagoa anaeróbia seguida para uma facultativa como tratamento complementar para uma Wetland, antes de ser lançado ao corpo hídrico, de acordo com a figura nº 8 abaixo.

$$Q = 1/t (P.S.K) \quad \text{Eq. (1)}$$

Onde:

Q = vazão média de líquidos percolados (L/s);

P = precipitação média anual (mm/ano);

P = 2300mm/ano

S = área do aterro (m²);

S = 40000 m²

T = tempo(s) (equivalente a 1 ano = 31536000 s);

K = constante de compactação

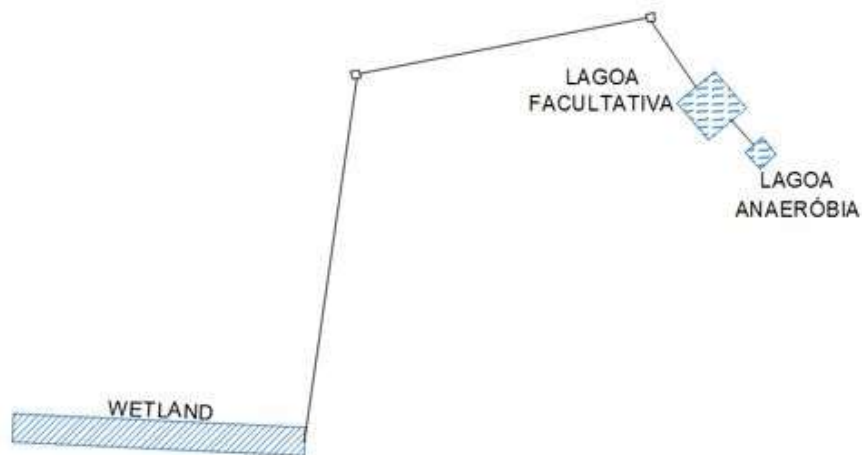
K = 0,5

$$Q = 1/31536000 (2300 \times 40000 \times 0,5)$$

$$Q = 1,45 \text{ l/s}$$

$$Q = 5 \text{ m}^3/\text{h}$$

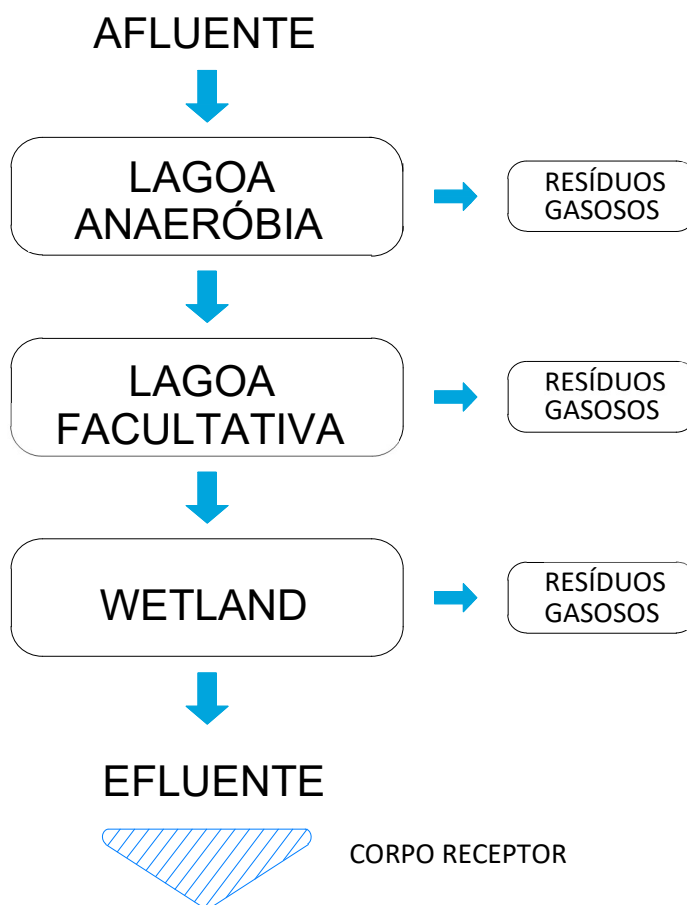
Figura nº 8 – Esquema de tratamento do lixiviado existente (cenário 1) no Aterro Sanitário de Rio Formoso.



Fonte: A autora (2019)

O croqui abaixo (Figura nº 9) apresenta a sequência do Tratamento da ETL do AS Rio Formoso.

Figura 9 – Esquema sequencial de tratamento do lixiviado bruto proveniente do AS Rio Formoso.



Fonte: A autora (2019)

Figura 10 – Vista da Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL Rio Formoso)



Obs.: Sequência de tecnologias adotadas para o tratamento de lixiviado: (1) Lagoa Anaeróbia; (2) Lagoa Facultativa; (3) Wetland.

Fonte: (NIGEPA/ Portal Sul Consórcio, 2019)

4.4.1 Determinação da Eficiência do Sistema de Tratamento

Para a determinação da eficiência do sistema de tratamento, é necessário a caracterização do efluente, conforme tabela nº 15 abaixo. De acordo com os parâmetros das características do efluente bruto, temos uma DBO de entrada de 193 mg/L e a DQO de 2.121 mg/L, referente à última análise de 2019 pelo laboratório MR Ambiental. Para o dimensionamento do volume(m³) da Wetland, adotaram-se as dimensões do projeto básico, sendo o valor encontrado de 48 m³. A etapa seguinte foi o dimensionamento da carga orgânica de DBO e DQO, em (kg/d), equações 2 e 3.

Tabela Nº 15 – Caracterização Efluente Bruto

| Parâmetros | Efluente Bruto |
|-----------------------------------|----------------|
| Vazão diária (m ³ /d) | 120 |
| Horas trabalhadas (h) | 24 h |
| Vazão horária (m ³ /h) | 5 |
| DQO (mg/L) | 2.121 |
| DBO (mg/L) | 193 |
| pH | 8,0 |
| Turbidez NTU) | 179 |
| Cor (Hz) | 6.800 |
| Nitrogênio amoniacal (mg/L) | 1.360 |
| E. Coli (NMP/100mL) | 1,6 |
| DBO (kg/d) | 23,2 |
| Carga DQO (kg/d) | 254,5 |

Fonte: A autora (2019)

As cargas aplicadas variaram em função das concentrações do lixiviado bruto.

A Carga orgânica (CO) de DQO foi calculada por meio da equação 2.

(1) Concentração DQO

DQO (kg/m³) = Carga Orgânica Potencial (kg/d) / Vazão Efluente (m³/d) Eq. 2

$$2.121 \text{ kg/m}^3 = \text{Carga Orgânica Potencial (kg/d)} / 120 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$\text{Carga Orgânica Potencial (kg/d)} = 254,52 \text{ kg/d}$$

$$\text{DQO (mg/L)} = \text{DQO (kg/ m}^3) \times 1.000$$

$$\text{DQO (kg/ m}^3) = 2.121\text{mg/L}/1000$$

$$\text{DQO (kg/m}^3) = 2.121 \text{ kg/m}^3$$

A Carga orgânica (CO) de DBO foi calculada por meio da equação 3.

(2) Concentração DBO

DBO (kg/m³) = Carga Orgânica Potencial (kg/d) / Vazão Efluente (m³/d) Eq. 3

$$0,193 \text{ kg/m}^3 = \text{Carga Orgânica Potencial (kg/d)} / 120\text{m}^3/\text{d}$$

$$\text{Carga Orgânica Potencial (kg/d)} = 23,16 \text{ kg/d}$$

$$\text{DBO (mg/L)} = \text{DBO (kg/ m}^3) \times 1.000$$

$$\text{DBO (kg/ m}^3) = 193\text{mg/L}/1000$$

$$\text{DBO (kg/ m}^3) = 0,193 \text{ kg/m}^3$$

As eficiências de remoção (E%) foram calculadas a partir dos resultados das análises das amostras coletadas na entrada e saída da Estação de Tratamento de Lixiviado, utilizando a Equação 4:

$$E = (C_e - C_s) / C_e \times 100 \quad \text{Eq. 4}$$

Onde:

E: Eficiência de remoção (%);

C_e: Concentração afluyente (mg/L);

C_s: Concentração efluente (mg/L)

Dados:

DQO de Entrada = 2121 mg/L

DQO de Saída = 1146 mg/L

DBO de Entrada = 193,3 mg/L

DBO de saída = 113,3 mg/L

$$E = (2121 - 1446) / 2121 \times 100$$

$$E = 46,91\%$$

$$E = (193,3 - 113,3) / 193,3 \times 100$$

$$E = 41,38\%$$

Baseado nessa concepção, na perspectiva de melhoria da eficiência do sistema de tratamento da Wetland foram construídas e colocadas 04 barreiras reativas

compostas de carvão ativado, areia e brita, que conjuntamente formam um sistema bioquímico (SBQ).

Para cada barreira reativa conforme figura nº13, foram adicionados 75kg de carvão ativado, com aspecto do tipo granulado, preto e inodoro. Apresentou pH de 9,6x10 Mesh, equivalente a um tamanho de grânulos que vai dos 2mm – 3,36mm aproximadamente, $d=0,45$ a $0,55$ g/cm³, referência nº 5663-27E, conforme certificado de análise do carvão (ANEXO A).

O carvão ativado de origem vegetal (casca de coco) se torna ativo aplicando vapor de água a uma temperatura entre 800°C e 1000°C. Para reforçar a drenagem da Wetland foi adicionado juntamente ao carvão ativado uma camada de brita de granulometrias nº 19 e 25 mm e plantados capim *Brachiaria* conforme figura nº14, cujo nome científico é *Brachiaria subquadrifera* (*Brachiaria* de brejo), espécie bastante recorrente na região em estudo, além de pouca exigência para fertilidade dos solos, desenvolve-se bem em solos encharcados e ajuda na filtração e adsorção de constituintes dos efluentes que são incorporados ao tecido das plantas. Foi utilizado meio suporte para o estabelecimento das macrófitas com profundidade de 0,35 m e lâmina d'água de 0,40 m acima do leito de brita. Nas unidades de Fluxo Sub Superficial foi adotada declividade de 0,5% para evitar possíveis problemas de colmatção.

As Figuras nº 11,12, 13 e 14 apresentam as etapas antes e depois da implantação das barreiras bioquímicas na Wetland.

Figura nº 11 - Antes da Barreira Bioquímica



Fonte: A autora (2019).

Figura nº12 - Após a Barreira Bioquímica



Fonte: A autora (2019).

Figura nº 13 - Placa para Barreira Bioquímica

Fonte: A autora (2019).

Figura nº 14 - Braquiária de Brejo

Fonte: A autora (2019).

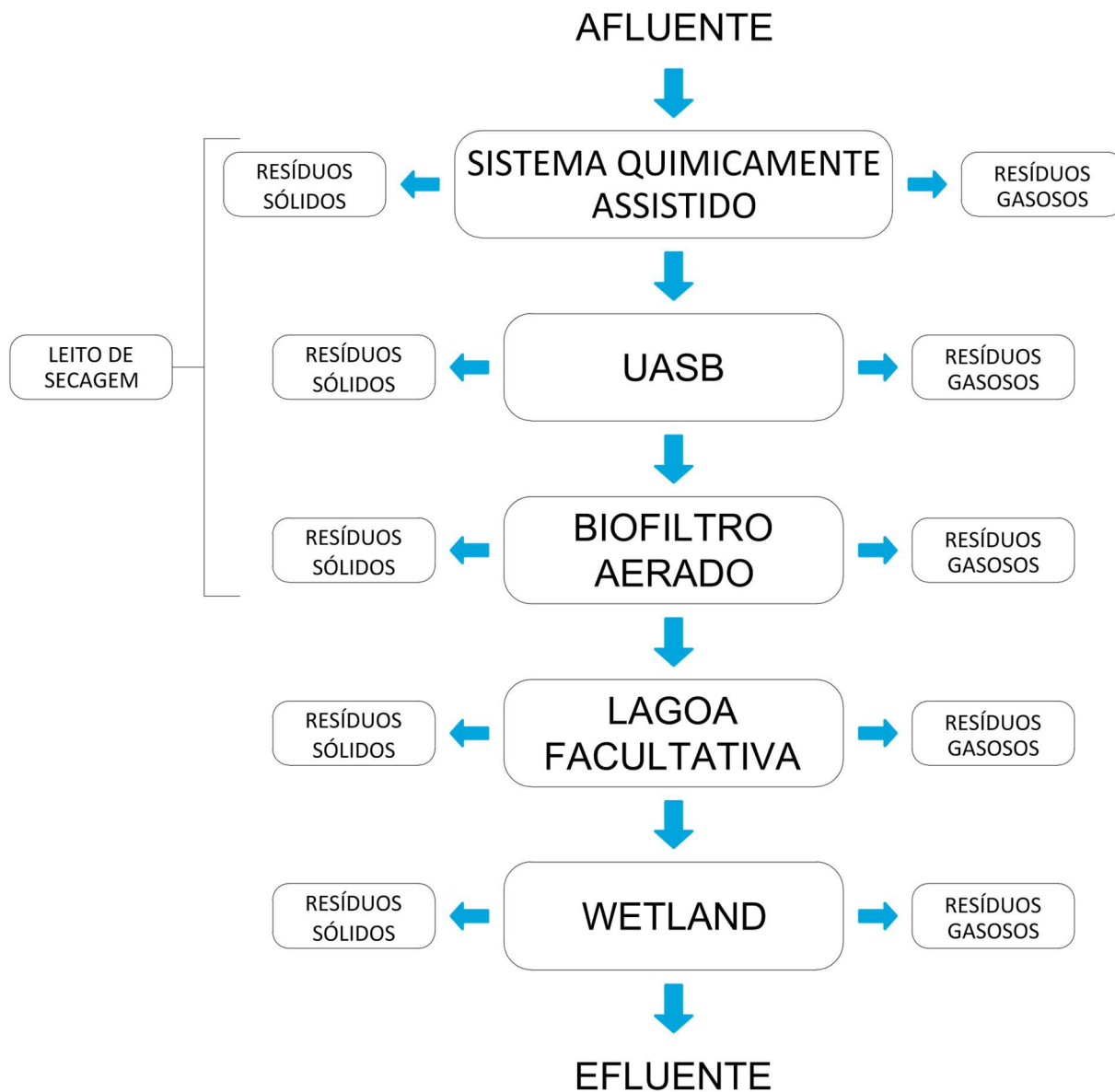
O sistema vem sendo monitorado desde 2019, após a implantação do carvão ativado. Foi dimensionado para ter uma eficiência 88%, segundo dados de Projeto Básico do Aterro (Projeto Básico, 2002). Após a implantação do sistema de tratamento com as barreiras reativas de carvão ativado, a eficiência foi menor que 70%.

Diante disso, foi necessário complementar o tratamento biológico com outras formas de tratamento de modo a atingir eficiências de remoções maiores.

Nesse contexto, o estudo propõe para esta finalidade, mas outros dois cenários para tratamento de lixiviados além do já existente, conforme layout abaixo figura nº 15.

O cenário 2 proposto é composto por um sistema quimicamente assistido (coagulação - floculação e sedimentação), seguido por um reator UASB e, por fim, por um biofiltro aerado. Após o processo físico-químico, o efluente segue para o tratamento biológico, conforme exposto na Figura nº 16. O memorial de cálculo e as plantas, que auxiliaram no dimensionamento dos sistemas propostos, encontram-se em anexo.

Figura nº 15 - Cenário 2 – Tratamento de Lixiviado Aterro Sanitário Rio Formoso



Fonte: A Autora (2019).

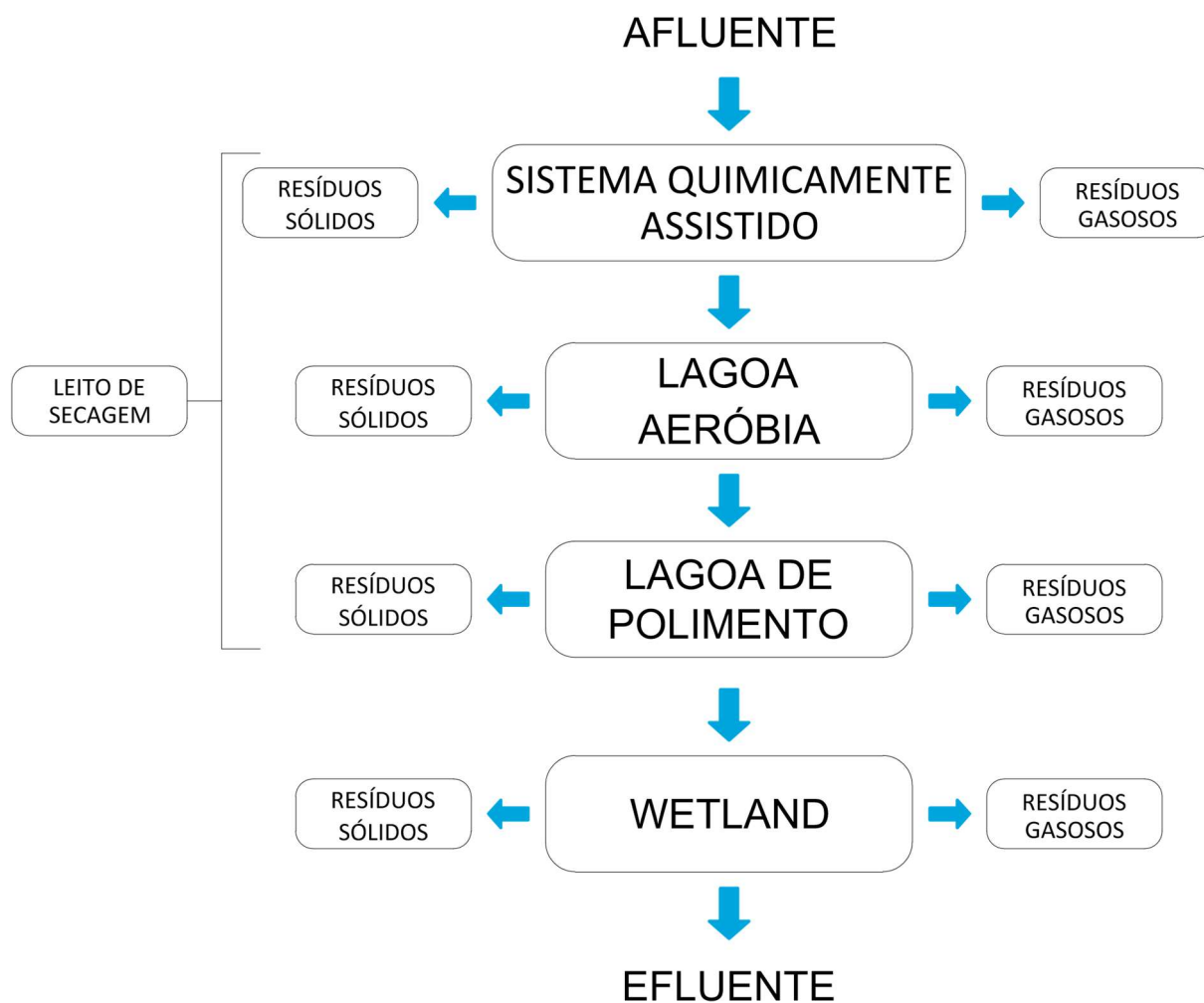
Figura nº16 - Esquema de Tratamento Proposto Cenário 2 Aterro Sanitário de Rio Formoso



Fonte: A autora (2019).

O terceiro cenário proposto é composto por um sistema quimicamente assistido (coagulação-floculação e sedimentação), seguido de uma lagoa aeróbia para uma lagoa de polimento, após o processo físico-químico segue para o tratamento biológico, conforme figura nº17. O esquema 3 do tratamento proposto é apresentado na Figura nº18. O memorial de cálculo e as plantas, para dimensionamento dos sistemas propostos, encontram-se em anexo.

Figura nº17 - Cenário 3 – Tratamento de Lixiviado Aterro Sanitário Rio Formoso.



Fonte: A autora (2019).

Figura N°18 - Esquema de Tratamento Proposto Cenário 3 Aterro Sanitário de Rio Formoso



Fonte: A autora (2019).

4.5 Análise de Tratamento dos Dados

Para a pesquisa em estudo, foram utilizados dados secundários para a caracterização dos resíduos sólidos urbanos e para a caracterização dos lixiviados realizados no aterro sanitário de Rio Formoso.

A partir da consulta ao banco de dados do Sistema de Resíduos do Núcleo Intermunicipal de Resíduos Sólidos do Portal Sul Consórcio, as informações foram obtidas sobre o recebimento de resíduos por Municípios Pernambucanos (Barreiros, Gameleira, Rio Formoso, Sirinhaém, Tamandaré e São José de Coroa Grande, e dos Municípios Alagoanos de Maragogi, Jacuípe e Japaratinga em valores de toneladas mensais, que são entregues no aterro sanitário público. Os dados foram tabulados e organizados e as variáveis pertinentes foram selecionadas, por meio de planilhas de cálculo. Utilizou-se o programa Microsoft Excel 2007, para uma correlação entre variáveis de produção de resíduos por mês, ano e Município e o tipo de resíduo. O período de avaliação utilizado na quantificação do recebimento foram os meses dos anos de 2014 a 2019. E para gravimetria foi no período de janeiro de 2018 a dezembro de 2019.

Os dados de monitoramento de lixiviados, realizados no aterro sanitário de Rio Formoso, foram no período de 2018 e 2019. Consistem em análises de amostras físico-químicas e biológicas realizadas anualmente em pontos pré-determinados do aterro sanitário. Para este trabalho os pontos de interesse foram: Efluente Bruto (Entrada) coletado na Lagoa Anaeróbia (P1), e no Efluente Tratado (Saída), coletado na Wetland, ponto final.

Os parâmetros monitorados para os anos de 2018 e 2019 no aterro de Rio Formoso estão apresentados na Tabela Nº. Nesta, encontram-se os resultados da concentração dos parâmetros e suas unidades de quantificação, além dos limites impostos ao lançamento de efluentes tratados em corpos receptores, estipulados pela Resolução CONAMA Nº430/2011 e Normas Técnicas CPRH Nº 2001, 2002 e 2007. Com os dados de monitoramento, foi organizado um banco de dados no programa Microsoft Excel 2007 de maneira a propiciar o cálculo das medidas estatísticas para a avaliação dos dados de monitoramento dos lixiviados, bem como sua posterior alimentação com dados de anos futuros.

4.5.1 Análise Estatística

Inicialmente procedeu-se uma análise de estatística descritiva dos parâmetros de recebimento de resíduos sólidos urbanos dos municípios em estudo, com a determinação das variáveis estudadas analisando-se média, desvio padrão e o coeficiente de variação. Para aplicação de técnicas estatísticas multivariadas, utilizou-se o SPSS versão 12 Statistic Software.

Para a análise estatística do lixiviado, foram avaliadas as variáveis monitoradas em relação ao percentual de amostras coletadas na entrada e saída do efluente no sistema de tratamento do aterro estudado considerando o enquadramento do corpo de água, a fim de se verificar as principais interferências predominantes dos parâmetros analisados e se estas variáveis são convenientemente consideradas no cálculo estatístico. Foram elaboradas tabelas e gráficos apresentados nos resultados, durante o período de 2018 a 2019.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos

A geração dos resíduos sólidos urbanos é consequência das atividades diárias da sociedade, em função da variabilidade das cidades, resultando em quantidades e composições de resíduos que dependem do tamanho da população, hábitos, épocas de ano, clima, nível educacional, desenvolvimento econômico, dentre outros fatores inerentes a cada localidade. De acordo com a tabela nº 16 abaixo, no ano de 2014, foram gerados, 35.426,10 t de RSU no Aterro Sanitário em estudo.

O Município de Barreiros, ficou com a maior produção de 9.823,84t de RSU, seguida do Município de Tamandaré com 8.933,35 t de RSU conforme gráfico nº 1. Os Municípios de Rio Formoso e Sirinhaém tiveram uma produção de RSU de 4.133,23 t e 8.670,65 t respectivamente.

O Município que teve a menor produção foi Gameleira com 3.805,03t de RSU, como observamos no gráfico nº 2. Segundo Hoornweg e BhadaTata (2012), os países da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico(OECD) são responsáveis pela geração de quase metade dos resíduos do mundo, enquanto que a África e o Sul da Ásia são as regiões com menor produção de RSU.

A projeção dos dados para o ano de 2025 sugere que os níveis de produção de RSU serão de 6.0609.703t/d, na África 441.840t/d, no Leste da Ásia e Pacífico (EAP) 1.865.379t/d, na Europa e Região Central da Ásia(ECA) 354.810 t/d, na América Latina e Região do Caribe(LCR) 728.392 t/d, no Oriente Médio e África do Norte(MENA) 369.320 t/d, Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico(OECD) 1.742.471 t/d e Região Sul da Ásia(SAR) 567.545 t/d.

No aterro sanitário consorciado de resíduos sólidos urbanos classe II no Município de Palmeira das Missões que atende 27 municípios da região Noroeste do Rio Grande do Sul, a geração de resíduos sólidos urbanos é de 200t/d, destaque para os Municípios de Carazinho(938,62t/d), Palmeira da Missões(563,92t/d) e Não Me Toque (256,46 t/d), conforme estudos de (BRUM, 2017).

No Brasil, de 2010 a 2014, a produção de RSU cresceu 29% (ABRELPE, 2014), demandando mais serviços de logística (COUTO et al., 2017), tratamento para redução dos impactos (GOMES et al., 2017).

Todos os Municípios do estudo são litorâneos, apresentam período sazonal de alta rotatividade durante o verão o que durante os meses de janeiro a março

apresentam maior fluxo de pessoas, devido ao potencial turístico da região, justificando o aumento do consumo e da produção de resíduos sólidos urbanos, principalmente entre os meses de janeiro e fevereiro, conforme gráfico abaixo.

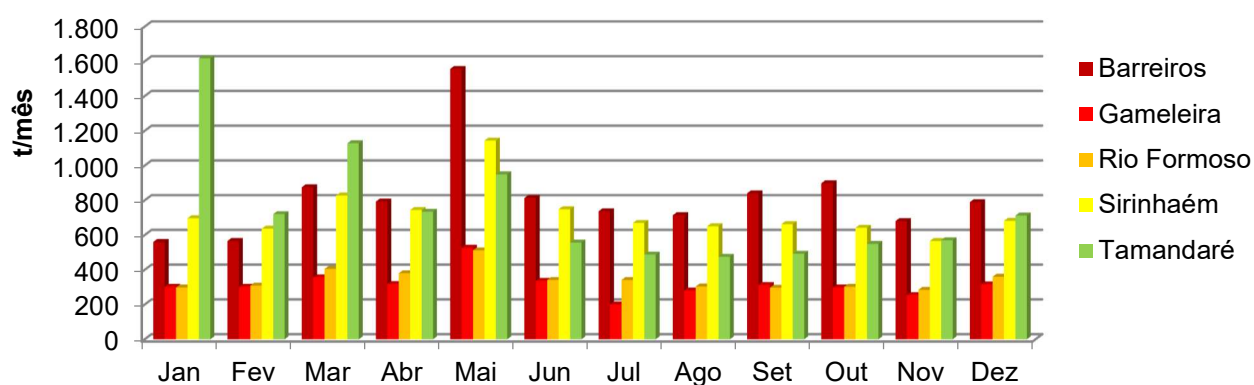
Destaque para o Município de Tamandaré que só no mês de janeiro teve a produção de 1617,26t/d e em março 1.128,47 t/d, quase três vezes mais do que o habitual.

Tabela 16 - Recebimento dos Resíduos Sólidos Urbanos no Aterro Sanitário de Rio Formoso (tonelada/2014)

| Mês | Barreiros | Gameleira | Rio Formoso | Sirinhaém | Tamandaré | Total |
|---------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|
| Jan | 560,45 | 302,31 | 298,28 | 696,86 | 1.617,26 | 3.475,16 |
| Fev | 565,79 | 302,18 | 308,91 | 636,64 | 720,32 | 2.533,84 |
| Mar | 875,06 | 356,67 | 405,04 | 827,62 | 1.128,47 | 3.592,86 |
| Abr | 793,07 | 318,18 | 379,81 | 744,33 | 734,03 | 2.969,42 |
| Mai | 1.556,31 | 527,00 | 511,88 | 1.143,83 | 949,68 | 4.688,70 |
| Jun | 813,34 | 336,35 | 341,29 | 748,65 | 556,53 | 2.796,16 |
| Jul | 737,12 | 200,47 | 340,93 | 669,53 | 487,66 | 2.435,71 |
| Ago | 714,30 | 280,71 | 303,98 | 650,71 | 475,05 | 2.424,75 |
| Set | 840,31 | 312,30 | 297,01 | 662,69 | 492,58 | 2.604,89 |
| Out | 898,12 | 298,48 | 301,92 | 642,13 | 549,09 | 2.689,74 |
| Nov | 680,79 | 254,32 | 284,30 | 565,80 | 570,11 | 2.355,32 |
| Dez | 789,18 | 316,06 | 359,88 | 681,86 | 712,57 | 2.859,55 |
| Total | 9.823,84 | 3.805,03 | 4.133,23 | 8.670,65 | 8.993,35 | 35.426,10 |
| Média | 818,653 | 317,086 | 344,436 | 722,554 | 749,446 | 2.952,175 |
| Desvio Padrão | 256,339 | 77,269 | 64,614 | 148,312 | 338,261 | 674,089 |
| Coef. Variação (%) | 31,3 | 24,4 | 18,8 | 20,5 | 45,1 | 22,8 |

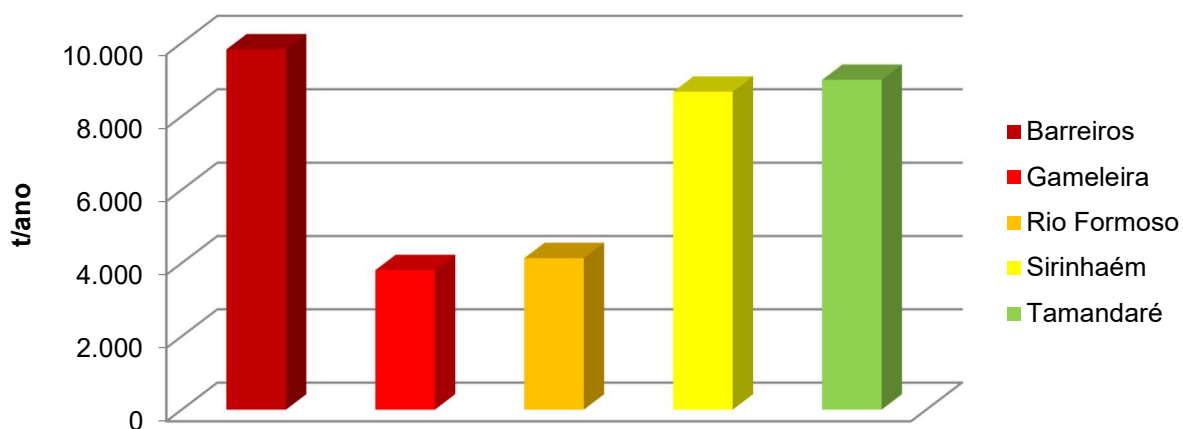
Fonte: (NIGEPA, Portal Sul Consórcio, 2019)

Gráfico nº 1 - Recebimento de Resíduos Sólidos Urbanos no Aterro Sanitário de Rio Formoso (tonelada/mês - 2014)



Fonte: A autora (2019)

Gráfico nº 2- Montante de RSU gerados por cada município integrante do Consórcio do Aterro Sanitário Rio Formoso (2014).



Fonte: A autora (2019)

No ano de 2015, foram gerados, 29.901,31 t de RSU no Aterro Sanitário em estudo, menor geração de RSU em relação ao ano anterior conforme tabela nº17. O Município de Barreiros, ficou com a maior produção de 8.120,62t de RSU seguido do Município de Tamandaré com 7.788,60 t de RSU, de acordo com apresentado no gráfico nº3. Os Municípios de Rio Formoso e Sirinhaém tiveram uma produção de RSU de 3.571,25 t e 7.252,61 t respectivamente.

O Município que teve a menor produção foi Gameleira com 3.168,23t de RSU, gráfico nº4. Os meses de janeiro e fevereiro apresentaram uma maior produção de resíduos em relação aos outros meses. Segundo Avfall Sverige (2016), na Suécia, em 2015, foram encaminhadas 38.300 toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) para aterros. De acordo com dados coletados por Martins (2017) no Município de Lençóis Paulista (SP), foram gerados 1050t/mês.

Tabela 17 – Quantidade de Resíduos Sólidos Urbanos destinados ao Aterro Sanitário Rio Formoso (2015)

| Mês | Barreiros | Gameleira | Rio Formoso | Sirinhaém | Tamandaré | Total |
|----------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|
| Jan | 772,36 | 293,03 | 292,16 | 741,34 | 1.461,24 | 3.560,13 |
| Fev | 651,36 | 261,62 | 302,26 | 608,89 | 937,04 | 2.761,17 |
| Mar | 762,94 | 312,46 | 312,93 | 636,96 | 559,01 | 2.584,30 |
| Abr | 640,18 | 242,18 | 324,26 | 574,60 | 570,24 | 2.351,46 |
| Mai | 679,19 | 273,18 | 298,01 | 550,07 | 526,91 | 2.327,36 |
| Jun | 775,92 | 303,57 | 324,87 | 643,84 | 506,45 | 2.554,65 |
| Jul | 706,73 | 275,14 | 327,91 | 666,03 | 522,80 | 2.498,61 |
| Ago | 622,86 | 255,71 | 318,93 | 597,97 | 454,98 | 2.250,45 |
| Set | 704,90 | 234,06 | 263,79 | 565,94 | 542,54 | 2.311,23 |
| Out | 599,04 | 215,50 | 238,68 | 538,93 | 562,51 | 2.154,66 |
| Nov | 545,68 | 250,28 | 250,97 | 505,63 | 508,08 | 2.060,64 |
| Dez | 659,46 | 251,50 | 316,48 | 622,41 | 636,80 | 2.486,65 |
| Total | 8.120,62 | 3.168,23 | 3.571,25 | 7.252,61 | 7.788,60 | 29.901,31 |
| Média | 676,718 | 264,019 | 297,604 | 604,384 | 649,050 | 2.491,776 |
| Desvio Padrão | 71,672 | 28,776 | 30,541 | 63,898 | 283,584 | 388,894 |
| CV (%) | 10,6 | 10,9 | 10,3 | 10,6 | 43,7 | 15,6 |

Fonte: (NIGEPA, Portal Sul Consórcio, 2019)

Gráfico nº 3 - Montante de RSU gerados, mensalmente, por cada município integrante do Consórcio do Aterro Sanitário Rio Formoso (2015).

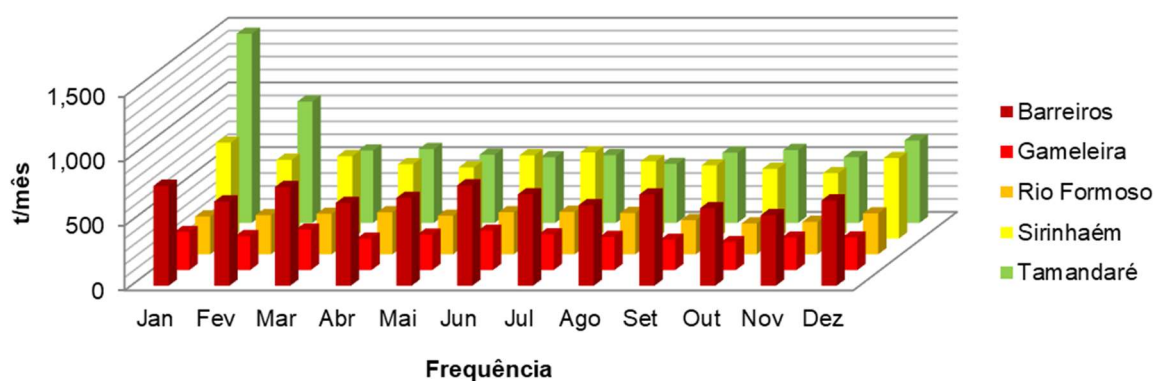
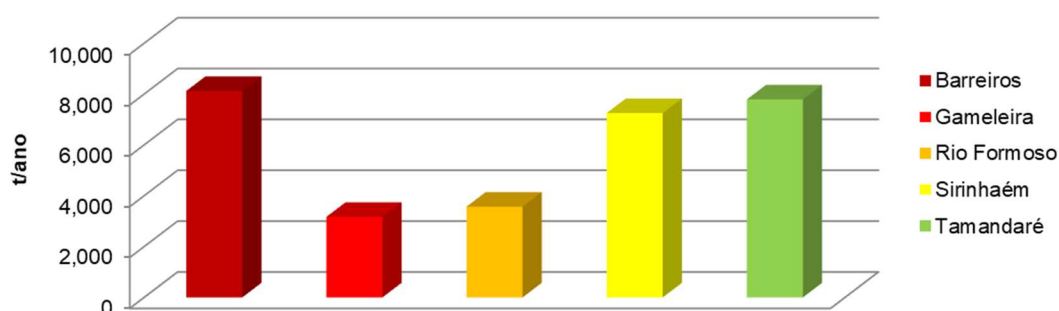


Gráfico nº 4 – Montante de RSU, por município, destinados ao Aterro Sanitário de Rio Formoso (2015)



Fonte: A autora (2019)

No ano de 2016, foram gerados, 29.311,17 t de RSU no Aterro Sanitário em estudo. O Município de Barreiros, ficou com a maior produção de 7.874,22t de RSU, de acordo com a tabela nº 18, seguida do Município de Tamandaré com 7.475,91 t de RSU.

Os Municípios de Rio Formoso e Sirinhaém tiveram uma produção de RSU de 3.828,23 t e 6.933,95 t respectivamente, conforme gráfico nº 5. O Município que teve a menor produção foi Gameleira com 3.143,69t de RSU, gráfico nº 6. Segundo Merelles (2019) no Aterro Sanitário de Aparecida Goiânia (GO), foram produzidas 8.038,57 toneladas de RSU no período de 2004 a 2016. Em períodos de baixa temperatura acontecem reduções nas gerações de RSU, mas em períodos de temperaturas mais elevadas ocorre o inverso (XU et al., 2013).

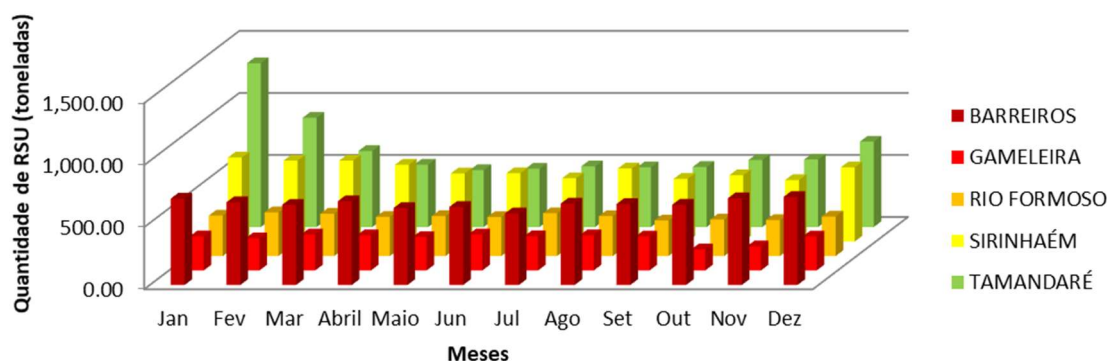
Os meses de janeiro e fevereiro apresentaram uma maior produção de resíduos em relação aos outros meses, destaque para Tamandaré que teve uma produção de 1320t,41 de resíduos sólidos, período em que o Município triplica a quantidade de habitantes devido ao verão, de temperatura mais elevada.

Tabela nº 18 – Montante, por município, de RSU destinados ao Aterro Sanitário de Rio Formoso (tonelada/2016)

| Mês | Barreiros | Gameleira | Rio Formoso | Sirinhaém | Tamandaré | Total |
|---------------------------|------------------|------------------|--------------------|------------------|------------------|------------------|
| Jan | 696,15 | 275,44 | 326,22 | 677,05 | 1.320,41 | 3.295,27 |
| Fev | 666,61 | 259,50 | 352,28 | 652,35 | 881,07 | 2.811,81 |
| Mar | 645,87 | 290,69 | 341,01 | 653,10 | 613,33 | 2.544,00 |
| Abr | 675,41 | 284,17 | 315,19 | 619,29 | 502,42 | 2.396,48 |
| Mai | 620,48 | 269,98 | 322,20 | 549,04 | 459,65 | 2.221,35 |
| Jun | 628,77 | 290,70 | 314,72 | 550,73 | 470,48 | 2.255,40 |
| Jul | 577,22 | 275,72 | 345,07 | 510,71 | 489,51 | 2.198,23 |
| Ago | 656,21 | 284,06 | 321,73 | 588,94 | 481,54 | 2.332,48 |
| Set | 652,18 | 274,39 | 287,03 | 505,16 | 484,56 | 2.203,32 |
| Out | 646,56 | 170,21 | 294,67 | 534,29 | 540,07 | 2.185,80 |
| Nov | 699,02 | 194,91 | 290,03 | 495,41 | 544,54 | 2.223,91 |
| Dez | 709,74 | 273,92 | 318,08 | 597,88 | 688,33 | 2.587,95 |
| Total | 7.874,22 | 3.143,69 | 3.828,23 | 6.933,95 | 7.475,91 | 29.256,00 |
| Média | 656,185 | 261,974 | 319,019 | 577,829 | 622,993 | 2.438,000 |
| Desvio Padrão | 37,241 | 38,478 | 20,951 | 62,774 | 250,791 | 333,509 |
| Coef. Variação (%) | 5,7 | 14,7 | 6,6 | 10,9 | 40,3 | 13,7 |

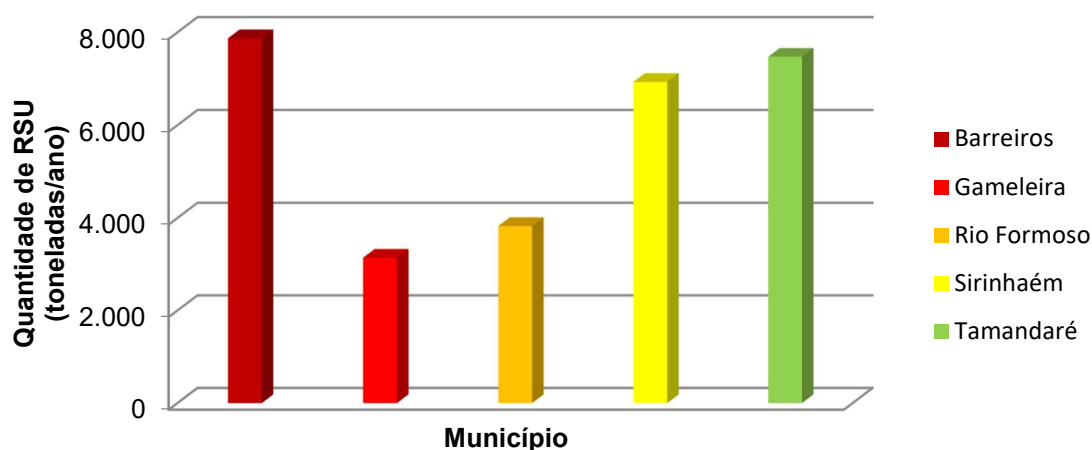
Fonte: (NIGEPA, Portal Sul Consórcio, 2019).

Gráfico nº 5 - Recebimento de Resíduos Sólidos Urbanos no Aterro Sanitário de Rio Formoso (tonelada/mês - 2016)



Fonte: A autora (2019)

Gráfico nº 6 - Total toneladas por Município integrante do Consórcio do Aterro Sanitário Rio Formoso (2016)



Fonte: A autora (2019)

No ano de 2017, foram gerados, 34.220,97 t de RSU no Aterro Sanitário em estudo, tabela nº 19. O Município de Barreiros, ficou com a maior produção de 9.259,80 t de RSU, seguida do Município de Tamandaré com 8.882,02 t de RSU. Os Municípios de Rio Formoso e Sirinhaém tiveram uma produção de RSU de 5.322,85 t e 8.298,78 t respectivamente gráfico nº 7. O Município que teve a menor produção foi Gameleira com 705,75t de RSU gráfico nº 8. Salienta-se, que no período de março a dezembro de 2017, o Município não destinava seus resíduos sólidos urbanos para o aterro sanitário de Rio Formoso.

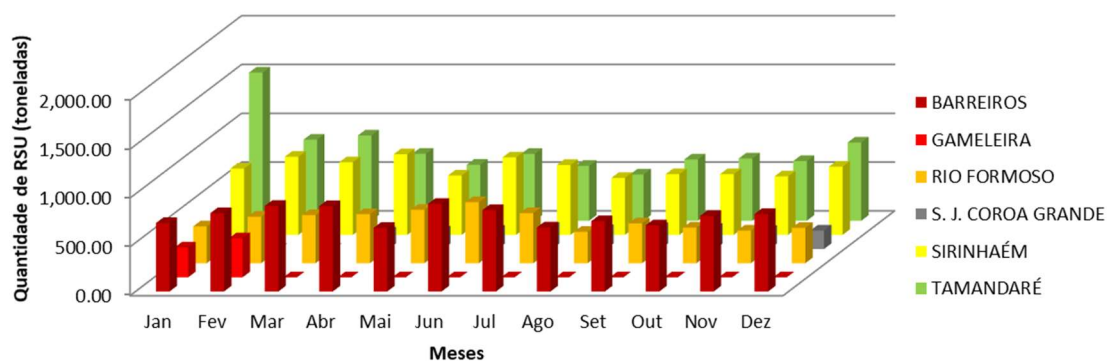
Segundo Cavichiolo (2017) no Centro de Gerenciamento de Resíduos (CGR Iguazu), onde está situado o Aterro Sanitário na Fazenda Rio Grande/ PR, formado pelo Consórcio Intermunicipal para a Gestão de Resíduos Sólidos(CONRESOL) dos municípios de Almirante Tamandaré; Araucária; Balsa Nova; Bocaiúva do Sul; Campina Grande do Sul; Campo Largo; Campo Magro; Colombo; Contenda; Curitiba; Fazenda Rio Grande; Mandirituba; Pinhais; Quatro Barras; Quitandinha; São José dos Pinhais, durante o período de 2010 até julho de 2017 produziram 5.891.150 toneladas de resíduos sólidos urbanos (classe II). O comportamento sazonal também ocorre devido às influências meteorológicas (ABDOLI et al., 2012) e climáticas. Os meses de janeiro e fevereiro apresentaram uma maior produção de resíduos em relação aos outros meses.

Tabela nº 19 - Recebimento dos Resíduos Sólidos Urbanos no Aterro Sanitário de Rio Formoso (2017)

| Mês | Barreiros | Gameleira | Rio Formoso | S.J.C.Grande | Sirinhaém | Tamandaré | Total |
|---------------------------|------------------|------------------|--------------------|---------------------|------------------|------------------|------------------|
| Jan | 701,24 | 305,69 | 377,29 | 0,00 | 680,04 | 1.518,02 | 3.582,28 |
| Fev | 802,67 | 400,06 | 475,90 | 0,00 | 801,25 | 830,14 | 3.310,03 |
| Mar | 876,66 | 0,00 | 492,52 | 0,00 | 744,29 | 873,79 | 2.987,26 |
| Abr | 874,33 | 0,00 | 502,08 | 169,40 | 826,16 | 685,95 | 3.057,91 |
| Mai | 651,58 | 0,00 | 547,30 | 179,49 | 608,87 | 573,78 | 2.561,02 |
| Jun | 898,01 | 0,00 | 624,89 | 189,10 | 793,91 | 685,12 | 3.191,03 |
| Jul | 834,00 | 0,00 | 512,81 | 219,29 | 716,41 | 561,97 | 2.844,47 |
| Ago | 655,94 | 0,00 | 321,53 | 194,20 | 583,05 | 473,54 | 2.228,26 |
| Set | 720,25 | 0,00 | 407,44 | 214,62 | 622,52 | 628,42 | 2.593,24 |
| Out | 677,66 | 0,00 | 364,75 | 207,76 | 622,80 | 638,29 | 2.511,26 |
| Nov | 773,81 | 0,00 | 334,54 | 187,69 | 600,29 | 611,44 | 2.507,77 |
| Dez | 793,67 | 0,00 | 361,81 | 190,22 | 699,20 | 801,56 | 2.846,46 |
| Total | 9.259,80 | 705,75 | 5.322,85 | 1.751,77 | 8.298,78 | 8.882,02 | 34.220,97 |
| Média | 771,650 | 58,813 | 443,571 | 145,981 | 691,565 | 740,168 | 2.851,748 |
| Desv. Padrão | 88,992 | 138,822 | 95,666 | 89,130 | 85,626 | 271,479 | 392,440 |
| Coef. Variação (%) | 11,53 | 236,04 | 21,57 | 61,06 | 12,38 | 36,68 | 13,76 |

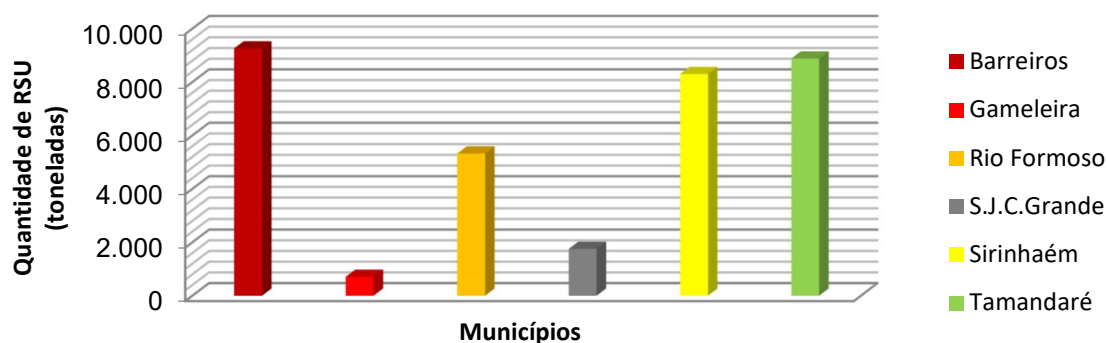
Fonte: (NIGEPA, Portal Sul Consórcio, 2019)

Gráfico nº 7 - Recebimento de Resíduos Sólidos Urbanos no Aterro Sanitário de Rio Formoso (tonelada/mês - 2017)



Fonte: A autora (2019)

Gráfico nº 8 - Total toneladas por Município integrante do Consórcio do Aterro Sanitário de Rio Formoso (2017)



Fonte: A autora (2019)

No ano de 2018, foram gerados, 41.801,07 t de RSU no Aterro Sanitário em estudo tabela nº 20. O Município de Tamandaré, ficou com a maior produção de 8.510,29 t de RSU, seguida do Município de Maragogi com 8.237,90 toneladas de RSU. Os Municípios de Barreiros e Sirinhaém tiveram uma produção de RSU de 7.983,89 t e 7.399,74 t respectivamente gráfico nº 9.

O Município que teve a menor produção foi Jacuípe com 370t de RSU. O Município de Rio Formoso teve uma produção de 3.559,76t de RSU, enquanto que o Município de São José da Coroa Grande teve uma produção de 4.837,76 t de RSU. O Município de Japaratinga (AL) teve uma produção de 901,73 t de RSU. Salienta-se que no período de janeiro a março de 2018, os Municípios do Estado de Alagoas, ainda não destinavam seus RSU para o Aterro Sanitário localizado em Rio Formoso-PE.

Os meses de janeiro e fevereiro apresentaram uma maior produção de resíduos em relação aos outros meses, conforme gráfico nº 10, destaques para os Municípios de Maragogi e Tamandaré.

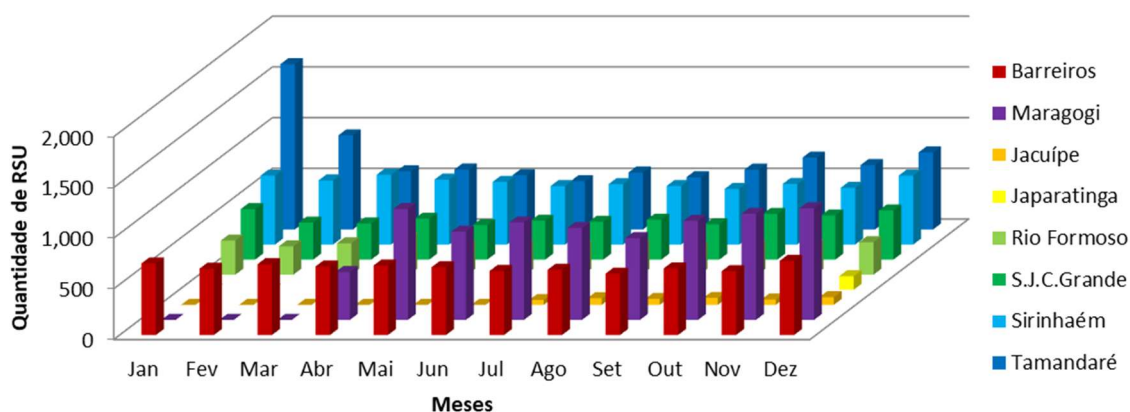
Segundo Destro (2020), a quantidade média diária de resíduos recebidos em um aterro localizado em SP, foi de aproximadamente 60 toneladas ou 1800t/mês de RSU gerados por uma população de aproximadamente 65 mil pessoas.

Tabela nº 20 - Recebimento dos Resíduos Sólidos Urbanos no Aterro Sanitário de Rio Formoso (tonelada/2018)

| Mês | Barreiros | Maragogi | Jacuípe | Japaratinga | Rio Formoso | S.J.C.Grande | Sirinhaém | Tamandaré | Total |
|---------------------------|-----------------|-----------------|---------------|---------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|
| Jan | 706,14 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 336,82 | 498,37 | 680,04 | 1.630,55 | 3.851,92 |
| Fev | 653,75 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 280,06 | 365,45 | 633,00 | 928,84 | 2.861,10 |
| Mar | 698,13 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 309,63 | 356,92 | 688,59 | 574,10 | 2.627,37 |
| Abr | 675,96 | 472,08 | 0,00 | 53,60 | 355,64 | 403,69 | 641,28 | 592,13 | 3.194,38 |
| Mai | 685,01 | 1.094,25 | 0,00 | 69,85 | 278,72 | 339,79 | 617,87 | 534,75 | 3.620,24 |
| Jun | 668,34 | 870,58 | 0,00 | 94,37 | 281,42 | 385,06 | 577,34 | 475,81 | 3.352,92 |
| Jul | 631,49 | 961,54 | 48,23 | 119,11 | 274,91 | 373,53 | 596,39 | 562,25 | 3.567,45 |
| Ago | 643,25 | 907,07 | 65,30 | 104,97 | 283,61 | 394,07 | 577,99 | 516,08 | 3.492,34 |
| Set | 605,22 | 807,33 | 59,07 | 110,75 | 265,90 | 349,10 | 548,61 | 590,54 | 3.336,52 |
| Out | 656,23 | 976,95 | 68,61 | 88,79 | 282,64 | 450,80 | 597,85 | 709,64 | 3.831,51 |
| Nov | 629,25 | 1.047,30 | 52,94 | 126,45 | 289,62 | 435,25 | 559,91 | 635,12 | 3.775,84 |
| Dez | 731,12 | 1.100,80 | 75,85 | 133,84 | 320,79 | 485,73 | 680,87 | 760,48 | 4.289,48 |
| Total | 7.983,89 | 8.237,90 | 370,00 | 901,73 | 3.559,76 | 4.837,76 | 7.399,74 | 8.510,29 | 41.801,07 |
| Média | 665,324 | 686,492 | 30,833 | 75,144 | 296,647 | 403,147 | 616,645 | 709,191 | 3.483,423 |
| Desv. Padrão | 36,110 | 445,691 | 32,938 | 50,593 | 27,810 | 53,060 | 48,473 | 315,519 | 453,303 |
| Coef. Variação (%) | 5,4 | 64,9 | 106,8 | 67,3 | 9,4 | 13,2 | 7,9 | 44,5 | 13,0 |

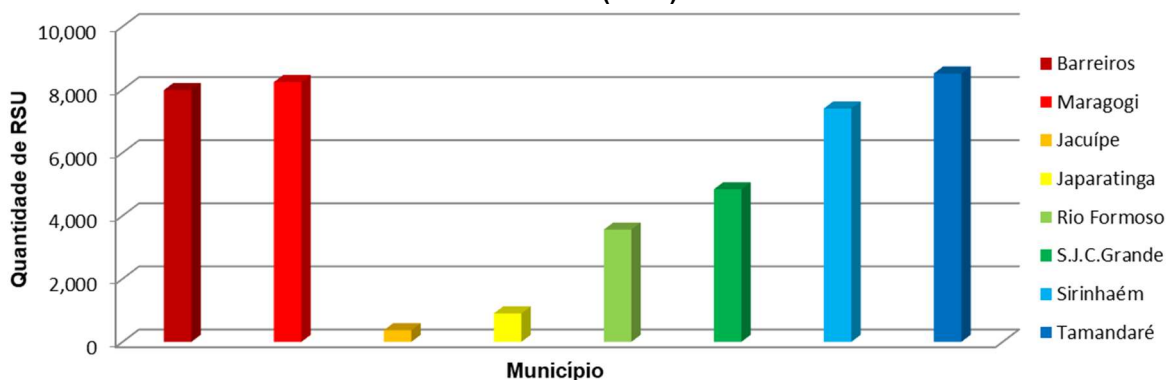
Fonte: (NIGEPA, Portal Sul Consórcio, 2019)

Gráfico nº 9 – Destinação mensal, por município, de RSU ao Aterro Sanitário de Rio Formoso (2018)



Fonte: A autora (2019)

Gráfico nº 10 - Total toneladas por Município integrante do Consórcio do Aterro Sanitário de Rio Formoso (2018)



Fonte: A autora (2019)

Atualmente, uma das principais preocupações em termos ambientais é a poluição decorrente do crescimento populacional e das atividades industriais que buscam suprir a crescente demanda.

Surge então uma nova geração de indivíduos que possui padrões de consumo que ocasionam a produção de enormes quantidades de resíduos sólidos (KARAK et al., 2012).

De acordo com Souto e Povinelli (2013), o tratamento de resíduos sólidos apresenta técnicas que possibilitam a estabilização e redução de volume dos resíduos para aumentar a vida útil dos aterros sanitários.

Algumas permitem o aproveitamento dos resíduos para gerar energia. Há também inúmeras técnicas que objetivam o reaproveitamento dos resíduos em alguns processos produtivos, as quais são consideradas parte das cadeias de reciclagem.

De acordo com as Diretrizes da União Europeia (UE) em 2008 foi exigido que os Estados-membros adotassem legislações específicas sobre reciclagem de resíduos, considerando o uso de aterros o último recurso para gestão destes, priorizando a minimização na geração dos resíduos e novas iniciativas para reuso destes materiais (CUCCHIELLA et al, 2014).

Devemos enviar para o aterro, somente o rejeito, incentivando a reciclagem, reduzindo o volume de resíduos que chegam ao aterro, aumentando dessa forma o tempo de vida útil. De acordo, com a tabela nº 21 no ano de 2019, foram recebidos, 47.006,10 t de RSU no Aterro Sanitário em estudo.

O Município de Maragogi(AL), ficou com a maior produção de 12.850,45 t de RSU, seguida do Município de Tamandaré com 8.204,37 toneladas de RSU. Os Municípios de Barreiros e Sirinhaém tiveram uma produção de RSU de 7.599,78 t e 7.295,52 t respectivamente. O Município de Rio Formoso teve uma produção de 3.735,32t de RSU, enquanto que o Município de São José da Coroa Grande teve uma produção de 5.159,14 t de RSU, conforme gráfico nº 11.

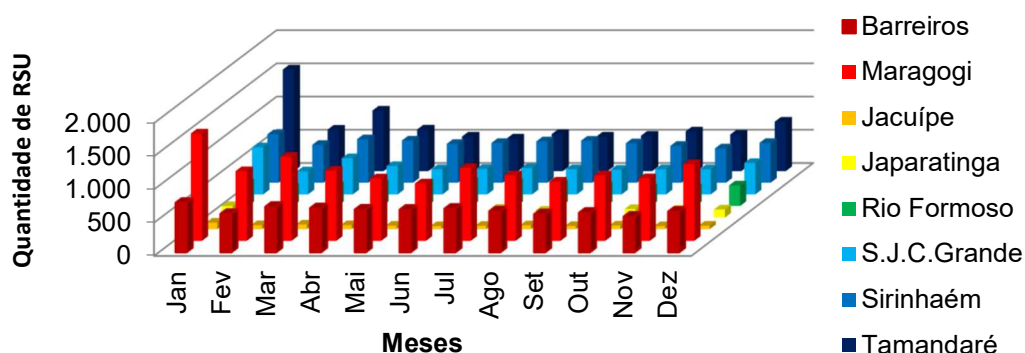
No gráfico nº 12 o Município de Japaratinga (AL) teve uma produção de 1.460 t de RSU. O Município que teve a menor produção foi Jacuípe(AL) com 701,52t de RSU. Os meses de janeiro e fevereiro apresentaram uma maior produção de resíduos sólidos urbanos em relação aos outros meses. Fato este, relacionado ao maior número de transeuntes nos Municípios em estudo, por serem regiões litorâneas, onde o turismo é predominante, aumentando o consumo e conseqüentemente a geração de RSU.

Tabela nº 21 - Recebimento dos Resíduos Sólidos Urbanos no Aterro Sanitário de Rio Formoso (tonelada/2019)

| Mês | Barreiros | Maragogi | Jacuípe | Japaratinga | Rio Formoso | S.J.C.Grande | Sirinhaém | Tamandaré | Total |
|---------------|------------------|------------------|----------------|--------------------|--------------------|---------------------|------------------|------------------|------------------|
| Jan | 749,28 | 1.616,10 | 99,07 | 173,60 | 337,53 | 709,00 | 729,81 | 1.528,20 | 5.942,59 |
| Fev | 582,71 | 1.049,64 | 60,23 | 105,19 | 272,16 | 347,59 | 570,62 | 624,46 | 3.612,60 |
| Mar | 689,08 | 1.265,50 | 70,20 | 153,18 | 298,92 | 543,59 | 655,11 | 911,20 | 4.586,78 |
| Abr | 668,02 | 1.055,85 | 61,29 | 117,55 | 323,84 | 425,58 | 635,29 | 627,19 | 3.914,61 |
| Mai | 647,75 | 940,45 | 52,60 | 115,45 | 340,38 | 377,33 | 584,75 | 520,06 | 3.578,77 |
| Jun | 646,57 | 863,08 | 45,74 | 108,66 | 359,40 | 383,31 | 599,59 | 491,92 | 3.498,27 |
| Jul | 660,73 | 1.096,04 | 51,35 | 134,87 | 344,77 | 395,01 | 622,03 | 555,81 | 3.860,61 |
| Ago | 621,36 | 987,41 | 57,95 | 104,06 | 319,94 | 379,03 | 633,41 | 521,25 | 3.624,41 |
| Set | 576,81 | 891,08 | 47,47 | 79,29 | 296,04 | 371,12 | 594,05 | 533,55 | 3.389,41 |
| Out | 598,85 | 987,39 | 56,93 | 129,19 | 267,67 | 378,01 | 554,85 | 596,98 | 3.569,87 |
| Nov | 541,68 | 942,49 | 45,30 | 117,72 | 265,74 | 377,33 | 515,96 | 549,95 | 3.356,17 |
| Dez | 616,94 | 1.155,42 | 53,39 | 121,24 | 308,93 | 472,24 | 600,05 | 743,80 | 4.072,01 |
| Total | 7.599,78 | 12.850,45 | 701,52 | 1.460,00 | 3.735,32 | 5.159,14 | 7.295,52 | 8.204,37 | 47.006,10 |
| Média | 633,315 | 1.070,871 | 58,460 | 121,667 | 311,277 | 429,928 | 607,960 | 683,698 | 3.917,175 |
| DV | 56,123 | 205,944 | 14,669 | 24,381 | 31,770 | 103,159 | 54,110 | 290,690 | 723,641 |
| CV (%) | 8,9 | 19,2 | 25,1 | 20,0 | 10,2 | 24,0 | 8,9 | 42,5 | 18,5 |

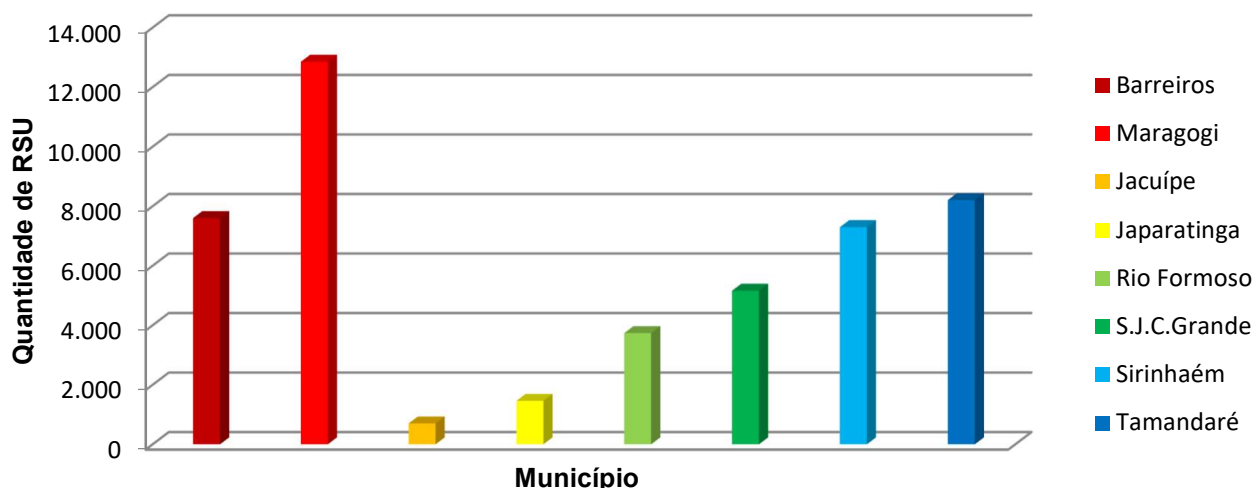
Fonte: (NIGEPA, Portal Sul Consórcio, 2019)

Gráfico nº 11 - Recebimento de Resíduos Sólidos Urbanos no AS Rio Formoso (tonelada/mês - 2019)



Fonte: A autora (2019)

Gráfico nº 12 - Total toneladas por Município integrante do Consórcio do AS Rio Formoso (2019)



Fonte: A autora (2019)

5.2 Gravimetria

Segundo dados do Compromisso Empresarial para a Reciclagem (CEMPRE, 2018), que apoia estruturalmente as cooperativas de catadores e materiais recicláveis, no recebimento de resíduos, a composição gravimétrica da coleta seletiva no Brasil foi nas seguintes proporções: rejeitos (26%), plástico (13%), papel e papelão (22%), eletrônicos (3%), metais ferrosos (16%), alumínio (12%), longa vida (2%) e vidro (9%). Conforme o Relatório, a meta era aumentar (20%) a recuperação da fração do lixo urbano e reduzir (22%) a quantidade de embalagens dispostas em aterros. Pernambuco apresenta 21 pontos de entrega voluntária e 91 ações em pontos de

entrega voluntária (CEMPRE,2018). Alkmin et al. (2017) em seu estudo, encontrou alta predominância de matéria orgânica putrescível em um pequeno município mineiro, que representou 55,6% do total, em conjunto com 12,7% de outros tipos de resíduos; 12,2% de plástico; 11,1% de papel/papelão; 5,60% de metal e 2,80% de vidro.

Silva et al. (2019) em seu estudo apresenta a caracterização gravimétrica dos RSU dispostos no aterro sanitário de Caieiras/SP apresentando os seguintes valores: orgânicos (55,7%), papel/papelão (15,8%), plásticos (11,6%), madeira (2,8%), têxteis (2,3%), borracha (0,6%), metais (2,9%), vidros (1,7%), terra, pedras (2,7%), outros (3,9%). Conforme Senigalia (2017) em seu estudo, a quantidade de resíduos sólidos urbanos encaminhados ao aterro sanitário de Santo André(SP) foi nas seguintes proporções: resíduos municipais (5,8%), resíduos de saúde (0,5%), rejeito processo de madeiras (0,2%), rejeito das cooperativas (0,3%), coleta domiciliar (67,5%), pontos de acúmulo (18,3%), estações de coleta (7,4%), gerando 57,27 t/d de RSU.

Segundo Ozcan et al. (2016), a composição e a quantidade de resíduos podem variar de uma localidade para outra em função de fatores como sazonalidade, estilo de vida, parâmetros sociais e econômicos, hábitos nutricionais, além de regulamentações vinculadas ao tipo de resíduo e às possibilidades de recuperação dele.

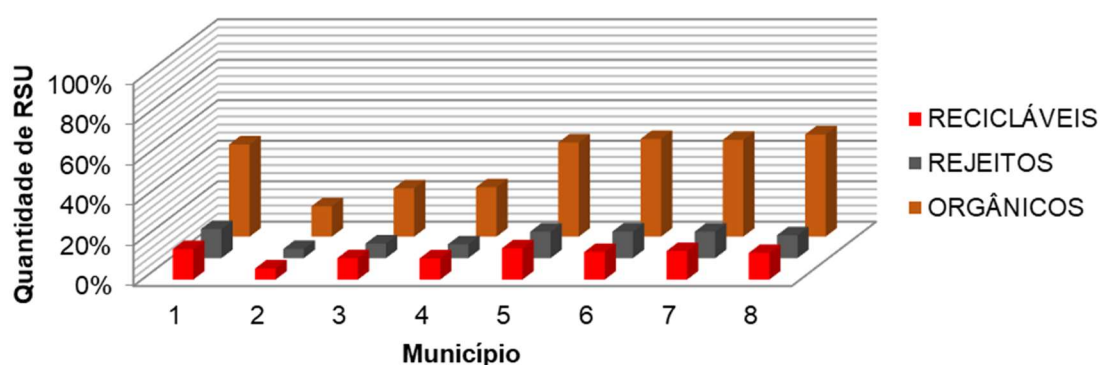
Conforme Oenning et al. (2012), o aumento da geração dos resíduos está diretamente relacionado ao crescimento exponencial da população, ao rápido e desordenado processo de urbanização, ao desenvolvimento tecnológico e industrial e, conseqüentemente, ao aumento do poder aquisitivo e à mudança nos padrões de consumo da sociedade.

O desperdício de alimentos tem-se mostrado uma prática no Brasil, com taxa em torno de 53% para matéria orgânica disposta nos aterros e, por outro lado, observou-se também, em nível nacional, taxa de 32% de resíduos recicláveis que foram aterrados, número que destaca o potencial de resíduos que poderiam ser reaproveitados (PHILIPPI JR., 2000), não diferindo muito dos dias atuais, justificando altos teores de matéria orgânica presentes nos RSU que poderiam serem aproveitados em processos como compostagem.

De acordo com Menezes (2019), em seu estudo para analisar estatisticamente a composição gravimétrica dos resíduos sólidos domésticos de Juiz de Fora, Minas Gerais, os resultados indicaram que a fração de orgânicos corresponde a 43,81% dos resíduos gerados no município, 31,74% são passíveis de reciclagem, 14,36% são resíduos potencialmente contaminantes e 10,10% são rejeitos diversos.

No gráfico nº13, observa-se no Aterro em estudo, a composição gravimétrica, em peso, referente ao ano de 2018, foram encontrados os seguintes valores: Barreiros (15,06%) recicláveis, (14,38%) rejeitos e (45,56%) orgânicos, Jacuípe (5,48%) recicláveis, (4,52%) rejeitos e (15,00%) orgânicos. Japaratinga (10,59%) recicláveis (7,20%) e (23,88%) orgânicos. Maragogi (10,47%) de recicláveis, (6,79%) rejeitos e (24,41%) de orgânicos. Rio Formoso (15,47%) de recicláveis, (13,04%) de rejeitos e (46,49%) de orgânicos. São José da Coroa Grande (13,63%) de recicláveis, (13,12%) de rejeitos e (48,25%) de orgânicos. Sirinhaém (14,08%) de recicláveis, (13,07%) de rejeitos e (47,85%) de orgânicos. Tamandaré (13,18%) de recicláveis, (11,31%) de rejeitos e (50,51%) de orgânicos.

Gráfico nº 13 - Composição média de resíduos recicláveis, rejeitos e orgânicos presentes nos RSU destinados ao Aterro Sanitário de Rio Formoso (2018)



Leg.: 1 = Barreiros; 2 = Jacuípe; 3 = Japaratinga; 4 = Maragogi; 5 = Rio Formoso; 6 = S. J. C. Grande; 7 = Sirinhaém; 8 = Tamandaré.

Fonte: A autora (2019)

A tabela nº 22 apresenta a média da composição gravimétrica por tipologia de resíduos, no ano de 2018, no que diz respeito a quantificação dos resíduos sólidos urbanos no AS Rio Formoso, no qual, observa-se os seguintes resultados: Para a tipologia vidro, o Município de Japaratinga, apresentou o maior volume(3,92Kg) e o Município de São José da Coroa Grande(PE correspondente ao menor volume (2,36kg).

Para os resíduos da categoria Metal Ferroso, o Município de Jacuípe apresentou maior volume(2,61kg) e o menor volume observado no Município de Sirinhaém (1,44Kg). Já o resíduo de Alumínio, o Município de Maragogi(AL) obteve o maior volume com (1,15kg) e o menor volume apresentado com (0,49kg) no Município de São José da Coroa Grande. Para a categoria do papel, o branco, o Município de Maragogi(AL)

apresentou o maior volume de (3,67kg), enquanto que o Município de Tamandaré o menor volume(2,33kg) já na categoria papelão, o Município de Jacuípe, apresentou maior volume(3,68kg) e o Município de Sirinhaém(2,59kg) o menor volume.

Para os plásticos, entre a categoria dos pets, os Municípios de Japaratinga, Maragogi e Tamandaré, obtiveram maior volume de (2,24Kg) cada e o menor volume apresentado foi do Município de São José da Coroa Grande(1,71Kg). Para resíduos como o plástico duro, o Município de Jacuípe apresentou maior volume de (3,27kg) e o Município de Sirinhaém o menor volume de (2,26kg).

Entretanto, o Município de Maragogi(5,18Kg) apresentou maior volume para resíduos de plástico mole, e o Município de Jacuípe menor volume de (3,27kg).

No que diz respeito, aos resíduos têxteis, o Município de Barreiros apresentou (3,85kg) em maior volume e o Município de Tamandaré em menor volume(1,94Kg). Já os resíduos inertes o Município de Rio Formoso apresentou (3,07Kg) com maior volume e o menor volume com o Município de Barreiros(2,46Kg). Para outros tipos de resíduos, os Municípios de Barreiros(12,86Kg) obteve o maior volume e de Japaratinga(9,22Kg) o menor volume.

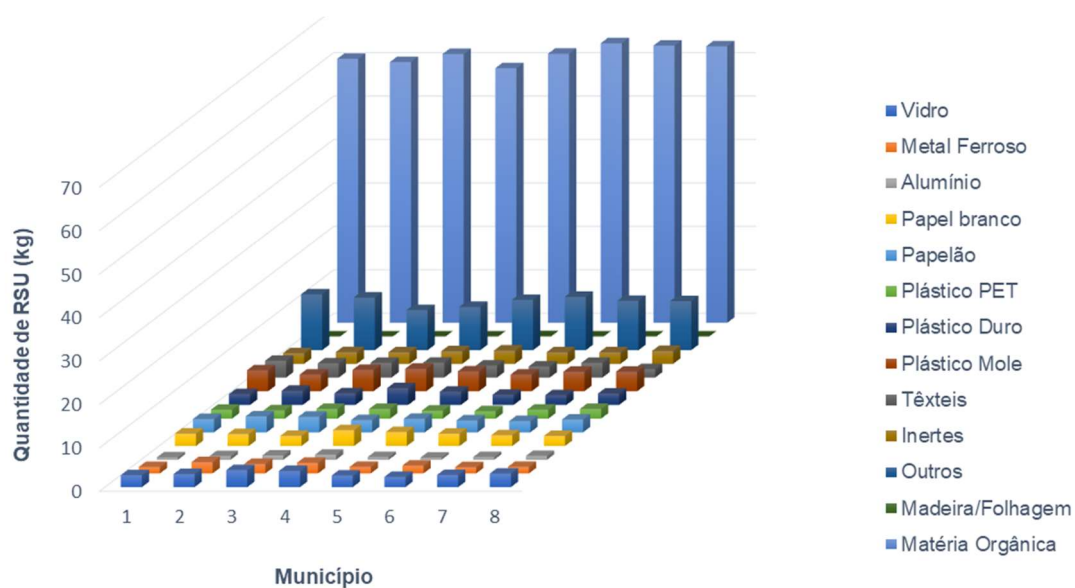
Tabela nº 22 - Composição Gravimétrica por Tipologia de Resíduos As Rio Formoso (2018).

| Material (Kg) | Barreiros | Jacuípe | Japaratinga | Maragogi | Rio Formoso | S. J. Coroa Grande | Sirinhaém | Tamandaré |
|-----------------------|-----------|---------|-------------|----------|-------------|--------------------|-----------|-----------|
| Vidro | 2,73 | 3,00 | 3,92 | 3,72 | 2,67 | 2,36 | 2,81 | 3,12 |
| Metal Ferroso | 1,49 | 2,61 | 2,20 | 2,45 | 1,52 | 1,82 | 1,44 | 1,52 |
| Alumínio | 0,55 | 0,85 | 0,97 | 1,15 | 0,62 | 0,49 | 0,62 | 0,87 |
| Papel branco | 2,87 | 2,76 | 2,35 | 3,67 | 3,22 | 2,85 | 2,49 | 2,33 |
| Papelão | 3,07 | 3,68 | 3,59 | 2,82 | 3,12 | 2,75 | 2,59 | 2,95 |
| Plástico PET | 2,06 | 1,91 | 2,24 | 2,24 | 1,85 | 1,71 | 2,08 | 2,24 |
| Plástico Duro | 2,49 | 3,27 | 2,69 | 3,88 | 3,04 | 2,35 | 2,26 | 2,63 |
| Plástico Mole | 4,83 | 3,85 | 4,91 | 5,18 | 4,58 | 3,84 | 4,49 | 4,51 |
| Têxteis | 3,85 | 3,25 | 3,38 | 3,42 | 2,75 | 2,54 | 3,39 | 1,94 |
| Inertes | 2,46 | 2,71 | 2,68 | 2,91 | 3,07 | 2,69 | 2,69 | 2,98 |
| Outros | 12,86 | 12,12 | 9,22 | 9,96 | 11,57 | 12,27 | 11,36 | 11,29 |
| Madeira/Jardim | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,06 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Orgânicos | 60,74 | 60,00 | 61,86 | 58,59 | 61,93 | 64,34 | 63,79 | 63,63 |

Fonte: (NIGEPA, Portal Sul Consórcio, 2019).

No gráfico nº14 observa-se, a proporção de componentes referente a média gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos ao ano de 2018. A Matéria Orgânica apresenta a maior composição aproximadamente (64kg), seguida de outros tipos de resíduos como sanitários, resíduos contaminados corresponde aproximadamente (12kg), Plásticos (11kg), Inertes (3kg), Papel, Papelão(3Kg), Têxteis(2kg), Metal(2Kg), Vidro(3kg).

Gráfico nº 14 - Média gravimétrica (kg) por município AS Rio Formoso (2018)



Leg.: 1 = Barreiros; 2 = Jacuípe; 3 = Japaratinga; 4 = Maragogi; 5 = Rio Formoso; 6 = S. J. C. Grande; 7 = Sirinhaém; 8 = Tamandaré.

Fonte: A autora (2019)

Van Meerten et al. (1995), cita, entre outros fatores, a composição gravimétrica como um dos principais agentes da degradação da matéria que compõem os resíduos.

Segundo Afroz (2010) a geração de resíduos é significativamente afetada pelo tamanho da casa, renda e preocupações dos moradores. para o meio ambiente e suas expectativas em relação à reciclagem. É importante a busca de soluções integradas, capazes de considerar os diferentes resíduos gerados e suas múltiplas características” (PROSAB, 2014).

Segundo Duarte et al. (2015), o Consórcio Intermunicipal de Desenvolvimento Econômico, Social, Ambiental e Turístico do Complexo Nascentes do Pantanal – CIDESAT do Complexo Nascentes do Pantanal, formado pelos municípios de Araputanga, Curvelândia, Figueirópolis D'Oeste, Glória D'Oeste, Indiavaí, Jauru, Lambari D'Oeste, Mirassol D'Oeste, Porto Esperidião, Reserva do Cabaçal, Rio Branco,

Salto do Céu e São José dos Quatro Marcos, teve a quantidade de resíduos coletados nos municípios, de acordo com a amostragem de campo, de 53.823,13 Kg/dia, 47% são orgânicos, contra 34% de recicláveis e 19% de rejeitos.

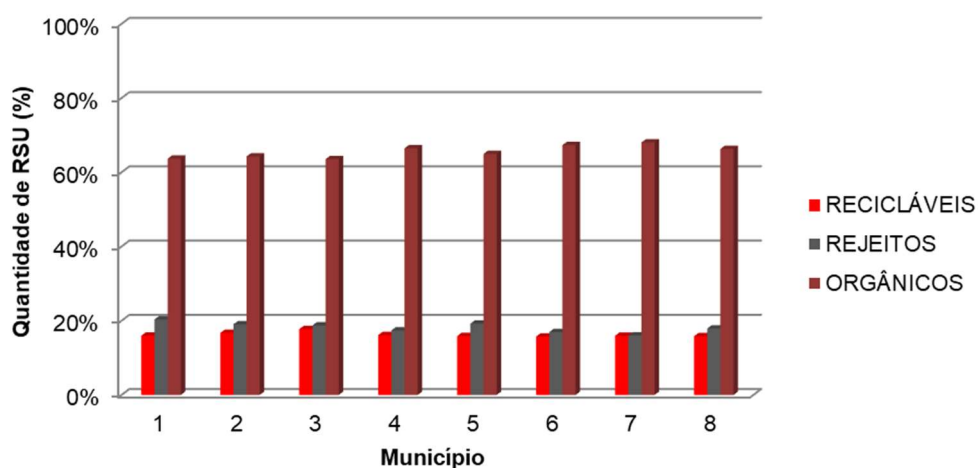
No gráfico abaixo nº 15, referente a composição gravimétrica de 2019, o Município de Sirinhaém apresentou a maior proporção de resíduos orgânicos, equivalente a (68,03%), seguidos do Municípios de São José da Coroa Grande (67,32%), Maragogi (66,47%), Tamandaré (66,28%), Rio Formoso (64,93%), Jacuípe (64,27%), Barreiros (63,66%) e Japaratinga (63,54%).

A composição do RSU, referente à fração da matéria orgânica, corresponde em média a 60%, o que significa que os Municípios em questão estão dentro da média nacional. Carvalho, et. al. (2018), que em seu estudo sobre composição gravimétrica de resíduos sólidos domiciliares e comerciais, constataram que 63,8% do resíduo é de matéria orgânica.

No ano de 2019, os municípios alagoanos de Japaratinga, Jacuípe e Maragogi obtiveram elevados percentuais de materiais recicláveis, cujos percentuais foram, respectivamente, 17,73%, 16,71% e 16,14%. Por sua vez, os municípios pernambucanos de Barreiros, Sirinhaém, Rio Formoso, Tamandaré e São José da Coroa Grande obtiveram, respectivamente, 15,98%, 15,96%, 15,87, 15,82%, 15,73%. Os percentuais de recicláveis supracitados encontram-se na margem dos percentuais encontrados no Brasil, os quais não atingem 20%, podendo sofrer variações devido a diversos fatores locais e regionais.

A porcentagem de rejeitos em 2019, que chegam ao Aterro Sanitário em estudo, foi encontrado nas seguintes proporções conforme o gráfico nº 15 a seguir: Barreiros (20,36%), Rio Formoso (19,20%), Jacuípe (19,03%), Japaratinga (18,73%), Tamandaré (17,90%), Maragogi (17,39%), São José da Coroa Grande (16,95%), Sirinhaém (16,01%).

Gráfico nº 15 - Composição média de recicláveis, rejeitos e orgânicos presentes nos Resíduos Sólidos Urbanos destinados ao Aterro Sanitário de Rio Formoso (2019).



Leg.: 1 = Barreiros; 2 = Jacuípe; 3 = Japaratinga; 4 = Maragogi; 5 = Rio Formoso; 6 = S. J. C. Grande; 7 = Sirinhaém; 8 = Tamandaré.

Fonte: A autora (2019).

A tabela nº 23, apresenta a média da composição gravimétrica por tipologia de resíduos, no ano de 2019, no que diz respeito a quantificação dos resíduos sólidos urbanos no AS Rio Formoso, observamos os seguintes resultados: Para a tipologia vidro, o Município de São José da Coroa Grande(PE), apresentou o maior volume(2,48Kg) e (1,74kg) correspondente ao menor volume no Município de Rio Formoso. Para o Metal Ferroso, o Município de Tamandaré(1,48kg) maior volume e os Municípios de Rio Formoso e Barreiros (1Kg) cada. Já o Alumínio, o município de Maragogi (AL) obteve o maior volume com (0,57kg) e o menor volume com (0,35kg) no Município de Tamandaré. Para o papel em branco, o Município de Jacuípe (AL) apresentou o maior volume de (1,90kg), enquanto que o Município de Tamandaré o menor volume(1,07kg). Para os plásticos, entre a categoria de pet, o Município de Japaratinga obteve maior volume de (1,72Kg) e o menor volume foi de (0,97Kg) no Município de Jacuípe. Já o plástico duro, o Município de Sirinhaém apresentou maior volume de (3,30kg) e o Município de Tamandaré o menor volume de (2,26kg). Entretanto, o plástico mole, apresentou no Município de Barreiros(5,25Kg) maior volume e o menor no Município de Sirinhaém(3,91kg). No que diz respeito, aos resíduos têxteis, o Município de Jacuípe apresentou (4,57kg) em maior volume e o Município de São José da Coroa Grande em menor volume(2,01Kg). Já os inertes o Município de São José da Coroa Grande apresentou (2,63Kg) com maior volume e o menor volume com o Município de Rio Formoso(1,41Kg). Para outros tipos de resíduos, os Municípios de Barreiros(14,39Kg) obteve o maior volume e de Sirinhaém(11,59Kg) o menor volume.

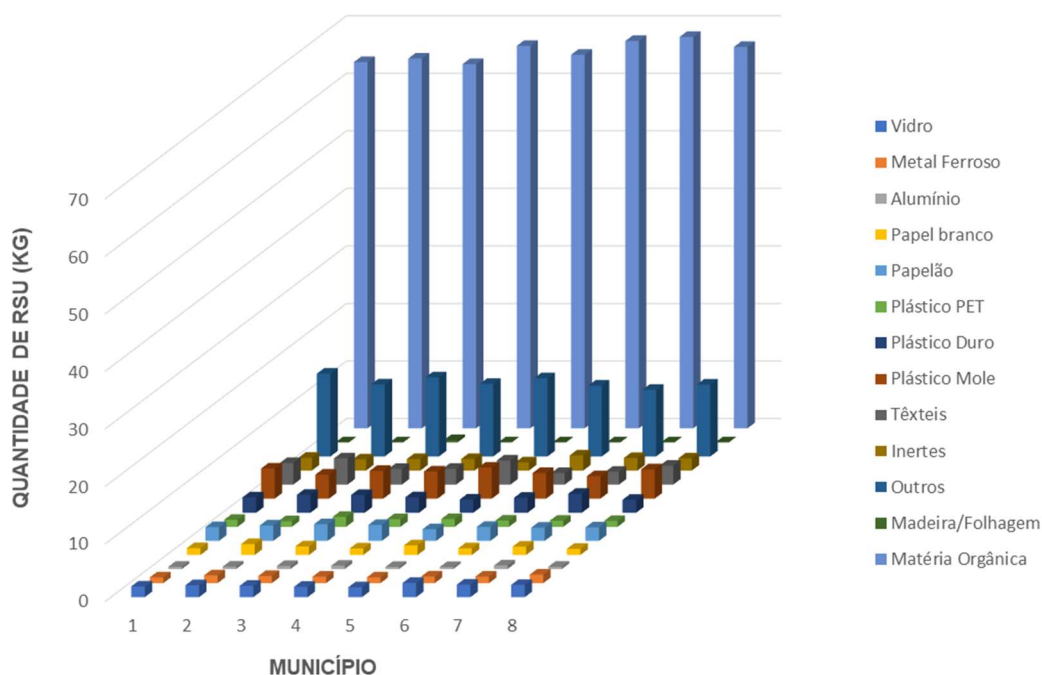
Tabela nº 23- Composição Gravimétrica por Tipologia de Resíduos no Aterro Sanitário de Rio Formoso (2019).

| Material (kg) | Barreiros | Jacuípe | Japaratinga | Maragogi | Rio Formoso | S. J. Coroa Grande | Sirinhaém | Tamandaré |
|----------------------|-----------|---------|-------------|----------|-------------|--------------------|-----------|-----------|
| Vidro | 1,87 | 2,09 | 1,99 | 1,81 | 1,74 | 2,48 | 2,20 | 2,14 |
| Metal Ferroso | 1,00 | 1,35 | 1,23 | 1,14 | 1,00 | 1,16 | 1,14 | 1,48 |
| Alumínio | 0,40 | 0,42 | 0,54 | 0,57 | 0,37 | 0,35 | 0,61 | 0,41 |
| Papel branco | 1,19 | 1,90 | 1,50 | 1,13 | 1,68 | 1,16 | 1,45 | 1,07 |
| Papelão | 2,39 | 2,68 | 2,90 | 2,77 | 2,04 | 2,44 | 2,30 | 2,34 |
| Plástico PET | 1,21 | 0,97 | 1,72 | 1,33 | 1,35 | 1,09 | 1,05 | 1,02 |
| Plástico Duro | 2,67 | 3,12 | 3,10 | 2,70 | 2,29 | 2,60 | 3,30 | 2,26 |
| Plástico Mole | 5,25 | 4,18 | 4,84 | 4,73 | 5,41 | 4,46 | 3,91 | 5,11 |
| Têxteis | 3,75 | 4,57 | 2,72 | 2,75 | 4,20 | 2,01 | 2,23 | 3,29 |
| Inertes | 2,21 | 1,93 | 2,00 | 2,00 | 1,41 | 2,63 | 2,19 | 2,11 |
| Outros | 14,39 | 12,53 | 13,75 | 12,60 | 13,59 | 12,31 | 11,59 | 12,50 |
| Madeira/Jadim | 0,00 | 0,00 | 0,41 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Orgânicos | 63,66 | 64,27 | 63,29 | 66,47 | 64,93 | 67,32 | 68,03 | 66,28 |

Fonte: (NIGEPA, Portal Sul Consórcio, 2019).

No gráfico nº16, observa-se, a proporção de componentes referente a média gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos ao ano de 2019. A Matéria Orgânica apresenta a maior composição aproximadamente 65kg, seguida de outros tipos de resíduos como sanitários, resíduos contaminados corresponde aproximadamente 15kg, Plásticos (8kg), Inertes (2kg), Papel, Papelão(4Kg), Têxteis(2,5kg), Metal(1,5Kg), Vidro(2kg).

Gráfico nº 16 - Média Gravimétrica (kg) por município no Aterro Sanitário de Rio Formoso (2019).



Leg.: 1 = Barreiros; 2 = Jacuípe; 3 = Japaratinga; 4 = Maragogi; 5 = Rio Formoso; 6 = S. J. C. Grande; 7 = Sirinhaém; 8 = Tamandaré.

Fonte: A autora (2019).

5.3 Caracterização do Lixiviado

As tabelas de nº 24,25 e 26 abaixo, apresentam os resultados do lixiviado dentro do preconizado pelas legislações ambientais para descarte de efluentes em corpos hídricos. Segundo Verol et al. (2011), a flexibilidade em relação à grandeza da poluição considera que, quanto menor for a geração de carga orgânica, menor será a eficiência de remoção requerida, e maior será a concentração admissível no efluente.

Tabela nº 24 – Parâmetros de Caracterização de Lixiviado de Aterro Sanitário de Rio Formoso

| Tratamento | | pH | Temperatura (°C) | DBO _{5,20} (mg /L) | DQO (mg /L) | Turbidez (NTU) | Cor (uH) | Sólidos sedimentáveis (ml/L) |
|------------|-----|------|---------------------|--------------------------------|----------------|-------------------|-------------|------------------------------------|
| 2018 | 1* | 6 | 28 | 663 | 2048 | 150 | 114 | 0,2 |
| 2019 | 1* | 8 | 29 | 193,3 | 2121 | 179 | 6.800 | 0,1 |
| 2018 | 2** | 5 | 13 | 6 | 65,7 | 10,8 | 104 | 0,1 |
| 2019 | 2** | 7,07 | 28,7 | 113,3 | 1146 | 60,2 | 3520 | 0,1 |

1* -Entrada; 2**- Saída.

Fonte: (NIGEPA, Portal Sul Consórcio, 2019).

Tabela nº 25 – Parâmetros de Caracterização de Lixiviado de Aterro Sanitário de Rio Formoso

| Tratamento | | Nitrogênio Amoniacal (mg/L) | Nitrito (mg/L) | Nitrato (mg/L) | Zinco (mg/L) | Cobre (mg/L) | ND (mg/L) | Níquel (mg/L) |
|------------|-----|-----------------------------------|-------------------|-------------------|-----------------|-----------------|--------------|------------------|
| 2018 | 1* | 35,6 | 1 | 0,8 | 0,005 | ND | 1,25 | 0,005 |
| 2019 | 1* | 1.360 | 1 | 0,1 | 0,017 | 0,010 | 3,9 | 0,006 |
| 2018 | 2** | 0,22 | 1 | 0,8 | 0,005 | ND | 1,06 | 0,005 |
| 2019 | 2** | 830 | 1 | 0,1 | 0,005 | 0,010 | 1,16 | 0,005 |

Leg.: 1* -Entrada; 2**- Saída. ND – Não Detectado.

Fonte: (NIGEPA, Portal Sul Consórcio, 2019).

Tabela nº 26 – Parâmetros de Caracterização de Lixiviado de Aterro Sanitário de Rio Formoso

| Tratamento | | Manganês (mg/L) | Alumínio (mg/L) | Cádmio (mg/L) | Chumbo (mg/L) | E. coli (NMP/100mL) |
|------------|-----|--------------------|--------------------|------------------|------------------|------------------------|
| 2018 | 1* | 1 | 0,005 | 0,001 | 0,005 | 1,8 |
| 2019 | 1* | 0,1 | 0,244 | 0,001 | 0,005 | 1,8 |
| 2018 | 2** | 0,1 | 0,005 | 0,001 | 0,005 | 1,6 |
| 2019 | 2** | 0,1 | 0,203 | 0,001 | 0,005 | 1,6 |

1* -Entrada; 2**- Saída

Fonte: (NIGEPA, Portal Sul Consórcio, 2019).

Mao et al. (2015) relatam que o pH ótimo para produção de biogás está na faixa entre 6,8 a 7,4. Chernicharo (2007) afirma que valores abaixo de 4,0 e acima de 8,0 devem ser evitados, pois o primeiro pode significar uma concentração alta de ácidos graxos voláteis e, portanto, uma inibição de metanogênese e o segundo pode

favorecer a formação de amônia que, em níveis elevados, pode ser tóxica aos microrganismos.

O valor e estabilidade do pH também é um parâmetro fundamental nos reatores anaeróbios, pois afetam as atividades de populações microbianas específicas acidogênicas (ZHANG; QIU; CHEN, 2012). Baixos valores de pH podem contribuir para biodisponibilidade de elementos-traços, por exemplo (CETESB, 2013).

De acordo com os valores de pH para o lixiviado analisado no aterro em estudo conforme tabela nº 24, o pH mínimo foi de 5 e o pH máximo de 8,0. Considerando a média de 6,5 atendendo ao que preconiza a legislação ambiental CONAMA N° 430/11 para o pH do efluente que deve ser de 5 a 9.

Segundo Calijuri e Cunha (2013) e de acordo com os valores de pH observados, o lixiviado se encontra numa fase acidogênica, com valores de pH ácidos. O lixiviado novo (até 5 anos) é levemente ácido, tem pH menor que 7,0, pois predominam os ácidos voláteis e produtos nitrogenados, sendo altamente biodegradável. Em aterros na fase metanogênica (acima de 5 anos) o pH é alcalino, superior a 8,0. Nesta fase, a decomposição da matéria orgânica é intensa com formação de gás carbônico (CO₂) e sais, principalmente bicarbonatos e sulfetos. Nesse caso, podemos considerar o pH ácido, sendo necessário uma correção para o melhoramento do sistema de tratamento primário. Vai exercer influência sobre os processos químicos. Geralmente as condições ácidas caracterizam a fase inicial de degradação anaeróbia dos resíduos e requerem ajustes antes dos tratamentos biológicos (ANDREOTTOLA et. al, 1997).

Os diferentes grupos de bactérias envolvidos no processo de digestão anaeróbia possuem diferentes valores ótimos de pH para seu desenvolvimento (BRANCOLI, 2014). Os resultados não apontaram diferenças significativas de pH.

Moody e Townsend (2017) analisaram 14 amostras de efluentes de aterros sanitários na Flórida - EUA e obtiveram uma média de pH de 5,8 a 7,4.

A temperatura afeta a manutenção e crescimento dos microrganismos, bem como na atividade metabólica dos mesmos. É um importante fator que pode determinar o desempenho e a estabilidade do processo de digestão anaeróbia (LIN et al., 2016), pois pode causar alteração na velocidade do metabolismo bacteriano e na solubilidade do substrato (SILVA, 2014).

Dois intervalos proporcionam condições ótimas de digestão para a produção de metano: as faixas de mesófilas, de 30 °C a 35 °C) e termófilas de 50 °C a 55 °C (KANGLE et al., 2012).

A temperatura foi um fator determinante principalmente na correlação com a DBO, DQO, pH e metais, influencia na velocidade das reações de oxidação química e biológica. No aterro em estudo a temperatura máxima encontrada conforme tabela nº24 foi de 29°C e a mínima de 13°C. Nesse caso, a temperatura ficou abaixo de 40°C, de acordo com o que preconiza a legislação para lançamento de efluentes nos corpos hídricos.

Esse valor de 13°C, foi atípico, a temperatura média é de 24°C variando entre 18°C e 32°C (LIMA et al., 2012). No período que foi realizada a coleta da amostra do lixiviado no aterro em estudo, choveu com bastante intensidade, o que pode ter contribuído para a diminuição da temperatura. Segundo Arruda (2010), os meses de maio, junho e julho são os mais chuvosos e os meses de outubro, novembro e dezembro os mais secos.

Pela influência da temperatura o lixiviado produzido poderá apresentar uma elevada concentração de sais dissolvidos (BOCCHIGLIERI, 2010). Temperaturas elevadas podem favorecer a solubilidade dos sais, quanto maior a temperatura, maior a solubilidade, o que aumenta as reações cinéticas quimicamente. A temperatura afeta a manutenção e crescimento dos microrganismos, bem como na atividade metabólica dos mesmos. Com o aumento da temperatura, devido à liberação de calor, ocorre a morte de microrganismos mesófilos (PEIXOTO, 1988), havendo a multiplicação de actinomicetos, bactérias e fungos termófilos (RIFALDI et al., 1986). É um importante fator que pode determinar o desempenho e a estabilidade do processo de digestão anaeróbia (LIN et al., 2016), pois pode causar alteração na velocidade do metabolismo bacteriano e na solubilidade do substrato (SILVA, 2014).

Segundo Hashinmoto et al. (1981), temperaturas entre 30 e 60°C não afetam a taxa de produção acumulada de metano, porém a maioria dos estudos de biodegradabilidade anaeróbia é realizada na temperatura de 30 ou 35°C, haja vista que a maioria dos sistemas de tratamento serão operados com temperaturas bem menores (20 a 25°C).

O índice de remoção da DBO foi de 41,38% encontrado para lixiviados do aterro em estudo, verificou-se que a eficiência estava abaixo do preconizado pela Agência Ambiental de Pernambuco(CPRH). Para cargas orgânicas <100kg/d, a eficiência deve ser no mínimo de 70%, o que significa deve-se complementar o tratamento existente com sistemas já adotados na literatura para aterros sanitários com o mesmo perfil.

As reações que ocorrem na DBO para garantia de sobrevivência dos microrganismos, tem como faixa ideal de pH de 6,5 a 8,5 (SAKUMA,2013). Para avaliar o grau de biodegradabilidade de um efluente utilizamos a relação de DBO_5/DQO (SANTA'ANNA JÚNIOR, 2013).

Valores de $DBO/DQO < 5$ indicam que os poluentes presentes no efluente são majoritariamente biodegradáveis. Quando essa relação é >5 sugerem a presença de poluentes não biodegradáveis, em consequência processos físico-químicos, muito provavelmente, devem ser considerados para o tratamento do efluente (SANTA'ANNA JÚNIOR, 2013). Se a relação $5 < DBO/DQO > 2,5$, o efluente exige cuidados na escolha do processo biológico, para que se tenha uma remoção desejável da carga orgânica e se a $DBO/DQO > 5$, então o processo biológico deve ser complementado (IQ, Unicamp, 2004).

De maneira geral, tratamentos biológicos são recomendados para lixiviados novos com elevada quantidade de matéria orgânica biodegradável ($DBO_5/DQO > 0,5$), enquanto que tratamentos físico-químicos são adequados para lixiviados antigos (RENOU et. al., 2008).

Moravia et al. (2011) encontraram uma biodegradabilidade máxima de 46,7% e relação DBO_5/DQO de 0,03 para o lixiviado do Aterro Sanitário da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte. Vilar et al. (2011) encontram uma biodegradação máxima menor que 20% e razão DBO/DQO igual a 0,05 para o lixiviado da cidade do Porto em Portugal.

A relação DBO/DQO para o aterro em estudo, foi de 10,11 indicando que o lixiviado do aterro em estudo, tem uma composição química recalcitrante de difícil degradação. A razão DBO_5/DQO para lixiviados de aterros sanitários antigos é de 20 a 30 (SANTA'ANNA JÚNIOR, 2013).

Conforme estudos realizados por Santos et al. (2004) mostram que a biodegradabilidade aeróbia do lixiviado teve (remoção de 65% de DQO sem adição

de inóculo e de 87% com adição de inóculo) foi superior a biodegradabilidade anaeróbia (60%).

Berrueta et al (1996) também avaliou a biodegradabilidade anaeróbia de lixiviado, só que de aterro antigo, e obteve valores de biodegradabilidade da ordem de 40 a 50%. No aterro em estudo, o valor de DQO foi de 45,9% tivemos uma eficiência de remoção inferior à 70%, o que demonstra uma necessidade de melhoria no sistema de tratamento existente.

Segundo Kurniawan et al. (2006), a DQO dos lixiviados é elevada normalmente podendo atingir valores superiores a 15000 mg /L nos lixiviados provenientes de aterros jovens, entre 3000mg/L -15000mg/L aterros intermediários e inferiores a 3000mg/L aterros estabilizados. Para o aterro em estudo, o maior valor encontrado para lixiviados do aterro em estudo, foi de 1146 mg/L e o menor de 65,7mg/L, indicando um aterro já estabilizado. Já para a DBO o maior valor encontrado para lixiviados do aterro em estudo, foi de 113 mg/L e o menor de 6mg/L, sendo a relação DBO/DQO igual a 0,09, que, de acordo com a literatura, indica que o aterro encontra-se bioquimicamente estabilizado.

A correlação entres as variáveis DBO de saída(final) e DQO(final), bem como com a DBO de entrada(inicial), e a DBO final(saída), estão diretamente correlacionadas com a temperatura. De fato, a maior parte da matéria orgânica biodegradável que pode ser avaliada pelo valor de DBO é decomposta no processo de estabilização. Portanto, a relação DBO/DQO diminui com o tempo, porque a matéria orgânica não biodegradável que contribui para a porção de DQO permanece inalterada neste processo (ENGLEHARDT, 2007). Além disso, o pH aumenta com a idade do lixiviado (AHMED et al., 2012).

Segundo Moraes et al. (2006), a composição química do lixiviado, apresenta grande variabilidade, uma vez que, além de depender da natureza dos resíduos depositados, da forma de disposição, manejo e da idade do aterro, é extremamente influenciada por fatores climáticos, dentre os quais pode-se destacar a precipitação e a temperatura.

De acordo com Cheibub et al (2014), para melhorar a eficiência do sistema com relação aos parâmetros de cor e turbidez, necessário complementar com um físico-químico preliminar.

Segundo Campos et al. (2014) a cor em lixiviados de aterros sanitários está relacionada à concentração de substâncias orgânicas em decomposição, estima-se que o percolado de aterro sanitário apresenta Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO equivalente a 200 vezes a do esgoto doméstico (BORTOLAZZO, 2010).

Souto (2009) cita valores de turbidez situada na faixa de 100 - 540 NTU para lixiviado de células novas e 0,2 - 620 NTU para lixiviado de células antigas (>10 anos). No aterro em estudo, foram encontrados 139, NTU para o ano de 2018 e o menor 118,8 NTU para o ano de 2019, valores acima do limite 100 NTU permitido pela CONAMA N°430/2011.

Verifica-se uma elevada turbidez, em razão da alta concentração de partículas suspensas no lixiviado. A concentração de sólidos suspensos (CSS) influencia diretamente a turbidez, pois dificulta a penetração da luz na água (CARRERAS, 2010). Para a determinação da cor aparente, do aterro em estudo, constatou-se valores entre 104 e 3520 Hz, indicando a presença de grande quantidade de compostos dissolvidos e em suspensão acima do limite permitido de 75Pt-Co/L, de cor aparente para lançamento em corpos hídricos de classe 2 e 3 retificando a necessidade de tratamento antes do lançamento.

Os resultados apresentados para cor e turbidez são coerentes, já que a turbidez se mostra também no aumento da cor. A presença da cor e turbidez em lixiviados, se dá pela presença de substâncias corantes provenientes dos ácidos húmicos e fúlvicos. A cor escura do lixiviado provavelmente deve-se ao material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos) (CHRISTENSEN et al., 1994).

Na água bruta, é considerado um dos principais parâmetros de seleção de tecnologias de tratamento de controle dos processos de tratamento (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006). Segundo Cordeiro (2008) é evidenciada pela presença de partículas em suspensão e em estado coloidal, apresentando forte relação com a contaminação biológica, levando à formação de gases metano e gás carbônico, além do nitrogênio gasoso e do gás sulfídrico, causando desequilíbrio, interferindo na velocidade e ação fotossintética.

Altas concentrações de sólidos dissolvidos podem reduzir a limpidez da água, contribuir para as limitações da luz e resultar em uma redução da fotossíntese. Isso afeta o desenvolvimento de componentes bióticos, como bactérias fotossintéticas e algas, o que pode deteriorar as condições do corpo hídrico e causar a morte de

indivíduos (NAVEEN et al., 2017). No estudo, os valores de sólidos dissolvidos(SD) encontrados foram de 0,1ml/L atendendo o limite da Conama N°430/2011 de 1ml/L.

Martins (2010) em seu estudo avaliou o cálculo da amônia livre numa lagoa aerada, que revelou concentrações que variaram de 150 e 200 mg/L N-NH₃, indicando que esse foi o fator preponderante para o acúmulo de nitrito nessa lagoa. Os teores de nitrito de 1mg/L e de nitrato 0,8mg/L e 0,1mg/L estão dentro dos padrões estabelecidos pela CONAMA N°430/2011 para 1mg/L e 10mg/L respectivamente.

Lins et al. (2011), analisaram características físico-químicas do lixiviado de um aterro sanitário no estado de Pernambuco antes e após encerramento e a biodegradabilidade do lixiviado no decorrer do tempo e observaram concentrações máximas de nitrogênio amoniacal entre 1.1252.900 mg/L, com alcalinidade entre 5.867mg/L e 8.375 mg/L e pH 8,6, características que indicam que o nitrogênio amoniacal estava na forma ionizada e portanto considerado como de difícil tratamento por processos biológicos.

Mangimbulude et al. (2012), em seus estudos com base na concentração inicial de amônia (900 e 1200 mg/L), calcula-se que cerca de 50% de amônia poderia ser convertida em nitrato, se o tempo de retenção nas lagoas de tratamento for de 400 a 600 dias.

As médias dos valores encontrados por Aziz (2010) em seu estudo sobre a concentração de amônia foram de 542mg/L, 1568mg/L e 538 mg/L, respectivamente para lixiviados provenientes de lagoas de tratamento não-aeradas, aeradas intermitentemente e lagoas anaeróbias.

A determinação da concentração do nitrogênio em suas diversas formas na poluição das águas é de grande importância por ser um componente indispensável para o crescimento das algas, podendo conduzir à eutrofização acelerada.

A temperatura também influencia a distribuição das diferentes formas de nitrogênio amoniacal (VON SPERLING, 2005). A redução da temperatura permite a maior solubilidade do gás amônia na água e dificulta a sua volatilização.

As concentrações de amônia total inferiores a 200 mg/L são benéficas ao processo anaeróbico e outros fatores como temperatura, pH, período de aclimação e diferentes substratos podem influenciar as concentrações de amônia livre.

Observa-se ainda que em concentrações na faixa de 200 -1000 mg/L não existem efeitos adversos e entre 1500 - 3000 mg/L e pH acima de 7, ocorrem efeitos inibitórios para os microrganismos anaeróbios (YUZER, 2012).

No estudo o nitrogênio amoniacal, foi de 830mg/L e 0,22mg/L, acima do limite permitido pela Conama 430/2011 de 20mg/L, para o primeiro resultado, observando-se a necessidade de complementar o sistema de tratamento existente para redução do nitrogênio amoniacal. O Nitrogênio amoniacal sofre acentuada diminuição com aeração, pois sofre oxidação, indo a nitrito e nitrato.

Dentro da wetland, o nitrogênio pode ser assimilado pelas plantas superiores e pela microflora preferencialmente na forma de amônia e nitrato. Parte do lixiviado é liberado como gás para a atmosfera e uma fração pode sair com efluente final, normalmente na forma dissolvida (PROSAB, 2009).

As concentrações de metais detectadas no estudo resultam em níveis de abaixo dos níveis de detecção. Um fator importante que pode desempenhar papel significativo na redução da concentração de metais tóxicos é a cobertura diária dos resíduos por solo argiloso durante a operação do aterro, permitindo que os metais sejam adsorvidos pela matéria orgânica presente no lixiviado e conseqüentemente diminuindo a concentração no efluente (NAVEEN et al., 2017).

Durante a fase metanogênica, os metais permanecem insolúveis e em baixas concentrações, enquanto na fase acetogênica, a solubilidade dos mesmos aumenta, o que pode levar a aumentos nas concentrações de ferro, manganês, cálcio e magnésio (KAMARUDDIN et al., 2017).

Alguns íons metálicos que deveriam estar presentes em aterros sanitários classe I, estão sendo encontrados com maior frequência em aterros sanitários de classe II, em função principalmente da baixa eficiência de programas de gerenciamento de resíduos sólidos implantados pela sociedade. Podemos destacar, os íons de cobre (Cu^{2+}) e o de ferro (Fe^{2+}) são íons que podem ser encontrados em metais presentes nos RSU em materiais eletrônicos, tampas e latas de garrafa (SEGATO, 2000).

O íon de alumínio (Al^{3+}) pode ser encontrado em latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos e embalagens laminadas em geral (SEGATO, 2000). Os íons de Níquel (Ni^{2+}), Cádmio (Cd^{2+}) e Chumbo (Pb^{2+}), estão presentes na

composição química de resíduos eletroeletrônicos, como em baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis), que juntamente com o descarte inadequado de resíduos sólidos urbanos, podem interferir na eficiência do tratamento do aterro em estudo (ASTDR, 1997).

A solubilidade do alumínio em equilíbrio com a fase sólida $\text{Al}(\text{OH})_3$ é altamente dependente dos valores de pH (ALFREY, 1984). Teores de alumínio adsorvidos em partículas suspensas mostram íntima relação com o pH da água, uma vez que o pH é um potencial agente determinante de sua solubilidade (AZEVEDO, 2003). No estudo os teores de alumínio foram de 0,005mg/L e 0,203mg/L de Al.

O Segundo teor acima de 0,1mg/L de Al, estabelecido pelo CONAMA 430/2011. Possivelmente devido ao descarte inadequado de eletroeletrônicos corroborando com os estudos de (SEGATO, 2000).

Os metais pesados presentes nos lixiviados estão com maior frequência os seguintes elementos: cobre, ferro, manganês, molibdênio, zinco, cobalto, níquel, vanádio, alumínio, prata cádmio, cromo, mercúrio e chumbo (CETESB, 2001).

A presença de manganês em aterros sanitários tem sido associada ao descarte de garrafas, lâminas, fármacos, pigmentos e tintas, inseticidas e cosméticos junto aos resíduos domiciliares (KANMANI et al., 2013), corroborando que o descarte inadequado de resíduos tem aumentado, devido à falta de conscientização por parte da população. O teor de manganês encontrado no estudo, foi de 0,1mg/L abaixo do estabelecido pela CONAMA N°430/2011 de 1mg/L para Mn.

Nagashima (2009), comparou a concentração de elementos traço de lixiviado de aterros brasileiros encontrando os seguintes valores referentes a aterro sanitário em 2006: Cu(0,03 mg/L), Mn(1,81mg/L), Ni (0,03mg/L), Zn(0,1mg/L). No aterro em estudo os valores encontrados foram de Cu(0,010 mg/L), Ni (0,003), (0,006), Zn(0,017mg/L),(0,005mg/L) e Mn(0,1mg/L).

Kemerich et al (2014) afirmam que a origem de elementos traços no solo e lixiviado de aterros sanitários são decorrentes principalmente da disposição inadequada de resíduos eletrônicos e que os metais zinco e manganês constituem 48% em massa da composição média das pilhas zinco-carbono. Os teores de ferro

apresentados no estudo foi de 1,05mg/L e 1,16mg/L, valores abaixo do permitido para Fe de 15mg/L.

Kheradmand et al. (2010) em seu estudo, para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, mostrou excelente eficiência de remoção de metais pesados (Fe, Cu, Mn, Zn e Ni) do efluente bruto. Para todos os metais pesados, exceto o Zn (aproximadamente 50% de remoção) foram obtidas eficiências de remoção na faixa de 88,8% a 99,9%.

De acordo com Renou et al., (2008), metais pesados, como chumbo possuem compostos organoclorados e principalmente fenólicos, os quais, tendem a ser mais resistentes à degradação biológica, o que pode explicar a associação entre as variáveis. O teor de chumbo observado no estudo, foi de 0,005mg/L, dentro dos padrões CONAMA N° 430/2011 de 0,5mg/L de Pb.

Oliveira e Santana (2010) observaram aumento da concentração de chumbo em águas contaminadas por aterro, em períodos de chuva, também mostrando maior mobilidade desse elemento nessa época, mesmo que a concentração de metais, podem variar em função da quantidade de água de chuvas que percola o aterro e do nível de decomposição da matéria orgânica presente no lixo (CORT et al., 2008).

O metal tóxico como o cádmio (Cd) pode ser encontrado em concentrações variadas nos efluentes, e quando elevadas, causam a redução de microrganismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica. Isso explica a correlação positiva dos metais com a DBO e DQO já que expressão os teores de matéria orgânica, sendo que quanto menor a concentração de microrganismos maiores serão os teores de matéria orgânica. No aterro em estudo, o valor encontrado de Cádmio(Cd) foi de 0,001mg/L, dentro do estabelecido pela resolução CONAMA N° 430/2011 de 0,2mg/L.

A concentração de *Escherichia coli* apresentou uma redução provavelmente pela diluição no período de chuva que pode estar associado ao aumento da toxicidade da lixívia (SANTOS, 2003). O efluente do aterro em estudo, se enquadrou nos padrões de lançamento para coliformes termotolerantes de (1,8x10⁶NPM/100mL) (1,6x10⁶ NPM/100mL) conforme estabelecidos pela Norma Técnica CPRH 2007 de 10⁶ a 10⁴.

5.4 Eficiências do Tratamento de Lixiviado

Para o cálculo da eficiência global do tratamento com a implantação das barreiras bioquímicas, considerando uma carga de DBO=23,0kg/d e a carga de DQO=254,5kg/d, a eficiência de remoção encontrada foi 41% para DBO e 46% de DQO. Para cargas orgânicas >100kg/d a remoção mínima é de 90%, cargas orgânicas <100kg/d, remoção mínima de 70%, segundo a Norma Técnica da CPRH Nº 2001.

A Comunidade Europeia, através do Decreto 91/271, sobre tratamento de águas residuais, estabelece como critério para projeto, uma eficiência de 70%. Kawahigashi et al. (2014) em seu estudo, com Carvão Ativado Granular (CAG) na remoção de compostos poluentes presentes no lixiviado, encontrou as eficiências de remoções variando entre 94% e 100% para a cor verdadeira, entre 45% e 76% para a demanda química de oxigênio (DQO) e entre 23% e 67% para o carbono orgânico total (COT), com valores máximos absolutos de 8 uH (cor), 167 mg/L (DQO) e 93 mg/L (COT).

Através dos dados obtidos na caracterização de lixiviado do Aterro Sanitário de Rio Formoso, pode-se concluir que: Ao se verificar a tabela nº 27 em questão abaixo, podemos observar a instalação do sistema de barreiras bioquímicas (SBQ) com carvão ativado. Processou-se uma redução dos índices físicos químicos, de forma acentuada em alguns parâmetros que outros. A cor, turbidez e Nitrogênio Amoniacal tiveram remoção de 97%, 82% e 95% de reduções em seus parâmetros. Já a DBO e DQO apresentaram reduções de 27% e 54,8%. Para que se tenha um desempenho aceitável e para que o lixiviado tenha os parâmetros físicos, químicos e biológicos dentro do que preconiza a legislação ambiental, pertinente a remoção da carga orgânica a ser tratada fica evidenciado a complementação do sistema já existente.

Tabela nº 27 - Valores de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos antes e após a instalação das barreiras bioquímicas e a Resolução Conama Nº430/2011 e Normas Técnicas CPRH Nº 2001, 2002 e 2007.

| Parâmetros | Unidade | Antes da Instalação ¹ | Após Instalação ² | RS Conama Nº430/2011 | NT CPRH Nº2001/2002/2007 |
|-------------------------|-------------|----------------------------------|------------------------------|----------------------|--|
| pH | | 5 | 7,07 | 5 a 9 | 5 a 9 |
| Temperatura | (°C) | 29 | 28,7 | ≤40 | |
| DBO ₅ | (mg/L) | 663 | 113,3 | 120mg/L | 180 (C ≤ 2) 80 (2 < C ≤ 6) 60 (6 < C ≤ 50) 30 (C > 50) |
| DQO | (mg/L) | 2048 | 1146 | | 360 (C ≤ 2) 160 (2 < C ≤ 6) 120 (6 < C ≤ 50) 60 (C > 50) |
| Turbidez | (NTU) | 60,2 | 10 | até 100 NTU | |
| Cor | (uH) | 3520 | 104 | até 75 mg Pt-Co/L | |
| Sólidos Sedimentáveis | (ml/L) | 0,1 | 0,1 | 1ml/L | < 1.0mg/L |
| Zinco | (mg/L) | 0,009 | 0,005 | 5mg/L | |
| N Amoniacal | (mg/L) | 830 | 0,22 | 20mg/L | |
| Nitrito | (mg/L) | 1 | 1 | ≤1 | |
| Nitrato | (mg/L) | 0,8 | 0,1 | ≤10 | |
| Cobre | (mg/L) | 0,024 | 0,01 | 1 mg/L | |
| Ferro | (mg/L) | 1,25 | 1,16 | 15mg/L | |
| Níquel | (mg/L) | 0,02 | 0,005 | 2mg/L | |
| Manganês | (mg/L) | 0,1 | 0,1 | 1mg/L | |
| Alumínio | (mg/L) | 0,05 | 0,203 | 0,1 mg/L | |
| Cádmio | (mg/L) | 0,001 | 0,001 | 0,2 mg/L | |
| Chumbo | (mg/L) | 0,005 | 0,005 | 0,5 mg/L | |
| <i>Escherichia coli</i> | (NMP/100mL) | 1,8 | 1,6 | | De 10 ⁶ a 10 ⁴ |

¹Antes da Instalação -03/04/2018 ; ²Após a Instalação- 08/05/2019

Fonte: (NIGEPSA, Portal Sul Consórcio, 2019).

O tratamento de um lixiviado está associado às tecnologias utilizadas, mas também dependente dos custos, dependendo do nível de eficiência e remoção pretendido (MAHMUD, 2012).

Na busca de minimizar o impacto causado ao meio ambiente e à população pela disposição deste efluente, vários métodos de tratamento de lixiviado de aterro sanitário têm sido propostos como alternativa ao processo biológico, alguns deles com bons resultados, como a flotação (RUBIO et al., 2002), coagulação-flotação (LONG et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2019), precipitação química (LI e ZHAO, 2001), osmose reversa (CHIANESE et al., 1999), ultrafiltração (RENOU et al., 2008), adsorção em carvão ativado (MARAÑÓN et al., 2009) e processos oxidativos avançados (POA) (AMOR et al. 2015; DOS SANTOS et al., 2018; OLIVEIRA et al., 2019).

Uma alternativa para o tratamento de lixiviados antigos de aterro sanitário são os processos físico-químicos, como a coagulação e floculação, que podem remover metais pesados e compostos orgânicos não-biodegradáveis (OLIVEIRA, 2015).

A coagulação/floculação consiste em uma sequência de processos capazes de remover as partículas coloidais, que conferem cor e turbidez ao líquido, pela ação de substâncias denominadas coagulantes (NOVELO et al., 2004).

A coagulação consiste na desestabilização de partículas em suspensão coloidal obtida pela neutralização de forças elétricas superficiais e redução das forças repulsivas entre elas (SILVA et al., 2014).

Enquanto a floculação consiste em uma etapa de agitação lenta, na qual é provocada a colisão das partículas, produzindo partículas de maior volume e densidade, chamadas de flocos (GEWEHR, 2012).

Normalmente, são utilizados coagulantes inorgânicos como sulfato de alumínio, cloreto férrico e sulfato ferroso (SYAFALNI et al., 2012). No estudo, o coagulante proposto foi o sulfato de alumínio.

A eficiência de remoção de DQO da coagulação varia largamente entre 10% e 90% dependendo principalmente das espécies coagulantes, concentração de coagulante, as características de pH e de lixiviados (WEBLER, 2014).

A determinação do pH ideal constitui um fator importante para o processo de coagulação/floculação, pois a coagulação com sais de ferro e alumínio ocorre satisfatoriamente apenas em um pH ótimo e na presença de uma alcalinidade mínima para que aconteçam as reações químicas necessárias (FELICI, 2010).

Segundo Webler (2014) é de suma importância, tanto pela viabilidade do projeto, custo, operação, e por sua vez, caso ocorra um tratamento combinado deve buscar equilíbrio entre os processos anteriores e posteriores à coagulação. Assim a escolha do coagulante deve ser precedida de sua eficiência e por sua vez se adaptar a outros processos complementares de tratamento. (WEBLER, 2014).

Gewehr (2012) observou em seu estudo que amostras que utilizaram o coagulante $Al_2(SO_4)_3$ foram obtidas melhores remoções para a maioria da faixa de pH testado, com exceção do pH 3. Observou-se ainda que para o $Al_2(SO_4)_3$, a melhor faixa de atuação para este lixiviado foi entre pH 3-5, diferentemente do relatado por Richter (2009), que define que o pH ótimo para o processo de coagulação/floculação com o referido coagulante seria de 5-7. Outro fator determinante para a escolha do coagulante é a produção e a decantabilidade do lodo. Deve-se considerar que o lodo gerado pelo cloreto férrico é de mais fácil manipulação que o produzido pelo sulfato de alumínio, por ser mais denso e mais suscetível à desidratação (FRANCO, 2009).

Syafalni et al. (2012) realizaram em seus estudos a comparação dos resultados obtidos com a aplicação de sulfato de alumínio para a remoção de DQO, cor e teor de nitrogênio amoniacal do lixiviado aterro sanitário. Por outro lado, as melhores condições de pH e dosagem pelo uso do coagulante sulfato alumínio foram em 4,8 e 10 g/L, respectivamente, onde 85,4% DQO, 96,4% de cor e 47,6% nitrogênio amoniacal foram removidos da mesma amostra de percolado. Long et al. (2017) o uso do $FeCl_3$ teve eficiência para remoção de COT, DQO e Turbidez foram de 81%, 82% e 97%, respectivamente. Esses resultados foram obtidos em pH 4 usando $FeCl_3$ (5 g/L).

De acordo com os resultados obtidos por Rocha (2019), para lixiviado de aterro sanitário classe II, constatou-se que a dosagem de 1.300 mg/L de $Al_2(SO_4)_3$ com pH a 5,50 obteve a melhor eficiência de remoção para o tratamento físico-químico do lixiviado bruto por meio de coagulação e floculação, sendo 44,97%, 38,17% e 51,07% para DQO, cor aparente e turbidez, respectivamente.

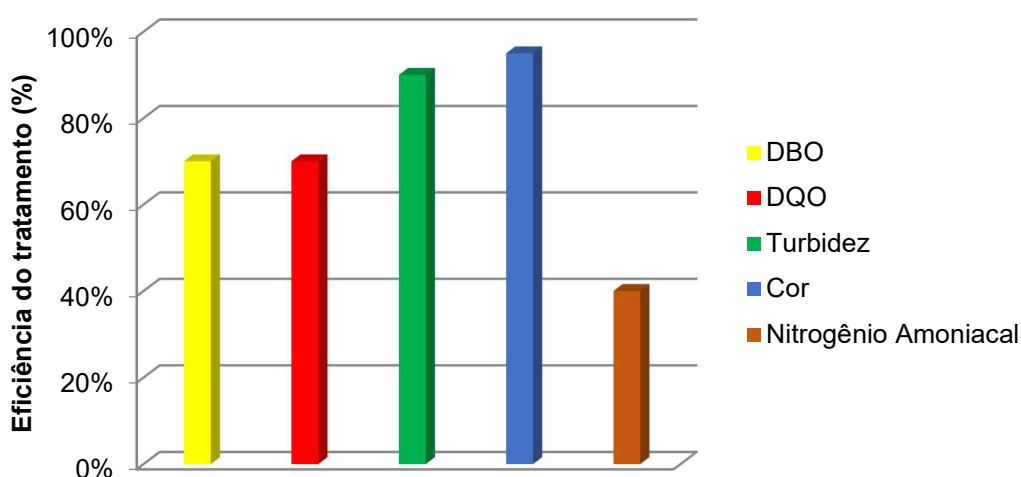
Quanto mais antigo for o aterro, maior será sua recalcitrância, diminuindo ainda mais a eficiência do tratamento biológico (MARAÑON et al., 2008). A formação de

bons flocos depende de fatores como: concentração adequada de coagulante, temperatura, alcalinidade, grau de mistura, intensidade da turbulência e pH da reação (SANTOS, 2011).

Marañon, et. al (2008), em seu estudo para tratamento preliminar utilizando processos de coagulação-floculação chegou-se aos seguintes valores de remoção: DQO (27%), Cor (84%), Turbidez (93%), Al(224mg/L). Kargi et al. (2003), em seu estudo tratamento preliminar utilizando processos de coagulação-floculação encontrou os seguintes valores DQO(42%), Turbidez(87%), Fe(2,3mg/L), Al(16,3mg/L). Para a complementação do sistema de tratamento proposto no estudo, foram dimensionados mais 02 sistemas, entre eles um físico-químico, obtendo-se os seguintes resultados:

Conforme gráfico nº 17 para um Sistema físico químico(SQ) a eficiência encontrada foi de: DBO (70%), DQO (70%), turbidez (90%), cor (95%), óleos e graxas de (70%), Nitrogênio Amoniacal (40%). Segundo Webler (2014), em seu estudo sobre lixiviado de um aterro sanitário, no Rio de Janeiro, os resultados apontaram uma redução na DQO de 58,1% e na cor de 85,6% utilizando o processo de coagulação/floculação.

Gráfico nº 17- Eficiência do Tratamento Físico-químico do lixiviado no Aterro sanitário de Rio Formoso, utilizando reatores UASB.



Fonte: A autora (2019).

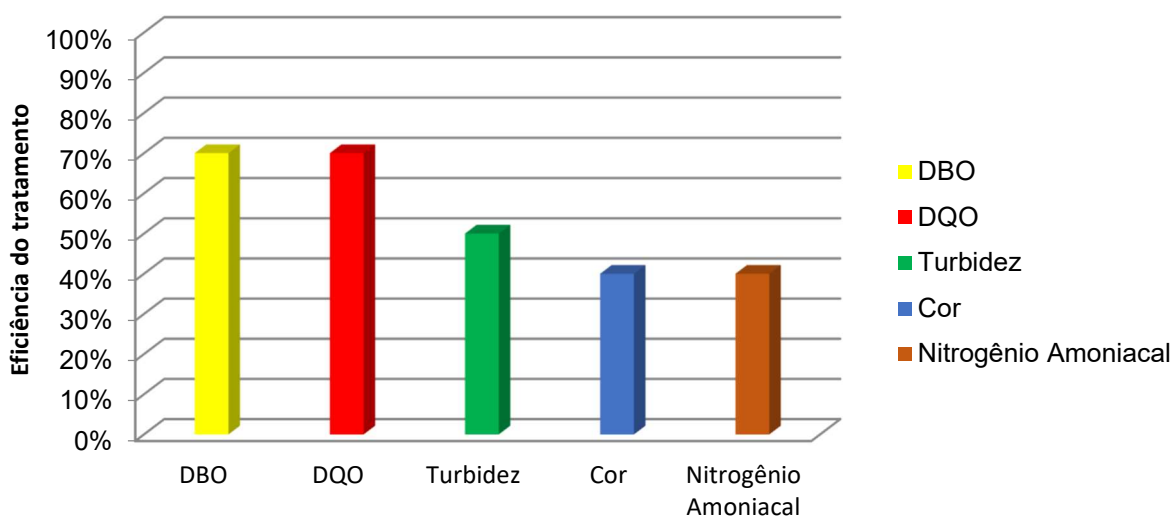
Silva (2007) ao utilizar lagoas pilotos em série (anaeróbia, facultativa e de maturação) no tratamento de lixiviados de aterros sanitários obteve uma eficiência

de 77% para remoção de nitrogênio amoniacal e cerca de 70% para remoção de fósforo. Lima (2010), avaliou o tratamento de lixiviado que utilizou quatro lagoas rasas operadas em série, os resultados obtidos nesta pesquisa para eficiência de remoção foram de 29% e 91% de DQO e DBO₅, respectivamente, com o efluente final com uma concentração de NH₄ de 8 mg/L. Martins (2010), observou uma boa remoção cerca de 90% de eficiência de nitrogênio amoniacal quando a recirculação foi aplicada e concentrações efluentes médias inferiores a 20 mg/L de nitrogênio amoniacal.

O valor apresentado na Tabela nº 27 de 830mg/L de Nitrogênio Amoniacal estão acima do máximo permitido pela Resolução Nº430/2011, o que justifica a busca por processos alternativos, para o tratamento de efluentes contendo amônia.

Para o sistema de tratamento com lagoa anaeróbia gráfico nº 18, a eficiência encontrada foi de: DBO (70%), DQO (70%), Turbidez (50%), Cor (40%) e Nitrogênio Amoniacal(40%). Estudos realizados por Gomes et al. (2009) para tratamento de lixiviado, apresentaram bons resultados, por um sistema composto por lagoa anaeróbia apresentando eficiência de 60% para DQO, 80% DBO, 80 a 85% para NTK, 50% e 55% para SS e ST (sólidos totais). A razão para o decaimento da matéria orgânica biodegradável ao longo do tempo é o processo de estabilização, o que dificulta a aplicação de técnicas de tratamento biológico do lixiviado devido à presença de uma fração de matéria orgânica recalcitrante (LEITE et al., 2016).

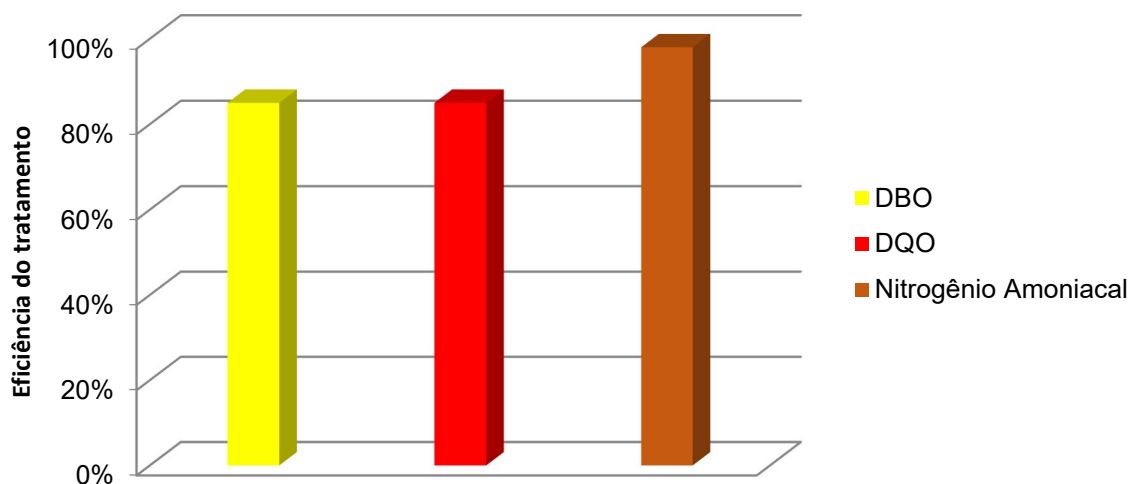
Gráfico nº 18- Eficiência do Tratamento de Lagoa Anaeróbia - Aterro Sanitário de Rio Formoso



Fonte: A autora (2019).

Para a lagoa aeróbia, a eficiência encontrada no gráfico abaixo nº 19 foi de: DQO (85%), DBO(85%), Nitrogênio Amoniacal(98%).

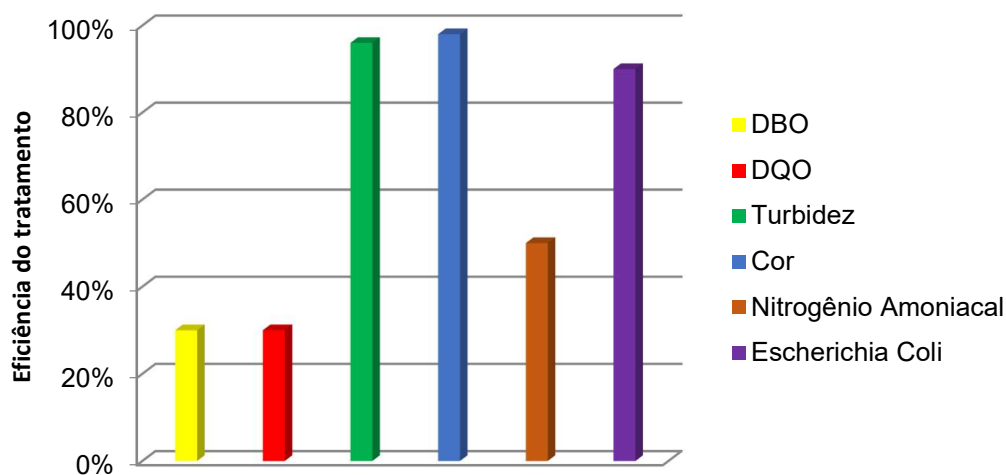
Gráfico nº 19 - Eficiência Tratamento Lagoa Aeróbia Aterro Sanitário de Rio Formoso



Fonte: A autora (2019).

A lagoa de polimento conforme gráfico nº 20 abaixo, apresentou as seguintes eficiências: DQO (30%) e DBO (30%). Turbidez(96%), Cor (98%), Nitrogênio Amoniacal (50%), *Escherichia coli* (90%).

Gráfico nº 20 - Eficiência Tratamento Lagoa de Polimento Aterro Sanitário de Rio Formoso

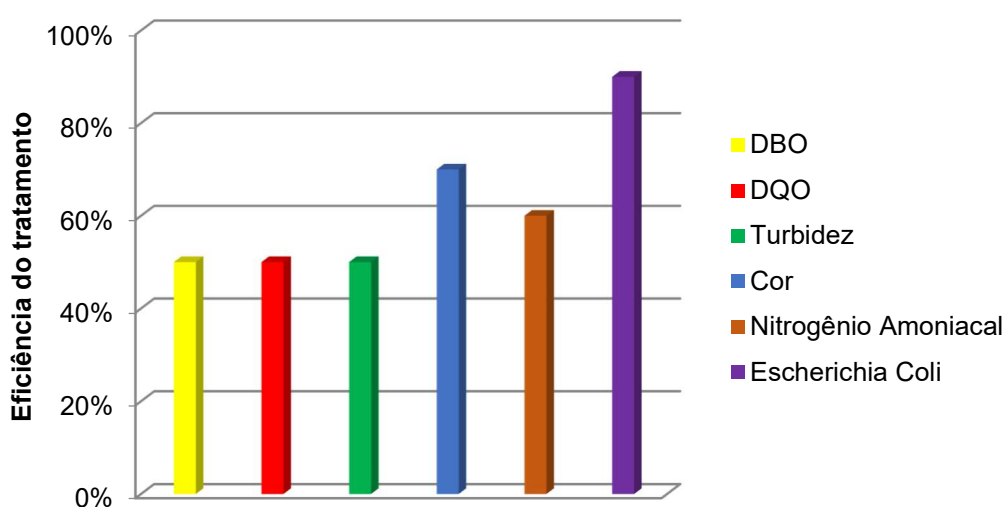


Fonte: A autora (2019).

Para o Sistema de Tratamento com lagoa facultativa a eficiência encontrada, conforme gráfico abaixo nº 21 foi de: DQO(50%), DBO(50%), Turbidez(50%),Cor(70%), Óleos e Graxas(20%), Nitrogênio Amoniacal(60%), *Escherichia coli* (90%).

Segundo estudos realizados por Muller et al., (2015), em um aterro sanitário no Brasil, o tratamento biológico composto de filtro anaeróbio e lagoa facultativa para o tratamento de lixiviado apresentou redução na eficiência da DQO de 87% para 35%, após quatro anos de operação do aterro sanitário.

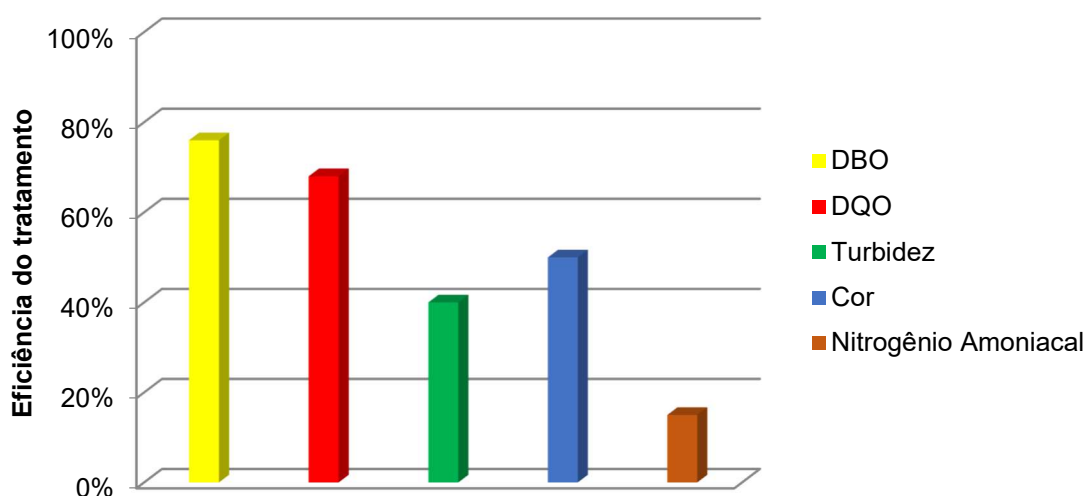
Gráfico nº 21 - Eficiência Lagoa Facultativa Aterro Sanitário de Rio Formoso.



Fonte: A autora (2019).

Para o Sistema de Tratamento com UASB, no gráfico 22 abaixo, a eficiência encontrada foi de: DQO (68%), DBO (76%), Turbidez (40%), Cor (50%), Nitrogênio Amoniacal (15%).

Gráfico nº 22 - Eficiência UASB Aterro Sanitário de Rio Formoso



Fonte: A autora (2019)

A tabela nº 28 abaixo apresenta as eficiências do reator UASB em relação a Wetland para tratamento de lixiviado e compara com a Wetland plantada do Aterro Sanitário em Rio Formoso – PE. Com a relação à eficiência global dos sistemas UASB+Wetland plantada e UASB+Wetland não plantada, observa-se os resultados de remoção de matéria orgânica, atingindo para DBO₅ e DQO valores respectivamente de 92 e 86 % (Wetland plantada) e 90 e 88 % (Wetland não plantada).

O mesmo ocorre para as duas combinações em termos de remoção de SST, produzindo efluentes finais com excelentes características (Global Wetland Plantada – 98% e 3 mg/L; Global Wetland não plantada – 97% e 5 mg/L).

Para o nitrogênio, apenas a Wetland plantada apresentou resultados de remoção efetiva de nitrogênio amoniacal (N-NH₃₊) de 22%. Porém, quando se interpreta os resultados de eficiência global do sistema UASB+Wetland plantada, tal eficiência se reduz para 13% de nitrogênio amoniacal. Em comparação, na Wetland Plantada em Rio Formoso (WPRF), a eficiência ficou abaixo dos padrões de lançamento, devendo-se complementar o sistema em estudo.

Tabela nº 28 - Eficiência Média de Remoção Wetland(%)

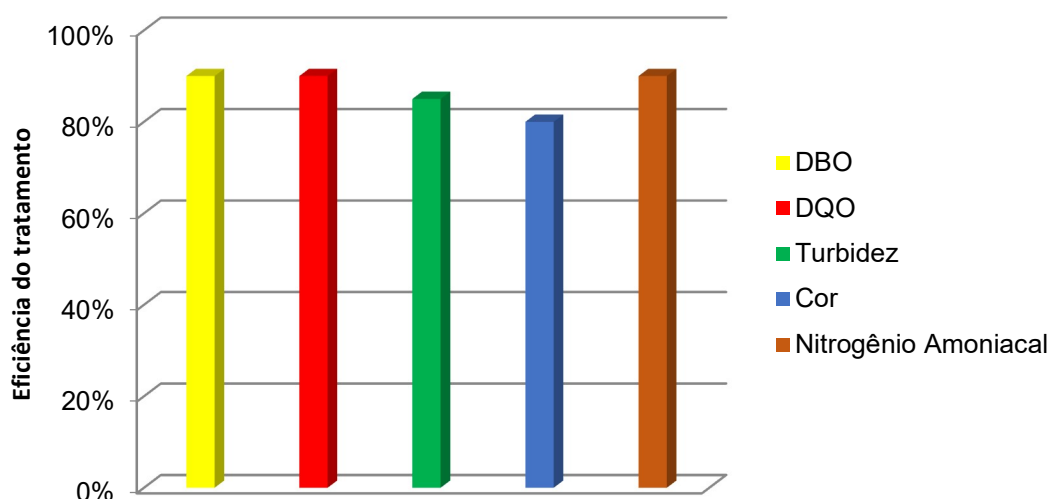
| Parâmetros | UASB | WP | WPRF* | WNP Global | UASB-WP | Global UASB-WNP |
|------------------|------|----|-------|------------|---------|-----------------|
| DQO | 73 | 71 | 50 | 49 | 92 | 86 |
| DBO ₅ | 73 | 62 | 50 | 54 | 90 | 88 |
| N. Amoniacal | 0 | 22 | 50 | 8 | 13 | 0 |
| E. Coli | 95 | 98 | 30 | 91 | 99,8 | 99,5 |

WP: wetland plantada; WNP: wetland não plantada; WPRF: Wetland plantada Rio Formoso.

Fonte: (UFMG, 2005), Adaptada PROSAB (2005); A autora (2019)

Para o Sistema de Tratamento com biofiltro aerado a eficiência encontrada, conforme gráfico abaixo nº 23, foi de: DBO (90%), DBO (90%), Turbidez (85%), Cor (80%), Nitrogênio Amoniacal (90%).

Gráfico nº 23- Eficiência Biofiltro Aerado Aterro Sanitário de Rio Formoso



Fonte: A autora (2019)

Não há dúvidas de que o sistema de tratamento composto de um processo quimicamente assistido seguido de um biodigestor UASB e após esse um sistema aeróbio que pode ser combinado com um sistema aeróbio sendo uma lagoa aerada ou um biofiltro aerado. Para que a qualidade do lixiviado estudado, seja um efluente de ótima qualidade, melhorando a eficiência do tratamento pode-se implantar uma lagoa de polimento. Na tabela nº 29 abaixo, apresenta-se as características dos principais sistemas de lagoas exceção das aeradas, juntamente com o reator UASB. Na segunda tabela observa-se as eficiências dos sistemas propostos no aterro em estudo.

Tabela nº 29 - Características dos Principais Sistemas de Lagoas sem Aeração.

| Parâmetros | LF | LA + LF | LA + LF + LM | UASB + LP |
|------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| DBO5 (mg/L) | 50-80 | 50-80 | 40-70 | 40-70 |
| DQO (mg/L) | 120-200 | 120-200 | 100-180 | 100-180 |
| Coliformes (NMP/100ml) | 10 ⁶ - 10 ⁷ | 10 ⁶ - 10 ⁷ | 10 ² - 10 ⁴ | 10 ² - 10 ⁴ |
| DBO ₅ (%) | 70-80 | 75-85 | 80-85 | 77-87 |
| DQO (%) | 65-75 | 65-80 | 70-83 | 70-83 |
| Coliformes (%) | 90-99 | 90-99 | 99,9-99,9 | 99,9-99,9 |

LF: Lagoa facultativa; LA: Lagoa anaeróbia; LM: Lagoa de maturação; LP: Lagoa de polimento.

Fonte: Von Sperling (2002).

Tabela nº 30 - Eficiências dos Tratamentos propostos Aterro Sanitário de Rio Formoso.

| Eficiência | FQ | AN | AE | LP | LF | UASB | Biofiltro |
|-------------|-----|-----|-----|-----|-----|------|-----------|
| DBO | 70% | 70% | 85% | 30% | 50% | 76% | 90% |
| DQO | 70% | 70% | 85% | 30% | 50% | 68% | 90% |
| Turbidez | 90% | 50% | - | 96% | 50% | 40% | 85% |
| Cor | 95% | 40% | - | 98% | 70% | 50% | 80% |
| N Amoniacal | 40% | 40% | 98% | 50% | 60% | 15% | 90% |
| E. Coli | - | - | - | 90% | 90% | - | - |

FQ: Físico-químico; AN: Anaeróbio; AE: Aeróbio; LP: Lagoa de polimento; LF: Lagoa facultativa.

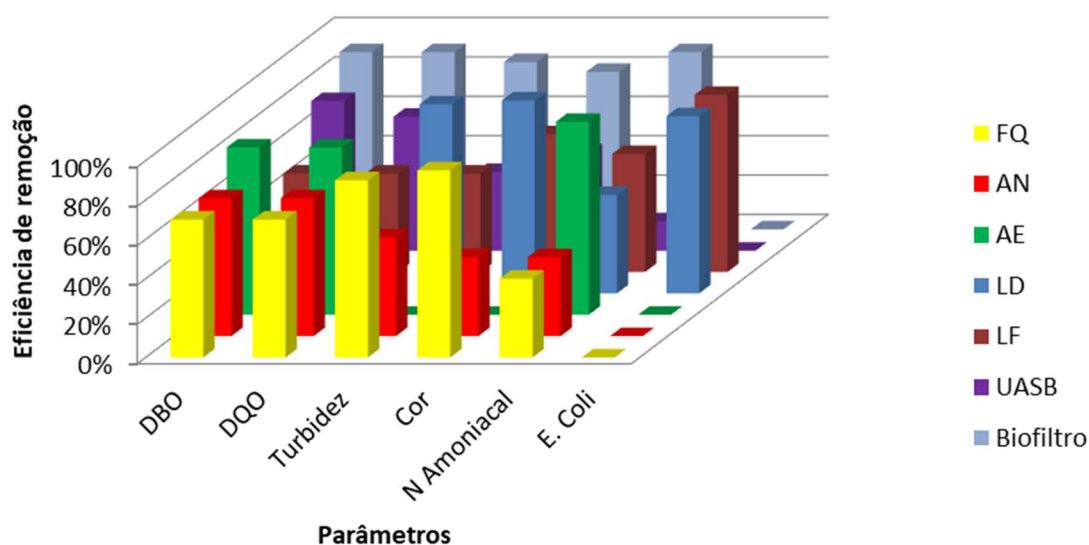
Fonte: A autora (2019).

O gráfico nº 24 abaixo, apresenta as eficiências de todos os tratamentos propostos para o Aterro Sanitário de Rio Formoso. Para o parâmetro cor, as melhores eficiências encontradas foram no tratamento físico-químico remoção de 95% e na lagoa de polimento (98%). Para os parâmetros de DBO, as melhores eficiências encontradas foram para o Físico-Químico (70%), Anaeróbio (70%), Aeróbio (85%), Biofiltro (90%), UASB (76%).

Na DQO, as melhores eficiências encontradas foram para o Físico-Químico (70%), Anaeróbio (70%), Aeróbia (85%), Biofiltro (90%). Já para o nitrogênio amoniacal as melhores eficiências encontradas foram de aeróbia (95%), biofiltro(90%)

O Nitrogênio amoniacal sofre acentuada diminuição com aeração, pois sofre oxidação, indo a nitrito e nitrato, corroborando com os resultados encontrados. Para o parâmetro *Escherichia coli*, foram observadas as seguintes remoções para a lagoa de polimento (90%) e lagoa facultativa (90%).

Gráfico nº24 - Eficiência dos Tratamentos Propostos no Aterro Sanitário de Rio Formoso



Leg.: FQ = Físico-químico; NA = Anaeróbio; AE = Aeróbio; ANA = Anaeróbio; LD = Lagoa de decantação; LF = Lagoa facultativa; UASB = Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo; Biofiltro

Fonte: A autora (2019).

A grande carga orgânica de lixiviados pode ser difícil e dispendiosa de gerir e as opções tradicionais de tratamento de lixiviados requerem energia, tempo e possuem custo elevado (DAMIANO et al., 2014).

Há também desafios associados a esses métodos, especialmente para atender a necessidade de gestão sustentável de lixiviados que desejam mínimo de consumo de energia e produtos químicos para tratamento (ISKANDER et al., 2016).

Segundo Marra (2016), foi verificado os sistemas de tratamento nos aterros sanitários localizados no Estado do Rio Grande do Sul apresentam tratamento biológico, composto por filtros biológicos e/ou banhados construídos (wetlands), e lagoas.

A mistura complexa de poluentes orgânicos, inorgânicos e microbiológicos encontrados no lixiviado torna difícil a remoção simultânea de todos esses poluentes (DIA et al., 2017), portanto o tratamento de lixiviados geralmente requer aplicações de múltiplos processos também devido as variações de composição do lixiviado (SHOULIANG et al., 2008).

Nem tratamentos biológicos ou tratamentos químicos realizados separadamente alcançam altas eficiências de tratamento para lixiviados devido a presença de compostos orgânicos de elevado peso molecular que são difíceis de

remover e dos efeitos inibitórios sobre os microrganismos causados por compostos orgânicos refratários, sais inorgânicos e metais (EL-GOHARY et al., 2013).

Em grandes sistemas e dependendo dos objetivos do tratamento, são frequentemente utilizados dois ou mais processos integrados (RAGHAB et al., 2013). Geralmente, é utilizada a integração de métodos físicos, químicos e biológicos para um tratamento eficiente de lixiviados de aterros sanitários, uma vez que é difícil obter resultados satisfatórios utilizando um único método (KAMEL, 2016).

Métodos baseados em processos biológicos são amplamente utilizados para tratamento de lixiviados por serem considerados um tratamento simples, sem impactos ambientais e com baixo custo (YONG et al., 2018).

No entanto, devido à variabilidade na composição, alta quantidade de substâncias tóxicas e a presença de compostos orgânicos refratários em lixiviados, em plantas de tratamento ocorre uma perda gradual na eficiência de tratamentos biológicos convencionais ao longo do tempo, o que leva à busca de outros métodos alternativos (FERNANDES et al., 2015). Desta forma, um sistema alternativo de tratamento capaz de resistir a toxicidade e a variação na composição é necessário para resolver o problema (MANDAL et al., 2017).

6. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Como parte de um dos objetivos específicos desta dissertação objetivou-se quantificar o recebimento de resíduos sólidos urbano (RSU) no Aterro Sanitário Público e Consorciado de Rio Formoso. O aterro recebe resíduos sólidos urbano dos municípios pernambucano de Barreiros, Gameleira, Rio Formoso, Sirinhaém, Tamandaré e São José de Coroa Grande, e dos municípios alagoanos de Maragogi, Jacuípe e Japaratinga. O período de avaliação utilizado na quantificação do recebimento foram os meses dos anos de 2014 a 2019.

Neste trabalho buscou-se avaliar a existência de similaridade na quantificação de RSU entregue no aterro sanitário, através de técnicas estatísticas multivariadas. A partir de um banco de dados quantitativos da geração de resíduos sólidos urbano dos municípios consorciados, em valores de toneladas mensais, que são entregues no aterro sanitário público.

Uma análise descritiva foi conduzida, inicialmente, com a determinação da estatística descritiva das variáveis estudadas, antes da aplicação da técnica de análise multivariada, conforme Tabela nº 31.

Tabela nº 31 – Estatísticas descritivas dos quantitativos (t/mês) do recebimento de resíduos sólidos no Aterro Sanitário Público e Consorciado de Rio Formoso no período de 2014 a 2019.

| Municípios | N ^(*) | Média | V. Mín. | V. Máx. | Var. | DP | CV(%) |
|-----------------|------------------|--------|---------|---------|------------|--------|--------|
| Barreiros | 108 | 703,64 | 541,68 | 1556,31 | 17712,70 | 133,08 | 18,91 |
| Gameleira | 108 | 150,31 | 0,0 | 527,00 | 22314,20 | 149,37 | 99,37 |
| Rio Formoso | 108 | 335,42 | 238,68 | 624,89 | 5183,90 | 71,99 | 21,46 |
| Sirinhaém | 108 | 636,82 | 495,41 | 1143,83 | 9328,90 | 96,58 | 15,17 |
| Tamandaré | 108 | 692,42 | 454,98 | 1630,55 | 81992,70 | 286,34 | 41,358 |
| S. J. C. Grande | 108 | 163,17 | 0,0 | 709,00 | 38,625,70 | 196,53 | 120,44 |
| Maragogi | 108 | 292,89 | 0,0 | 1616,10 | 223.822,10 | 473,09 | 161,52 |
| Jacuípe | 108 | 15,09 | 0,0 | 99,07 | 722,10 | 26,87 | 178,06 |
| Japaratinga | 108 | 33,26 | 0,0 | 173,60 | 2879,00 | 53,65 | 161,30 |

(*) N – Número de dados da amostra; VMin. – Valor mínimo; VMáx. - Valor máximo; Var. - Variância; DP - Desvio Padrão; CV - Coeficiente de Variação.

Fonte: A autora, (2019)

Com relação a Tabela nº 31, pode-se verificar que as médias das variáveis (municípios) analisadas apresentaram valores baixos de 15,09 t/d e 33,26 t/dia para os municípios de Jacuípe e Japaratinga, respectivamente.

Enquanto que os valores mais elevados da média de quantitativos de recebimento foram apresentados pelos municípios de Barreiros (703,64 t/d) e Tamandaré (692,42 t./d). Tais diferenças apresentadas entre as médias dos quantitativos de RSU dos municípios se deva ao perímetro urbano dos municípios e a sua população.

Pode-se verificar, através do coeficiente de variação de Pearson, que os municípios de Rio Formoso e Sirinhaém apresentam média dispersão (inferior a 30%), enquanto que os demais municípios mostram valores de alta dispersão (maior que 30%) significando que os dados dos quantitativos de RSU dos primeiros municípios mostram-se ser mais homogêneos e os dos outros municípios, por sua vez, mais heterogêneos. Destes destaca-se o município de Jacuípe como sendo o de maior coeficiente de variação.

Por outro lado, o desvio-padrão das variáveis é considerado alto, caracterizando uma variação elevada entre as respostas obtidas quanto a dispersão dos quantitativos de RSU. A análise estatística referente às medidas de posição e de dispersão (tabela nº 31) indica uma grande variabilidade nos dados advindos dos indicadores, com valores máximos e mínimos apresentados em intervalos acentuados.

Além destes, os dados apresentaram grande dispersão, com resultados de desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) elevado, caracterizando um cenário de heterogeneidade amostral. Segundo Freund (2009), esta variabilidade infere no entendimento qualitativo dos dados, sendo diretamente proporcional a dispersão e estabelecendo uma relação inversa ao grau de concentração dos valores em torno da média.

A Análise de Agrupamento (AA) é realizada com base na similaridade ou dissimilaridade entre as variáveis a serem analisadas, desse modo, os indivíduos são agrupados por apresentarem características similares, conforme algum critério de classificação da média dos indivíduos da variável (Johnson & Wichern, 1992). Na realização dos procedimentos para análise da AA foi utilizado o *software Statistica versão 12.0*.

Foi utilizado no procedimento de AA, a opção *Jonimg (tree clustering)* para encontrar o dendograma que mostrará o número de grupos formados pelas mesmas características, isto é, formado por variáveis que pertencem a um mesmo grupo.

Para a associação dos quantitativos do recebimento de RSU foram agrupados os quantitativos em função de suas gerações mensais de resíduos sólidos urbano.

Essa análise foi aplicada utilizando-se o método aglomerativo hierárquico, que possibilita várias fusões entre os municípios que possuem as mesmas características, ou seja, possuem uma média de quantitativos semelhantes.

Segundo Regazzi (2001), é possível verificar as fusões sucessivas dos indivíduos, até os indivíduos formarem um único grupo.

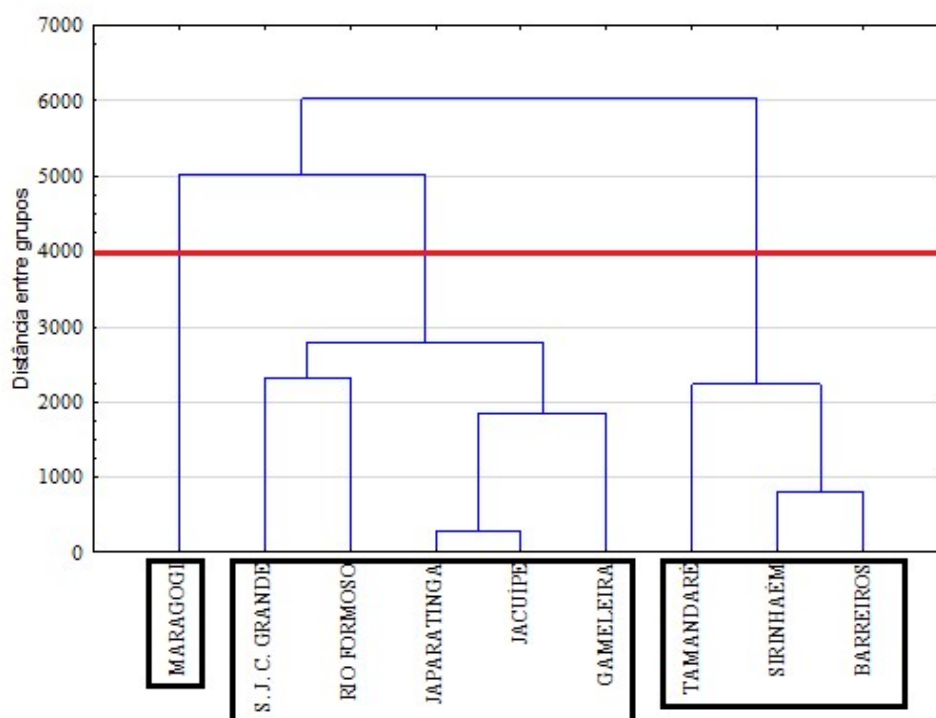
Para que a fusão entre grupos, seja possível, utiliza-se o método de encadeamento completo (*complete linkage*) que se baseia na distância entre os pares de indivíduos mais distantes. Segundo Valentin (2000), quando o dendograma fornece uma imagem menos distorcida da realidade, esse método deve ser considerado com base na avaliação do grau de deformação.

Na Figura nº19, mostra-se o comportamento do dendograma com as variáveis (municípios). Neste, pode-se identificar a formação de três agrupamentos, cujos grupos foram definidos pelo traçado de uma linha paralela ao eixo horizontal, denominada linha Fenon (linha de corte), a qual foi traçada, então, entre as alturas de 3000 e 5000, que representam as distâncias euclidianas de ligação entre as variáveis, no valor médio de 4000.

O primeiro agrupamento é formado pela variável Maragogi, o segundo pelas variáveis Rio Formoso, Japaratinga, Jacuípe, São José da Coroa Grande e Gameleira, e o último pelas variáveis Tamandaré, Sirinhaém e Barreiros.

No dendograma da Figura nº 19, a escala vertical indica o nível de similaridade, e no eixo horizontal são marcadas as variáveis (municípios), na ordem em que são agrupados. As linhas verticais partem destas variáveis, e têm altura correspondente ao nível em que estas são consideradas semelhantes.

Figura nº 19 – Dendograma de Variáveis (Municípios) que apresentam o mesmo grau de relacionamento.



Fonte: A autora, (2019).

O modelo matemático básico da Análise Fatorial pode ser expresso da seguinte forma:

$$X_i = \alpha_{i1} F_1 + \alpha_{i2} F_2 + \dots + \alpha_{im} F_m + e_{ij} \quad (1)$$

No qual, X_i é a variável padronizada, α_i é a carga fatorial, F_j é o fator comum não relacionado entre si, e o e_i é um erro que representa a parcela de variação da variável i que é exclusiva dela e não pode ser explicada por um fator nem por outra variável do conjunto analisado. A forma funcional dos fatores que são estimados por uma combinação linear das variáveis originais é dada por:

$$F_j = \omega_{j1} X_1 + \omega_{j2} X_2 + \omega_{j3} X_3 + \dots + \omega_{ji} X_i \quad (2)$$

Que pode ser estimado da seguinte maneira:

$$F_j = \sum_{i=1}^p W_{ji} X_i = W_{j1} X_1 + W_{j2} X_2 + \dots + W_{jp} X_p$$

(3)

No qual F_j é o fator comum relacionado, X_i é o coeficiente dos escores fatoriais, e X_i é a variável original presente no estudo.

Para se proceder a Análise Fatorial (AF), inicialmente, mediu-se a adequação das variáveis envolvidas para verificar a possibilidade da execução da análise, por meio do teste KMO (ADDINSOFT, XLSTAT 2019). O resultado observado apontou o valor do teste de 0,715, indicando uma boa adequabilidade dos dados. Hair et al. (2005) afirmam que os valores superiores a 0,7 indicam a adequabilidade média dos dados. O teste de esfericidade de Bartlett, que testa a hipótese nula de que a matriz de correlação é uma matriz identidade, quando aplicado, mostrou um nível de significância de p-valor (bilateral) < 0,0001 (ADDINSOFT, XLSTAT 2019).

Aproximadamente 76% da variabilidade dos dados é explicado por dois fatores principais, isso significa que de nove variáveis originais passou-se a utilizar dois fatores, que representam o conjunto original, com isso, houve uma redução de dimensionalidade com perda de explicação de 24%, tal como pode ser visto na Tabela nº 32.

Tabela nº32 - Autovalores e Percentual de Variância Explicada

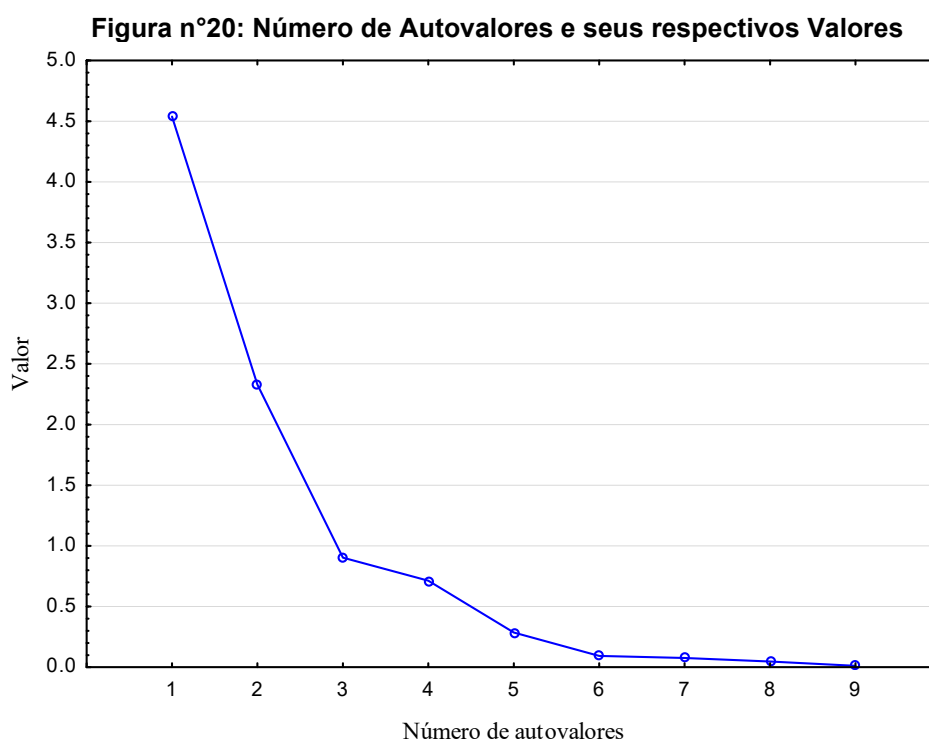
| Fatores | Autovalores | Variância Explicada (%) | Autovalores acumulados | Variância explicada acumulada (%) |
|---------|-------------|-------------------------|------------------------|-----------------------------------|
| 1 | 4,538808 | 50,43120 | 4,538808 | 50,4312 |
| 2 | 2,330168 | 25,89075 | 6,868976 | 76,3220 |
| 3 | 0,903505 | 10,03894 | 7,772481 | 86,3609 |
| 4 | 0,713475 | 7,92750 | 8,485956 | 94,2884 |
| 5 | 0,285416 | 3,17128 | 8,771372 | 97,4597 |
| 6 | 0,093860 | 1,04289 | 8,865231 | 98,5026 |
| 7 | 0,075713 | 0,84125 | 8,940944 | 99,3438 |
| 8 | 0,046756 | 0,51951 | 8,987700 | 99,8633 |
| 9 | 0,012300 | 0,13667 | 9,000000 | 100,0000 |

Fonte: A autora, (2019).

Após a extração dos autovalores e percentual da variância explicada, é necessário decidir-se pelo número de fatores a serem retirados para análise. Para isso, utiliza-se o gráfico do número de Autovalores e seus respectivos valores, seleciona-se aquelas componentes cujos valores próprios sejam superiores a 1. Segundo Mardia (1979), esse critério tende a incluir poucas componentes quando o

número de variáveis originais é inferior a vinte e, em geral, utilizam-se aquelas componentes que conseguem sintetizar uma variância acumulada em torno de 70%. Através do exame do gráfico dos autovalores disposto na figura nº20, observou-se que uma mudança de declividade na reta ocorreu entre o segundo e terceiro fator e analisando-se os autovalores superiores a 1, observa-se que pôde-se considerar até o segundo fator.

Depois de estimados, buscou-se encontrar os planos fatoriais submetendo os fatores a uma rotação por meio do método de *Rotação Varimax* para transformá-los em fatores interdependentes. Espera-se com isso que as cargas fatoriais mais elevadas tenham correlação mais forte entre si e estejam dentro de um mesmo fator, e que se apresentem correlação mais fraca com os demais fatores, de modo que, cada coeficiente de correlação do fator, e cada variável se aproximem de zero ou um. Por fim, os escores fatoriais foram obtidos a partir da multiplicação do valor da variável pelo coeficiente do escore fatorial correspondente, conforme descrito na equação (03).



Fonte: A autora, (2019).

Analisando-se a Tabela nº 33, pode-se constatar que as duas componentes principais formadas pelas variáveis de maiores cargas fatoriais, Fator 1: São José da

Coroa Grande, Maragogi, Jacuípe e Japaratinga, e as do Fator 2: Barreiros e Sirinhaém, foram usadas para traçar os planos fatoriais. Vale destacar que a variabilidade do sistema não é alterada quando se realiza uma rotação deste tipo, apenas as coordenadas dos eixos são rotacionadas, sem alterar mudança na inércia do sistema. Sendo assim, as análises realizadas, anteriormente, passam a ter uma nova associação entre variáveis originais e os fatores. Ainda na Tabela nº 33, observa-se que os valores das variáveis selecionadas com significância igual, ou superior, a 0,7 estão em destaque em cada fator.

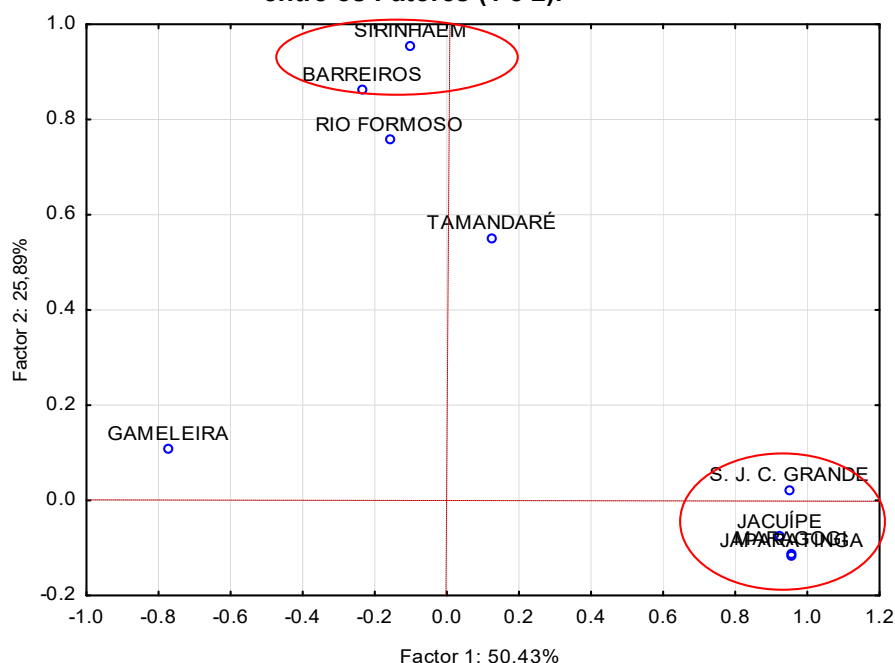
Tabela nº 33 - Cargas fatoriais na composição dos fatores após rotação *Varimax*

| Município | Fator 1 | Fator 2 |
|---------------------------|-----------------|-----------------|
| Barreiros | -0,145585 | 0,950212 |
| Gameleira | -0,450126 | 0,188667 |
| Rio Formoso | -0,177566 | 0,442023 |
| Sirinhaém | -0,043421 | 0,873063 |
| Tamandaré | 0,040051 | 0,195386 |
| S. J. Coroa Grande | 0,742808 | -0,035392 |
| Maragogi | 0,950873 | -0,091264 |
| Jacuípe | 0,950437 | -0,093599 |
| Japaratinga | 0,961006 | -0,100179 |

Fonte: A autora, (2019).

Uma vez selecionado o número de fatores a ser trabalhado na análise, foi possível representá-los graficamente (Figura nº 21). Nesta pesquisa foram utilizados o Fator 1 e o Fator 2, fatores esses que possuem as variáveis que explicam a maior variância.

Figura nº 21: Gráfico dos planos fatoriais representando a relação entre os Fatores (1 e 2).



Fonte: A autora, (2019).

Baseado na Análise Fatorial pôde-se concluir que o Fator 1 é o mais importante, pois é derivado do maior autovalor e apresenta uma contribuição de 50,43%, sendo que as variáveis, que mais contribuem são aquelas representadas pelos municípios: São José da Coroa Grande, Maragogi, Jacuípe e Japaratinga; o Fator 2 por sua vez, apresenta duas variáveis: Barreiros e Sirinhaém que explicam 25,89% da variância explicada.

Para uma melhor visualização desses fatores, optou-se em utilizar os planos fatoriais, que mostram a localização das variáveis num sistema de coordenadas criado pelos fatores. Na figura nº 21 pode-se analisar os fatores e as variáveis explicativas de maior representatividade nos planos fatoriais.

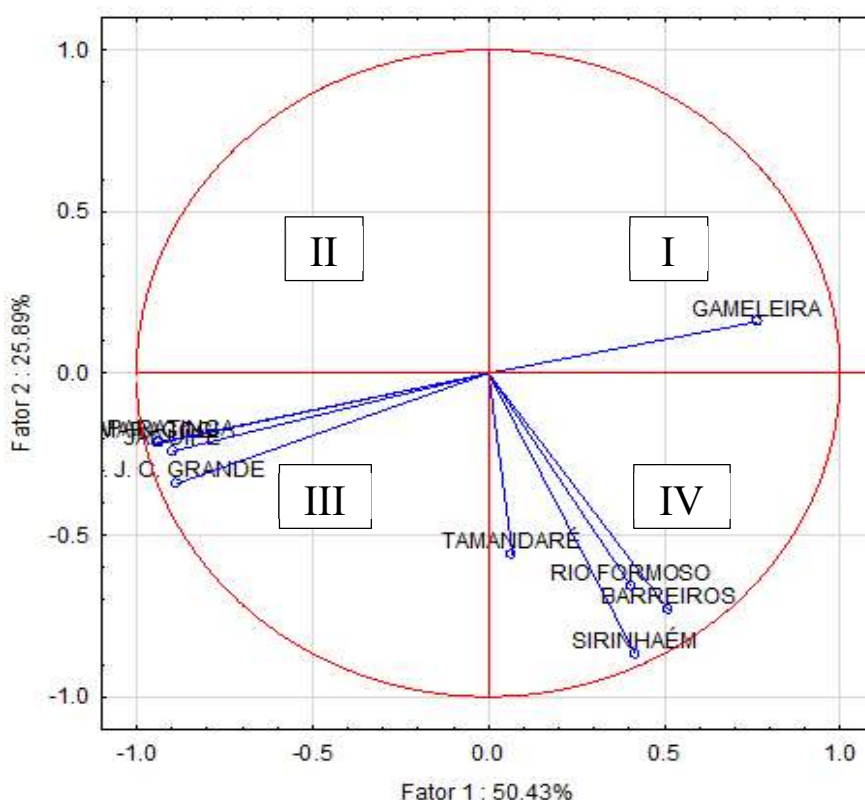
Ainda na figura nº 21, constata-se que as variáveis formam grupos por similaridades de explicação mostrando-se como são suas relações com os eixos, referentes aos fatores 1 e 2. As variáveis que melhor explicam os quantitativos de recebimento de RSU são aquelas que se encontram mais distantes da origem, em relação ao eixo x e representadas pelos municípios: São José da Coroa Grande, Japaratinga, Jacuípe e Maragogi. No eixo Y, as variáveis que melhor explicam os quantitativos de recebimento de RSU são aquelas que se encontram mais distantes da origem e, neste caso, são representadas pelos municípios: Sirinhaém e Barreiros. As demais variáveis, neste caso, formadas pelos municípios de Rio Formoso,

Tamandaré e Gameleira, possuem baixa representatividade, devido ao fato de possuírem cargas fatoriais: 0,442023; 0,195386 e 0,188667, respectivamente, inferiores as demais variáveis e por estarem próximas da origem, em relação aos dois eixos.

A Figura nº 22 apresenta o círculo de correlação unitário, com a distribuição da nuvem de variáveis (municípios). Nesta figura nº 22 está representando o Fator 1, representado pelas variáveis São José da Coroa Grande, Japaratinga, Jacuípe e Maragogi, em relação ao Fator 2, que é representado pelas variáveis Sirinhaém e Barreiros. Observa-se ainda a distribuição dos municípios, que melhor representam o Fator 1 em relação ao Fator 2, são aqueles que estão bem próximos ao círculo unitário.

Fazendo-se uma análise dos dois fatores nos planos principais do círculo unitário, podemos concluir que: as variáveis (municípios) que se encontram sobrepostas umas às outras, mostram que possuem a mesma representatividade e que, aquelas variáveis que estão próximas ao círculo unitário, possuem uma maior contribuição, em relação às variáveis que estão mais afastadas.

Figura nº 22: Gráfico da distribuição das variáveis no círculo de correlação



O resultado encontrado é análogo ao plano de fatoriais, ou seja, as variáveis (municípios) São José da Coroa Grande, Japaratinga, Jacuípe, Maragogi, Sirinhaém e Barreiros localizadas nos quadrantes III e IV as quais, são as que representam os quantitativos (t/mês) do recebimento de resíduos sólidos no Aterro Sanitário Público e Consorciado de Rio Formoso no período de 2014 a 2019.

7. CONCLUSÕES

7.1 Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos

Através dos dados, obtidos na caracterização dos resíduos sólidos urbanos do aterro sanitário de Rio Formoso, é possível concluir que:

Apesar da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) , Plano Estadual de Resíduos Sólidos(PERS) e o Plano Intermunicipal de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos(PGIRS) terem trazido avanços no que se refere à idealização da gestão dos RSU no Brasil e no Estado de Pernambuco e na região de desenvolvimento da Mata Sul de Pernambuco, o planejamento para implantação das medidas previstas, principalmente no que diz respeito a coleta seletiva, enviando ao aterro sanitário, apenas o rejeito, ainda está aquém do almejado.

No que diz respeito, a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos referente aos anos de 2018 e 2019, a matéria orgânica tem a maior porcentagem, ficando acima de 60%, 20% é composto de rejeitos e 20% de recicláveis corroborando para a média nacional, mas demonstra valores acima da quantidade média de resíduos dos EUA e abaixo de outros países como China e Reino Unido.

7.2 Caracterização do Lixiviado

Os resultados obtidos neste estudo, permitiram concluir que o tratamento do lixiviado bruto no Aterro Sanitário de Rio Formoso, PE, via exclusivamente tratamento biológico não atende ao que preconiza a legislação ambiental, mesmo com a instalação da barreira bioquímica com carvão ativado observou-se uma redução dos valores de forma acentuada para alguns parâmetros como cor (97%), turbidez (82%) e nitrogênio amoniacal (95%). Já a DBO e a DQO apresentaram menores valores de redução 27% e 54,8% respectivamente, evidenciando a necessidade de um tratamento físico-químico antes do lixiviado.

No que diz respeito aos efluentes gerados no aterro sanitário, dos 19 parâmetros avaliados, apenas 2, cor e nitrogênio amoniacal demonstraram valores acima do VMP da legislação vigente. Quanto a eficiência o tratamento atual observa-se uma média de 40% de remoção dos parâmetros analisados.

A instalação de um sistema físico-químico antes dos biológicos, melhora sensivelmente o desempenho dos tratamentos dos lixiviados. A ação do carvão ativado se fez presente e promoveu uma acentuada remoção de cor, porém não o suficiente para o lançamento nos corpos hídricos.

7.3 Eficiência do Tratamento

O primeiro cenário hipotético é composto por um sistema quimicamente assistido (coagulação-floculação e sedimentação), seguido de um reator UASB e por um biofiltro aerado, após o processo físico-químico segue para Wetland. É um cenário completo pois combina a ação físico-química com a biológica, removendo metais que ainda possam persistir que dificultam o processo de fermentação anaeróbia no sistema de tratamento, porém é um cenário que demanda um custo elevado.

O segundo cenário hipotético é composto por um sistema quimicamente assistido (coagulação-floculação e sedimentação), seguido de uma lagoa aerada e facultativa, após o processo físico-químico segue para Wetland. A lagoa aerada ajuda na oxidação amoniacal. Ambos são excelentes tratamentos, o que vai diferenciar são os custos de cada tratamento proposto, pois quanto maior a quantidade de polímeros usado no tratamento, melhor será a eficiência do mesmo.

O cenário atual existente, mesmo com uma eficiência de 41% para DBO e 46% para DQO embora não tenha uma ação química acentuada, sendo predominantemente biológico, a Wetland é um tratamento ainda utilizado principalmente na gestão pública, pois os aterros municipais públicos em Pernambuco possuem, sistemas de tratamento biológico por Wetland.

8. RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados obtidos e observações feitas nesta pesquisa, algumas recomendações e sugestões para trabalhos futuros podem ser citadas:

- Instalação de um sistema físico-químico;
- Avaliar os custos para implantação de reator UASB, em comparação aos demais sistemas usuais;
- Investigar a influência do clima no desempenho das lagoas anaeróbias e facultativas com instalação de sistema para monitoramento da vazão;
- Realizar análises que permitam a verificação da quantidade e qualidade do sistema;
- Estudar detalhadamente os mecanismos envolvidos na remoção de nutrientes com diferentes combinações de plantas ao longo da wetland podem ser promissoras na indicação das plantas mais adequadas para cada estágio do tratamento, incluindo a utilização de plantas com maior capacidade de assimilação de nutrientes.
- Monitoramento Evolutivo dos Metais presentes nos lixiviados;
- Estudar a toxicidade do lixiviado tratado pela combinação dos métodos de coagulação/floculação e adsorção, através de bioensaios utilizando bioindicadores;
- Avaliar os efeitos e condições ótimas de diferentes técnicas de tratamento físico-químico para lixiviados de aterro sanitário estabilizado.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, A. A.; JINGSONG, G.; PING, L. Z.; YA, P. Y.; AL-REKABI, W. S. Review on Landfill Leachate Treatments. **American Journal of Applied Sciences**. Adelaide, v. 6, n. 4, p. 672-684, 2009.
- ABDOLI, A.M.; NEZHAD, M.F.; SEDE, R.S.; BEHBOUDIAN, S. Longterm forecasting of solid waste generation by the artificial neural networks. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 31, n. 4, p. 628-636. 2012.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). *Resíduos Sólidos: classificação*, NBR 10.004. Rio de Janeiro, 2004. 63p.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos. Rio de Janeiro;1992.
- ADAMCOVÁ, D.; RADZIEMSKA, M.; RIDOSKOVA, A.; BARTON, S.; PELCOVA, P.; ELBL, J. KYNICKY, J.; BRTNICKY, M.; VAVERKOVA, M. D. Environmental assessment of the effects of a municipal landfill on the content and distribution of heavy metals in *Tanacetum vulgare* L. **Chemosphere**. v. 185. [s.l.]: Elsevier, p. 1011-1018, 2017.
- ADDINSOFT, XLSTAT 2019: **Data Analysis and Statistical Solution for Microsoft Excel**. 2019.
- AFROZ, R., Hanaki, K. y Tuddin, R. The Role of SocioEconomic Factors on Household Waste Generation: A Study in a Waste Management Program in Dhaka City, Bangladesh. **Research Journal of Applied Sciences**, 5(3), pp. 183-190.2010.
- AGENCY for Toxic Substances and Disease Registry (ASTDR); **Toxicological Profile for Cadmium**. Atlanta: ATSDR, 1997.
- AGHAMOHAMMADI, N.; Aziz, H. B.A; Isa, M. H; Zinatizadeh, A. A. Powdered activated carbon augmented activated sludge process for treatment of semi-aerobic landfill leachate using response surface methodology. **Bioresource Technology**, v.98, p.3570-3578, 2007.
- AHMED, F. N.; LAN, C. Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: a review. **Desalination**. v. 287. [s.l.]: Elsevier. p. 41-54, 2012

AIRES, K. O., **Monitoramento das concentrações de gases em uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos na cidade de Campina Grande–PB.** 2013. Dissertação de Mestrado. Campina Grande: CTRN/UFCG, Campina Grande. Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental. Campina Grande.

AISSE, M. M. Lagoas de Estabilização. In: **Sistemas Econômicos de Tratamento de Esgotos.** Rio de Janeiro: ABES, 2000.

AJEEJ, A.; THANIKAL, J.V; NARAYANAN, C.M.; KUMAR, R. S. An overview of bio augmentation of methane by anaerobic co-digestion of Municipal Sludge along with microalgae and waste paper. **Renewable and Sustainable Energy reviews.** [s.l.]: Elsevier. v.50, p.270-276,2015.

Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.121>, Acesso em : 10/02/2020.

AKUZAWA, M., HORI, T., HARUTA, S., et al., “Distinctive responses of metabolically active microbiota to acidification in a thermophilic anaerobic digester”. **Microbial Ecology**, v. 61, n. 3. Rockville: Springer, pp. 595-605, 2011.

ALABURDA, J. & LINDA N., Presença de Compostos de Nitrogênio em Águas de Poços. **Revista de Saúde Pública**, 32. São Paulo: USP, p-160 - 165, 1998.

ALBANO, P. V. **Utilização de ácido tricloroisocianúrico (ATCI) na desinfecção de efluente sanitário de lagoa facultativa:** avaliação da formação de trihalometanos (TAMs). 2014. (Dissertação de Mestrado). Campinas: UNICAMP. Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental. Campinas.

ALFREY, A.C. Aluminium Intoxication. **New England Journal of Medicine.** v. 310, Massachusetts: Massachusetts Medical Society. p.1113-1115.1984.

ALKMIN, D.V.; RIBEIRO JUNIOR, L. U. Determinação da composição gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) do lixão do município de Maria da fé, estado de Minas Gerais. **Caminhos de Geografia.** v. 18, n. 61. Uberlândia: UFU, p. 65–82, 2017.

ALKMIN, D.E.; UBERTO JÚNIOR, L.R. Determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos (RSU) do lixão do município de Maria da Fé, estado de Minas Gerais. **Caminhos da Geografia**, v. 18, n. 61. Uberlândia: UFU, p. 65-82.2017.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils.** 2.ed. London: Blackie Academic & Professional, 368 p. 1995.

ALLOWAY, B.; AYRES, D. C. **Chemical principles of environmental pollution.** Flórida: CRC press, 395 p.1997.

ALVES, I. R. F. S. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos.** 2008. (Dissertação de Mestrado) Recife: Universidade Federal de Pernambuco, Mestrado em Engenharia Civil. Recife.

AL-JARALLAH, R.; ALEISA, E. A Baseline study characterizing the municipal solid waste in the State of Kuwait. **Waste Management**. v. 34, n. 5. Houston: Elsevier, p. 952-960, 2014.

AL SEADI, T.; RUTZ, D.; PRASSL, H.; KÖTTNER, M.; FINSTERWALDER, T.; VOLK, S.; JANSSEN, R. **Biogas Handbook**. Big East Biogas for Eastern Europe. Esbjerg: Universidade da Dinamarca do Sul, 2008.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA, **Humic substance removal and minimization of trhalomethanes by ferric chloride coagulation**. [s.l.]: Research Foundation 1995.

AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. Landfill leachates pretreatment by coagulation flocculation. **Water Resources**. v.31, n.11, Reino Unido: Elsevier. p.2275-2782, 1997.

AMOR, C.; TORRES-SOCÍAS, E.; PERES, J.A.; MALDONADO, M.I.; OLLER, I.; MALATO, S.; LUCAS, M.S. (2015) Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes. **Journal of Hazardous Materials**. v. 286.[s.l.]: Elsevier p. 261-268.

ANDERSON, K.; SALLIS, P.; UYANIK, S. Anaerobic treatment processes. In: MARA, D.; HORAN, N. (Eds.) **The Handbook of water and wastewater microbiology**. Reino Unido: Academic Press, p. 391-396, 2003.

APAC – Agência Pernambucana de Águas e Clima. Monitoramento Pluviométrico

APHA – AWWA – WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th edition. EUA/ Canadá: American Public Health association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 1995.

_____. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23th edition. EUA/Canadá: American Public Health association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2017.

ANDREOTOLLA G. CANNAS, P. Chemical and biological characteristics of landfill leachate. In: CHRISTENSEN T.H; COSSU, R; STEGMANN, R. (editors). **Landfilling of Waste: leachate 2^a ed**. Londres: Chapman and Hall Ltda;1997, 65-88.

ANJU, S.; KANI, K. M. Assessing the Effectiveness of Rice Husk Ash in Treating Municipal Leachate. **International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering**, v. 7, p. Índia: IJETAE. 42-54, 2017.

ANSELMO, A.L.F. & JONES, C.M. Fitorremediação de solos contaminados: O estado da arte. **XXV Encontro nacional de Engenharia de Produção**. Porto Alegre, RS 2005.

ARAUJO, F. V. F.; YOKOYAMA, L.; TEIXEIRA, L. A. C.; CAMPOS, J. C. Heterogeneous fenton process using the mineral hematite for the discoloration of a reactive dye solution. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 28. [s.l.]: Brazilian Society of Chemical Engineering. p. 605-616, 2011.

ARRUDA, A.,C.,S.; TEIXEIRA, A.E.; MANDELLI, S.M.C.; PESSIN, N.; SILVA, A.R. (1995). Estudo do comportamento de parâmetros físico-químicos relacionados ao processo de estabilização de resíduos sólidos urbanos no Sistema de Remediação de São Giacomó – Caxias do Sul – RS. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 18. Salvador. Anais, Salvados: ABES. 10p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA (ABRELPE). **Panorama da gestão de resíduos sólidos no Brasil**. São Paulo: ABRELPE, 2015.

Panorama

da gestão de resíduos sólidos no Brasil. São Paulo: ABRELPE. 2018.

Panorama

da gestão de resíduos sólidos no Brasil. São Paulo: ABRELPE, 2019.

AVFALL SVERIGE. **Swedish waste management 2016**.Malmö, Sweden. Disponível em: http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Arbete/Remissvar/swm_2016.pdf. Acesso em 16 fev. 2020.

AZEVEDO, F.A & CHASSIN, A.M **Metais**: Gerenciamento da Toxicidade. São Paulo. Editora Atheneu. 554p 2003..

AZIZ, S.Q.; AZIZ, H.A.; YUSOFF, M.S.; BASHIR, M.J.K. Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: a comparative study. **Journal of Environmental Management**. v.91. [s.l.]: Elsevier. P- 2608- 2614. 2010.

BACCOT, C.; PALLIER, V.; FEUILLADE-CATHALIFAUD, G. Biochemical methane potential of fractions of organic matter extracted from a municipal solid waste leachate: Impact of their hydrophobic character. **Waste Management**. [s.l.]: Elsevier, 2017.

BADER, M.S.H. Seawater versus produced water in oil-fields water injection operations. **Desalination**, v. 208.n-1-3. [s.l.]: Elsevier, p. 159-168. 2007.

BARROS, R. T. de V. **Elementos de Gestão de Resíduos Sólidos**. Belo Horizonte: Ed. Tessitura, 2012. 424 p.

BASHIR, M. J. K.; ISA, M. H.; KUTTY, S. R. M.; AWANG, Z. B.; AZIZ, H. A.; MOHAJERI, S.; FAROOQI, I. H.; Landfill leachate treatment by electrochemical oxidation. **Waste Management**, v.29. [s.l.]: Elsevier, p-2534- 2541, 2009.

BELLI FILHO, P.; Castilhos Júnior, A. B.; Costa, R. H. R.; Soares, S. R.; Perdomo, C. C. Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.5, n.1. Campina Grande: UFCG, p.166-170, 2001.

BELTRÃO, K. G. B.; JUCÁ, J. T. XI SILUBESA - Alternativa para tratamento de chorume em aterros sanitários - sistema de barreira bioquímica. **Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, abril de 2004, Natal – RN.

BERRUETA, J.; GUTÉRREZ, A.; FUEYO, G. Anaerobic treatment of leachates in pilot-scale UASB: strategy of start-up. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**. v. 67, n. 3. Nova Jersey: Wiley and sons. p. 302-314, 1996.

BESEN, G. R. et al. (2016), **Gestão da coleta seletiva e de organizações de catadores: indicadores e índices de sustentabilidade**. São Paulo: Fundação Nacional de Saúde; USP. Disponível em: <http://www.iee.usp.br/pics/sites/default/files/livro_GestaoColetaSeletivaIEE-USP-edicao-pd.pdf>. Acesso em: 03 nov. 2019

BHATT, A. H.; KARANJEKAR, R. V.; ALTOUQI, S.; SATTLER, M. L.; HOSSAIN, M. D. S.; CHEN, V. P. Estimating landfill leachate BOD and COD based on rainfall, ambient temperature, and waste composition: Exploration os a MARS statistical approach. **Environmental Technology & Innovation**, v. 8. [s.l.]: Elsevier, p. 1-16, 2017.

BIDONE, Ricardo Figueira. Tratamento De Lixiviado De Aterro Sanitário Por Um **Sistema Composto Por Filtros Anaeróbios Seguidos De Banhados Construídos**: estudo de Caso — Central de Resíduos do Recreio, em Minas Do Leão/Rs. 2007. (Dissertação de mestrado) - São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. Mestrado em Hidráulica e Saneamento.

BILOTTA, P. **Inativação de indicadores patogênicos em sistemas combinados de tratamento e pré-desinfecção de esgotos sanitários**. 2006. 151 f. (Tese de Doutorado) Engenharia Civil) – São Paulo: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. Doutorado em Engenharia Civil. São Paulo.

BOCCHIEGLIERI, M.M. **O Lixiviado dos Aterros Sanitários em Estações de Tratamento dos Sistemas Públicos de Esgotos**.2010. (Tese de Doutorado) São Paulo:. Universidade de São Paulo. Tese em Saúde Pública. São Paulo.

BOHRZ, G. I. **Geração de metano em lagoa anaeróbia: um estudo de caso em abatedouro de bovinos**. 2010. 153 f. (Dissertação de Mestrado). Santa Maria- RS: Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia. Mestrado em Engenharia de Processos. Santa Maria.

BORTOLAZZO, W. M. **Estimativa da produção de percolados no aterro sanitário de Nova Iguaçu com a aplicação de modelos computacionais**. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.

BRANCOLI, P. L. **Avaliação experimental da co-digestão anaeróbia de resíduos orgânicos e lodo de esgoto em digestores têxteis**. 2014. 85 f. Monografia (Graduação em Engenharia Civil). Rio de Janeiro; Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.

BRASIL . **Lei nº. 12.305**. de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, 02 ago. 2010.

BRASIL. **Lei n. 12.305 de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a lei n.9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providencias. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Poder Executivo. Brasília DF.

BRASIL. **Lei nº 12.305** . Política Nacional de Resíduos Sólidos. 02 de ago. 2010. LIPOR, Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto, Caderno Técnico, 2000.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA .Leis e decretos. **Resolução CONAMA nº 430**, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/leg>>. Acesso em: 14 de outubro 2019.

BRIX, H. Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. **Water Science and Technology**. v. 35. Londres: Elsevier, p. 11–17, 1997.

BRUM, M.G.F. **Estudo Ambiental de Aterro Sanitário de Resíduos Sólidos Urbanos de Palmeira das Missões, RS**. 2017, 97 p. (Dissertação de Mestrado) .Erechim-RS: Universidade Federal da Fronteira do Sul, Campus de Erechim, Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental,. Erechim>.

BUDI, S., SULIASIH, B. A., OTHMAN, M. S., et al., “Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant”. **Waste Management**. v. 55. [s.l.]: Elsevier, p. 231-237, 2016.

CALIJURI, M.C. e CUNHA, D.G.F. **Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologia e gestão**. Rio de Janeiro: Elsevier, 789p. 2013.

CALVO, F; MORENO, B; ZAMORANO M; SZANTO M. Environmental diagnosis methodology for municipal waste landfills. **Waste Management**, v. 25, n. 8. [s.l.]: Elsevier. p. 768-779, out. 2005.

- CAMARGO, C.C.M. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário**: remoção de amônia por formação de estruvita. 2012. (Dissertação de Mestrado). Campinas: Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Unicamp. Mestrado em Engenharia Civil. Campinas .
- CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 435 p.
- CAMPOS, J.C.; Ferreira, J.A.; Mannarino, C.F.; Silva, H.R.; Borba, S.M.P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai (RJ) utilizando wetland. In: **VI Simpósio Italo Brasileiro de Engenharia Sanitária**. Vitória: ABES, 2002.
- CAMPOS, J.C., Ferreira, J. A., Ritter, E.; Mannarino, C.F: Filtro Biológico aeróbio. Resultados no tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai-RJ. IN: **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Joinville, 2003.
- CAMPOS, D. C., LEITE, V. D., LOPES, W. S., et al.,“Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado”. **Tecnológica**. v. 14, n. 2. Santa Cruz do Sul: USCS, p. 52-60. 2010.
- CAMPOS, J.C.; MACHADO, C.R.A.; COUTO, J.M.S.; FLORIDO, P.L.; CERQUEIRA, A.C.F.P.; SANTIAGO, V.M.J. Evaluation of an Activated Sludge Process Combined with Powdered Activated Carbon for the Treatment of Oil Refinery Wastewater. **Journal of International Environmental Application and Science**, v. 9, n. 1. p. 24-36.2014.
- CAMPOS, J. C.; MOURA, D.; COSTA, A. P.; YOKOYAMA, L.; ARAUJO, F. V. F.; CAMMAROTA, M. C. et al. Evaluation of pH, alkalinity and temperature during air stripping process for ammonia removal from landfill leachate. **Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 48, n. 9. Londres: Taylor and Francis, p. 1105-1113, 2013.
- CARBONARI, C. A.; MARTINS, D.; TERRA, M. A. Controle de Brachiaria subquadripara e Brachiaria mutica através de diferentes herbicidas aplicados em pós-emergência. **Planta Daninha**. Viçosa: UFV. v. 21, p.79-84, 2003.
- CARLESSO, M.P. **Pós Tratamento de Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos com Leito Cultivado utilizando a Espécie Vegetal Typha sp**.2010. Monografia. (Graduação em Engenharia Ambiental). Lajeado-RS: UNIVATES. Lajeado.

CARRERAS, N. M. et al. The use of sediment colour measured by diffuse reflectance spectrometry to determine sediment sources: Application to the Attert River catchment (Luxembourg). **Journal of Hydrology**, V.382. Luxembourg: Elsevier. p. 49-63, 2010.

CARVALHO, J. L. V; Jesus, S. C; Portella, R. B; Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Domiciliares e Comerciais do Centro da Cidade de Barreiras-BAHIA. **Revista Chão Urbano**. Rio de Janeiro: UFRJ/ IPPUR. Disponível em: <<http://www.chaourbano.com.br/visualizarartigo.php?id=65>>. Acesso em: 31 de março de 2018.

CASTILHOS JR, A. B; Lange, L. C.; Costa, R. H. R.; Máximo, V. A.; Rodrigues, M. C.; Alves, J. F. (2006). Principais processos físico-químicos utilizados no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. In: Castilhos Junior, A. B (Coord.). **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Florianópolis, ABES; Projeto PROSAB, 494 p.

CASTILHOS JR, A.B. *et al.* Tratamento de Lixiviados de Aterro em Sistema de Lagoas. In: GOMES, L.P. *Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*. **PROSAB 5 - Tema 3**, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 140-171.

CAVALCANTI, P.F.F.; VAN HAANDEL, A.; KATO, M.T.; VON SPERLING, M.; LUDUVICE, M.L.; MONTEGGIA, L.O. Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por lagoas de polimento. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.) **Pós-tratamento de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: FINEP/PROSAB, 2001, p.105-170.

CAVALCANTI, J.E.W.A.; **Manual de tratamento de efluentes industriais**. SP: J.E. CAVALCANTI, 2009.

CAVICHIOLO, R. G. **A ação Consorciada para elaboração dos planos de gestão municipal integrada e o respectivo sistema de manejo de resíduos sólidos domiciliares nos municípios da Região Centro Sul do Paraná**. 2017, 250p. (Dissertação de Mestrado) Ponta Grossa:Universidade Estadual de Ponta Grossa. Mestrado em Ciências Sociais Aplicadas. Ponta Grossa.

CEMPRE. **Pesquisa Ciclosoft 2019**. Acesso em 19 de março de 2020. Disponível em <http://cempre.org.br/ciclosoft/id/2>

CHANG, C. H.; SAVAGE, D. H.; LONGO, J. M. Carbon - sulfur surface compounds - novel regenerable adsorbents for the removal of aromatics aqueous solutions.

Journal of Colloid and Interface Science, v.79, n.1. Uppsala: Elsevier; Universidade de Uppsala. p.178-191, 1981.

CHEIBUB, A.F.; CAMPOS, J.C; FONSECA, F.V. Removal of COD from a stabilized landfill leachate by physicochemical and Advanced Oxidative Process. **Journal of Environmental Science and Health Part A Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering**, v. 49, n. 14. Londres: Taylor and Francis. p. 1718-1726, 2014.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997. p- 245 (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Volume 5).

_____. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, 2007. 380 p.

CHERNICHARO, C.A.L. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. 1ª Edição. Belo Horizonte: [s.n.]. Projeto PROSAB, 2001.

CHERNICHARO, C.A.L.; CAMPOS, C.M.M. **Apostila de tratamento anaeróbio de esgotos, DESA/UFMG**. Belo Horizonte: UFMG, 1995.

CHIANESE, A; RANAURO, R.; VERDONE, N. Treatment of landfill leachate by reverse osmoses. **Water Research**. v.33.[s.l.]: Elsevier. p.209-214, 1999

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSEN, P.; ALBRECHTSEN, H. J.; HERON, G.; NIELSON, P. H.; BJERG, P. L. and P.E. HOLM. Attenuation of Landfill Leachate Pollutants in Aquifers. *Critical Reviews in Environ. Science and Technology*. 24. [s.l.]; [s.n.]. p.119-202, 1994.

CLAAS, I.C.; MAIA, R.A.M. **Manual básico de resíduos industriais**. Porto Alegre: SENAI, 1994. 664 p.

CLARKE, B. O; ANUMOL, T; BARLAZ M.; SNYDER. S.A. Investigating landfill leachate as a source of trace organic pollutants. **Chemosphere**, v. 127. Amsterdam: Elsevier; Universidade de Amsterdam, p. 269-275, 2015.

COLAZO, A. B.; SÁNCHEZ A.; FONT, X.; COLÓN, J. Environmental impact of rejected materials generated in organic fraction of municipal solid waste anaerobic digestion plants: Comparison of wet and dry process layout. **Waste Management**. v. 43, p. 84-97, set. 2015.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Variáveis de qualidade de água**. São Paulo: CETESB, 2009. Disponível em: Acesso em: 15 fev. 2020.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA. Diário Oficial da União, Brasília - DF, nº 92, p. 89 16 maio 2011.

CORDEIRO, W. S. **Alternativas de Tratamento de Água para comunidades Rurais**. 2008. (Dissertação DE Mestrado). Campos dos Goytacazes: CEFET/ Campos. Mestrado em Engenharia Ambiental Campos dos Goytacazes.

CORRÊA T. **Estudo da tratabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários utilizando filtros biológicos operados em batelada sequencial**. 2012. 186p. (Tese de Doutorado). São Carlos: Universidade de São Paulo-USP. Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento. São Carlos.

CORT, E. P. D.; ALBERTI, V.; ROTTA, M.; BECEGATO, V.; MACHADO, W. C. P.; ONOFRE, S. B. Níveis de metais pesados presentes no chorume produzido em aterros sanitários da região sudoeste do Paraná. **Geoambiente**. Jataí:UGJ/UFG, n. 11, p. 103-116, 2008.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**. v. 31, n. 7. São Paulo: Sociedade Brasileira de Química, p.1820- 1830, 2008.

COTMAN, M.; GOTVAJN, A.Z. Comparison of different physic-chemical methods for the removal of toxicants landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**. v. 178, n. 1-3. [s.l]: Elsevier. p. 208-305, 2010.

COUTO, F., 2014. **Eficiência técnica, econômica e sustentabilidade ambiental**. Federação da Agricultura e Pecuária de Goiás (Faeg). Disponível em: <<http://sistemafaeg.com.br/noticias/artigos/10773-eficiencia-tecnica-economica-e-sustentabilidade-ambiental>>. Acesso em: 10/06/2018.

COUTO, M.C.L.; LANGE, L.C. Análise dos sistemas de logística reversa no Brasil. **Engenharia Sanitária & Ambiental**, v. 22, n. 5. Rio de Janeiro: ABES. p. 889-898. 2017.

CUCCHIELLA, F.; D'ADAMO, I.; GASTALDI, M. Strategic municipal solid waste management: a quantitative model for Italian regions. **Energy Conversion and Management**. vol. 77. [s.l.]: Elsevier, p. 709-720, 2014.

CUNNINGHAM, S., BERTI, W. R. The remediation of contaminated soils with green plants; an overview. **In Vitro Cellular and Development Biologyplant**. v.29. [s.l.]: Springer, p.207-212, 1993.

DAMIANO, L.; JAMBECK, J. R.; RINGELBERG, D. B. Municipal solid waste landfill leachate treatment and electricity production using microbial fuel cells. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 173. [s.l.]: Springer. p. 472-485, 2014.

DEMIRABAS, A.. Waste management, waste resource facilities and waste conversion processes. **Energy. Conversion and. Management**. n. 52. [s.l.]: Elsevier p. 1280-1287, 2011.

DENG, Y. Physical and Oxidative Removal of Organics During Fenton Treatment of Mature Municipal Landfill Leachate. **Journal of Hazardous Material** v.146. [s.l.]: Elsevier, 334-340, 2007.

DENG, Y.; ENGLEHARDT, J. D. Treatment of landfill leachate by the Fenton process. **Water Research**. [s.l.]: Elsevier, v. 40, n. 20, p. 3683–3694, dez. 2006.

_____. Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment. **Waste Management**. Amsterdam: Elsevier, v. 27, n. 3, p. 380-388, 2007.

DENG, Y.; FENG, C.; CHEN, N.; HU, W.; KUANG, P.; LIU, H.; HU, Z.; LI, R. "Research on the treatment of biologically treated landfill leachate by joint electrochemical system". **Waste Management**. Amsterdam: Elsevier.v. 82, p- 177–187, 2018.

DESTRO, E. G. **Caracterização e proposição de tratamento adequado a lixiviados produzidos em aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. 2020.(Dissertação de Mestrado). São Paulo: UNESP, Faculdade de Ciências e Engenharia. Mestrado em Agronegócio e Desenvolvimento. São Paulo.

DEUS, Rafael Mattos; BATTISTELLE, Rosane Aparecida Gomes; SILVA, Gustavo Henrique Ribeiro. Resíduos sólidos no Brasil: contexto, lacunas e tendência. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, p. 685-698, 2015.

DEZOTTI, M. [cord.] et al., 2008. **Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos** Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ. 2008. (Série Escola Piloto de Engenharia Química, v.5).

DIA, O.; DROGUI, P.; BUELNA, G.; DUBÉ, R. Strategical approach to prevent ammonia formation during electrocoagulation of landfill leachate obtained from a biofiltration process. **Separation and Purification Technology**, v. 189. [s.l.]: Elsevier. p. 253-257, 2017.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2. ed. São Carlos: RIMA, 2005. 1565 p.

DINIZ, Débora Tolentino Luzzi. **Remoção de Nitrogênio Amoniacal de Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos por Precipitação Química com Formação de Estruvita[Distrito Federal]** 2010. (Dissertação de Mestrado). Brasília: Universidade de Brasília; Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental. Brasília.

DUARTE, P.D; GASPARINI, de O.B.R; GOMES, A.L. Análise Qualiquantitativa dos Resíduos Sólidos Urbanos gerados nos Municípios do Consórcio Nascentes do Pantanal. **28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 2015.

EL-GOHARY, F.; KAMEL, G. Characterization and biological treatment of pre-treated landfill leachate. **Ecological Engineering**. v.94.[s.l.]: Elsevier. p.268-274, 2016.

EL-GOHARY, F. A.; KHATER, M.; KAMEL, G. M.; Pretreatment of landfill leachate by ammonia stripping. **Journal of Applied Sciences Research**. v.9. [s.l.]; [s.n.]. p. 3905-3913, 2013.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de Procedimentos de amostragem e análise físico-química de água, Embrapa Florestas** .2011.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE).**Inventário Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos**. Rio de Janeiro: EPE, 2014.

ENVIRONMENTAL SERVICES ASSOCIATION (ESA). **Organics Recycling in a Circular Economy: A Biowaste Strategy from ESA**. Londres: ESA .20p. 2014.

<Disponível em:

http://www.esauk.org/application/files/8715/3589/6445/20140916_ESA_Circular_Organics_Biotreatment_Strategy.pdf >. Acesso em: 01/02/ 2020.

ESSENCIS SOLUÇÕES AMBIENTAIS S.A. **Relatório de Análises Físico-Químicas e Gravimétricas dos Resíduos Sólidos Domiciliares**. Caieiras: Essenciais Soluções Ambientais S.A. 234 p.2012.

FADEL, M. EL; FINDIKAKIS A.N.; LECKIE J.O. Environmental impacts of solid waste landfilling. **Journal. of Environmental. Management.**, 50 p.[s.l.] :Elsevier p-1-25. 1997.

FARIA, R. A. P. **Avaliação do potencial de geração de biogás e de produção de energia a partir da remoção da carga orgânica de uma estação de tratamento de esgoto – estudo de caso**. 2012. 63 f. (Dissertação de Mestrado) Cascavél: Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel. Mestrado em Energia na Agricultura). Cascavél.

FELICI, E.M. **Coagulação- floculação-sedimentação como Pós-tratamento de Efluente de Sistema Biológico em batelada aplicado a lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos**. 2010. (Dissertação de Mestrado). Londrina: Universidade Estadual de Londrina Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento.Londrina.

FELICORI, T. C; MARQUES, E.A.G.; SILVA, Q.T; PORTO B.B., BRAVIN; T.C.; SANTOS, K.M.C. Identificação de áreas adequadas para a construção de aterros sanitários e usinas de triagem e compostagem na mesorregião da zona da mata, Minas Gerais, 2016. **Engenharia Sanitária Ambiental**. [s.l.]: ABES, v.21 n.3. jul/set 2016 547-560.

FERNANDES, H.; VIANCELLI A.; MARTINS C.; ANTONIO R. V.; COSTA, R. H. R. Microbial and chemical profile of a ponds system for the treatment of landfill leachate, **Waste Management**. Amsterdam: Elsevier. n. 10, v. 33, p.2123-2128, 2013.

FERNANDES, A.; PACHECO, M. J.; CIRÍACO, L.; LOPES, A. Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: Present and future. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 176. [s.l.]: Elsevier p. 183-200, 2015.

FERNANDES, A.; SPRANGER, P.; FONSECA, A. D.; PACHECO, M. J.; CIRÍACO, L.; LOPES, A. Effect of electrochemical treatments on the biodegradability of sanitary landfill leachates. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 144. [s.l.]: Elsevier. p. 514-520, 2014

FERREIRA, J. A.; GIORDANO, G.; RITTER, E.; ROSSO, T. C. A.; CAMPOS, J. C.; LIMA, P. Z. M. Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do Estado do Rio de Janeiro. **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. João Pessoa – PB: ABES, 2001.

FIGUEIREDO 2009 - Figueiredo, Iene Christie. **Avaliação de Desempenho do Processo CEPT (Chemically Enhanced Primary Treatment) no Tratamento Primário de Esgotos Domésticos**. (Tese de Doutorado). 2009. 125p. Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE Doutorado em Engenharia Civil. Rio de Janeiro.

FONSECA, P. W. **Avaliação do desempenho e caracterização de parâmetros em lagoas facultativas e de maturação**. 2005. (Dissertação de Mestrado). Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro.

FOUST, A. S.; WENZEL, L. A.; CLUMP, C. W.; MAUS, L.; ANDERSEN, L. B. **Princípios das operações unitárias**. 2 ed. Rio de Janeiro: LTC, 1982, 670p.

FRANCO, E. S. **Avaliação da influência dos coagulantes sulfato de alumínio e cloreto férrico na remoção de turbidez e cor da água bruta e sua relação com sólidos na geração de lodo em estações de tratamento de água**. 2009. (Dissertação de mestrado). Ouro Preto: Universidade Federal de Ouro Preto. Mestrado em Engenharia Ambiental. Ouro Preto.

FREITAS, C. M.. Levantamento da disposição final de resíduos sólidos urbanos em 32 municípios do Estado de Goiás. **Revista de Biologia Neotropical**. v.12, n.2. Goiânia: Universidade Federal de Goiás; Instituto de Ciências Biológicas, p.120-124, 2016.

FREUND, J. E. **Estatística aplicada**: economia, administração e contabilidade. 11 ed. Porto alegre: Bookman, 2009.

GANDHIMATHI - GANDHIMATHI R.; DURAI, N.J.; NIDHEESH, P.V.; RAMESH, S.T.; KANMANI, S. **Iranian Journal of Environmental Health Sciences & Engineering**. 10:24. [s.l.]: Springer,2013.

GEWEHR, A. G. **Tratamento por Coagulação-Floculação de Lixiviado Bruto de Aterro Sanitário com e sem Pré-tratamento Biológico em Reator Sequencial em Batelada**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, jul. 2012.

GIARDINO C.; BRESCIANI, M.; BRAGA, F.; CAZZANIGA I., KEUKELAERE, L.; KNAEPS, E. L. S.; BRANDO, V. E. Bio-optical Modeling of Total Suspended Solids. In: _____. **Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters**. USA: Elsevier, 2017. cap. 5, p. 195-203.

GOMES, L. P. (coordenadora). **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**.— tema III, edital V. Rio de Janeiro: PROSAB, 2009.

GOMES, S.; WEIRICH NETO, P.H.; da SILVA, D.A.; ANTUNES, S.R.M.; ROCHA, C.H. Potencial energético dos resíduos sólidos domiciliares do município de ponta grossa, PR, Brasil. **Engenharia Sanitária & Ambiental**, v. 22, n. 6. Rio de Janeiro: ABES, p. 1197-1202. 2017.

GONÇALVES, R.F.; VERONES, F. A; BERNARDES, C.F.; KISSLING, C.M.S.; CASSINI, S.T.A. In: 21 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Desempenho de um reator UASB na digestão de esgoto sanitário e lodo aeróbio descartado de biofiltros aerados submersos – escala 1000 habitantes. **ABES 21**, 2005.

GOTVAJN, A. Z.; TISLER, T.; ZAGORC-KONCAN, J. Comparison of different treatment strategies for industrial landfill leachate. **Journal for Hazardous Materials**, v. 162, n. 2-3. [s.l.]: Elsevier. p. 1446-1456, 2009.

GOUVEIA, N. Resíduos Sólidos Urbanos: Impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência & Saúde Coletiva** v.17, n.6. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Saúde Coletiva. p.1503-1510,2012.

GRÜNEBERG, B; KERN, J. Phosphorus retention capacity of iron-ore and blast furnace slag in subsurface flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**. v. 44, n. 11–12. [s.l.]: Elsevier, p. 69– 75, 2001.

GUALBERTO, F. F. **Otimização de Processos de Precipitação Química na Remoção de Fósforo de Esgotos Sanitários mediante a utilização de Sais de Ferro como Coagulante**. 2009. (Dissertação de Mestrado) São Paulo: . Politécnica da Universidade de São Paulo. Mestrado em Engenharia. São Paulo.

GUIA Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

GUSTIN, S.; LOGAR, R. M. 2011. “Effect of pH, temperature and air flow rate on the continuous ammonia stripping of the anaerobic digestion effluent”. **Process Safety and Environmental Protection**. [s.l.]: Elsevier, v. 89, pp 61-66.

HAIR Jr., J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. Tradução de: Adonai Schulp Sant’Anna e Anselmo Chaves Neto. **Análise Multivariada de Dados**. – 5. ed. Porto Alegre: Bookman, 2005.

HAMADA, J.; MATSUNAGA, I. Concepção do Sistema de Tratamento de Chorume para o Aterro Sanitário de Ilhéus - BA. In: **IX SILUBESA - SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**. Porto Seguro, Brasil, 2000.

HASHIMOTO A.G. *Effect of inoculum/substrate ratio on methane yield and production rate from straw*. **Biological. Wastes** v. 28, n.4. [s.l.]: Elsevier. p.274-255. 1989

HASSEMER, M. E. N. **Oxidação fotoquímica – UV/H₂O₂ – para degradação de poluentes em efluentes da indústria têxtil**. 2006. 175f. (Tese de Doutorado) Florianópolis: UFSC .(Doutorado em Engenharia Ambiental). Florianópolis.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Planta Daninha**, v. 24, n. 1. Viçosa-MG: UFV/DFT, p. 21-28, 2006.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. **What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management**. World Bank, Washington, DC, 2012. (Urban development series; knowledge papers no. 15).

HOSSEINI, H. M. S.; KARIMI, R.; NOVAIR, S. B.; TABATAHAEI, S. H. A study of treated municipal waste leachate and Zeolite effects on soils. **Iran Agricultural Research**, v. 34, n. 2. Shiraz: Shiraz University, p. 109-116, 2015.

HUANG, J.-C.; SHANG, C. Air stripping. In: WANG, L. K.; HUNG, Y.-T.; SHAMMAS, N. K. **Advanced physicochemical treatment processes**. 4^o ed. Totowa, N.J: Humana Press, 2007. cap. 2, p. 47-55.

HUANG, D.; HU, C.; ZENG, C.H.G.; CHENG, M.; XU, P.; GONG, X.; WANG, R.; XUE, W. Combination of Fenton process and biotreatment for wastewater treatment and soil remediation. **Science of the Total Environment**, v. 574. [s.l.]: Elsevier. p. 1599-1610. 2017.

HUMPHREY, J.L; KELLER, G. E. **Separation Process Technology**. Texas. McGraw-Hill, 408 p., 1997.

HUR, J.M.; KIM, S.H. Combined adsorption and chemical precipitation process for pretreatment or post-treatment of landfill leachate. **Korean Journal of Chemical Engineering**. [s.l.]: Springer. v. 17, n.4, p.433 – 437, 2000.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Pesquisa. **Síntese de indicadores sociais: uma análise das condições de vida da população brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, Coordenação de População e Indicadores Sociais .151p., 2018.

IBAM. Instituto Brasileiro de Administração Municipal. Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos** / José Henrique Penido Monteiro . [et al.]; coordenação técnica Victor Zular Zveibil. Rio de Janeiro: IBAM, 2001. 200 p.

IMAI, A.; ONUMA, K.; INAMORI, Y.; SUDO, R., Effects of Pre-Ozonation Refractory Leachate Treatment by the Biological Activated Carbon Fluidized Bed. **Process Environ. Technology**. v. 19, p. 213–221, 1998.

IPEA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Situação social das catadoras e dos catadores de material reciclável e reutilizável**. Brasília: IPEA, 2013.

Disponível em: <[http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/](http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/situacao_social/131219_relatorio_situacaosocial_mat_reciclavel_brasil.pdf)

[PDFs/situacao_social/131219_relatorio_situacaosocial_mat_reciclavel_brasil.pdf](http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/situacao_social/131219_relatorio_situacaosocial_mat_reciclavel_brasil.pdf)>

Acesso em: 18 fev. 2020.

JACOB, R. S. **Avaliação ecotoxicológica por aliivibrio fischeri de amostras contaminadas com sulfato de gentamicina e norfloxacino brutas e tratadas**. 2014. 91 f. (Dissertação de Mestrado). Belo Horizonte: Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais. Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte.

JACKSON, L. J.; KALFF, J. Patterns in metal content of submerged aquatic macrophytes: the role of plant growth form. **Freshwater Biology**. Oxford, v. 29, p. 351-359, 1993.

JANG, Y. C.; TOWNSED, T. Sulfate leaching from recovered construction and demolition debris fines. **Advances in Environmental Research**, v.5, n.3. [s.l.]: Elsevier, p.203-217, 2001.

JARDIM, W. F.; CANELA, M. C. **Caderno Temático: Fundamentos da Oxidação Química no Tratamento de Efluentes e Remediação de Solos**. Campinas? Riuo de Janeiro; IQ/Unicamp, UENF/RJ, 2004.

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. **Applied Multivariate Statistical Analysis**. 3ed. New Jersey: Prentice Hall, 1992.

JONHSON, W.T.; PHELPS, R.W. & BEATSON, P.J. Water reuse using membranes, IDA World Congress, Madrid, Spain, vol. 2, pp. 611-619, citado por: SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. Membranas Filtrantes para Tratamento de Água, Esgoto e Água de Reuso, 1ª ed, São Paulo: ABES: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.

KADLEC, H.; L.A. ZMARTHIE. (2010). Wetland treatment of leachate from a closed landfill. **Ecological Engineering**, 36, p.946–957.

KADLEC, R.H; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1996. 893p.

KAMARUDDIN, M. A. et al. An overview of municipal solid waste management and landfillleachate treatment: Malaysia and Asian perspectives. **Environtal Science and Pollution Research**. [s.l.]: Springer v. 24. n. 35. p. 26988–27020. 2017. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-017-0303-9>>.

KANG, Y. W.; HWANG, K.; Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process., **Water Research**. [s.l.]: Elsevier, v.34, n.10, p.2786-2790, 2000.

KANGLE, K. M.; KORE, S. V.; KORE, V. S.; KULKAMI, G. S. Open access recent trends in anaerobic codigestion. **Universal Journal of Environmental Research and technology**. [s.l.]: Eurasian Publications, v. 2, n. 4, p. 210–219, 2012.

KARAK, T.; BHAGAT, R.M.; BHATTACHARYYA, P. “Municipal Solid Waste Generation, Composition, and Management: The World Scenario”. **Critical Reviews in Enviromental Science and Technology**. Oxford; Taylor and Francis ,v. 42: 1509-1630, 2012.

KARGI, F.; PAMUKOGLU, M. Y. Repeated fed-batch biological treatment of pretreated landfill leachate by powdered activated carbon addition. **Enzyme and Microbial Technology**. v. 34, p. 422–428, 2004.

KASEVA, M.E. (2004) Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater – a tropical case study. **Water Research**, [s.l.]: Elsevier, v. 38, p. 681-687.

KAWAHIGASHI, F.; MENDES, M.B.; ASSUNÇÃO JÚNIOR, V. G.; GOMES, V.H.; FERNANDES, F.; HIROOKA, E.Y.; KURODA, E.K. “Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com carvão ativado”. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 19(3): 235-244, 2014.

KEMERICH, P.D.C.; MENDES, S.A.; VORPAGEL, T.H.; PIOVESAN, M. Impactos ambientais decorrentes da disposição inadequada de lixo eletrônico no solo. **Revista. Ambiente e . Água** . v. 9. n. 2. Taubaté: Universidade de Taubaté - abr. / jun. 2014.

KHERADMAND, S.; KARIMI-JASHNI, A.; SARTAJ, M. "Treatment of municipal landfill leachate using a combined anaerobic digester and activated sludge system". **Waste Management**. Amsterdam: Elsevier, v.30(6): 1025-1031, 2010.

KIRMIZAKS, P.; TSAMOUTSOGLU, C.; KAYAN, B.; KALDERIS, D. Subcritical water treatment of landfill leachate: Application of response surface methodology. **Journal of Environmental Management**.v.146. [s.l.]: Elsevier, p.9–15, 2014.

KISSMANN, K. G.; Groth, D. **Plantas infestantes e nocivas**. 2.ed. São Paulo: Basf Tomo I, 1997. 825p.

KJELDESEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of msw landfill leachate: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**. Oxford: Taylor and Francis v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

KUCERA, J. **Reverse Osmosis Design, Process, and Applications for Engineers**. Hoboken, New Jersey/ Salem, Massachusetts: John Wiley & Sons, Inc., and Scievers Publishing LLC, 2010.

KUNZ, A.; PERALTA-ZAMORA, P.; MORAES, S. G.; DURÁN, N. Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis. **Química Nova**, São Paulo; Sociedade Brasileira de Química, v. 25, n. 1, p. 7882, 2002.

KURNIAWAN, T.A.; LO, W.; CHAN, G.Y.S. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**. [s.l.]: Elsevier, v.129, p.80- 100, 2006.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W.; CHAN, G.; SILLANPAA, E. T. Biological processes for treatment of landfill leachate. **Journal of Environmental Monitoring**, Londres: Royal Society of Chemistry, v. 12, p. 20322047, 2010.

KURODA, E.K.; JÚNIOR, E.C.A.; DI BERNARDO, L.; TROFINO, J.C. Caracterização e escolha do tipo de carvão ativado a ser empregado no tratamento de águas contendo microcistinas. In: **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Campo Grande. 2005.

LEITÃO, A. (2015) Economia circular: uma nova filosofia de gestão para o séc. XXI. **Portuguese Journal of Finance, Management and Accounting**, v. 1, n. 2, p. 150-171.

LEITE, D.V; OLIVEIRA, G.A; CAMPOS, C. R. A; DE SOUSA, T. J; LOPES, S. W.; OLIVEIRA, G. E. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em lagoas de estabilização. Artigos Técnicos. **Revista DAE**. set, 2017.

LEKANG O.I.; KLEPPE, H. Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. **Aquacultural Engineering**. [s.l.]: Elsevier, v. 21, pp. 181-199, 2000.

LE MOS, T. S. **Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário em Lagoas de Estabilização**: estudo de Caso do Aterro de Cianorte-PR. 2015. (Dissertação de Mestrado) Londrina: Universidade Estadual de Londrina. Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento. Londrina.

LI, X. Z; ZHAO, Q. L(2001). Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium nitrogen as pre treatment. **Chemosphere**, v.44. n1. [s.l.]:Elsevier. p- 37-43. 2001.

LIMA, B. F. R.; PESSOA, V. T.; GUSMÃO, L. M. O.; SILVA, A. P.; NEUMANN-LEITÃO, S. Mesozooplâncton da região de Rio Formoso, Pernambuco, Brasil. **Tropical Oceanography**, v. 40, n. 1. Recife: UFPE, p. 158-166, 2012.

LIMA, Diego de.Farias. **Tratamento conjugado de águas residuárias e lixiviado de aterro sanitário em lagoas de estabilização rasas**. 2010. (Dissertação de Mestrado). Campina Grande: Universidade Estadual da Paraíba ;Centro de Ciências e Tecnologias. Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambienta. Campina Grande.

LIMA, Luiz Mario Queiroz. **Lixo: tratamento e biorremediação**. 3° Ed. Hemus, 2004.

LIN, Q.; DE VRIEZE, J.; LI, J.; LI, X. Temperature affects microbial abundance, activity and interactions in anaerobic digestion. **Bioresour Technol**, v. 209. [s.l.]: Elsevier, p. 228–236, 2016.

LIN, Y.F., JING, S.R., LEE, D.Y. & WANG, T.W.. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. **Aquaculture**.v.209 [s.l.]: Elsevier p-169-184. 2002.

LINS, E.A.M.; LINS, M.C.M.; LIMA, M.A.G.A.; JUCÁ, J.F.T.; ALVES, M.C.M.; PALHA, M.A.F.P. Estudo das características do lixiviado do aterro de Muribeca antes e após o encerramento. **26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** - ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre-RS. 2011.

LONG, Y.; XU, J.; SHEN, D.; DU, Y.; FENG, H. "Effective removal of contaminants in landfill leachate membrane concentrates by coagulation". **Chemosphere**, v.167. [s.l.]: Elsevier, p- 512-519, 2017.

LUZ, F.C.; ROCHA, M.H.; LORA, E.E.S.; VENTURINI, O.J.; ANDRADE, R.V.; LEME, M.M.V.; OLMO, O.A. Techno-economic analysis of municipal solid waste gasification for electricity generation in Brazil. **Energy Conversion and Management**, v. 103. [s.l.]: Elsevier, p. 321-337. 2015.

LUZIA, M. R; Campos, J. C.; Ferreira, J. A.; Franco, R. S. O.; Barbosa, W. F. Utilização de filtros aeróbios em escala de laboratório para tratamento de lixiviado do aterro metropolitano de Gramacho-RJ. In: **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Campo Grande-MS,2005.

MADSEN, J. D.; CHAMBERS, P. A.; JAMES, W. F.; KOCH, E. W.; WESTLAKE, D. F. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. **Hydrobiologia**, v. 444. [s.l.]: Springer. p. 71-84, 2001.

MAHAPATRA, D. M., CHANAKYA, H. N., RAMACHANDRA, T. V., **Role of macrophytes in sewage fed urban lake**, [s.l.]:Institute of Integrated Omics and Applied Biotechnology, v. 2, n. 8, pp. 1-9, 2011.

MAHMUD, K.; HOSSAIN, M. D.; SHAMS, S. 2012. " Different treatment strategies for highly polluted landfill leachate in developing countries", **Waste Management**, v. 32.[s.l.]: Eçlsevier, p 2096–2105.

MAIA, L. S. **Uso de carvão ativado em pó no tratamento biológico de lixiviado de aterro de resíduos**. 2012. 177f. (Dissertação de Mestrado) Rio de Janeiro:Universidade Federal do Rio de Janeiro. Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos. Rio de Janeiro.

MAIA, H. J. L. et al. "Política Nacional de resíduos sólidos: um marco na legislação ambiental brasileira". **Revista Questões Contemporâneas**. v. 13, n. 1. Rio de Janeiro: Segmento.2014.

MAIA, Iracema Souza et al. Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 20, n. 4. Florianópolis: ABES, p.665-675, 24 fev. 2015.

MAIA, I. S., RESTREPO, J. J. B., DE CASTILHOS JUNIOR, A. B., FRANCO, D. Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 20, n. 4. Florianópolis: ABES, p. 665-675, 2015.

MALATO, S. et al. Descontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: Recent overview and trends. *Catalysis Today*, v. 147, n. 1, p. 1–59, set. 2009.

MARAÑÓN, E.; CASTRILLÓN, L.; NAVA, Y.F.; MÉNDEZ, A.F.; SÁNCHEZ, A.F. Coagulation–flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification–denitrification plant. **Journal of Hazardous Materials**. v. 156. [s.l.]: Elsevier. p. 538-544. 2008.

MARTTINEN, S.; KETTUNEN, R.; SORMUNEN, K. et al. Screening of physicalchemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. **Chemosphere**, v. 46. [s.l.]: Elsevier. p. 851-858, 2002.

MANDAL, P.; DUBEY, B. K.; GUPTA, A. K. Review on landfill leachate treatment by electrochemical oxidation: Drawbacks, challenges and future scope. **Waste Management**, v. 69. [s.l.]: Elsevier, p. 250-273, 2017.

MANGIMBULUDE, J.C.; STRAALLEN, N.M.; RÖLING, W.F.M. Microbial nitrogen transformation potential in surface run-off leachate from a tropical landfill. **Waste Management**. v. 32, p-77-87. 2012.

MANNARINO, C. F.; MOREIRA, J. C.; FERREIRA, J. A.; ARIAS, A. R. L.. Avaliação de impactos do efluente do tratamento combinado de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico sobre a biota aquática. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 18. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Saúde Coletiva. p. 3235-3243, 2013.

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45. [s.l.]: Elsevier, p. 540–555, 2015.

MANZO A. C.; MEIA A.; ZAMPETTIA E.; BASSANIA C.; PACIUCCIA L.; MANETTI P. Top-down approach from satellite to terrestrial rover application for environmental monitoring of landfills. **Science of The Total Environment**, v. 584–585. [s.l.]: Elsevier, p. 1333-1348, abr. 2017.

MARDIA, K.V.; KENT, J. T. i BIBBY, J. M. **Multivariate analysis**. London: Academic, 1979.

MARRA, A, B.. **Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil e em Portugal: análise dos planos de resíduos sólidos e da disposição ambientalmente adequada**. 2016. 130p. (Dissertação de Mestrado). Porto Alegre: UFRGS. Mestrado em Engenharia de Minas. Porto Alegre.

MARTINS, B. L. **Análise do Plano Integrado de Gestão, Gerenciamento e Manejo dos Resíduos Sólidos Urbanos no Município de Lençóis Paulista**. 2010. (Dissertação de Mestrado). Bauru: Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Produção. Mestrado em Engenharia de Produção. Bauru.

MARTINS, C. L.; FERNANDES, H.; COSTA, R. H. R. Landfill leachate treatment as measured by nitrogen transformations in stabilization ponds. **Bioresource technology**, v. 147. [s.l.]: Elsevier, p. 562-568, 2013.

MARTINS, Benedito Luiz. **Gestão dos Resíduos sólidos urbanos: análise documental e estudo comparativo entre aterro sanitário e incineração para geração de energia**. 2017. 222p. (Tese de Doutorado). Botucatu: Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências Agrônômicas. Doutorado em Agronomia. Botucatu.

MATOS, A. T.; SILVA, D. F.; LO MONACO, P. A. V.; PEREIRA, O. G. Produtividade e composição química do capim-tifton 85 submetido a diferentes taxas de aplicação do percolado de resíduo sólido urbano. **Engenharia Agrícola**. v.33.n.1. Jaboticabal:Associação Brasileira de Engenharia Agrícola. p. 188-200, 2013.

MAVAKALA, B. K.; FAUCHEUR, S.; MULAJI, C. K.; LAFFITTE, A.; DEVARAJAN, N.; BIEY, E. M.; GIULIANI, G.; OTAMONGA, J. P.; KABATUSUULA, P.; MPIANA, P. T.; POTÉ, J. Leachates draining from controlled municipal solid waste landfill : Detailed geochemical characterization and toxicity tests. **Waste Management**, v. 55. [s.l.]:Elsevier, p. 238–248, 2016.

MELO, H. N. S.; MELO, J. J. S.; NETO, C. O. A.; GUIMARÃES, A. K. V. Avaliação estatística da determinação do teor de óleos e graxas em efluente doméstico. Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 6, 2002. Vitória. **Anais..** Vitória, 2002

MENEZES, RO et. al, CASTRO S. R, SILVA G.B.J, TEIXEIRA, P.G, SILVA M.A.M – Análise Estatística da Caracterização Gravimétrica de Resíduos Sólidos Domiciliares: Estudo de Caso do Município de Juiz de Fora, Minas Gerais, 2017. **Engenharia Ambiental e Sanitária**, v.24, n. 2. Rio de Janeiro: ABES, , mar/abr/2019.

MEP. MINISTRY OF ENVIRONMENTAL PROTECTION OF THE PEOPLE'S REPUBLIC OF CHINA. **Water and wastewater monitoring and analysis methods**. 4 ed. China: Chinese Environmental Science Press, 2002.

MERELLES, L.R.O.; SILVA e O. de C.; LUZ, da P. M.; MENEZES, de E.J; DIAS, de S.V. Previsão de geração de resíduos sólidos para o aterro de Aparecida Goiânia(GO) por séries temporais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.24, n.3, Rio de Janeiro: ABES, maio/jun 2019.

METCALF, E; EDDY, M. Chemical Unit Process, Waste Water Engineering Treatment, Disposal and Reuse. 3.ed, New York : Mc Graw-Hill 1991. (Series in Water Resources and Environmental Engineering).

_____. **Waste engineering: treatment and reuse**. 4. ed. Boston: McGrawHill. 1819 p. 2003.

_____. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5ª ed, Porto Alegre. AMGH, 2016. MINISTÉRIO do Meio Ambiente (2015), Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/politica-nacional-de-residuos-solidos>> Acesso em: 04 jan. 2020.

MINISTÉRIO do Meio Ambiente . Planos Intermunicipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, 18 jan. 2016. Informa. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/informa/item/10627-planos-intermunicipais>>. Acesso em: 17 jan. 2020.

_____. Resíduos sólidos urbanos. Disponível em: <http://sinir.gov.br/web/guest/residuos-solidos-urbanos>. Acesso em: 22 de março de 2020.

MONNET, F. **An introduction to anaerobic digestion of organic wastes**.

[s.l.]:Remade Scotland: 2003. 48 p.

MOODY, C. M.; TOWNSEND T. G. A comparison of landfill leachates based on waste composition. **Waste Management**. v. 63. [s.l.]: Elsevier. p. 267-274, mai. 2017.

MORAES, José Laécio. Os consórcios públicos e a gestão integrada de resíduos sólidos em pequenos municípios do estado do Ceará, Brasil. **Revista Geonorte**. ano 3, n.4. Manaus: UFAM/ Departamento de Geografia, p. 1171-1180, jun. 2012.

MORAES, C.; CARRIGAN, M.; SZMIGIN, I. Responsible Waste Disposal: An Exploratory Study of British and Brazilian Consumers. In: **Marketing in Transition: Scarcity, Globalism, & Sustainability**. [s.l.]:Springer, p. 253-257. 2015.

MORAIS, J. L.; SIRTORI, C.; PERALTA-ZAMORA, G. Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional. **Química Nova**. v. 29, n. 1. São Paulo: Sociedade Brasileira de Química. p. 20-23, 2006.

MORATELLI, Letícia. **Estudo da evaporação como tecnologia aplicada ao pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. 2013. (Dissertação de Mestrado). Florianópolis; Universidade Federal de Santa Catarina. Mestrado em Engenharia Ambiental. Florianópolis.

MORAVIA, W.G . **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas**. 2010. 262p. (Tese de Doutorado). Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e recursos hídricos. Belo Horizonte, MG, 2010.

MORAVIA, W. G.; LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Avaliação de processos oxidativo avançado pelo reagente de Fenton em condições otimizadas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase em parâmetros coletivos e caracterização do lodo gerado. **Química nova**, v.34, n.8. São Paulo: Sociedade Brasileira de Química, p.1370-1377, 2011.

MOREIRA, F. C. et al. Electrochemical advanced oxidation processes: A review on their application to synthetic and real wastewaters. **Applied Catalysis B: Environmental**. v. 202. [s.l.]: Elsevier, p. 217–261, mar. 2017.

MOREIRA JUNIOR, F.A. **Avaliação do Comportamento de lisímetros preenchidos com resíduos sólidos com diferentes características**. 2015. 102p. (Dissertação de Mestrado). Fortaleza: Universidade Federal do Ceará. Mestrado em Engenharia Civil. Fortaleza.

MULDER, M. Basic **Principles of Membrane Technology**. 2nd Edition, Netherlands: Kluwer Academic Publishers. 1996.

MULLER, G.T.; GIACOBBO, A.; CHIARAMONTE, E.A.S.; RODRIGUES, M.A.S.; MENEGUZZI, A.; BERNARDES, A.M. “The effect of sanitary landfill leachate aging on the biological treatment and assessment of photoelectrooxidation as a pre-treatment process”. **Waste Management**. v. 36. [s.l.]: Elsevier, p-177-183, 2015.

NAGASHIMA, L.A; JUNIOR, C.B.; SILVA, C.A.; FUJIMURA, A.S. **Assessment of heavy metal levels in percolated liquid from sanitary landfill in Paranavaí, Parana State, Brazil**. 2009.

NAIME, Roberto. Sustentabilidade ambiental. **EcoDebate**. Disponível em: <
<https://www.ecodebate.com.br/2014/07/15/meio-ambiente-e-alguns-dos-principais-meios-antropicos-artigo-de-roberto-naime/>> 22/07/2014.

NASCIMENTO, V. F. et al. Modeling environmental susceptibility of municipal solid waste disposal sites: a case study in São Paulo State, Brazil. **Journal of Geographic Information System**, v. 9. n.01 [s.l.]: Scientific Research Publishing. p. 8, 2017.

NAVEEN, B. P., MAHAPATRA, D. M., SITHARAM, T. G., *et al.*, “Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate”. **Environmental Pollution**, v. 220. [s.l.]: Elsevier, p. 1-12, 2017.

OAKLEY, S.M.; JIMENEZ, R. Sustainable sanitary landfills for neglected small cities in developing countries: The semi-mechanized trench method from Villanueva, Honduras. **Waste Management.**, v. 32. Washington, DC, USA: Elsevier, 2012.

OENNING, A.S.; CARDOSO, M.A.; DAL-PONT, C.B.; LIMA, B.B.; VALVASSORI, M.L. Estudo de composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos do município de Criciúma. **Revista Iniciação Científica**, v. 10, n. 1. Criciúma: [s.n.], p. 5-18. 2012.

OLIVEIRA, Elaine Gurjão de – **Tratamento conjugado anaeróbio e aeróbio de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico**. 2015. (Dissertação de Mestrado) João Pessoa: Universidade Estadual da Paraíba Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental. João Pessoa.

OLIVEIRA, Mayra Silva de. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário combinado coagulação, sulfato de alumínio) e técnicas eletroquímicas (diamante dopado com boro)**. 2019. (Dissertação de Mestrado). Goiânia: Universidade Federal de Goiás. Unidade Acadêmica Especial de Física e Química, Catalão. Mestrado em Química. Catalão.

OLIVEIRA, Thais Brito; JUNIOR, Alceu de Castro Galvão. O planejamento municipal na gestão dos resíduos sólidos urbanos e na organização da coleta seletiva., **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 21, n. 1. Rio de Janeiro: ABES, 2016.

OLIVEIRA, D. L.; SANTANA, G. P. Influência do aterro municipal de Manaus sobre as águas superficiais da circunvizinhança: um enfoque ao estudo de metais pesados. **Caminhos de Geografia**. v. 11, n. 34. Uberlândia: UFU, p. 75-83, 2010.

OLIVEIRA, Diego Eugênio Bulhões de. **Avaliação paramétrica e otimização do tratamento de lixiviados por processos físico-químicos**. 2012. 68p. (Dissertação de Mestrado) Recife: Universidade Federal de Pernambuco/CTG. Mestrado em Engenharia Civil. Recife.

OSADA, T.; NEMOTO, K.; NAKANISHI, H.; HATANO, A.; SHOJI, R.; NARUOKA, T.; YAMADA, M. Review Article: Analysis of ammonia toxicity in landfill leachates. **International Scholarly Research Network**. [s.l.], [s.n.]. 6 p. 2011.

OLIVEIRA, C. N.; CAMPOS, V. P.; MEDEIROS, Y. Avaliação e identificação de parâmetros importantes para a qualidade de corpos d'água no semi-árido baiano. Estudo de caso: bacia hidrográfica do Rio Salitre. **Química Nova**, v. 33. São Paulo: Sociedade Brasileira de Química. p. 1059-1066, 2010.

ORMONDE, Vanusa SOARES DA SILVA. **Avaliação de 'wetlands' construídos no pós tratamento de efluente de lagoa de maturação**. 2012. 96p. (Dissertação de Mestrado). Cuiabá: Universidade Federal do Mato Grosso. Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental. Cuiabá.

OZCAN, H.K.; GUVENC, S.Y.; GUVENC, L.; DEMIR, G. Municipal Solid Waste Characterization according to Different Income Levels: A Case Study. **Sustainability**, v. 8, n. 10. [s.l.], [s.n.], p. 1044. 2016.

PANIZZA et al 2008- Panizza, M; Brillas, E.; Comninellis, C.; Application of boron-doped diamond electrodes for wastewater treatment; **Journal of Environmental Management**. V.18. [s.l.]: Elsevier p- 139-153, 2008.

PARVEZ, S.; VENKATARAMAN, C.; MUKHERJI, S. Toxicity assessment of organic pollutants: Reliability of bioluminescence inhibition assay and univariate QSAR models using freshly prepared *Vibrio fischeri*. **Toxicology in Vitro**. [s.l.]: Elsevier p- 1806-1813, 2008.

PEIXOTO, R.T. dos.G. 1988. **Compostagem**: opção para o manejo orgânico do solo. IAPAR. Londrina. 46 p

PEIXOTO, A. L. C. et al. Characterization of controlled landfill leachate from the city of Guaratinguetá-SP, Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 13, n. 2. Taubaté: Universidade de Taubaté/ IPABH p-213-6, 2018.

PEREIRA, G.F.; ROCHA-FILHO, R.C.; BOCCHI, N.; BIAGGIO, S.R. "Electrochemical degradation of bisphenol A using a flow reactor with a boron-doped diamond anode". **Chemical. Engineering. Journal**. n.198-199. Lausanne:[s.n.]. p- 282-288, 2012.

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, v. 1, 2004.

PEREIRA, F. T. G., LEITE, H. E. A., GARCEZ, L.R., et al., "Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande-PB", In: **SINRES-2º Simpósio Nordestino de Resíduos Sólidos**, pp 19-21, Campina Grande, PB, Brasil, Mai. 2010.

- PERTILE, C. **Avaliação de processos de separação por membranas como alternativas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2013. 112 f. (Dissertação de Mestrado). Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Mestrado em Engenharia Química. Porto Alegre.
- PIVELI, R. P. ; KATO, M. T. . **Qualidade das Águas e Poluição**: Aspectos Físico-Químicos. v.1. São Paulo: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 285 p. 2005.
- PERNAMBUCO. Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH). **Norma Técnica nº 2.001**. Controle de carga orgânica em efluentes líquidos industriais – estabelece critérios e padrões de emissão que resultem na redução da carga industrial lançada direta ou indiretamente nos recursos hídricos do estado de Pernambuco. PE. 2001.
- PERNAMBUCO. Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH). **Norma Técnica nº 2.002**. Avaliação de parâmetros para descarga de efluentes líquidos industriais e domésticos. PE. 2002.
- PERNAMBUCO. Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH). **Norma Técnica nº 2.007**. Coliformes termotolerantes – Padrões de Lançamento para efluentes domésticos e/ou industriais – estabelecer o NMP máximo de coliformes termotolerantes (CTer) permitidos para lançamento de efluentes domésticos ou industriais nos corpos de água receptores. PE. 2007.
- PERSYN, P.A.; KENIMER, A.L.; WEAVER, R.W.; NERALLA, S.; BRIJS, W. **Constructed Wetlands for Treating Domestic Wastewater**. St. Joseph: ASAE, 1998.
- PHILIPP JR, A. O Lixo Domiciliar tem Solução? **Revista Saneamento Ambiental**. n.63. São Paulo: Sugnus, p32-43, 2000.
- PIVATO, A.; SANTE, M. D.; MORETTO, C. F. Risk assessment: A hindrance or a help to landfill management? **Waste Management**. v. 63. [s.l.]: Elsevier, p. 1-2, mai. 2017.
- PIVELI, RP., KATO, M.T., **Qualidade da água e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2006.

PLÁCIDO W. , MARINHEIRO L. M (2014) **Co-tratamento de chorume dos aterros sanitários em estações convencionais de tratamento de esgoto: uma análise crítica. Ambiente Legal.** Disponível em:

<<http://www.ambientelegal.com.br/chorume-de-aterro-nao-e-esgoto-precisa-de-tratamentoadequado/>>. Acesso em: 20/10/2019.

POH, Saik-Choon. **Assessment of constructed wetland system in Nepal.** 2003. (Tese de Doutorado).Massachusetts: Massachusetts Institute of Technology. Doutorado em Engenharia Ambiental. Massachusetts.

POHLAND, F.G.; HARPER, S.R. **Critical Review and Summary of Lachate and gas production from landfills.** Cincinnati: USEPA, Office of Research and Development. EPA/600/2-86/073, 1985.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills.** Ohio: EPA Cooperative Agreement, 1985.

POLÍTICA Nacional de Resíduos Sólidos: implementação e monitoramento de resíduos urbanos / Organizadores: Gina Rizpah Besen; Luciana Freitas; Pedro Roberto Jacobi. -- São Paulo: IEE USP: OPNRS, 2017, 171p.

PORTAL SUL CONSÓRCIO – **Relatórios de Campo do Núcleo Intermunicipal de Resíduos Sólidos (NIGEPA).** Rio Formoso, 2019.

PORTAL SUL CONSÓRCIO - **Projeto Básico e Executivo do Aterro Sanitário do Município do Rio Formoso.** 2002.

PROSAB. **Nutrientes de esgoto sanitário:** utilização e remoção. Francisco Suetônio Bastos Mota e Marcos Von Sperling(coordenadores). Rio de Janeiro: ABES, 2009 428p.

PROSAB. GIRSU – **Gerenciamento integrado de Resíduos Sólidos.** (Org.).ZANTA, V.M, FERREIRA, C.A. .2014.

RAMIRES, P. O.; Quadro, M. S.; Antunes, R. M.; Koetz, P. R. Influência da recirculação e da alcalinidade no desempenho de um reator UASB no tratamento de efluente de suinocultura. **Revista Brasileira de Agrociência**, v.10, n.1. Pelotas: UFPEL p.103-110, 2004.

RAWAT, I.; RANJITH KUMAR, R.; MUTANDA, T.; BUX, F. Dual role of microalgae: phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. **Applied Energy**. v. 88. [s.l.]; Elsevier, p. 3411-3424, 2011.

REGAZZI, A. J. **INF 766 - Análise multivariada**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas. Departamento de Informática, 2001. 166p. Apostila de disciplina.

RAGHAB, S. M.; MEGUID, A. M. A. E.; HEGAZI, H. A. Treatment of leachate from municipal solid waste landfill. **HBRC Journal**. v. 9, n. 2. Londres: Taylor and Francis. p. 187–192, 2013.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150. [s.l.]; Elsevier. p. 468-493, 2008.

RIBEIRO, L. S., SILVA, A. D. S., ALVES, F. D. S., et al., “Monitoramento físico-químico de um biorreator com resíduos sólidos urbanos em escala piloto na cidade de Campina Grande (PB)”, **Engenharia Sanitária e Ambiental** (Online), v. 21, n. 1. Rio de Janeiro: ABES, pp. 1-9, 2016.

RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologias de tratamento**. São Paulo: Edgard Blucher, 340 p. 2009.

RICORDEL, C; DJELAL H. Treatment of landfill leachate with high proportion of refractory materials by electrocoagulation: system performances and sludge settling characteristics. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. v.2. [s.l.]; Elsevier, p. 1551-1557, 2014.

RIFFALDI, R., R. Levi-Minzi, A. PERA; BERTOLDI, M de. Evaluation of compost maturity by means of chemical and microbial analyses. **Waste Management and Research**.v. 4. [s.l.]; Elsevier. p-96-387.1986.

RIGOBELLO et al 2015 – RIGOBELLO, S.E; SACANDELAL, J.P.A; CORSO, L.B; TAVARES, G.R.C. Identificação de Compostos Orgânicos em Lixiviado de Aterro Sanitário Municipal por Cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de Massas - **Química Nova**. v.38, n. 06. São Paulo: Sociedade Brasileira de Química. p-794-800,2015.

- RITA, Fábio. **Desempenho de um reator UASB em escala piloto para o tratamento anaeróbio de líquidos percolados de resíduos sólidos urbanos.** 2002. 112p. (Dissertação de Mestrado). Florianópolis: da Universidade Federal de Santa Catarina. Mestrado em Engenharia Química. Florianópolis.
- ROCHA, R.M. E; SANTOS, A.B DOS; MOTA, F.S.B, RIBEIRO P. J; SOUZA DE Costa; DO NASCIMENTO, F. R. **Avaliação do Processo Oxidativo avançado do tipo UV/H₂O₂ com pós-tratamento de lixiviado.** (Artigo Técnico) - Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Fortaleza, Ceará, 2009.
- ROCHA, T.J.; SANTOS SOBRINHO, G. D; PIMENTEL, R. L; NAKAMURA, M. V. Tratamento Físico-químico do lixiviado de um aterro sanitário classe II de mata grosso, Universidade Federal do Mato Grosso (UFMT) **X Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental** Fortaleza/CE, IBEAS – Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais.2019.
- ROCHA, M.C.V. **Digestão anaeróbia de lixiviado de aterro sanitário: avaliação do bioaumento da microbiota autoimobilizada.** 2011. 126p.(Dissertação de Mestrado). Curitiba: Universidade Federal do Paraná.Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Curitiba.
- RUBIO, J.; SOUZA, M.L.; SMITH, R.W. Overview of flotation as a wastewater treatment technique. **Minerals. Engineering.**, v.15. [s.l.]: Elsevier p-139-155, 2002.
- SAKUMA, Anderson Cardoso **Desenvolvimento e análise experimental de biodigestores modulares de baixo tempo de residência.** 2013. 118f. (Dissertação de mestrado).Curitiba: Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Mestrado em Engenharia. Curitiba.
- SAMANTARA, M. K.; PADHI, R. K.; SOWMYA, M.; KUMARAN, P.; SATPATHY, K. K. Heavy metal contamination, major ion chemistry and appraisal of the groundwater status in coastal aquifer, Kalpakkam, Tamil Nadu, India. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 5. [s.l.], [s.n.], p. 49-58 set. 2017.
- SANTOS, G.R. **Estudo de Clarificação de Água de Abastecimento Público e Otimização da Estação de Tratamento de Água.** 2011. 101p. (Dissertação de Mestrado). Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química. Mestrado em Química. Rio de Janeiro.

SANTOS, A.F.M.S., KATO, M.T., FLORENCIO, L. Estudo comparativo entre a biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia de chorume de aterro controlado. In: **XI SILUBESA**, Rio Grande do Norte – Brasil. 2004.

SANTOS, A.J.dos; MARTÍNEZ-HUITLE, C.A.; SIRÉS, I.; BRILLAS, E. “Use of Pt and Boron-Doped Diamond Anodes in the Electrochemical Advanced Oxidation of Ponceau SS Diazo Dye in Acidic Sulfate Medium”. **Chemelectrochem**, v.5:[s.l.]; [s.n.]. p-685-693, 2018.

SANT’ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Sant’Anna Junior – 2ª.ed.- Rio de Janeiro: Interciência, 2013, 424p.

SEGATO, L.M., e SILVA, C.L. Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru. **XXVII Congresso interamericano de engenharia sanitária e ambiental**. UNESP. Brauru-SP. 2000.

SENIGALIA F. **Gestão de Resíduos Sólidos integrada às responsabilidades das MPE e do Poder Público Municipal**.2017. (Dissertação de Mestrado). Campo Limpo Paulista SP: FACCAMP. Mestrado Profissional em Administração. Campo Limpo.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL, CPRM. **Diagnóstico do Município de Rio Formoso**. CPRM, 2005.

SHOULIANG, H.; BEIDOU, X.; HAICHAN, Y.; LIANSHENG, H.; SHILEI, F.; HONGLIANG, L. Characteristics of dissolved organic matter (DOM) in leachate with different landfill ages. **Journal of Environmental Sciences**. v. 20.[s.l.]: Elsevier. p.492-498, 2008.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT’ANNA JR. G. L. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. **Chemosphere**. v. 55. [s.l.]: Elsevier, p. 207-214, 2004.

SILVA, P. C. **Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como unidade de tratamento para efluente de suinocultura**. 2014. 102 f. (Dissertação de Mestrado) Lavras; MG: Universidade Federal de Lavras. Lavras.

SILVA, E.R. **Estimativa do Potencial Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos por Diferentes Rotas de Tratamento**. 2015. 202f. Tese de Doutorado) Santo André: Universidade Federal do ABC. Doutorado em Energia. Santo André.

SILVA, F.C.V.; FONSECA, A.; SARAIVA, A.I.; BOAVENTURA, R.A.R.; VILAR, J.P.V. Scale-up and cost analysis of a photo-Fenton system for sanitary landfill leachate treatment, Chemical. **Chemical Engineering Journal**, v. 283. [s.l.]: Elsevier. p. 76-88.2016.

SILVA, E.R.; Toneli, J.T.C.L.; Palacios-Bereche, R. Estimativa do potencial de recuperação energética de resíduos sólidos urbanos usando modelos matemáticos de biodigestão anaeróbia e incineração. Artigo Técnico, ABES. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.24, n.2. Rio de Janeiro: ABES, 347-357. mar/abr, 2019

SILVEIRA, E. L. C.; CALAND, L. B.; MOURA, C. V. R.; MOURA, E. M. Determinação de contaminantes em óleos lubrificantes usados e em esgotos contaminados por esses lubrificantes. **Química Nova**, v. 29, n. 6. São Paulo: Sociedade Brasileira de Química. p. 1193-1197, 2006.

SILVEIRA, A. G. M.; SILVA, M. E. da. SANTOS, A. B. dos. Análise de eficiência e confiabilidade em sistemas de tratamento de esgotos do tipo lagoas de estabilização. **Anais do XII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**.Natal, 2014.

SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória. **Anais...** Vitória, 2002.

SINDICIC,R. D. **Gestão de Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo. Livre Impressão. 2011.

SNOEYINK, V.L; SUMMERS, R.S. Water Quality e Treatment. **A Handbook of Community Water Supplies**. Fifth Edition. Nova York: McGraw- Hill. 1999. (American Water Works Association Chapter 13- Adsorption of organic compounds).

SOUSA, J. T. Comparação entre sistemas de wetlands tratando efluente anaeróbio. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – **Congresso AIDIS**. 2000.

SOUTO, G.B; POVINELLI, J. Características de Lixiviados de Aterros Sanitários no Brasil. **24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2007.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. Resíduos sólidos. In: CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. (Org.). **Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão**. Rio de Janeiro: Ed. Elsevier Ltda. p. 565 – 588. 2013.

SOUTO, Gabriel. A. B. **Lixiviado de aterros sanitários - estudo da remoção do nitrogênio amoniacal por processo de araste com ar ("stripping")**. 2009. 371p. (Tese de Doutorado). São Carlos; Universidade de São Paulo ;Escola de Engenharia de São Carlos. Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento. São Carlos.

SOUZA, V.C; Lorenzi, H. **Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de angiospermas da flora brasileira**. São Paulo: Nova Odessa, SP, 2005.

SRUTHI, T.; GANDHIMATHI, R.; RAMESH , S. T.; NIDHEESH, P. V. "Stabilized Landfill Leachate Treatment using Heterogeneous Fenton and ElectroFenton Processes". **Chemosphere**, v.10. [s.l.]: Elsevier, p 38-43, 2018.

SYAFALNI.; LIM, H. K.; ISMAIL, N.; ABUSTAN, I.; MURSHED, M. F.; AHMAD, A. 2012. "Treatment of landfill leachate by using lateritic soil as a natural coagulant". **Journal of Environmental Management**. v. 112. [s.l.]: Elsevier. p. 353-359.2012.

TANNER, C. 2001. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. **Water Science and Technology**. Londres; IWA . v..44, n. (11/12) p-9-17.

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S. A. **Integrated solid waste management – engineering principles and management issues**. New York: McGrawHill. 978 p. 1993.

TELLES, C. A. S. **Processos combinados para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2010. 149 f. (Dissertação de Mestrado). Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro. Mestrado em Engenharia Química, Rio de Janeiro.

THOMAS, D. J. L.; TYRREL, S. F.; SMITH, R.; FARROW, S. Bioassay for the evaluation of landfill leachate toxicity. **Journal of Toxicology and Environmental Health**, v. 2. Londres: Taylor and Francis, p. 83-105, 2009.

TRIBUNAL de Contas do Estado de Pernambuco. Diagnóstico sobre a situação da destinação dos resíduos sólidos(lixo) em Pernambuco, 2019. Disponível em:<<http://cidadão.tce.pe.gov.br/portalcidadao/>>, Acesso em: 20/03/2020.

TURKI 2013 - Turki, N.; Belhaj, D.; Jaabiri, I.; Ayadi, H.; Kallel, M.; Bouzid, J.; IOSR **Journal of Environmental Science, Toxicology and. Food Technology**. v. 7. [s.l.]: SCI Publisher,p- 18. 2013.

UMAR, M.; AZIZ, H. A.; YUSOFF, M. S. Trends in the use of Fenton, electro-Fenton and photo-Fenton for the treatment of landfill leachate. **Waste Management**, v. 30, n. 11. [s.l.]: Elsevier, p. 2113–2121, nov. 2010.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. Manual. **Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. EPA/625/R-99/010. Cincinnati, USA. 165 p. 2000.

. **How to Evaluate**

Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites: A Guide for Corrective Action Plan Reviewers. Office of Solid Waste and Emergency Response, US EPA: Washington, DC, 2004.

VALE, M. B. **Avaliação da eficiência da remoção de matéria orgânica e microbiológica de três sistemas de lagoas de estabilização em série na Grande Natal-RN: Beira Rio, Jardim Lola I e Jardim Lola II**. 2007. (Dissertação de Mestrado). Natal: Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2007. Mestrado em Engenharia Sanitária. Natal.

VALENTIM, M.A.A. **Uso de Leitões Cultivados no Tratamento de Efluente de Tanque Séptico Modificado**. 1999. 137 p. (Dissertação de Mestrado) Campinas: Universidade Estadual de Campinas. Mestrado em Engenharia Agrícola) Campinas. Disponível em:<<http://libdigi.unicamp.br/>> Acesso em: 15 fev. 2020.

VALENTIN, J. L. **Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Rio de Janeiro: Interciência, 2000.

VALLE, C. B.; MACEDO, M. C. M.; EUCLIDES, V. P. B.; JANK, L.; RESENDE R. M. S. Gênero *Brachiaria*. In: FONSECA, D. M.; MARTUSCELLO, J. A. (Ed.). **Plantas Forrageiras**. Viçosa, MG: UFV, 2010.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Guerreiro e Catunda, 1994. 125 p.

VAN MEERTEN, J. J., SELLMEIJER, J. B., PEREBOOM, D., "Prediction of Landfill Settlement", In: Paper presented at the Sardinia 95 - **5th International Landfill Symposium**. Cagliari, Italy, 1995.

VASCONCELOS, D. P.; SILVA, S.L.L; GUERRA, L.I; CAMPOS, C.J. Estudo da tratabilidade de lixiviado gerado em um aterro controlado. **Revista Ambiente e Água**. v.12 no.3 Taubaté: Universidade de Taubaté, mai/jun. 2017 .

VENU, D. et al. Treatment of stabilized landfill leachate using peroxicoagulation process. **Separation and Purification Technology**, v. 129. [s.l.]: Elsevier, p. 64–70, maio 2014.

VEROL, A. P. VOLSCHAN JR, I. Inventário e Análise de Padrões de Lançamento de Esgotos Sanitários: Visão Nacional e Internacional. **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. 2011.

VILAR, V. J. P.; ROCHA, E. M. R.; MOTA, F. S.; FONSECA, A.; SARAIVA, I.; BOAVENTURA, R. A. R. Treatment of a sanitary landfill leachate using combined solar photoFenton and biological immobilized reator at a pilot scale. **Water Research**. v.45. [s.l.]: Elsevier. p.2647-2658, 2011.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. v. 1, 3ª ed. Belo Horizonte: Editora UFMG; DESA. 443p., 2004.

_____. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Vol. 2, Belo Horizonte; DESA; UFMG. 2005.

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

_____. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Volume 3 – Lagoas de Estabilização. 2ª Edição. Belo Horizonte: UFMG, 2002.

Princípios do Tratamento Biológico de Águas

Residuárias. Volume 4 – Lodos Ativados. 2ª Edição. Belo Horizonte: UFMG, 2002.

VON SPERLING, M.; CORAUCCI FILHO B.; Monzeggia L.O.; PIVELI R.P.

Remoção de nutrientes em sistemas naturais. In: Bastos F.S.; Von Sperling

M.(coord.). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro (RJ): ABES; p. 318-334.2009. Projeto PROSAB.

VON SPERLING, M.; Sezerino, P.H. (2018). Dimensionamento de wetlands

construídos no Brasil. **Boletim Wetlands Brasil**, Edição Especial. Florianópolis:

UFSC/GESAD. dez. 2018. 65 p. Disponível em: <<http://gesad.ufsc.br/boletins/>>.

VYMAZAL, J. 2014. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. **Ecological Engineering**. v.,73. [s.l.]: Elsevier. p-724-751. WALLACE, J.; CHAMPAGNE, P.; MONNIER, A. 2015. Performance evaluation of a hybrid-passive landfill leachate treatment system using. **Waste Management**. v.35.[s.l.]: Elsevier. p-159-169.

WANG F. Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment: a review. In: **Journal of Environmental Engineering and Science**, vol 2, 6th edn, pp. 413- 427. 2003.

WANG, C., T.; CHOU, W. L.; KUO, Y. M. Removal of COD from laundry wastewater by electrocoagulation/eletroflotation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164. [s.l.]: Elsevier. p. 8186, 2009.

WEBLER, Alberto Dresch; **Tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos por processos combinados**. 2014. (Dissertação de Mestrado). Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE . Mestrado de Engenharia Civil, Rio de Janeiro.

WEBLER, A. D.; MAHLER, C. F.; DEZOTTI, M. Tratamento de lixiviado por processos combinados: coagulação/floculação, airstripping, ozonização e lodo ativado. **Engenharia Sanitária Ambiental**. v. 23, n. 5. Rio de Janeiro: ABES , p. 901-911, 2018. Disponível em: <<http://ww>

w.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522018000500901>.

Acesso em: 07 dez 2019.

WISZNIOWSKI, J.; Robert, D.; Surmacz-Gorska, J.; Miksch, K.; Weber, J. V.;

Landfill leachate treatment methods: A review. **Environmental Chemistry Letters** v.4. [s.l.]: Springer. p- 51-61. 2006.

WOJCIECHOWSKA, E., GAJEWSKA, M., WAARA, S., OBARSKA-PEMPKOWIAK, H., KOWALIK, P., ALBUQUERQUE, A. e RANDERSON, P. Treatment of Landfill Leachate by Constructed Wetlands. In: XII International **Waste Management and Landfill Symposium**. Sardinia, Italy – 2009.

WORLD ENERGY COUNCIL. **World Energy Resources**. Waste to Energy. World Energy Council. Disponível em: <Disponível em:

<https://www.worldenergy.org/assets/images/imported/2016/10/World-Energy-Resources-Full-report-2016.10.03.pdf> >. Acesso em: 15 fev. 2020.

XIAOLI, C. et al. Characteristics and mobility of heavy metals in an MSW landfill: implications in risk assessment and reclamation. **Journal of Hazardous Materials**.v. 144, n. 1-2. [s.l.]: Elsevier, p. 485- 491, 2007.

XU, L.; GAO, P.; CUI, S.; LIU, C. (2013) A hybrid procedure for MSW generation forecasting at multiple time scales in Xiamen City, China. **Waste Management**, v. 33, n. 6. [s.l.]: Elsevier. p. 1324-1331.

YÁNEZ, F. Lagunes de estabilizacion. Ed.CEPIS, Lima , Peru, 379p., 1993.

YAO, P. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. **Arabian Journal of Chemistry**. v. 10, p 2567-2574, 2013.

YE, J., LI, D., SUN, Y., et al., “Improved biogas production from rice straw by co-digestion with kitchen waste and pig manure”. **Waste Management**, v. 33. n.12[s.l.]:Elsevier. p. 2653-2658, 2013.

YONG 2018 - YONG, Z. J.; BASHIR, M. J. K.; NG, C. A.; SETHUPATHI, S.; LIM, J. W. A sequential treatment of intermediate tropical landfill leachate using a sequencing batch reactor (SBR) and coagulation. **Journal of Environmental Management**, v. 205. [s.l.]: Elsevier, p. 244-252, 2018.

YOUSSEF, A.M.; EL-NABARAWY, T.H.; SAMRA, S. E. Sorption properties of chemically-activated carbons 1. Sorption of cadmium (II) ions. Colloids and Surfaces. **A Physicochemical. Engineering. Aspects**. v.235, n 1-3. [s.l.]: Elsevier. p.153-163, 2003.

YUAN, H; ZHU, N. Process in inhibition mechanisms and process control of intermediates and by products in sewage sludge anaerobic digestion. **Renewable**

and Sustainable Energy Reviews, v. 58. [s.l.]: Elsevier p. 429-438, 2016.

Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.261>, Acesso em 22/03/2020.

YUZER, B.; AKGUL, D.; MERTOGLU, B. **Effect of high ammonia concentration on UASB Reactor Treating Sanitary Landfill Leachate**. V.24 n. 2. Istanbul: Marmara University.p-5-9. 2012

ZAGATTO, P.A. & BERTOLLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações**. São Carlos: RiMA, 486p, 2008.

ZAMBRANO, C.; LIMA, J. E. de. Análise Estática Multivariada de dados socioeconômicos. In: SANTOS, M. L. dos (ed.); VIEIRA, W. C. (ed.). **Métodos Quantitativos em Economia**. Viçosa. Ed. UFV, 2004.

ZANELLA, Luciano. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluente sanitário: wetlandsconstruídos utilizando brita e bambu como meio suporte**.2008. 219p. (Tese de Doutorado). CAMPINAS: Universidade Estadual de Campinas. Doutorado em Engenharia Civil. Campinas.

ZHANG, X.; QIU, W.; CHEN, H. Enhancing the hydrolysis and acidification of steamexploded cornstalks by intermittent pH adjustment with an enriched microbial community. **Bioresource Technology**.v 123.[s.l.]: Elsevier. p. 30-35, 2012.

ZHANG, D.; VAHALA, R.; WANG, Y.; SMETS, B. F. Microbes in biological processes for municipal landfill leachate treatment: Community, function and interaction. **International Biodeterioration & Biodegradation**. v. 113. [s.l.]: Elsevier p. 88-96, 2016.

ZHANG, Q. Q.; TIAN, B. H.; ZHANG, X.; GHULAM, A.; FANG, C. R.; HE, R. Investigation on characteristics of leachate and concentrated leachate in three landfill leachate treatment plants. **Waste Management**. v. 33. [s.l.]: Elsevier. p. 2277-2286, 2013.

ZHANG, F.; PENG, Y.; MIAO, L.; WANG, Z.; WANG, S.; LI, B. (2017) A novel simultaneous partial nitrification Anammox and denitrification (SNAD) with intermittent aeration for cost-effective nitrogen removal from mature landfill leachate. **Chemical Engineering Journal**, v. 313. [s.l.]: Elsevier p. 619-628.

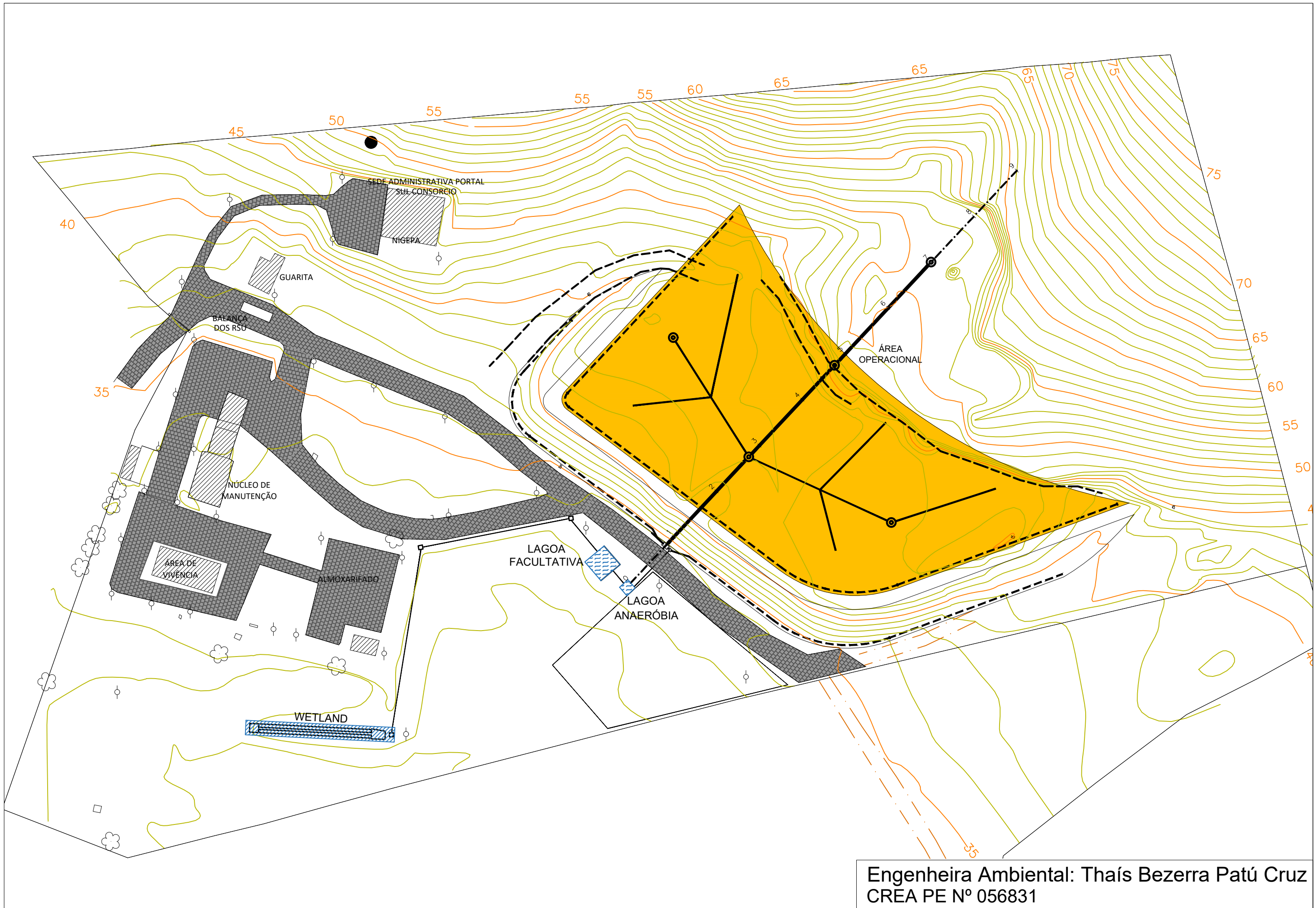
ZHAO, R.; NOVAK, J.T.; GOLDSMITH, D. Evaluation of on-site biological treatment for landfill leachates and its impact: a size distribution study. **Water Research**. v.46. [s.l.] Elsevier. p-3837 e 3848. 2012.

ZHOU, B.; YU, Z.; WEI, Q.; LONG, H.; XIE, Y.; WANG, Y. (2016) Electrochemical oxidation of biological pretreated and membrane separated landfill leachate concentrates on boron doped diamond anode. **Applied Surface Science** v. 377. [s.l.]: Elsevier. p. 406-415.

ZOLFAGHARI, M.; DROGUIA, P.; BRAR, S.K.; BUELNA, G.; DUBÉ, R. Effect of bioavailability on the fate of hydrophobic organic compounds and metal in treatment of young landfill leachate by membrane bioreactor. **Chemosphere**, v. 161.[s.l.]: Elsevier p. 390-399. 2016.

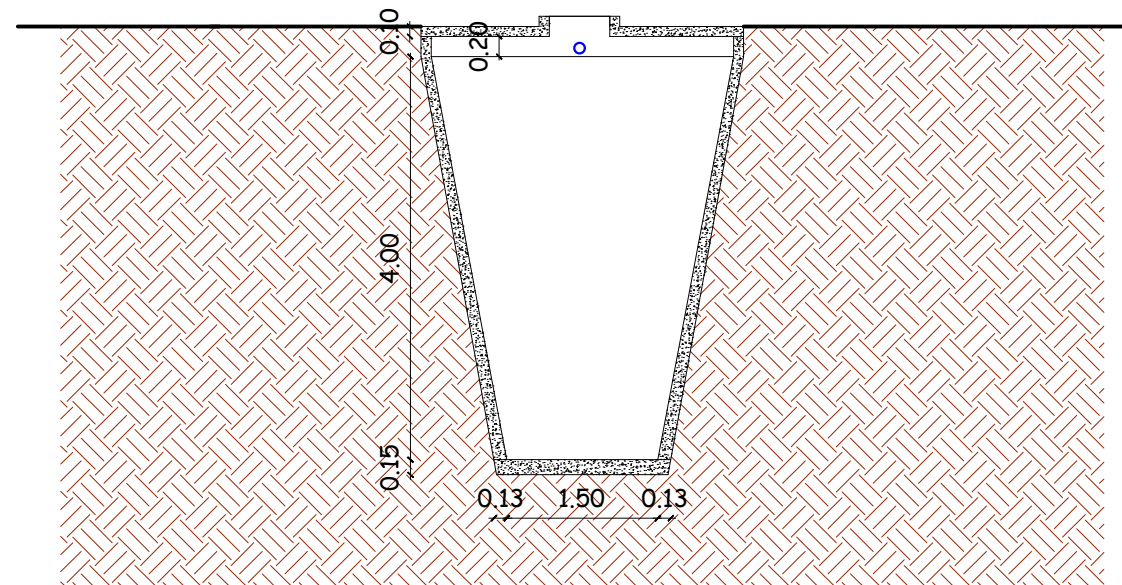
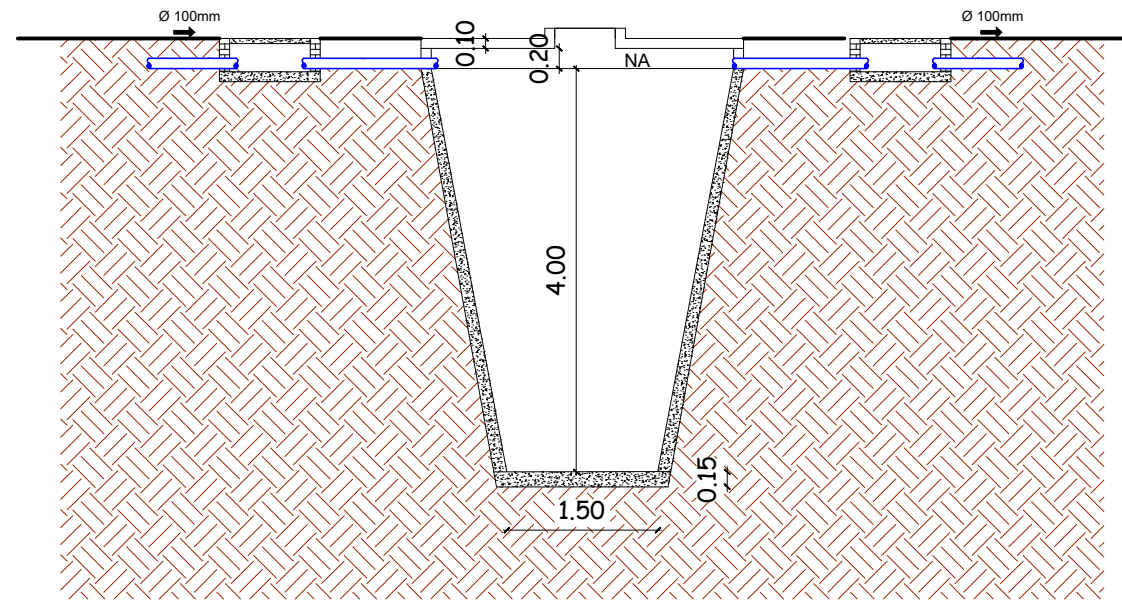
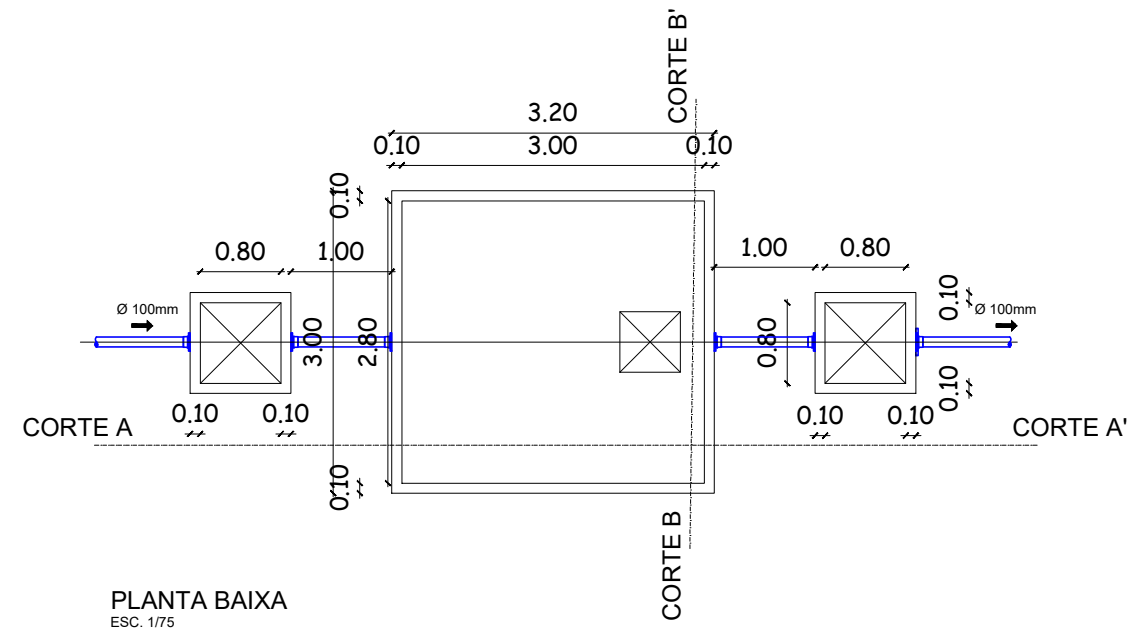
ANEXO

ANEXO A - (Plantas do Sistema de Tratamento – Cenários Propostos)



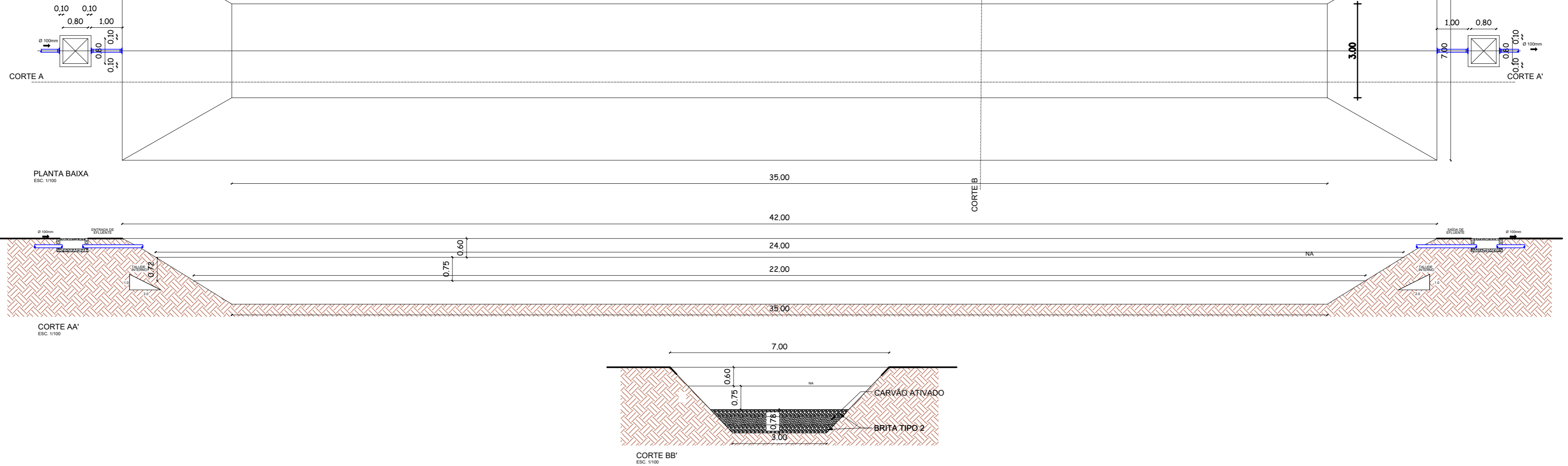
Engenheira Ambiental: Thaís Bezerra Patú Cruz
CREA PE Nº 056831

LAGOA ANAERÓBIA



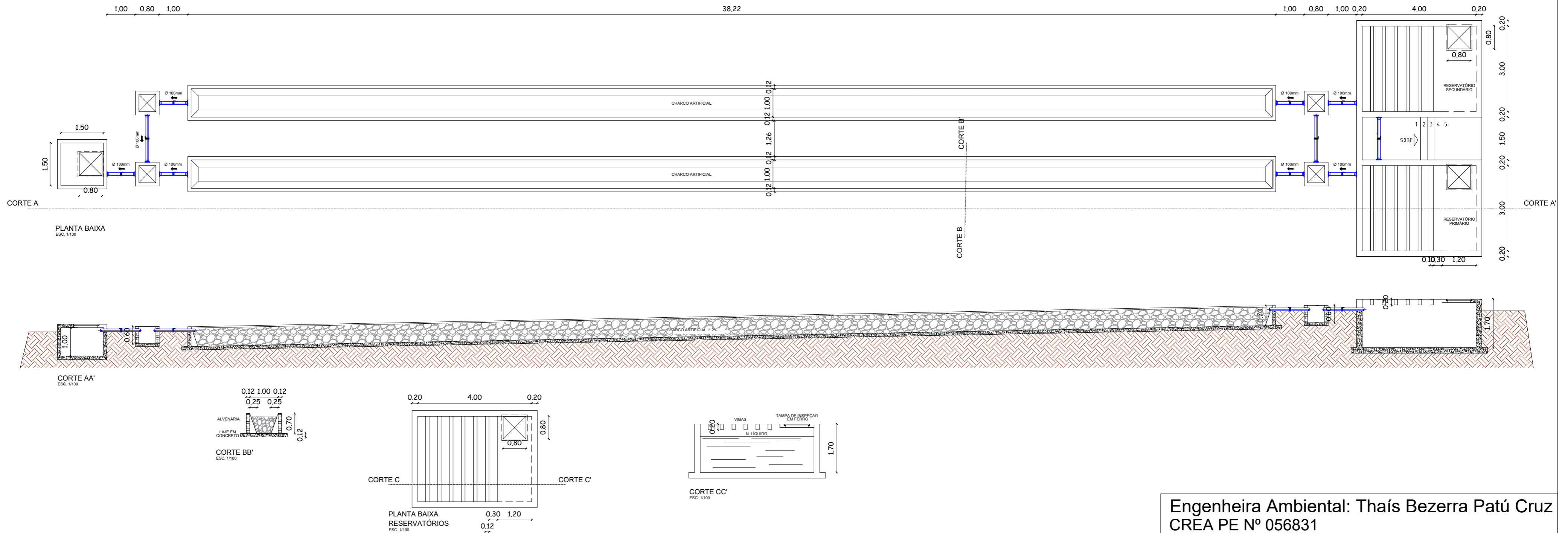
LAGOA FACULTATIVAS

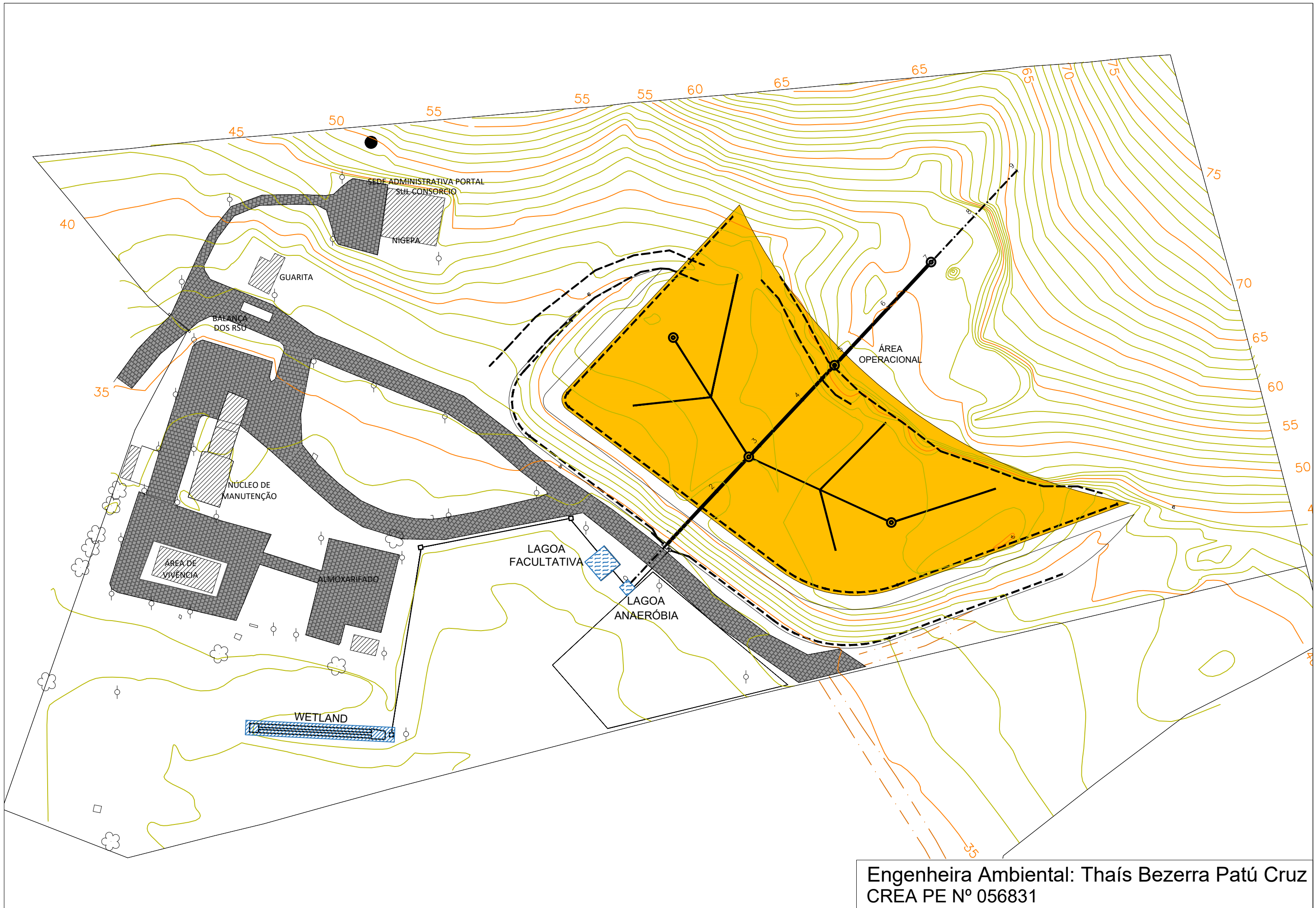
42.00



WETLAND

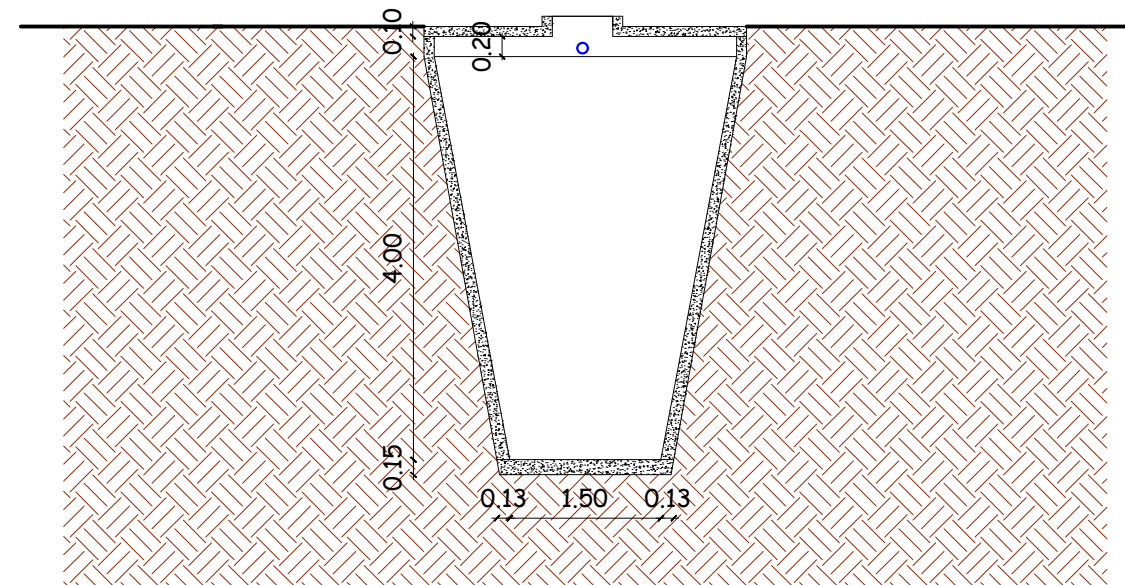
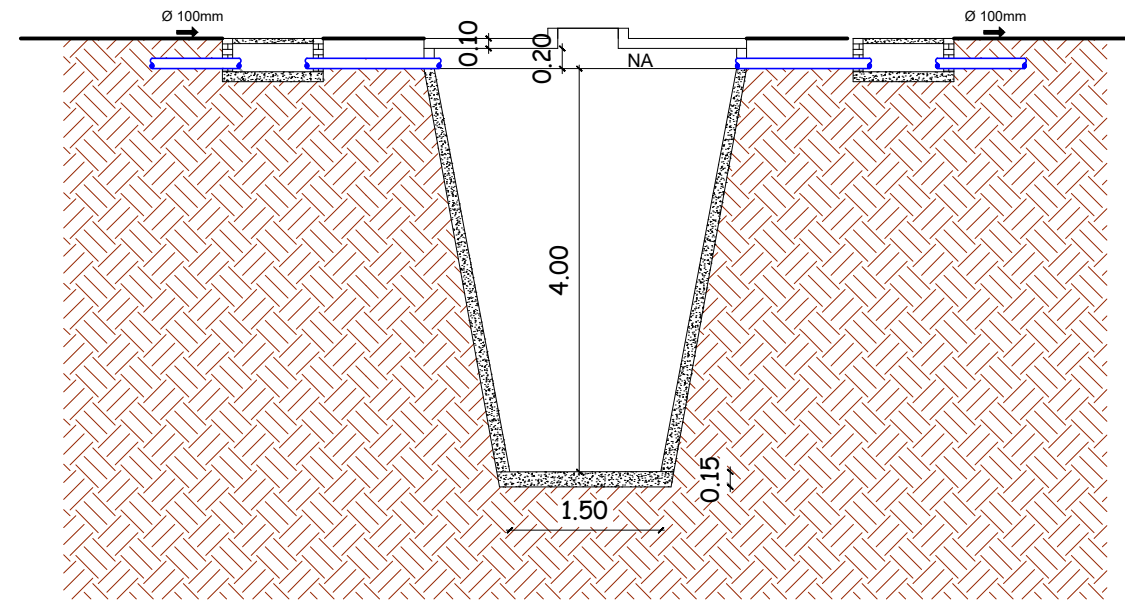
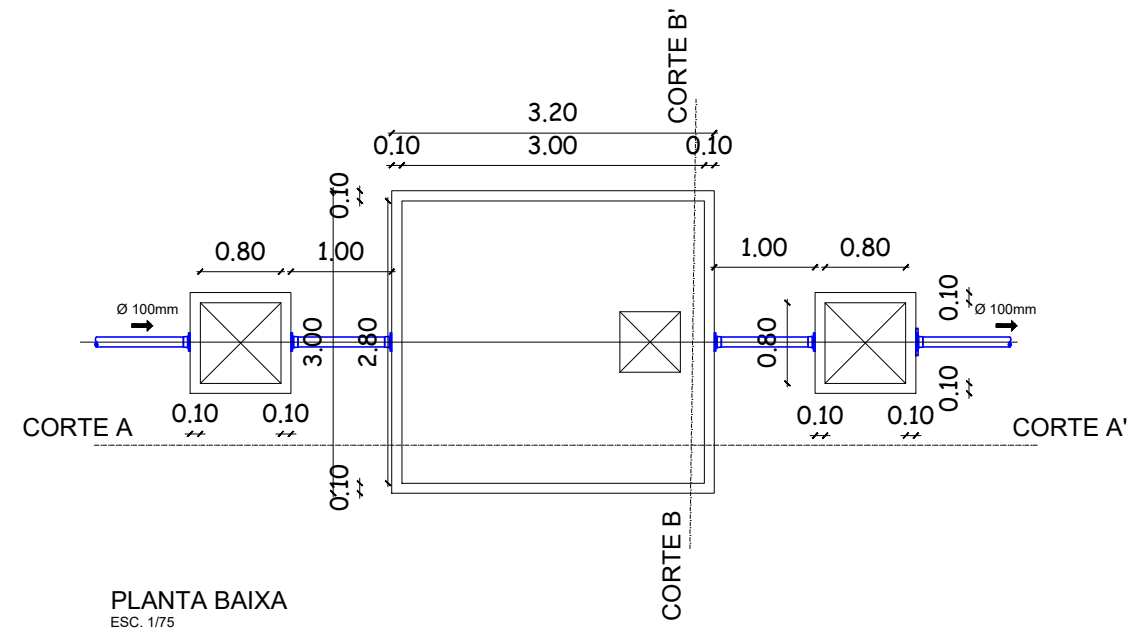
38.22



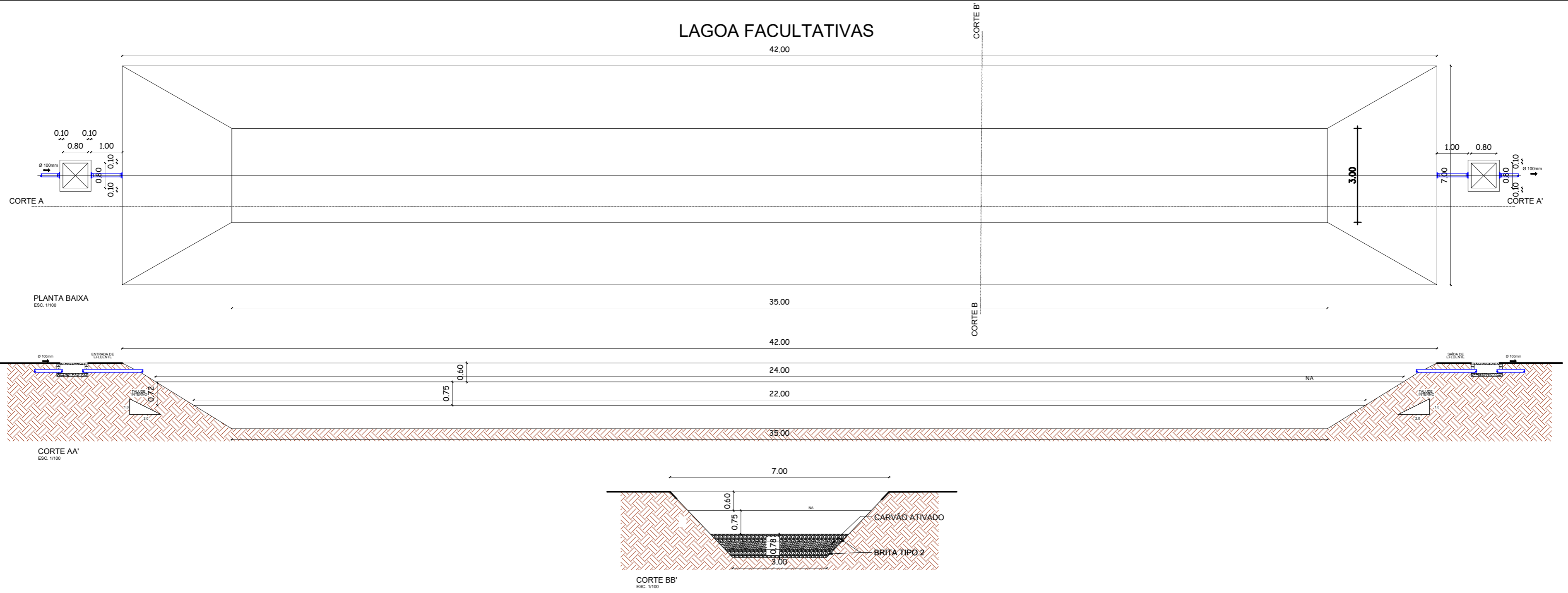


Engenheira Ambiental: Thaís Bezerra Patú Cruz
CREA PE Nº 056831

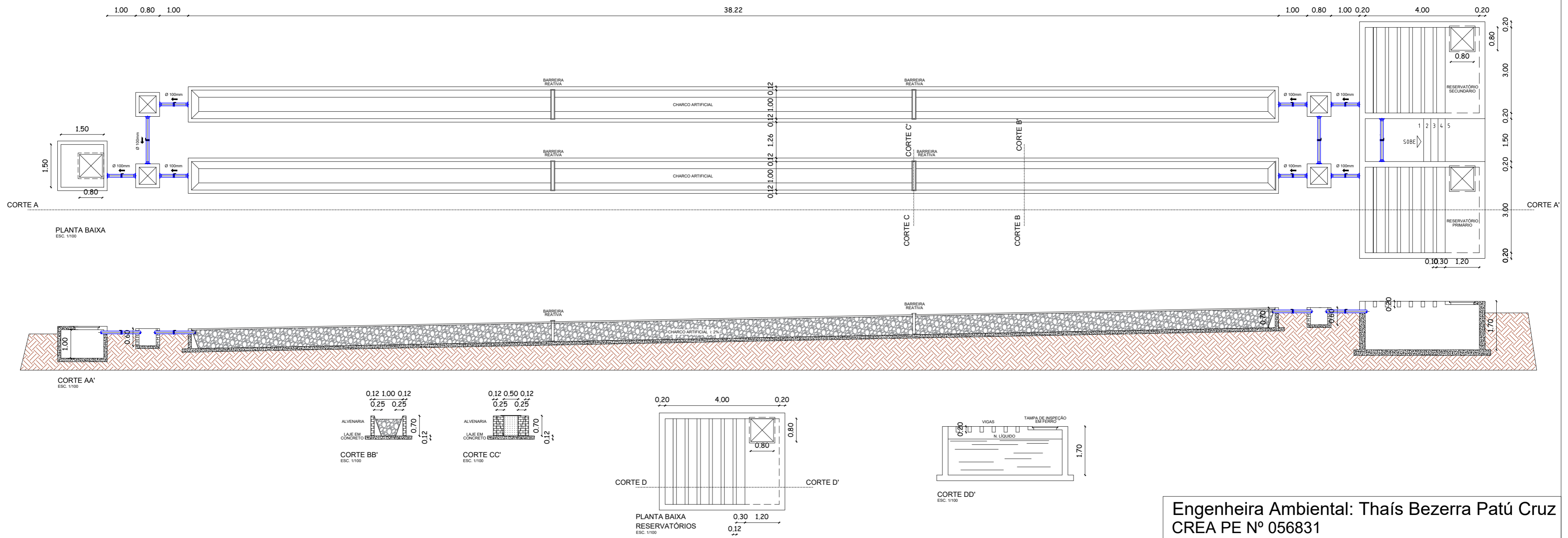
LAGOA ANAERÓBIA

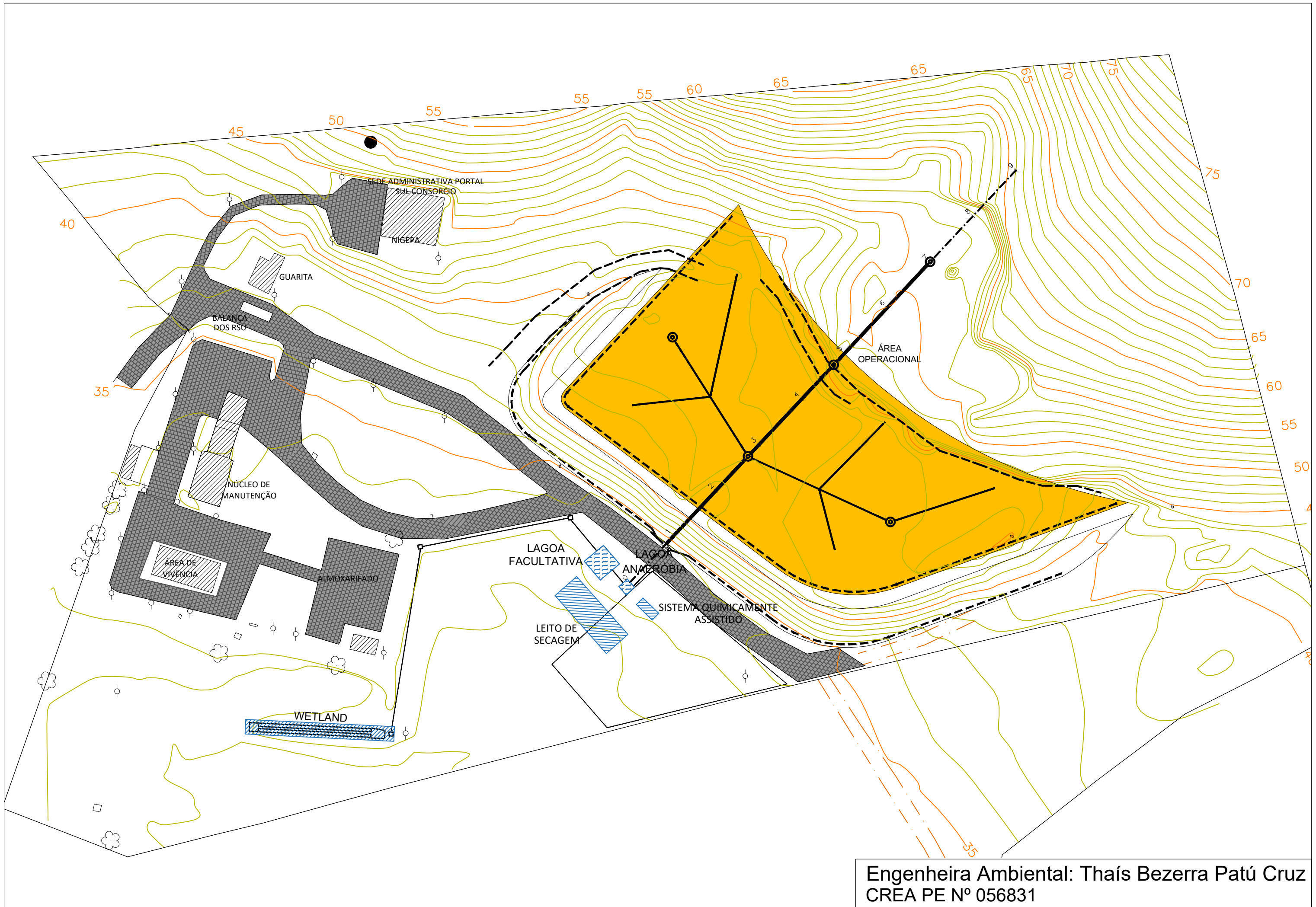


LAGOA FACULTATIVAS



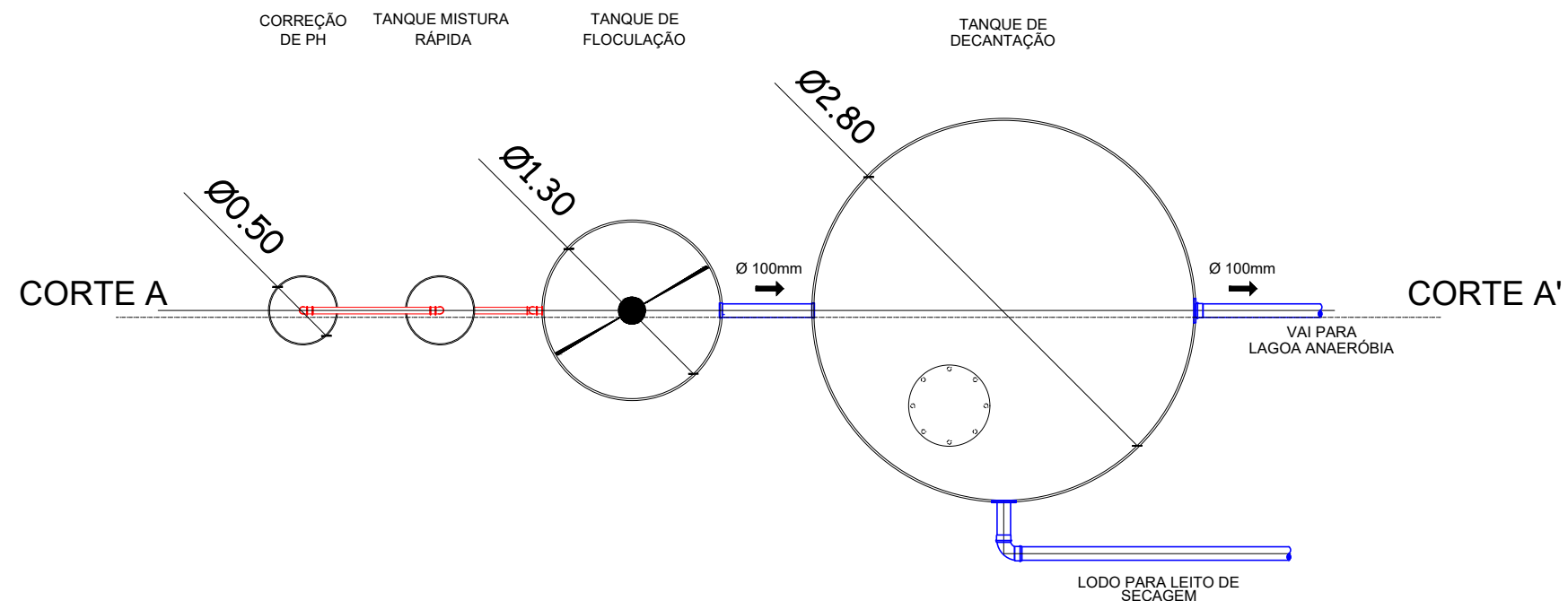
WETLAND



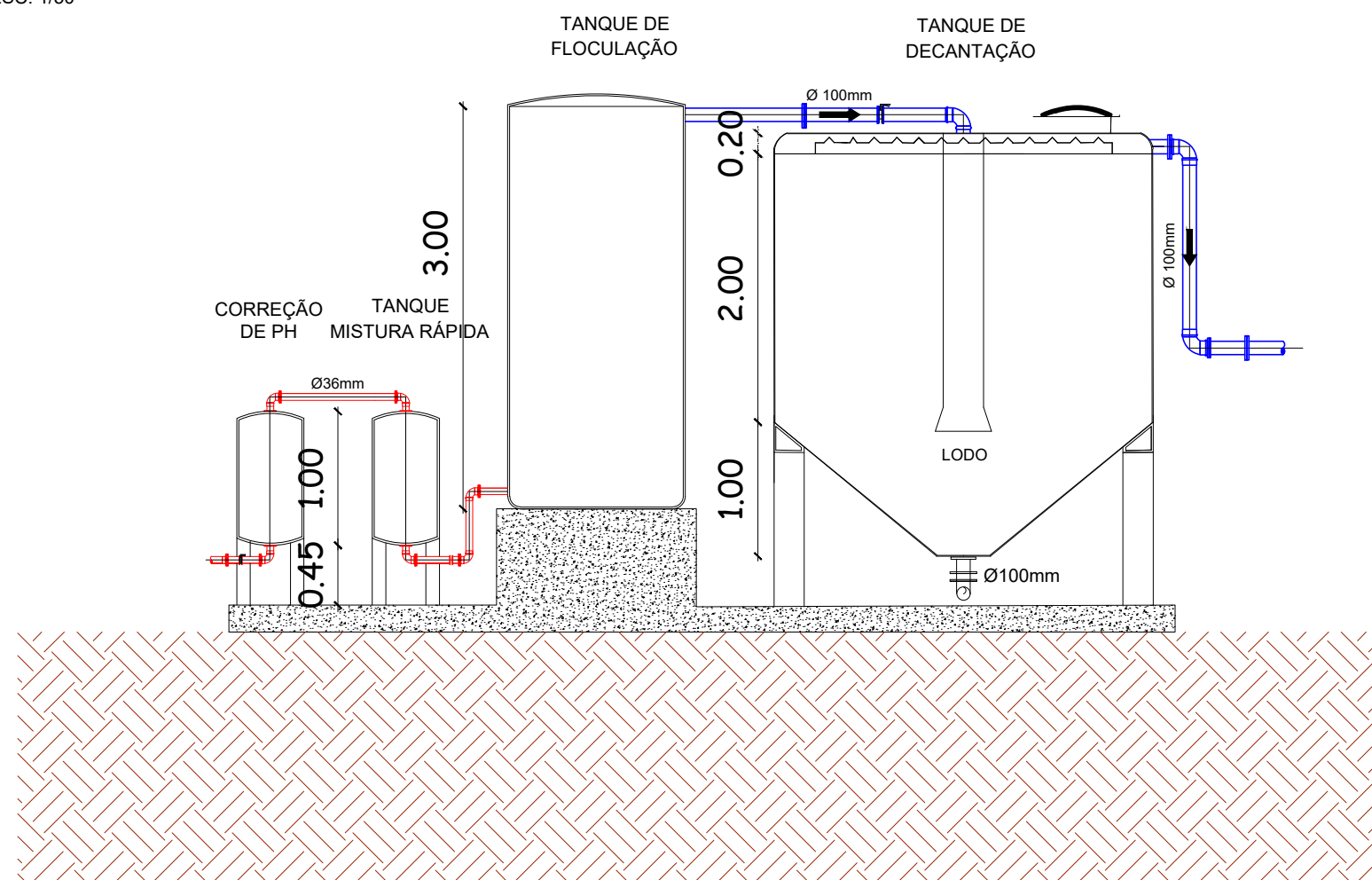


Engenheira Ambiental: Thaís Bezerra Patú Cruz
CREA PE Nº 056831

FÍSICO - QUÍMICO

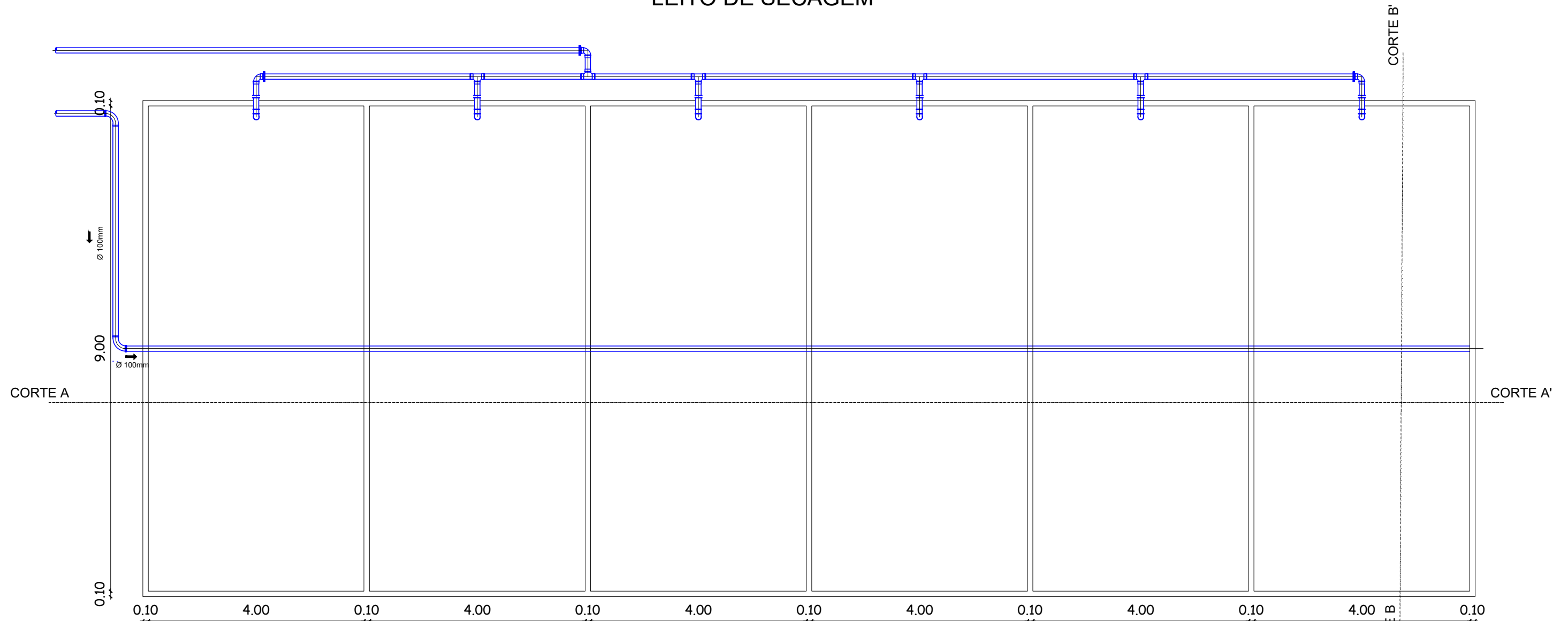


PLANTA BAIXA ESC. 1/50

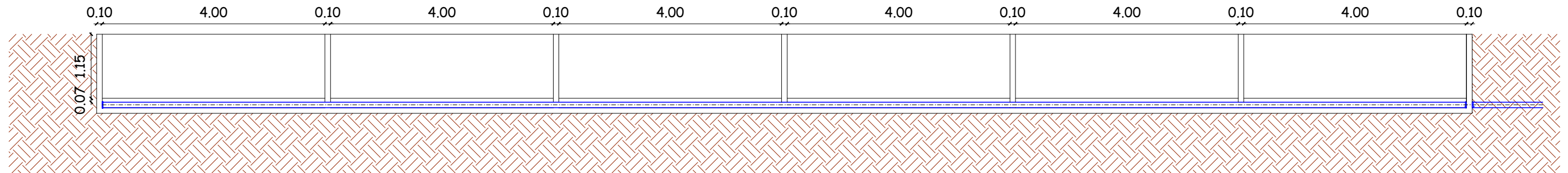


CORTE AA' ESC. 1/50

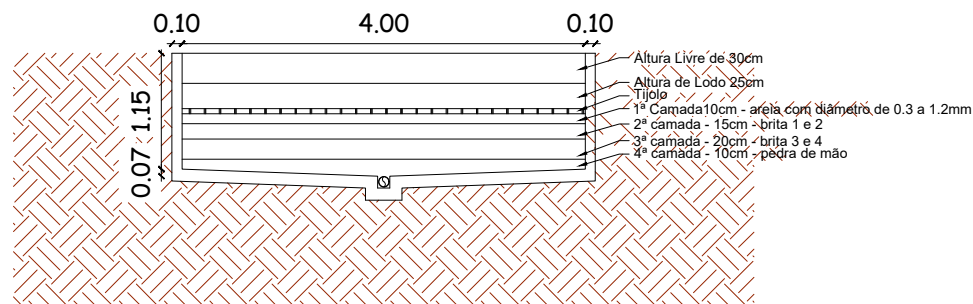
LEITO DE SECAGEM



PLANTA BAIXA
ESC. 1/75



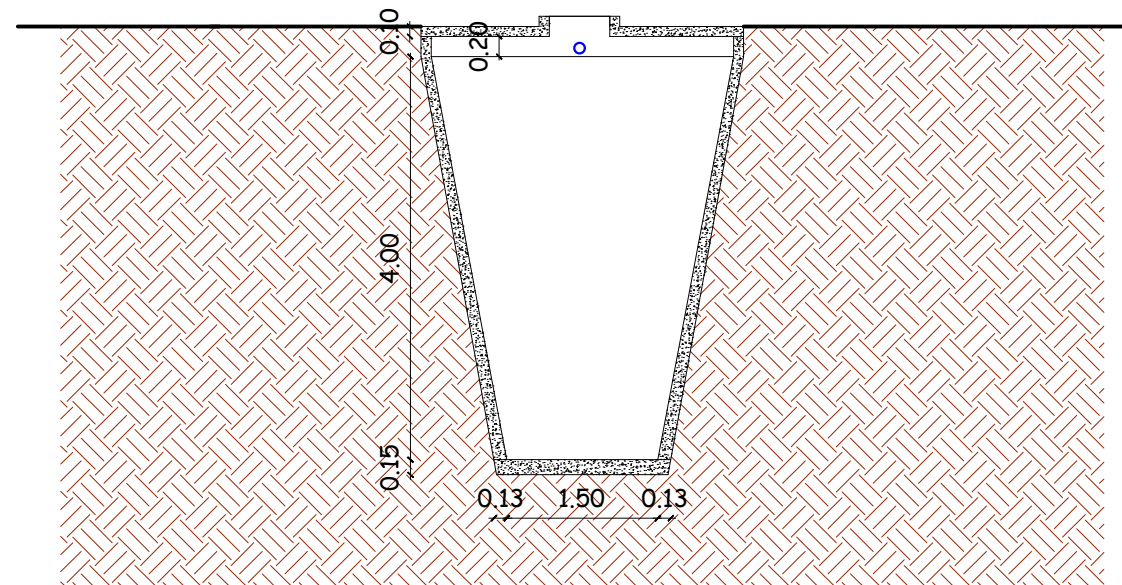
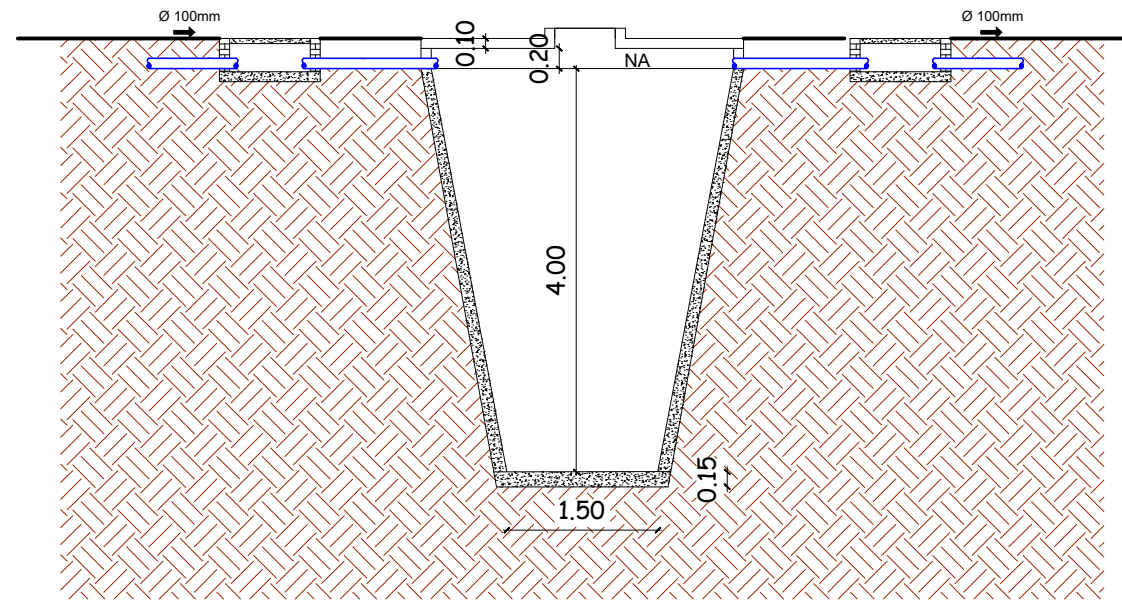
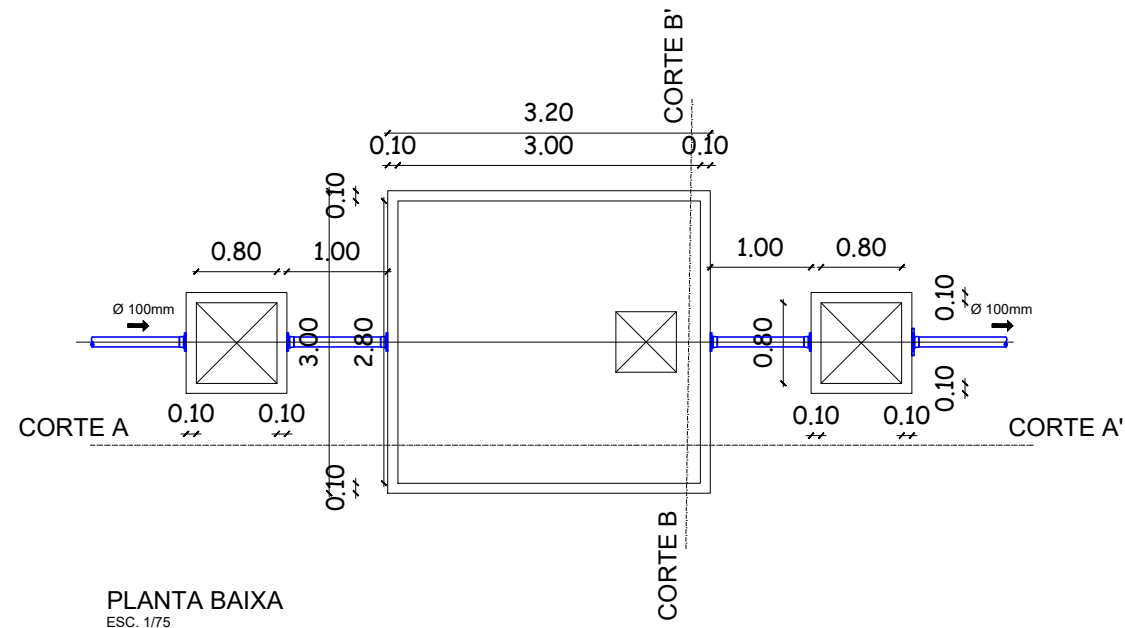
CORTE AA'
ESC. 1/75



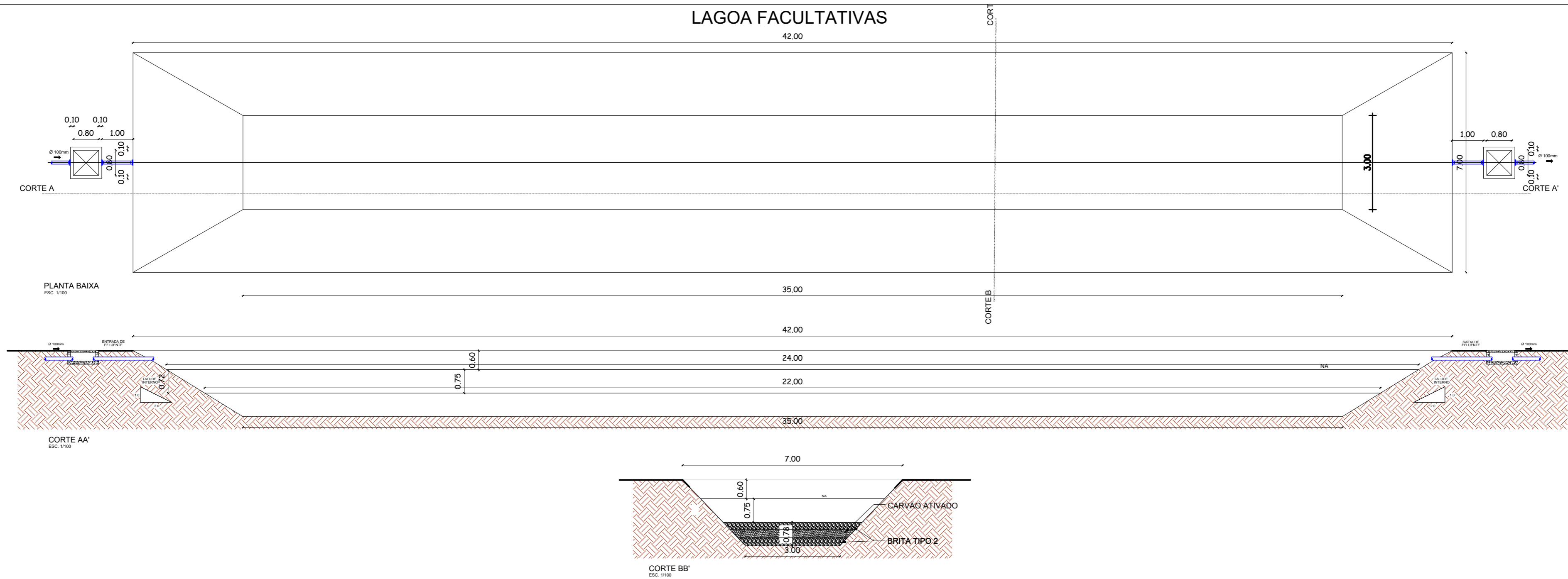
CORTE BB'
ESC. 1/75

Engenheira Ambiental: Thaís Bezerra Patú Cruz
CREA PE Nº 056831

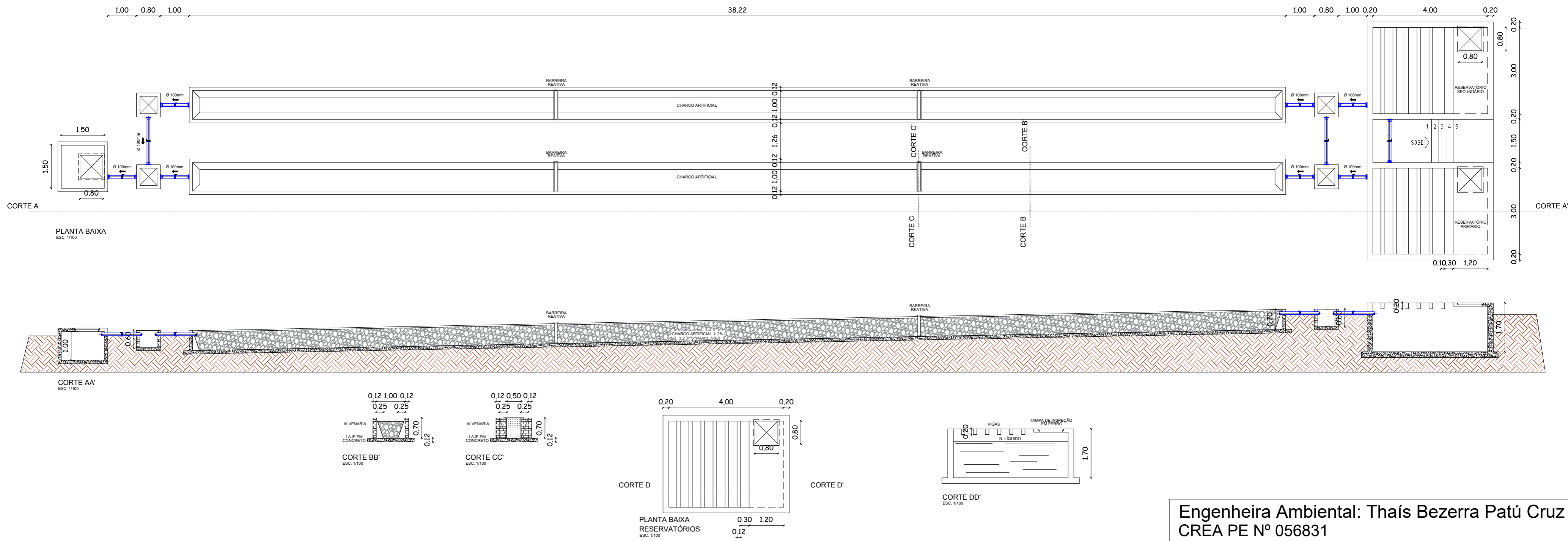
LAGOA ANAERÓBIA

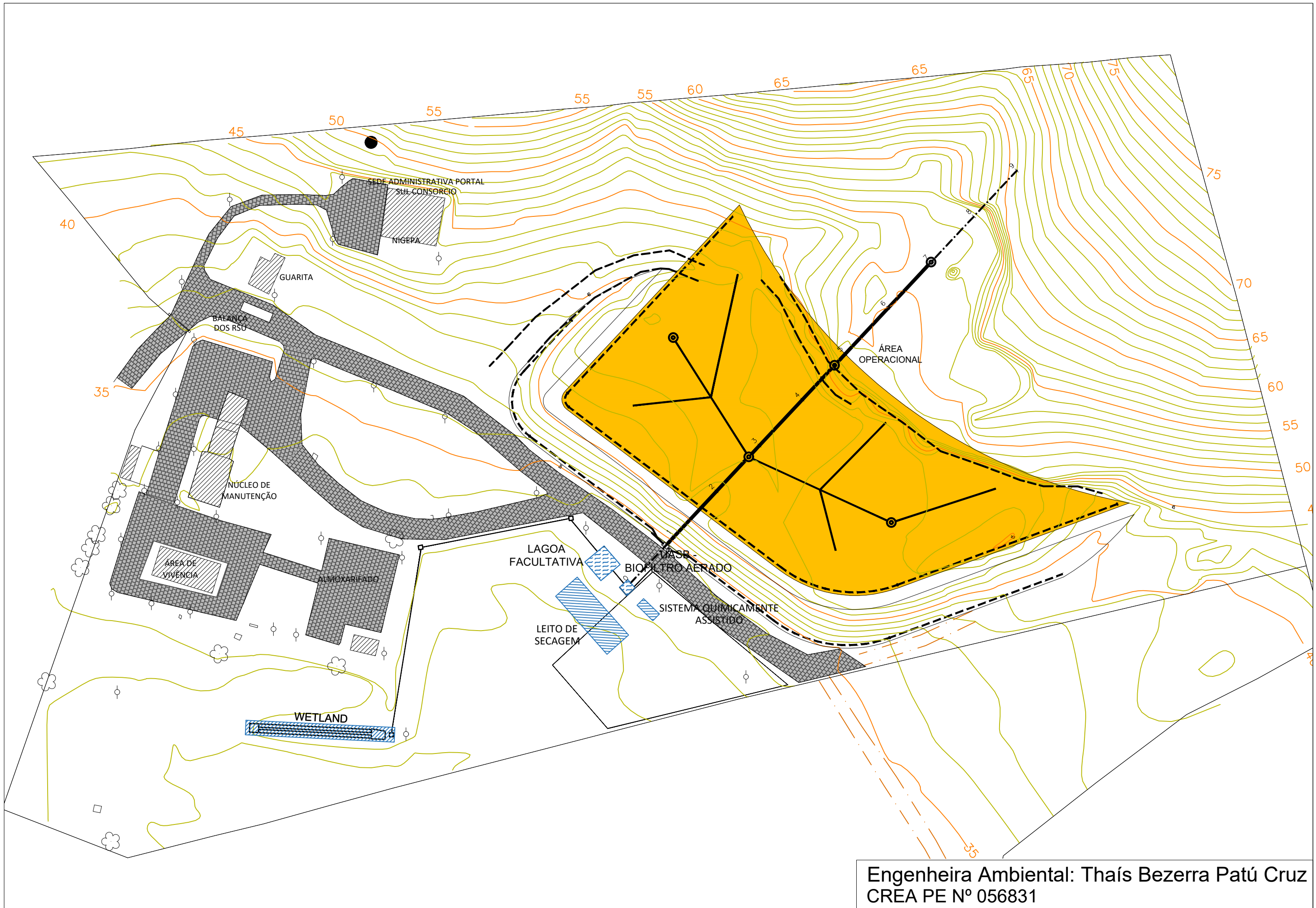


LAGOA FACULTATIVAS



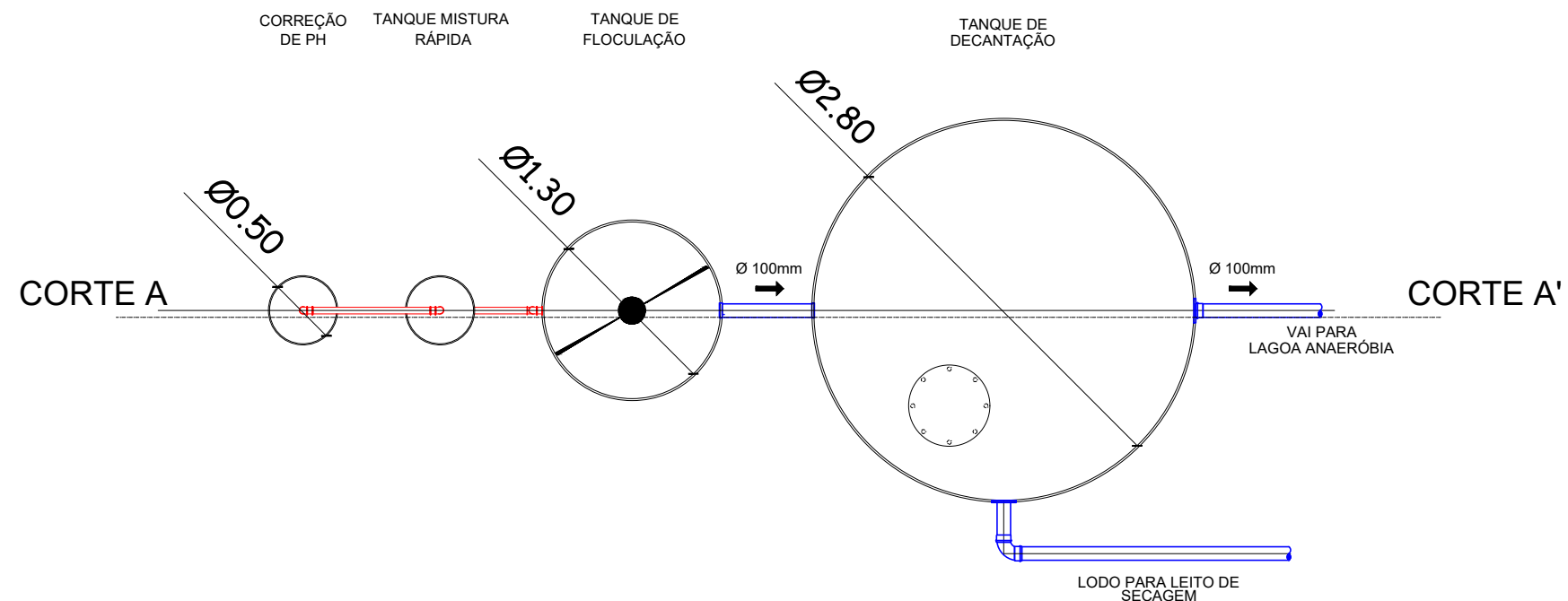
WETLAND



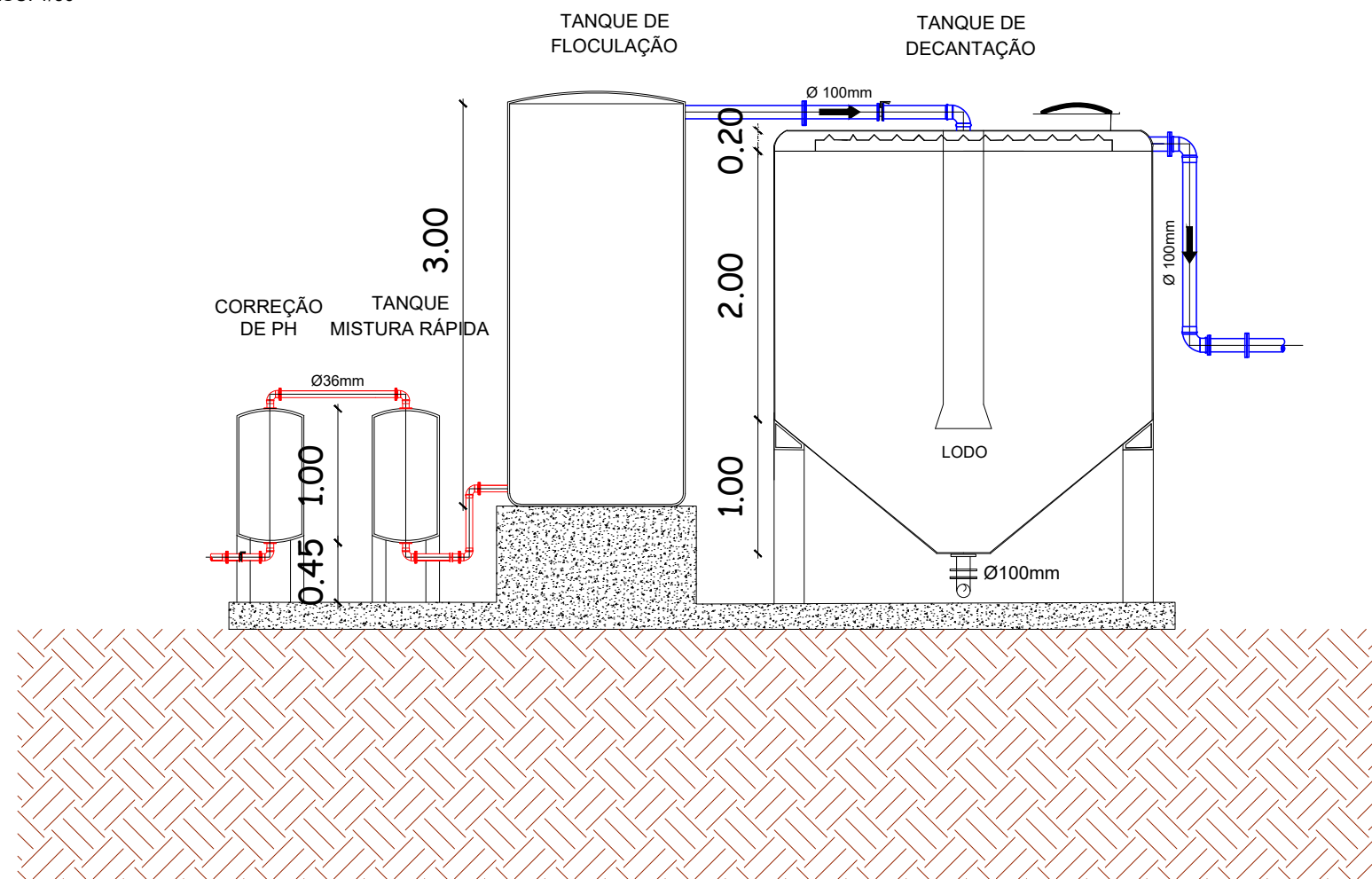


Engenheira Ambiental: Thaís Bezerra Patú Cruz
CREA PE Nº 056831

FÍSICO - QUÍMICO

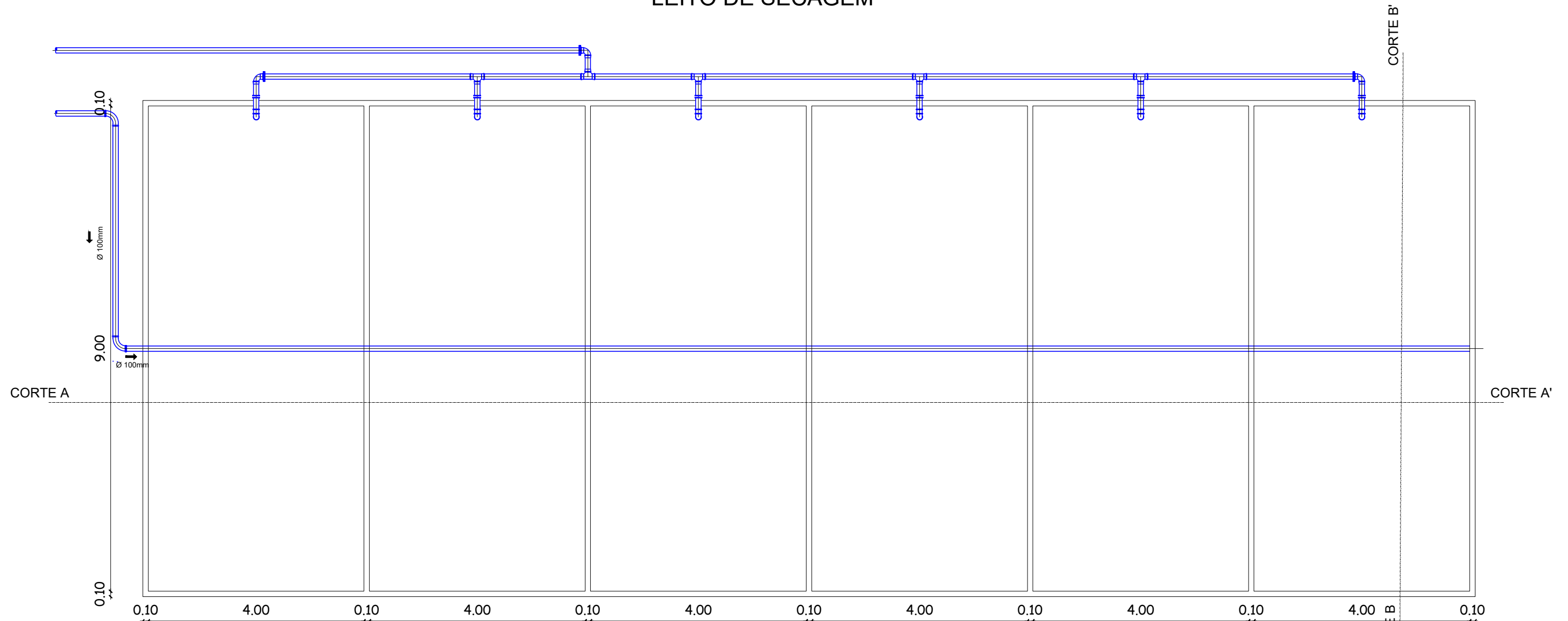


PLANTA BAIXA ESC. 1/50

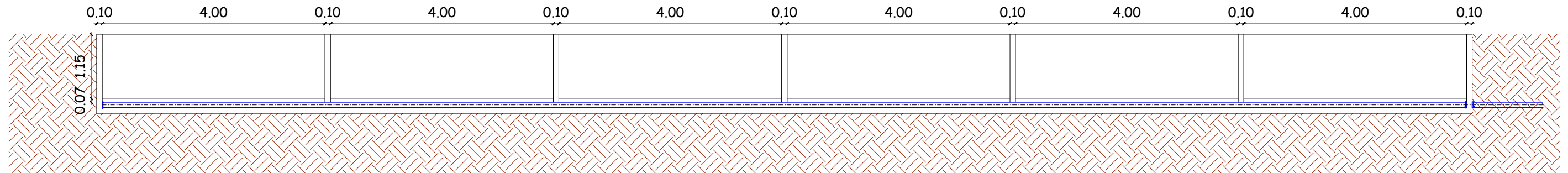


CORTE AA' ESC. 1/50

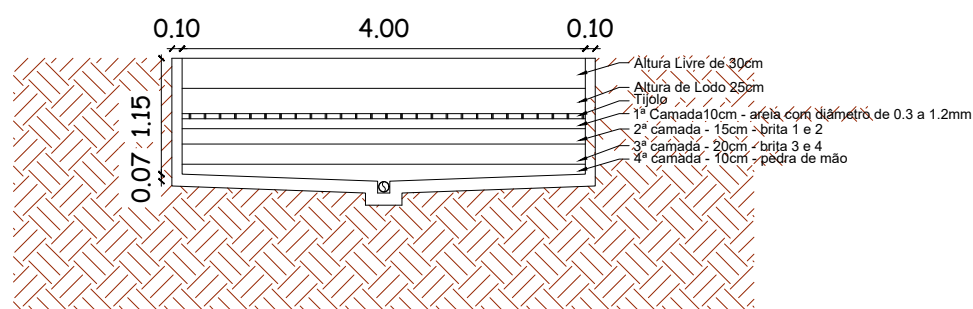
LEITO DE SECAGEM



PLANTA BAIXA
ESC. 1/75

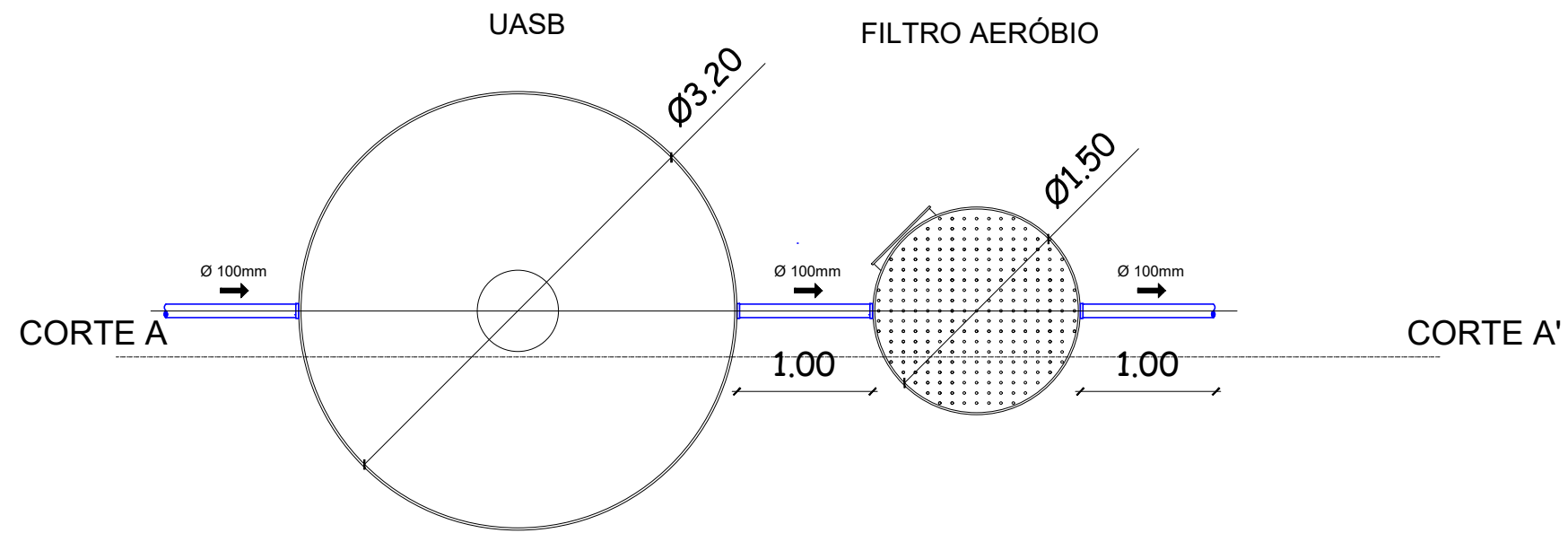


CORTE AA'
ESC. 1/75

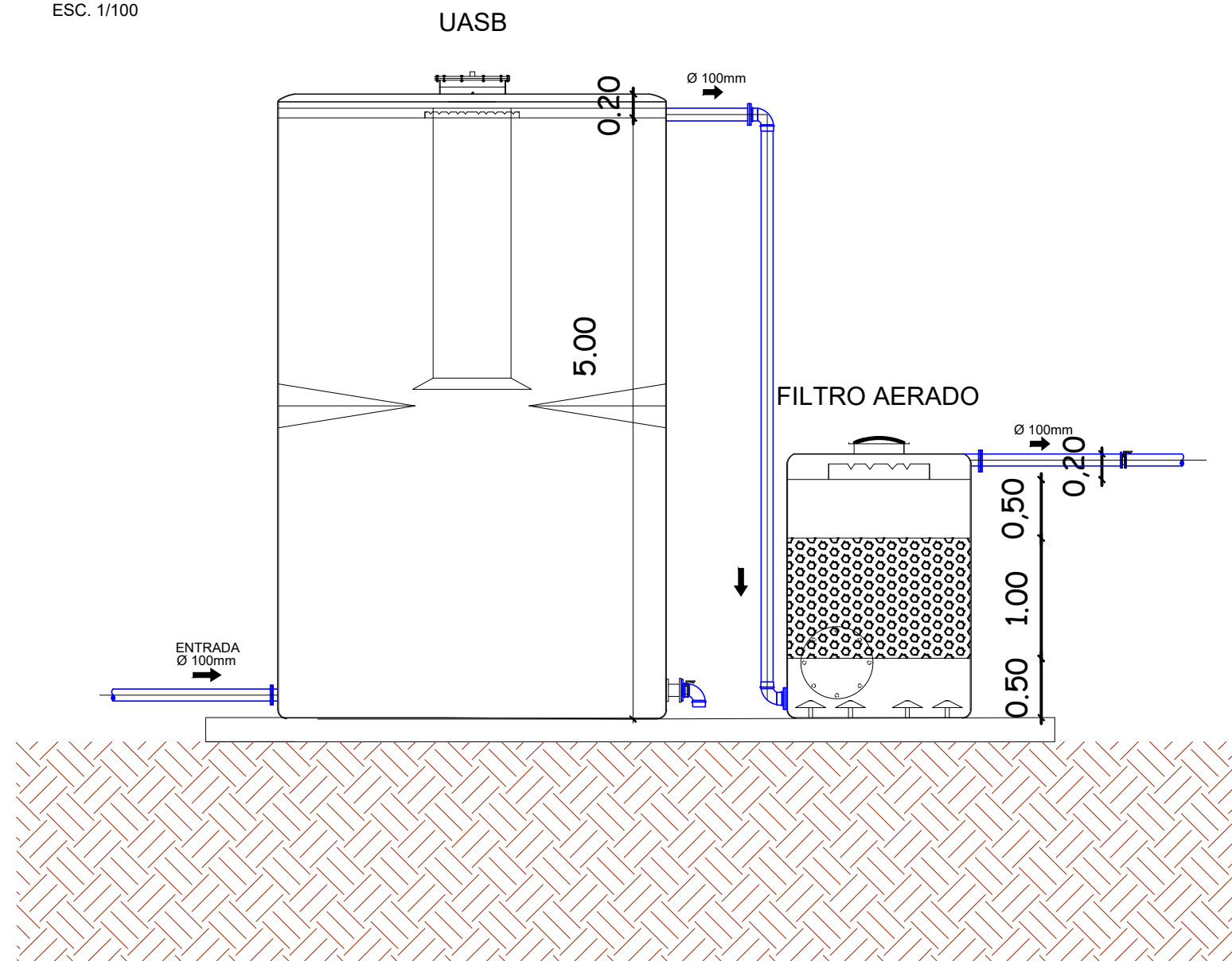


CORTE BB'
ESC. 1/75

Engenheira Ambiental: Thaís Bezerra Patú Cruz
CREA PE Nº 056831

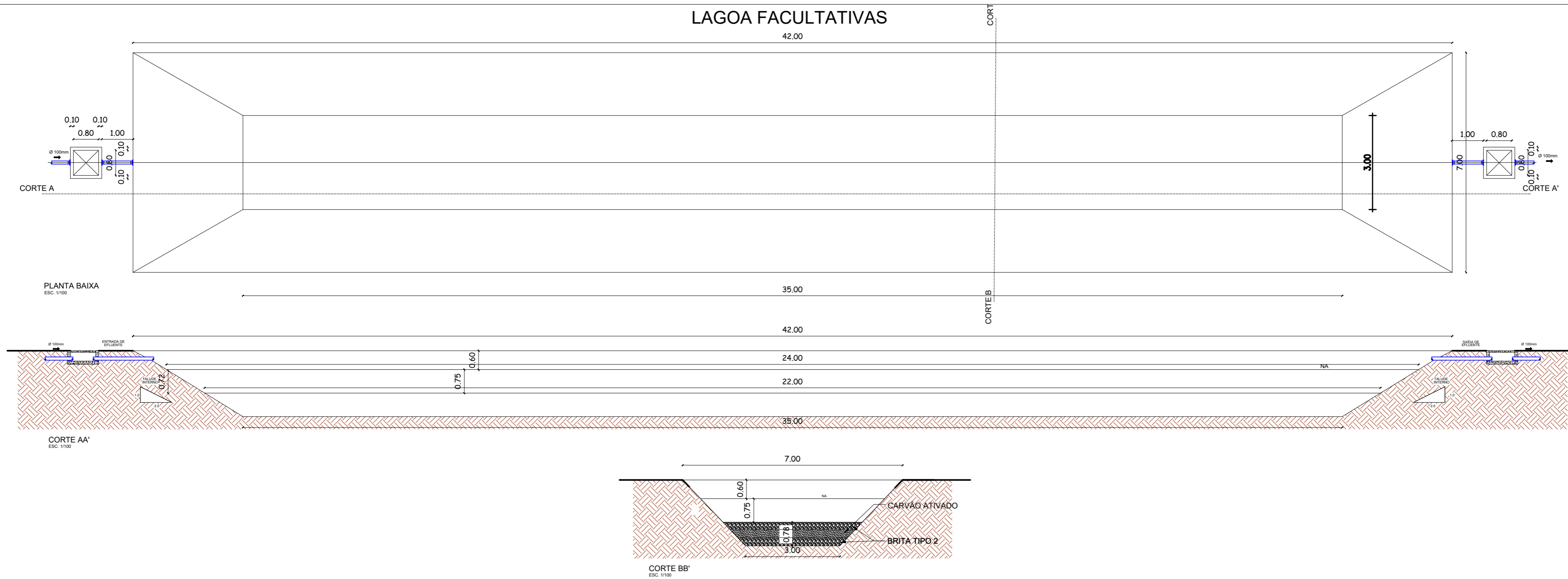


PLANTA BAIXA
ESC. 1/100

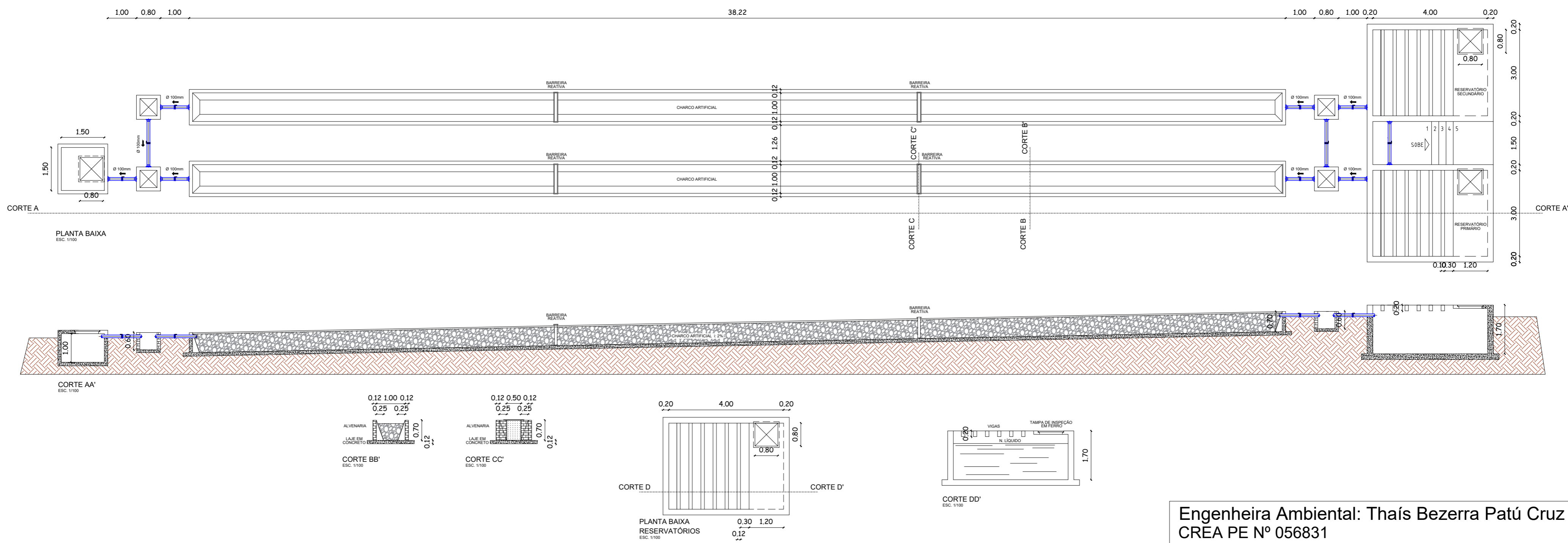


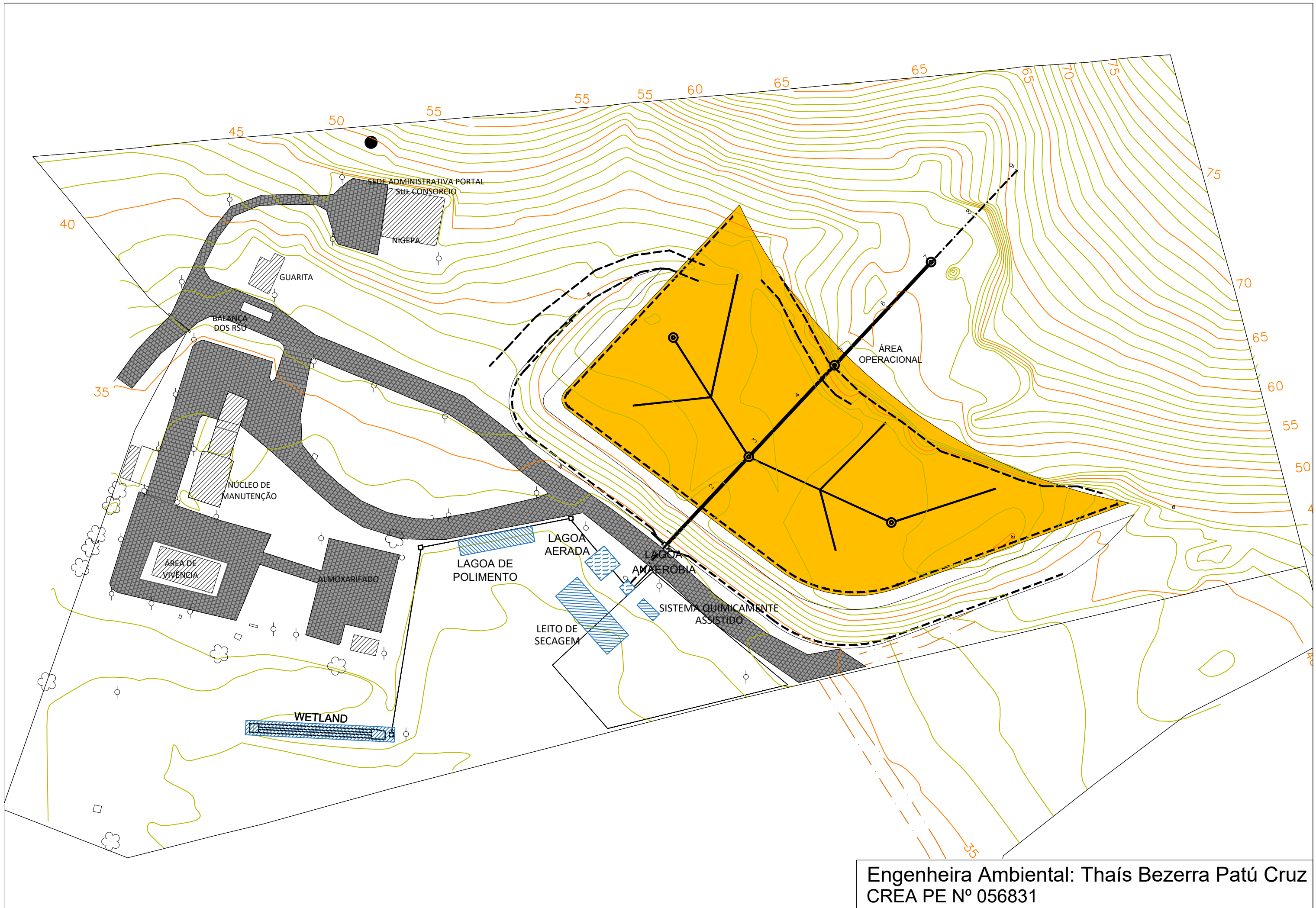
CORTE AA'
ESC. 1/100

LAGOA FACULTATIVAS



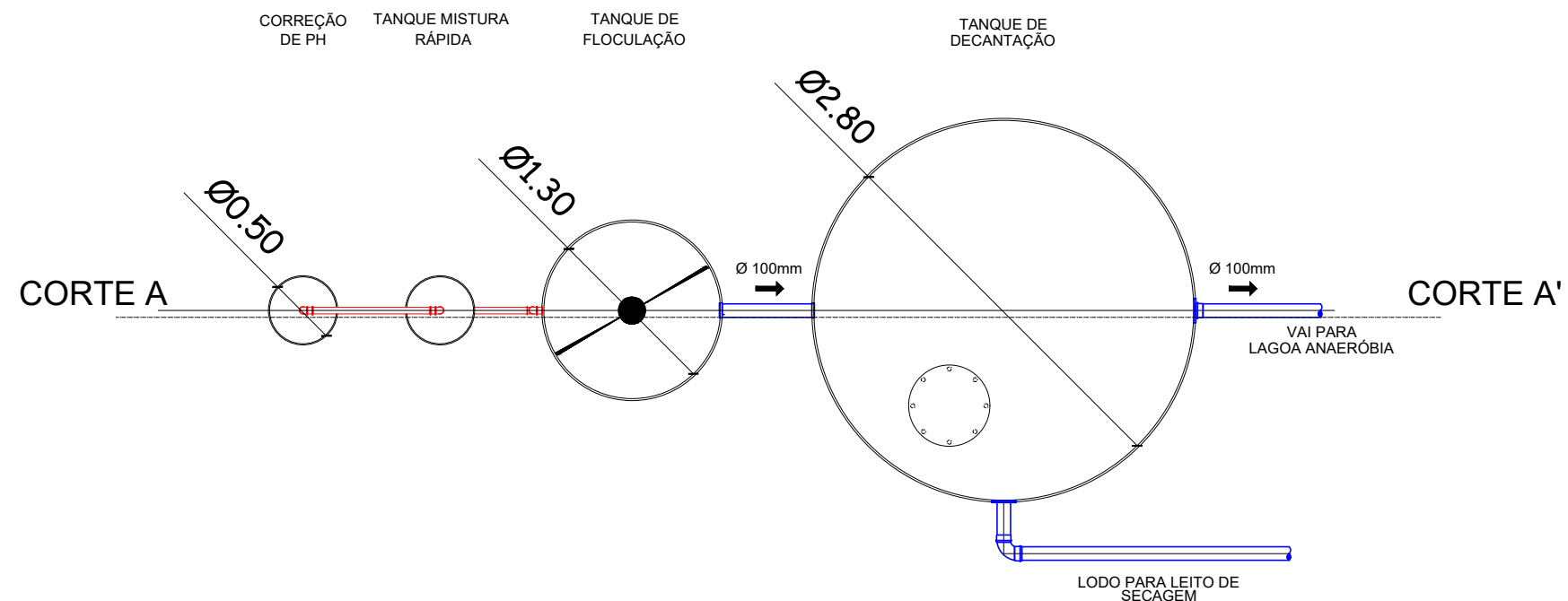
WETLAND



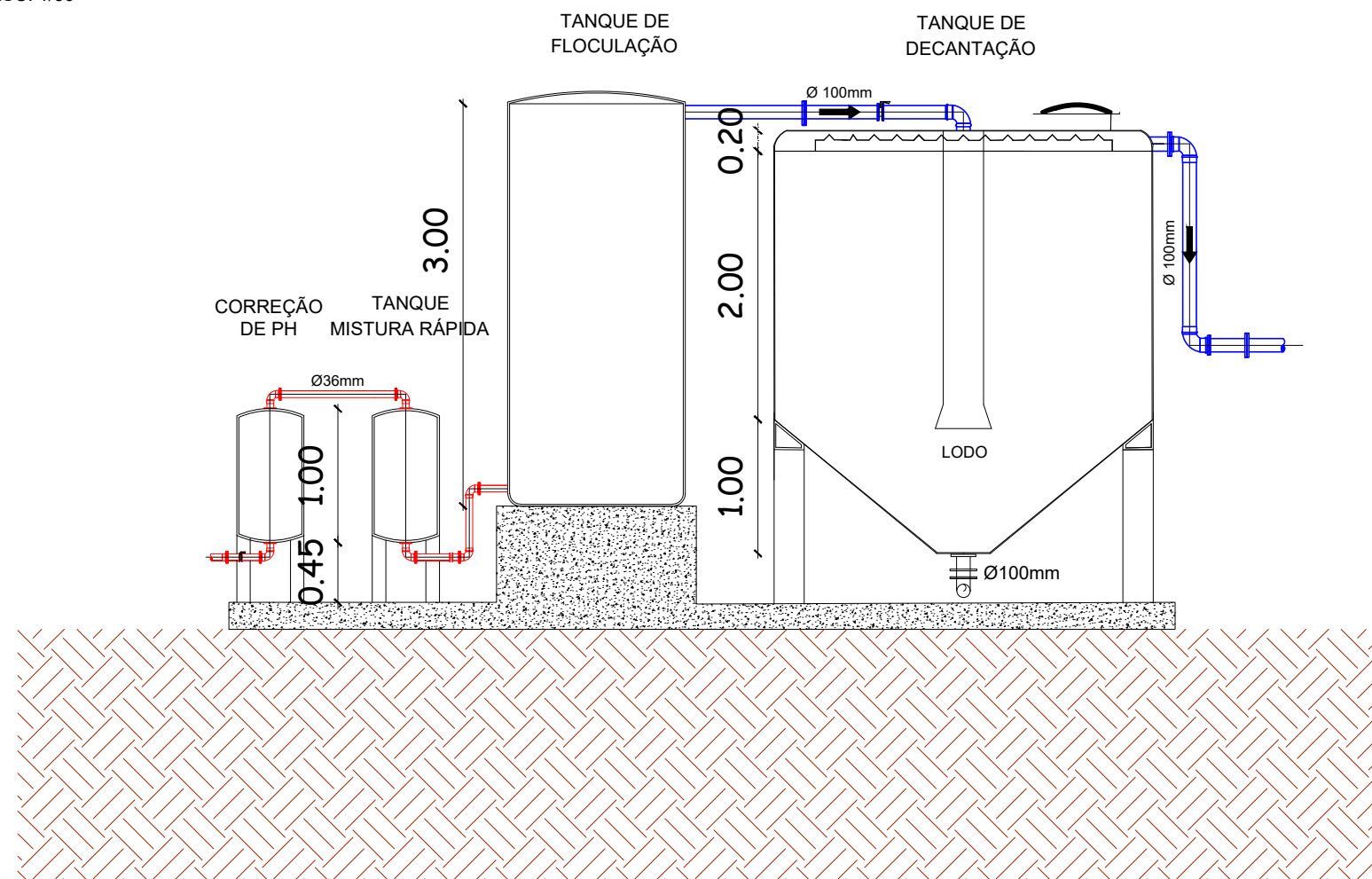


Engenheira Ambiental: Thaís Bezerra Patú Cruz
CREA PE Nº 056831

FÍSICO - QUÍMICO

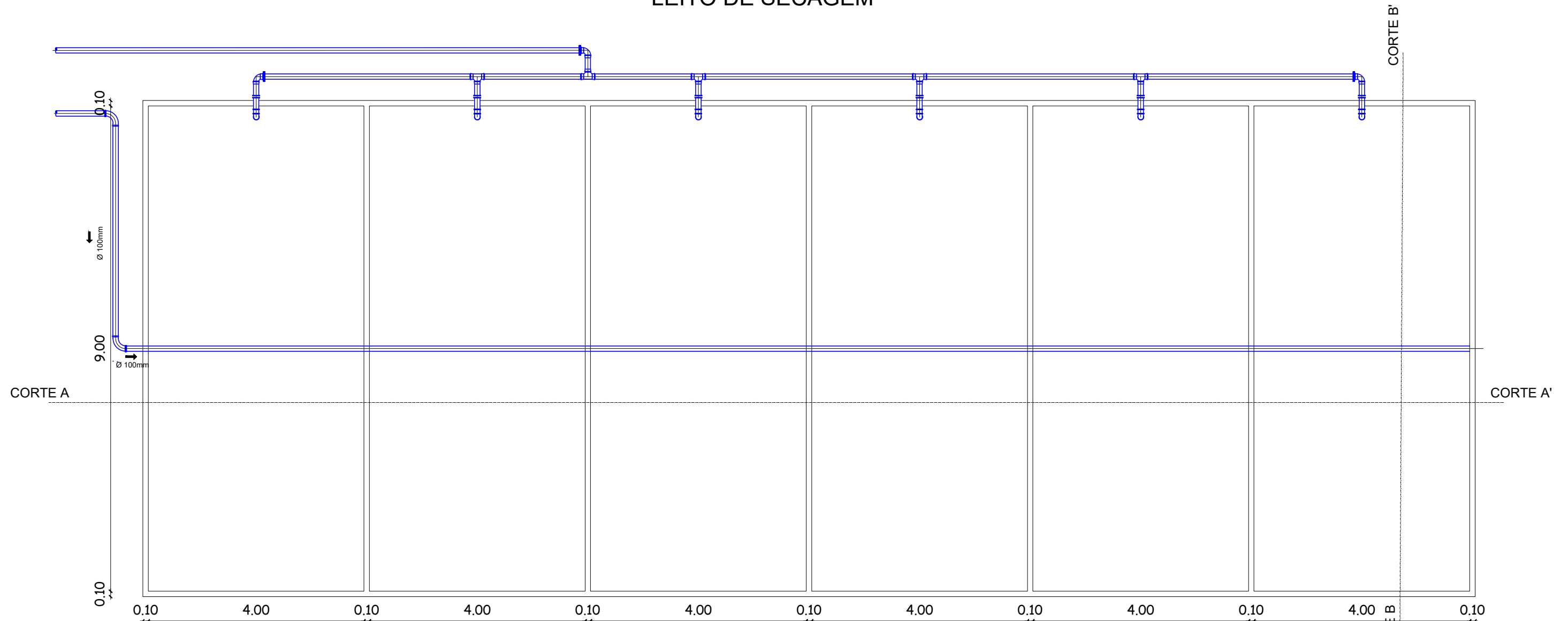


PLANTA BAIXA ESC. 1/50

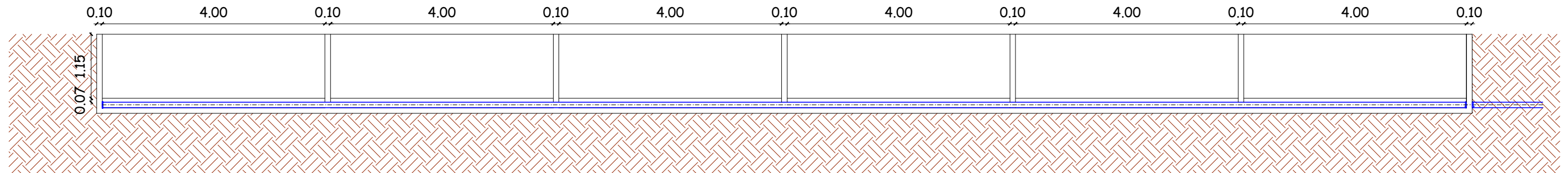


CORTE AA' ESC. 1/50

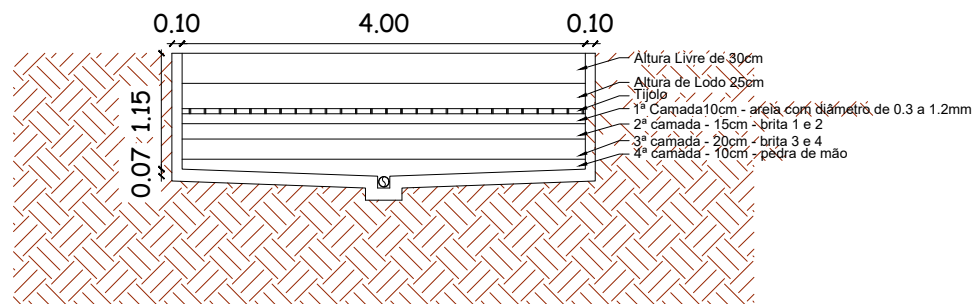
LEITO DE SECAGEM



PLANTA BAIXA
ESC. 1/75



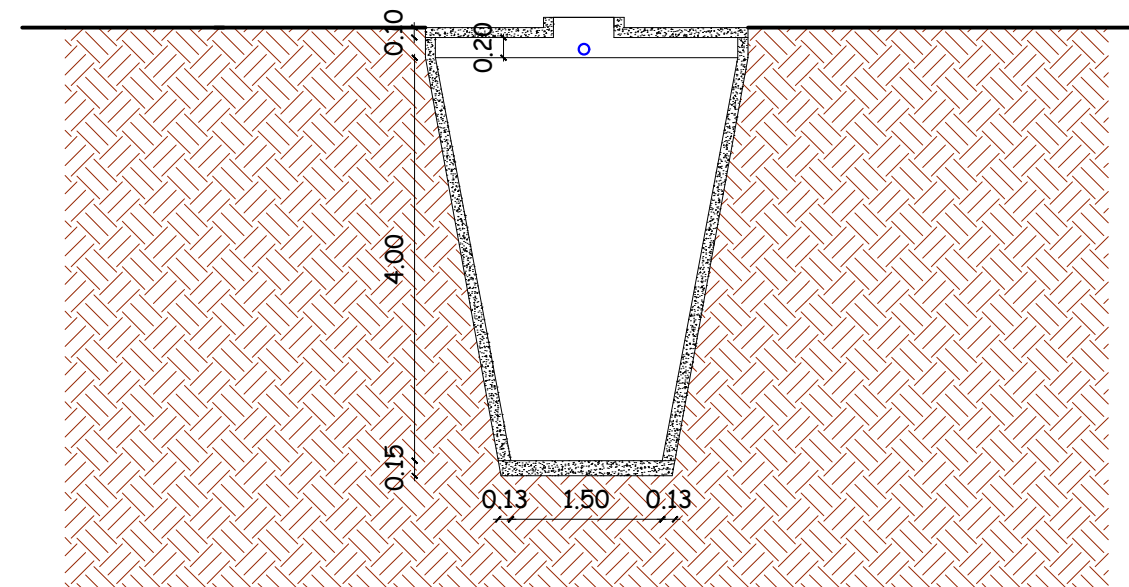
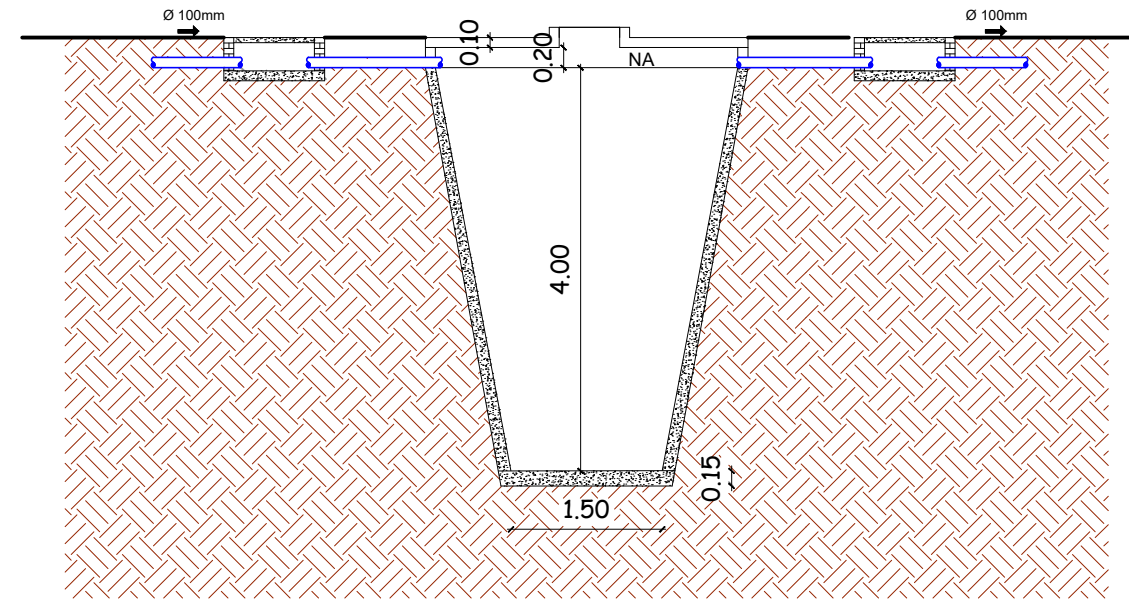
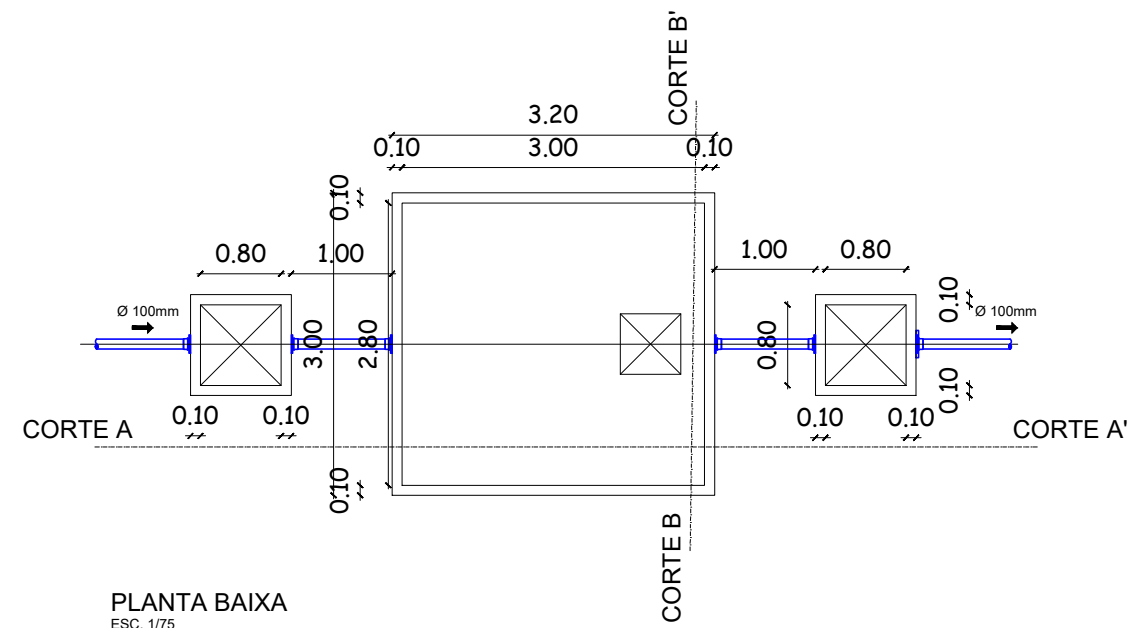
CORTE AA'
ESC. 1/75



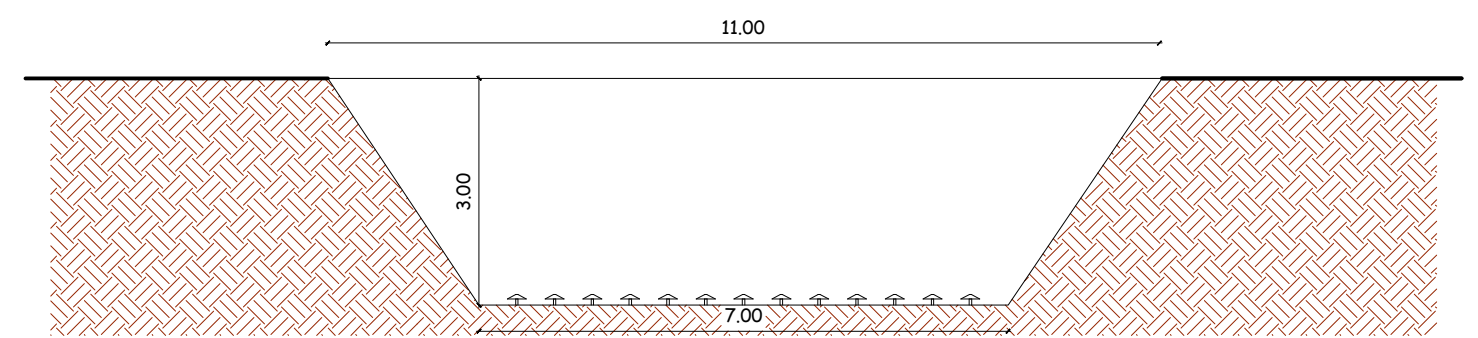
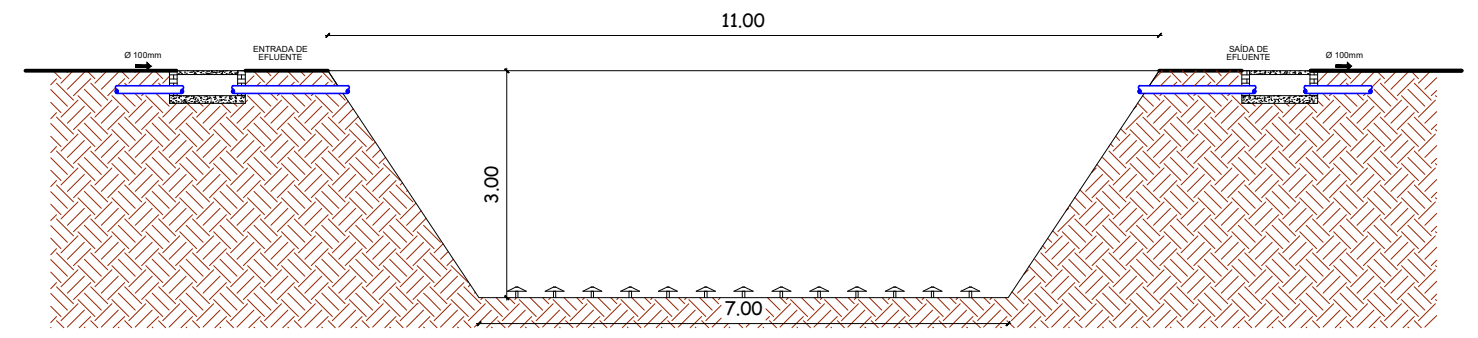
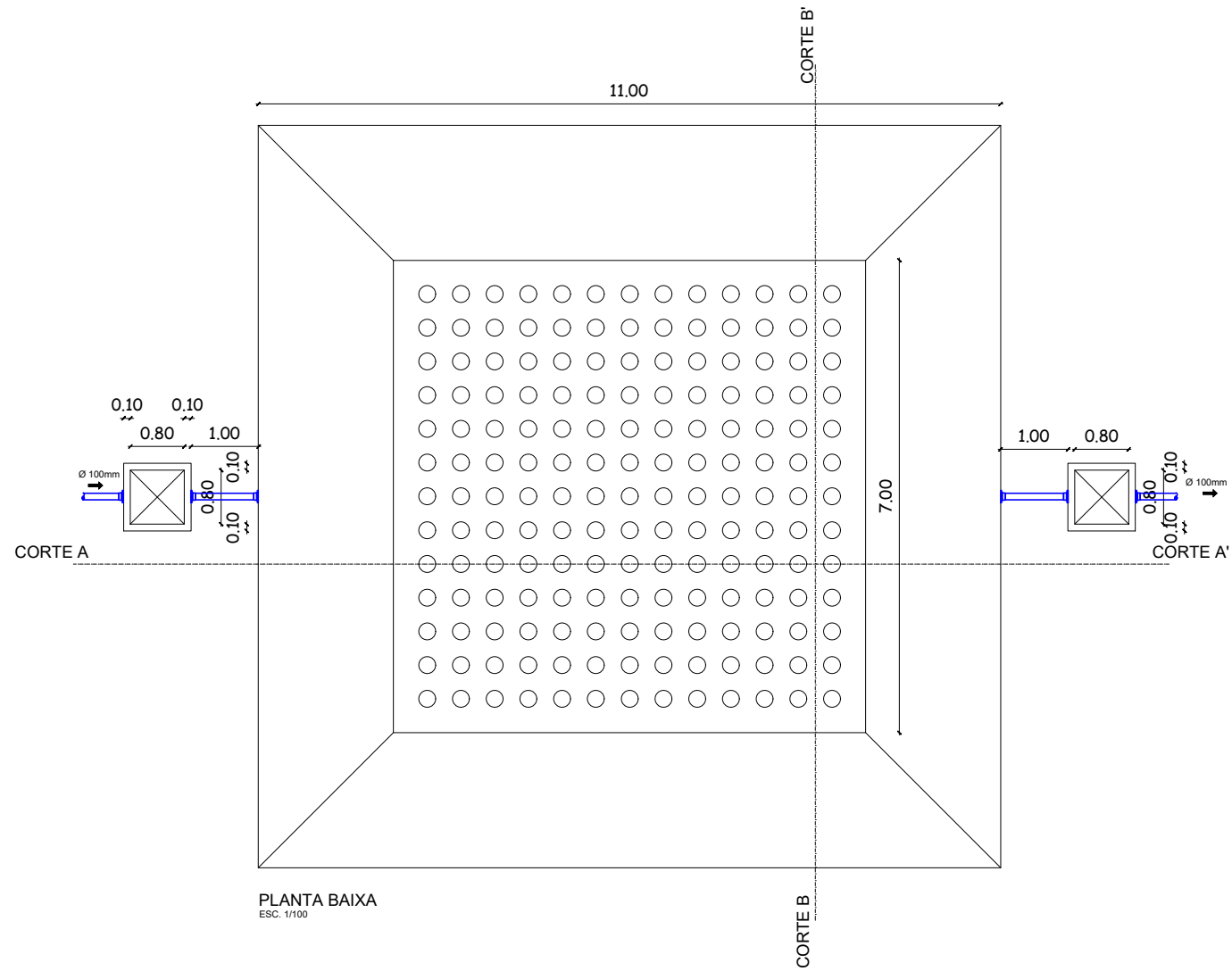
CORTE BB'
ESC. 1/75

Engenheira Ambiental: Thaís Bezerra Patú Cruz
CREA PE Nº 056831

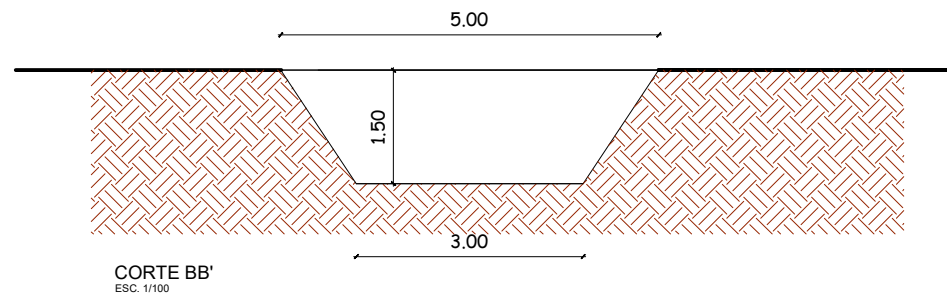
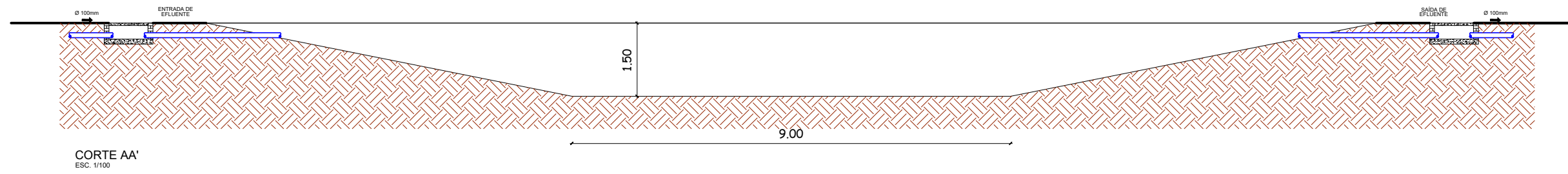
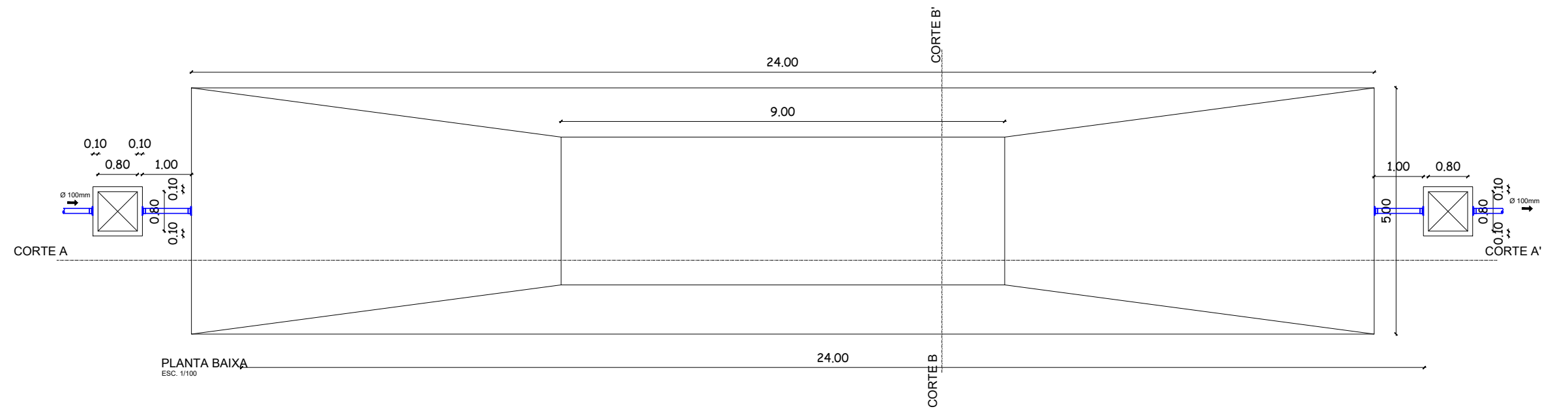
LAGOA ANAERÓBIA



LAGOA AERADA

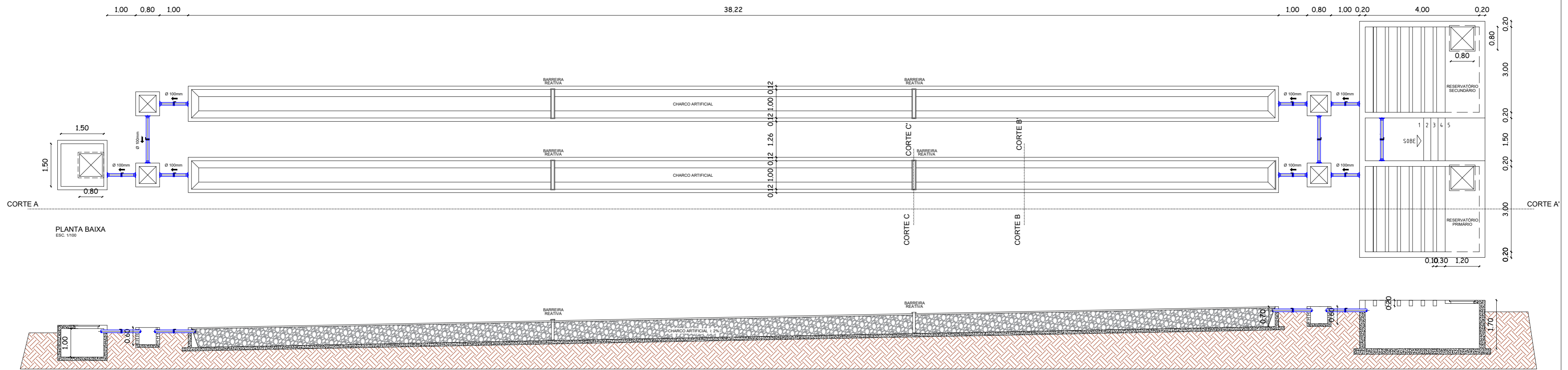


LAGOA DE POLIMENTO



WETLAND

38,22



PLANTA BAIXA
ESC. 1/100

CORTE AA'
ESC. 1/100

