



Universidade Federal de Itajubá
Instituto de Ciências Puras e Aplicadas
Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos
PROFÁGUA

Fabiana de Ávila Modesto

**AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DE LIXIVIADOS DE
ATERROS SANITÁRIOS DO ESTADO DE MINAS GERAIS E
ANÁLISE DE *WETLANDS* NATURAIS COMO ALTERNATIVA DE
PÓS-TRATAMENTO**

Itabira – Minas Gerais

2021

Fabiana de Ávila Modesto

**AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DE LIXIVIADOS DE ATERROS
SANITÁRIOS DO ESTADO DE MINAS GERAIS E ANÁLISE DE *WETLANDS*
NATURAIS COMO ALTERNATIVA DE PÓS-TRATAMENTO**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, Curso de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (PROFÁGUA), na Universidade Federal de Itajubá.

Área de concentração: Regulação e Governança de Recursos Hídricos

Linha de Pesquisa: Segurança Hídrica e Usos Múltiplos da Água

APROVADA EM 16 DE DEZEMBRO DE 2021

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Roberto César de Almeida Monte-Mor

Instituto de Ciências Puras e Aplicadas/ Universidade Federal de Itajubá - UNIFEI

Prof. Dr. Anderson de Assis Morais

Instituto de Ciências Puras e Aplicadas/ Universidade Federal de Itajubá - UNIFEI

Prof. Dr. Aníbal da Fonseca Santiago

Departamento de Engenharia Civil da Escola de Minas/ Universidade Federal de
Ouro Preto - UFOP

Itabira – Minas Gerais

2021

DEDICATÓRIA

À Maria Santíssima, minha querida Mãe do Céu, dedico!

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, autor da vida e de infinita sabedoria que me dotou de inteligência e me possibilitou chegar até aqui.

À minha Mãezinha do Céu que sempre foi meu amparo e fortaleza nos momentos de dificuldade e aflição, pois são Dela as maiores vitórias!

Aos meus pais, irmãos, sobrinho e cunhado por serem meu alicerce e estarem presentes na minha vida sempre torcendo pelo meu melhor.

Ao meu querido Apache por me proporcionar momentos de calma quando o cansaço e o desânimo começam a pesar e ao Nick por ser meu fiel companheiro.

Aos meus orientadores, professores Roberto César de Almeida Monte-Mor e Eduardo de Aguiar do Couto, por partilharem comigo o vasto conhecimento, pela orientação, pela compreensão e colaboração em momentos difíceis. Obrigada pelos ensinamentos, empenho, dedicação, paciência e pela amizade ao longo do curso.

Aos meus amigos da turma do mestrado, os VIP's Profágua 2019. Obrigada por tudo. Sem vocês, teria sido mais difícil chegar aqui.

À Universidade Federal de Itajubá, ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos–PROFÁGUA e a todos os professores por todo conhecimento compartilhado.

Nem olhos viram, nem ouvidos ouviram, nem jamais penetrou em coração humano o
que Deus tem preparado para aqueles que o amam.

1 Coríntios, 2:9

RESUMO

Modesto, Fabiana de Ávila. **Avaliação das características de lixiviados de aterros sanitários do estado de Minas Gerais e análise de *wetlands* naturais como alternativa de pós-tratamento.** 2021. 127 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA), Instituto de Ciências Puras e Aplicadas, Universidade Federal de Itajubá, Campus de Itabira, Minas Gerais, 2021.

Quando destinados a aterros sanitários, os resíduos sólidos sofrem diversos processos que irão gerar efluentes líquidos e gasosos, dentre eles o lixiviado. Devido às suas características, por questões ambientais e de legislação, o lixiviado deve ser tratado antes de ser lançado no meio ambiente, evitando-se assim maiores riscos de contaminação. Devido a alta variabilidade das características do lixiviado, o tratamento biológico realizado por sistemas de lagoas pode apresentar limitações de eficiência, fazendo-se necessário a utilização de soluções alternativas de complementação ao tratamento. Diante do exposto, o presente trabalho buscou diagnosticar e avaliar as características qualitativas de lixiviados de diversos aterros sanitários do estado de Minas Gerais, por meio da análise de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, bem como a eficiência de uma *wetland* natural como alternativa de complementação do sistema australiano de lagoas em série do aterro sanitário do CPGRS (Consórcio Público de Gestão de Resíduos Sólidos), situado em João Monlevade–MG, visando preencher as lacunas das *wetlands* naturais como tratamento complementar ao sistema de lagoas e garantir a segurança hídrica através da busca de uma melhor destinação do efluente gerado. Após a análise dos lixiviados de alguns aterros sanitários do estado de Minas Gerais foi possível concluir que este efluente possui teores expressivos de matéria orgânica e nutrientes e que metais-traço são elementos em menor proporção, comuns em lixiviados. O tratamento do efluente proveniente do aterro sanitário do CPGRS pelo sistema australiano de lagoas em série apresentou restrições de eficiência devido às variações das concentrações de poluentes do lixiviado, apresentando-se a *wetland* natural como uma alternativa de complementação ao tratamento devido às eficiências de remoção alcançadas por esta.

Palavras – chave: *wetland* natural, lixiviado, aterro sanitário

ABSTRACT

Modesto, Fabiana de Ávila. **Evaluation of leachate characteristics from landfills in the state of Minas Gerais and analysis of natural wetlands as an alternative for post-treatment.** 2021. 127 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA), Instituto de Ciências Puras e Aplicadas, Universidade Federal de Itajubá, Campus de Itabira, Minas Gerais, 2021.

When destined for sanitary landfills, solid waste undergoes several processes that will generate liquid and gaseous effluents, including leachate. Due to its characteristics, for environmental and legal reasons, the leachate must be treated before being released into the environment, thus avoiding greater risks of contamination. Due to the high variability of the leachate characteristics, the biological treatment performed by pond systems may present limitations of efficiency, making it necessary to use only alternative solutions to complement the treatment. In view of the above, the present work sought to diagnose and evaluate the qualitative characteristics of leachate from several sanitary landfills in the state of Minas Gerais, through the analysis of physical, chemical and microbiological parameters, as well as the efficiency of a natural wetland as an alternative to complement the Australian system of ponds in series of the sanitary landfill of CPGRS (Public Consortium for Solid Waste Management), located in João Monlevade – MG, aiming to fill the gaps in natural wetlands as a complementary treatment to the lagoon system and guarantee water security through the search for a better destination of the generated effluent. After analyzing the leachate from some landfills in the state of Minas Gerais, it was possible to conclude that this effluent has significant levels of organic matter and nutrients and that trace metals are elements in a smaller proportion, common in leachate. The treatment of effluent from the CPGRS landfill by the Australian system of series ponds presented efficiency restrictions due to variations in the concentrations of leachate pollutants, presenting the natural wetland as an alternative to complement the treatment due to the removal efficiencies achieved for this.

Keywords: natural wetland, leachate, landfill

LISTA DE FIGURAS

Figura 1:	Principais unidades de processamento de resíduos sólidos por regiões no Brasil - Dados SNIS 2019.....	21
Figura 2:	Massa de resíduos (em toneladas) recebida nas unidades de processamento por macrorregião geográfica no Brasil em 2019 (Dados do SNIS)	22
Figura 3:	Número de municípios em Minas Gerais por tipologia de destinação – 2019	22
Figura 4:	Wetland de fluxo subsuperficial	36
Figura 5:	Wetland natural de fluxo superficial	37
Figura 6:	Tipos de macrófitas aquáticas	39
Figura 7:	Metodologia de avaliação das características dos lixiviados	45
Figura 8:	Imagem de satélite do aterro sanitário de Além Paraíba	48
Figura 9:	Imagem de satélite do aterro sanitário de Conselheiro Lafaiete	48
Figura 10:	Imagem de satélite do aterro sanitário de Contagem	48
Figura 11:	Imagem de satélite do aterro sanitário de Santana do Paraíso	48
Figura 12:	Imagem de satélite do aterro sanitário de Sabará	49
Figura 13:	Imagem de satélite do aterro sanitário de Juíz de Fora	49
Figura 14:	Imagem de satélite do aterro sanitário de Uberaba	49
Figura 15:	Imagem de satélite do aterro sanitário de Uberlândia	49
Figura 16:	Imagem de satélite do aterro sanitário de Muriaé	49
Figura 17:	Metodologia para avaliação da <i>wetland</i> natural	53
Figura 18:	Mapa de localização do aterro sanitário do CPGRS na bacia do rio Piracicaba	54
Figura 19:	Valores médios de precipitação e temperatura dos meses de Janeiro a Dezembro no período compreendido entre 2014 e 2019	55
Figura 20:	Sistema Australiano de Lagoas em Série	56
Figura 21:	Lagoa Facultativa	57
Figura 22:	Sistema de lagoas e <i>wetlands</i>	59
Figura 23:	Desenho esquemático de representação dos pontos de amostragem	60

Figura 24:	Medição da vazão do efluente	61
Figura 25:	Coleta de amostra do efluente bruto no ponto de amostragem 1 ..	61
Figura 26:	Coleta de amostra do efluente da lagoa facultativa no ponto de amostragem 2	61
Figura 27:	Acondicionamento da amostra para transporte ao laboratório de análise	61
Figura 28:	Coleta de amostra do efluente da lagoa facultativa no ponto de amostragem 3	62
Figura 29:	Acondicionamento das amostras nos frascos para transporte ao laboratório de análises	62
Figura 30:	Coleta de amostra na saída da <i>wetland</i>	62
Figura 31:	Acondicionamento da amostra para transporte ao laboratório	62
Figura 32:	Início da área alagada no ponto em que a mesma recebe o efluente do Sistema Australiano de Lagoas em Série	66
Figura 33:	Vegetação no final da área alagada	67
Figura 34:	Taboa – <i>Thypha sp</i>	67
Figura 35:	Braquiária do brejo – <i>Brachiaria sp</i>	67
Figura 36:	Dados da DBO e DQO da entrada e saída do sistema de lagoas e da saída da <i>wetland</i>	82
Figura 37:	Comparativo dos valores de DBO da entrada e saída do sistema de lagoas no período de 2016 a 2020, bem como seus respectivos percentuais de redução anuais	83
Figura 38:	Comparativo dos valores de DQO da entrada e saída do sistema de lagoas no período de 2016 a 2020, bem como seus respectivos percentuais de redução anuais	83
Figura 39:	Vazão média afluyente do lixiviado no período de 2014 a 2020	85
Figura 40:	Comparativo dos valores de DBO da saída do sistema de lagoas e da <i>wetland</i> no período de 2016 a 2020, bem como seus respectivos percentuais de redução anuais	87
Figura 41:	Comparativo dos valores de DQO da saída do sistema de lagoas e da <i>wetland</i> no período de 2016 a 2020, bem como seus respectivos percentuais de redução anuais	87

Figura 42:	Varição do pH entre a saída do sistema de lagoas e a saída da <i>wetlands</i>	89
Figura 43:	Quantitativo de Sólidos Sedimentáveis na entrada e saída do sistema de lagoas	90
Figura 44:	Quantitativo de Fósforo Total na entrada e saída do sistema de lagoas e na saída da <i>wetland</i>	92
Figura 45:	Quantitativo de Nitrogênio Amoniacal na saída do sistema de lagoas e na saída da <i>wetland</i>	92
Figura 46:	Quantitativo médio de <i>E. coli</i> na saída do sistema de lagoas e na saída da <i>wetland</i>	96

LISTA DE QUADROS

Quadro 1:	Principais fatores que influenciam a composição dos lixiviados de aterros sanitários	26
Quadro 2:	Quantitativo de resíduos e sistemas de tratamento de lixiviados de aterros sanitários de Minas Gerais	47
Quadro 3:	Frequência das análises do lixiviado dos aterros sanitários	50
Quadro 4:	Frequência das coletas de amostra dos lixiviados	64
Quadro 5:	Pontos de amostragem e parâmetros a serem analisados	64
Quadro 6:	Referências metodológicas de amostragens e análises	65

LISTA DE TABELAS

Tabela 1:	Dados dos resíduos sólidos no Brasil de acordo com a Abrelpe e o SNIS	20
Tabela 2:	Variabilidade da composição do lixiviado de aterros sanitários	28
Tabela 3:	Poluentes do lixiviado e seus respectivos pesos	52
Tabela 4:	Dimensões do sistema de lagoas	59
Tabela 5:	Localização geográfica da <i>wetland</i>	66
Tabela 6:	Dados da estatística descritiva dos parâmetros do lixiviado bruto.....	69
Tabela 7:	Dados da análise dos componentes principais.....	72
Tabela 8:	Índice de poluição do lixiviado do aterro sanitário de Além Paraíba.....	77
Tabela 9:	Índice de poluição do lixiviado do aterro sanitário de Contagem.....	77
Tabela 10:	Índice de poluição do lixiviado do aterro sanitário de Santana do Paraíso.....	78
Tabela 11:	Índice de poluição do lixiviado do aterro sanitário de Sabará.....	78
Tabela 12:	Índice de poluição do lixiviado do aterro sanitário de Juíz de Fora.....	79
Tabela 13:	Índice de poluição do lixiviado do aterro sanitário de Uberaba.....	79
Tabela 14:	Índice de poluição do lixiviado do aterro sanitário de Uberlândia.....	79
Tabela 15:	Tempo de detenção hidráulica (TDH) em dias – média mensal no período de 2014 a 2020.....	85
Tabela 16:	Dados das concentrações de metais do lixiviado.....	99

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ANA – Agência Nacional das Águas
- ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
- AS – Aterro Sanitário
- As – Arsênio
- Cd – Cádmio
- CE – Condutividade Elétrica
- CERH – Conselho Estadual de Recursos Hídricos
- Cl - Cloreto
- Cl α – Clorofila A
- COD – Carbono Orgânico Dissolvido
- CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente
- COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental
- COT – Carbono Orgânico Total
- Co – Cobalto
- CPGRS – Consórcio Público de Gestão de Resíduos Sólidos
- COT – Carbono Orgânico Total
- Cr – Cromo
- CTC – Capacidade de Troca Catiônica
- Cu - Cobre
- DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DQO – Demanda Química de Oxigênio
- E. coli* – *Escherichia coli*
- Eh – Potencial redox
- ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
- Fe - Ferro
- FEAM – Fundação Estadual de Meio Ambiente
- Gesois – Instituto de Gestão de Políticas Sociais
- IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas

LPI – Índice de Poluição do Lixiviado

Mn - Manganês

N – Nitrogênio

NBR – Norma Brasileira Regulamentadora

Ni - Níquel

NTK – Nitrogênio Amoniacal Kjeldahl

OD – Oxigênio Dissolvido

P – Fósforo

pH – Potencial hidrogeniônico

PC – Componente Principal

PCA – Análise de Componentes Principais

Q – Vazão

RSU – Resíduos sólidos urbanos

SEMAD – Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SST – Sólidos Suspensos Totais

TDH – Tempo de detenção hidráulica

UTC – Unidade de Triagem e Compostagem

UV – Ultra-violeta

WHFSS – *Wetlands* Horizontais de Fluxo Subsuperficial

Zn - Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
2	OBJETIVOS	19
2.1	Objetivo geral	19
2.2	Objetivos específicos	19
3	REFERENCIAL TEÓRICO	19
3.1	Aterro sanitário como uma alternativa de disposição final adequada de resíduos sólidos utilizada no Brasil	19
3.1.1	<i>Lixiviados de aterros sanitários</i>	23
3.1.2	<i>Caracterização do lixiviado de aterro sanitário</i>	25
3.2	Tratamento do lixiviado de aterro sanitário	29
3.3	Lagoas de estabilização para tratamento do lixiviado de aterro sanitário	32
3.4	Tratamento ecológico de efluentes por fitorremediação: áreas alagadas (<i>wetlands</i>)	34
3.4.1	<i>Wetlands construídas</i>	35
3.4.2	<i>Wetlands naturais</i>	36
3.4.3	<i>Macrófitas aquáticas</i>	38
3.4.4	<i>Wetlands para tratamento do lixiviado de aterro sanitário</i>	41
3.5	Lançamento de efluentes em cursos d'água	43
4	METODOLOGIA	44
4.1	Avaliação das características do lixiviado de aterros sanitários de Minas Gerais	44
4.1.1	<i>Caracterização das áreas de estudo</i>	45
4.1.2	<i>Análise dos dados de qualidade dos lixiviados dos aterros sanitários ...</i>	51
4.2	Avaliação de <i>wetland</i> natural para complementação do tratamento do lixiviado por sistemas de lagoas	53
4.2.1	<i>Sistema de tratamento</i>	57
4.2.2	<i>Sistema Australiano de Lagoas em Série</i>	58
4.2.3	<i>Wetland natural</i>	66
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
5.1	Análise do lixiviado dos aterros sanitários de Minas Gerais	68
5.1.1	<i>Dados de estatística descritiva (média e desvio padrão) de parâmetros do lixiviado bruto</i>	68
5.1.2	<i>Dados da análise de componentes principais (PCA) de parâmetros do lixiviado bruto</i>	71
5.1.3	<i>Índice de Poluição do Lixiviado (LPI) dos aterros sanitários</i>	76

5.2	Análise de resultados do tratamento do lixiviado pelo sistema de lagoas e pela <i>wetlands</i>	81
6	CONCLUSÃO	104
7	REFERÊNCIAS	106
8	ANEXOS	119
	Anexo I	119
	Anexo II	121
	Anexo III	124

1 INTRODUÇÃO

As constantes transformações que vêm ocorrendo nos processos produtivos e de consumo, resultam no aumento da geração de resíduos sólidos de naturezas diversas. A destinação inadequada destes resíduos apresenta-se como uma fonte difusa de poluição do solo e da água. Quando dispostos de forma incorreta em locais inadequados ou em solos desprovidos de proteção, pode ocorrer o arraste de materiais causando a contaminação das águas.

Além da contaminação causada pelos materiais descartados, o efluente líquido gerado no processo de decomposição dos resíduos também se constitui como fonte de poluição dos recursos naturais. Entretanto, a gestão dos resíduos sólidos, observadas as características e potencial poluidor ou contaminante, a qual contempla sua geração, correta destinação e tratamento dos efluentes gerados nestes processos, além de ações com o intuito de minimizar, reutilizar e reciclar os resíduos gerados representa um dos grandes desafios à municipalidade, além de apresentar lacunas ao se considerar o cenário brasileiro.

De acordo com a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - Abrelpe (2020), no Brasil, em 2019, foram geradas 79.069.585 de toneladas de resíduos sólidos urbanos - RSU, o que equivale a 379,2 kg por habitante por ano. Deste total, 92,0% dos resíduos são coletados, sendo que 59,5% do total de resíduos gerados são destinados aos aterros sanitários, enquanto cerca de 23,0% vai para os aterros controlados e 17,5% dos RSU (12.720.250 toneladas/ano) são descartados em lixões.

Neste contexto, observa-se a existência de uma grande lacuna nas ações e serviços de saneamento ambiental no país. Poucas são àquelas conduzidas no sentido de minimizar problemas ambientais promovidos pela destinação ambientalmente inadequada de resíduos, pelo tratamento de lixiviados de aterros e pelo lançamento de esgotos domésticos, industriais e agrícolas.

O método de disposição final ambientalmente adequada para os resíduos sólidos mais amplamente utilizado no país, na atualidade, apesar de existir outras possibilidades, é o aterro sanitário. De acordo com os dados apontados pelo SNIS, no Brasil em 2019, existiam apenas 17 unidades de tratamento por incineração e 621 aterros sanitários.

Em Minas Gerais, ao final do ano de 2019 foram contabilizados 347 municípios dispendo seus resíduos sólidos em aterros sanitários, sendo 298 regularizados (SEMAD, 2020).

Em todas as fases (implantação, operação, encerramento e pós encerramento) um aterro sanitário gera impactos que precisam ser minimizados e/ou controlados. Dentre estes impactos, está a geração de gases e lixiviados.

De acordo com Costa (2015), no interior de um aterro sanitário também ocorrem diversas reações físico-químicas que permitem a degradação natural dos resíduos depositados, resultando em efluentes líquidos e gasosos constituídos na sua essência por compostos orgânicos e inorgânicos.

Portanto, um dos desafios nos projetos de aterros sanitários é o tratamento dos efluentes, dentre eles o lixiviado, pois ocorrem variações em sua composição devido à influência da idade do aterro, natureza da massa de resíduos descartados, padrão de chuva, percolação e hidrogeologia da área (LI *et al.* 2010; MORADIA e GHANBARI, 2014)

Devido às suas características, por questões ambientais e de legislação, o lixiviado deve ser tratado antes de ser lançado no meio ambiente, evitando-se assim maiores riscos de contaminação do solo, das águas subterrâneas e superficiais, com sérias consequências para a saúde pública. Entretanto, um dos principais desafios no tratamento de lixiviado é a variabilidade da composição deste efluente (MORAVIA, 2010).

Sabe-se que os tratamentos biológicos são amplamente utilizados para o tratamento de efluentes, por serem sistemas de fácil operação e baixo custo de implantação, apresentando como desvantagem a demanda por grandes áreas. Em se tratando da utilização deste tipo de tratamento para o lixiviado gerado em aterros sanitários, é necessário se atentar às variações das características deste efluente, pois trata-se de um sistema composto por microrganismos que realizarão a degradação da matéria orgânica. Moravia *et al.* (2007) afirmam que é necessário o ajuste de condições favoráveis ao desenvolvimento da comunidade microbiana responsável pela degradação biológica da matéria orgânica e remoção de nutrientes.

Por se tratar de um sistema sujeito a alterações na comunidade microbiana que podem ser justificadas pela presença de substâncias tóxicas ou pela alteração do pH é necessário se atentar a possíveis interferências no metabolismo dos

microrganismos. Além disso, a necessidade de um tempo relativamente longo para que os efluentes atinjam padrões aceitáveis é outro fator a ser considerado nestes sistemas. Diante dessas características, percebe-se que para a utilização do Sistema Australiano de Lagoas em Série, é necessário o desenvolvimento de tratamentos alternativos complementares.

Nesse contexto, a fitorremediação em áreas alagadas, também chamadas de *wetlands*, naturais ou construídas, se apresenta como uma alternativa promissora para a complementação do tratamento do lixiviado, através de sua capacidade de remoção de poluentes. Amorim *et al.* (2018) salientam que essas áreas alagadas são ecossistemas que apresentam alta produtividade primária e papel fundamental nos ciclos biogeoquímicos, características associadas à presença de macrófitas.

Estas áreas normalmente são compostas por um leito úmido e plantas características de ambientes úmidos e se apresentam como uma alternativa de tratamento auxiliar para a redução do impacto ambiental dos efluentes provenientes do aterramento dos resíduos sólidos urbanos.

A sedimentação e filtração dos sólidos, a absorção de materiais orgânicos e nutrientes pelas plantas, a adsorção de metais no solo e nas plantas e as degradações aeróbia e anaeróbia dos compostos orgânicos nas *wetlands* são capazes de transformar muitos poluentes em produtos menos danosos e em nutrientes essenciais a serem utilizados pela biota (KADLEC, 1998).

Diante do exposto, ressalta-se a dificuldade de se tratar o chorume coletado devido às variações em sua composição, bem como a necessidade de se realizar um tratamento adequado, devido às suas características intrínsecas e seu elevado potencial poluidor.

Posto tudo isso, o presente trabalho justifica-se por realizar em sua primeira parte, o diagnóstico dos principais elementos poluidores do lixiviado de aterros sanitários do estado de Minas Gerais, além da realização do cálculo do Índice de Poluição deste efluente em cada aterro. Em sua segunda parte, justifica-se pela realização da análise do tratamento do lixiviado proveniente do aterro sanitário do CPGRS (Consórcio Público de Gestão de Resíduos Sólidos) situado em João Monlevade – MG. Tal análise buscou identificar as lacunas do sistema australiano de lagoas em série composto por uma lagoa anaeróbia e uma lagoa facultativa, e avaliar a eficiência de uma *wetland* natural como alternativa de complementação ao tratamento realizado pelo referido sistema de lagoas. A identificação e conhecimento

dos principais componentes poluidores dos lixiviados, bem como a escolha do método correto para o tratamento e/ou para a complementação deste, oferecem segurança quanto à adequação do efluente aos padrões de lançamento e com isso obtém-se a garantia da segurança hídrica.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar as características do lixiviado de diferentes aterros sanitários, bem como avaliar a alternativa de tratamento biológico como pós-tratamento complementar a sistemas de lagoas.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a variação das características qualitativas de lixiviados de diferentes aterros sanitários do estado de Minas Gerais, visando conhecer os principais componentes destes efluentes.
- Avaliar a eficiência do Sistema Australiano de Lagoas em Série do aterro sanitário do CPGRS por meio das análises dos resultados do monitoramento realizado pelo empreendimento;
- Diagnosticar e avaliar a eficiência de uma área alagada, existente e localizada após o sistema de tratamento do lixiviado do aterro sanitário do CPGRS, como unidade complementar de tratamento biológico (*wetland* natural);

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Aterro sanitário como uma alternativa de disposição final adequada de resíduos sólidos utilizada no Brasil

A classificação dada aos resíduos sólidos pela ABNT (2004) envolve a identificação do processo ou atividade que lhes deu origem e 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.

Segundo a NBR 10004 (ABNT, 2004), os resíduos são classificados em:

- a) resíduos classe I - Perigosos;
- b) resíduos classe II – Não perigosos;
 - resíduos classe II A – Não inertes.
 - resíduos classe II B – Inertes.

Na Tabela 1 são apresentados dados dos resíduos sólidos no Brasil em 2019, de acordo com a Abrelpe e o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento.

Tabela 1: Dados dos resíduos sólidos no Brasil de acordo com a Abrelpe e o SNIS - 2019

ABRELPE	Geração de resíduos no Brasil (em ton/ano)	79.069.585
	Quantitativo de resíduos dispostos em aterros sanitários (%)	59,5
	Quantitativo de resíduos dispostos em aterros controlados (%)	23,0
	Quantitativo de resíduos dispostos em lixões (%)	17,5
SNIS	Número de municípios cadastrados	3.712 (66% dos municípios brasileiros)
	Número de aterros sanitários no Brasil	621
	Número de Lixões	1.114
	Número de aterros controlados	580

Fonte: Próprio autor, 2021

Neste contexto, o emprego de aterro sanitário como uma forma definitiva de disposição de resíduos sólidos é amplamente aceita e ainda utilizada em larga escala em diversas regiões. Porém, nos países desenvolvidos novas pesquisas têm incentivado cada vez mais a redução da utilização de aterros (SANTOS e JORDÃO, 2012).

Na Figura 1, estão esboçados graficamente dados disponibilizados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2019) a cerca de algumas formas de destinação de resíduos sólidos utilizadas no país por região.

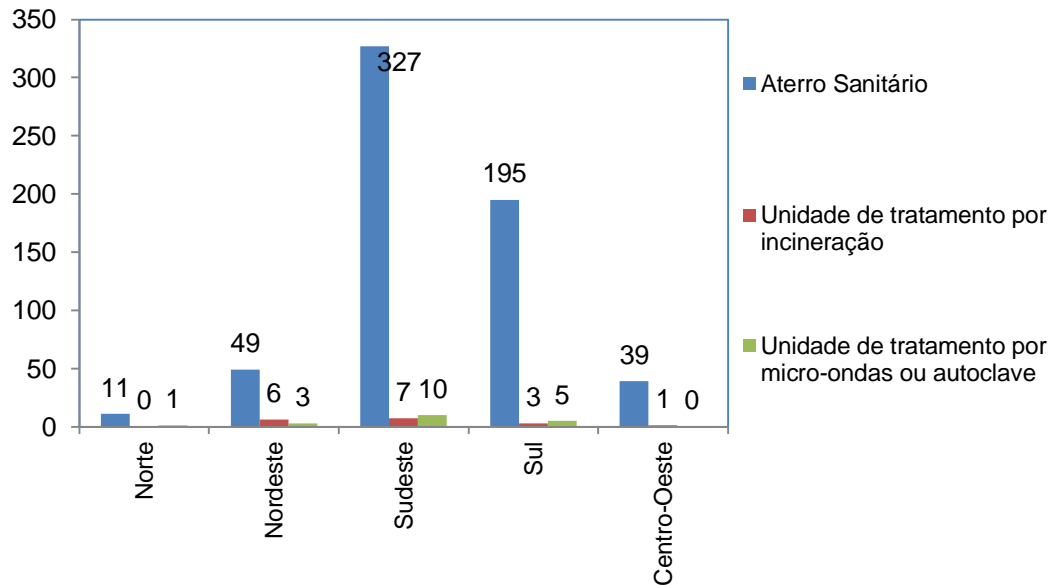


Figura 1: Principais unidades de processamento de resíduos sólidos por regiões no Brasil - Dados SNIS 2019

Fonte: Próprio autor, 2021

Conforme explícito na Figura 1, a disposição de resíduos em aterros sanitários, apesar de causar diversos impactos ambientais, é considerada como alternativa viável e muito utilizada para a disposição correta de resíduos sólidos no Brasil.

Em se tratando da massa de resíduos destinada aos aterros, pode-se observar que esta se destaca em termos quantitativos se comparada aos quantitativos destinados ao processo de incineração e às unidades de tratamento por micro-ondas ou autoclave. A Figura 2 apresenta tais diferenças de quantitativos em toneladas e reforça a afirmação de que o uso de aterros sanitários tem se destacado como forma de destinação correta de resíduos.

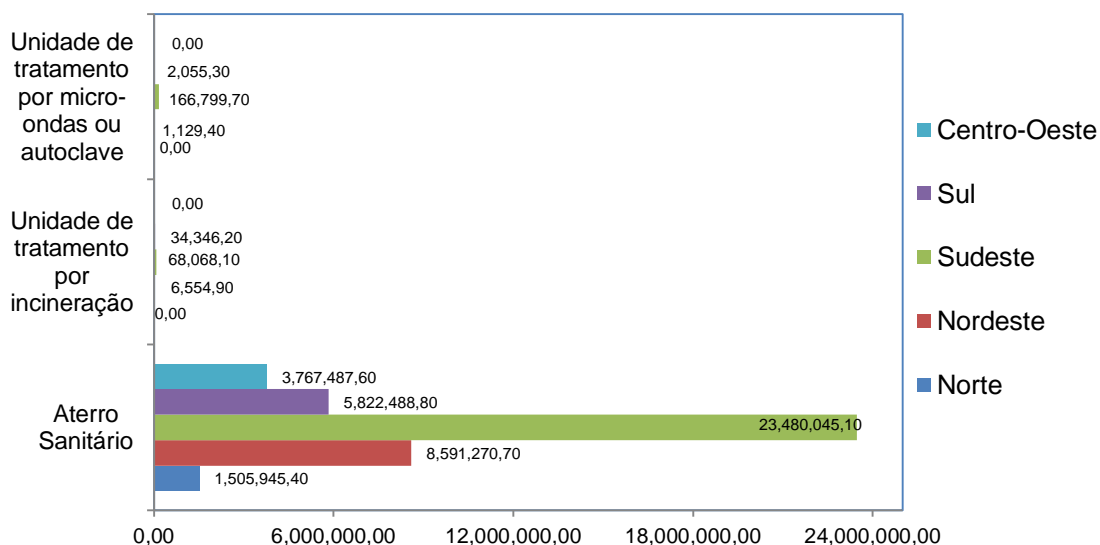


Figura 2: Massa de resíduos (em toneladas) recebida nas unidades de processamento por macrorregião geográfica no Brasil em 2019 (Dados do SNIS)

Fonte: Próprio autor, 2021

Em Minas Gerais, segundo dados da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – Semad, o lixão ainda predomina, porém dentre as tipologias de destinação de resíduos, no ano de 2019, o aterro sanitário encontrava-se logo em seguida, conforme esboçado na Figura 3:

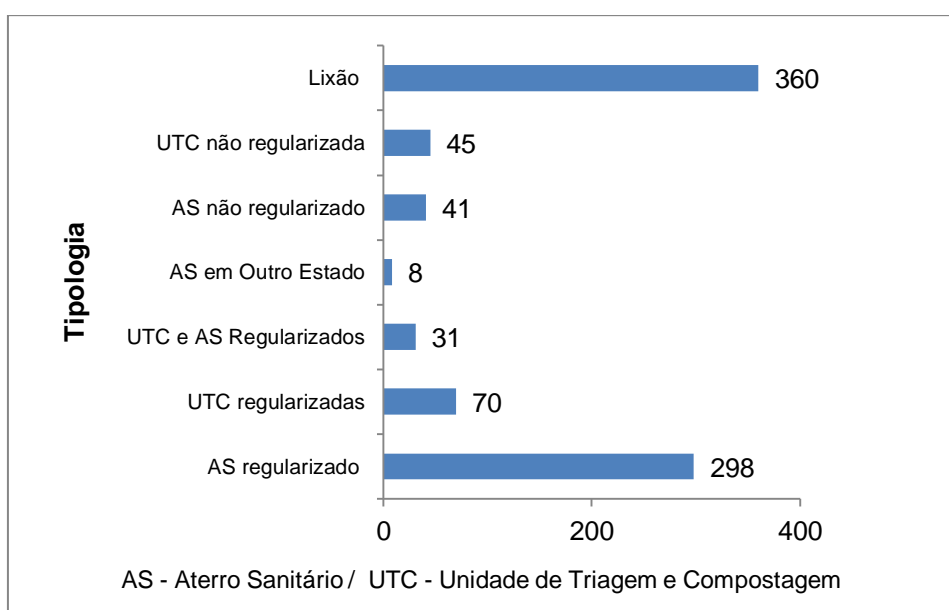


Figura 3: Número de municípios em Minas Gerais por tipologia de destinação – 2019

Fonte: Semad, 2020 (adaptado)

A disposição dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários minimiza os efeitos de duas potenciais fontes poluidoras, se liberadas ao meio de forma descontrolada: o biogás gerado pela degradação da massa de resíduos e o lixiviado produzido. O biogás produzido é composto principalmente por metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), principais gases que formam o efeito estufa. Portanto, o gerenciamento do biogás no aterro minimiza os efeitos do aquecimento global, e o controle e tratamento dos lixiviados minimiza os seus impactos ambientais (VARGAS, 2013).

De acordo com a NBR 13896 (ABNT, 1997), recomenda-se a construção de aterros com vida útil mínima de 10 anos. A norma informa que o seu monitoramento deve prolongar-se, no mínimo, por mais 10 anos após o seu encerramento.

A Cartilha de Orientações Básicas para Operação de Aterro Sanitário da Fundação Estadual do Meio Ambiente - Feam (2006), destaca que dentre os itens que compõe a infraestrutura básica do aterro sanitário, está o sistema de tratamento de lixiviado o qual visa o atendimento dos padrões de lançamento de efluentes em cursos d'água.

Neste contexto, a construção de aterros sanitários de forma consorciada (aterros intermunicipais) tem se apresentado como uma forma de disposição adequada mais viável do ponto de vista técnico e econômico. Segundo o SNIS (2019), dos 621 aterros sanitários existentes, 21 são operados por consórcios intermunicipais. Esta forma de operação possibilita que municípios de menor porte destinem adequadamente os resíduos sólidos, pois estes em muitos casos não dispõem de área adequada para instalação do empreendimento além de não possuir recursos técnicos e financeiros para tal. Desta forma, os aterros de consórcios acabam por viabilizar a correta destinação dos resíduos e o tratamento dos efluentes gerados durante sua operação.

3.1.1 Lixiviados de aterro sanitário

A decomposição dos resíduos orgânicos dispostos em aterros sanitários gera um líquido escuro e de odor desagradável que recebe o nome de chorume, percolado ou lixiviado.

O chorume é somente o líquido proveniente da decomposição da matéria orgânica, e os lixiviados e/ou percolados são a solução do chorume e água, de

origem superficial (chuva ou escoamento) ou subterrânea (infiltração), carreando materiais dissolvidos ou suspensos, proveniente da digestão anaeróbia da matéria orgânica por ação das exoenzimas produzidas por microrganismos (SÁ *et al.*, 2012).

Moravia (2010) observou que para vários autores, o termo *lixiviado* se mostra mais adequado para se denominarem os líquidos drenados em células de aterros sanitários. Para o autor, este termo engloba o líquido gerado a partir da combinação da umidade inicial dos resíduos, a água gerada durante o processo de decomposição biológica e a água de infiltração na camada de cobertura da célula do aterro.

Ao percolar pelas células de resíduos e externalizar o aterro, o *lixiviado* precisa receber tratamento adequado pois quando depositado sem tratamento pode causar grandes impactos ao corpo receptor, tais como; reduzir bruscamente os níveis de oxigênio dissolvido e aumentar as concentrações de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e DQO (demanda química de oxigênio) do ecossistema aquático. Além da redução das concentrações de oxigênio, a disposição do efluente sem tratamento potencializa os processos de eutrofização dos corpos d'água. Tal processo acontece devido às altas concentrações de nitrogênio amoniacal e fósforo presentes no efluente. Ressalta-se ainda a possível presença de metais traço, sais inorgânicos e componentes tóxicos com grande potencial degradador, dificultam o tratamento do efluente.

De acordo com Adhikari (2014), todos esses poluentes são classificados em quatro grupos como: matérias orgânicas, como DQO (demanda química de oxigênio) e COT (carbono orgânico total); compostos orgânicos específicos, compostos inorgânicos e metais traço. Para o autor, a composição do *lixiviado* depende muito da idade do aterro e do processo que ocorre nessa idade.

Segundo Maria (2010), de forma geral, o processo de decomposição do resíduo se dá em três fases: aeróbia, acetogênica e metanogênica. Os microrganismos aeróbios dão início à decomposição do resíduo. Esta fase é relativamente curta, durando em média um mês, uma vez que a quantidade limitada de oxigênio presente no meio é consumida rapidamente. Por consequência a DBO tende a ser alta e o pH tende a cair devido à mistura de ácidos a água. A autora afirma ainda que, com a diminuição da quantidade de oxigênio, começam a predominar microrganismos anaeróbios facultativos. Esses microrganismos são chamados de bactérias acetogênicas. Na fase metanogênica, os compostos

orgânicos formados na fase anterior são consumidos por microrganismos estritamente anaeróbios, denominados arqueas metanogênicas. Nesta fase, em consequência do consumo dos ácidos, o pH volta a subir.

A existência de períodos de chuva intensos ou inexistentes afeta diretamente no grau de complexidade do sistema de drenagem de percolados do aterro, bem como na produção em larga escala de lixiviados (VARGAS, 2013).

Nahas *et al.* (1996) *apud* Vargas (2013), observaram que outro fator que influencia na produção de lixiviado no aterro é a forma com que os resíduos são dispostos no terreno. Normalmente o que se presencia é a disposição dos resíduos de forma bruta, tais quais chegam no aterro, os quais são compactados sem qualquer tratamento anterior.

Diante do exposto e devido à necessidade de oferecer um método de tratamento adequado para o lixiviado, vários processos de tratamento de efluentes têm sido testados. Morais (2005) em seu trabalho observou que muitos processos de tratamento aplicáveis a águas residuárias domésticas vêm sendo utilizados para o tratamento de lixiviado, dentre os quais: sistemas de degradação aeróbios e anaeróbios; oxidação química; precipitação química; coagulação-floculação; adsorção em carvão ativado; e processos fundamentados no uso de membranas. Processos biológicos, na forma de rotinas aeróbias, anaeróbias e facultativas, ainda são os processos mais largamente aplicados para o tratamento deste tipo de efluente, porém um fator a se considerar na escolha do método de tratamento é a idade do aterro pois a relação DBO_5/DQO do lixiviado tende a variar e juntamente com esta ocorre a variação do fator biodegradabilidade. Portanto, com o passar do tempo e a redução dessa relação, tratamentos físico-químicos são indicados, justificando-se o emprego de dois ou mais métodos de tratamento em um mesmo aterro.

3.1.2 Caracterização do lixiviado de aterro sanitário

Os lixiviados de aterro sanitário são constituídos basicamente de uma mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal e diversas espécies de microrganismos (ANDRADE, 2002, *apud* MORAVIA, 2010).

De acordo com Adhikari *et al.* (2014), as características de geração de lixiviado, como composição, quantidade e potenciais poluentes, são afetadas por

muitos fatores que podem ser listados, como qualidade dos resíduos sólidos, grau de compactação no aterro, idade dos resíduos, condição climática e condição hidrogeológica do aterro sanitário, pH, processo químico e biológico que ocorre durante a degradação dos resíduos. Segundo os autores, a produção de lixiviado prejudicial e contaminado continua por 30-50 anos (de acordo com o porte) após o fechamento do aterro sanitário, sendo o principal componente do lixiviado, a matéria orgânica (biodegradável, mas também refratária à biodegradação) porém, ele também contém nitrogênio amoniacal, metais traço, sais inorgânicos e pigmentos orgânicos clorados.

Percebe-se então que os diferentes processos biológicos, físicos e químicos que ocorrem nos aterros sanitários, afetam constantemente a composição do lixiviado, influenciando assim suas características. Esses processos são influenciados por uma série de fatores, dos quais os principais estão retratados no Quadro 1.

Quadro 1: Principais fatores que influenciam a composição dos lixiviados de aterros sanitários

Características dos resíduos	Composição; granulometria; umidade; idade do resíduo; pré-tratamento;
Condições ambientais	Geologia; regime pluviométrico; temperatura; clima.
Características do aterro	Aspectos construtivos das células; balanço hídrico; grau de compactação dos resíduos; propriedades do terreno; Co-disposição de resíduos líquidos; irrigação; recirculação.
Processos internos	Hidrólises; adsorção; biodegradação; especiação; dissolução; diluição; redução; troca iônica; tempo de contato; partição; geração e transporte de gás.

Fonte: Moravia (2010)

Portanto, deve-se ressaltar que, cada aterro gera lixiviado com características particulares, e ainda, no mesmo aterro, à medida que os resíduos permanecem maior tempo em processo de decomposição, suas características sofrem alterações importantes.

Segundo Braig *et al.* (1999) *apud* Morais (2005), o lixiviado pode ser novo (jovem), intermediário e estabilizado (velho, maduro), sendo os valores de pH, juntamente com as razões Demanda Bioquímica de Oxigênio /Demanda Química de Oxigênio (DBO₅/DQO) e Demanda Química de Oxigênio/Carbono Orgânico Total

(DQO/COT) os principais parâmetros para a aplicação desta metodologia de classificação.

Sá *et al.* (2012), afirma que o lixiviado de aterro novo, quando recebe boa quantidade de água pluvial é caracterizado por pH ácido, altas concentrações de DBO₅ e de DQO e diversos compostos potencialmente tóxicos, além de microrganismos patogênicos. Com o passar dos anos há uma redução significativa da biodegradabilidade devido à conversão em gás metano e CO₂ de parte dos componentes biodegradáveis.

Quanto maior o tempo de aterramento dos resíduos, menor será o potencial poluidor do lixiviado pois a quantidade de substâncias químicas no resíduo é finita (Paes, 2003 *apud* Moravia, 2010), fazendo com que ao longo do tempo, a variação das características do lixiviado alcance um limite e decline gradativamente nos próximos anos.

Morais (2005) observou que diversos estudos de caracterização têm demonstrado significativas diferenças na composição do lixiviado e relacionado estas diferenças com a idade dos aterros sanitários.

A grande variabilidade da composição do lixiviado de aterros sanitários pode ser observada no trabalho de Maria (2010) que buscou caracterizar tal variação em vários aterros da região metropolitana de Belo Horizonte (MG). A autora realizou coletas mensais em um mesmo período (novembro de 2009 a outubro de 2010) e os resultados obtidos mostraram variação para quase todos os parâmetros avaliados. Na Tabela 2, encontram-se esboçados dados de análises de diversos parâmetros em diferentes aterros situados no Brasil. Observa-se que as idades dos aterros variam de 5 a 31 anos, sendo que 4 aterros têm idades semelhantes à idade do aterro do CPGRS. Em relação ao porte, estes variam de 80 a 3.500 ton/dia. Portanto, é possível perceber que essas duas variáveis exercem influência nos parâmetros analisados.

Tabela 2: Variabilidade média da composição do lixiviado de aterros sanitários

Município	Porte do aterro (ton/dia)	Tempo de operação (em anos)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	N-NH4+ (mg/L)	NTK	P _{total} (mg/L)	Condutividade elétrica	Alcalinidade total (CaCO ₃ mg/L)	Ferro Total	Chumbo (mg/L)	Cádmio (mg/L)	Níquel (mg/L)	Cobre (mg/L)	Referência
João Monlevade MG	80	14	336	9370											CPGRS (2020)
Muribeca PE	3.000	26	3.655	7.863			13,4		4758	44,27	0,70	0,11	0,37	0,35	Rocha (2005)
São Carlos SP	145	31		3069	1148	1489			7250	7,051	0,34	0,05	0,31	0,03	Ferreira (2010)
Região Metropolitana de Belo Horizonte MG (aterro A1)	730	13		5040	1266	1531		19,8 mS/cm	7467	12,79	0,0	0,0	0,62	0,18	Maria (2010)
Região Metropolitana de Belo Horizonte MG (aterro A2)	148,3	14		3817	1600	1803		21,0 mS/cm	8755	32,54	0,0	0,0	0,65	0,23	Maria (2010)
Região Metropolitana de Belo Horizonte MG (aterro A4)	3.500	5		6611	1382	1609		19,4 mS/cm	7952	35,76	0,0	0,0	0,54	0,16	Maria (2010)
Recife PE	600		1000	1130	1064		90	12,64 mS/cm		53	0,05			7,9	Nishiwaki (2016)
Santa Catarina	320	14	1683	3.581	1419	1681	34	16,24 µS/cm	5.867		0,10	0,12	0,26	0,15	Maia (2015)
Rio Branco AC			4.569,75	10.155,00	26,6		107,03								Morais <i>et al.</i> (2020)

Fonte: Próprio autor, 2020

3.2 Tratamento do lixiviado de aterro sanitário

O tratamento do lixiviado de aterro sanitário envolve a remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, além de outros componentes tóxicos, como um pré-requisito fundamental para cumprir os critérios para a descarga de lixiviados em corpos d'água (COSTA *et al.*, 2019). As características do efluente, apresentam variações de um aterro para o outro devido a diversos fatores como a composição dos resíduos que o originam, as condições climáticas, a idade do aterro, as características do terreno, entre outros. Em se tratando de sua composição específica, esta irá determinar a sua tratabilidade relativa, que é avaliada como uma função da idade do aterro e/ou pela razão DBO_5/DQO (AMOR *et al.*, 2015).

Costa *et al.* (2019) citam em seu trabalho que o tratamento de um lixiviado pode ser realizado por meio de processos biológicos (lodo ativado, aeróbio e anaeróbio, lagoas de estabilização e filtros biológicos); processos físico-químicos (flotação, coagulação/floculação, adsorção, precipitação química, *air stripping*, ajuste de pH, oxidação química, troca iônica, tratamento eletroquímico); filtração por membrana (microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa), tratamento oxidativo avançado (processo Fenton e ozonização) e sistemas naturais (pântanos).

Em se tratando do tratamento biológico do lixiviado, Santos e Jordão (2012), afirmam que, estes são dificultados devido às características do efluente. Além de apresentar elevadas concentrações de amônia, cloretos e compostos recalcitrantes, existe ainda a dificuldade de se estimar o seu volume.

Segundo os mesmos autores, o tratamento biológico do lixiviado tem se mostrado pouco eficiente e os tratamentos físico-químicos normalmente apresentam custos elevados, operação complexa e geração de lodo químico de difícil digestão. Portanto a escolha do método de tratamento apresenta-se como uma tarefa complexa devido aos diversos fatores mencionados.

Maia *et al.* (2015), realizaram o tratamento do lixiviado de aterro sanitário utilizando um sistema composto por duas lagoas anaeróbias, um sistema de lodos ativados contendo dois tanques de aeração e um decantador e uma lagoa facultativa, respectivamente. Os autores observaram neste estudo que a taxa global de remoção do COD, DBO_5 e DQO foi de 80%, 85% e 60% respectivamente. O tratamento do lixiviado pelas lagoas anaeróbias possibilitou reduções de 34% para o COD, 14% para a DBO_5 e 33% para a DQO. Já no tratamento por lodos ativados, a

maior taxa de remoção observada foi a da DBO₅ com 46%, resultando em um percentual de remoção maior se comparado às lagoas anaeróbias. Os parâmetros de DQO e COD obtiveram remoção de 12% e 10% respectivamente, no sistema de lodos ativados. Já De *et al.* (2019), observaram que a aplicação dos métodos físico-químicos de coagulação/floculação e adsorção utilizados sequencialmente foram favoráveis para a remoção de maiores percentuais de COD (90%). Para a remoção da DBO₅, foram encontrados percentuais de 74,1 e 84,0 com a aplicação dos métodos *air stripping* e coagulação/floculação, respectivamente e 95,8% como resultado das remoções cumulativas.

Lange *et al.* (2006), obtiveram uma eficiência máxima de remoção de DQO de 75% no lixiviado, utilizando-se de um reator de mistura simples em que o processo foi realizado em batelada pelo método oxidativo avançado (POA) empregando reagente de Fenton, com capacidade de produção de 1000 litros, o qual demandou a menor quantidade de reagente e menor tempo de agitação e, portanto, menor custo de operação.

Em se tratando das remoções de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e amônia, Maia *et al.* (2015), obtiveram uma redução de 61% de N-NH₄ e 63% de NTK após o efluente passar pelas lagoas anaeróbias e no sistema de lodos ativados constatou-se a remoção de 43% de NTK. Já De *et al.* (2019), concluíram que após a aplicação do método *air stripping*, houve a remoção de 96,3% de NH₃-N pois tal método aumenta o pH do lixiviado bruto e favorece a liberação do nitrogênio amoniacal. Os autores observaram também que a aplicação dos métodos de coagulação-floculação e adsorção não favoreceram a remoção do NH₃-N.

Portanto, o uso de sistemas de tratamento utilizando-se dois ou mais tipos (biológicos e físico-químicos, por exemplo), constitui-se como uma alternativa para alcançar resultados satisfatórios para o lixiviado de aterro sanitário.

O tratamento físico-químico apresenta-se como uma alternativa para remoção de elementos traço, o qual é capaz de remover também amônia e outros compostos. Segundo De *et al.* (2019), os processos de coagulação-floculação (CF) e adsorção são métodos físico-químicos com resultados favoráveis para a remoção de DQO, cor, turbidez e metais. Observou-se também que a aplicação dos métodos de coagulação-floculação e adsorção aplicados sequencialmente foram favoráveis para a remoção de maiores percentuais de Hg, sendo o percentual cumulativo encontrado igual a 95,8.

O tratamento do lixiviado pelo método oxidativo avançado (POA) empregando reagente de Fenton, segundo Lange *et al.* (2006), apresenta-se como uma alternativa de pré-tratamento e/ou pós-tratamento que pode ser associada aos processos de tratamento biológico, já que este tipo de tratamento é o mais empregado, no sentido de aumentar a biodegradabilidade do lixiviado, minimizando o tamanho das lagoas, ou aumentando a vazão de lixiviado tratado, pois apresentam elevadas eficiências na remoção de poluentes orgânicos, com custo relativamente baixo e facilidade operacional.

Além destes, existem também os processos de microfiltração e nanofiltração denominados processo de tratamento avançados para o lixiviado. Porém, a grande limitação da aplicação de diversos tipos de tratamento é o fator econômico que muitas vezes acaba por inviabilizar a aplicação dos métodos.

Todavia, de acordo com Xie *et al.* (2014), dentre esses protocolos de tratamento, o uso do tratamento biológico ainda é o método prevalente na redução da carga poluente, enquanto os processos físico-químicos são frequentemente utilizados como etapas de pré ou pós-tratamento.

Maia *et al.* (2015) citam em seu trabalho que conforme a literatura estudada, os tratamentos biológicos alcançam níveis significativos de remoção dos principais compostos recalcitrantes presentes no lixiviado. Porém, as condições meteorológicas e operacionais, aliadas aos altos níveis de nitrogênio amoniacal e de matéria orgânica, consistem em um desafio para os gestores de aterros sanitários que buscam por novos arranjos eficientes de sistemas biológicos no tratamento de lixiviados.

Posto tudo isso, um outro método de tratamento que tem sido relatado com resultados favoráveis para tratar os lixiviados de aterros sanitários, com baixa biodegradabilidade são as áreas úmidas, sendo apontadas por estudos com eficiências maiores que os processos biológicos convencionais (WOJCIECHOWSKA, 2017). Nestas áreas o maior desafio para o tratamento do lixiviado é aliar as características do lixiviado ao seu potencial de tratamento relacionado às características da área. Em se tratando de *wetlands* (áreas úmidas) construídas, existe a possibilidade de oferecer características propícias ao tratamento do efluente a que se destina, porém deve-se considerar também que o próprio efluente possui variações em sua composição.

Por fim, de acordo com Bassani (2010), a utilização das *wetlands* como estágio de polimento pode levar a resultados mais eficientes após um tratamento biológico prévio.

3.3 Lagoas de estabilização para tratamento do lixiviado de aterro sanitário

O sistema de lagoas é um dos tipos de tratamento de efluentes sanitários mais difundidos no mundo.

De maneira geral, para Von Sperling (2017) as lagoas de estabilização são indicadas para regiões de clima quente e países em desenvolvimento, devido aos seguintes aspectos: área disponível em muitas localidades; clima favorável (temperatura e insolação elevadas); operação simples e necessidade de poucos ou nenhum equipamento. O autor ainda ressalta que os custos das lagoas de estabilização são competitivos, desde que os custos do terreno ou a necessidade de movimentos de terra não sejam excessivos.

Os sistemas de lagoas de estabilização podem compor diferentes arranjos, de acordo com a maior aplicabilidade de cada lagoa para determinado fim. Na grande maioria dos casos, tem-se uma combinação em série de diferentes tipos de lagoas, destacando-se: lagoas anaeróbias seguidas por facultativas, lagoas aeradas seguidas de lagoas de maturação, lagoas anaeróbias seguidas de facultativas e de maturação, conhecidas como sistema australiano. Porém, um dos fatores limitantes ao uso destes sistemas é a necessidade de extensas áreas para sua instalação.

Ao se tratar da capacidade de tratamento de efluentes do sistema de lagoas, quanto a composição química, esta é bem variável.

De acordo com Moravia (2007), alguns problemas são enfrentados ao lidar com este tipo de tratamento, sendo que estes problemas podem ser relacionados com a capacidade restrita de certos microrganismos para degradar substâncias orgânicas tóxicas, sensibilidade a variações de pH ou de descargas tóxicas que podem paralisar o metabolismo entre outras dificuldades.

Martins *et al.* (2010), realizaram um estudo com o lixiviado proveniente de aterro sanitário em escala piloto, sendo o sistema composto por uma lagoa anaeróbia, uma lagoa aerada, uma lagoa de maturação e um filtro de pedras em série. O estudo foi dividido em etapas: a etapa 1 foi referente ao monitoramento do

sistema de tratamento com aeração na lagoa aerada (L_2) com frequência semanal; a etapa 2 refere-se ao monitoramento do sistema após a recirculação de 50% da vazão total do efluente em todo o sistema, também com frequência semanal; e por fim a etapa 3 faz referência ao monitoramento do sistema após a recirculação de 100% da vazão total do efluente com a mesma frequência das demais etapas. A remoção da DQO alcançada pelo sistema completo foi de aproximadamente 80% quando foi realizada a recirculação de 100% da vazão e de aproximadamente 79% apenas com o tratamento completo, sem recirculação. Para as remoções de DBO, o sistema alcançou 90% na etapa 1, 83% na etapa 2 e 93% na etapa 3. As concentrações de carbono orgânico dissolvido foram de 65% na etapa 1, 70% na etapa 2 e 82% na etapa 3.

Em se tratando das concentrações de nitrogênio, Maia *et al.* (2015), em seu estudo, que visou avaliar o tratamento biológico do lixiviado de aterro sanitário utilizando duas lagoas anaeróbias, um sistema de lodos ativados e uma lagoa facultativa, observaram reduções de 83% das concentrações de nitrogênio amoniacal e 82% para as concentrações de nitrogênio total Kjeldahl. Os referidos autores verificaram uma maior taxa de remoção de nitrogênio amoniacal após o efluente passar pelas lagoas anaeróbias e de lodos ativados.

Também no estudo de Martins *et al.* (2010), composto por um sistema de três lagoas (lagoa anaeróbia, lagoa aerada e lagoa de maturação) e um filtro de pedras, o NTK e o nitrogênio amoniacal foram removidos nas três etapas alcançando aproximadamente 97% em que os autores observaram a atuação do filtro de pedra na remoção destes compostos nitrogenados melhorando a qualidade do efluente. Foi observado também a redução da toxicidade do efluente após passar pelo sistema.

Osada *et al.* (2011) afirmam que a amônia também está relacionada com a presença de elementos da concentração de salinidade, tais como potássio e sódio, e que a contribuição da amônia na toxicidade de lixiviados do aterro industrial utilizado em seu estudo, foi calculada como aproximadamente 59% da toxicidade total do lixiviado de aterro. Ainda nos ambientes anaeróbios, podem ocorrer a remoção de alguns metais traço na forma de sulfetos, além das reduções significativas de DQO.

A remoção de fósforo total, avaliada no trabalho de Maia *et al.* (2015), apresentou eficiência global de 80%. No que concerne aos elementos traço (metais) observou-se que de uma forma geral houve redução das taxas em relação ao

efluente bruto, porém as variações durante as fases de tratamento foram notórias, as quais podem estar relacionadas a diversos fatores.

Ressalta-se que os Sistemas Australianos de Lagoas em Série (compostos por lagoas anaeróbias e facultativas), por não possuírem sistemas de aeração, demandam maiores áreas para as lagoas facultativas se comparados a sistemas com aeradores.

Por fim, observa-se que os sistemas de tratamento compostos por lagoas se avaliados de forma geral são eficientes para o tratamento de lixiviados, necessitando porém, na maioria das situações, de tratamentos complementares.

3.4 Tratamento ecológico de efluentes por fitorremediação: áreas alagadas (*wetlands*)

A fitorremediação é uma técnica de tratamento que utiliza um sistema de plantas e biota associada para o tratamento da água, do solo e ar contaminados (PREUSSLER, 2014)

De acordo com Preussler (2014) a fitorremediação, incluindo *wetlands*, por si só ou em combinação com outras técnicas tem sido utilizada com sucesso para remover contaminantes de interesse, tais como o nitrogênio e a matéria orgânica. Avaliando vários trabalhos científicos, o autor observou que estes métodos também podem reduzir poluentes orgânicos persistentes e metais traço.

Este método tornou-se instrumento de motivação econômica, pois o resíduo oferece um novo modelo de negócio de baixo custo e com enorme benefício ao ambiente.

No Brasil, as *wetlands* são referenciadas pelo próprio termo em inglês, *wetlands* (terras úmidas), *constructed wetlands* e, por *wetlands* construídas, áreas alagadas, alagados construídos ou artificiais, várzeas artificiais, áreas inundadas, leito de raízes, zona de raízes, zonas úmidas, filtros plantados, tanques de macrófitas, filtros plantados com macrófitas, alagados naturais, terras úmidas construídas, leitões cultivados, entre outros (POÇAS, 2015).

O termo *Wetlands* vem sendo empregado para designar áreas alagadas ou inundáveis. São ambientes nos quais se desenvolvem espécies vegetais adaptadas à saturação de água, apresentando uma enorme diversidade biológica. Nestes

ambientes, a água, os vegetais e o solo interagem favorecendo a reciclagem de nutrientes obtida através de processos químicos, físicos e biológicos (LIMA, 2016).

As *wetlands* processam os nutrientes, fósforo e nitrogênio, preservando a natureza. Esta tecnologia alternativa de tratamento consegue aproveitar o ambiente de solo alagado, onde o rizoma das plantas é responsável pela despoluição das águas residuárias, podendo executar funções semelhantes ao tratamento convencional dos esgotos domésticos, por meios físicos, químicos e biológicos (SILVA, 2007).

Cabe acrescentar também que o Brasil oferece condições climáticas e ambientais favoráveis à implantação das *wetlands*, além de apresentar enorme carência de tratamento em águas residuárias, especialmente em pequenos e médios municípios (VALENTIN, 2003 *apud* POÇAS, 2015).

3.4.1 *Wetlands* construídas

As *wetlands* construídas diferem das naturais pelo controle do regime hidrológico a que se impõe ao sistema artificial. Outro fator que difere é a implantação de um projeto do substrato, o qual busca a condutividade hidráulica, ideal para o sistema. Há uma série de variações dos sistemas de *wetlands*, cuja classificação, em geral, pode ser diferenciada de acordo com o tipo de vegetação implantada ou do fluxo hidráulico aplicado, dando a essa tecnologia uma diversidade de opções (MARIANO, 2017).

Segundo Lima (2016), as *wetlands* construídas são qualificadas em função do fluxo às águas residuárias, sendo então denominados por *wetland* de escoamento superficial e *wetland* de escoamento subsuperficial, sendo este último desmembrado em fluxo vertical e fluxo horizontal.

Dentre elas destacam-se as *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial (WHFSS), conforme apresentado na Figura 4, que são unidades largamente aplicadas na Europa e EUA e que potencialmente promovem tratamento satisfatório, quando dimensionadas corretamente e se utilizam materiais adequados para sua construção e operação (PAOLI, 2010).

Outro fator importante para manter a eficiência do tratamento por *wetlands* construídas, é a necessidade de podar as plantas no tempo certo, para não comprometer o resultado do tratamento. O procedimento da poda é efetivo, porque a

planta em crescimento precisa de mais nutrientes do que a planta adulta, portanto consome mais nitrogênio e fósforo, oferecendo assim melhores resultados para o tratamento do efluente a que se destina (CURTY, 2018).

Portanto, as *wetlands* construídas têm sido estudadas quanto aos resultados obtidos para o tratamento de efluentes sanitários em relação a eficiência de remoção da matéria carbonácea – DBO₅ e DQO e nitrogenada. A Figura 4 contempla o esboço de uma *wetland* construída de fluxo subsuperficial.

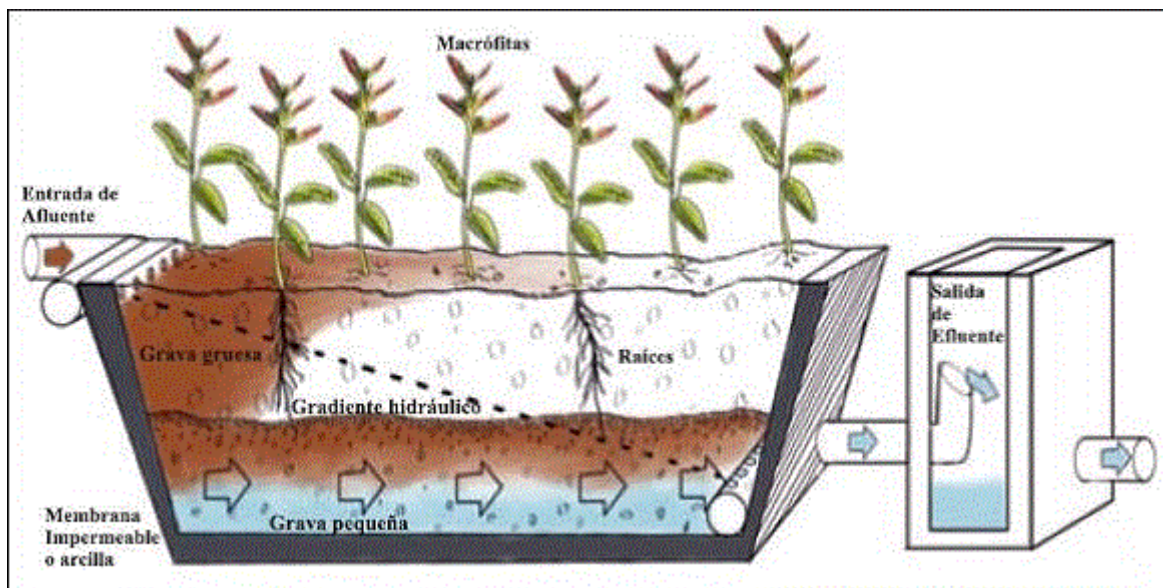


Figura 4: *Wetland* de fluxo subsuperficial

Fonte: Peña *et al.*, 2013

3.4.2 *Wetlands* naturais

As *wetlands* naturais consistem em áreas de transição entre um sistema terrestre e um aquático, conhecidas na natureza como terras úmidas, brejos, várzeas, pântanos, manguezais ou lagos rasos. Os igapós da Amazônia são um exemplo de *wetland* natural (CURTY, 2018).

Segundo Monteiro (2009), sistemas de *wetlands* naturais ou áreas alagadas são ecossistemas complexos e fascinantes, que exercem uma série de funções vitais para o ambiente e a sociedade, uma vez que sua existência depende da qualidade do meio. O autor também cita que essas áreas incluem uma variedade de áreas de transição de ecossistemas aquáticos e terrestres. São terras baixas (em

relação ao entorno) cobertas por uma camada rasa de água ou que estão saturadas de água, e que sofrem alguma influência hidrológica.

De acordo com Lima (2011), as *wetlands* naturais representam, em termos de paisagem, ecótonos entre os sistemas terrestres e aquáticos, afetando a distribuição de animais e plantas, a nutrição das plantas, os processos microbiológicos e a retenção de material particulado.

Curty (2018) afirma que estes ecossistemas são exemplos do processo de autodepuração, porque se constituem por áreas que sofrem inundações constantes ou intermitentes, e que desenvolveram uma vegetação adaptada à vida em solos alagados. No centro do ecossistema está o solo e neste, o húmus, pelo fato de o solo ser um suporte orgânico, onde as raízes se fixam e de onde retiram seus nutrientes.

A vegetação presente são as macrófitas e estas apresentam alta produtividade e grande capacidade de adaptação aos mais diversos ambientes. São eficientes para a remoção de poluentes em virtude de suas altas taxas de crescimento em águas eutróficas e intensa capacidade de remoção de nutrientes, oferecendo um sistema de baixo custo para a fitodepuração (BULLER *et al.*, 2011). A Figura 5 contempla um desenho esquemático dos principais componentes de uma *wetland* natural.

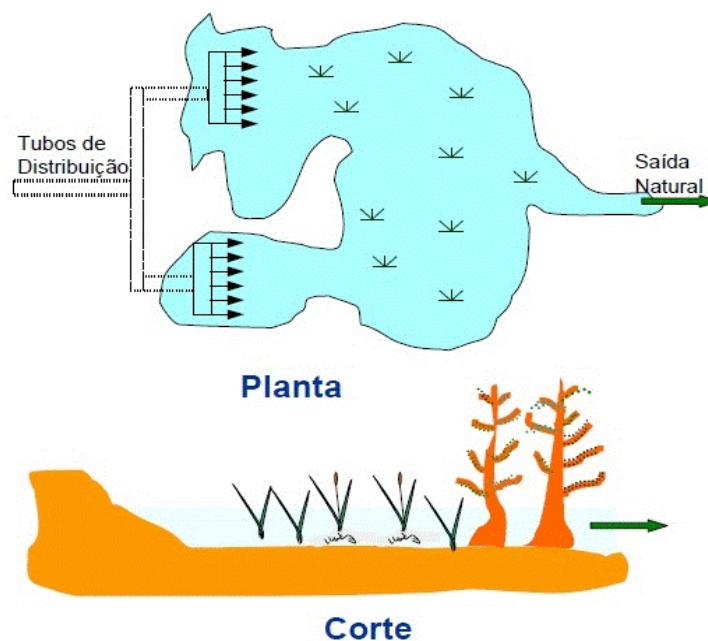


Figura 5: *Wetland* natural de fluxo superficial

Fonte: Kadlec e Knight (1996) *apud* Lautenschlager (2001)

3.4.3 Macrófitas aquáticas

Macrófitas aquáticas são denominadas como vegetais que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos. Estes vegetais, são capazes de produzir grande quantidade de biomassa (OLIVEIRA, 2018).

Segundo Carvalho (2016), são espécies de plantas que possuem características morfológicas que as posicionam como promissoras a programas de fitorremediação.

Entretanto, a definição de macrófitas vem sendo discutida e modificada por diversos autores ao longo da história (SILVA, 2011). Estes vegetais habitam áreas úmidas compreendendo desde brejos até rios, lagos, entre outros ambientes aquáticos. Sua propagação se dá de forma facilitada, sendo os pássaros um agente dispersante de sementes.

Vieira (2016) afirma que as macrófitas aquáticas são vegetais que devido ao seu processo evolutivo possuem capacidade de adaptação tanto em ambientes terrestres como aquáticos estando presentes desde lagos e represas a ambientes salobros e salgados.

De acordo com Rocha (2016), estes vegetais têm reconhecida função na estruturação de ecossistemas e importante papel nas interações tróficas em cascata, cujo entendimento é chave para avanço de técnicas de ecologia aplicada e teórica para melhorar a qualidade da água, sendo consideradas, conforme afirma Oliveira (2018), agentes purificadores por absorver nutrientes de forma intensa.

O filme biológico formado na rizosfera e nas raízes das macrófitas é composto por colônias de bactérias, protozoários e micrometazoários que degradam a matéria orgânica e tornam os nutrientes disponíveis (CUNHA, 2006). Outra importante característica das macrófitas é seu potencial de adaptação e com isso a capacidade de se ajustar as condições ambientais através de alterações na morfologia das folhas (TRINDADE *et al.*, 2010). De acordo com o autor, no Brasil, existem algumas classificações comumente aceitas, as quais referem-se a:

- Macrófitas aquáticas submersas enraizadas ou fixas: são enraizadas e crescem totalmente submersas na água, normalmente emitem as estruturas reprodutivas acima do nível de água. Ex: *Potamogeton pectinatus* (potamogeto), *Cabomba australis* (cabomba).

- Macrófitas aquáticas submersas livres: permanecem flutuando submersas na água. Geralmente prendem-se a pecíolos e caules de outras macrófitas. Ex: *Utricularia gibba* (violeta-do-brejo, boca-de-leão do banhado).
- Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes ou flutuantes fixas: são enraizadas e com folhas flutuando na superfície da água. Ex: *Nymphoides indica* (estrela-branca, soldanela-d'água).
- Macrófitas aquáticas flutuantes livres: permanecem flutuando com as raízes abaixo do nível da superfície da água. Ex: *Pistia stratiotes* (repolho-d'água), *Eichhornia crassipes* (aguapé).
- Macrófitas aquáticas emergentes ou emersas: enraizadas, porém com folhas podendo alcançar grande altura acima do nível d'água. Ex: *Typha domingensis* (taboa, paina).
- Anfíbias: encontradas na interface água-terra, tolerantes à seca. Ex: *Salix humboldtiana* (salgueiro).
- Epífitas: espécies se estabelecem e se desenvolvem sobre indivíduos de espécies flutuantes livres ou fixas. Ex: *Oxycaryum cubense*.

A Figura 6 ilustra alguns tipos de macrófitas classificadas no texto.

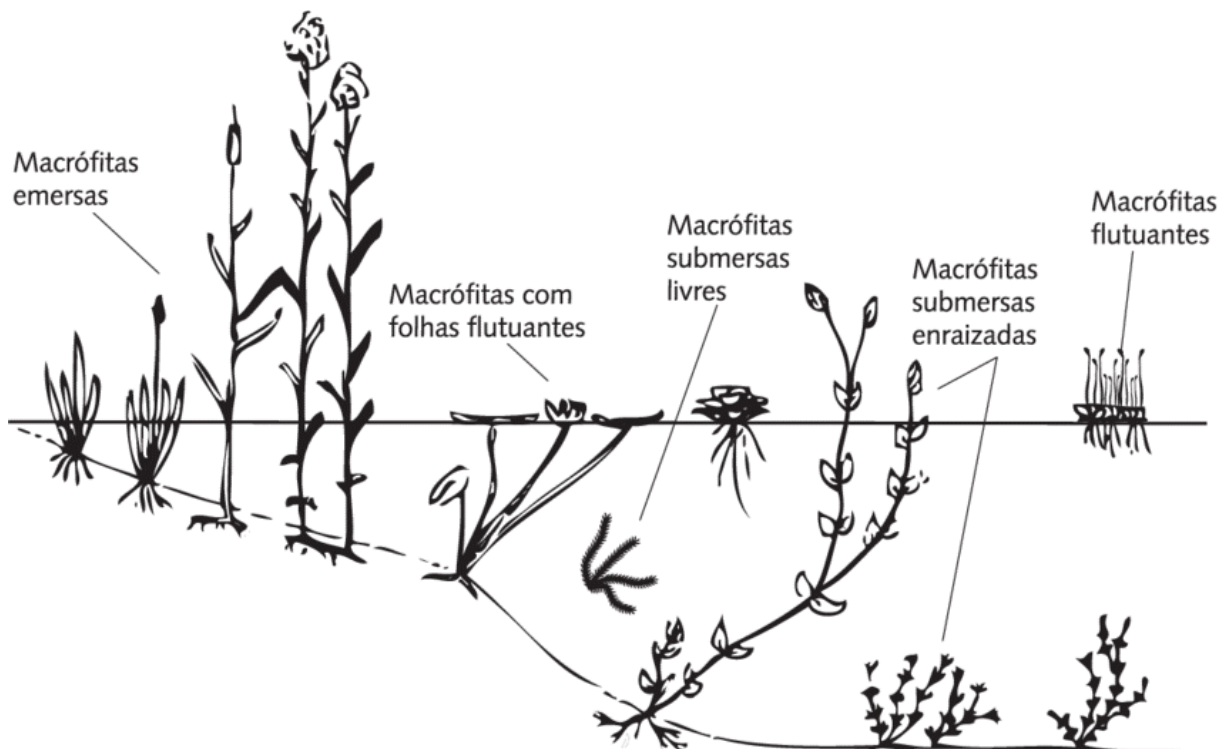


Figura 6: Tipos de macrófitas aquáticas

Fonte: Fragoso Jr. et al. (2009)

Existem também diversos fatores que propiciam o crescimento e, conseqüentemente, a produção de biomassa destes vegetais. Entretanto, os de origem antrópica como: excesso de nutrientes provenientes de fontes como o esgoto doméstico, erosão de terras agrícolas, resíduos industriais, são os mais preocupantes (MITCHELL, 1974 *apud* TRINDADE *et al.*, 2010).

Abrantes (2009) afirma que a formação de aerênquima em macrófitas, é uma adaptação destas plantas à baixa disponibilidade de oxigênio em virtude de diminuir a resistência de difusão desse elemento entre órgãos que apresentam ou não aeração. Destaca-se que mesmo que o ambiente externo esteja hipóxico ou anóxico, a raiz encontra-se internamente aerada.

Segundo Sculthorpe (1985) *apud* Marques (2008), as raízes das macrófitas aquáticas emergentes enfrentam um meio de quase total ausência de oxigênio, necessitando de artifícios que assegurem quantias adequadas deste gás. Para isso, extensos sistemas de espaços de ar no parênquima (aerênquima), são muito frequentes. Este aerênquima constitui-se em um sistema de canais de aeração, partindo das raízes para o caule e alcançando inclusive as folhas. Ainda de acordo com o mesmo autor, este sistema compensatório de aerênquima, além de assegurar provisões de oxigênio, oferece uma maior resistência mecânica, permitindo o máximo possível de força com o mínimo possível de tecidos.

Lima (2011), afirma que as macrófitas possuem a função chave na retirada dos resíduos da água, removendo uma variedade de compostos físicos, químicos e biológicos. Muitos desses processos são atribuídos aos microrganismos que vivem sobre ou ao seu redor.

Portanto para se obter êxito na utilização de macrófitas aquáticas em *wetlands* visando remover poluentes de efluentes líquidos, deve-se conhecer a característica do líquido a ser tratado, bem como as concentrações dos elementos a serem removidos para que se faça a escolha correta das espécies de acordo com os potenciais específicos de absorção, adsorção e remoção dos poluentes.

3.4.4 *Wetlands para tratamento do lixiviado de aterro sanitário*

O desempenho das *wetlands* para tratamento de lixiviados está diretamente relacionado à ação das populações microbianas ali presentes, bem como com o

tempo de detenção hidráulica, a carga do efluente a ser tratado, temperatura do local, tipo de solo e vegetação.

As macrófitas (plantas aquáticas comumente presentes nas *wetlands*), têm o potencial de absorver elementos químicos/nutrientes pelo seu sistema radicular e também algumas espécies os absorvem através das folhas.

Pietrobelli (2007) afirma que as macrófitas exercem importante papel na remoção de substâncias dissolvidas, assimilando-as e incorporando-as à sua biomassa. Os constituintes da parede celular têm um importante papel na bioabsorção de metais. Esses vegetais possuem a função chave na retirada dos resíduos da água, removendo uma variedade de complexos físicos, químicos e biológicos, além da conversão do dióxido de carbono atmosférico em biomassa. Muitos desses processos são atribuídos aos microrganismos que vivem sobre ou ao redor das macrófitas.

Além da absorção pelas plantas, ocorrem também nas *wetlands*, processos de precipitação e sedimentação, sendo a segunda importante também na sedimentação de materiais particulados presentes no efluente.

De acordo com Peralta *et al.* (2013), os atributos físico-químicos do solo, incluindo densidade aparente, umidade, matéria orgânica do solo, carbono orgânico total e textura estão todos inevitavelmente ligados ao desenvolvimento de comunidades de plantas em terras e muitas vezes fortemente impactados por processos de construção de áreas úmidas.

Em se tratando da remoção de nutrientes nas *wetlands*, as principais transformações que ocorrem com os compostos nitrogenados são: assimilação, amonificação, fixação biológica, nitrificação e desnitrificação. Os compostos incluem uma variedade de formas de nitrogênio inorgânico e orgânico que são essenciais para toda a vida biológica (REIS, 2016).

Wojciechowska (2017) em seu trabalho, avaliou a capacidade de uma área úmida de fluxo subsuperficial construída em forma de projeto piloto com três leitos de 0,6 metros de profundidade cada, para tratar o lixiviado de aterro sanitário em que foram estabelecidos três períodos de pesquisa (com duração de 1 estação de vegetação cada) com diferentes condições de operação visando identificar a remoção de matéria orgânica e nitrogênio. Nos períodos de pesquisa I e III, a *wetland* foi alimentada com lixiviado acrescido de esgoto municipal, enquanto no período II o lixiviado foi tratado sem diluição. O lixiviado utilizado no experimento foi

caracterizado como de baixa biodegradabilidade, fato que segundo o autor, influenciou no desempenho do tratamento. As taxas de remoção de DBO_5 e DQO variaram de 88,0% a 95,0% e 47,8% a 86,6% respectivamente. Já o nitrogênio total alcançou taxas de variação de remoção de 68,9% para 98,5%, porém a escassez de matéria orgânica lábil limitou o processo de desnitrificação. Por fim, a autora concluiu que o acréscimo do esgoto municipal ao lixiviado, melhorou a biodegradabilidade e desempenho do tratamento.

Já Calijuri *et al.* (2009), avaliaram o comportamento de *wetlands* construídas na remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes em escala piloto de fluxo horizontal, subsuperficial e superficial operando como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB (esgoto sanitário) em que a remoção da matéria orgânica mostrou-se elevada e estável (70% para SST, 80% para DBO_5 e 60% para DQO). Porém a remoção de nutrientes mostrou-se instável e aparentemente influenciada pela temperatura. Quanto aos coliformes, embora com variações, o sistema de tratamento apresentou remoção de duas a quatro unidades logarítmicas para *E. coli*.

Em se tratando da remoção do fósforo, esta ocorre principalmente pela absorção pelas plantas, podendo ocorrer também a precipitação e adsorção, sendo que sua retirada pelas plantas fica limitada às necessidades da espécie. Reis (2016) afirma que a estocagem de nutrientes é igualmente dependente de concentrações de nutrientes das plantas, tecidos e também sobre o potencial final para acumulação de biomassa, ou seja, a colheita. Pelissari *et al.* (2019) ao avaliarem a incorporação de nitrogênio e fósforo no tecido foliar da macrófita *Typha domingensis Pers.* em um sistema constituído por uma lagoa de armazenamento e uma *wetlands* construída de fluxo horizontal, durante o tratamento de efluente da bovinocultura leiteira, observaram valores de remoção de 5,12% da carga total de nitrogênio e 3,16% da carga total de fósforo aplicadas na *wetland*. Os autores concluíram que a remoção de nutrientes pelas macrófitas está relacionada com as taxas de crescimento e com a fase de desenvolvimento das plantas.

Sobre os metais traço possivelmente presentes no lixiviado de aterro sanitário, Vymazal (2007) em seu trabalho encontrou concentrações semelhantes de elementos metálicos monitorados nos tecidos das plantas acima e abaixo do solo de *wetlands* construídas em relação às concentrações encontradas em plantas que crescem em povoamentos naturais. As espécies avaliadas pelo autor foram

Phragmites australis e *Phalaris arundinacea* crescendo em áreas úmidas naturais e construídas, em que após as análises, concluiu-se que as concentrações de elementos monitorados (Cd, Cu, Pb, Ni, Zn e Cr) nos tecidos das plantas acima e abaixo do solo foram semelhantes às encontradas em plantas que crescem em povoamentos naturais. Portanto observa-se que o acúmulo de um determinado metal está relacionado com a capacidade de absorção e dos locais de ligação intracelular das espécies.

Por fim, observa-se que diversos estudos têm sido desenvolvidos objetivando avaliar as particularidades das *wetlands* e conhecer os fatores limitantes e favoráveis ao tratamento de efluentes.

3.5 Lançamento de efluentes em cursos d'água

Para efetuar o lançamento de efluentes em corpos d'água, é necessário conhecer suas características e potencial poluidor em relação ao enquadramento do corpo d'água e aos limites aceitáveis de diversos parâmetros contemplados na legislação.

Em se tratando da classificação dos corpos d'água, a deliberação normativa conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 05 de maio de 2008 contempla as diretrizes para enquadramento e as condições e padrões para lançamento de efluentes de acordo com a classe do corpo receptor. Em seu capítulo V a deliberação também proíbe o lançamento de efluentes sem prévio tratamento, além de estabelecer limites para diversos parâmetros (orgânicos e inorgânicos). Em se tratando da disposição de efluentes em solo, a referida legislação contempla em seu artigo 24 que esta forma de disposição, mesmo que o efluente esteja tratado, não poderá causar poluição ou contaminação das águas. (MINAS GERAIS, 2008)

A resolução nº 430 de 13 de maio de 2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) prevê que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta resolução. A referida norma ainda completa e altera parcialmente a resolução Conama nº 357 de 17 de março de 2005 que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece

as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências (BRASIL, 2011).

Portanto, para atendimento à legislação quanto ao lançamento de efluentes, a observância do enquadramento do corpo receptor é indispensável, não sendo permitido ao efluente causar alterações neste.

4 METODOLOGIA

O presente trabalho foi dividido em duas partes; sendo uma para avaliar as características do lixiviado de diferentes aterros sanitários do estado de Minas Gerais e a outra para avaliar a eficiência do pós-tratamento do Sistema Australiano de Lagoas de Série (*wetland* natural) visando a melhoria da qualidade do lixiviado gerado no aterro sanitário do CPGRS através do preenchimento das lacunas deixadas pelo sistema de lagoas.

4.1 Avaliação das características do lixiviado de aterros sanitários de Minas Gerais

Para alcançar os objetivos propostos, utilizou-se a metodologia apresentada a seguir, conforme Figura 7.

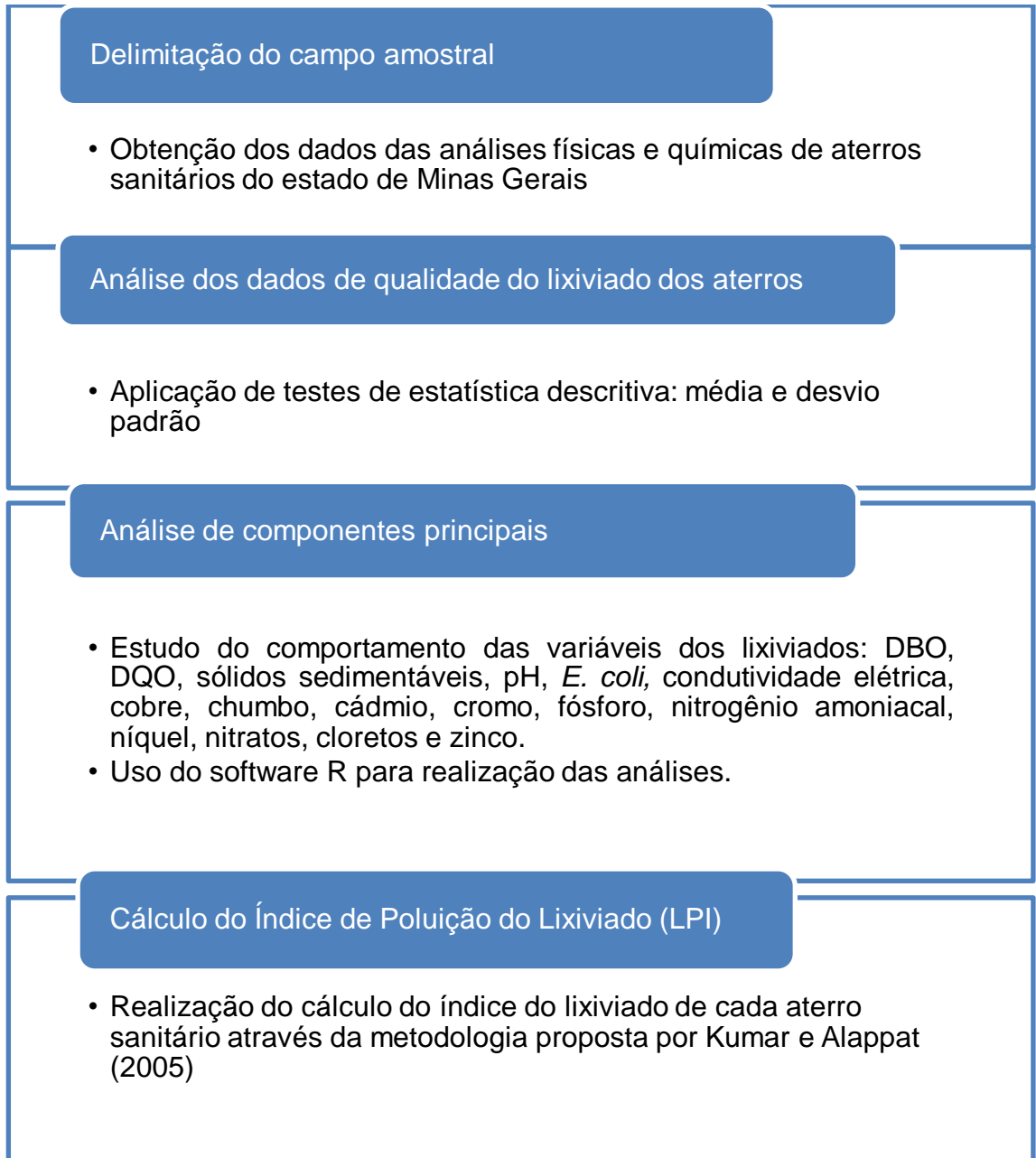


Figura 7: Metodologia de avaliação das características dos lixiviados

Fonte: Próprio autor, 2021

4.1.1 Caracterização das áreas de estudo

O campo amostral compreendeu os aterros sanitários dos municípios de Além Paraíba, Conselheiro Lafaiete, Contagem, Juiz de Fora, Muriaé, Sabará, Santana do Paraíso, Uberaba e Uberlândia.

Os dados dos lixiviados provenientes dos aterros sanitários dos municípios foram disponibilizados através de relatórios pelo Instituto de Gestão de Políticas Sociais (Gesois).

O Instituto Gesois possui termo de parceria com o estado de Minas Gerais, por intermédio da Fundação Estadual de Meio Ambiente, cujo termo visa à cooperação entre as partes no desenvolvimento de atividades de apoio à Feam na execução da política pública de gestão de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Tais ações de apoio são em consonância com as Políticas Nacional e Estadual de Resíduos Sólidos, visando à melhoria da qualidade de vida da população mineira e ambiental do Estado.

Os relatórios correspondem ao Indicador 2.2 (Número de Relatórios Anuais das Unidades com Operação da Destinação de RSU Regularizadas ou não Regularizadas Ambientalmente visitadas) e reúne as informações levantadas durante as visitas técnicas realizadas nos Aterros Sanitários pelo referido instituto.

A seguir, no Quadro 2 estão contempladas algumas informações dos aterros utilizados no presente estudo, quanto ao quantitativo de resíduos recebidos diariamente e seus respectivos sistemas de tratamento do lixiviado.

Quadro 2: Quantitativo de resíduos e sistemas de tratamento de lixiviados de aterros sanitários de Minas Gerais

MUNICÍPIO	COORDENADAS GEOGRÁFICAS	QUANTITATIVO MÉDIO DE RESÍDUOS RECEBIDOS (TONELADAS/DIA)	COMPOSIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO
Além Paraíba	736605,41 E 7588147,94 S	43	- Calha Parshall; - Tanque de sedimentação; - Tanque anaeróbio; - Lagoa de estabilização
Conselheiro Lafaiete	628337,06 E 7721783,91 S	160	- Calha Parshall; - Duas lagoas anaeróbias; - Uma lagoa Facultativa
Contagem	598802,12 E 7797647,39 S	500	Inexistente ➤ O efluente é encaminhado para uma ETE (Copasa)
Santana do Paraíso	761712,84 E 7848515,29 S	700	- Dois tanques impermeabilizados ➤ O efluente é encaminhado para uma ETE (Copasa)
Sabará	619770,50 E 7804620,42 S	3.400	- Tanques de acumulação impermeabilizados ➤ O efluente é encaminhado para uma ETE (Copasa)
Juiz de Fora	661587,89 E 7608218,27 S	700	- Uma lagoa anaeróbia; - Um flotor primário com adição de sulfato de alumínio e polímero; - Uma lagoa de retenção; - Uma lagoa biológica aerada; - Uma lagoa aerada com adição de cal; - Flotor secundário e osmose reversa
Muriaé	775096,48 E 7664745,22 S	70	- Calha Parshall; - Lagoa anaeróbia; - Lagoa facultativa
Uberaba	193709,07 E 7798496,44 S	290	- Duas lagoas anaeróbias; - Uma lagoa facultativa; - Duas lagoas macrófitas; - Uma lagoa de maturação; - Uma lagoa de armazenamento
Uberlândia	781831,29 E 7910607,61 S	600	Inexistente ➤ O efluente é encaminhado para uma ETE (Uberabinha)

Fonte: Próprio autor, 2021

As Figuras 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15 e 16 apresentam as imagens de satélites obtidas no Google Earth dos aterros sanitários estudados.



Figura 8: Imagem de satélite do aterro sanitário de Além Paraíba
Fonte: Google Earth, 2021



Figura 9: Imagem de satélite do aterro sanitário de Conselheiro Lafaiete
Fonte: Google Earth, 2021



Figura 10: Imagem de satélite do aterro sanitário de Contagem
Fonte: Google Earth, 2021



Figura 11: Imagem de satélite do aterro sanitário de Santana do Paraíso
Fonte: Google Earth, 2021



Figura 12: Imagem de satélite do aterro sanitário de Sabará
Fonte: Google Earth, 2021



Figura 13: Imagem de satélite do aterro sanitário de Juiz de Fora
Fonte: Google Earth, 2021



Figura 14: Imagem de satélite do aterro sanitário de Uberaba
Fonte: Google Earth, 2021



Figura 15: Imagem de satélite do aterro sanitário de Uberlândia
Fonte: Google Earth, 2021



Figura 16: Imagem de satélite do aterro sanitário de Muriaé
Fonte: Google Earth, 2021

As análises contempladas nos relatórios possuem frequências diferentes conforme esboçado no Quadro 3.

Quadro 3: Frequência das análises do lixiviado dos aterros sanitários

PERIODICIDADES DAS AMOSTRAGENS	MUNICÍPIOS	PARÂMETROS ANALISADOS																
		Condutividade elétrica (µS/cm)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	E. coli (NMP/100mL)	pH	Sólidos sedimentáveis	Cádmio (mg/L)	Chumbo (mg/L)	Cobre dissolvido (mg/L)	Cromo (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Níquel (mg/L)	Nitratos (mg/L)	Nitrogênio Amoniacal	Substâncias Tensioativas	Cloretos (mg/L)	Zinco (mg/L)
Bimestral (B) Trimestral (T) Semestral (S) Não disponibilizado (ND)	Além Paraíba	B	B	B	B	B	B	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
	Conselheiro Lafaiete	B	B	B	B	B	B	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Contagem	B	B	B	B	B	B	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
	Juíz de Fora	B	B	B	B	B	B	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
	Muriaé	B	B	B	B	B	B	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
	Sabará	B	B	B	B	B	B	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
	Santana do Paraíso	B	B	B	B	B	B	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
	Uberaba	B	B	B	B	B	B	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
	Uberlândia	B	B	B	B	B	B	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T

Fonte: Próprio autor, 2021

4.1.2 Análise dos dados de qualidade dos lixiviados dos aterros sanitários

Para a realização da análise dos dados dos lixiviados dos aterros utilizados no presente estudo foram realizadas as análises estatísticas descritiva (média e desvio padrão) e multivariada que compreendeu análise de componentes principais (PCA). Por fim, realizou-se também os cálculos do índice de poluição do lixiviado (LPI).

As análises estatísticas foram realizadas no programa Microsoft Excel e no software estatístico R - versão 4.1.0. No software R foi utilizado o módulo FactorMiner para a análise PCA. Para a análise foi realizada a padronização dos dados, objetivando evitar classificações incorretas devido às diferenças de magnitude dos valores das variáveis. Foram adotados valores de 0 a 100 para as variáveis analisadas. Para a realização dos cálculos do LPI foi utilizada a metodologia proposta por Kumar e Alappat (2005). O LPI foi obtido a partir da Equação 1.

(Equação 1)

$$LPI = \frac{\sum_{i=1}^m (W \times Q)}{\sum_{i=1}^m (W)}$$

em que m representa o número de variáveis do lixiviado; w representa o peso da variável e Q representa o valor do sub-índice.

Para estabelecimento das variáveis e seus respectivos valores de peso, os autores utilizaram o método Delphi que é uma técnica de pesquisa de opinião, em que o método oferece anonimato de respostas individuais. Foi utilizado um grupo de 80 especialistas de todo o mundo com experiência em engenharia ambiental, especialmente na área de gestão de resíduos.

A Tabela 3 apresenta os dados de peso de cada poluente do lixiviado contempladas pelos autores.

Tabela 3: Poluentes do lixiviado e seus respectivos pesos

	POLUENTE	PESO DO POLUENTE
1	Cromo total	0,064
2	Chumbo	0,063
3	DQO	0,062
4	Mercúrio	0,062
5	DBO ₅	0,061
6	Arsênio	0,061
7	Cianeto	0,058
8	Compostos fenólicos	0,057
9	Zinco	0,056
10	pH	0,055
11	Nitrogênio Total Kjeldahl	0,053
12	Níquel	0,052
13	Bactérias coliformes totais	0,052
14	Nitrogênio amoniacal	0,051
15	Sólidos dissolvidos totais	0,050
16	Cobre	0,050
17	Cloretos	0,048
18	Ferro	0,045
	Total	1,00

Fonte: Adaptado de Kumar e Alappat (2005)

Para o estabelecimento dos níveis de poluição chamados pelos autores de pontuação do sub-índice de cada variável, foram utilizados gráficos, cujos valores compreendidos, no eixo das ordenadas, variam de 0 a 100, enquanto no eixo das abscissas foram esboçadas as concentrações da variável até o limite máximo relatado na literatura.

É importante ressaltar que o cálculo do LPI é uma ferramenta quantitativa que permite relatar de maneira uniforme os dados de poluição por chorume, fornecendo uma visão geral do potencial de contaminação do lixiviado de forma comparativa (KUMAR e ALLAPAT, 2005).

Neste contexto, para o cálculo do LPI dos aterros sanitários estudados neste trabalho foram utilizadas as seguintes variáveis: DBO₅, DQO, pH, nitrogênio amoniacal, cloretos, chumbo, cobre, cromo, níquel e zinco, com exceção do aterro sanitário do município de Além Paraíba que não contemplou as variáveis níquel e zinco.

4.2 Avaliação de *wetland* natural para complementação do tratamento do lixiviado por sistemas de lagoas

Para alcançar os objetivos propostos, utilizou-se a metodologia apresentada a seguir, conforme Figura 17.

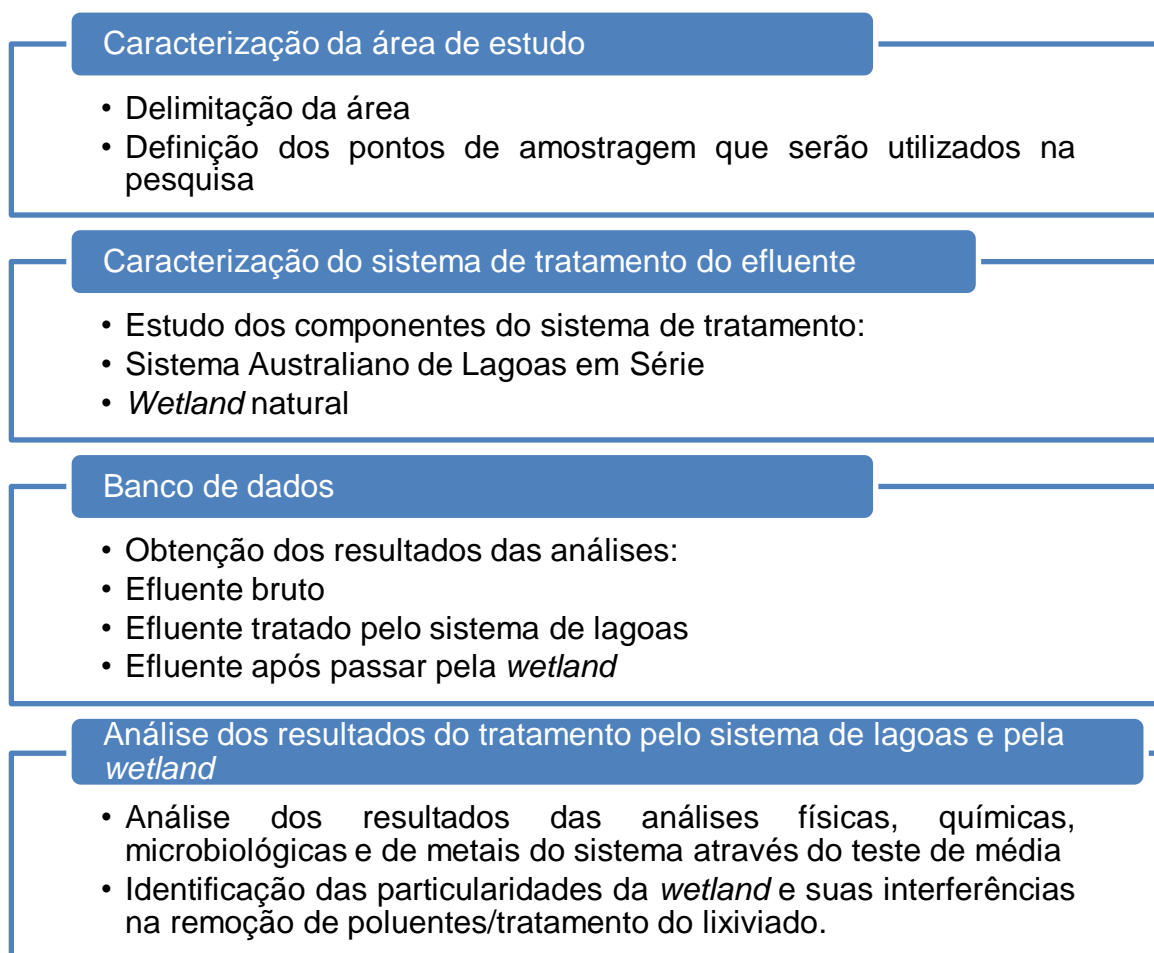


Figura 17: Metodologia para avaliação da *wetland* natural

Fonte: Próprio autor, 2021

O estudo realizado foi desenvolvido nas dependências do aterro sanitário do CPGRS (Consórcio Público de Gestão de Resíduos Sólidos).

O CPGRS é composto por oito municípios, sendo: Alvinópolis; Bela Vista de Minas; João Monlevade; Nova Era; Passabém; Rio Piracicaba; Santa Maria de Itabira; e São Domingos do Prata. Este desenvolve a atividade de gestão de resíduos sólidos por meio do aterramento de resíduos domiciliares e da gestão da correta destinação de outros tipos de resíduos sólidos conforme a demanda dos municípios consorciados.

O aterro sanitário está localizado na rodovia MG 123, km 03, zona rural do município de João Monlevade – MG e possui área de 24,5 hectares. O empreendimento localiza-se na bacia hidrográfica do rio Doce, sub-bacia do rio Piracicaba, conforme o mapa apresentado na Figura 18:

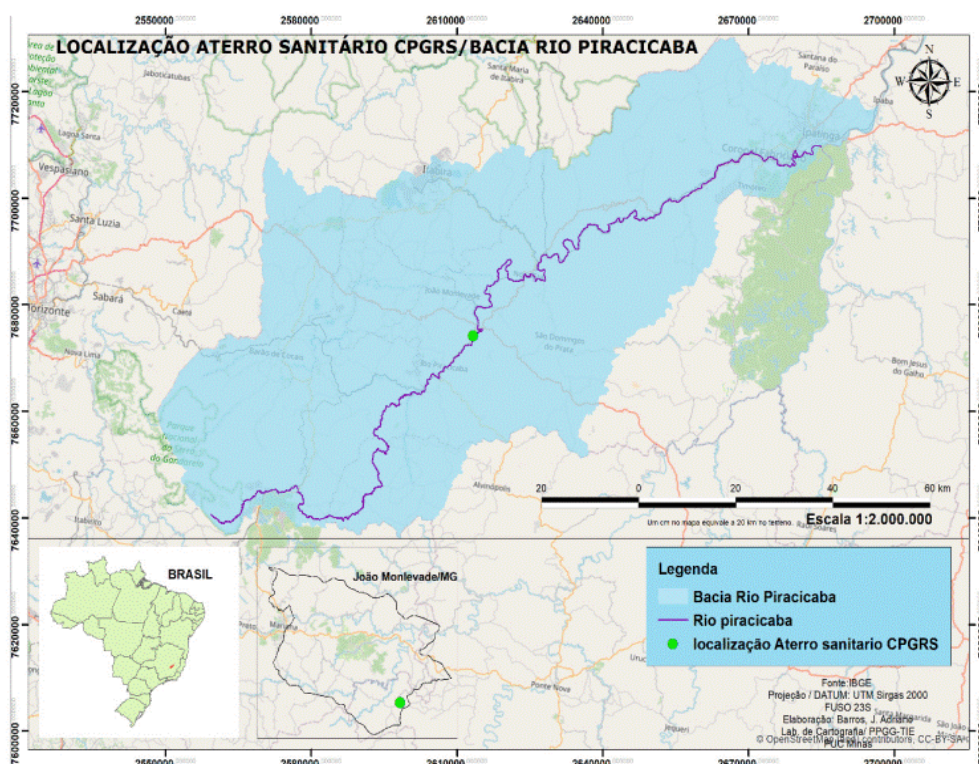


Figura 18: Mapa de localização do aterro sanitário do CPGRS na bacia do rio Piracicaba

Fonte: CBH São Francisco (2021) - adaptado

O município de João Monlevade está localizado na cota 761 metros acima do mar e possui clima quente e temperado, sendo sua temperatura média anual de 20,5 °C. O município é marcado por duas estações bem definidas, sendo uma chuvosa e outra seca, em que nesta última quase não

ocorrem precipitações (CLIMATE-DATA.ORG, 2021). Na Figura 19, apresenta-se as temperaturas médias e precipitações mensais no período compreendido entre os anos de 2014 a 2019.

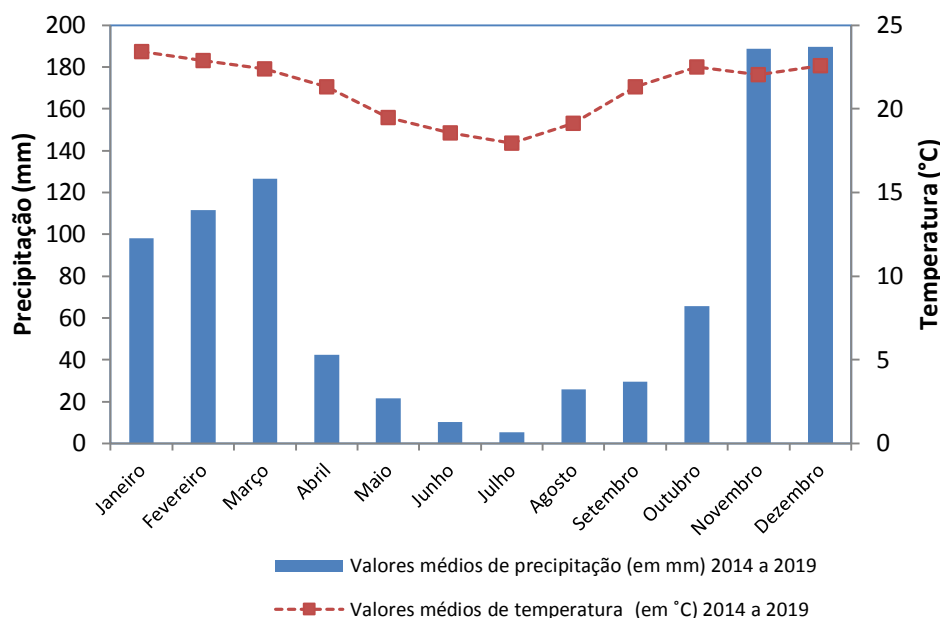


Figura 19: Valores médios de precipitação e temperatura dos meses de Janeiro a Dezembro no período compreendido entre 2014 e 2019

Fonte: INPE, 2020

Os dados de precipitação e temperatura disponibilizados pelo Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC)/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), foram registrados por uma estação meteorológica localizada em João Monlevade.

O empreendimento está em operação há 15 anos (desde novembro de 2006) e recebe resíduos sólidos domiciliares e comerciais com características domiciliares dos municípios consorciados e de algumas empresas geradoras de resíduos com as características descritas anteriormente, as quais possuem contrato com o CPGRS. Ressalta-se que a maioria dos municípios consorciados não possui programa de coleta seletiva abrangente e centro de triagem e compostagem, o que resulta na destinação de todo o resíduo domiciliar para o aterro sanitário, sendo este, reciclável ou não.

Atualmente o empreendimento recebe uma média de 80 ton/dia de resíduos. Todo o seu entorno é composto por monocultura de eucaliptos onde já existe formação de sub-bosque de vegetação nativa do bioma Mata

Atlântica. A existência de tal monocultura justifica-se pelo fato de a área ter sido doada para o município de João Monlevade (integrante do consórcio) em que a empresa doadora desenvolvia tal atividade e com o passar do tempo deixou de dar manutenção, justificando assim a existência do sub-bosque.

O projeto do aterro sanitário contempla a construção de 13 células de resíduos, estando a 5ª célula em operação atualmente. Em se tratando dos efluentes gerados, é realizada a queima do gás e o tratamento do lixiviado se dá por meio do Sistema Australiano de Lagoas em Série.

O lixiviado produzido é direcionado para o sistema de tratamento por meio de uma única rede de drenagem, que se inicia por uma caixa de passagem que recebe todo o lixiviado produzido nas células de resíduos (novas e antigas). Ao sair da rede, o efluente passa por uma caixa de retenção de sólidos com capacidade de 10 m³ e em seguida é direcionado à lagoa anaeróbia e posteriormente à lagoa facultativa. O referido sistema, teve sua operação iniciada no ano de 2006, e até a presente data, apenas a lagoa anaeróbia havia passado por manutenção/limpeza, a qual foi realizada no ano de 2015. Nas Figuras 20 e 21 encontram-se esboçadas as unidades (lagoas) do sistema.



Figura 20: Sistema Australiano de Lagoas em Série

Fonte: Próprio Autor, 2019



Figura 21: Lagoa Facultativa

Fonte: Próprio autor, 2019

4.2.1 Sistema de tratamento

O estudo se deu na área compreendida entre o sistema de lagoas (4.505,5 metros quadrados) e a *wetland* natural (6.916,55 metros quadrados). Na Figura 22, encontra-se esboçado todo o sistema de tratamento.

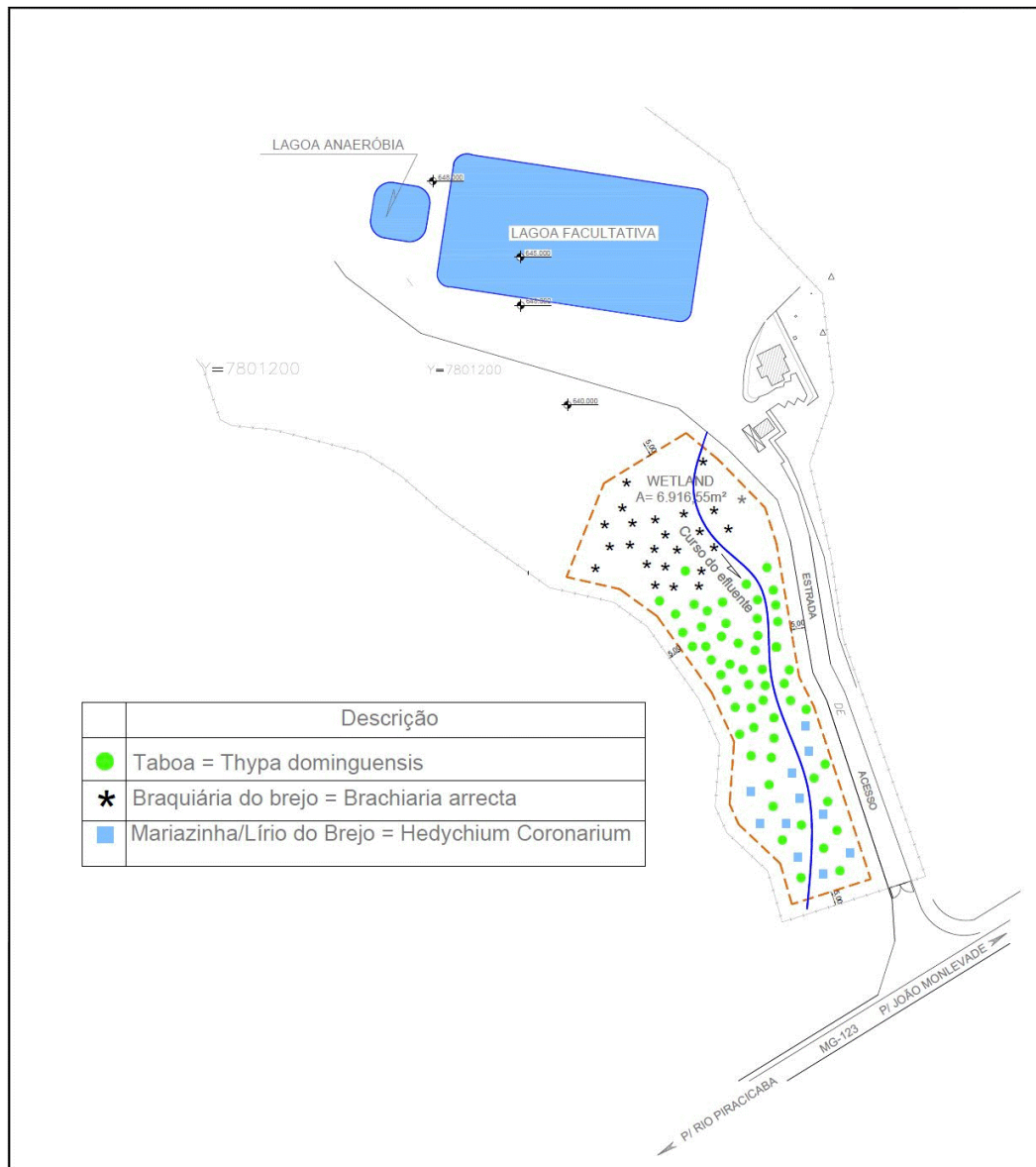


Figura 22: Esboço do sistema de lagoas e *wetland*

Fonte: CPGRS, 2021

4.2.2 Sistema Australiano de Lagoas em Série

O sistema de tratamento do lixiviado proveniente do aterro sanitário do CPGRS é o Sistema Australiano de Lagoas em Série, composto por uma lagoa anaeróbia e uma lagoa facultativa, cujas dimensões encontram-se na Tabela 4.

Tabela 4: Dimensões do sistema de lagoas

Dimensões	Lagoa anaeróbia	Lagoa facultativa
Comprimento (m)	22,80	89,00
Largura (m)	20,00	45,50
Profundidade (m)	3,50	3,00
Área superficial (m ²)	456	4.049,5

Fonte: Próprio autor, 2021

Anterior a este sistema, existe uma caixa de retenção de sólidos com capacidade de 10 m³ que recebe toda a vazão do lixiviado e visa reter os sólidos e/ou partículas sólidas carregadas pelo sistema de drenagem.

Para a caracterização do lixiviado e conhecimento dos resultados de remoção de poluentes pelo sistema de tratamento, são realizadas periodicamente, havendo análises de frequência bimestral, trimestral e semestral, de acordo com o parâmetro a ser analisado (conforme quadros 4 e 5); coletas de amostras do efluente na entrada da caixa de retenção de sólidos (ponto de amostragem P1), entre as lagoas (ponto de amostragem P2), na saída do sistema (ponto de amostragem P3). Existe também o monitoramento realizado após o efluente passar pela *wetland* natural. Tais amostragens são realizadas e enviadas ao laboratório para a realização das análises. A Figura 23 contempla um desenho esquemático indicando os pontos de amostragem.

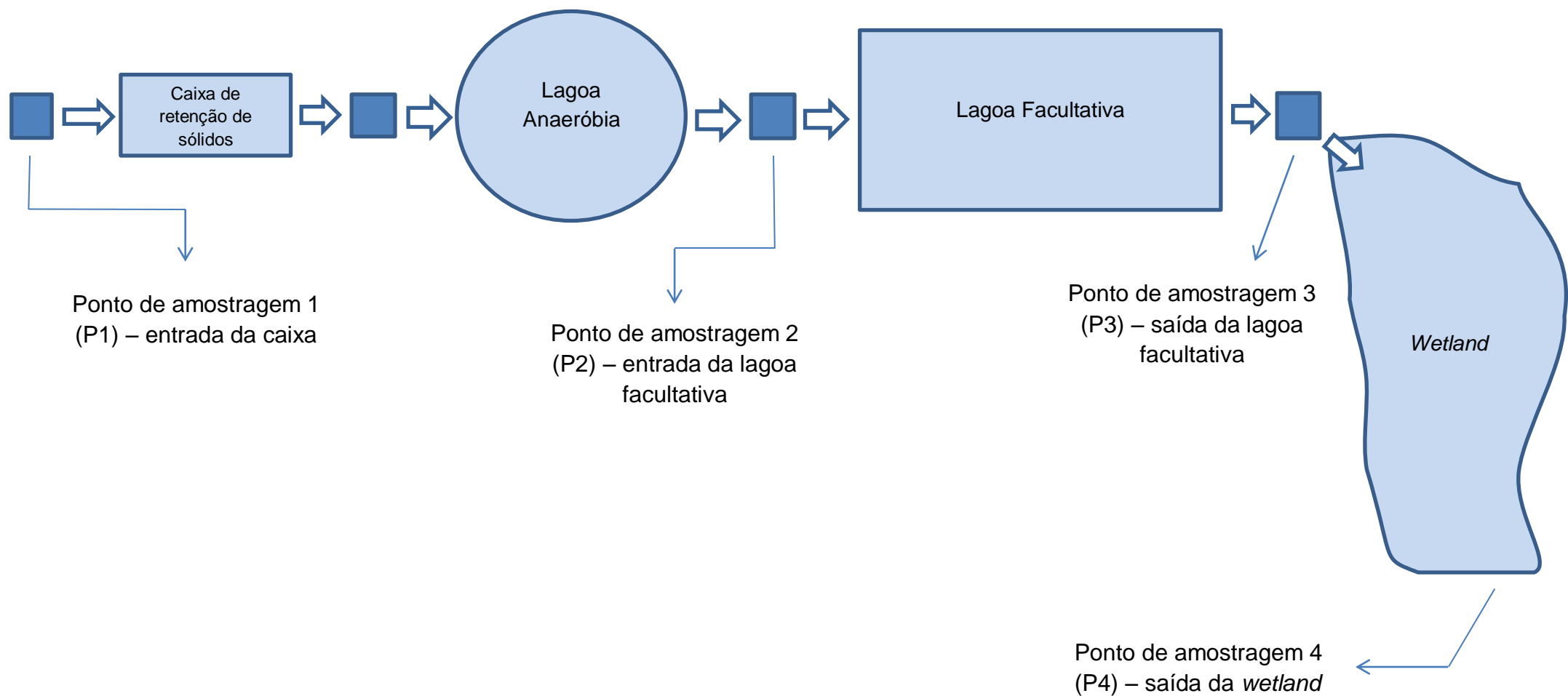


Figura 23: Desenho esquemático de representação dos pontos de amostragem

Fonte: Próprio autor, 2021

As Figuras 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30 e 31 ilustram os pontos de coleta.



Figura 24: Medição da vazão do efluente
Fonte: Próprio autor, 2021



Figura 25: Coleta de amostra do efluente bruto no ponto de amostragem 1
Fonte: Próprio autor, 2021



Figura 26: Coleta de amostra do afluente da lagoa facultativa, no ponto de amostragem 2
Fonte: Próprio autor, 2021



Figura 27: Acondicionamento das amostras nos frascos para transporte ao laboratório de análises
Fonte: Próprio autor, 2021



Figura 28: Coleta de amostra do efluente da lagoa facultativa, no ponto de amostragem 3
Fonte: Próprio autor, 2021



Figura 29: Acondicionamento das amostras nos frascos para transporte ao laboratório de análises
Fonte: Próprio autor, 2021



Figura 30: Coleta de amostra na saída da *wetland*, no ponto de amostragem 4
Fonte: Próprio autor, 2021

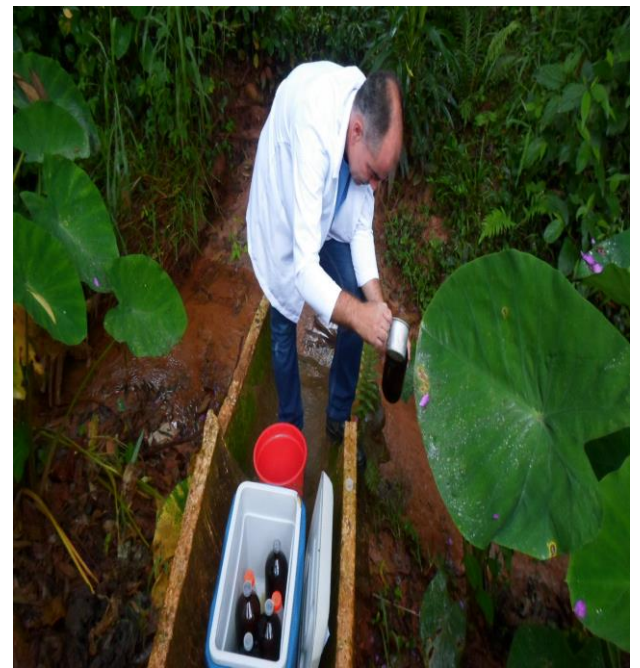


Figura 31: Acondicionamento da amostra para transporte ao laboratório
Fonte: Próprio autor, 2021

Todas as coletas, análises e medições de vazão (realizadas pelo método direto) são realizadas por empresa acreditada pelo Inmetro na ABNT NBR ISO/IEC 17025 – Ensaio sob o número CRL 0531, cujas frequências e parâmetros obedecem

ao cronograma estabelecido pela Feam (conforme Quadros 4 e 5) no momento da concessão da licença ambiental para funcionamento do empreendimento.

As amostragens quase que em sua totalidade foram realizadas no período da manhã no horário compreendido entre as 10 e 11 horas. Somente na ocorrência de fator impeditivo, como ocorrência de precipitações fortes no horário da coleta que estas não foram realizadas no horário informado.

Quadro 4: Frequência das coletas de amostras do lixiviado

FREQUÊNCIA DE COLETAS DO LIXIVIADO												
PERIODICIDADE DAS AMOSTRAS	MESES											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun Se necessário	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez Se necessário
Bimestral (B)	B		B		B		B		B		B	
Trimestral (T)	T			T			T			T		
Semestral (S)		S						S				

Fonte: Próprio autor, 2020

Quadro 5: Pontos de amostragem e parâmetros a serem analisados

PONTOS DE AMOSTRAGEM	NATUREZA DA AMOSTRA	PARÂMETROS A SEREM ANALISADOS																			
		Cloretos	Cianobactérias	Clorofila A	Oxigênio Dissolvido	E.Coli	Nitratos	Óleos e graxas	Substâncias tensoativas	pH	Sólidos sedimentáveis	DQO	DBO	Condutividade	Nitrogênio Amoniacoal	Fósforo Total	Cádmio	Chumbo	Cromo	Cobre	Níquel
Afluentes/Efluentes																					
Afluente da lagoa anaeróbia	Afluentes										B	B	B								
Afluente da lagoa facultativa												B	B	B							
Efluente da lagoa facultativa	Efluentes	S				B	S		S	B	B	B	B	B	S	S	S	S	S	S	S
Jusante (Após a <i>wetland</i>)			T	T	B	B	S	S	S	B		B	B	B	S	S	S	S	S	S	S

Fonte: Próprio autor, 2020

O campo amostral compreendido no presente trabalho, contemplou três pontos compreendidos entre o ponto que antecede o sistema de lagoas (ponto P1) e o ponto de saída da *wetland* natural (ponto P4), com exceção do ponto 2 (P2). Os métodos de coleta e análise das amostras obedeceram às referências metodológicas descritas no Quadro 6:

Quadro 6: Referências metodológicas de amostragens e análises

Parâmetros	Referência Metodológica
Vazão (L/seg)	Standard Methods for the examination of water and wastewater – 22 st Edition
Sólidos Sedimentáveis	SMWW, 22 ^a Edição, 2012 – Método 2540 F
DBO	SMWW, 22 ^a Edição, 2012 – Método 5210 B
DQO	SMWW, 22 ^a Edição, 2012 – Método 5220 D
Coliformes	SMWW, 22 ^a Edição, 2012 – Método 9223 B
Clorofila A	SMWW, 22 ^a Edição, 2012 – Método 10200 H
Contagem de cianobactérias	SMWW, 23 ^a Edição, 2017 – Método 10200
Surfactantes	POP PA 023 – Rev.13
Ânions	EPA 300.0: 1993, 300.1:1999
Nitrogênio Amoniacal	SMWW, 23 ^a Edição, 2017 – Método 4500 NH ₃ E
Ânions	EPA 300.0: 1993, 300.1:1999, POP PA 032
Metais Totais (ICP-OES)	SMWW, 23 ^a Edição, 2017, Método 3120 B/ Prep.: EPA 3010 A: 1992
Metais Totais (ICP-MS)	Det.: SMWW, 23 ^a Edição, 2017, Método 3125 B/ Preparo: SMWW, 23 ^a Edição, 2017 – Método 3030 E, EPA 3010 A: 1992 e EPA 3005:1992
Óleos e graxas	SMWW, 23 ^a Edição, 2017 – Método 5520 B
Condutividade	SMWW, 22 ^a Edição, 2012 – Método 2510 B
Nitrogênio Amoniacal	SMWW, 22 ^a Edição, 2012 – Método 4500 NH ₃ E
Clorofila A	SMWW, 23 ^a Edição, 2017 – Método 10200 H
Sólidos Sedimentáveis	SWMM, 23 ^a Edição, 2017 – Método 2540 F
DQO	SMWW, 23 ^a Edição, 2017 – Método 5220 D
DBO	SMWW, 23 ^a Edição, 2017 – Método 5210 B
Condutividade	SMWW, 23 ^a Edição, 2017 – Método 2510 B
Coliformes	SMWW, 23 ^a Edição, 2017 – Método 9223 B
Nitrato	POP PA 124
Nitrogênio Amoniacal	ISO 11732: 2005
pH	SMEWW, 23 ^a Edição, 2017 – 4500 H ⁺ B

Fonte: Próprio autor, 2021

4.2.3 *Wetland natural*

A *wetland* natural situa-se entre os pontos de coordenadas geográficas informados na Tabela 5:

Tabela 5: Localização geográfica da *wetland*

	Ponto inicial	Ponto final
Latitude	19° 52' 32.121"	19° 52' 37.594"
Longitude	43° 7' 30.112"	43° 7' 27.985"
Elevação	639 metros	621 metros

Fonte: Próprio autor, 2021.

Para sua delimitação, utilizou-se como critério o ponto onde o efluente tratado pelo Sistema Australiano de Lagoas em Série é lançado na área alagada, sendo este o local de início da área analisada, conforme Figura 32 e o ponto onde o efluente sai das dependências do aterro sanitário para ser liberado no rio Piracicaba (principal afluente do rio Doce), o final desta, conforme Figura 33.



Figura 32: Início da área alagada no ponto em que a mesma recebe o efluente do Sistema Australiano de Lagoas em Série

Fonte: Próprio autor, 2019



Figura 33: Vegetação no final da área alagada

Fonte: Próprio autor, 2019

As principais espécies identificadas na *wetland* encontram-se nas Figuras 34 e 35:



Figura 34: Taboa - *Typha sp*

Fonte: Próprio autor, 2021



Figura 35: Braquiária do brejo – *Brachiaria sp*

Fonte: Próprio autor, 2021

A área alagada natural é proveniente de surgências ou afloramentos de água em alguns pontos ao longo da propriedade em que pelas características topográficas do terreno deram origem a tal, estando a mesma situada nas dependências do próprio aterro sanitário, à jusante do Sistema Australiano de Lagoas em Série.

Assim como são realizadas análises do efluente antes e após o tratamento pelo sistema de lagoas, também são realizadas análises do lixiviado após este passar pela área alagada cujos parâmetros e frequência (estabelecidos pela Feam) encontram-se esboçadas nos Quadros 4 e 5. Ressalta-se que o local (ponto P4, conforme Figuras 30 e 31) em que se realiza a coleta das amostras foi denominado pela Feam como jusante do sistema de lagoas e não como jusante de uma *wetland* natural.

Para o presente estudo, foram utilizados os dados das análises realizadas no período compreendido entre 2014 e 2020.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Análise do lixiviado dos aterros sanitários de Minas Gerais

5.1.1 Dados de estatística descritiva (média e desvio padrão) de parâmetros do lixiviado bruto

Os valores encontrados de média e desvio padrão para os parâmetros DBO₅, DQO, biodegradabilidade (relação DBO₅/DQO), sólidos sedimentáveis, pH, *E. coli*, condutividade elétrica, cobre, chumbo, cádmio, cromo, fósforo, nitrogênio amoniacal, níquel, nitratos, cloretos e zinco provenientes dos aterros sanitários estudados, estão contemplados na Tabela 6:

Tabela 6: Dados da estatística descritiva dos parâmetros do lixiviado bruto

Município	Condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	Relação DBO ₅ /DQO	E. coli (NMP/100mL)	pH	Sólidos sedimentáveis (ml/L)	Cádmio (mg/L)	Chumbo (mg/L)	Cobre dissolvido (mg/L)	Cromo (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Níquel (mg/L)	Nitratos (mg/L)	Nitrogênio amoniacal (mg/L)	Substâncias Tensioativas (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Zinco (mg/L)
Além Paraíba	16506,67 (2653,32)	1770 (513,59)	4308 (1250,90)	0,41	$1,4 \times 10^3$ ($7,56 \times 10^2$)	8,90 (0,20)	43,87 (39,05)	0,00	0,07	0,03	0,54	18,20	0,15	6,20	1290,00	1,14	2950,00	1,30
Conselheiro Lafaiete		4821,33 (2546,84)	12426,67 (6353,59)	0,38			10,70 (16,74)											
Contagem	15366,67 (3746,82)	1693,67 (2759,92)	3554,83 (5409,28)	0,47	$1,2 \times 10^4$ ($8,42 \times 10^4$)	8,05 (0,26)	0,15 (0,07)	0,01 (0,00)	0,01 (0,01)	0,01 (0,01)	0,17 (0,0)	4,46 (2,81)	0,15 (0,01)	9,42 (17,40)	527,58 (587,85)	1,16 (1,11)	3343,75 (439,31)	0,15 (0,04)
Santana do Paraíso	20679,18 (13186,41)	2117,09 (1771,95)	5008,33 (2723,43)	0,42	$1,9 \times 10^2$ ($2,53 \times 10^5$)	7,8 (0,59)	0,42 (0,25)	0,00 (0,00)	0,01 (0,00)	0,78 (3,42)	0,28 (0,07)	2205,61 (5011,09)	0,14 (0,03)	8,99 (12,08)	1383,94 (835,75)	13,18 (36,66)	2827,27 (1000,52)	0,54 (1,06)
Sabará	15439,44 (10369,79)	728,86 (375,67)	3511,67 (1518,61)	0,20	$0,69 \times 10^2$ ($1,35 \times 10^3$)	8,28 (0,46)	1,01 (1,79)	0,02 (0,02)	0,34 (0,27)	0,03 (0,02)	0,13 (0,09)	5,94 (4,85)	0,31 (0,12)	18,66 (17,33)	1232,27 (980,79)	0,80 (0,26)	2704,75 (1193,47)	0,32 (0,24)
Uberaba	4228,94 (4989,01)	792,53 (534,57)	2510,34 (1884,74)	0,31		8,24 (0,88)	0,67 (0,33)	0,08 (0,17)	0,07 (0,04)	2,13 (2,42)	0,13 (0,05)	23,23 (18,64)	0,18 (0,19)	157,63 (465,89)	296,21 (374,78)	1,44 (0,91)	418,50 (309,19)	0,54 (0,87)
Uberlândia	13632,73 (9556,92)	1908,03 (951,6)	4861,59 (2427)	0,39	$6,8 \times 10^4$ ($5,32 \times 10^5$)	7,69 (0,62)	3,24 (9,40)	0,02 (0,02)	0,01 (0,01)	0,04 (0,02)	0,16 (0,18)	7,71 (4,48)	0,14 (0,12)	13,56 (9,94)	1094,86 (922,58)	8,27 (19,97)	2196,59 (793,08)	0,38 (0,56)

Fonte: Próprio autor, 2021

Conforme apresentado na Tabela 6, as características do lixiviado bruto se diferem de um aterro sanitário para outro. Tal variação se justifica não somente pela variação das características dos resíduos, mas também pelas características climáticas, ambientais e do local onde o empreendimento está inserido.

Outro fator a se considerar é a idade do aterro e as diferentes fases de degradação dos resíduos, as quais irão exercer influência sobre as características do lixiviado.

Para Lobô (2006), a relação DBO_5/DQO do lixiviado sugere o estágio de degradação em que o maciço de resíduos se encontra: $DBO_5/DQO > 0,5$ o lixiviado é facilmente biodegradável; DBO_5/DQO entre 0,1 e 0,5 o lixiviado é medianamente biodegradável e $DBO_5/DQO < 0,1$ é considerado de difícil biodegradabilidade.

Utilizando-se dos critérios de Lobô (2006), ao avaliar a relação média DBO_5/DQO dos lixiviados brutos dos aterros em epígrafe, torna-se possível classificá-los como medianamente biodegradáveis.

De acordo com a faixa de valores médios de pH encontrados nos lixiviados analisados; 7,75 a 8,90 (valores tendendo à basicidade), torna-se possível inferir que os resíduos se encontravam na fase metanogênica. Gomes *et al.* (2018) observaram em seu trabalho que os valores do pH do lixiviado gerado por uma célula de aterro sanitário, abaixo da neutralidade foram evidentes na fase de fermentação ácida em que ocorreu uma alta produção de ácidos graxos voláteis (AGV), e observou - se também elevadas concentrações de DQO, cloretos e maior toxicidade do lixiviado em relação aos metais analisados no estudo (Pb, Cr, Co, Ni, Fe e Mn). Já em condições metanogênicas, percebeu-se um decaimento nos teores de ácidos graxos voláteis (AGV) e com isso o pH tendeu a basicidade, tornando o meio mais alcalino, favorecendo assim, a precipitação dos metais estudados. Por fim, os autores concluíram que entre os parâmetros analisados, o pH exerceu forte influência nos teores dos metais (Pb, Cr, Co, Ni, Fe e Mn) no decorrer dos 150 dias de avaliação.

Em relação à condutividade elétrica, os valores encontrados para os lixiviados de aterros sanitários são mais elevados se comparados aos valores encontrados no esgoto doméstico. Segundo Paiva *et al.* (2021), a

condutividade elétrica é atribuída às concentrações de cátions e ânions, que estão relacionados aos sólidos dissolvidos. Os autores, ao avaliar o lixiviado bruto proveniente de um aterro sanitário localizado em Itabira-MG, encontraram para a condutividade elétrica o valor de 13.335,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Em se tratando dos aterros contemplados no presente estudo, a faixa de variação de valores médios de condutividade foi de 4.228,94 a 20.679,18 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Já para o esgoto doméstico, os valores tendem a ser menores. Souza *et al.* (2015), ao avaliar a eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico piloto, visando reúso agrícola, encontrou valores de condutividade elétrica entre 222,5 a 769,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para o efluente bruto. D'Alessandro *et al.* (2015), visando avaliar a influência da sazonalidade em lagoas de estabilização, obteve o valor médio de condutividade para esgoto doméstico sem tratamento de 634,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Maia (2015) ao avaliar lagoas anaeróbias no tratamento de lixiviados, após analisar o comportamento da variável CE observou que o aumento da referida variável no sistema anaeróbio de tratamento ocorre proporcionalmente ao aumento das variáveis DQO, Amônia e NTK. A autora concluiu que em relação ao lixiviado bruto, o tratamento anaeróbio proporcionou a redução de 26% da condutividade elétrica.

É possível observar também que os lixiviados tendem a apresentar elevadas concentrações de sólidos dissolvidos e nitrogênio amoniacal que é proveniente da digestão anaeróbia através da degradação de aminoácidos, conforme valores informados nos trabalhos de Lessa (2017); Nishiwaki (2016) e Naveen *et al.* (2017). Já quando se trata de esgoto doméstico, as concentrações de nitrogênio amoniacal tendem a ser menores se comparadas ao lixiviado, conforme esboçado nos trabalhos de Cybis *et al.* (2004) e Sousa e Lima (2015).

5.1.2 Dados da análise de componentes principais (PCA) de parâmetros do lixiviado bruto

Na Tabela 7 estão apresentados os resultados obtidos para a análise de componentes principais.

Tabela 7: Dados da análise dos componentes principais

Variável	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5	PC 6
CE	0,6546	0,1034	-0,0489	-0,2391	-0,2142	0,0919
DBO	0,7002	-0,0058	-0,4216	0,1672	0,4227	0,0162
DQO	0,7160	-0,1528	-0,3547	0,1587	0,5002	0,0133
pH	-0,3249	-0,4564	0,0817	0,6760	-0,1789	-0,1853
Ssed	0,1083	0,0101	0,1169	0,5489	-0,1184	0,4567
Cd	-0,3766	-0,1613	-0,2184	0,2445	0,5222	-0,1201
Pb	-0,0985	-0,5357	0,6028	0,0722	0,2928	-0,1597
Cu	-0,2880	-0,0221	-0,3136	0,3073	0,2373	0,1763
Cr	0,3588	0,3362	0,1410	0,4468	-0,1682	0,4723
P	-0,4438	0,3746	0,0602	0,2286	0,0918	0,3808
Ni	0,1077	-0,1757	0,7329	-0,0328	0,4256	0,0852
NO ₃ ⁻	-0,1397	0,4853	0,3702	-0,4008	0,4427	0,2909
NH ₃	0,2929	-0,4420	0,3532	-0,0275	-0,1373	0,1926
Sten	0,2649	0,5387	0,1408	0,3195	-0,0273	-0,6442
Cl	0,6784	-0,3445	0,3011	0,0438	-0,1669	-0,0074
Zn	0,1830	0,6988	0,4699	0,3171	0,0652	-0,2800
% de variação	17,4529	13,5544	12,4369	10,2949	8,7594	8,2101
% de variação acumulada	17,4529	31,0073	43,4442	53,7391	62,4985	70,7086

Fonte: Próprio autor, 2021

Os resultados obtidos permitiram reduzir as 16 variáveis iniciais em 6 componentes principais. As seis componentes principais responderam por 70% da variação total dos dados.

A PC1 explicou 17,45% da variação dos dados, em que as variáveis DBO e DQO representaram as maiores contribuições; 0,7002 e 0,7160 respectivamente.

Segundo Jucá e Motta Sobrinho (2012), o lixiviado ou percolado de aterros sanitários é originário de quatro diferentes fontes; da umidade natural do lixo, aumentando no período chuvoso; do líquido de constituição da matéria orgânica, que se origina durante o processo de decomposição; das bactérias existentes no lixo, que expelem enzimas e dissolvem a matéria orgânica com formação de líquido e de fontes de águas naturais existentes na área de disposição dos resíduos. Ainda conforme os autores, o chorume é somente o líquido proveniente da decomposição da matéria orgânica, e os lixiviados e/ou

percolados são a solução do chorume e água, de origem superficial (chuva ou escoamento) ou subterrânea (infiltração), carreando materiais dissolvidos ou suspensos, proveniente da digestão anaeróbia da matéria orgânica por ação das exoenzimas produzidas pelas bactérias.

Portanto, a formação e variação das características qualitativas dos lixiviados podem ser explicadas por diversos fatores, considerando desde a variação da composição dos resíduos aterrados, o teor de umidade destes, as características climáticas, o tempo de aterramento.

Ao estabelecer uma relação das variáveis; DBO_5/DQO do lixiviado produzido pelo aterramento dos resíduos, é possível mensurar em que fase de decomposição biológica a massa de resíduos se encontra.

Santos Filho (2013) afirma que processos internos de hidrólise, adsorção, biodegradação, dissolução, diluição, redução, troca iônica, tempo de contato, partição, geração e transporte de gás, também exercem influência na composição do lixiviado. Todavia, o autor afirma ainda que as fases de degradação dos resíduos ocorrem paralelamente em vários pontos do mesmo aterro, tornando-se cada vez mais difícil prever as características dos lixiviados originados.

Segundo Banar *et al.* (2006), as mudanças na biodegradabilidade do lixiviado são principalmente refletidas pela razão DBO_5/DQO , pois esta tende a diminuir à medida que a idade do lixiviado aumenta, variando de 0,5 para um lixiviado relativamente “fresco” a 0,2 para um mais antigo (mais estabilizado).

Em se tratando dos lixiviados dos aterros sanitários avaliados neste estudo, por se tratar de efluentes com características de biodegradabilidade mediana e presença de componentes orgânicos, observa-se a aplicabilidade dos sistemas biológicos (sistemas de lagoas) já utilizados na maioria dos aterros estudados.

Ainda na componente 1 (PC1), as variáveis Cl^- e CE representaram contribuições positivas moderadas; 0,6784 e 0,6546 respectivamente. Segundo Lessa (2017), a condutividade elétrica elevada das amostras de chorume está relacionada à concentração de sólidos dissolvidos. À medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados, a condutividade aumenta, pois, o alto teor destes e a elevada salinidade denotam a variedade de íons encontrados no chorume.

Naveen *et al.* (2017) afirmam que os parâmetros condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos são influenciados pela quantidade total de materiais orgânicos e inorgânicos dissolvidos presentes na solução e são usados para demonstrar o grau de salinidade e o conteúdo mineral do lixiviado. Os autores afirmam também que o teor de sal no lixiviado é devido à presença de potássio, sódio, cloreto, nitrato, sulfato e amônia, etc e que valores extremamente altos de condutividade são atribuídos a altos níveis de cátions e ânions. Por fim, ao realizarem a caracterização do lixiviado do aterro sanitário municipal de Mavallipura na Índia, concluiu-se que o lixiviado do aterro analisado possuía concentrações de sulfato de 40 a 42 mg/L, cloreto 660 a 780 mg/L e alcalinidade (10800 a 11200 mg CaCO₃/L).

Ao se tratar da elevada concentração de íons cloreto presente nos lixiviados, Lessa (2017) afirma que esta pode causar implicações ao tratamento do lixiviado, tanto na etapa de remoção de matéria orgânica quanto na remoção de amônia por processos biológicos.

A PC2 explicou 13,55% da variação dos dados, em que a variável Zn representou a maior contribuição; 0,6988. Já as PC3 e PC5 explicaram 12,43% e 8,75% da variação dos dados respectivamente, sendo as variáveis Ni e Pb as que representaram maiores contribuições; 0,7329 e 0,6028 para a PC3 e a variável Cd apresentou 0,5222 para a PC5. Os metais traço podem estar presentes no lixiviado de aterro devido ao descarte de resíduos como pilhas, e baterias, lâmpadas, resto de tintas, resto de produtos de limpeza, embalagens de produtos químicos e de aerossóis, óleos lubrificantes usados, solventes, materiais fotográficos, componentes eletrônicos, latarias, plásticos, medicamentos, dentre outros (ALLOWAY, 2013).

De acordo com Flórez e Gallo (2019), especificamente, com metais traço, as concentrações são muito variáveis e dependem dos resíduos perigosos dispostos nos aterros.

Long *et al.* (2011), após realizar análise sobre as fontes de metais pesados em resíduos sólidos urbanos, afirmaram que as principais fontes de metais traço nos resíduos sólidos urbanos são componentes de resíduos de cozinha, cinzas, plástico e papel. Ainda conforme He *et al.* (2006), visando conhecer as características de metais traço em camadas de aterro, observaram que foram encontrados os metais (Cd, Cu, Cr, Ni, Pb e Zn) nos seguintes

resíduos: resíduos de alimento, plásticos, papel, madeira, cinzas de carvão, vidro, pó e têxteis.

Segundo Talalaj (2015), a composição dos metais traço no lixiviado varia durante a atividade do aterro, dependendo da composição e idade do resíduo, tecnologia do aterro e qualidade da água que percola o corpo de resíduo. Em sua pesquisa, o autor buscou avaliar a liberação de metais traço dos resíduos para o lixiviado, em que o autor concluiu que a liberação de metais traço em um aterro tende a ser baixa sendo encontrados percentuais de 1 a 2% na liberação dos metais analisados.

Naveen *et al.* (2017), ao realizar as análises dos metais presentes no lixiviado, os resultados mostraram as seguintes faixas de variação das concentrações de metais em mg/L: Fe 0,62 a 12,04; Zn 0,4 a 3; Ni 0,683 a 1339; Cr 0,011 a 0,024, Cu 0,002 a 0,151, Cd 0,024 a 0,035 e Pb 0,22 a 0,30. Segundo os autores, esses oligoelementos são considerados poluentes perigosos, sendo capazes em um sistema vivo, de interromper as funções normais de uma célula em virtude de sua capacidade de formar fortes ligações metálicas com uma série de macromoléculas funcionais ao mesmo tempo, causando a formação de aglomerados. Em função disso, muitas vezes a concentração de metais traço pode representar uma limitação para o tratamento biológico.

Ao avaliar a PC4, nota-se que ela explicou 10,29% da variação dos dados, sendo a variável pH a que representou maior contribuição: 0,6760. Segundo Lobô (2006), o pH é um importante parâmetro de acompanhamento do processo de decomposição dos resíduos sólidos urbanos, indicando a evolução da degradação microbiológica da matéria orgânica e a evolução global do processo de estabilização da massa de resíduos.

Conforme Rigueti *et al.* (2015), a concentração de metais, o pH e a condutividade elétrica do chorume 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.

Ainda segundo Lessa (2017), a elevação do pH diminui a solubilidade dos compostos inorgânicos, trazendo como consequência a queda na condutividade da carga inorgânica. A autora afirma também que o pH do lixiviado não depende apenas da concentração de ácidos presentes, mas

também da pressão parcial de CO₂ no gás do aterro que está em contato com o lixiviado. Naveen *et al.* (2017) reforçam essa informação, salientando que o pH do lixiviado também sofre influência da pressão parcial do gás dióxido de carbono gerado em contato com o lixiviado.

Por fim, a PC6 explicou 8,21% da variação dos dados, sendo esta afetada negativamente pela variável substâncias tensoativas (-0,6442), cuja presença no lixiviado pode ser explicada pela presença de sabonetes, xampus, detergentes, embalagens de cosméticos, produtos de limpeza contendo restos de produto, entre outros.

Segundo Ramakrishnan (2015), o uso mais comum dos agentes tensoativos é em sabonetes, detergentes para louça, detergentes para roupas e xampu.

Eggen *et al.* (2010) investigaram em seu trabalho lixiviados de três aterros sanitários municipais como fonte significativa de poluentes novos e emergentes. Os autores observaram a presença de compostos perfluorados (PFC's) em dois dos aterros avaliados. Tais compostos, segundo Hekster *et al.* (2003) *apud* Eggen *et al.* (2010) têm uma aplicação generalizada em uma miríade de produtos, incluindo agentes de limpeza doméstica, tapetes, têxteis, revestimentos de papel, cosméticos, espumas de combate a incêndio e embalagens de alimentos.

Portanto, é possível inferir que tais elementos presentes no lixiviado são provenientes do descarte em aterros sanitários de embalagens dos produtos acima citados contendo restos destes.

5.1.3 Índice de Poluição do Lixiviado (LPI) dos aterros sanitários

Foram realizados os cálculos do índice de poluição dos lixiviados de cada aterro sanitário cujos dados utilizados e os valores encontrados estão contemplados nas Tabelas 8, 9, 10, 11, 12, 13 e 14.

Tabela 8: Índice de Poluição do lixiviado do aterro sanitário de Além
Paraíba

Município	Parâmetro	Concentração de poluentes	Valor do sub-índice	LPI
Além Paraíba	DBO	1770	35,0	30,76
	DQO	4308	63,0	
	pH	8,9	10,0	
	Nitrogênio Amoniacal	1290	100,0	
	Cloretos	2950	25,0	
	Chumbo	0,067	7,0	
	Cobre	0,028	5,0	
	Cromo	0,54	6,0	

Fonte: Próprio autor, 2021

Tabela 9: Índice de Poluição do lixiviado do aterro sanitário de Contagem

Município	Parâmetro	Concentração de poluentes	Valor do sub-índice	LPI
Contagem	DBO	1.693,667	35,0	21,04
	DQO	3.554,833	60,0	
	pH	8,052	5,0	
	Nitrogênio Amoniacal	527,575	58,0	
	Cloretos	3.343,75	25,0	
	Chumbo	0,006	5,0	
	Cobre	0,007	5,0	
	Cromo	0,165	6,0	
	Níquel	0,146	6,0	
	Zinco	0,154	5,0	

Fonte: Próprio autor, 2021

Tabela 10: Índice de poluição do lixiviado do aterro sanitário de Santana do Paraíso

Município	Parâmetro	Concentração de poluentes	Valor do sub-índice	LPI
Santana do Paraíso	DBO	2.117,091	42,0	25,97
	DQO	5.088,333	65,0	
	pH	7,799	5,0	
	Nitrogênio Amoniacal	1.383,947	100,0	
	Cloretos	2.827,278	22,0	
	Chumbo	0,011	5,0	
	Cobre	0,781	6,5	
	Cromo	0,282	6,0	
	Níquel	0,123	5,2	
	Zinco	0,545	5,0	

Fonte: Próprio autor, 2021

Tabela 11: Índice de poluição do lixiviado do aterro sanitário de Sabará

Município	Parâmetro	Concentração de poluentes	Valor do sub-índice	LPI
Sabará	DBO	728,858	23,0	22,96
	DQO	3.511,667	58,0	
	pH	8,284	5,0	
	Nitrogênio Amoniacal	1.232,275	100,0	
	Cloretos	2.704,750	20,0	
	Chumbo	0,340	6,5	
	Cobre	0,033	5,0	
	Cromo	0,128	5,0	
	Níquel	0,309	6,0	
	Zinco	0,323	5,0	

Fonte: Próprio autor, 2021

Tabela 12: Índice de poluição do lixiviado do aterro sanitário de Juíz de Fora

Município	Parâmetro	Concentração de poluentes	Valor do sub-índice	LPI
Juíz de Fora	DBO	2.062,0	40,0	16,17
	DQO	3.438,0	58,0	
	pH	8,2	5,0	
	Nitrogênio Amoniacal	0,2	5,0	
	Cloretos	2.481,0	19,0	
	Chumbo	0,3	7,0	
	Cobre	0,004	5,0	
	Cromo	0,2	6,0	
	Níquel	0,1	5,0	
	Zinco	0,7	5,0	

Fonte: Próprio autor, 2021

Tabela 13: Índice de poluição do lixiviado do aterro sanitário de Uberaba

Município	Parâmetro	Concentração de poluentes	Valor do sub-índice	LPI
Uberaba	DBO	792,525	24,0	15,26
	DQO	2.510,343	53,0	
	pH	8,236	5,0	
	Nitrogênio Amoniacal	296,205	29,0	
	Cloretos	418,496	7,0	
	Chumbo	0,073	5,0	
	Cobre	2,128	9,0	
	Cromo	0,135	6,0	
	Níquel	0,184	6,0	
	Zinco	0,416	5,0	

Fonte: Próprio autor, 2021

Tabela 14: Índice de poluição do lixiviado do aterro sanitário de Uberlândia

Município	Parâmetro	Concentração de poluentes	Valor do sub-índice	LPI
Uberlândia	DBO	1.711,386	35,0	24,07
	DQO	4.163,557	62,0	
	pH	7,748	5,0	
	Nitrogênio Amoniacal	1.094,864	100,0	
	Cloretos	2.196,594	15,0	
	Chumbo	0,011	5,0	
	Cobre	0,035	5,0	
	Cromo	0,156	5,5	
	Níquel	0,136	5,0	
	Zinco	0,384	5,0	

Fonte: Próprio autor, 2021

Conforme esboçado nas tabelas, os valores dos índices de poluição dos lixiviados dos aterros sanitários estão compreendidos entre 15,26 e 30,76, sendo o lixiviado do aterro sanitário de Uberaba o que apresentou o menor valor e o de Além Paraíba o que apresentou o maior valor.

Após observar os valores dos sub-índices de cada variável dos aterros sanitários, observou-se que as variáveis DBO, DQO, Nitrogênio Amoniacal e Cloretos foram as de maior influência para subir os valores do LPI.

Segundo Lobô (2006), a DBO retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea. É uma indicação indireta do carbono orgânico biodegradável. O autor afirma também que a DQO também pode ser considerada como um indicador da degradação do resíduo ao longo do tempo, onde altos valores de DQO são encontrados em resíduos novos e baixos valores em resíduo antigo.

Ainda de acordo com Lessa (2017), a elevada concentração de íons cloreto presente nos lixiviados pode causar implicações ao tratamento destes, tanto na etapa de remoção de matéria orgânica quanto na remoção de amônia por processos biológicos.

Neste contexto, ao avaliar a relação DBO_5/DQO dos lixiviados dos aterros, que conforme Lobô (2006) remete a um lixiviado medianamente biodegradável, e avaliando ainda a interligação das variáveis; nitrogênio amoniacal e cloretos à presença de matéria orgânica no lixiviado, torna-se possível justificar a influência de todas estas variáveis nos resultados dos índices de poluição dos lixiviados.

É possível observar também que, todos os aterros apresentaram valores de LPI menores que 50. Sobre estes valores, observa-se a influência dos metais cujos valores dos sub-índices estão compreendidos entre 5 e 9.

Kumar e Alappat (2005), ao realizar o cálculo do LPI para o lixiviado bruto do aterro de Harewood Whin, observaram que o efluente é pobre em metais sendo os valores de sub-índice compreendidos entre 5 e 5,5. Os autores realizaram o cálculo do LPI dos metais de forma dissociada do LPI orgânico e LPI inorgânico em que o valor encontrado apenas para metais foi de 5,531 e para o LPI geral foi de 19,66. Naveen *et al.* (2017) realizaram a caracterização físico-química e biológica do lixiviado do aterro de Mavallipura, na Índia em três pontos, cujas concentrações médias de metais foram; chumbo

0,266 mg/L, cobre 0,053 mg/L, cromo 0,018 mg/L, níquel 1,008 mg/L, zinco 2,6 mg/L e o LPI médio encontrado pelos autores foi de 29,49.

Já Nagashima *et al.* (2009) ao realizar a avaliação dos níveis de metais traço no lixiviado do aterro sanitário de Paranavaí no Paraná, encontraram as seguintes concentrações médias de metais no efluente bruto; chumbo 1,54 mg/L, cobre 0,37 mg/L, níquel 1,41 mg/L, cromo 1,08 mg/L e zinco 1,73 mg/L. os autores concluíram que a atenuação das concentrações ocorre à medida que o efluente passa por tratamento biológico.

Ainda sobre a concentração de metais, Maia *et al.* (2015) avaliaram o tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na região sul do Brasil em que os autores realizaram a caracterização do lixiviado bruto e encontraram as seguintes concentrações de metais: cromo 0,36 mg/L, cobre 0,15 mg/L, chumbo 0,10 mg/L, zinco 0,18 mg/L e níquel 0,26 mg/L. Por fim concluiu-se que o sistema de tratamento adotado proporcionou a redução das concentrações de metais e que as mesmas se apresentaram abaixo dos padrões de lançamento de efluentes.

Diante do exposto, observou-se que os lixiviados dos aterros sanitários apresentaram concentrações de metais semelhantes às concentrações apresentadas nos trabalhos de Maia *et al.* (2015), Nagashima *et al.* (2009) e Naveen *et al.* (2017) e foi possível inferir que os metais não representam a maior parcela de poluição dos lixiviados.

Posto tudo isso, observa-se a importância de se conhecer as características do lixiviado proveniente de aterros sanitário para que se possa adotar o melhor método de tratamento.

5.2 Análise de resultados do tratamento do lixiviado pelo sistema de lagoas e pela *wetland*.

A análise dos resultados de remoção de poluentes do lixiviado permite avaliar a eficiência do sistema de tratamento adotado, o qual pode ser variável de acordo com a variação das características do efluente. Assim sendo, foi realizada a análise da remoção de diversas variáveis do lixiviado do CPGRS, cujos dados e discussões estão apresentados neste estudo. As concentrações das variáveis DBO e DQO encontradas nos pontos P1, P3 e P4

correspondentes à entrada e saída do sistema de lagoas e à saída da *wetland* respectivamente, encontram-se esboçados na Figura 36.

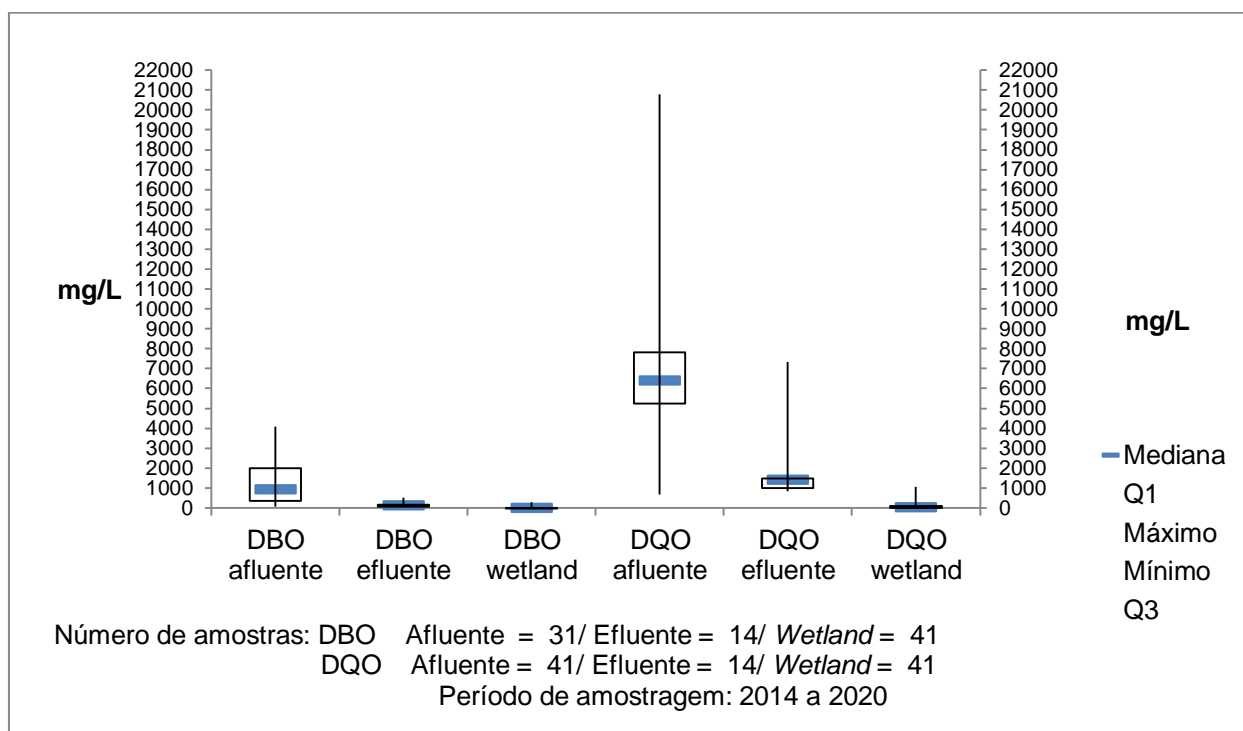


Figura 36: Dados da DBO e DQO da entrada e saída do sistema de lagoas e da saída da *wetland*.

Fonte: Próprio autor, 2021

Ao analisar os valores médios encontrados de DBO e DQO na entrada e saída do sistema de lagoas, observou-se que o sistema proporcionou uma redução média de 87,8% para DBO e 76,08% para DQO.

Portanto, de acordo com a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), número 430/2011, a remoção deve ser de 60% da concentração encontrada anterior ao tratamento para DBO, o que possibilita observar o atendimento à legislação pertinente para este parâmetro. A referida legislação também contempla a observância do enquadramento do curso d'água que no caso do presente estudo, o efluente é lançado no rio Piracicaba cujo trecho se enquadra na classe 2 (conforme deliberação normativa COPAM nº 09 de 19/04/1994). Em se tratando da DQO, a Deliberação Normativa Conjunta CERH/COPAM nº 01/2008 contempla eficiência de remoção de 55%, possibilitando observar também o atendimento à referida legislação de acordo

com o percentual encontrado para tal parâmetro e o enquadramento do curso d'água na classe 2.

Ao avaliar as médias anuais de redução, os percentuais encontrados, conforme apresentados nas Figuras 37 e 38, foi possível observar o atendimento à Deliberação Normativa Conjunta CERH/COPAM nº 01/2008 que contempla reduções médias iguais ou superiores a 70 e 65% para DBO e DQO respectivamente para sistemas de percolados de aterros sanitários.

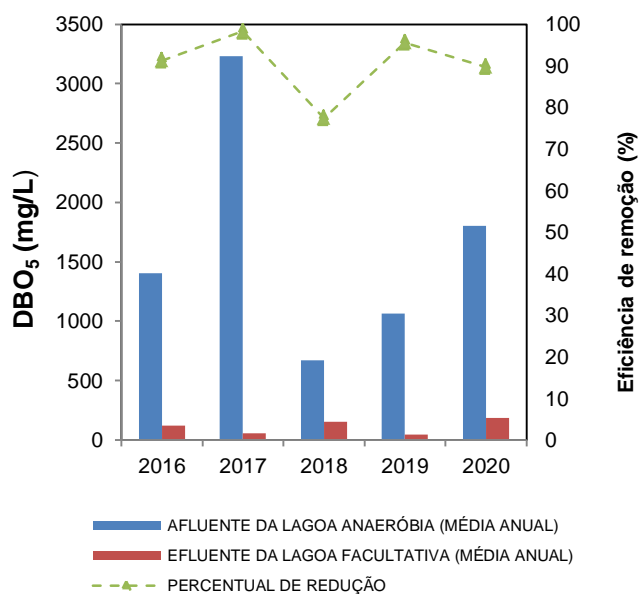


Figura 37: Comparativo dos valores de DBO da entrada e saída do sistema de lagoas no período de 2016 a 2020, bem como seus respectivos percentuais de redução anuais.

Fonte: Próprio autor, 2021

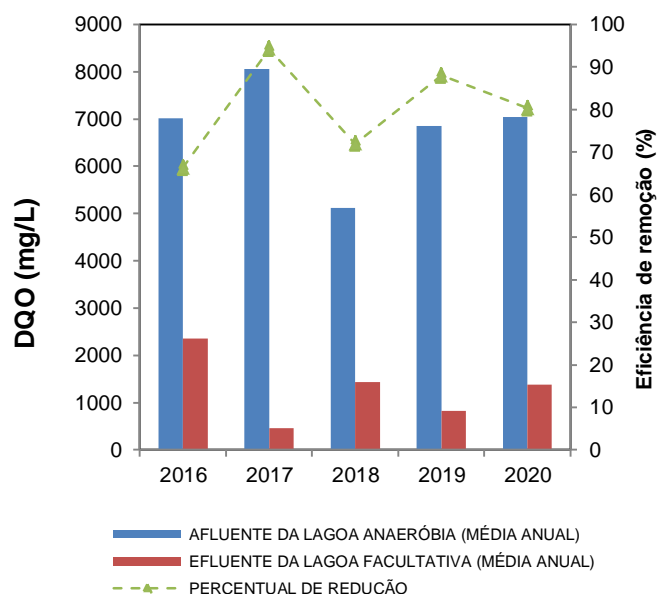


Figura 38: Comparativo dos valores de DQO da entrada e saída do sistema de lagoas no período de 2016 a 2020, bem como seus respectivos percentuais de redução anuais.

Fonte: Próprio autor, 2021

Deve-se mencionar que os anos de 2014 e 2015 não possuíam dados do efluente o que impossibilitou a realização dos cálculos de redução das concentrações médias anuais para tal período e que o ano de 2019 só apresentou um dado para efluente tanto para DBO quanto para DQO.

Conforme esboçado nas Figuras 37 e 38, observa-se que ocorreram variações nas concentrações de DBO e DQO no efluente bruto e tais oscilações podem resultar em dificuldade operacional no tratamento de lixiviados pelo sistema de lagoas.

As variações de eficiência de remoção observadas podem ser justificadas por diversos fatores tais como; variações nas características do

efluente bruto devido às diversas características dos resíduos aterrados ao longo do tempo, variações pluviométricas e de temperatura, possíveis interferências no interior do sistema ocasionadas pela presença de substâncias tóxicas que podem inibir o desenvolvimento de microrganismos, dentre outros fatores.

Silva *et al.* (2012), após realizar um estudo visando avaliar a toxicidade de lixiviados de aterro sanitário em sistemas de lagoas de estabilização, obtiveram variações nos valores das concentrações de DQO nas diversas análises realizadas. Os autores afirmam que tais oscilações são próprias do efluente em questão e que a literatura os classifica como efluente de difícil tratamento devido às suas consideráveis oscilações de carga e vazão.

A redução das concentrações de DBO e DQO observadas nas análises da saída do sistema de lagoas pode ser explicada pela estabilização da matéria orgânica. Na lagoa facultativa, a DBO solúvel e finamente particulada é estabilizada aerobiamente por bactérias heterotróficas dispersas no meio líquido e a DBO suspensa tende a sedimentar e se estabilizar por meio dos microrganismos de fundo em condições anaeróbias.

Estas reduções também possuem relação direta com o tempo de detenção hidráulica que está diretamente relacionado às variações de vazão.

A variação de vazão pode ser justificada pela variação sazonal da precipitação e também pelo aumento no quantitativo de resíduos recebidos no aterro sanitário, não somente pelo aumento populacional dos municípios participantes do Consórcio mas principalmente pela adesão de novos municípios. Quanto maior a vazão, menor será o tempo de detenção hidráulica (TDH), porém deve-se considerar também a ocorrência de diluição do efluente em períodos chuvosos diferenciando as características do lixiviado bruto, fato que irá exercer influência nos resultados do efluente tratado.

Os dados da vazão afluente estão esboçados na Figura 39.

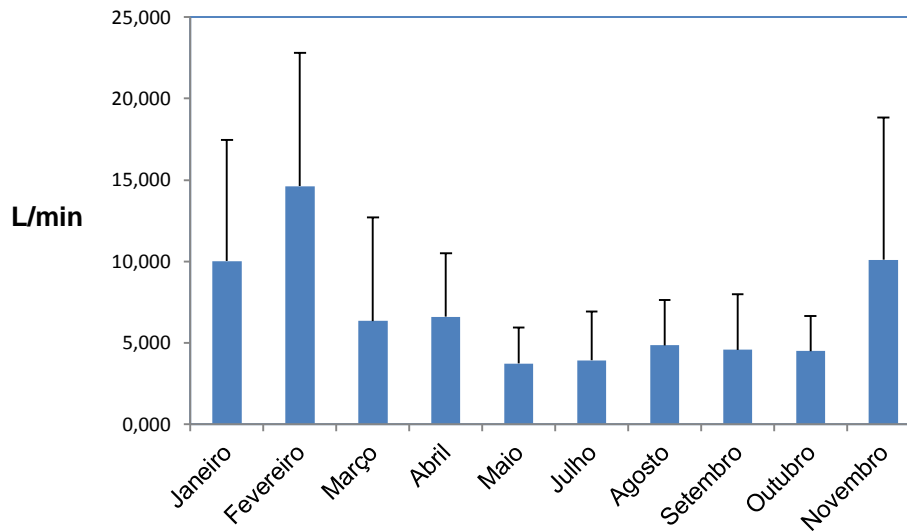


Figura 39: Vazão média afluyente do lixiviado no período de 2014 a 2020

Fonte: Próprio autor, 2021

Os TDH's apresentados na Tabela 16 foram calculados considerando a razão entre o volume útil da lagoa facultativa e a vazão média de cada mês ao longo dos anos (2014 a 2020).

Tabela 15: Tempo de detenção hidráulica (TDH) em dias - média mensal no período de 2014 a 2020

Meses	TDH (d)
Janeiro	9,37
Fevereiro	6,41
Março	14,78
Abril	14,23
Maio	25,24
Julho	23,96
Agosto	19,34
Setembro	20,55
Outubro	20,92
Novembro	9,29

Fonte: Próprio autor, 2021

Maia *et al.* (2015), ao avaliar um sistema composto por duas lagoas anaeróbias, um sistema de lodos ativados e uma lagoa facultativa para tratamento do lixiviado de aterro sanitário alcançaram percentuais de remoção de 68% para DQO e 85% para DBO. O aterro sanitário utilizado na realização da pesquisa recebe resíduos sólidos urbanos desde o ano de 2006, atendendo a uma população de 292.000 habitantes que produzem uma média diária de 320 toneladas de resíduos. Os autores concluíram que a configuração do sistema biológico apresentou-se vantajosa na remoção de matéria orgânica e amônia do lixiviado de aterro sanitário, porém não atende à legislação ambiental brasileira, fato que justifica a necessidade de tratamentos adicionais.

Martins *et al.* (2010) alcançaram em seu estudo remoções de 93% e 78,3% para DBO e DQO, respectivamente. O sistema utilizado pelos autores possuía uma lagoa anaeróbia, uma lagoa aerada, uma lagoa de maturação e um filtro de pedras. Neste trabalho também foi avaliado o efeito da recirculação do efluente sobre o desempenho do sistema de tratamento do lixiviado de aterro sanitário visando a melhora na remoção de DQO e amônia, em que após a recirculação do efluente em todo o sistema, alcançada para a condição de 100% de recirculação, remoções da matéria carbonácea em cerca de 93% de DBO, 80% de DQO

Por fim, os autores concluíram que o efeito da recirculação melhorou o desempenho do sistema de tratamento e também que o sistema de tratamento utilizado conseguiu tratar efetivamente o lixiviado, deixando o efluente final com características dentro do exigido pela legislação ambiental quanto à matéria carbonácea (DBO) e nitrogenada (nitrogênio amoniacal).

As diferenças de percentuais de remoção apresentadas pelos diferentes trabalhos podem ser explicadas por diversos fatores correlacionados tais como divergências na composição do lixiviado, mecanismos operacionais dos sistemas e número de lagoas e/ou estruturas de tratamento, bem como suas dimensões e as variações de vazão ocorridas ao longo do tempo.

Após obter os resultados do tratamento do efluente pelo Sistema Australiano de lagoas em Série, foram avaliados também os resultados das análises do efluente após passar pela *wetland*, conforme apresentado na Figura 35. Considerando-se as medianas dos valores de cada parâmetro, observou-se reduções no sistema de lagoas de 85,3% e 78,1% nos valores de

DBO e DQO respectivamente (considerando as concentrações destas variáveis após o efluente passar pelo sistema de lagoas em relação ao efluente bruto), e reduções de 97,7% e 89,6% para DBO e DQO respectivamente após o efluente passar pela *wetland* (utilizando-se os valores de mediana do efluente da saída da *wetland* em relação ao efluente da saída das lagoas).

Ao avaliar os dados médios anuais, os percentuais de redução sofreram oscilações ao longo do tempo conforme esboçado nas Figuras 40 e 41.

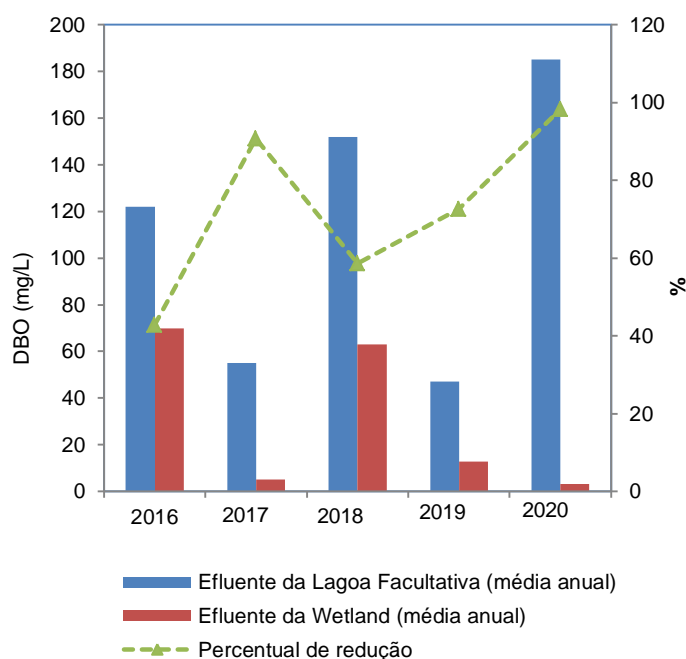


Figura 40: Comparativo dos valores de DBO da saída do sistema de lagoas e da *wetland* no período de 2016 a 2020, bem como seus respectivos percentuais de redução anuais

Fonte: Próprio autor, 2021

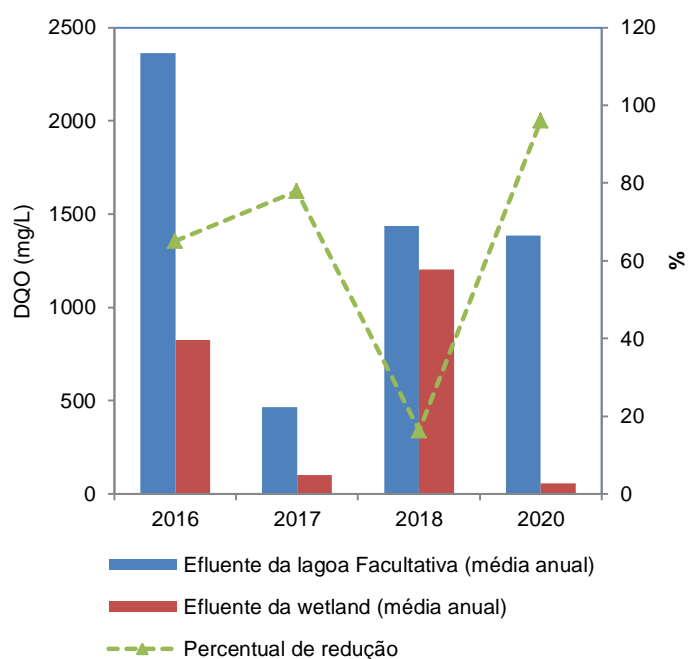


Figura 41: Comparativo dos valores de DQO da saída do sistema de lagoas e da *wetland* no período de 2016 a 2020, bem como seus respectivos percentuais de redução anuais

Fonte: Próprio autor, 2021

A Figura 41 não contemplou o ano de 2019 pois foi disponibilizado apenas um valor para o efluente da lagoa facultativa, inviabilizando a realização dos cálculos de redução.

Quanto às reduções totais de todo o sistema (lagoas e *wetland*), utilizando-se os valores das medianas, foram alcançados percentuais de remoção de 99,6% para DBO e 99,7% para DQO.

Sobre os percentuais de remoção alcançados na *wetland*, considerando-se os valores médios de cada ano, foi possível observar que as remoções de DQO foram inferiores em relação a DBO. Este fato pode ser justificado pela

maior facilidade de degradação da matéria orgânica biodegradável, permanecendo os compostos recalcitrantes de difícil degradação.

O estudo de Lourenço *et al.* (2018), demonstrou eficiência de remoção similar para DBO e DQO (remoção de DBO maior que DQO). Em seu trabalho, os autores avaliaram a eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes de esgoto doméstico por *wetland* horizontal de fluxo subsuperficial, e concluíram que a *wetland* atendeu à resolução 430/2011 do Conama.

Observou-se também a ocorrência de variações nas remoções tanto de DBO quanto de DQO ao longo do tempo. Esse fato pode ter ocorrido devido às variações na composição do lixiviado bruto.

Calijuri *et al.* (2009), avaliaram em seu trabalho a eficiência de *wetlands* construídas de fluxo horizontal como pós tratamento de reatores UASB recebendo esgoto doméstico e observaram eficiência média de remoção de DBO de 80%.

Silva *et al.* (2015), buscaram avaliar a remoção da matéria orgânica em *wetlands* construídos contendo como meio suporte o solo local (Latosolo-Vermelho-Amarelo), totalmente distrófico visando observar o seu desempenho no tratamento de esgoto. Segundo os autores, a matéria orgânica é a principal responsável pela Capacidade de Troca Catiônica (CTC) dos solos. Ela atua como reservatório de nutrientes (ex.: cálcio, magnésio e potássio) e aumenta a absorção destes pelas plantas, minimizando suas perdas para as camadas mais profundas do solo. Os benefícios promovidos ao solo pela adição de matéria orgânica podem ser mineralização de nutrientes para a absorção pelas plantas; melhoria da capacidade tampão do solo pelo aumento da CTC; melhoria na estrutura do solo (estado de agregação das partículas); maior capacidade de absorção e armazenamento de água e melhoria na aeração. Por fim, concluiu-se que a remoção da matéria orgânica presente no esgoto foi de pelo menos 97% e possivelmente ocorreu pelo processo de mineralização pelos microrganismos decompositores, produzindo e liberando CO₂ para a atmosfera, e pelo seu acúmulo de carbono orgânico no solo.

Os valores de pH aferidos e disponibilizados pelo CPGRS encontram-se esboçados na Figura 42. Nela estão contempladas as variações de pH da saída das lagoas e da saída da *wetland*, medidos mensalmente no intervalo de 2014 a 2020. Ressalta-se que as aferições ocorreram mensalmente e em

ocasião das coletas de amostras do lixiviado para realização das análises contempladas no cronograma de monitoramento.

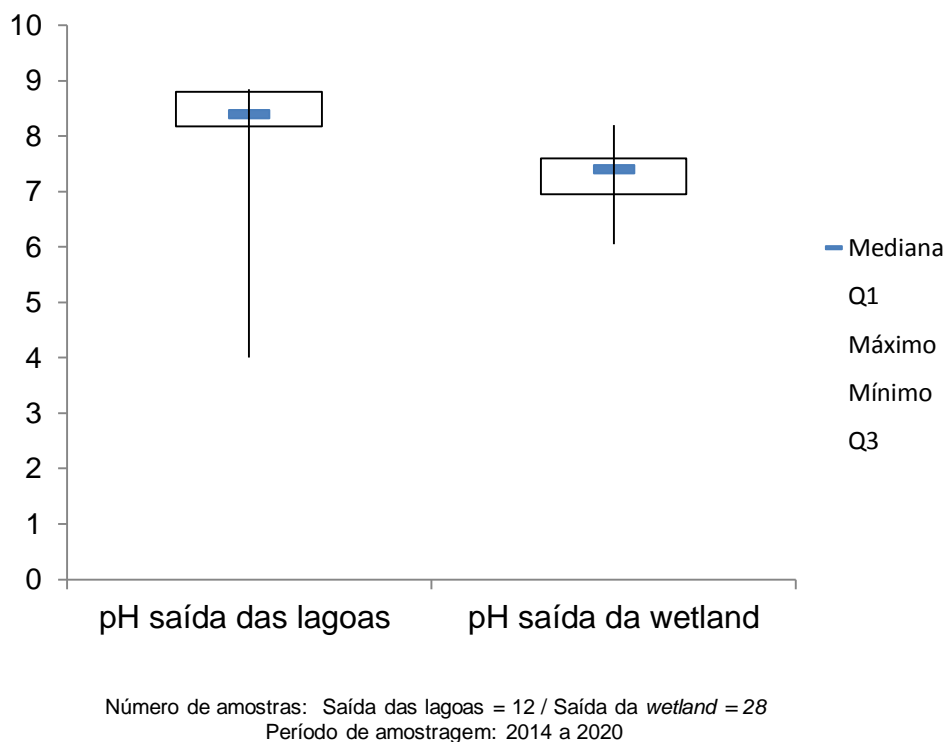


Figura 42: Variação do pH entre a saída do sistema de lagoas e a saída da *wetland*

Fonte: Próprio autor, 2021

Os valores de pH apresentaram valores médios de 8,09 para a saída das lagoas e 7,27 para a saída da *wetland*. O maior valor encontrado ao final das lagoas pode ser justificado pela atividade fotossintética de microalgas presentes nas lagoas que irá consumir o CO₂ e elevar o pH.

Em relação aos valores do pH e a precipitação do fósforo nas lagoas, acredita-se não ter sido significativa devido ao pH não ter alcançado um valor mínimo para tal, que segundo Von Sperling (2017), deveria ser maior ou igual a 9.

D'Alessandro *et al.* (2015), em seu trabalho buscaram avaliar a influência da sazonalidade em lagoas de estabilização utilizadas para tratamento de esgoto sanitário cujo sistema era composto por uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa e uma lagoa de maturação. Nas seis análises realizadas, foi encontrado valor médio de pH de 7,3 para o efluente bruto, 7,0

na saída da lagoa anaeróbia, 7,5 na saída da lagoa facultativa e 7,7 na saída da lagoa de maturação. Neste estudo os autores realizaram a análise dos componentes principais e concluíram que esta mostrou ser uma excelente ferramenta para o monitoramento de lagoas de estabilização e evidenciou a correlação inversa entre os nutrientes PO_4^{-3} , PT, NH_4^+ e as variáveis OD, pH e $\text{Cl}\alpha$, o que indica a remoção destes nutrientes pelas algas. Por fim, conclui-se também que a sazonalidade influenciou na eficiência de remoção das variáveis físico-químicas e biológicas.

Da Silva *et al.* (2010), visaram avaliar a remoção de nutrientes em três sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de esgotos e obteve valores de pH iguais a 7,3 para o efluente bruto, 7,6 para a lagoa facultativa e 7,6 e 7,8 para as lagoas de maturação 1 e 2 respectivamente. Os autores concluíram que os três sistemas estudados são capazes de remover nutrientes fosforados e nitrogenados.

Em se tratando do parâmetro Sólidos Sedimentáveis, os valores encontrados na saída do sistema de lagoas demonstraram a ocorrência de redução (média de 50%) quando comparados aos valores do lixiviado bruto (na entrada do sistema), conforme Figura 43:

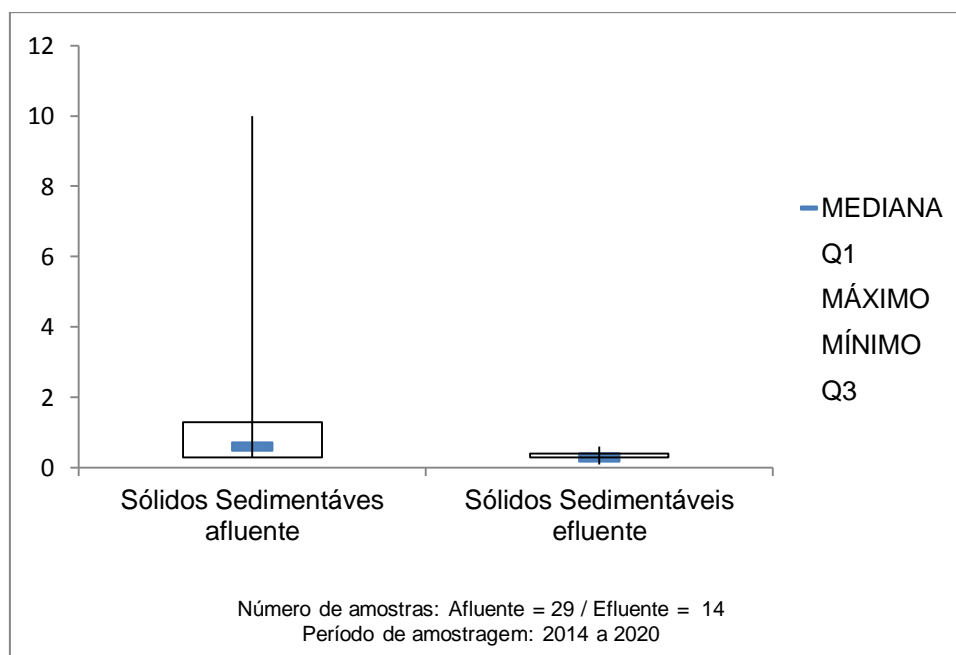


Figura 43: Quantitativo de Sólidos Sedimentáveis na entrada e saída do sistema de lagoas

Fonte: Próprio autor, 2021

Tal redução é favorecida pelo tempo de detenção hidráulico, uma vez que há uma relação direta entre o TDH e a redução dos valores para o parâmetro citado. Von Sperling (2017), afirma que o lodo de fundo é resultado dos sólidos em suspensão, incluindo areia e microrganismos (bactérias e algas) sedimentados. Além disso, o autor pontua que uma fração do lodo é estabilizada anaerobiamente, sendo convertida em água e gases e o volume acumulado será então inferior ao volume sedimentado.

Oliveira *et al.* (2016) realizaram a caracterização físico-química de lixiviado produzido em um aterro em escala experimental e encontraram uma concentração máxima de sólidos suspensos totais superior a 3.000 mg/L e mínima de 1.500 mg/L. Em relação aos sólidos suspensos voláteis, as concentrações foram; máxima de aproximadamente 2.000 mg/L e mínima de aproximadamente 1.500 mg/L. O possível motivo das variações de concentração máxima e mínima foram apontadas pelos autores como sendo as precipitações ocorridas na região do estudo. A pesquisa durou 246 dias e os autores concluíram que as concentrações de sólidos voláteis indicaram uma redução considerável da carga orgânica do efluente em função do tempo de aterramento dos resíduos.

Ao avaliar a remoção de nutrientes pela *wetland*, comparando-se os valores da saída do sistema de lagoas com os valores obtidos nas análises da saída da *wetland*, observou-se remoções com percentuais médios de 98,76 e 91,17 para fósforo total e nitrogênio amoniacal respectivamente, conforme Figuras 44 e 45.

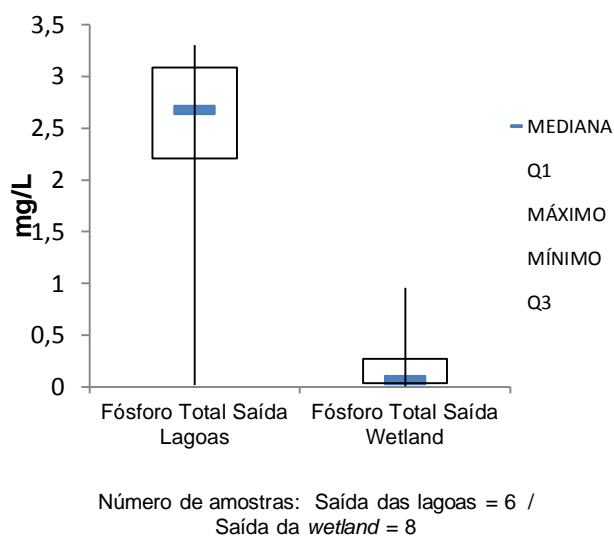


Figura 44: Quantitativo de Fósforo Total na saída do sistema de lagoas e na saída da *wetland*
Fonte: Próprio autor, 2021

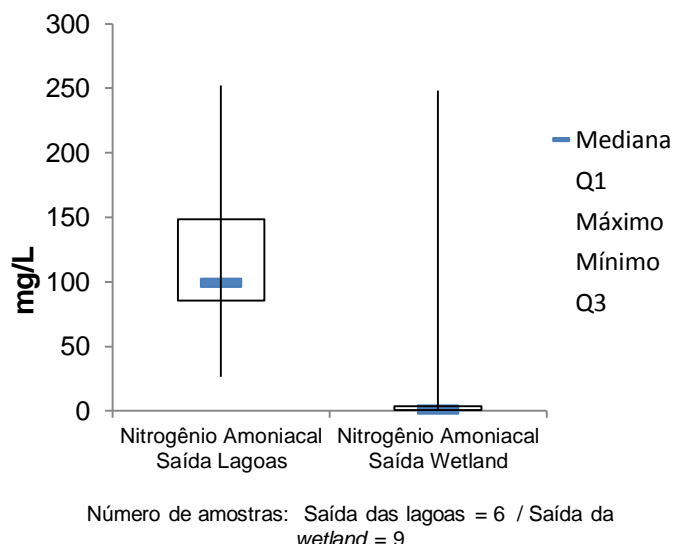


Figura 45: Quantitativo de Nitrogênio Amoniacal na saída do sistema de lagoas e na saída da *wetland*
Fonte: Próprio autor, 2021

Apesar de não terem sido disponibilizados dados de nutrientes no efluente bruto, acredita-se que a lagoa facultativa tenha removido certo percentual de fósforo pois o fósforo orgânico é parte do material celular das algas (VON SPERLING, 2017).

Segundo Von Sperling (2017), a fotossíntese que ocorre nas lagoas facultativas e de maturação contribui para a elevação do pH, por retirar do meio líquido o CO₂, ou seja, a acidez carbônica. Em condições de elevada atividade fotossintética, o pH pode subir a valores superiores a 9,0, proporcionando condições para a volatilização do NH₃. Além disso, os processos de nitrificação e desnitrificação que tendem a ocorrer em altas temperaturas e também a deposição de biomassa morta podem ter favorecido tais resultados.

Da Silva *et al.* (2010), observaram que o acréscimo de fósforo nas lagoas ocorre devido ao carreamento do lodo flutuante de uma lagoa para a outra. Em seu trabalho, foram avaliados três sistemas de lagoas compostos de uma lagoa facultativa e duas de maturação cada, em que foram avaliadas as remoções de nutrientes nestes sistemas para tratamento de esgoto. Como resultado, os autores alcançaram os seguintes valores para fósforo total; 5,1 mg/L para o efluente bruto, 3,6 mg/L para a lagoa facultativa e 4,3 mg/L para a primeira e segunda lagoa de maturação. Quanto às remoções de nitrogênio amoniacal os percentuais encontrados foram de 57%, 61% e 41%.

Vendramelli *et al.* (2016), observaram em seu trabalho que pode haver um ciclo de remoção e liberação do fósforo. Em essência, segundo os autores, algum fósforo pode ser assimilado à biomassa mais de uma vez, fato que contribuirá para a má remoção do fósforo no sistema de lagoas.

Em se tratando da *wetland*, considerando-se os valores encontrados para as medianas na saída do sistema de lagoas e na saída da *wetland* observou-se a ocorrência de percentuais de remoção de nutrientes superiores a 90%.

Poças (2015), avaliou a remoção de nutrientes em níveis de tratamento terciário em várias *wetlands* construídas, sendo uma delas natural. Os resultados obtidos demonstraram um aumento nas concentrações de fósforo total e nitrogênio total que segundo o autor podem ser explicados pela ocorrência de contribuições significativas de fontes difusas, uma vez que as concentrações dessas variáveis sofreram incrementos desde a entrada até a saída da várzea. Neste trabalho, o autor não cita a presença de macrófitas no ambiente avaliado.

Segundo Sezerino, 2006; Vymazal & Kroepfelová, 2008; *apud* Lourenço *et al.* (2018), os principais mecanismos responsáveis pela remoção de nitrogênio em *wetlands* construídas são: nitrificação-desnitrificação, sedimentação de nitrogênio orgânico, assimilação por plantas, assimilação por microrganismos e a volatilização da amônia.

Na *wetland* natural do aterro sanitário do CPGRS, em que a única fonte de contribuição de efluentes é o lixiviado, existem macrófitas em grande parte de sua extensão, fato que pode ser apontado como um possível fator que favoreceu as remoções de nutrientes. Segundo Escosteguy *et al.* (2008), o conhecimento das exigências nutricionais e do acúmulo de nutrientes na parte aérea das macrófitas cultivadas com lixiviado de aterro sanitário, é importante para explicar a eficiência dessas plantas. Os autores avaliaram a extração de nutrientes por macrófitas cultivadas com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos utilizando taboa (*Typha sp.*) e junco (*Eleocharis sp.*) em que foram avaliadas as partes aéreas das plantas e observaram maior remoção de nitrogênio pela taboa e remoções maiores de fósforo em plantio consorciado das duas espécies. Ainda segundo os autores, a eficiência das macrófitas em remover P e N varia de acordo com o tipo de efluente.

Jeke *et al.* (2015), avaliaram a absorção de nutrientes de bioossólidos municipais pela taboa (*Typha latifolia* L.) através da biomassa das plantas acima e abaixo do solo. Os autores utilizaram baldes para o cultivo das plantas tendo como substrato o bioossólido. Ao final do experimento, concluíram que a biomassa acima do solo acumulou quantidades significativamente maiores de nitrogênio e fósforo. É sugerido ainda neste trabalho que a colheita das plantas coincida com o acúmulo de nutrientes acima na biomassa acima do solo para obter maior eficiência.

Ao avaliar as *wetlands* construídas, Poças (2015) observou que as maiores remoções de nutrientes ocorrem no período do crescimento das plantas, sendo as mesmas reduzidas no período após poda.

Amorim *et al.* (2018), estudaram a eficiência de um sistema piloto utilizando áreas alagadas no pós-tratamento do lixiviado gerado no aterro sanitário de Curitiba, Paraná, utilizando-se de duas caixas d'água, em que o sistema foi operado em batelada por sete dias e obtiveram uma eficiência de remoção de 75,7% para fósforo total e de 58% para nitrogênio amoniacal. A concentração de fósforo total (em mg/L) na entrada do sistema foi de aproximadamente 12,32 e na saída do sistema 3,00 mg/L. Já a concentração de nitrogênio amoniacal na entrada do sistema foi de aproximadamente 670,11 mg/L e na saída do sistema 282,86 mg/L.

Calijuri *et al.* (2009) avaliaram em seu trabalho o tratamento de esgotos em sistemas de reatores UASB e *wetlands* construídas de fluxo horizontal a eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes, e observaram que as maiores eficiências de remoção para nitrogênio e fósforo ocorreram em temperaturas mais elevadas

Um fator observado por Calijuri *et al.* (2009), foi a redução da eficiência de remoção de nutrientes ao longo do tempo, o qual pode estar relacionado ao mecanismo de desenvolvimento das plantas.

Levando em consideração que muitos dos riscos do lançamento de efluentes não tratados advêm de agentes infecciosos, a avaliação destes agentes microbiológicos toma grande importância, no que diz respeito a organismos que podem indicar a contaminação das águas, como coliformes totais e *Escherichia coli* (Trevisan, 2017).

Grisey *et al.* (2010), afirma que coliformes totais, *E. coli*, enterococos, *Salmonella*, *Pseudomonas aeruginosa* e *Staphylococcus aureus* são capazes de se desenvolver em lixiviado de aterro.

Apesar da restrita atenção dada à presença de *E.coli* no lixiviado de aterro sanitário, Collins & Kennedy (1992) afirmam que os microrganismos patogênicos ocorrem nos resíduos sólidos municipais, originados da população, mediante as fezes humanas e animais, fraldas descartáveis sujas, lenços de papel, curativos, fraldas descartáveis, papel higiênico, absorventes e na maioria dos casos, dos resíduos hospitalares, misturados aos resíduos domiciliares.

Costa e Silva *et al.* (2011), ao realizar a caracterização de lixiviados gerados por resíduos sólidos domiciliares e de serviços de saúde da cidade do Rio de Janeiro, através da amostragem do lixiviado proveniente dos resíduos sólidos domiciliares de diversos bairros, apresentaram o valor de $4,3 \times 10^8$ NMP.100mL⁻¹ para *Escherichia Coli* após a realização do cálculo da média geométrica global dos resultados das amostras, evidenciando sua presença no lixiviado.

Chayb (2015), ao realizar um estudo comparativo da contaminação por micro-organismos patogênicos, que causam potenciais riscos para a saúde humana, animal e meio ambiente, associados aos resíduos sólidos domiciliares (RSD) e aos resíduos sólidos de saúde (RSS) da cidade de Uberlândia (MG), encontrou nas contagens de *Escherichia coli* presentes nos resíduos domiciliares, medianas de $3,27 \times 10^2$ (resíduos classe AB) e $2,98 \times 10^2$ (resíduos classe CD). O autor concluiu que os resíduos sólidos domiciliares apresentaram maior contagem de quase todos os microrganismos patogênicos, pois neles a contaminação além de ter sido maior, foi mais diversificada, ou seja, apresentou maior variedade de microrganismos patogênicos.

Ao avaliar as remoções de *E. coli* no lixiviado do aterro sanitário do CPGRS, foram utilizados os valores para a saída do sistema de lagoas e saída da *wetland*, conforme apresentado na Figura 46.

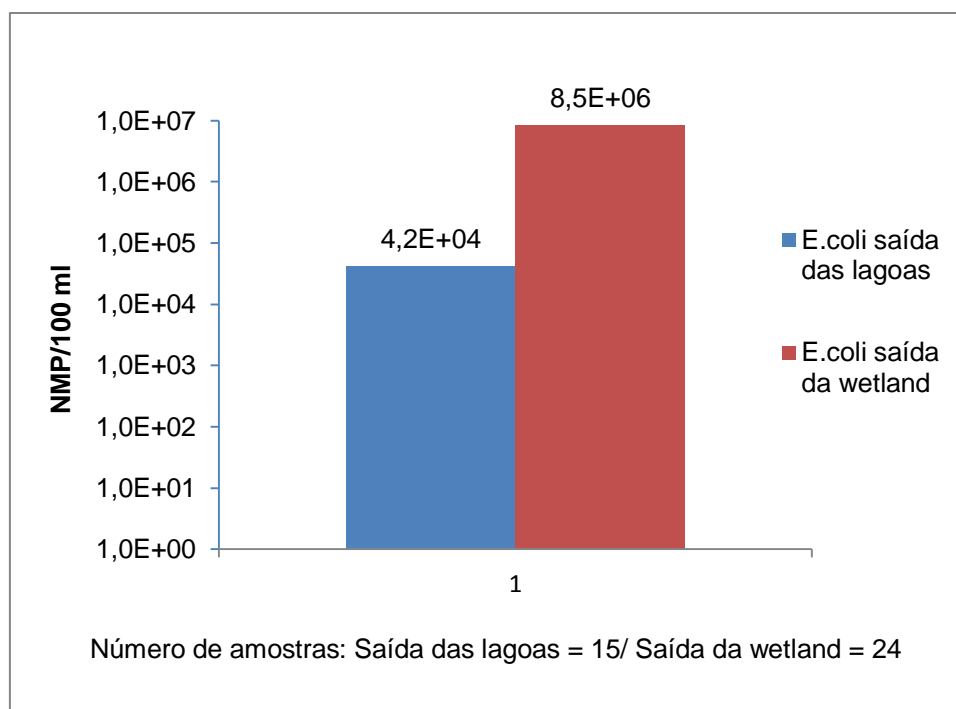


Figura 46: Quantitativo médio de *E. coli* na saída do sistema de lagoas e na saída da *wetland*

Fonte: Próprio autor, 2021

De posse dos valores esboçados, observou-se a ocorrência de *E. coli* no lixiviado do aterro sanitário do CPGRS. Tal ocorrência se deve ao fato de que os resíduos sólidos destinados ao aterro, em sua maioria não passam por processos de segregação e a maioria dos municípios consorciados e demais empreendimentos que destinam seus resíduos para o local, não possuem coleta seletiva, sendo então destinados ao aterro resíduos de papel higiênico, fraldas descartáveis, lenços, entre outros provenientes de fezes humanas e animais portadores de microrganismos patogênicos.

Ao se comparar o valor encontrado na saída das lagoas por meio do cálculo da média geométrica; $1,51 \times 10^3$ NMP/100ml, com o valor médio da saída da *wetland*; $1,04 \times 10^3$ NMP/100ml; observou-se que não houve redução de *E. coli* na *wetland*.

Por se tratar de um ambiente aberto e natural, existe a possibilidade de ocorrer a presença de animais que poderiam contribuir para que não haja a redução desta bactéria, pois mesmo que ocorra remoção pela *wetland* natural por algum fator intrínseco ao sistema, os animais possivelmente seriam fontes de *E.coli*.

MacIntyre *et al.* (2006), afirmam sobre a importância de garantir que as áreas de água aberta (desprovidas de vegetação) existam e sejam mantidas em sistemas de áreas úmidas de fluxo superficial onde objetiva-se reduzir efetivamente *E. coli* e outras bactérias patogênicas. Em seu trabalho os autores buscaram avaliar o controle de *Escherichia coli* em um pântano de tratamento de fluxo superficial como pós-tratamento de lagoas facultativas que tratam efluentes de banheiros, chuveiros e cozinhas de refeitórios. Os autores concluíram que o material flutuante inibe a entrada da radiação UV natural e por consequência inibe a morte das bactérias *Escherichia Coli* causadas pela radiação.

Calijuri *et al.* (2009) citam que os mecanismos ou fatores determinantes na remoção de coliformes em *wetlands construídas* incluem temperatura, retenção nas raízes das plantas e no biofilme, adsorção à matéria orgânica, predação, competição e morte natural, efeito biocida resultante do material excretado por algumas macrófitas e radiação solar. Os autores avaliaram em escala piloto o desempenho de quatro *wetlands* construídas de fluxo horizontal como unidades de pós-tratamento de esgoto sanitário tratado em reatores UASB. As espécies vegetais utilizadas foram *Typha sp.* e *Brachiaria arrecta*. Por fim, os valores de remoção (percentuais superiores a 98%), segundo os autores, foram maiores que os encontrados na literatura para países de clima temperado e consistentes com outros trabalhos conduzidos no Brasil.

Almeida e Almeida (2005), ao analisar a eficiência de substratos e de espécies vegetais nativas ou naturalizadas da região de Goiânia, GO, na remoção de coliformes do esgoto sanitário, num sistema de tratamento do tipo zona de raízes precedido por decantação, observou a eficiência na remoção de coliformes totais e termotolerantes de duas unidades logarítmicas. Alguns resultados de análise mostraram 100% de remoção de coliformes, o que comprova a eficiência do sistema com plantas. Segundo os autores, tal redução se explica devido a liberação de metabólitos pelas raízes das plantas que têm a função antibiótica sobre organismos patógenos.

Por fim, observa-se a importante ação da radiação UV na inativação de *E. coli*. Entretanto, a *wetland* natural estudada possui boa cobertura vegetal em sua superfície e segundo MacIntyre *et al.* (2006), a presença de detritos flutuantes e algumas partículas em suspensão podem ser locais de fixação da

bactéria. Além disso, a presença de algumas espécies vegetais de médio e grande porte nas extremidades e outras poucas em seu interior, podem estar oferecendo áreas extensas de sombreamento e dificultando a penetração da radiação no ambiente.

Em se tratando da presença dos metais no lixiviado, foram obtidos dados da saída do sistema de lagoas e da saída da *wetland*, conforme esboçado na Tabela 16.

Tabela 16: Dados das concentrações de metais do lixiviado

Metais (mg/L)	Saída das Lagoas								Saída das <i>wetlands</i>									
	2016		2017		2018		2020		2016		2017		2018		2019		2020	
	Fev	Ago	Fev	Ago	Fev	Ago	Fev	Ago	Fev	Ago	Fev	Ago	Fev	Ago	Fev	Ago	Fev	Ago
Cádmio	<0,001	<0,001	<0,001		<0,001		<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001		<0,01	<0,001	<0,001
Chumbo	<0,005	<0,01	<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	0,009	<0,01	<0,001	<0,01	<0,01	<0,01		0,00188	<0,001	<0,001
Cobre	<0,005	<0,005	<0,005		0,008		<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,001	<0,005	0,019	<0,005		<0,001	<0,001	<0,001
Cromo	0,06	0,202	0,015		0,189		0,18	0,222	<0,01	0,01	0,009	0,01	0,071	0,01		0,001	0,0057	0,0042
Níquel	0,02	0,056	<0,01		0,0457		0,06	0,079	<0,001	<0,01	0,004	<0,01	0,029	<0,01		<0,001	0,0019	0,0016
Zinco	0,02	0,045	<0,01		0,0184		0,06	0,034	<0,05	0,0185	0,015	<0,01	0,078	<0,012		<0,00893	0,0132	<0,001

Fonte: Próprio autor, 2021

Segundo Pio (2012), o mecanismo de remoção de metais ocorre em três principais compartimentos de uma *wetland*, isto é: a) solo e substrato; b) hidrologia e c) vegetação. A água está geralmente presente na superfície ou dentro das raízes por todo o período de remoção.

Calijuri *et al.* (2011) desenvolveram um trabalho que avaliou a capacidade de uma área úmida para remover metais traço, de um complexo aeroportuário no Brasil, e observaram que os metais que não foram encontrados em níveis detectáveis nas amostras de água coletadas do canal de drenagem, como Cu, Cd, Ni, Pb e Cr foram encontrados no pântano. Isso indica que a zona úmida tem uma capacidade significativa de armazenamento desses metais. Os poluentes podem ser transportados pela água da chuva em concentrações reduzidas (abaixo dos limites de detecção dos métodos usados) e, subsequentemente, podem se acumular nas áreas úmidas.

Barreto (2011) afirma que em áreas alagadas naturais, as concentrações de metais-traço nas plantas podem ser várias vezes superiores do que as encontradas na água, isso em função da bioacumulação mencionada anteriormente.

Ainda de acordo com Lima (2010), alguns metais traço são elementos essenciais para as plantas. Entretanto, sob certas condições ambientais, esses elementos podem se bioacumular em concentrações tóxicas, causando danos fisiológicos.

Assim sendo, no presente trabalho acredita-se ter ocorrido uma junção de fatores tais como: características da *wetland* como a hidrologia do local; tipo de espécies vegetais contidas na área alagada e seus respectivos potenciais de remoção/adsorção de metais, que possibilitaram a redução das concentrações de metais do lixiviado.

Após avaliar os dados das concentrações dos metais traço ao longo do período de 2016 a 2020 da saída do sistema de lagoas e da saída da *wetland*, foi possível observar que após passar pela *wetland*, as concentrações de vários tipos de metais sofreram redução, com exceção do cádmio. Ao avaliar os resultados obtidos para o chumbo e o cobre, foi possível observar que em 86,6% das análises, as concentrações se mostraram menores que os valores mínimos identificáveis pelo método de análise utilizado. Em se tratando do Zinco e do Níquel, em 40% das análises as concentrações foram menores que

os valores mínimos identificáveis, já para os 60% dos valores, para o Zinco foram obtidos os valores médios de 0,0355 (0,0175) mg/L para a saída das lagoas e 0,0312 (0,0313) mg/L para a saída da *wetland*. Para o Níquel, os valores médios obtidos foram 0,0521 (0,0216) mg/L para a saída das lagoas e 0,0091 (0,0133) mg/L para a saída da *wetland*. O Cromo, apresentou resultados médios (em que foi possível utilizar 93,3% dos dados), de 0,1447 (0,0854) mg/L e 0,0151 (0,0228) mg/L para a saída das lagoas e a saída da *wetland* respectivamente.

Por fim, em relação ao Cádmiio, observou-se que todos os valores tanto da entrada quanto da saída da *wetland* permaneceram abaixo do limite de detecção.

Salem *et al.* (2017) avaliaram em seu trabalho, metais e bioconcentrações de metalóides nos tecidos de *Typha latifolia* cultivado nas quatro lagoas interconectadas de um aterro sanitário doméstico em que foi avaliado tanto o líquido quanto o sedimento do sistema. Os autores observaram que as concentrações médias de As, Cd e Cr em amostras de água coletadas tanto na entrada quanto na saída das quatro lagoas foram geralmente constantes para as duas estações, permanecendo abaixo dos valores limites de detecção ao longo do experimento.

Bai *et al.* (2012), relatam, por sua vez, que o mecanismo de acumulação de metais potencialmente tóxicos ocorre de maneira específica na maioria das plantas que compõem esse sistema. Os autores descrevem que o Zn, por exemplo, acumula principalmente nas folhas dos vegetais ao passo que Cu, Cd e Pb são preteridos pelas raízes, no entanto para todos os elementos os fatores pH, temperatura, potencial redox (Eh) e biodisponibilidade são determinantes.

Bartmeyer *et al.* (2019), encontraram concentrações de Cd e Pb nos tecidos vegetais da Taboa (*Typha* sp.) de 5,0 mg g⁻¹ e 2,3 mg g⁻¹ respectivamente. O estudo realizou uma comparação de retenção de cádmio e chumbo nos tecidos vegetais das macrófitas aquáticas Agupapé (*Eichhornia* sp.) e Taboa (*Typha* sp.) por biossorção e fitorremediação. Segundo os autores, o processo de fitorremediação de metais tóxicos está associado à textura da superfície das plantas que, em razão de sua composição, da presença de microrganismos e dos microporos, promovem a adsorção dos metais. Conclui-

se também que ambas as espécies foram capazes de remover parcialmente os metais Cd e Pb nos dois processos, porém o processo de biossorção apresentou maior eficiência.

Ao avaliar o comportamento da macrófita *Typha* sp como material adsorvente na remoção das espécies metálicas Cd (II), Cu (II), Cr (III) e Zn (II) em meio aquoso, Rabelo (2018), buscou estabelecer as características adsorptivas da *Typha* sp através de experimentos em batelada em função do pH, o tempo de contato e a concentração. O autor concluiu que a macrófita analisada possui grande potencial para ser utilizada como biossorvente na adsorção das espécies metálicas em estudo, devido ao baixo custo do material e à elevada capacidade de adsorção das espécies metálicas cujos valores alcançados foram de 9,48 mg/g para Cr (III), 6,55 mg/g para Cu (II), 3,01 mg/g para Zn (II) e 9,52 para Cd (II). Concluiu ainda que o pH 5,5 favorece a adsorção das espécies metálicas em estudo.

Já Gomes (2019), avaliou em seu trabalho a capacidade de adsorção de Cobre, Manganês e Vanádio em biomassa seca de macrófitas através do cultivo de plantas em ambiente livre de cargas poluidoras. A avaliação foi realizada através da análise da produção da biomassa, determinação de características físico-químicas, determinação da capacidade de adsorção em função da variação do pH, tempo de contato e concentração dos elementos de interesse na solução, em que os métodos analíticos utilizados foram análise por ativação neutrônica e espectrometria de absorção atômica com forno de grafite, cujos resultados indicaram que as biomassas secas produzidas não adsorveram o cobre, sendo adsorvidos apenas os demais metais.

Ainda sobre a remoção de metais potencialmente tóxicos utilizando um sistema piloto de tanque com macrófita e *wetland* construído, Pio (2012) utilizou um sistema composto por tanque de macrófitas acoplado a um filtro plantado de fluxo vertical (*wetland* construído) a fim de remover os metais Fe, Mn, Cu, Pb, Co, Ni e Cd da água contaminada de um polo industrial de Manaus. O processo de rizofiltração da *L. aequinoctialis* mostrou que esta macrófita tem habilidade de absorver todos os metais traço estudados na seguinte ordem de preferência: Cr > Ni > Cu > Fe > Zn > Mn. O autor observou também que alterações na composição química da água, no pH e

condutividade elétrica são capazes de alterar a absorção de metais traço pela *L. aequinoctialis*.

Por fim, de acordo com a resolução do Conama número 430 de 2011, todos os valores encontrados para metais estão dentro dos limites permitidos para lançamentos de efluentes oriundos da disposição final de resíduos sólidos, com exceção do Cromo, cuja concentração contemplada como limite para lançamento do efluente segundo a legislação é de 0,1 mg/L e o valor encontrado foi de 0,1447 mg/L. Entretanto, com a remoção ocorrida após o efluente passar pela *wetland*, a concentração para lançamento do efluente que foi de 0,0145 mg/L atendeu à resolução 430 do Conama.

6 CONCLUSÃO

Após avaliar as características do lixiviado de sete aterros sanitários de Minas Gerais, os estudos permitiram inferir por meio do cálculo da relação DBO/DQO que estes efluentes possuíam características medianamente biodegradáveis.

A análise dos componentes principais realizada por meio do software R, apontou que as seis primeiras componentes explicaram 70,70% da variabilidade total dos dados. A PC1 explicou 17,45% da variação dos dados e englobou as variáveis DQO, DBO, Cloretos e Condutividade Elétrica como as de maior contribuição, sendo as variáveis DBO e DQO as que apresentaram os maiores valores. A variação da matéria orgânica e consequentemente da biodegradabilidade ocorrida devido aos distintos tempos de operação dos aterros, exerceu influência na variação dos dados. Observou-se também a presença de metais traço (Zinco, Níquel, Chumbo e Cádmiio) como elementos de maior contribuição nas PC's 2, 3 e 5 e por fim a PC6 apontou as substâncias tensoativas como a variável de maior expressão.

Para o cálculo do Índice de Poluição dos Lixiviados, foram obtidos valores entre 15,26 e 30,76, em que o menor valor corresponde ao atribuído para o aterro sanitário de Uberaba e o índice de maior valor ao aterro sanitário de Além Paraíba. Neste contexto, observou-se por meio dos valores encontrados para os sub-índices de cada variável dos lixiviados, a expressiva contribuição da matéria orgânica e valores menores dos metais, explicando então os valores dos índices de poluição encontrados.

Em se tratando do tratamento do lixiviado do aterro sanitário do CPGRS, quanto à eficiência do Sistema Australiano de Lagoas em Série e da *wetland* natural observou-se que para as variáveis DBO e DQO, ambos os sistemas alcançaram percentuais de redução que atendem às legislações pertinentes e que a junção dos dois sistemas alcançaram reduções de 99,6% e 99,7% para DBO e DQO respectivamente. Para as variáveis fósforo total e nitrogênio amoniacal, não foi possível avaliar a ocorrência de remoção pelo sistema de lagoas pois o empreendimento não realiza análise das referidas variáveis no

lixiviado bruto, porém na saída da *wetland*, as reduções percentuais alcançadas foram de 98,76% e 91,17% respectivamente, o que possibilitou o atendimento à legislação. Sobre os metais traço, constatou-se que também não são realizadas análises de metais no efluente bruto, o que impossibilitou a análise de remoção pelo sistema de lagoas. Já a *wetland* se mostrou eficiente para a remoção do Zinco, Níquel e Cromo e os metais Cádmio, Cobre e Chumbo apresentaram valores abaixo do nível de detecção.

Observou-se também que todos os metais traço analisados no presente estudo apresentaram na saída do sistema de lagoas valores de concentrações dentro dos limites impostos pela legislação, com exceção do Cromo, porém este após passar pela *wetland* natural; através das remoções constatadas, foi possível observar que a concentração do referido metal passou a atender à legislação. Entretanto, para um melhor conhecimento da capacidade de remoção de nutrientes e dos metais traço pelo sistema de lagoas, sugere-se realizar análises também do lixiviado bruto.

Sobre a bactéria *Escherichia coli* identificada no lixiviado na saída do sistema de lagoas, verificou-se que a *wetlands* não apresentou eficiência de remoção.

Posto tudo isso, concluiu-se que o lixiviado é um efluente com características expressivas da presença de matéria orgânica, nutrientes e de forma menos expressiva da presença de metais; o qual precisa ser tratado visando atenuar seu potencial poluidor para então ser lançado em cursos d'água. Concluiu-se também que a *wetland* natural favoreceu o tratamento do lixiviado, podendo ser utilizada como unidade de polimento ao tratamento oferecido pelo Sistema Australiano de Lagoas em Série.

Por fim, ressalta-se o importante papel desempenhado pela *wetland* avaliada como unidade complementar ao tratamento biológico avaliado e sugere-se que outros estudos de complementação do sistema australiano de lagoas em série através de *wetlands* naturais sejam desenvolvidos visando preencher lacunas do tratamento trazidas pela variação das características do lixiviado e que não foram objeto do presente estudo.

7 REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13896: Aterros de resíduos não perigosos – critérios para projeto, implantação e operação.** Rio de Janeiro, 1997.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004: Resíduos Sólidos – Classificação.** Rio de Janeiro, 2004.

ABRANTES, L. L. M. **Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados contruídos utilizando *Typha angustifolia* e *Phragmites australis*.** Dissertação (mestrado). Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente. Universidade Federal de Goiás, 2009.

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA E EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil-2018/2019.** Disponível em: <https://abrelpe.org.br/download-panorama-2018-2019/>. Acesso em 15 de julho de 2020.

ADHIKARI, B.; DAHAL, K. R.; KHANAL, S. N. **A Review of Factors Affecting the Composition of Municipal Solid Waste Landfill Leachate.** International Journal of Engineering Science and Innovative Technology (IJESIT). Volume 3, Issue 5, September, 2014.

ALMEIDA, A. R. G. **Remoção de matéria orgânica e calibração de um modelo de remoção de amônia em uma série de lagoas de estabilização em escala real.** Dissertação (mestrado) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

ALMEIDA, R.A., ALMEIDA, N. A. M. **Remoção de coliformes do esgoto por meio de espécies vegetais.** *Revista Eletrônica de Enfermagem*, v. 07, n. 03, p.308-318, 2005. Disponível em <http://www.revistas.ufg.br/index.php/fen>. Acesso em 21 de fevereiro de 2021.

ALLOWAY, B. J. **Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability.** *Environmental Pollution* 22, 2013. DOI 10.1007/978-94-007-4470-7_1

AMOR, C., SOCÍAS, E. T., PERES, J. A., MALDONADO, M. I., OLLER, I. MALATO, S., LUCAS, M. S. **Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes.** *Journal of Hazardous Materials* 286, p. 261-268. 2015. <https://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.12.036>.

AMORIM, A. M. P. B., CAVALHEIRO, T. L., PREUSSLER, K. H., MIELKE, E. C., CUBAS, S. A., MARANHO, L. T. **Eficiência de um sistema piloto utilizando áreas alagadas no pós-tratamento do lixiviado gerado no aterro sanitário de Curitiba, Curitiba, Paraná, Brasil.** *Engenharia Sanitária e*

Ambiental, v. 23, n. 3, p. 535-542, maio/jun 2018. <https://doi.org/10.1590/s1413-4152201894495>.

Bai, J., Xiao, R., Zhang, K., Gao, H. **Arsenic and heavy metal pollution in wetland soils from tidal freshwater and salt marshes before and after the flow-sediment regulation regime in the Yellow River Delta, China.** Journal of Hydrology 450–451. 2012. 244–253. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.006>.

BANAR, M., OZKAN, A., KURKÇUOĞLU, M. **Characterization of the leachate in an urban landfill by physicochemical analysis and solid phase microextraction-GC/MS.** Environmental Monitoring and Assessment (2006) 121: 439–459 DOI: 10.1007/s10661-005-9144-y.

BARRETO, A. B. **Seleção de macrófitas aquáticas com potencial para remoção de metais-traço em fitorremediação.** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais. 2011. 113 p.

BARTMEYER, B. C., OLIVEIRA, L. H. S., COELHO, L. H. G. **comparação da retenção de cádmio e chumbo nos tecidos vegetais das macrófitas aquáticas aguapé (*Eichhornia* sp.) e taboa (*Typha* sp.) por biossorção e fitorremediação.** Holos Environment (2019). 191(1). p. 145-159. DOI: <http://dx.doi.org/10.14295/holos.v19i1.12295>.

BASSANI, F. **Monitoramento do lixiviado do aterro controlado de Maringá, Paraná, e sua avaliação da tratabilidade com coagulantes naturais, radiação ultravioleta (UV) e ozônio.** Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação de Engenharia Urbana. Universidade Estadual de Maringá. 2010. 127 p.

BRASIL. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF: Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), 2005.

BRASIL. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília, DF: Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), 2011.

BULLER, L. S., TEIXEIRA M. B., ORTEGA, E. **Wetlands naturais e construídas para tratamento de resíduos da suinocultura.** II Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais – II SIGERA. 2011.

CALIJURI, M. L., BASTOS, R. K. X., MAGALHÃES, T. B., CAPELETE, B. C., DIAS, E. H. O. **Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade**

de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. Eng. Sanit. Ambient. V. 14, n. 3, p. 421-430, jul/set. 2009.

CALIJURI, M. L., SANTIAGO, A. F., NETO, R. F. M., CARVALHO, I. C. **Avaliação da capacidade de uma área úmida natural para remover metais pesados gerados por pistas e outras áreas pavimentadas de um complexo aeroportuário no Brasil.** Ar Água Solo Poluição. V. 219, p. 319-327, 2011.

CARVALHO, C. F. M. **Potencial de macrófitas aquáticas na fitorremediação do bário.** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical. Universidade Federal do Espírito Santo. 2016. 71 p.

CHAYB, E. F. **Estudo comparativo da contaminação por micro-organismos patogênicos em resíduos domiciliares e de saúde em Uberlândia (MG).** Revista Brasileira de Ciências Ambientais, n. 37, set., 2015. DOI: 10.5327/Z2176-9478201512414.

CYBIS, L. F. A., SANTOS, A. V., GEHLING, G. R. **Eficiência do reator sequencial em batelada (RSB) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO baixa.** Eng. Sanit. Ambient. Vol. 9. Nº 3. 2004. p. 260-264 .

CLIMATE-DATA-ORG. Clima: João Monlevade. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/minas-gerais/joao-monlevade-24904/> . Acesso em: 20 de abril de 2021.

COLLINS, C. H., KENNEDY, D. A. **The microbiological hazards of municipal and clinical wastes.** Journal of Applied Bacteriology, 73, p.1-6, 1992. Disponível em: <https://sfamjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1365-2672.1992.tb04961.x> . Acesso em: 13 de abril de 2021 .

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **GEOINFORMAÇÃO. 2020.** Disponível em: <https://sosgisbr.com/2011/07/11/shapes-disponibilizados-pelo-comite-da-bh-do-rio-sao-francisco/> . Acesso em: 20 de abril de 2021

COSTA, A. M., ALFAIA, R. G. S. M., CAMPOS, J. C. **Landfill leachate in Brazil – An overview.** Journal of Environmental Management 232, p. 110-116. 2019.

COSTA, TIAGO JORGE SOUSA DA. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos em Portugal.** Dissertação. Técnico Lisboa, Lisboa, 2015. 138 p.

COSTA E SILVA, C. A. M., CAMPOS, J. C., FERREIRA, J. A., MIGUEEL, M. A. L., QUINTAES, B. R. **Caracterização microbiológica de lixiviados gerados por resíduos sólidos domiciliares e de serviços de saúde da cidade do Rio de Janeiro.** Eng. Sanit. Ambient. V. 16, n. 2, p. 127-132, abr/jun, 2011.

CPGRS – Consórcio Público de Gestão de Resíduos Sólidos. **Relatório de análises químicas**. 2020.

CUNHA, C. A. G. **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. Universidade de São Paulo. 2006. 174 p.

CURTY, A. F. **Tratamento ecológico de efluentes domésticos com o uso de wetlands**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana e Ambiental. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. 2018. 149 p.

DA SILVA, L. K. T., DE SOUZA, A. G., PIRES, A. D. M., LIMA, K. S., ALBUQUERQUE, B. C. D., ARAÚJO, A. L. C. **Avaliação preliminar da eficiência de remoção de nutrientes, em três sistemas de lagoas de estabilização no estado do Rio Grande do Norte**. V Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte Nordeste de Educação Tecnológica (CONNEPI). 2010. Disponível em <http://congressos.ifal.edu.br/index.php/connepi/CONNEPI2010/paper/viewFile/893/617>. Acesso em 20/02/2021.

D’ALESSANDRO, E. B., SAAVEDRA, N. K., SANTIAGO, M. F., D’ALESSANDRO, N. C. O. **Influência da sazonalidade em lagoas de estabilização**. Ingeniería del Agua 19.4I 2015. DOI: 10.4995/ia.2015.3418.

DE, S., HAZRA, T., DUTTA, A. **Treatment of landfill leachate by integrated sequence of air stripping, coagulation-flocculation and adsorption**. Environ Dev Sustain. 2019. DOI: 10.1007/s.10668-017-0053-3.

EGGEN, T., MOEDER, M., ARUKWE, A. **Municipal landfill leachates: A significant source for new and emerging pollutants**. Science of the Total Environment 408 (2010). p. 5147–5157. Doi:10.1016/j.scitotenv.2010.07.049.

ESCOSTEGUY, P. A. V.; CERINI, J. B., GOBBI, D., GOBI, D., CECCONELLO, C. M. **Extração de nutrientes por macrófitas cultivadas com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos**. R. Brasil. Ci. Solo, 32, p.853-860, 2008.

FERREIRA, A. G. **Estudo do lixiviado das frações do aterro sanitário de São Carlos – SP por meio da caracterização físico-química**. Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Ciências da Engenharia Ambiental. Universidade de São Paulo. 2010. 152 p.

FILHO, D. A. S. **Avaliação temporal do lixiviado de Muribeca**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco. 2013. 99 p.

FLÓREZ, E. C., GALLO, S. A. C. **Technologies applicable to the removal of heavy metals from landfill leachate.** Environmental Science and Pollution Research. 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04888-7> .

FRAGOSO JR., C. R., FERREIRA, T. F., MARQUES, D. M. **Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos.** Oficina de textos. 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.1.4337.6725> .

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE - FEAM. **Orientações básicas para a operação de aterro sanitário.** Belo Horizonte. 2006. 36 p.

GOMES, A. M. S. **Determinação da capacidade de adsorção de Cu, Mn e V em biomassa seca de macrófitas.** Dissertação (Mestrado). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. Autarquia associada à Universidade de São Paulo. 2019. 98 p.

GOMES, N. A., ALMEIDA, M. V. A., MELO, M. C., MONTEIRO, V. E. D., OLIVEIRA, R. **Influência de parâmetros físico-químicos na composição de constituintes tóxicos em lixiviado de aterro sanitário.** Revista Matéria. V. 23. N. 03. 2018. ISSN 1517-7076 artigo e-12155.

GRISEY, E., BELLE, E., DAT, J. MUDRY, J., ALEYA, L. **Survival of pathogenic and indicator organisms in groundwater and landfill leachate through coupling bacterial enumeration with tracer tests.** Desalination 261, p.162-168, 2010. DOI: 10.1016/j.desal.2010.05.007.

HE, P., XIAO, Z., SHAO, L., YU, J., LEE, D. **In situ distributions and characteristics of heavy metals in full-scale landfill layers.** Journal of Hazardous Materials B137 (2006). p. 1385–1394. Doi:10.1016/j.jhazmat.2006.04.033.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC).** 2018. Glossário técnico. Disponível em: <http://www.cptec.inpe.br/glossario.shtml#e> . Acesso em: 27 de abril de 2020.

JEKE, N. N., ZVOMUYA, F., CICEK, N., ROSS, L. BADIOU, P. **Biomass, Nutrient, and Trace Element Accumulation and Partitioning in Cattail (*Typha latifolia* L.) during Wetland Phytoremediation of Municipal Biosolids.** Journal Environmental Quality. Technical Reports, p. 1541-1549. 2015. DOI: 10.2134//jeq2015.02.0064.

KADLEC, R.H. **Constructed Wetlands for Treating Landfill Leachate.** In: **Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates.** MULAMOOTTIL, G.; Mc BEAN, E.A.; ROVERS, F. (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, p. 17 – 32. 1998.

KUMAR, D., ALLAPAT, B. J. **Analysis of leachate pollution index and formulation of sub-leachate pollution indices.** Waste Manage Res 2005: 22. p. 230–239. DOI: 10.1177/0734242X05054875.

LANGE, L. C., ALVES, J. F., AMARAL, M. C. S., JÚNIOR, W. R. M. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton.** Eng. Sanit. Ambient. V.11, n. 2, p. 175-183, abr/jun, 2006.

LESSA, A. C. V. **Caracterização do chorume do centro de gerenciamento de resíduos de Sergipe.** Trabalho de conclusão de curso. Coordenadoria de saneamento ambiental. Instituto Federal de Sergipe. 2017.

LI, WEI; HUA, TAO; ZHOU, QIXING; ZHANG, SHUGUANG; LI, FENGXIANG. **Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption.** Desalination 264, p. 56-62, 2010.

LIMA, C. G. **Estudo dos mecanismos de detoxicação e tolerância aos metais cromo e cobre em *Pseudokirchneriella subcapitata* e *Pistia stratiotes* e o uso das macrófitas *Typha sp* e *Phragmites sp* na remoção de nutrientes em *wetlands* contruídos.** Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. Universidade de São Paulo. 2010. 283 p.

LIMA, F. T. **Capacidade de retenção e dinâmica de um *wetland* construído no tratamento de águas residuais.** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Aquicultura. Universidade Estadual Paulista. 2011. 135 p.

LIMA, R. F. S. **Potencialidades dos *wetlands* construídos empregados no pós-tratamento de esgotos: Experiências brasileiras.** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 2016.

LÔBO, E. M. P. S. **Estudo Comparativo das Características dos Líquidos Percolados Gerados no Aterro Metropolitano – PB e no Aterro da Muribeca – PE.** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco. 2006.

LONG, Y., SHEN, D., WANG, H., LU, W., ZHAO, Y. **Heavy metal source analysis in municipal solid waste (MSW): Case study on Cu and Zn.** Journal of Hazardous Materials 186 (2011). p. 1082–1087. Doi:10.1016/j.jhazmat.2010.11.106.

LOURENÇO, L. S., RODRIGUES, E. B., MOREIRA, M. A., SKORONSKI, E. **Remoção de matéria orgânica e nutrientes de esgoto doméstico por *wetland* horizontal de fluxo subsuperficial na estação de tratamento de Aparecida-Campos Novos, SC.** Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS), v. 8, n. 1, p. 85-94, 2018.

MACLINTYRE, M. E., WARNER, B. G., SLAWSON, R. M. **Escherichia coli control in a surface flow treatment wetland.** Journal of Water and Health, 04.2, 2006. Disponível em: <http://iwaponline.com/j.wh/article-pdf/4/2/211/396431/211.pdf>.

MAIA, I. S., RESTREPO, J. J. B., JUNIOR, A. B. C., FRANCO, D. **Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na região sul do Brasil.** Eng. Sanit. Ambient. [online]. 2015, vol.20, n.4, p.665-675. ISSN 1809-4457. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522015020040140926>.

MARIA, M. A. **Caracterização de lixiviados de aterros sanitários e industrial da região metropolitana de Belo Horizonte.** Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais. 2010.

MARIANO, M. B. **Sistema de wetlands construídas associados ao contexto urbanístico e paisagístico: Estudo de caso de barra Bonita/SP.** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana. Universidade Federal de São Carlos. 2017.

MARQUES, A. M. M. S. **Anatomia da raiz de oito espécies de macrófitas aquáticas emergentes da planície alagável do alto rio Paraná.** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais. Universidade Estadual de Maringá., Departamento de Biologia, 2008.

MARTINS, C. L. JÚNIOR, A. B. C., COSTA, R. H. R. **Desempenho do sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente.** Eng. Sanit. Ambient. V. 15, n. 4, p. 401-410, out/dez, 2010.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG Nº 1, de 5 de maio de 2008.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Belo Horizonte, MG: Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM), 2008.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa COPAM Nº 9, de 19 de abril de 1994.** Dispõe sobre o enquadramento do Rio Piracicaba. Belo Horizonte, MG: Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM), 1994.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável.

Panorama síntese: resíduos sólidos urbanos em Minas Gerais 2020 - ano base 2019 / Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Belo Horizonte: Semad, 2020. 54 p.; il.

MONTEIRO, R. C. M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo wetlands para tratamento de água cinza visando o reuso não potável.**

Dissertação (Mestrado). Escola Politécnica. Universidade de São Paulo. 2009. 84 p.

MORADIA, M., GHANBARI, F. **Application of response surface method for coagulation process in leachate treatment as pretreatment for Fenton Process: Biodegradability improvement.** Journal of Water Process Engineering. v.4, p. 67–73. 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2214714414000841?via%3Dihub>

MORAIS, J. L. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário.** Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Química. Universidade Federal do Paraná. 2005. 229 p.

MORAIS, M. V. A., MORAIS, C. D. N., FURTADO, C. M., MENEZES, R. S., REBOUÇAS, F. S., TORRES, O. S., CARVALHO, C. M., CHAVES, H. P. **Análise físico-química e microbiológica do lixiviado do aterro sanitário no município de Rio Branco-Acre.** South American Journal of Basic Education, Technical and Technological. SAJEBTT, Rio Branco, UFAC, v. 7, n. 1, p. 282-292, jan/abr. 2020. ISSN: 2446-4821

MORAVIA, W. G. **Estudo de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas.** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais. 2007. 179 p.

MORAVIA, W. G. **Avaliação do tratamento do lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membrana.** Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG. 2010.

NAGASHIMA, L. A., JÚNIOR, C. B., SILVA, C. A., FUJIMURA, A. S. **Avaliação dos níveis de metais pesados em efluente líquido percolado do aterro sanitário de Paranavaí, Estado do Paraná, Brasil.** Acta Scientiarum. Ciências da Saúde. Maringá, v. 31, n. 1, pág. 1-8, 2009. DOI: 10.4025 / actascihealthsci.v31i1.1154.

NAVEEN, B. P., MAHAPATRA, D. M., SITHARAM, T. G., SIVAPULLAIAH, P. V., RAMACHANDRA, T. V. **Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate.** Environmental Pollution 220 (2017). p. 1-12.

NISHIWAKI, A. A. M. **Análise da biodegradação de lixiviado de resíduos sólidos em solo de camada de cobertura de aterro sanitário.** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2016. 94 p.

OSADA, T., NEMOTO, K., NAKANISHI, H., HATANO, A., SHOJI, R., NARUOKA, T., YAMADA, M. **Analysis of ammonia toxicity in landfill leachates**. International Scholarly Research Network. ISRN Toxicology, v. 2011, article ID 954626, 6 pages. 2011. DOI 10.5402/2011/954626.

OLIVEIRA, E. C., NOGUCHI, H. S., GUEDES, D. A. S., CALLEJAS, J. G. C., SANTOS, A. A., ALMEIDA, E. A., SILVA, W. T. P. **Caracterização físico-química de lixiviado produzido em um aterro em escala experimental**. XIV ENEEAmb, II Fórum Latino e I SBEA – Centro-Oeste. Brasília, 2016.

OLIVERIA, J. A. S. **Uso de macrófitas para remoção de metais em efluentes líquidos**. Dissertação (Mestrado). IPEN – Autarquia Associada à Universidade de São Paulo. 2018. 76 p.

PAIVA, A. L. P., SILVA, D. G. F., COUTO, E. **Recycling of landfill leachate nutrients from microalgae and potential applications for biomass valorization**. Journal of Environmental Chemical Engineering 9 (2021) 105952. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105952> .

PAOLI, A. C. **Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais. 2010. 165 p.

PELLISSARI, C., SEZERINO, P. H., BENTO, A. P., JUNIOR, O. C., DECEZARO, S. T., WOLFF, D. B. **Incorporação de nitrogênio e fósforo no tecido foliar da macrófita *Typha domingensis* Pers. durante o tratamento de efluente da bovinocultura leiteira em wetlands construídos**. Eng. Sanit. Ambient. V. 24, n. 3, p. 585-590, maio/jun. 2019. DOI: 10.1590/S141341522019109345.

PENÃ-SALAMANCA, E. J., MADERA-PARRA, C. A., SÁNCHEZ, J. M. MEDINA-VÁSQUEZ, J. **Bioprospección de plantas nativas para su uso en procesos de biorremediación: caso *Heliconia psittacorum* (heliconiaceae)**. Rev. Acad. Colomb. Cienc. 37(145): 469-481, 2013.

PERALTA, R. M., AHN, C., GILLEVET, P. M. **Caracterização da estrutura da comunidade bacteriana do solo e propriedades físico-químicas em áreas úmidas criadas e naturais**. Ciência do Ambiente Total 443, p. 725-732, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.052> .

PIETROBELLI, J. M. T. A. **Avaliação do potencial de bioabsorção dos íons Cd (II), Cu (II), e Zn (II) pela macrófita *Egeria Densa***. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação “*Stricto Sensu*” em Engenharia Química. 2007.

PIO, M. C. S. **Estudo da viabilidade da remoção de metais potencialmente tóxicos de um igarapé da região do polo industrial de manaus (pim) utilizando um sistema piloto de tanque com macrófita e wetlands construído**. Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Química.

Instituto de Ciências Exatas – ICE. Universidade Federal do Amazonas. 2012.105 p.

PREUSSLER, K. H. **Avaliação de um sistema de *wetlands* no tratamento de lixiviado de aterro.** Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2014. 119 p.

POÇAS, C. D. **Utilização da tecnologia de *wetlands* para tratamento terciário: controle de nutrientes.** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Ambiente, Saúde e Sustentabilidade. Universidade de São Paulo. 2015. 109 p.

RABELO, J. **Estudo da macrófita *Typha* sp como material adsorvente na remoção das espécies metálicas Cd (II), Cu (II), Cr (III) e Zn (II) em meio aquoso.** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Química. Universidade Estadual Paulista. 2018. 105 p.

RAMAKRISHNAN, A., BLANEY, L., KAO, J., TYAGI, R. D., ZHANG, T. C., SURAMPALLI, R. Y. **Emerging contaminants in landfill leachate and their sustainable management.** Environ Earth Sci. 2015. 73: 1357-1368. DOI 10.1007/s12665-014-3489-x.

REIS, A. P. **Tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes espécies de macrófitas no tratamento de esgoto.** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Agronomia. Universidade de Brasília. 2016. 93 p.

RIGUETTI, P. F., CARDOSO, C. A. L., CAVALHEIRO, A. A., LENZI, E., FIORUCCI, A. R., SILVA, M. S. **Manganês, zinco, cádmio, chumbo, mercúrio e crômio no chorume de aterro sanitário em Dourados, MS, Brasil.** Rev. Ambiente e Água. vol. 10, n. 1, Jan./Mar. 2015.

ROCHA, C. M. C. **O papel de macrófitas submersas na estrutura e interações entre fitoplâncton e zooplâncton em reservatórios.** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal. Universidade Federal de Pernambuco. 2016. 80 p.

ROCHA, E. M. R. **Desempenho de um sistema de lagoas de estabilização na redução da carga orgânica do percolado gerado no aterro da Muribeca (PE).** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco. 2005. 151 p.

ROCHA, L. **Disposição de resíduos sólidos numa voçoroca e seus impactos sobre as águas: um estudo de caso em Uberlândia/MG.** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Uberlândia. 2006. 189 p.

SÁ, L.F., JUCÁ, J. F. T., SOBRINHO, M. A. M. **Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar.** Ambi-água, Taubaté, v.7, n. 1, p.

204-217, 2012. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.815> . Acesso em 18 de outubro de 2020.

SALEM, Z. B., LAFFRAY, X., AL-ASHOOR, A., AYADI, H., ALEYA, L. **Metals and metalloid bioconcentrations in the tissues of *Typha latifolia* grown in the four interconnected ponds of a domestic landfill site.** Journal of Environmental Sciences 54 (2017). p. 56-68.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2015.10.039>.

SANTOS, A. S. P., JORDÃO, E. P. **Pesquisa em escala de demonstração do tratamento combinado de lixiviado.** Revista DAE 189. Maio-agosto, 2012.

SILVA, J. D., COSTA, R. H. R., MATIAS, W. G., JÚNIOR, A. B. C. **Avaliação da toxicidade de lixiviados de aterro sanitário em sistemas de lagoas de estabilização com testes de toxicidade aguda (*Daphnia magna*).** Revista DAE 189, maio-agosto, 2012. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.089> . Acesso em 16 de março de 21.

SILVA, S. C. **Wetlands** **construídos de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos.** Tese (Doutorado). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília. 2007. 231 p.

SILVA, S. C., BERNARDES, R. S., RAMOS, M. L. G. **Remoção de matéria orgânica do esgoto em solo de *wetland* construído.** Eng. Sanit. Ambient. V. 20, n. 4, p. 533-542, out/dez. 2015. DOI: 10.1590/S1413-41522015020040075357.

SILVA, S. S. L. **Caracterização ecológica e estrutural de macrófitas em reservatórios no estado de Pernambuco.** Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Botânica. Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2011. 108 p.

SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos, 2019.** Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento-SNS. Disponível em:
<http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/rs/2019/Diagnostico-SNIS-RS-2019-Capitulo-11.pdf> . Acesso em 10 de janeiro de 2021.

SERAFIM, A. C., GUSSAKOV, K. C., SILVA, F., CONEGLIAN, C. M. R., BRITO, N. N., SOBRINHO, G. D., TONSO, S., PELEGRINI, R. **Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamentos.** III Fórum de estudos contábeis. Faculdades Integradas Claretianas, Rio Claro, SP. 2003.

SOUSA, F. A., CAMPOS, A. T., SILVA, E. B., GANDINI, A. M. M., CORRÊA, J. M. **Redução do potencial poluidor de dejetos de suínos em lagoas de estabilização em série.** Biosci. J., Uberlândia, v. 30, n. 1, p. 65-73, Jan./Feb. 2014.

SOUSA, M. U., LIMA, L. M. R. **Caracterização físico-química e microbiológica do esgoto da UEPB com proposta de tratamento para fins de reuso**. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável. VOL. 10. , Nº 4 , p. 54 - 60, out-dez, 2015.
DOI: <http://dx.doi.org/10.18378/rvads.v10i4.3764> .

SOUZA, C. F., BASTOS, R. G., GOMES, M. P. M., PULSCHEN, A. A. **Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reuso agrícola**. Rev. Ambiente e água, v. 10, n.3, Jul/ Set. 2015. Doi:10.4136/ambi-
agua.1549.

TALALAJ, I. A. **Release of heavy metals from waste into leachate in active solid waste landfill**. Environment Protection Engineering. v. 41, n.1, 2015.
DOI: 10.5277/epe150107.

TREVISAM, G. M. **Remoção de coliformes e Ascaris Lumbricoides em sistema de wetland construído de fluxo vertical**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Maria, 2017, p. 76.

TRINDADE, C. R., PEREIRA, S. A., ALBERTONI, E. F., SILVA, C. P. **Caracterização e importância das macrófitas aquáticas com ênfase nos ambientes límnicos do campus Carreiros-furg, Rio Grande, RS**. Cadernos de Ecologia Aquática. Revista Eletrônica, v. 5, n. 2, p.1-22. 2010. ISSN: 1980-0223.

VARGAS, A. B. **Avaliação de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos situados nos estados do Rio de Janeiro e Santa Catarina**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 2013.

VENDRAMELLI, R. A., VIJAY, S., YUAN, Q. **Mecanismos de remoção de fósforo em uma lagoa de estabilização de águas residuais facultativas**. Água Ar Solo Poluição, 227: 417, 2016. DOI: 10.1007/s11270-016-3130-6.

VIEIRA, L. C. **Aplicação de macrófitas como bioSORVENTES no tratamento de rejeitos radioativos líquidos**. IPEN - Autarquia Associada à Universidade de São Paulo. 2016. 85 p.

VYMAZAL, J., SVEHLA, J., KROPFLOVÁ, L., CHRASTNY, V. **Trace metals in Phragmites australis and Phalaris arundinacea growing in constructed and natural wetlands**. Science of the Total Environment 380, p. 154-162. 2007.
DOI: 10.1016/j.scitotenv.2007.01.057.

VON SPERLING, MARCOS. **Lagos de estabilização. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 3.ed. – Belo Horizonte: editora UFMG, 2017. 196 p.

XIE, Z., WANG, Z., WANG, Q., ZHU, C., WU, Z. **An anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for landfill leachate treatment:**

Performance and microbial community identification. Bioresource Technology 161, p. 29-39, 2014.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.014> .

WOJCIECHOWSKA, E. **Potential and limits of landfill leachate treatment in a multi-stage subsurface flow constructed wetland – Evaluation of organics and nitrogen removal.** Bioresource Technology 236, p. 146-154. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.185> .

8 – ANEXOS

Anexo I – Resultados analíticos do afluente (lixiviado bruto)

Parâmetros	Afluente													
	Janeiro							Fevereiro						
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
DBO (mg/L)	348	1860	206	9290	2820	2620	2760							
DQO (mg/L)	5200	7010	1325	2100	8130	6550	3770							
Sólidos sedimentáveis (ml/L)			2	10	1,3	0,4	1					1,3		
Vazão (L/min)	1,48	2,4	10,9	12	9,24	8,22	25,8	29,09	11,43	4,32	9,6	21,3		12

Parâmetros	Afluente													
	Março							Abril						
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
DBO (mg/L)	408	596	193	662	512	1910	2290							
DQO (mg/L)	3020	5620	5020	5370	983	2920	7900							
Sólidos sedimentáveis (ml/L)			3	5	<0,3	6	<0,3							
Vazão (L/min)	3,6	1,58	4,95	7,2	0,91		19,8		2,25	2,19	4,98	13,32	8,38	8,4

		Afluente													
		Maio							Julho						
Parâmetros		2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
DBO (mg/L)		628	4070	709,9	335	58,8	179	1640	1120	1120	299	1340	331	1260	2460
DQO (mg/L)		2230	7220	5710	5170	675	5900	6350	6660	11900	6710	8340	5900	6550	7310
Sólidos sedimentáveis (ml/L)				0,6	0,6	2,9	0,6	0,4			0,6	1	<0,3	<0,3	<0,3
Vazão (L/min)		1,45	5,2	2,71	4,32	1,12	7,48		1,38	2,67	2,11	3,24	3,9	3,09	11,02

		Afluente													
		Agosto							Setembro						
Parâmetros		2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
DBO (mg/L)									2540	267	709,9	1470	130	347	336
DQO (mg/L)									5650	20800	5710	9760	6450	13000	9370
Sólidos sedimentáveis (ml/L)											0,6	1	0,3	<0,3	<0,3
Vazão (L/min)			2,34	2,22	2,82	4,44	7,98	9,28	1,24	2,45	2,12	2,52	4,44	7,98	11,2

		Afluente													
		Outubro							Novembro						
Parâmetros		2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
DBO (mg/L)										28,5	6300	6300	171	56	1320
DQO (mg/L)										7475	17600	17600	5570	6180	7590
Sólidos sedimentáveis (ml/L)											4,5	4,5	0,3	<0,3	0,3
Vazão (L/min)		6,1	1,9	2,09	2,76	4,26	6,99	7,28		3,6	28,57	2,88	5,28	9,58	10,63

Anexo II – Resultados analíticos das análises do efluente após passar pelo sistema de lagoas

Parâmetros	Janeiro						Fevereiro							
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Cádmio (mg/L)										<0,001	<0,001	<0,001		<0,001
Chumbo (mg/L)										<0,005	<0,01	<0,01		<0,01
Cobre (mg/L)										<0,005	<0,005	0,00796		<0,005
Cromo (mg/L)										0,06	0,0152	0,189		0,176
DBO (mg/L)			76,2	40,5								2820		
DQO (mg/L)			1325	1030								8130		
E.Coli (NMP/100ml)			860	2000										
Fósforo total (mg/L)										< 0,02	3,12	3,3		2,37
Níquel (mg/L)										0,02	<0,01	0,0457		0,059
Nitrogênio amoniacal (mg/L)										252	26,3	105		93,7
pH			8,2	8,1										
Sólidos sedimentáveis (ml/L)			0,6	0,4										
Vazão (L/min)														12
Zinco (mg/L)										0,02	<0,01	0,0184		0,062

Efluente – após sistema de lagoas

Parâmetros	Março						Abril							
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
DBO (mg/L)			167,6	69,6	152	47	17,4							
DQO (mg/L)			7320	933	1380	821	956							
E.Coli (NMP/100ml)			5400	<1000	620000	4100	<1000							
pH			4	8,85	7,7									
Sólidos sedimentáveis (ml/L)			<0,1	<0,3	<0,4	<0,3	<0,3							

Efluente – após sistema de lagoas

Parâmetros	Maio						Julho							
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Cromo (mg/L)														
DBO (mg/L)			148,4				245			69,7		498		498
DQO (mg/L)			1400				1490			965		1490		1490
E.Coli (NMP/100ml)			920				2000			13		<1000		<1000
pH			8,8				8,8			8,4				8,8
Sólidos sedimentáveis (ml/L)			0,4				<0,3			<0,1		<0,3		

Anexo III – Resultados analíticos das análises do efluente após passar pela *wetland* natural.

Parâmetros	Efluente após passar pela <i>wetland</i>													
	Janeiro							Fevereiro						
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Cádmio (mg/L)										<0,001	<0,001	<0,001		<0,001
Chumbo (mg/L)										0,009	<0,001	<0,01		<0,001
Cobre (mg/L)										<0,005	<0,001	0,0189		<0,001
Cromo (mg/L)										<0,01	0,00923	0,0711		0,0057
DBO (mg/L)	<2,0		56,8	16,6	149	3,4	3,4	<2,0						
DQO (mg/L)	25		210	367	563	11,2	24,1	25						
E.Coli (NMP/100ml)			210	5300	Pres.	344	9590							
Fósforo total (mg/L)										<0,010	0,15	0,959		<10
Níquel (mg/L)										<0,001	0,00429	0,0292		0,0019
Nitrogênio amoniacal (mg/L)										1,18	3,54	248		6,71
pH			7,8	7,7	8,2									
Zinco (mg/L)										<0,05	0,0146	0,0781		0,0132

Parâmetros	Efluente após passar pela <i>wetland</i>													
	Março							Abril						
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
DBO (mg/L)	<2,0	3,8	56,8	<3	214	20,2	<3							
DQO (mg/L)	<10,0	<10,0	210	49,6	1060	423	9,3							
E.Coli (NMP/100ml)			210	384	110600	8600	1112							
pH			7,8	7	7,6	8,13	7,55							

Efluente após passar pela *wetland*

Parâmetros	Maio						Julho							
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
DBO (mg/L)	<2,0	6,9	<0,5	<3	<3	<3	<3	<2	<2,5	<3	<3	<3	<3	<3
DQO (mg/L)	<10,0	<10,0	<4,6	<3	9,1	12,4	29,6	37,1	<10,0	<5	34,4	5,9	6,2	5,5
E.Coli (NMP/100ml)			1,1x10 ³	185	210	10	4884			231	Pres.	84	613	15760
pH			6,3	7,2	7,5	7,54	7,6			6,05	6,1	6,7	7,45	7,4

Efluente após passar pela *wetland*

Parâmetros	Agosto						Setembro							
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Cádmio (mg/L)			<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001							
Chumbo (mg/L)			<0,01	<0,01	<0,01	0,00188	<0,001							
Cobre (mg/L)			<0,005	<0,005	<0,005	<0,001	<0,001							
Cromo (mg/L)			<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	0,0042							
DBO (mg/L)								3,2	2,3	<3	<2	<3	<3	<3
DQO (mg/L)								16,5	152	11,1	10,4	<5	37,2	5,9
E.Coli (NMP/100ml)										63	Pres.	313	4100	Pres.
Fósforo total (mg/L)			0,0482	0,0792	0,02	0,654	0,0616							
Níquel (mg/L)			<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	0,0016							
Nitrogênio amoniacal (mg/L)			0,36	0,504	1,17	0,85	1,5							
pH										7	6,7	6,6	7,34	7,4
Zinco (mg/L)			0,0185	<0,01	<0,012	<0,00893	<0,001							

Efluente após passar pela *wetland*

Parâmetros	Outubro						Novembro							
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
DBO (mg/L)								<2,0	<2,0	299	<3	6,5	44,8	<3
DQO (mg/L)								49,4	116	593	5,6	122	404	<5
E.Coli (NMP/100ml)										>24200	Pres.	727	17329	Pres.
pH										7,3	6,8	7,8	7,3	7,6