**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM**
**INSTITUTO DE EDUCAÇÃO, AGRICULTURA E AMBIENTE – IEAA**
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS - PPGCA**

**LUCILENE DOS SANTOS DO NASCIMENTO**

# ANÁLISE DA QUALIDADE DO SOLO E DA ÁGUA EM ÁREA DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO MUNICÍPIO DE LÁBREA, AMAZÔNIA OCIDENTAL, BRASIL

**Humaitá-AM**

**Agosto/2024**

**LUCILENE DOS SANTOS DO NASCIMENTO**

# ANÁLISE DA QUALIDADE DO SOLO E DA ÁGUA EM ÁREA DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO MUNICÍPIO DE LÁBREA, AMAZÔNIA OCIDENTAL, BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, do Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente da Universidade Federal do Amazonas (IEAA/UFAM), como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais. Linha de Pesquisa 1: Componentes e dinâmicas dos ecossistemas com ênfase no bioma amazônico.

Orientador: Prof. Dr. Benone Otávio Souza de Oliveira
Co-orientador: Prof. Dr. Douglas Marcelo Pinheiro da Silva

**Humaitá-AM**

**Agosto/2024**

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

N244a

Nascimento, Lucilene dos Santos do
Análise : da qualidade do solo e da água em área de disposição de resíduos sólidos urbanos no município de Lábrea, Amazônia Ocidental, Brasil / Lucilene dos Santos do Nascimento . 2024
78 f.: il.; 31 cm.

Orientador: Benone Otávio Souza de Oliveira
Coorientador: Douglas Marcelo Pinheiro da Silva
Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal do Amazonas.

1. Gestão de resíduos. 2. Contaminação ambiental. 3. Índice de Qualidade da Água. 4. Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos. 5. Sul do Amazonas. I. Oliveira, Benone Otávio Souza de. II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS**
**INSTITUTO DE EDUCAÇÃO AGRICULTURA E AMBIENTE**
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

# FOLHA DE APROVAÇÃO

**ANÁLISE DA QUALIDADE DO SOLO E DA ÁGUA EM ÁREA DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO MUNICÍPIO DE LÁBREA, AMAZÔNIA OCIDENTAL, BRASIL (**Linha de pesquisa 1: componentes e dinâmicas dos ecossistemas com ênfase no bioma amazônico)

**LUCILENE DOS SANTOS DO NASCIMENTO**

Dissertação defendida e aprovada em 13 de agosto de 2024, pela comissão julgadora:

_____

Prof. Dr. Benone Otávio Souza de Oliveira
PPGCA-IEAA/UFAM - Orientador / Membro Titular Interno

_____

Profa. Dra. Aline Lessa de Souza
PPGCA-IEAA/UFAM / Examinador(a) Interno

_____

Prof. Dr. Gerson Araújo de Medeiros

PPGCA/UNESP / Examinador(a) Externo

# DEDICATÓRIA

Deus pela vida, por ser a base das minhas conquistas e por me proporcionar força e sabedoria. Aos meus familiares, meus pilares, a qual sempre me incentivaram a lutar e vencer os desafios, por sempre confiarem em mim e acreditarem que seria possível. Ao meu esposo que me acompanhou firme nesta trajetória e à minha filha, a qual dedico todo meu amor e minha vida.

# AGRADECIMENTOS

- Agradeço em especial a Deus, pelo dom da vida e por me proporcionar forças para superar os momentos difíceis e vencer os obstáculos que surgiram durante todo esse percurso, sem seu amor e proteção não seria fácil suportar e superar todas as dificuldades para concluir mais essa etapa que é muito importante em minha vida.
- Aos meus familiares pelo apoio, incentivo e amor incondicional.
- A instituição de ensino Universidade Federal do Amazonas (UFAM), ao Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente (IEAA) e ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) pela oportunidade de cursar o mestrado em uma área que é de suma importância para nossa região.
- A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) por disponibilizar bolsa de estudo durante o desenvolvimento dessa pesquisa.
- Aos professores e técnicos administrativos por estarem sempre dispostos a ajudar.
- Ao meu orientador Dr. Benone Otavio Souza de Oliveira pelos ensinamentos, compromisso e responsabilidade na elaboração deste trabalho, pelas orientações ao longo do desenvolvimento da pesquisa.
- Ao meu co-orientador Dr. Douglas Marcelo Pinheiro da Silva pela paciência, dedicação, interesse, incentivo e contribuições na elaboração da dissertação.
- A Secretaria Municipal de Obras, Infraestrutura, Trânsito e Serviços Urbanos por ter autorizado e fornecido os dados documentais necessários para descrição desse estudo.
- A todos que contribuíram direta e indiretamente para a concretização desse sonho. Meus sinceros agradecimentos.

  OBRIGADA!

## EPÍGRAFE

“Que os vossos esforços desafiem as impossibilidades, lembrai-vos de que as grandes coisas do homem foram conquistadas do que parecia impossível”.

(Charles Chaplin)

# SUMÁRIO

LISTA DE QUADROS ..... ix

LSITA DE FIGURAS ..... x

LISTA DE TABELAS ..... xi

LISTA DE ABREVIAÇÕES E/OU SIMBOLOS ..... xii

RESUMO ..... xiv

ABSTRACT ..... xv

1. INTRODUÇÃO ..... 16

1.1. Contextualização ..... 16

1.2. Problemática ..... 17

1.3. Justificativa ..... 17

1.4. Objetivos ..... 18

1.4.1. Geral ..... 18

1.4.2. Específicos ..... 18

1.5. Hipótese ..... 18

2. Revisão de Literatura ..... 19

2.1. Definição dos Resíduos Sólidos ..... 19

2.2. Classificação dos Resíduos sólidos ..... 20

2.3. Disposição final dos resíduos sólidos urbanos ..... 20

2.4. Qualidade do Solo e Contaminação ..... 22

2.5. Impactos Ambientais da Disposição Inadequada de Resíduos ..... 23

2.6. Ferramentas de Avaliação Ambiental ..... 24

2.6.1. Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR) ..... 24

2.6.2. Índice de Qualidade da Água (IQA) ..... 25
2.6.3. Indicadores de Saneamento Básico ..... 28
3. MATERIAL E MÉTODOS ..... 30
3.1. Caracterização da pesquisa ..... 30
3.2. Caracterização da área experimental ..... 30
3.3. Avaliação do local de disposição de resíduos sólidos por meio IQR ..... 31
3.4. Amostragem de solo ..... 32
3.5. Amostragem de água ..... 33
3.6. Preparo das amostras ..... 34
3.6.1. Análises químicas do solo ..... 34
3.6.2. Análise de águas ..... 34
3.6.3. Índice de Qualidade da Água (IQA). ..... 35
3.7. Análise Estatística ..... 36
3.7.1. Análise descritiva e de Componentes Principais (PCA) ..... 36
3.7.2. Índice de Qualidade de Resíduos (IQR) ..... 36
3.7.3. Para Água ..... 37
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO ..... 38
4.1. Classificação do Local pelo IQR ..... 38
4.2. Atributos Químicos do Solo ..... 43
4.3. Resultados das Análises Físicas, Químicas e Bacteriológicas da água ..... 58
4.4. IQA do Corpo d'água Próximo ao Lixão ..... 66
5. Conclusão e Recomendações ..... 67
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS ..... 69
7. ANEXOS ..... 78

## LISTA DE QUADROS

**Quadro 1** - Classificação dos valores do Índice de Qualidade das Águas 26

**LSITA DE FIGURAS**

**Figura 1**- Área de disposição de resíduos sólidos urbanos no município de Lábrea-AM. ..... 31

**Figura 2-** disposição de resíduos sólidos..... 32

**Figura 3** - Pontos de coleta de solos e água..... 32

**Figura 4** - Trincheira para coleta de solos. ..... 33

**Figura 5** - Atributos químicos de solo sob lixão ativo e inativo no município de Lábrea, Amazônia Ocidental, Brasil..... 51

**Figura 6**- Distribuição dos escores da análise de componentes principais (PCA) dos atributos químicos do solo sob lixão. ..... 54

## LISTA DE TABELAS

**Tabela 1** - Parâmetros e pesos do Índice de Qualidade da Água (IQA) ..... 26
**Tabela 2** - Nível do Índice de Qualidade da Água (IQA) ..... 27
**Tabela 3-** Parâmetros e pesos do Índice de Qualidade da Água (IQA) segundo..... 35
**Tabela 4-** Nível do Índice de Qualidade da Água (IQA**)** ..... 36
**Tabela 5** - Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR) primeira parte da planilha..... 38
**Tabela 6** - Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR) segunda parte da planilha ..... 40
**Tabela 7**- Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR) terceira parte da planilha ..... 41
**Tabela 8** - Análise descritiva dos atributos químicos do solo em área de lixão no município de Lábrea, AM, Brasil. ..... 44
**Tabela 9**- Análise de componentes principais, autovalores e variâncias acumulada..... 56
**Tabela 10**- Parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos da água..... 58
**Tabela 11** - Valores do IQA encontrado nos diversos pontos ..... 66
**Tabela 12** - Índice da Qualidade de Aterros de Resíduos. ..... 78

## LISTA DE ABREVIAÇÕES E/OU SIMBOLOS

ABNT -Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT

Al - Alumínio

ALC – Alcalinidade

Ca – Cálcio

CE - Condutividade elétrica

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT - Carbono Orgânico Total

CTC - Capacidade de Troca Catiônica

CTCe, Capacidade de Troca Catiônica Efetiva

Fe – ferro

H+Al - Acidez potencial

IQA - Índice de Qualidade da Água

IQR - Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos

K - Potássio

m - Porcentagem de Saturação por Alumínio

Mg – Magnésio

MOS - Matéria Orgânica do Solo

Na – Sódio

$NH_3$ – Amônia

$NO_2^-$ - Nitrito

$NO_3^-$ - Nitrato

NT - Nitrogênio total

OD - Oxigênio dissolvido

ODM - Objetivos de Desenvolvimento do Milênio

ODS - Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

P - Fósforo

PH Potencial Hidrogeniônico

PGRS – Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos

PNRS- Política Nacional de Resíduos Sólidos

RS- Resíduos Sólidos

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

SAT – saturação

SB - Somas de Bases

SNIS- Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

$SO_4$ – sulfato

STD - Sólidos totais dissolvidos

T - Temperatura

V - Porcentagem de Saturação por Bases

V.M.P.: valor máximo permitido

## RESUMO

NASCIMENTO, L. S. **Análise da Qualidade do solo e da água em área de disposição de resíduos sólidos urbanos no município de Lábrea, Amazônia Ocidental, Brasil**. 2023. 78p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente, Universidade Federal do Amazonas.

A disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos gera vários problemas ambientais, incluindo riscos de contaminação dos solos, dos recursos hídricos e à saúde pública. Estes cenários são evidenciados principalmente em países emergentes, como Brasil, onde o aumento significativo na quantidade de Resíduos Sólidos Urbanos, torna-se um grande desafio para o poder público municipal, visto que, os resíduos precisam ser corretamente gerenciados. Assim, este estudo buscou responder a seguinte problemática: A disposição final dos resíduos sólidos no município de Lábrea-AM está causando contaminação no ambiente do solo e água? Desta forma o objetivo foi avaliar a qualidade do solo e da água em área de disposição de resíduos sólidos urbanos no município de Lábrea-AM, utilizando índices de qualidade de aterro de resíduos (IQR) e de qualidade da água (IQA), revisão bibliográfica e pesquisa de campo com coleta de amostras de solo e água para análise laboratorial. Os resultados do IQR revelaram deficiências como ausência de balança rodoviária e portaria, isolamento inadequado, problemas nas vias de acesso, falta de compactação e cobertura dos resíduos, presença de catadores, queima de resíduos e recepção de resíduos não autorizados. A análise química do solo mostrou variações significativas nos parâmetros analisados refletindo a complexidade das interações entre resíduos e solo. No IQA, as três amostras de água do córrego apresentaram qualidade variando de ruim a ruim/aceitável, com níveis elevados de coliformes termotolerantes, superando os limites da resolução CONAMA nº 357/2005, indicando contaminação microbiológica possivelmente devido à alta concentração de matéria orgânica e lixiviação de efluentes do lixão. A evolução do saneamento básico na região Norte do Brasil tem enfrentado desafios, mas políticas públicas e investimentos têm promovido melhorias. Os resultados mostraram que as condições atuais do lixão em Lábrea-AM não atendem aos critérios mínimos de adequação estabelecidos pelo IQR e IQA, ressaltando a necessidade de implementar medidas corretivas abrangente como a instalação de infraestrutura adequada, melhoria das práticas de gestão e adoção de tecnologias avançadas de tratamento de resíduos. Estas ações são essenciais para aumentar a eficiência do manejo de resíduos sólidos, promover a sustentabilidade ambiental e melhorar a qualidade de vida da população local. Além disso, a integração dos princípios dos ODS nas políticas de gestão de resíduos pode contribuir significativamente para alcançar uma gestão mais sustentável e eficaz. Recomenda-se o desenvolvimento de programas de educação ambiental e políticas públicas que incentivem a participação comunitária e a colaboração entre diferentes setores da sociedade para enfrentar os desafios ambientais de maneira integrada e sustentável.

**Palavras-chave:** Gestão de resíduos. Contaminação ambiental. Índice de Qualidade da Água. Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos. Sul do Amazonas.

## ABSTRACT

The inadequate disposal of urban solid waste generates several environmental problems, including risks of contamination of soil, water resources and public health. These scenarios are evident mainly in emerging countries, such as Brazil, where the significant increase in the amount of Urban Solid Waste becomes a major challenge for municipal public authorities, as waste needs to be correctly managed. Thus, this study sought to answer the following problem: Is the final disposal of solid waste in the municipality of Lábrea-AM causing contamination of the soil and water environment? Thus, the objective was to evaluate the quality of soil and water in an urban solid waste disposal area in the municipality of Lábrea-AM, using waste landfill quality indexes (IQR) and water quality indexes (IQA), bibliographic review and field research with collection of soil and water samples for laboratory analysis. The IQR results revealed deficiencies such as the absence of a road scale and entrance, inadequate insulation, problems with access roads, lack of compaction and coverage of waste, presence of collectors, burning of waste and reception of unauthorized waste. The chemical analysis of the soil showed significant variations in the analyzed parameters, reflecting the complexity of the interactions between residues and soil. In the IQA, the three water samples from the stream showed quality ranging from "Poor" to "Poor/Acceptable", with high levels of thermotolerant coliforms, exceeding the limits of CONAMA resolution nº 357/2005, indicating microbiological contamination possibly due to the high concentration of organic matter and leaching of effluents from the landfill. The evolution of basic sanitation in the North of Brazil has faced challenges, but public policies and investments have promoted improvements. The results showed that the current conditions of the landfill in Lábrea-AM do not meet the minimum adequacy criteria established by the IQR and IQA, highlighting the need to implement comprehensive corrective measures such as the installation of adequate infrastructure, improvement of management practices and adoption of technologies advanced waste treatment. These actions are essential to increase the efficiency of solid waste management, promote environmental sustainability and improve the quality of life of the local population. Furthermore, integrating SDG principles into waste management policies can significantly contribute to achieving more sustainable and effective management. It is recommended the development of environmental education programs and public policies that encourage community participation and collaboration between different sectors of society to face environmental challenges in an integrated and sustainable manner.


**Keywords:** Waste management. Environmental contamination. Water Quality Index. Landfill Quality Index. Southern Amazonas.

# 1. INTRODUÇÃO

## 1.1. Contextualização

Nos países em desenvolvimento, a gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) tornou-se progressivamente mais desafiadora. O aumento populacional exponencial e desordenado, aliado ao crescimento industrial e à constante evolução tecnológica, tem impulsionado significativamente a geração de resíduos (SANTOS et al., 2021). Esta realidade não apenas aumenta a quantidade de resíduos, mas também altera sua composição, o que representa um desafio substancial para as autoridades municipais, responsáveis pela gestão adequada desses materiais (RONG et al., 2015).

Esses resíduos no processo de degradação biológica, gera lixiviados, líquidos que podem infiltrar no solo e contaminar tanto as águas subterrâneas quanto superficiais, resultando em danos ambientais significativos e riscos para a saúde pública (KAPELEWSKA et al., 2019). Além disso, a disposição inadequada de grandes volumes de resíduos, muitos dos quais contaminados com substâncias químicas potencialmente perigosas, agrava ainda mais os impactos ambientais e sanitários (LEITE et al., 2019).

A Lei 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), estabelece a hierarquia para a gestão de resíduos, priorizando ações como a não geração, redução, reutilização, tratamento e disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010). No entanto, muitos municípios enfrentam dificuldades significativas na disposição adequada dos resíduos, muitas vezes recorrendo a locais sem os devidos critérios de segurança e proteção ambiental (LIMA et al., 2017).

Dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) de 2022 indicam que no Brasil foram coletadas 63,80 milhões de toneladas de RSU, das quais 62,5 milhões foram destinadas a unidades de disposição no solo: aterro sanitário (73,7% - 46,08 milhões de toneladas), lixão (14,3% - 8,96 milhões de toneladas) e aterro controlado (11,9% - 7,45 milhões de toneladas). Estes últimos são locais que não atendem aos parâmetros e critérios necessários de proteção à saúde e ao meio ambiente (SNIS, 2023).

A Região Norte do Brasil enfrenta desafios significativos na gestão de RSU, caracterizados por um número substancial de lixões (299 unidades) e aterros controlados (45 unidades), além de uma infraestrutura limitada de aterros sanitários (16 unidades). Esta situação reflete um avanço insuficiente na gestão adequada de resíduos. Em 2022, a região depositou no solo 5,09 milhões de toneladas de RSU, com 2,07 milhões de toneladas (40,7%) sendo

destinados a lixões, 0,79 milhão de toneladas (15,5%) a aterros controlados, e 2,23 milhões de toneladas (43,8%) a aterros sanitários (SNIS, 2023).

Dada a complexidade desses desafios, a gestão eficaz de resíduos sólidos (RS) requer abordagens abrangentes que incorporem considerações ambientais, técnicas, econômicas, educacionais, cidadãs e sociais (NASCIMENTO; SILVA; OLIVEIRA, 2023).

Neste contexto, o município de Lábrea-AM, destaca-se como um estudo de caso significativo, onde a ausência de um aterro sanitário adequado levanta sérias preocupações sobre a disposição final inadequada dos resíduos, contrariando os princípios estabelecidos pela PNRS.

Diante do exposto, o presente trabalho teve como objetivo realizar análise da qualidade do solo e da água em área de disposição de resíduos sólidos urbanos no município de Lábrea, Amazônia ocidental, Brasil, afim de contribuir para a formulação de políticas e práticas de gestão de resíduos mais eficazes, alinhadas com a preservação ambiental e o bem-estar da comunidade local. Ao entender a interconexão entre a qualidade do solo, da água e o manejo de resíduos sólidos urbanos, avançamos em direção a abordagens mais sustentáveis e resilientes para enfrentar os desafios ambientais contemporâneos.

### 1.2. Problemática

A disposição final dos resíduos sólidos no município de Lábrea-AM está causando contaminação no ambiente do solo e água?

### 1.3. Justificativa

A geração massiva e descontrolada de resíduos sólidos é um grave problema que ameaça o meio ambiente e o futuro da humanidade. A falta de uma gestão adequada dos resíduos pode, assim, causar sérios danos à natureza, alterações e impactos no meio ambiente (NOR; NOOR; YUSOF, 2019).

Isso ocorre devido ao fato de que a saúde ambiental está inter-relacionada com a qualidade de vida da população e é um importante fator de influência na promoção da saúde e a prevenção de doenças, fatores que estão diretamente relacionados ao meio ambiente. Hoje, essa relação é ainda mais importante à medida que os países enfrentam crises ambientais devido a um modelo de desenvolvimento baseado na sociedade de consumo (ALENCAR et al. 2020).

Os pilares da relação entre promoção da saúde e meio ambiente incluem saneamento, qualidade da água e do ar, gestão de resíduos sólidos e efluentes líquidos. Estes são fundamentais para a qualidade de vida humana e ambiental, e determinantes da saúde e bem-

estar (STEDILE et al., 2018). A proteção ambiental é, portanto, uma questão prioritária que exige ações governamentais focadas na sustentabilidade para melhorar a qualidade de vida.

Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), propostos pela ONU na Agenda 2030, consistem em 17 metas integradas que buscam promover o equilíbrio entre as dimensões ambiental, econômica, social e institucional, assegurando um desenvolvimento global sustentável e resiliente. A análise da qualidade do solo e da água em áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos é essencial para alcançar alguns desses objetivos, como o ODS 6, que visa garantir água potável e saneamento, o ODS 11, que promove cidades e comunidades sustentáveis, o ODS 12, que incentiva padrões de consumo e produção sustentáveis, e o ODS 15, que busca conservar a vida terrestre e proteger a biodiversidade (UNDESA, 2019).

Portanto, trabalhar na análise da qualidade do solo e da água em áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos, alinhada aos objetivos da Agenda 2030, é essencial para promover a gestão sustentável dos recursos hídricos, o desenvolvimento de cidades sustentáveis, a promoção de padrões de consumo e produção sustentáveis e a conservação da vida terrestre, neste sentido, destaca-se a relevância da pesquisa análise da qualidade do solo em área de disposição de resíduos sólidos urbanos no município de Lábrea, Amazônia ocidental, Brasil.

## 1.4. Objetivos

### 1.4.1. Geral

Realizar análise da qualidade do solo e da água em área de disposição de resíduos sólidos urbanos no município de Lábrea, Amazônia Ocidental, Brasil.

### 1.4.2. Específicos

- Caracterizar o local de disposição final de resíduos sólidos e classificá-lo por meio do Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR);
- Avaliar os atributos químicos do solo.
- Avaliar os atributos físicos, químicos e bacteriológicos da água.
- Determinar o índice de qualidade da água (IQA) do corpo d’água nas proximidades do lixão.

## 1.5. Hipótese

A gestão na disposição final dos resíduos sólidos urbanos no município de Lábrea-AM está causando a contaminação do solo e da água, resultante de práticas ineficientes e da falta de infraestrutura adequada.

# 2. Revisão de Literatura

## 2.1. Definição dos Resíduos Sólidos

Friedrich e Poletto (2021) definem resíduos sólidos como qualquer material sólido ou semissólido indesejável que precisa ser removido por ter sido considerado inútil por quem o descarta. Esses resíduos incluem todos os materiais rejeitados ou descartados nas atividades domésticas, comerciais e de serviços, abrangendo resíduos inertes, orgânicos, embalagens de diversos materiais e até resíduos perigosos (CAVALCANTE e ROCHA, 2019).

A definição de resíduos sólidos conforme a NBR 10.004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), inclui os resíduos sólidos e semissólidos resultantes de atividades industriais, domésticas, hospitalares, comerciais, agrícolas, de serviços e de varrição. Também abrange os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, os gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como certos líquidos cujas características impossibilitam seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos de água, demandando soluções técnicas e financeiramente inviáveis (ABNT, 2004).

Os resíduos sólidos ou semissólidos (efluentes) oriundos dessas fontes podem causar danos ao ambiente se não forem adequadamente destinados. Esses danos variam conforme a periculosidade dos resíduos, podendo apresentar riscos à saúde pública e ao meio ambiente.

Em consonância com a NBR 10.004, a Lei nº 12.305, que instituiu PNRS, define RS como qualquer material, substância, objeto ou bem descartado como resultado de atividades humanas. Esses resíduos podem estar nos estados sólido ou semissólido, incluindo gases contidos em recipientes e líquidos com características que impossibilitem seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d'água, demandando soluções técnicas ou econômicas inviáveis com a melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010).

A PNRS reúne o conjunto de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações adotados nas mais diversas esferas, com vistas à gestão integrada e ao gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos. Mais importante que isso, estabelece uma ordem de prioridade quanto aos resíduos sólidos, qual seja: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, e incentivo à adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo de bens e serviços (BRASIL, 2010).

## 2.2. Classificação dos Resíduos sólidos

O conhecimento da classificação dos resíduos é de primordial importância para o seu correto gerenciamento, coleta, destinação e disposição final ambientalmente adequada (FARIA, 2012). Existem diferentes classificações de resíduos: de acordo com a origem, grau biodegradabilidade, natureza física, periculosidade, entre outros.

O agrupamento dos resíduos sólidos conforme suas características auxiliam na escolha de alternativas adequadas de gerenciamento (FELIX e COSTA, 2013). Tal gerenciamento é definido pela Lei nº 12.305 como um conjunto de ações exercidas, direta ou indiretamente, nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010).

Diante de um termo tão amplo e que abrange resíduos com características heterogêneas, o arcabouço legal ambiental faz por enquadrá-los segundo suas características. Assim, a NBR 10.004/2004 da ABNT classifica-os em duas categorias principais: resíduo perigoso (classe I) e resíduo não perigoso (classe II).

A Classe I inclui resíduos que apresentam risco à saúde pública e ao meio ambiente por suas propriedades físicas, químicas ou infectocontagiosas, ou por características como inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade (ABNT, 2004).

A Classe II é subdividida em Classe IIA (não inerte) e Classe IIB (inertes). Resíduos não inertes são aqueles com propriedades como biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água. Resíduos inertes não possuem constituintes solubilizados em concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, excetuando-se aspectos como cor, turbidez, dureza e sabor (ABNT, 2004).

Os resíduos também podem ser classificados por sua origem, identificando o processo ou atividade que os gerou. Segundo o art. 13º inciso I da PNRS, os resíduos podem ser domiciliares; de limpeza urbana; resíduos sólidos urbanos; resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços; resíduos dos serviços públicos de saneamento básico; industriais; resíduos de serviços de saúde; resíduos da construção civil; resíduos agrossilvopastoris; resíduos de serviços de transportes e resíduos de mineração (BRASIL, 2010).

## 2.3. Disposição final dos resíduos sólidos urbanos

A disposição inadequada dos RS é um problema que afeta todas as cidades, especialmente as grandes metrópoles. No Brasil, os principais métodos de disposição final são lixões, aterros controlados e aterros sanitários. Lixões e aterros controlados são formas

inadequadas de disposição final, pois não seguem parâmetros estabelecidos pela legislação e carecem de sistemas de impermeabilização, coleta e tratamento de lixiviados e biogás, gerando impactos ambientais adversos (SNIS, 2023).

Os lixões são depósitos a céu aberto onde os resíduos são depositados no solo descontroladamente, causando problemas de saúde pública e ambientais, como proliferação de vetores de doenças, liberação de odores desagradáveis, poluição de águas superficiais e subterrâneas, e contaminação do solo, entre outros impactos (LIMA et al., 2023).

Muitos desses locais não têm controle sobre o acesso de pessoas e, embora proibido por lei, é frequentemente a presença de catadores de materiais recicláveis, animais domésticos e criações nesses locais. No mais, é frequente também a disposição inadequada de resíduos originários do serviço de saúde e indústrias (FARIA, 2012).

Os aterros controlados é uma forma intermediária de disposição de RS entre os lixões e os aterros sanitários. Ele consiste em cobrir os resíduos com uma camada de solo ou material similar para evitar exposição, reduzindo a presença de animais e a propagação de doenças. Os impactos ambientais são minimizados, mas ainda ocorrem já que o solo não é impermeabilizado, nem há coleta e tratamento de gases e percolado. Trata-se de um método preferível ao lixão, porém o controle da poluição é inferior ao aterro sanitário (AGUIAR et al., 2021).

Assim, ao considerar os dados do SNIS (2023) nos municípios do Brasil predominam a disposição de resíduos no solo, sendo que existem no país 1572 lixões em operação, 598 aterros controlados e 626 aterros sanitários. Lixões e aterros controlados não dispõe de coleta e tratamento do lixiviado, acabando por contaminar o solo e águas subterrâneas (SNIS, 2023).

A disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos em lixões é, portanto, um dos métodos mais utilizados pela grande maioria dos municípios brasileiros, devido ao seu menor custo em relação a outras formas de disposição e por exigir poucos equipamentos e mão de obra não especializada. Assim, de acordo com a Lei nº 12.305, de 2010 em seu artigo 47, são proibidas as seguintes formas de determinação ou destinação final de resíduos sólidos ou rejeitos: Inciso II – lançamento in natura a céu aberto, excetuados os resíduos de mineração; com objetivo de minimizar a contaminação do solo e cursos d’água (BRASIL, 2010).

No entanto, o resíduo disposto inadequadamente, sem qualquer tratamento, pode poluir o solo, alterando suas características físicas, químicas e biológicas, constituindo-se num problema de ordem estética, e, mais ainda uma séria ameaça à saúde pública (ALMEIDA et al., 2021).

A contaminação do solo pode ocorrer pela infiltração de líquidos de percolados (chorume) resultantes da passagem de água pelos resíduos sólidos em processo de decomposição e até mesmo pela simples degradação ou decomposição dos resíduos (SIZIRICI e TANSEL, 2015).

Uma solução para a disposição final ambientalmente adequada é o aterro sanitário, que tem como objetivo proteger o solo e a água subterrânea de contaminações decorrentes da degradação dos RSU (LIMA et al., 2017). Consiste em uma técnica que utiliza princípios de engenharia para confinar resíduos sólidos à menor área possível e reduzir seu volume, são uma solução para a disposição final ambientalmente adequada. Esse método inclui a impermeabilização das células e o tratamento dos gases e lixiviados (URBAN, 2015). No entanto, até mesmo aterros sanitários podem falhar e necessitam de monitoramento constante (SIZIRICI e TANSEL, 2015).

## 2.4. Qualidade do Solo e Contaminação

O conceito de qualidade do solo é complexo e ainda carece de definições precisas e padrões regulatórios (SILVA et al., 2020). Devido à sua dependência de fatores externos, a qualidade do solo não pode ser medida diretamente, sendo inferida por meio da avaliação de atributos físicos, químicos e biológicos, além da comparação entre solos sujeitos a diferentes usos e práticas de manejo (ROUSSEAU et al., 2013).

A seleção criteriosa de indicadores físicos, químicos e biológicos é fundamental para a avaliação da qualidade do solo ao longo do tempo, fornecendo respostas sobre a magnitude e a duração das alterações causadas por diferentes sistemas de manejo (FREITAS et al., 2017).

Contudo, a contaminação do solo emerge como uma preocupação significativa. Segundo a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), a contaminação é a presença de substâncias químicas, resultantes de atividades antrópicas, em concentrações que restringem a utilização do solo para os usos pretendidos, baseada em avaliação de risco à saúde humana e ambiental (CONAMA, 2009).

Estabelece valores orientadores, como parâmetros de qualidade do solo, classificados como Valor de Referência de Qualidade (VRQ), Valor de Prevenção (VP) e Valor de Investigação (VI). Esses valores guiam as ações necessárias em casos de contaminação, classificando o solo em quatro classes com ações correspondentes (CONAMA, 2009).

Em locais de disposição final de RSU, como lixões e aterros controlados, a degradação de compostos orgânicos e inorgânicos pode gerar subprodutos e metabólitos, ocasionando alterações significativas nas propriedades do solo. O descarte inadequado de metais pesados

presentes em produtos diversos, pode resultar na contaminação do solo, lençol freático, e impactar a fauna e flora locais (OLIVEIRA et al., 2014).

Esses metais pesados, quando em concentrações elevadas, podem seguir diferentes vias no solo, sendo retidos, dissolvidos, ou absorvidos por plantas. O descarte inadequado de resíduos contribui para aumentar essas concentrações, causando danos ao meio ambiente e potenciais riscos à saúde humana (JESUS, 2015).

Os efeitos tóxicos dos metais pesados incluem danos ao sistema nervoso central, hepático, renal, hematopoiético e esquelético, dependendo do grau de exposição. Assim, a integração da avaliação da qualidade do solo com medidas eficazes de controle e monitoramento é essencial para mitigar os impactos da contaminação e assegurar a sustentabilidade ambiental e socioeconômica (ARAÚJO et al., 2022).

## 2.5. Impactos Ambientais da Disposição Inadequada de Resíduos

Uma das principais formas de destinação dos RSU's gerados no Brasil são os depósitos a céu aberto, os lixões e os aterros controlados (FERREIRA, JOCA, BROETTO, 2019). Esse tipo de disposição se tornou oficialmente irregular, após a publicação da PNRS que estabeleceu em 2014, o prazo para o encerramento oficial de todos os lixões em operação, exigindo que os rejeitos fossem dispostos de maneira ambientalmente adequada a partir dessa data (BRASIL, 2010). Contudo, a Lei 14.026/2020 alterou esses prazos, variando conforme a população municipal e estendendo-se até 31 de dezembro de 2024 (BRASIL, 2020).

Apesar dos progressos observados nos últimos anos, atualmente, ainda persistem 1.572 lixões e 598 aterros controlados em operação, destinados à disposição final de resíduos sólidos urbanos (SNIS, 2023). Esses métodos de descarte acarretam diversos impactos ambientais e representam riscos à saúde pública, incluindo a contaminação do solo, rios e lençóis freáticos, assoreamento, enchentes, propagação de vetores transmissores de doenças, além de contribuir para a emissão de gases de efeito estufa e para a poluição visual (FERREIRA, 2017).

O descarte de resíduos em lixões e aterros controlados degrada o solo, prejudicando sua estrutura e aumentando a vulnerabilidade a processos erosivos. A poluição do solo resulta do acúmulo de lixo sólido e produtos químicos, que alteram a composição química e física do solo, favorecendo a contaminação por diversos poluentes. Assim, a liberação de substâncias tóxicas ocorre pelo lançamento direto de resíduos no solo, causando perturbações que afetam sua densidade e drenagem natural, contribuindo para a lixiviação de contaminantes (FERREIRA, JOCA, BROETTO, 2019).

Durante a disposição dos resíduos, ocorrem processos físico-químicos e biológicos que provocam a degradação da fração orgânica, que juntamente com a água da chuva que ali se infiltra, é responsável pela formação de um líquido denominado chorume (COSTA, 2010).

A formação do chorume é um processo natural, mas se este não é tratado e exposto ao meio ambiente, torna-se extremamente poluente, sendo potencial contaminante de lençóis freáticos e corpos d'água, comprometendo a saúde da população (NÓBREGA et al., 2009).

A disposição dos resíduos sólidos em lixões e aterros, sem tratamento também contribui para o aumento das emissões de gases de efeito estufa, especialmente metano ($CH_4$) e dióxido de carbono ($CO_2$). A matéria orgânica, que compõe 50% dos resíduos urbanos, é decomposta por bactérias aeróbicas e anaeróbicas, gerando esses gases. O aumento nas concentrações de $CH_4$ e $CO_2$ na atmosfera é resultado da intensificação das atividades humanas ao longo dos anos (LIMA, 2009).

A disposição em lixões também impacta a qualidade do ar, emitindo particulados e poluentes atmosféricos durante a queima de rejeitos a céu aberto. Em regiões secas, isso pode reduzir a visibilidade, levantar poeira contendo microrganismos prejudiciais à saúde respiratória (GOVEIA, 2012).

## 2.6. Ferramentas de Avaliação Ambiental

### 2.6.1. Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR)

Em 1997, diante da necessidade de monitorar a qualidade dos locais de disposição final de resíduos, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) propôs o Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR) (CETESB, 2023). O IQR engloba parâmetros referentes às características do local, à infraestrutura implantada e às condições operacionais do aterro (LIMA et al., 2017).

O índice consiste em uma planilha de coleta de dados dividida em três partes. Cada parte apresenta um conjunto de itens que são subdivididos em subitens, cada qual com seu peso. A primeira parte da planilha avalia a estrutura de apoio, os aspectos operacionais e a estrutura de proteção ambiental. Através desses parâmetros, é possível uma análise da conservação do solo e da água (LIMA et al., 2017).

A segunda parte, denominada outras informações, afere as conformidades com a legislação e apresenta os subitens: presença de catadores, queima de resíduos, ocorrência de moscas e de odores, presença de aves e de animais, assim como, o recebimento de resíduos não autorizados. Já na terceira parte são enquadradas as características das áreas como a

proximidade de núcleos habitacionais e de corpos d'água, a vida útil do aterro e as restrições legais do uso do solo (CETESB, 2023).

Cada parte da planilha apresenta um subtotal. A soma dos três subtotais atinge no máximo 100 pontos. Após o levantamento de dados, para calcular o IQR, soma-se os três subtotais e divide por 11 para obter um valor de 0 a 10. Esse valor permite enquadrar o local avaliado como condições inadequadas (resultado entre 0 a 7) ou adequadas (resultado entre 7,1 a 10) (CETESB, 2023).

Os dados levantados por meio dos parâmetros do índice, fornecem um diagnóstico preciso das reais condições ambientais dos locais de disposição final de resíduos. Por padronizar a avaliação do local de disposição final de resíduos, através de critérios precisos, o IQR apresenta-se como uma ferramenta apropriada para avaliar a qualidade da disposição final de resíduos sólidos.

Dessa forma, o referido índice vem sendo aplicado como metodologia de diversos estudos (ANDRADE, SERRA, ANDRADE, 2013; GUERRA, VIDAL, SOUZA, 2010; LIMA et al., 2017; URBAN, 2015) e pode ser utilizado como metodologia de estudos de caracterização de áreas de disposição final de resíduos, indicador de qualidade da situação atual e evolução ao longo do tempo. O IQR tem sido considerado apropriado para avaliação da qualidade de locais de disposição final de resíduos por ser bem detalhado e abrangente (ANDRADE, SERRA, ANDRADE, 2013).

Destaca-se também a importância desse instrumento na identificação dos critérios que não estão em conformidade com a legislação e normas ambientais, facilitando a proposição de melhorias e tomada de decisões (GUERRA, 2010). No mais, respalda a decisão de dar continuidade a operação ou proceder com o fechamento de um local de disposição final de resíduos sólidos, caso as condições estejam inadequadas (ANDRADE, SERRA, ANDRADE, 2013).

### 2.6.2. Índice de Qualidade da Água (IQA)

Em 1970, nos Estados Unidos, a National Sanitation Foundation (NSF) criou o Índice de Qualidade das Águas (IQA), que, a partir de 1975, foi adotado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Ao longo das décadas, essa prática foi seguida por outros estados brasileiros, consolidando o IQA como o principal indicador de qualidade da água no país (ANA, 2004).

O IQA desempenha um papel crucial como ferramenta integradora, condensando diversos parâmetros de qualidade de um corpo hídrico em um único índice. Essa abordagem

simplifica a comunicação com o público não especializado, tornando os resultados das análises físico-químicas mais acessíveis (FREITAS et al., 2011).

O IQA é composto por 9 parâmetros, sendo eles: oxigênio dissolvido, coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO5), nitrogênio total, fósforo total, temperatura da água, turbidez e sólidos totais. A partir do atendimento a estes parâmetros é gerado um índice com valores variando de 0 a 100 (NEITZEL e LINDNER, 2013). Tais parâmetros apresentam pesos característicos (Wi) que foram fixados em função da sua importância para a conformação global da qualidade da água, conforme a Tabela 1 abaixo.

**Tabela 1** - Parâmetros e pesos do Índice de Qualidade da Água (IQA)

| **Parâmetros** | **Pesos** |
|---|---|
| Oxigênio Dissolvido – OD (%ODSat) | 0,17 |
| Coliformes termotolerantes* (NMP/100mL | 0,15 |
| pH | 0,12 |
| Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO (mg/L) | 0,10 |
| Temperatura | 0,10 |
| Nitrato (Mg/L $NO^{3-}$) | 0,10 |
| Fosfato Total (Mg/L $PO4^{2-}$) | 0,10 |
| Sólidos Totais | 0,08 |
| Turbidez | 0,08 |
| **Total** | **1,00** |

**FONTE**: ANA (2004).

Assim, o Índice de Qualidade da Água (IQA) é obtido ao calcular o produto ponderado das qualidades da água associadas aos parâmetros, seguindo a fórmula:

**Equação 1**- Fórmula do IQA

$$\mathrm{IQA} = \prod_{i=0}^{9} qi^{wi}$$

Onde:

IQA: Índice de qualidade da água, variando de 0 a 100;

Qi: Qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100;

Wi: Peso correspondente ao i-ésimo parâmetro fixado da sua importância para conformação global de qualidade, um número entre 0 e 1.

Dessa forma, a determinação do nível de qualidade da água é obtida conforme a Tabela 2.

**Tabela 2 -** Nível do Índice de Qualidade da Água (IQA)

| **Descrição** | **Faixa** |
|---|---|
| Péssima | 0 – 19 |
| Ruim | 20 – 36 |
| Regular | 37 – 51 |
| Boa | 52 – 79 |
| Ótima | 80 – 100 |

**Fonte:** CETESB (2022).

A classificação dos valores do IQA varia entre estados brasileiros, estabelecendo faixas de qualidade de "Ótima" até "Péssima", conforme descrito no quadro 1 (ANA, 2005).

**Quadro 1 -** Classificação dos valores do Índice de Qualidade das Águas.

| **ANA** | | | **CETESB** | |
|---|---|---|---|---|
| Faixas utilizadas nos Estados: AL, MG, MT, PR, RJ, RN, RS | Faixas utilizadas nos Estados: BA, CE, ES, GO, MS, PB, PE, SP | Classificação | Ponderação | Classificação |
| 91-100 | 80-100 | Ótima | 80 -100 | Ótima |
| 71-90 | 52-79 | Boa | 52-79 | Boa |
| 51-70 | 37-51 | Razoável | 37 – 51 | regular |
| 26-50 | 20-36 | Ruim | 20 – 36 | Ruim |
| 0-25 | 0-19 | Péssima | 0 – 19 | Péssima |

**Fonte:** ANA (2022); CETESB (2021).

Os parâmetros do IQA refletem principalmente a contaminação dos recursos hídricos causada pelo lançamento de esgotos domésticos (BATISTA, 2022).

O monitoramento contínuo da qualidade da água é essencial, adaptando valores e índices conforme as necessidades específicas de uso, como recreação, indústrias e consumo humano (SILVA, 2016). Embora o IQA seja uma ferramenta crucial para avaliação da qualidade da água, é importante destacar que deve ser complementar às informações individuais de cada parâmetro, alinhadas com os padrões estabelecidos por legislações específicas.

O índice de qualidade da água, em sua essência, é uma medida abrangente que avalia a condição geral da água em uma determinada área. Leva em consideração vários parâmetros físicos, químicos e biológicos para determinar a adequação da água para uso humano e para sustentar ecossistemas aquáticos (FREITAS et al., 2011). Seu objetivo principal é oferecer uma

visão holística da saúde da água, possibilitando a identificação de possíveis fontes de contaminação e orientando a tomada de decisões para a gestão e proteção dos recursos hídricos.

### 2.6.3. Indicadores de Saneamento Básico

Na vastidão da região Norte do Brasil, a complexidade dos indicadores de saneamento básico reflete desafios significativos, dada a extensão territorial e a diversidade socioeconômica. Esses indicadores desempenham um papel crucial na avaliação do acesso da população a serviços essenciais, contribuindo diretamente para a saúde pública e a qualidade de vida (SILVA, 2022).

Com base nos dados do SNIS de 2021, o Instituto Trata Brasil desenvolveu o Ranking do Saneamento Básico 2023, destacando a participação das capitais dos estados da Região Norte, a saber: Manaus (AM), Rio Branco (AC), Belém (PA), Porto Velho (RO), Macapá (AP), Boa Vista (RR), e Palmas (TO).

Os resultados revelam uma realidade preocupante, com a Região Norte apresentando os menores índices de saneamento básico no país. Capitais como Macapá (AP) (36,60%) e Porto Velho (RO) (26,05 %) se destacaram por indicadores de atendimento de água próximos ou inferiores a 40%. Além disso, os serviços de coleta de esgoto nas capitais da região, incluindo Manaus (AM) (25,45%), Rio Branco (AC) (22,67%), Belém (PA) (17,12%), Porto Velho (RO) (5,80%), e Macapá (AP) (10,55%), apresentam índices baixos, próximos ou inferiores a 30% (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2023).

Destaca-se Boa Vista (RR), que obteve um índice positivo, atingindo 95,02% no tratamento de esgoto, figurando entre as quatro capitais brasileiras com mais de 90% em tratamento de esgoto. Contudo, é relevante notar que Belém (PA) trata apenas 3,63% dos esgotos, e Porto Velho (RO) não realiza o tratamento do esgoto produzido, registrando 0,00% de tratamento (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2023).

Esses números ressaltam a importância de iniciativas que visem melhorar o acesso à água potável e aos serviços de saneamento nessas capitais, buscando proporcionar condições de vida mais adequadas à população. A cooperação entre governos locais, sociedade civil e instituições especializadas pode desempenhar um papel crucial na implementação de soluções efetivas e sustentáveis para enfrentar esses desafios

Entretanto, a disparidade não se restringe apenas aos índices entre as capitais. A análise evidencia que as populações de baixa renda na Região Norte enfrentam limitações significativas no acesso ao abastecimento de água potável e à coleta e tratamento de esgoto. Essa situação é

ainda mais agravada quando comparada a regiões consideradas mais desenvolvidas (SNIS, 2021).

O estudo de Oliveira et al. (2021) reforça que, na Região Norte, a desigualdade regional é notável, não apenas entre as regiões, mas também dentro de uma mesma região. Capitais e centros populacionais mais expressivos tendem a apresentar melhores índices de saneamento básico, enquanto cidades menores e áreas rurais enfrentam limitações significativas ou, em alguns casos, a total ausência de acesso.

Diante desse cenário, é essencial uma abordagem abrangente e estratégica para melhorar significativamente os índices de saneamento básico na Região Norte, considerando tanto as necessidades específicas das áreas urbanas quanto as das comunidades rurais e de baixa renda.

Em resumo, a abordagem abrangente desses indicadores de saneamento básico na região Norte do Brasil proporciona uma visão crítica e necessária para o desenvolvimento de estratégias eficazes. A identificação de áreas de sucesso e oportunidades de melhoria é essencial para a promoção de condições de vida dignas e sustentáveis para a população regional.

# 3. MATERIAL E MÉTODOS

## 3.1. Caracterização da pesquisa

O presente estudo foi realizado em dois momentos: o primeiro consistiu na revisão bibliográfica e o segundo na pesquisa de campo. Inicialmente, foi feito um levantamento bibliográfico sobre a contaminação do solo em áreas de lixão e a alteração da qualidade das águas superficiais, além das consequências sanitárias e de saúde pública decorrentes da disposição de resíduos sólidos urbanos em um lixão a céu aberto. Após a revisão bibliográfica, foi realizada a pesquisa de campo, com caráter exploratório e observação sistemática, incluindo visitas in loco, registros fotográficos, análise visual, aplicação de IQR e IQA, georreferenciamento da área e coleta de solos e água para análises laboratoriais.

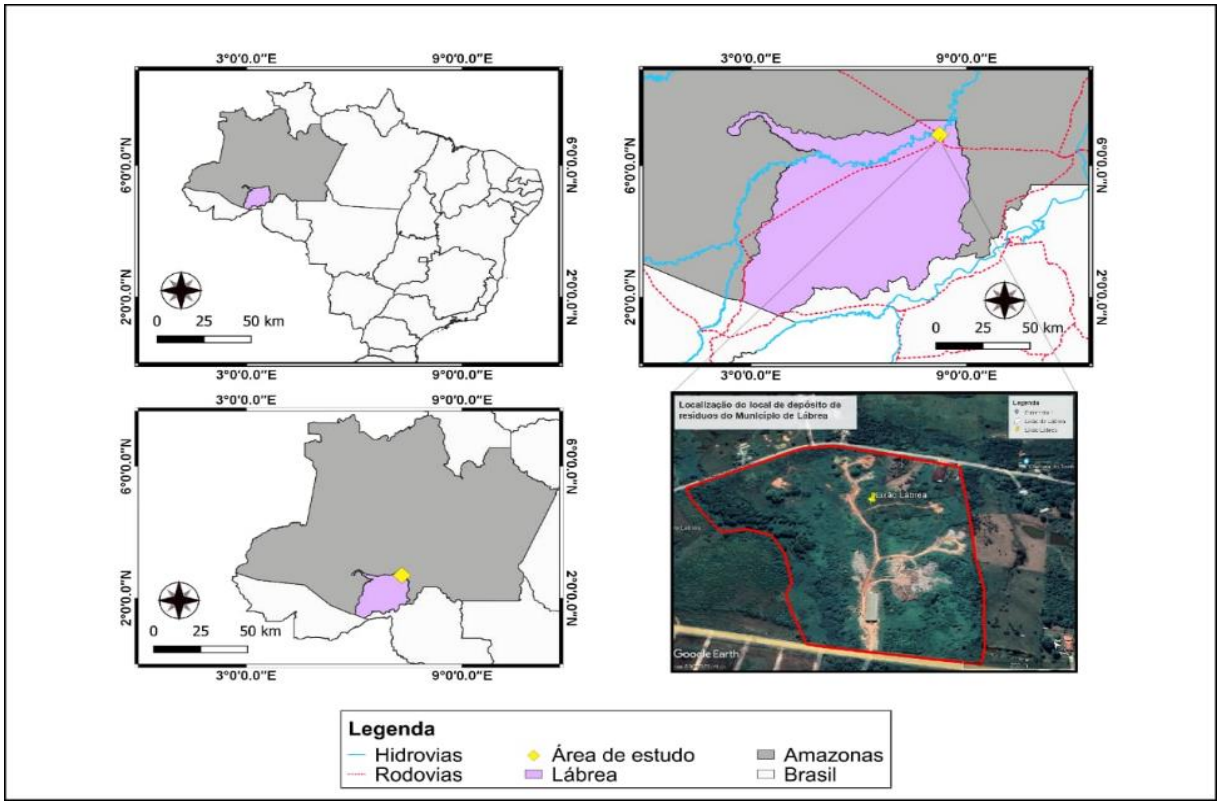
## 3.2. Caracterização da área experimental

A pesquisa foi desenvolvida no município de Lábrea (Figura 1), localizado sob as coordenadas geográficas: longitude -64.788501º, latitude -7.260681º sua extensão territorial é 68.262,680 km², e possui uma população de 45.448 habitantes (IBGE, 2022).

Encontra-se na bacia hidrográfica do rio Purus, pertencente a microrregião geoeconômica do médio rio Purus. Localizada na divisa dos Estados de Rondônia e Amazonas, em relação à capital do estado está a 855 km de distância de Manaus, sendo a hidrovia e rodovia as formas mais comuns de transporte (MARTINS, 2018).

Segundo a classificação de Köppen, a região apresenta um clima tropical chuvoso (Am) com temperaturas médias anuais elevadas, variando de 27 a 25 °C. As temperaturas máximas e mínimas mensais são de 36 e 17 °C, respectivamente, e a média da umidade relativa do ar oscila entre 85% e 90%, podendo cair para valores abaixo de 50% durante os períodos de seca, com uma precipitação anual média de cerca de 2.500 mm (ALVARES et al., 2013).

O local de estudo compreende uma área de disposição de resíduos sólidos (lixão) localizado no Km 2 da Rodovia BR 230, município de Lábrea, região sul do Estado do Amazonas, cujas coordenadas geográficas são 07° 16’ 34,8” S e 64° 46’ 58,34” W. A referida área está distante a 154 metros da BR 230 e a 2,5 km da área urbana (Figura 1).




**Fonte:** Nascimento (2023).

**Figura 1**- Área de disposição de resíduos sólidos urbanos no município de Lábrea-AM.

O relevo é predominantemente plano e suavemente ondulado (LINHARES et al, 2020). As florestas ombrófilas densas de terras baixas, frequentemente associadas a outras fitounidades, são as mais representativas em Lábrea, compondo 45,6% da vegetação natural da região. Os solos predominantes são Argissolos e Latossolos (REIS e LEAL, 2020).

### 3.3. Avaliação do local de disposição de resíduos sólidos por meio IQR

Consistiu em caracterizar o local de disposição final de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no município de Lábrea, AM. Os dados foram levantados por meio de análise documental (SNIS e artigos de bases de dados científicas) e vistoria in loco. A metodologia utilizada foi o Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR), proposto pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2022). Este índice consiste em uma planilha dividida em três partes, cada uma composta por itens, subitens e critérios de avaliação.

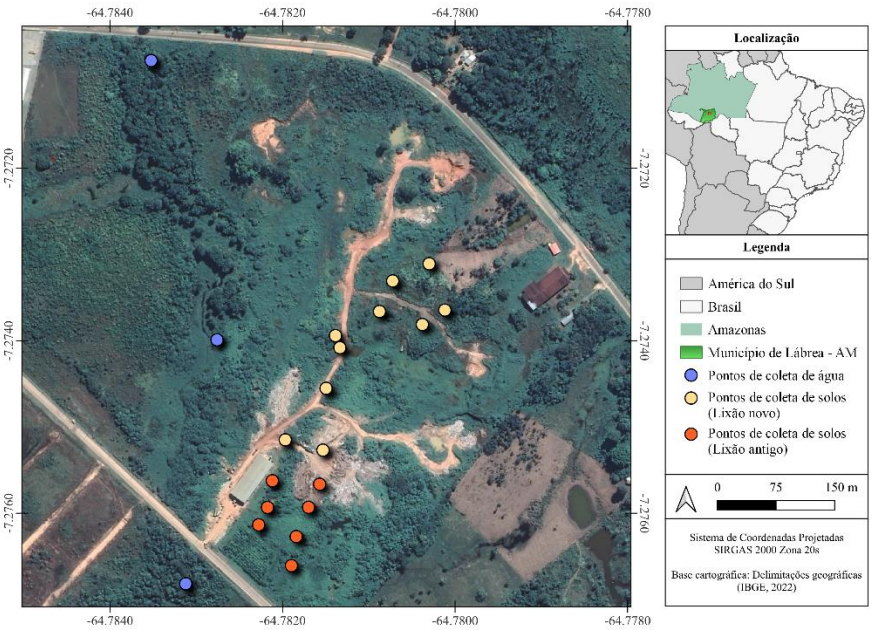
A primeira parte da planilha avaliou a estrutura de apoio, a frente de trabalho, taludes e bermas, superfície superior e a estrutura de proteção ambiental. A segunda parte, intitulada "outras informações", verificou as conformidades com a legislação. Na terceira parte, foram classificadas as características das áreas conforme a Tabela 12 (CETESB, 2022).

**Fonte:** Nascimento, (2022)

**Figura 2-** disposição de resíduos sólidos

### 3.4. Amostragem de solo

A coleta de solo ocorreu no dia 01 de julho de 2023. A área foi estratificada em dois setores: a disposição final de resíduos sólidos urbanos DFRSU antigo, com resíduos depositados há mais de 10 anos, e o DFRSU novo, onde a disposição é recente (menos de 5 anos). Os pontos de amostragem foram distribuídos com base em um grid espacial para garantir uma cobertura adequada de cada estrato, conforme figura 3.




**Fonte:** Nascimento (2024).

**Figura 3 -** Pontos de coleta de solos e água.

Para a coleta das amostras de solo, foram abertas trincheiras de 140 cm de profundidade em 17 pontos distribuídos pela área de estudo (figura 4). A escolha dessa profundidade visa

investigar a variação dos parâmetros químicos do solo em função da deposição de resíduos sólidos urbanos.

**Fonte**: Nascimento (2023).

**Figura 4** - Trincheira para coleta de solos.

As amostras foram coletadas em camadas de 20 cm, garantindo uma análise detalhada das diferentes profundidades. As trincheiras permitiram a visualização direta do perfil do solo e a coleta de amostras de forma precisa e controlada.

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos estéril e identificadas com os respectivos números dos pontos e profundidade da camada. Posteriormente, acomodadas em sacos de fibras e enviada para o laboratório de solos da Universidade Federal do Amazonas (IEAA/UFAM), a fim de realizar análises do solo. As referidas condutas foram adotadas, com o intuito de garantir que as características naturais da amostra fossem preservadas.

### 3.5. Amostragem de água

A coleta de água ocorreu no dia 01 de julho de 2023, durante o período de seca, às 7h30 da manhã. Para a análise da qualidade da água, foram obtidas seis amostras em diferentes pontos ao longo do curso d'água, visando calcular a média de cada ponto, localizado em uma área próxima ao lixão. A coleta foi feita em três seções estratégicas do rio, distribuídas da seguinte forma:

Duas amostras na parte superior do curso d'água (montante), antes da área de influência do lixão; Duas amostras na seção intermediária (meio), localizada próximo ao centro do curso d'água; Duas amostras na parte inferior do curso d'água (jusante), após a área de influência do lixão. Essa divisão permitiu avaliar possíveis impactos do lixão na qualidade da água ao longo

do curso d'água, comparando as amostras obtidas em diferentes locais com variação de proximidade ao ponto de contaminação potencial.

## 3.6. Preparo das amostras

### 3.6.1. Análises químicas do solo

As amostras de solo foram inicialmente secas ao ar livre até a obtenção de terra fina seca ao ar (TFSA). Este processo de secagem visa remover a umidade presente nas amostras sem a utilização de calor excessivo, preservando as características químicas do solo.

Após a secagem, as amostras foram peneiradas utilizando uma malha de 2 mm para eliminar partículas maiores e obter uma fração homogênea para análise.

As amostras peneiradas foram acondicionadas em recipientes adequados e transportadas para o Laboratório de Pedobiologia da Universidade Federal do Amazonas (UFAM). Durante o transporte, as amostras foram mantidas em condições que evitassem contaminação e alterações nas propriedades químicas.

As análises químicas das amostras foram realizadas seguindo os protocolos estabelecidos pela Embrapa (2017). Os parâmetros analisados incluíram: pH, Fósforo (P), Alumínio (Al), Acidez potencial (H+Al), Potássio (K), Sódio (Na), Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) e Carbono Orgânico Total (COT).

Com base nos resultados das análises químicas, foram calculados os seguintes parâmetros: Somas de Bases (SB), Capacidade de Troca Catiônica (CTC), Capacidade de Troca Catiônica Efetiva (CTCe), Porcentagem de Saturação por Bases (V), Porcentagem de Saturação por Alumínio (m), Matéria Orgânica do Solo (MOS).

### 3.6.2. Análise de águas

As análises químicas e físicas: pH, temperatura, condutividade elétrica, salinidade, turbidez, alcalinidade, saturação, dureza total, ortofosfato, oxigênio dissolvido (OD), foram realizadas em loco.

As demais análises como cor, amônia, nitrito, nitrato, foram realizadas no laboratório da Universidade Federal do Amazonas Campus Humaitá-AM. Já as análises de sólidos totais, nitrogênio total, fósforo total, Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_5$) e coliformes termotolerantes foram realizadas no laboratório de análises de petróleo, ar, solo, água e efluentes (LAFEF) em Porto Velho-RO.

As análises foram realizadas conforme os procedimentos estabelecidos pela American Public Health Association (APHA, 2012), que oferece um padrão de referência amplamente reconhecido para a condução de testes de qualidade da água.

### 3.6.3. Índice de Qualidade da Água (IQA).

Na caracterização do Índice de Qualidade da Água (IQA), foram empregados diversos parâmetros que refletem suas características físico-químicas. Estes parâmetros são estabelecidos de acordo com as diretrizes da National Sanitation Foundation (NSF) nos Estados Unidos. Nesse sentido, foram identificados nove parâmetros que foram considerados.

Para cada um desses parâmetros, foram elaboradas curvas médias que demonstram a variação da qualidade da água em relação às suas concentrações específicas. A cada parâmetro foi atribuído um peso correspondente à sua importância relativa no cálculo do IQA/NSF, conforme detalhado na Tabela 3.

**Tabela 3-** Parâmetros e pesos do Índice de Qualidade da Água (IQA) segundo

| Parâmetros | Pesos |
|---|---|
| Oxigênio Dissolvido – OD (%ODSat) | 0,17 |
| Coliformes termotolerantes* (NMP/100mL | 0,15 |
| pH | 0,12 |
| Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO (mg/L) | 0,10 |
| Temperatura | 0,10 |
| Nitrato (Mg/L $NO^{3-}$) | 0,10 |
| Fosfato Total (Mg/L $PO4^{2-}$) | 0,10 |
| Sólidos Totais | 0,08 |
| Turbidez | 0,08 |
| Total | 1,00 |

**FONTE**: National Sanitation Foudantion (NSF).

Então, o IQA será calculado pelo produto ponderado da qualidade de água correspondentes aos parâmetros conforme a fórmula:

$$\text{IQA} = \prod_{i=0}^{9} qi^{wi}$$

Onde:

IQA – índice de qualidade da água, um número de 0 a 100.

qi = qualidade do parâmetro i obtido através da média de qualidade;

wi = peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade, entre 0 e 1.

Os valores do índice variam entre 0 e 100, conforme especificado na Tabela 4, a seguir:

**Tabela 4-** Nível do Índice de Qualidade da Água (IQA**)**

| **Descrição** | **Faixa** |
|---|---|
| Péssima | 0 – 19 |
| Ruim | 20 – 36 |
| Regular | 37 – 51 |
| Boa | 52 – 79 |
| Ótima | 80 – 100 |

**Fonte:** CETESB (2022).

## 3.7. Análise Estatística

### 3.7.1. Análise descritiva e de Componentes Principais (PCA)

Os dados dos atributos químicos do solo pH, P, K+, Na+, Ca2+, Mg2+, Al3+, H+Al, SB, CTC, CTCe, m, V e MOS foram submetidos a estatística descritiva (mínimo, máximo, média, mediana, desvio padrão, coeficiente de variação (CV), assimetria e curtose) e teste de normalidade (Shapiro-Wilk). A variabilidade foi classificada de acordo com os valores do coeficiente de variação (CV), seguindo os critérios propostos por Fang et al. (2012): baixo (CV < 10%), moderado (10% ≤ CV ≤ 90%) e alto (CV > 90%). Em adição, foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) para redução de dimensionalidade dos atributos químicos do solo.

### 3.7.2. Índice de Qualidade de Resíduos (IQR)

Para avaliar a qualidade dos resíduos, foi utilizada a seguinte fórmula para o cálculo do Índice de Qualidade de Resíduos (IQR):

$$\mathrm{IQR} = \frac{\text{subtotal } 1 + \text{subtotal } 2 + \text{subtotal } 3}{11}$$

Nesta fórmula, os três subtotais representam somas parciais dos diferentes critérios avaliados, que são agrupados em categorias distintas relacionadas à estrutura de apoio, operação do lixão e proteção ambiental. A soma desses subtotais é então dividida por 11, que corresponde ao número total de critérios considerados na análise. O número 11 no denominador corresponde a inclusão de aspectos específicos relacionados ao recebimento de resíduos industriais. Esse

cálculo fornece uma medida integrada da qualidade do manejo e disposição dos resíduos no lixão, permitindo identificar áreas críticas e potenciais para melhorias.

### 3.7.3. Para Água

Após a realização das análises físicas, químicas e biológicas da água, procedeu-se ao cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA). O IQA foi calculado para integrar os resultados obtidos das diversas análises realizadas e fornecer uma avaliação geral da qualidade da água.

Os resultados do IQA foram então interpretados e classificados em diferentes categorias de qualidade, como excelente, boa, regular, entre outras, conforme as faixas estabelecidas para cada classe de qualidade. Essa classificação permite uma visão abrangente do estado da água e identifica áreas que podem exigir intervenção ou monitoramento adicional.

# 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

## 4.1. Classificação do Local pelo IQR

Mediante o Índice de Qualidade de Resíduos (IQR) apresentamos a Tabela 5, que analisa a primeira parte da planilha de avaliação, incluindo a estrutura de apoio, os aspectos operacionais e a estrutura de proteção ambiental.

**Tabela 5** - Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR) primeira parte da planilha

| ITEM | SUB-ITEM | AVALIAÇÃO | PESO | PONTOS |
|---|---|---|---|---|
| ESTRUTURA DE APOIO | 1. Portaria, balança e Vigilância | Sim/suficiente | 2 | 1 |
| | | Não/insuficiente | 0 | |
| | 2. Isolamento físico | Sim/suficiente | 2 | 0 |
| | | Não/insuficiente | 0 | |
| | 3. Isolamento visual | Sim/suficiente | 2 | 0 |
| | | Não/insuficiente | 0 | |
| | 4. Acesso à frente de descargas | Adequado | 3 | 3 |
| | | Inadequado | 0 | |
| FRENTE DE TRABALHO | 5. Dimensões da frente de trabalho | Adequadas | 5 | |
| | | Inadequadas | 0 | 0 |
| | 6. Compactação dos Resíduos | Adequada | 5 | 3 |
| | | Inadequada | 0 | |
| | 7. Recobrimento dos Resíduos | Adequado | 5 | |
| | | Inadequado | 0 | 0 |
| TALUDES E BERMAS | 8. Dimensões e Inclinações | Adequadas | 4 | |
| | | Inadequadas | 0 | 0 |
| | 9. Cobertura de terra | Adequada | 4 | |
| | | Inadequada | 0 | 0 |
| | 10. Proteção vegetal | Adequada | 3 | |
| | | Inadequada | 0 | 0 |
| | 11. Afloramento de Chorume | Não / raros | 4 | |
| | | Sim / numerosos | 0 | 0 |
| SUPERFÍCIE SUPERIOR | 12. Nivelamento da Superfície | Adequado | 5 | |
| | | Inadequado | 0 | 0 |
| | 13. Homogeneidade da Cobertura | Sim | 5 | |
| | | Não | 0 | 0 |
| ESTRUTURA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL | 14.Impermeabilização do solo | Sim/adequada (n. Preencher item 15) | 10 | |
| | | Não/adequada (n. Preencher item 15) | 0 | 0 |
| | 15. Prof. Lençol freático (p) × permeabilidade do Solo (k) | P > 3 m, k< 10-6 cm/s | 4 | - |
| | | 1<=P < 3 m, k < $10^{-6}$ cm/s | 2 | |
| | | Condição inadequada | 0 | |
| | 16. Drenagem de chorume | Sim / suficiente | 4 | |
| | | Não / insuficiente | 0 | 0 |
| | 17. Tratamento de Chorume | Sim / adequado | 4 | |
| | | Não / inadequado | 0 | 0 |
| | 18. Drenagem provisória de águas pluviais | Sufic. / desnecessário | 3 | |
| | | Não / insuficiente | 0 | 0 |
| | 19. Drenagem definitiva de águas pluviais | Sufic. / desnecessário | 4 | |
| | | Não / insuficiente | 0 | 0 |
| | 20. Drenagem de gases | Sufic. / desnecessário | 4 | |
| | | Não / insuficiente | 0 | 0 |
| | 21. Monitoramento de Águas subterrâneas | Adequado | 4 | |
| | | Inadequado /insufic. | 1 | |
| | | Inexistente | 0 | 0 |
| | 22. Monitoramento Geotécnico | Adequado / desneces. | 4 | |
| | | Inadequado / insufic. | 1 | |
| | | Inexistente | 0 | 0 |
| | **Subtotal 1** | | **86** | **7** |

Na análise da primeira parte da planilha, que abrange a estrutura de apoio, os aspectos operacionais e a estrutura de proteção ambiental, os resultados indicam diversas áreas críticas com pontuações baixas. Essas pontuações inferiores ao esperado destacam a necessidade urgente de investimentos substanciais em infraestrutura, equipamentos e práticas de gestão. Essas melhorias são essenciais não apenas para elevar a qualidade do aterro, mas também para mitigar os impactos ambientais adversos associados às operações atuais.

A estrutura de apoio do Aterro Sanitário em Lábrea-AM apresenta várias deficiências significativas. Primeiramente, não há balança rodoviária nem portaria no local, o que resulta em uma vigilância inadequada. Embora haja um porteiro funcionando por 12 horas diárias, a falta de controle na entrada e o acesso livre configuram um parâmetro inadequado.

De acordo com a Santos (2023), a principal função do isolamento físico é impedir que pessoas e animais entrem na área de operação. No entanto, observações feitas durante visitas in loco revelaram que esse isolamento é insuficiente. O cercamento da área ocorre apenas em alguns pontos do empreendimento, deixando grandes trechos desprotegidos. Além disso, em termos de isolamento visual, a localização próxima a uma rodovia federal torna a área claramente visível, o que também é inadequado.

Por outro lado, o acesso à frente de descargas é considerado adequado, pois a área dispõe de espaço suficiente para as atividades e manobras necessárias. Contudo, as vias de acesso não são pavimentadas, o que representa um problema significativo. Conforme apontado por Perroni (2021), as condições inadequadas das vias de acesso podem dificultar a disposição final dos resíduos durante o período chuvoso e causar desgaste nos veículos, resultando em aumento dos custos de manutenção.

Para a compactação é utilizado uma escavadeira, o que funciona e atende o valor de referência das normas ambientais, mas não é totalmente adequado para a realização dessa atividade, sendo recomendado a utilização de um rolo compactador. Já o recobrimento dos resíduos, não é realizado de forma eficiente, tendo em vista que a cobertura dos resíduos por material inerte deveria ser feita diariamente, que para Lima et al., (2017) é o recomendado a se fazer.

Na segunda parte da planilha, intitulada outras informações, os resultados são apresentados na Tabela 6. Esta tabela aborda aspectos relacionados à conformidade com a legislação e inclui os seguintes subitens: presença de catadores, queima de resíduos, ocorrência de moscas e odores, presença de aves e outros animais, e o recebimento de resíduos não autorizados.

**Tabela 6** - Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR) segunda parte da planilha

| ITEM | SUB-ITEM | AVALIAÇÃO | PESO | PONTOS |
|---|---|---|---|---|
| OUTRAS INFORMAÇÕES | 23. Presença de catadores | Não | 2 | |
| | | Sim | 0 | 0 |
| | 24. Queima de resíduos | Não | 2 | |
| | | Sim | 0 | 0 |
| | 25. Ocorrência de moscas E odores | Não | 2 | |
| | | Sim | 0 | 0 |
| | 26. Presença de aves e animais | Não | 2 | |
| | | Sim | 0 | 0 |
| | 27. Recebimento de resíduos não autorizados | Não | 5 | |
| | | Sim | 0 | 0 |
| | 28. Recebimento de resíduos industriais | Sim (preencher item 29) | | |
| | | Não (ir para o item 30) | | |
| | 29. Estruturas e Procedimentos | Suficiente / adequado | 10 | |
| | | Insufic./inadequado | 0 | 0 |
| **Subtotal 2.1** | | | **10** | **0** |
| **Subtotal 2.2** | | | **20** | **0** |

Os catadores de materiais recicláveis enfrentam condições adversas enquanto realizam seu trabalho, uma vez que dependem dessa atividade para sua sobrevivência. Eles operam em um ambiente marcado pela falta de condições adequadas, exploração e riscos à integridade física. A informalidade do trabalho contribui para a precarização das condições laborais e a vulnerabilidade dos catadores, que se misturam ao lixão em busca dos resíduos mais lucrativos. Enquanto isso, caminhões da prefeitura descarregam resíduos e escavadeiras compactam o material, simultaneamente. A presença de catadores no local foi identificada como uma questão relevante. A presença desses indivíduos pode resultar em riscos à segurança e interferir nas operações do lixão (RIBEIRO e CANTÓIA, 2020).

As queimas irregulares de resíduos é um problema persistente, ocasionando distúrbios à população local, especialmente durante a estação seca, isso se dá devido aos impactos ambientais adversos, como a emissão de gases que contribuem para a poluição do ar e deterioração da atmosfera, intensificando o efeito estufa. Além disso, libera substâncias tóxicas e a fumaça resultante é um veículo de transmissão de doenças para os residentes (GEORGES e GOMES, 2021).

Da mesma forma, a ocorrência de moscas e odores, assim como a presença de aves e animais, podem indicar problemas de gestão e controle ambiental (LIMA, 2017).

A recepção de resíduos não autorizados, como os resíduos hospitalares, representa uma grave infração ambiental, comprometendo a integridade do lixão e potencialmente expondo o ambiente a contaminantes perigosos. A gestão inadequada de resíduos industriais também é uma preocupação, exigindo estruturas e procedimentos específicos para mitigar riscos à saúde pública e ao meio ambiente (SANTOS, 2023).

Desta forma, os resultados para o item outras informações indicam várias áreas críticas que necessitam de melhorias substanciais para assegurar a operação segura e eficiente da disposição final de resíduos sólidos urbanos de Lábrea. A presença de catadores, a queima de resíduos, e a ocorrência de moscas e odores são problemas que precisam ser abordados de maneira integrada, considerando tanto aspectos técnicos quanto sociais. Além disso, o recebimento inadequado de resíduos industriais, como geladeiras, pilhas e demais resíduos, bem como a falha nas estruturas e procedimentos associados exigem ações urgentes para evitar contaminações e garantir a segurança do lixão e das comunidades circunvizinhas.

A seguir temos a tabela 7, no qual analisa a terceira parte, denominada outras informações.

**Tabela 7**- Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR) terceira parte da planilha

| ITEM | SUB-ITEM | AVALIAÇÃO | PESO | PONTOS |
|---|---|---|---|---|
| CARACTERÍSTICAS DA ÁREA | 30. Proximidade de Núcleos habitacionais | ≥ 500 m | 2 | |
| | | ≤ 500 m | 0 | 0 |
| | 31. Proximidade de corpos de água | ≥ 200 m | 2 | |
| | | ≤ 200 m | 0 | 0 |
| | 32. Vida útil da área | ≤ 2 ANOS | | 0 |
| | | 2 < x ≤ 5 anos | | - |
| | | > 5 anos | | - |
| | 33. Restrições legais ao uso do solo | Sim | | |
| | | Não | | x |
| **Subtotal 3** | | | **4** | 0 |

Baseado na análise da tabela, observa-se que a proximidade de núcleos habitacionais a um lixão a céu aberto representa graves riscos à saúde pública e à qualidade de vida dos moradores. Isso ocorre devido à proliferação de micro-organismos patogênicos nos resíduos, que podem se dispersar pelo ar e pela água, contaminando tanto o ambiente quanto as pessoas que vivem nas proximidades (CHAGAS et al., 2023). Portanto, é fundamental estabelecer uma zona de amortecimento adequada para minimizar esses impactos e garantir que novos empreendimentos residenciais sejam planejados a uma distância segura.

Adicionalmente, a localização de um lixão próximo a corpos d'água é extremamente preocupante devido ao risco de contaminação hídrica por chorume e outros poluentes (CALIXTO, 2022). Isso pode comprometer a qualidade da água destinada ao consumo humano, à agricultura e a outras atividades. A implementação de barreiras de proteção e sistemas de tratamento de chorume é essencial para evitar a poluição dos recursos hídricos.

Além disso, a ausência de restrições legais ao uso do solo não justifica os graves problemas ambientais e de saúde pública associados à operação de um lixão a céu aberto.

Mesmo na ausência de restrições legais, é crucial adotar as melhores práticas ambientais e de saúde pública para assegurar a segurança e o bem-estar da comunidade (CHAGAS et al., 2023).

A partir da análise dos critérios estabelecidos pela Cetesb, calculou-se o IQR e teve-se o seguinte resultado:

$$\mathrm{IQR} = \frac{7 + 0 + 0}{11} = 0{,}63$$

Os resultados apresentados, mostraram que a área de disposição final dos resíduos sólidos no município de Lábrea-AM é inadequada. Essa mesma realidade foi observada nos estudos de Gomes et al. (2020), Barros et al. (2020), Santos e Carelli (2021), causando diversos problemas ambientais e a insustentabilidade da gestão dos RSU (Barros et al. 2020).

É evidente que as condições atuais não atendem aos critérios mínimos de adequação estabelecidos pelo IQR, que considera uma pontuação igual ou inferior a 7,0 como inadequada. Portanto, é fundamental implementar medidas corretivas abrangentes para atingir um nível aceitável de operação e sustentabilidade ambiental. Essas medidas não só melhorarão a eficiência do manejo de resíduos sólidos, mas também promoverão uma significativa redução nos impactos negativos ao meio ambiente local.

### 4.2. Atributos Químicos do Solo

A análise descritiva dos parâmetros de solo foi realizada considerando valores médios gerais para as análises químicas, sem distinção entre as áreas estudadas. Os parâmetros avaliados incluem pH, fósforo (P), potássio ($K^+$), sódio ($Na^+$), cálcio ($Ca^{2+}$), magnésio ($Mg^{2+}$), alumínio ($Al^{3+}$), acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC), capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe), porcentagem de saturação por alumínio (m), porcentagem de saturação por bases (V) e matéria orgânica do solo (MOS), em diferentes camadas.

Os resultados estão detalhados na Tabela 8, que apresenta os valores mínimos, máximos, médios, medianos, desvios padrão, assimetria, curtose, coeficiente de variação (CV) e os resultados dos testes estatísticos de Shapiro-Wilk (S-W), incluindo os respectivos valores de p-valor.

**Tabela 8** - Análise descritiva dos atributos químicos do solo em área de lixão no município de Lábrea, AM, Brasil.

| Estatística descritiva | pH | P | $K^+$ | $Na^+$ | $Ca^{2+}$ | $Mg^{2+}$ | $Al^{3+}$ | H+Al | SB | CTC | CTCe | m | V | MOS |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | mg $kg^{-1}$ | $cmol_c$ $kg^{-1}$ | | | | | | | | | % | | g $kg^{-1}$ |
| | **Camada (0-20 cm)** | | | | | | | | | | | | | |
| Mínimo | 4,70 | 1,62 | 0,03 | 0,01 | 0,32 | 0,03 | 0,00 | 0,00 | 0,47 | 3,58 | 3,04 | 0,00 | 11,60 | 0,52 |
| Máximo | 7,45 | 614,00 | 1,51 | 0,45 | 6,43 | 0,97 | 4,01 | 6,22 | 8,50 | 8,50 | 8,50 | 88,80 | 100,00 | 26,70 |
| Média | 5,91 | 135,00 | 0,51 | 0,06 | 3,40 | 0,51 | 1,01 | 1,64 | 4,49 | 6,13 | 5,50 | 20,10 | 71,20 | 13,10 |
| Mediana | 6,08 | 30,50 | 0,20 | 0,01 | 2,93 | 0,54 | 0,00 | 1,15 | 3,67 | 5,83 | 5,12 | 0,00 | 78,10 | 16,10 |
| Desvio padrão | 0,80 | 192,00 | 0,51 | 0,13 | 1,79 | 0,26 | 1,49 | 1,71 | 2,33 | 1,44 | 1,63 | 30,20 | 28,80 | 9,15 |
| Assimetria | 0,17 | 1,52 | 0,64 | 2,65 | 0,19 | -0,24 | 1,16 | 1,21 | 0,08 | -0,02 | 0,25 | 1,27 | -0,87 | -0,10 |
| Curtose | -0,98 | 1,26 | -1,10 | 5,88 | -0,72 | -0,63 | -0,23 | 1,70 | -0,83 | -0,68 | -0,96 | 0,33 | -0,08 | -1,49 |
| CV | 13,45 | 142,22 | 98,83 | 216,97 | 52,65 | 51,17 | 147,52 | 104,27 | 51,89 | 23,49 | 29,64 | 150,25 | 40,45 | 69,85 |
| S-W (p-valor) | 0,191 | <0.001 | 0,009 | <0.001 | 0,757 | 0,852 | <0.001 | 0,016 | 0,7 | 0,798 | 0,69 | <0.001 | 0,023 | 0,057 |
| | **Camada (20-40 cm)** | | | | | | | | | | | | | |
| Mínimo | 4,57 | 0 | 0,0144 | 0,00444 | 0,219 | 0,0177 | 0 | 0 | 0,299 | 3,3 | 2,83 | 0 | 7,95 | 0,868 |
| Máximo | 9,7 | 1006 | 5,48 | 0,463 | 7,2 | 1,02 | 6,51 | 8,15 | 9,16 | 10,4 | 10,9 | 93 | 100 | 34,8 |
| Média | 6,31 | 116 | 0,628 | 0,0407 | 3,3 | 0,469 | 1,57 | 2 | 4,44 | 6,44 | 6,01 | 25,6 | 66,4 | 9,21 |
| Mediana | 6,37 | 9,06 | 0,183 | 0,0115 | 3,4 | 0,456 | 0 | 1,09 | 4,42 | 5,99 | 5,97 | 0 | 83,3 | 7,5 |
| Desvio padrão | 1,23 | 254 | 1,3 | 0,109 | 2,1 | 0,291 | 2,41 | 2,31 | 2,74 | 2,21 | 2,12 | 37,8 | 34,2 | 8,99 |
| Assimetria | 1,14 | 3,06 | 3,61 | 4,08 | 0,126 | 0,0529 | 1,12 | 1,52 | 0,0223 | 0,289 | 0,682 | 1,06 | -0,712 | 1,74 |
| Curtose | 2,5 | 10,1 | 13,8 | 16,8 | -0,867 | -0,71 | -0,545 | 2,05 | -0,926 | -0,884 | 0,639 | -0,759 | -1,14 | 3,22 |
| CV | 19,492868 | 218,96552 | 207,0063694 | 267,81327 | 63,636364 | 62,046908 | 153,50318 | 115,5 | 61,711712 | 34,31677 | 35,274542 | 147,65625 | 51,506024 | 97,611292 |
| S-W (p-valor) | 0,089 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,696 | 0,78 | <0,001 | 0,004 | 0,596 | 0,54 | 0,342 | <0,01 | 0,006 | 0,004 |
| | **Camada (40-60 cm)** | | | | | | | | | | | | | |
| Mínimo | 4,66 | 0 | 0,00667 | 0,00495 | 0,0419 | 0,016 | 0 | 0 | 0,137 | 3,11 | 2,83 | 0 | 1,96 | 0,46 |
| Máximo | 7,45 | 722 | 2,36 | 0,463 | 7,42 | 0,965 | 8,92 | 6,86 | 8,55 | 8,55 | 9,07 | 98,3 | 100 | 24,1 |
| Média | 6,06 | 102 | 0,373 | 0,0404 | 2,69 | 0,388 | 1,79 | 2,12 | 3,49 | 5,61 | 5,28 | 30,5 | 60,2 | 6,44 |
| Mediana | 6,06 | 5,33 | 0,136 | 0,0125 | 3,01 | 0,427 | 0,1 | 1,83 | 4,12 | 5,97 | 5,4 | 2,36 | 66,6 | 3,85 |
| Desvio padrão | 0,863 | 212 | 0,572 | 0,109 | 2,14 | 0,303 | 2,78 | 2,15 | 2,52 | 1,6 | 1,66 | 43,5 | 38,5 | 6,66 |

| | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Assimetria | -0,0401 | 2,23 | 2,91 | 4,1 | 0,4 | 0,336 | 1,46 | 1,1 | 0,0202 | -0,0407 | 0,849 | 0,943 | -0,585 | 1,42 |
| Curtose | -1,17 | 4,19 | 9,7 | 16,8 | -0,227 | -0,679 | 1,2 | 0,624 | -0,713 | -0,685 | 1,1 | -1,19 | -1,33 | 1,74 |
| CV | 14,24 | 207,84 | 153,35 | 269,80 | 79,55 | 78,09 | 155,30 | 101,41 | 72,20 | 28,52 | 31,43 | 142,62 | 63,95 | 103,41 |
| S-W (p-valor) | 0,561 | <,001 | <,001 | <,001 | 0,205 | 0,163 | <,001 | 0,018 | 0,103 | 0,565 | 0,117 | <,001 | 0,004 | 0,006 |
| | **Camada (60-80 cm)** | | | | | | | | | | | | | |
| Mínimo | 4,82 | 0 | 0,051 | 0,00394 | 0,235 | 0,0173 | 0 | 0 | 0,313 | 2,31 | 1,57 | 0 | 4,9 | 0,0202 |
| Máximo | 7,57 | 1206 | 1,58 | 0,0216 | 7,47 | 1,05 | 10,1 | 7,2 | 10,1 | 10,1 | 10,6 | 95,5 | 100 | 27,6 |
| Média | 5,94 | 82,4 | 0,416 | 0,0117 | 1,8 | 0,295 | 2,53 | 2,65 | 2,53 | 5,18 | 5,05 | 43,9 | 48,3 | 4,99 |
| Mediana | 6,01 | 3,02 | 0,319 | 0,01 | 1,21 | 0,243 | 1,2 | 2,83 | 1,86 | 5,18 | 4,55 | 36,5 | 45 | 1,94 |
| Desvio padrão | 0,848 | 291 | 0,43 | 0,00506 | 2,03 | 0,283 | 2,93 | 2,13 | 2,56 | 2,32 | 2,53 | 39,8 | 33,8 | 7,17 |
| Assimetria | 0,279 | 4,07 | 1,4 | 0,474 | 1,88 | 1,19 | 1,23 | 0,727 | 1,89 | 0,968 | 0,929 | 0,226 | 0,186 | 2,41 |
| Curtose | -0,945 | 16,7 | 1,93 | -0,599 | 3,12 | 1,58 | 1,18 | 0,119 | 4,03 | 0,385 | 0,606 | -1,8 | -1,2 | 6,04 |
| CV | 14,27 | 353,15 | 103,36 | 43,24 | 112,77 | 95,93 | 115,81 | 80,37 | 101,18 | 44,78 | 50,09 | 90,66 | 69,97 | 143,68 |
| S-W (p-valor) | 0,393 | <,001 | 0,005 | 0,391 | <,001 | 0,023 | 0,007 | 0,12 | 0,002 | 0,078 | 0,172 | 0,006 | 0,088 | <,001 |
| | **Camada (80-100 cm)** | | | | | | | | | | | | | |
| Mínimo | 4,39 | 0 | 0,0433 | 0,00444 | 0,0405 | 0,0119 | 0 | 0 | 0,272 | 1,24 | 1 | 0 | 4,29 | 0,325 |
| Máximo | 7,34 | 230 | 2,01 | 0,0201 | 6,29 | 1,32 | 9,82 | 7,58 | 9,27 | 9,37 | 10,2 | 96,7 | 100 | 17,9 |
| Média | 5,66 | 16 | 0,396 | 0,0103 | 1,22 | 0,198 | 3,86 | 3,26 | 1,82 | 5,08 | 5,68 | 65,8 | 33,7 | 3,55 |
| Mediana | 5,34 | 1,8 | 0,119 | 0,00949 | 0,401 | 0,0913 | 4,31 | 3,42 | 0,643 | 4,89 | 5,26 | 78,9 | 25,6 | 1,8 |
| Desvio padrão | 0,947 | 55,4 | 0,568 | 0,00397 | 1,81 | 0,328 | 2,96 | 2,2 | 2,44 | 2,2 | 2,58 | 35,6 | 33,4 | 4,43 |
| Assimetria | 0,568 | 4,06 | 2,24 | 0,821 | 2,11 | 2,91 | 0,286 | 0,0753 | 2,27 | 0,199 | 0,207 | -1,14 | 1,33 | 2,36 |
| Curtose | -0,986 | 16,6 | 4,4 | 0,789 | 3,71 | 9,2 | -0,699 | -0,554 | 5,16 | -0,583 | -0,418 | -0,168 | 0,457 | 6,58 |
| CV | 16,73 | 346,25 | 143,43 | 38,54 | 148,36 | 165,65 | 76,68 | 67,48 | 134,06 | 43,30 | 45,42 | 54,10 | 99,10 | 124,78 |
| S-W (p-valor) | 0,093 | <,001 | <,001 | 0,398 | <,001 | <,001 | 0,468 | 0,571 | <,001 | 0,967 | 0,853 | 0,001 | <,001 | <,001 |
| | **Camada (100-120 cm)** | | | | | | | | | | | | | |
| Mínimo | 4,2 | 0 | 0,061 | 0,00444 | 0,0238 | 0,0123 | 0 | 0 | 0,243 | 1,75 | 1,97 | 0 | 5,4 | 0,0921 |
| Máximo | 7,38 | 416 | 2,28 | 0,0277 | 6,72 | 0,934 | 9,52 | 6,63 | 9,51 | 9,51 | 9,91 | 96,1 | 100 | 13,1 |
| Média | 5,41 | 47,5 | 0,5 | 0,0107 | 1,01 | 0,157 | 4,24 | 3,21 | 1,67 | 4,88 | 5,91 | 71,8 | 31 | 2,46 |
| Mediana | 4,99 | 1,54 | 0,33 | 0,01 | 0,289 | 0,049 | 4,61 | 3,88 | 0,689 | 4,91 | 6,15 | 85,4 | 14,4 | 1,01 |

| | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Desvio padrão | 1 | 131 | 0,613 | 0,00498 | 2,07 | 0,236 | 2,73 | 2,03 | 2,66 | 2,05 | 2,29 | 35 | 34,2 | 3,73 |
| Assimetria | 0,947 | 2,62 | 2,01 | 2,53 | 2,59 | 2,54 | -0,124 | -0,375 | 2,53 | 0,405 | -0,104 | -1,71 | 1,59 | 2,19 |
| Curtose | -0,49 | 5,57 | 3,8 | 8,98 | 5,43 | 7,25 | -0,329 | -0,76 | 5,52 | 0,424 | -0,338 | 1,32 | 1,02 | 4,16 |
| CV | 18,48 | 275,78 | 122,60 | 46,54 | 204,95 | 150,31 | 64,38 | 63,23 | 159,28 | 42,00 | 38,74 | 48,74 | 110,32 | 151,62 |
| S-W (p-valor) | 0,01 | <,001 | <,001 | <,001 | <,001 | <,001 | 0,391 | 0,182 | <,001 | 0,64 | 0,815 | <,001 | <,001 | <,001 |
| | **Camada (120-140 cm)** | | | | | | | | | | | | | |
| Mínimo | 4,08 | 0 | 0,0603 | 0,00444 | 0,0211 | 0,0132 | 0 | 0 | 0,217 | 1,85 | 2,09 | 0 | 5,45 | 0,0403 |
| Máximo | 7,15 | 16 | 1,05 | 0,0145 | 5,77 | 0,581 | 9,02 | 6,16 | 7,05 | 7,05 | 9,45 | 95,9 | 100 | 3,78 |
| Média | 5,24 | 2,13 | 0,337 | 0,00958 | 0,903 | 0,123 | 4,75 | 3,55 | 1,37 | 4,93 | 6,12 | 74,1 | 29,3 | 0,86 |
| Mediana | 4,95 | 1,61 | 0,198 | 0,01 | 0,47 | 0,0321 | 5,41 | 3,84 | 0,713 | 4,84 | 6,27 | 88 | 15,2 | 0,242 |
| Desvio padrão | 0,861 | 3,82 | 0,335 | 0,00304 | 1,39 | 0,176 | 2,47 | 1,78 | 1,63 | 1,44 | 1,98 | 30 | 29,7 | 1,28 |
| Assimetria | 1,12 | 3,32 | 1,06 | -0,179 | 3,08 | 1,85 | -0,64 | -0,861 | 2,91 | -0,745 | -0,653 | -1,98 | 1,72 | 1,66 |
| Curtose | 0,5 | 12,1 | -0,333 | -0,786 | 10,3 | 2,32 | 0,279 | 0,3 | 9,84 | 0,398 | 0,489 | 3,25 | 2,37 | 1,17 |
| CV | 16,43 | 179,34 | 99,40 | 31,73 | 153,93 | 143,08 | 52 | 50,14 | 118,97 | 29,20 | 32,35 | 40,48 | 101,36 | 148,83 |
| S-W (p-valor) | 0,029 | <,001 | 0,002 | 0,641 | <,001 | <,001 | 0,127 | 0,081 | <,001 | 0,225 | 0,273 | <,001 | <,001 | <,001 |

H+Al – acidez potencial, SB – soma de bases, CTC – capacidade de troca catiônica a pH 7, CTCe - capacidade de troca catiônica efetiva, m – saturação por alumínio, V – saturação por bases, MOS - matéria orgânica do solo.

**FONTE**: Nascimento (2024).

O pH é um dos parâmetros mais sensíveis à presença de lixiviados em áreas de disposição inadequada de resíduos. Conforme Schlesinger (1997), a decomposição da matéria orgânica nos solos resulta na liberação de ácidos orgânicos, o que intensifica a acidificação do solo. Esse processo pode ser agravado pela presença de metais pesados, que aceleram a degradação de compostos orgânicos e promovem a liberação de prótons na solução do solo.

As análises de pH das amostras coletadas em Lábrea confirmam essa tendência, com variações significativas entre as camadas superficiais e profundas. A superfície apresenta um pH mais ácido, explicável pela maior decomposição da matéria orgânica, que libera ácidos orgânicos no perfil do solo (MCDOWELL e CONDRON, 2001). Essa acidificação não apenas reduz a disponibilidade de nutrientes essenciais, como o fósforo, mas também aumenta a mobilidade de metais pesados, que podem migrar para camadas mais profundas e contaminar os aquíferos (EMBRAPA, 2024).

Estatisticamente, a análise de pH revela uma assimetria acentuada e considerável variabilidade, especialmente nas camadas profundas, sugerindo que os lixiviados estão infiltrando o perfil do solo.

Em relação ao fósforo (P), as camadas superficiais (0-20 cm) apresentaram uma média de 135 mg/kg, enquanto nas camadas de 120-140 cm a média foi de apenas 2,13 mg/kg, indicando menor atividade biológica e conteúdo orgânico nas profundidades. A significativa variação nos níveis de P nas camadas superiores, com coeficiente de variação (CV) de 142,22%, reflete a disposição irregular de resíduos sólidos e a decomposição da matéria orgânica, resultando em fluxos de nutrientes inconsistentes (PAVINATO e ROSOLEM, 2015).

Em camadas mais profundas, a queda abrupta dos níveis de P sugere baixa mobilidade, devido à forte adsorção a minerais em solos ácidos ricos em ferro e alumínio (Parra et al., 2020).

A distribuição assimétrica positiva dos dados mostra que a maioria dos valores de P está concentrada em faixas mais baixas, com alguns outliers de concentrações elevadas. O teste de Shapiro-Wilk revelou que os dados não seguem uma distribuição normal ($p < 0,001$), evidenciando a heterogeneidade dos teores de P. Essa variabilidade é comum em solos de áreas de disposição de resíduos, onde a distribuição dos resíduos influencia a dispersão de nutrientes.

A análise dos cátions trocáveis, incluindo magnésio (Mg), cálcio (Ca), potássio (K) e sódio (Na), indicou a lixiviação desses nutrientes, especialmente nas áreas centrais do lixão. Almeida e Lopes (2017) destacam que a dinâmica dos cátions trocáveis é fundamental para a compreensão da fertilidade do solo, especialmente em cenários onde a decomposição de resíduos orgânicos influencia a liberação e disponibilidade de nutrientes. Concentrações elevadas de sódio, decorrentes da presença de resíduos inorgânicos, contribuem para a

sodicidade do solo, afetando negativamente sua estrutura e reduzindo a permeabilidade (SPOSITO, 2008).

A concentração de alumínio trocável ($Al^{3+}$) e a soma de hidrogênio e alumínio (H+Al) indicam a acidez potencial e a toxicidade do solo, que podem inibir o crescimento vegetal e reduzir a biodisponibilidade de nutrientes. A decomposição de matéria orgânica em áreas de disposição inadequada de resíduos acelera a acidificação, promovendo a liberação de alumínio em formas tóxicas, o que compromete a fertilidade do solo e a saúde das plantas (FOY, 1984).

Nos solos do lixão de Lábrea, os elevados níveis de H+Al e $Al^{3+}$ nas camadas superficiais sugerem que o processo de acidificação está liberando alumínio em concentrações tóxicas, comprometendo a capacidade do solo de sustentar a vegetação e intensificando a lixiviação de cátions essenciais, como cálcio e magnésio (SPOSITO, 2008).

Fageria (2001) aponta que a toxicidade do alumínio é uma das principais limitações ao crescimento de plantas em solos tropicais ácidos, tornando o manejo adequado essencial para mitigar os efeitos do alumínio trocável.

A soma de bases (SB), que representa a soma dos cátions trocáveis, está diretamente relacionada à fertilidade do solo. Conforme Van Raij (2011), em solos impactados por resíduos, ocorre um aumento inicial da SB nas camadas superiores, devido à liberação de cátions durante a decomposição. Contudo, a lixiviação desses cátions pode mover os nutrientes para camadas mais profundas ou para o lençol freático, conforme observado no lixão de Lábrea, onde os níveis elevados de SB nas camadas superficiais indicam uma fertilidade temporária. Entretanto, essa fertilidade pode ser ilusória, uma vez que a lixiviação de nutrientes pode esgotar o solo a longo prazo, especialmente em áreas com altas concentrações de sódio, que podem resultar em salinização (Gomes e Almeida, 2019).

A Capacidade de Troca de Cátions (CTC) é um fator crítico que influencia a fertilidade do solo, pois determina a capacidade do solo de reter e trocar cátions, que são essenciais para a nutrição das plantas. A decomposição da matéria orgânica afeta significativamente a CTC, pois pode liberar cátions na solução do solo, aumentando a disponibilidade de nutrientes (BRADY, WEIL, 2009).

A análise dos valores de CTC ao longo do perfil do solo do lixão revela que a disposição dos resíduos sólidos urbanos influencia diretamente a capacidade do solo de reter cátions. Camadas mais superficiais apresentam maior capacidade de retenção de nutrientes devido à decomposição da matéria orgânica, enquanto as camadas mais profundas, embora ainda

afetadas pelos lixiviados, demonstram uma capacidade reduzida de troca catiônica, o que pode impactar a fertilidade do solo em longo prazo.

A CTC é influenciada por diversos fatores, incluindo a quantidade e qualidade da matéria orgânica. A matéria orgânica, por sua vez, desempenha um papel fundamental na estruturação do solo e na formação de agregados, o que aumenta a capacidade do solo em reter nutrientes (Tisdall e Oades, 1982). Em solos com alta concentração de matéria orgânica, a CTC tende a ser maior, resultando em uma maior disponibilidade de nutrientes para as plantas (Brady e Weil, 2010).

Adicionalmente, a CTC é afetada pelo pH do solo. Em solos ácidos, como os encontrados na Amazônia, a solubilidade de cátions essenciais pode ser reduzida, impactando negativamente a fertilidade do solo (Hinsinger, 2001). No caso do lixão em Lábrea, é importante considerar que a decomposição de resíduos orgânicos pode liberar nutrientes, mas também pode levar à acidificação do solo, alterando a CTC e a dinâmica de nutrientes.

A análise da CTC no lixão de Lábrea-AM revela uma capacidade moderada de retenção de cátions, sugerindo que a fertilidade do solo pode ser comprometida pela contaminação e pela presença de resíduos sólidos. Compreender a dinâmica da CTC, em conjunto com outros parâmetros de qualidade do solo, é essencial para desenvolver estratégias de recuperação e manejo sustentável do solo em áreas afetadas por resíduos.

A capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe) reflete a habilidade do solo de reter e disponibilizar nutrientes para as plantas. Nos solos do lixão de Lábrea, a CTCe apresentou variações significativas entre as camadas, sendo menor nas camadas profundas, onde o impacto dos lixiviados é menor, mas mais elevada nas camadas superficiais. Isso pode ser explicado pela decomposição de matéria orgânica e pela liberação de cátions (como $Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, e $K^{+}$) associados ao lixiviado.

A porcentagem de saturação por alumínio (m) é um indicador importante da acidez e toxicidade do solo. Valores elevados de saturação por alumínio indicam que o solo tem uma alta proporção de alumínio em relação aos outros cátions, o que pode prejudicar o crescimento das plantas e diminuir a eficiência na absorção de nutrientes.

Nos solos do lixão de Lábrea, os níveis de saturação por alumínio são particularmente elevados nas camadas superficiais, o que é consistente com a acidez observada e a presença de alumínio trocável. Segundo SPOSITO (2008), essa condição exige atenção especial, pois solos com alta saturação por alumínio tendem a ter menor disponibilidade de nutrientes essenciais, além de apresentar maior risco de toxidez para a vegetação local.

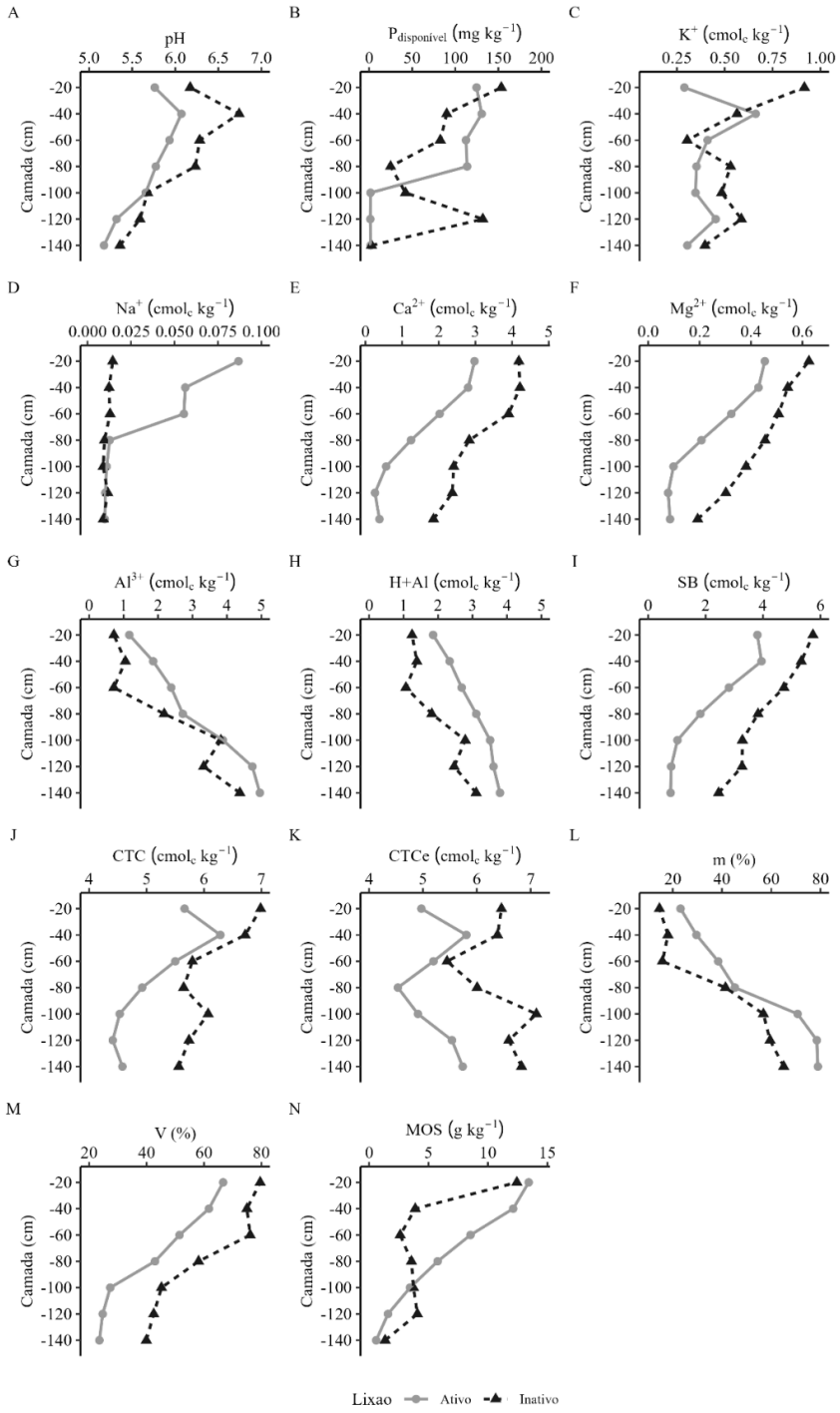
A porcentagem de saturação por bases (V) é a proporção da CTC ocupada por cátions como $Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, e $K^{+}$, e está diretamente ligada à fertilidade do solo. Quanto maior a saturação por bases, mais fértil tende a ser o solo, pois indica uma boa disponibilidade de nutrientes essenciais para as plantas.

Os dados de saturação por bases no lixão de Lábrea indicam níveis relativamente baixos nas camadas mais profundas, sugerindo que, embora haja um acúmulo temporário de nutrientes nas camadas superficiais, os lixiviados podem estar carregando esses nutrientes para fora do sistema. Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2008), essa situação pode resultar em uma fertilidade aparente, onde o solo parece fértil na superfície, mas é vulnerável à perda de nutrientes em profundidade.

Os níveis de matéria orgânica (MO) são significativamente elevados nas camadas superficiais, o que reflete a intensa decomposição de resíduos na área. Segundo Stevenson (1994), a matéria orgânica no solo tem um papel fundamental na dinâmica de nutrientes, especialmente em áreas de disposição inadequada de resíduos. O acúmulo de matéria orgânica nas camadas superficiais reflete a decomposição de compostos orgânicos, enquanto a lixiviação de nutrientes e contaminantes para camadas mais profundas sugere uma perda contínua de fertilidade.

As análises químicas realizadas no lixão de Lábrea revelam impactos substanciais na qualidade do solo, incluindo acidificação e acúmulo de fósforo nas camadas superficiais, além da lixiviação de cátions trocáveis. A infiltração de lixiviados em camadas profundas sugere riscos de contaminação de aquíferos, o que representa uma ameaça à qualidade da água na região. Almeida (2009) ressalta a importância de barreiras de contenção para lixiviados e sistemas de cobertura adequados para reduzir a infiltração de contaminantes. Monitoramentos contínuos dos parâmetros químicos do solo e da água subterrânea são essenciais para garantir a sustentabilidade ambiental a longo prazo e prevenir a degradação do ecossistema amazônico.

A distribuição vertical dos atributos químicos é representada na Figura 4, que mostra como esses atributos variam com a profundidade do solo sob diferentes condições (lixão ativo e inativo).




H+Al – Acidez potencial, SB – Soma de Bases, CTC – capacidade de troca catiônica, CTCe – capacidade de troca catiônica efetiva, m – saturação por alumínio, V – Saturação por bases, MOS – matéria orgânica do solo.

**FONTE**: Nascimento (2024).

**Figura 5** - Atributos químicos de solo sob lixão ativo e inativo no município de Lábrea, Amazônia Ocidental, Brasil.

A análise da distribuição vertical dos atributos químicos do solo nas áreas de lixão novo e velho revela variações importantes nos parâmetros avaliados ao longo da profundidade. O pH do solo (Gráfico A) apresenta um aumento com a profundidade tanto no solo ativo quanto no inativo, sendo ligeiramente maior no lixão inativo nas camadas superficiais. Esse comportamento pode estar relacionado ao processo de decomposição de matéria orgânica, que libera compostos ácidos nos primeiros estágios, mas, à medida que o tempo passa, a alcalinização pode ocorrer em solos mais antigos devido à estabilização dos resíduos.

A concentração de fósforo disponível (Gráfico B) é significativamente maior nas camadas superficiais do solo ativo, diminuindo com a profundidade. Esse resultado pode ser explicado pela maior quantidade de matéria orgânica em decomposição em lixões novos, que libera fósforo para o solo. Bindá et al. (2022) relatam que o aumento na disponibilidade de fósforo em solos recentes de aterros está intimamente ligado à decomposição da matéria orgânica.

O teor de potássio (Gráfico C) também é mais elevado nas camadas superficiais do solo ativo, o que pode ser atribuído à rápida decomposição de resíduos ricos nesse nutriente. Estudos como o de Freire (2024) corrobora essa observação, indicando que o $K^+$ é liberado em maior quantidade em solos de aterros jovens.

O sódio (Gráfico D) apresenta concentrações relativamente baixas em ambos os solos, mas uma leve elevação pode ser observada nas camadas mais profundas do solo ativo. A mobilidade do sódio, frequentemente associada ao lixiviado, é mais pronunciada em solos de lixões novos, conforme discutido por Da Silveira (2024), que relacionam esse comportamento ao transporte de sais solúveis para camadas mais profundas.

O cálcio (Gráfico E) e o magnésio (Gráfico F) seguem um padrão semelhante, com concentrações mais elevadas nas camadas superficiais do solo ativo. Esses cátions são liberados pela decomposição da matéria orgânica, conforme relatado por Correia (2020), que observaram maiores teores de cálcio e magnésio em solos de lixões mais recentes.

O alumínio (Gráfico G) é mais abundante nas camadas profundas do solo inativo, provavelmente devido à acidificação progressiva ao longo do tempo. Barros et al. (2017) explicam que a solubilidade do alumínio aumenta em solos ácidos, o que pode justificar sua maior presença em lixões antigos.

A acidez trocável (Gráfico H) é mais pronunciada no solo ativo, especialmente nas camadas superficiais, em função da formação recente de ácidos orgânicos provenientes da decomposição de resíduos. Esse comportamento é amplamente discutido por Lima et al. (2018),

que destacam a importância da acidez trocável como indicador da atividade biológica em solos de aterros.

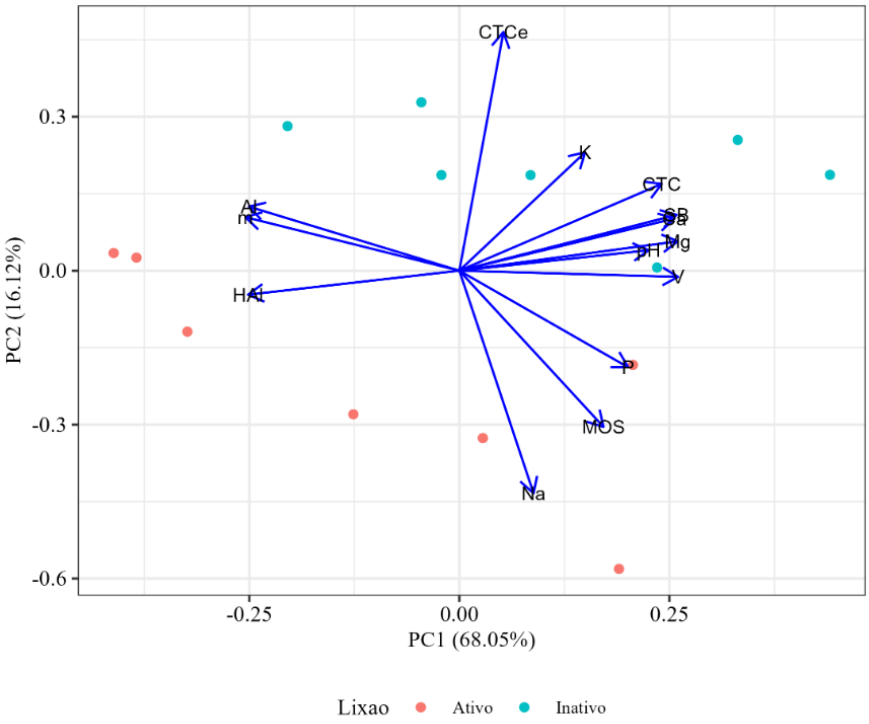
A soma de bases (Gráfico I), que abrange cálcio, magnésio e potássio, é mais elevada nas camadas superiores do solo ativo, indicando uma maior fertilidade. Estudos, como o de Santos et al. (2019), mostram que solos em lixões novos frequentemente apresentam uma soma de bases elevada, devido à presença de resíduos frescos. Outros autores, como Lima et al. (2021), corroboram essa observação, ressaltando que a decomposição de materiais orgânicos em áreas de disposição de resíduos contribui para o aumento da fertilidade do solo.

A capacidade de troca de cátions (CTC, Gráficos J e K) e a CTC efetiva são mais elevadas no solo ativo, refletindo a maior quantidade de matéria orgânica e sua capacidade de reter nutrientes. Gomes et al. (2015) explicam que a CTC está diretamente relacionada à quantidade de matéria orgânica presente no solo, sendo um indicativo da fertilidade em solos mais jovens.

A saturação por bases (Gráfico M) é substancialmente maior no solo ativo, especialmente nas camadas superficiais, reforçando a ideia de maior disponibilidade de cátions trocáveis nesse tipo de solo. Silva et al. (2015) identificam essa variável como um importante indicativo da fertilidade do solo em áreas de aterro.

Por fim, a matéria orgânica do solo (MOS, Gráfico N) é significativamente maior nas camadas superiores do solo ativo, reflexo da decomposição recente de resíduos. Ferreira et al. (2016) mostram que, em lixões novos, a MOS é mais abundante devido ao processo ativo de decomposição de resíduos, enquanto em lixões mais antigos, esse processo já está em fase de estabilização.

Esses resultados indicam que o lixão novo apresentou maior disponibilidade de nutrientes e matéria orgânica nas camadas superficiais do solo, enquanto os lixões antigos, devido ao maior tempo de degradação, tendem a apresentar maior acidificação e mobilidade de cátions como o alumínio nas camadas mais profundas.




**FONTE**: Nascimento (2024).

**Figura 6**- Distribuição dos escores da análise de componentes principais (PCA) dos atributos químicos do solo sob lixão.

A análise de componentes principais (PCA) dos atributos químicos do solo, representada na Figura 6, permite visualizar as variações dos atributos químicos entre o lixão novo (ativo) e o lixão velho (inativo). Essa abordagem estatística facilita a identificação de padrões e a compreensão da relação entre os diferentes atributos do solo em função da atividade do lixão. A PCA revelou que as variáveis principais, PC1 e PC2, explicam 68,05% e 16,12% da variação total, respectivamente, totalizando 84,17% de explicação.

No gráfico, as variáveis químicas como CTC, CTC efetiva (CTCe), soma de bases (SB), potássio (K), magnésio (Mg) e fósforo (P) estão mais relacionadas ao lixão ativo, localizadas no quadrante positivo de PC1, indicando maior influência dessas variáveis em solos de lixões mais novos. Isso pode estar relacionado à presença mais recente de resíduos orgânicos e inorgânicos em decomposição, que liberam nutrientes como potássio e fósforo, aumentando a capacidade de troca de cátions e a fertilidade do solo. Silva et al. (2018) apontam que solos de aterros novos frequentemente apresentam maior disponibilidade de nutrientes devido à decomposição ativa de resíduos.

A matéria orgânica do solo (MOS), o sódio (Na) e o alumínio (Al) também se destacam em solos de lixões ativos, mas estão localizados no quadrante inferior do gráfico de PC1. Isso indica que, apesar de presentes em maiores quantidades no solo ativo, essas variáveis não se

correlacionam fortemente com a fertilidade e a capacidade de troca de cátions, sugerindo que a matéria orgânica está em fase de decomposição recente. De acordo com Melo et al. (2017), a MOS e o Na são elementos característicos de solos em processo de decomposição ativa, especialmente em lixões recentes.

Por outro lado, no lixão inativo, variáveis como acidez trocável ($H^+Al^+$), alumínio trocável ($Al^{3+}$) e pH se destacam, estando mais associadas ao quadrante negativo de PC1 e ao PC2 positivo. Esse comportamento sugere que solos de lixões mais antigos tendem a ser mais ácidos e com maior concentração de alumínio trocável nas camadas mais profundas, corroborando estudos como os de Barros et al. (2016), que mostram que lixões mais velhos tendem a apresentar maior acidificação devido à decomposição avançada e à presença de lixiviados.

A distribuição dos pontos correspondentes às amostras de solos, diferenciadas em lixão ativo (representado pelos pontos vermelhos) e lixão inativo (representado pelos pontos azuis), reforça as observações acima. Enquanto o lixão ativo apresenta maior dispersão de variáveis ligadas à fertilidade do solo, o lixão inativo está mais associado a variáveis indicativas de solos ácidos e estabilizados. Correia (2020) indica que essa distinção clara entre os solos de lixões novos e antigos pode ser explicada pela evolução dos processos de decomposição e estabilização de resíduos ao longo do tempo.

Em conclusão, a análise de componentes principais revelou que o lixão novo está fortemente associado a variáveis químicas ligadas à fertilidade, como K, P, Mg e CTC, enquanto o lixão velho apresenta maior correlação com variáveis de acidez e alumínio. Essas distinções refletem o impacto temporal dos resíduos sobre os atributos químicos do solo, o que pode influenciar a gestão e a recuperação dessas áreas.

A tabela 22 traz o resumo dos PC, e conforme apresentado A análise de componentes principais (PCA) dos atributos químicos do solo sob áreas de lixão ativo e inativo revelou uma distinção clara entre os fatores que influenciam a variância explicada.

O primeiro componente principal (PC1) explicou 68,05% da variância total, enquanto o segundo componente (PC2) contribuiu com 16,12%, resultando em um total de 84,17% da variância acumulada. A maior parte da variação nos atributos químicos do solo foi atribuída ao PC1, que está fortemente relacionado com variáveis associadas à fertilidade, como cálcio ($Ca^{2+}$), magnésio ($Mg^{2+}$), soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions (CTC), saturação por bases (V) e fósforo disponível (P).

**Tabela 9**- Análise de componentes principais, autovalores e variâncias acumulada.

| Componentes principais | PC1 | PC2 |
|---|---|---|
| **Autovalor** | 9.527 | 2.257 |
| Variância explicada (%) | 68.049 | 16.119 |
| Variância explicada acumulada (%) | 68.049 | 84.167 |
| **Variáveis** | | |
| pH | 0.849 | 0.073 |
| P disponível | 0.758 | -0.346 |
| H+Al | -0.944 | 0.229 |
| $Al^{3+}$ | -0.948 | -0.086 |
| $K^{+}$ | 0.564 | 0.423 |
| $Na^{+}$ | 0.333 | -0.796 |
| $Ca^{2+}$ | 0.965 | 0.186 |
| $Mg^{2+}$ | 0.98 | 0.105 |
| SB | 0.975 | 0.200 |
| CTC | 0.908 | 0.310 |
| CTCe | 0.198 | 0.853 |
| M | -0.960 | 0.191 |
| V | 0.982 | -0.022 |
| MOS | 0.647 | -0.559 |

**FONTE**: Nascimento (2024).

Esses resultados indicam que os solos de lixões novos, ainda em decomposição ativa, são caracterizados por maior fertilidade, com maior concentração de nutrientes disponíveis no solo. Por exemplo, o cálcio e o magnésio apresentaram as maiores correlações positivas com o PC1 (0,965 e 0,98, respectivamente), demonstrando que esses elementos estão mais presentes nos solos dos lixões mais novos.

Além disso, as variáveis relacionadas à acidez, como $H^{+}Al^{+}$ e alumínio trocável ($Al^{3+}$), mostraram correlações negativas com o PC1 (-0,944 e -0,948, respectivamente), sugerindo que os solos de lixões mais antigos são mais ácidos e menos férteis. Isso se alinha com a literatura, que indica que, em lixões mais antigos, a decomposição avançada de resíduos e a percolação de lixiviados ácidos promovem a acidificação do solo, levando a uma menor disponibilidade de nutrientes. Por outro lado, o PC2 destacou-se por estar fortemente correlacionado com a capacidade de troca de cátions efetiva (CTCe), que apresentou um coeficiente de 0,853, indicando que essa variável é importante para a diferenciação entre solos de lixões em diferentes estágios de degradação.

A análise dos escores dos componentes principais também sugere que variáveis como sódio ($Na^{+}$) desempenham um papel significativo na diferenciação dos solos, especialmente em lixões mais antigos, onde a acumulação de sódio pode indicar processos de salinização. A correlação negativa de $Na^{+}$ com o PC2 (-0,796) sugere que esses solos tendem a acumular sais,

especialmente em áreas onde lixiviados salinos se infiltram ao longo do tempo, um fenômeno observado em estudos de solos de lixões em fase avançada de degradação.

Portanto, os resultados da PCA confirmam que os solos de lixões novos são caracterizados por maior fertilidade devido à decomposição ativa de matéria orgânica, o que libera nutrientes como cálcio, magnésio, fósforo e potássio. Em contrapartida, os solos de lixões antigos são marcados por maior acidez e processos de salinização, refletindo os efeitos de longo prazo da degradação dos resíduos e da infiltração de lixiviados ácidos. Essa distinção entre solos de lixões novos e antigos está em conformidade com a literatura existente, que identifica a acidificação e a lixiviação de nutrientes como processos chave na evolução química dos solos em áreas de aterros sanitários.

Em conclusão, a análise de componentes principais foi uma ferramenta eficaz para identificar os principais fatores que influenciam a variabilidade nos atributos químicos dos solos de lixões, permitindo uma distinção clara entre áreas de lixão ativo e inativo. A associação dos principais componentes com variáveis como cálcio, magnésio, sódio, pH e acidez potencial sugere que as mudanças químicas no solo estão diretamente relacionadas ao estágio de decomposição dos resíduos e à atividade dos lixões. Dessa forma, essa análise fornece informações cruciais para o manejo de solos sob influência de lixões e pode orientar futuras intervenções voltadas à recuperação dessas áreas degradadas.

### 4.3. Resultados das Análises Físicas, Químicas e Bacteriológicas da água

O igarapé, de acordo com suas características, foi classificado como águas doces de classe II, no qual podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato (CONAMA, 2005).

**Tabela 10**- Parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos da água

| Parâmetro | Unidade | Ponto A | Ponto B | Ponto C | V.M.P |
|---|---|---|---|---|---|
| T | (°C) | 28,2 | 27,7 | 27,5 | - |
| C.E | ($\mu Scm^{-1}$) | 56,5 | 210,5 | 50,0 | - |
| Salinidade | (mg $L^{-1}$) | 28,0 | 105,0 | 25,0 | 0,5 ‰ |
| S.T.D | (mg $L^{-1}$) | 28,0 | 105,0 | 25,0 | 500 |
| Turbidez | (UNT) | 23,2 | 44,25 | 13,0 | 100 |
| Cor Aparente | (mg $L^{-1}$) | 167,0 | 248,5 | 92,5 | - |
| Cor Verdadeira | (mg $L^{-1}$) | 14,5 | 33,5 | 15,5 | ≤75 |
| Sólidos Totais | (mg $L^{-1}$) | 80,0 | 180,0 | 70,0 | - |
| OD | (mg $L^{-1}$) | 0,40 | 2,40 | 0,67 | ≥ 5 |
| SAT | (%) | 4,8 | 30,4 | 9,2 | - |
| pH | - | 5,78 | 6,14 | 6,01 | 6 a 9 |
| ALC | (mg $L^{-1}$) | 253 | 69 | 20 | - |
| Dureza Total | (mg $L^{-1}$) | <60 | 63 | 85 | - |
| $SO_4$ | (mg$L^{-1}$) | 4 | 9 | 5 | 250 |
| Fe Total | (mg $L^{-1}$) | 10,8 | 14,13 | 5,85 | 0,3 |
| $NH_3$ | (mg $L^{-1}$) | <0,02 | <0,02 | <0,02 | 3,7 |
| $NO_2$ | (mg $L^{-1}$) | <0,02 | <0,02 | <0,02 | 1,0 |
| $NO_3$ | (mg $L^{-1}$) | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 10,0 |
| NT | (mg $L^{-1}$) | <0,12 | <0,12 | <0,12 | 3,7 |
| P Total | (mg $L^{-1}$) | 0,097 | 0,123 | 0,102 | ≤ 0,030 |
| DBO | (mg $L^{-1}$) | <2,0 | 42,2 | <2,0 | ≤5 |
| Col. termotolerantes | NMP/100 ml | $8,0x10^2$ | $2,9x10^3$ | $3,9x10^3$ | $1,0x10^3$ |

T: Temperatura; CE: Condutividade elétrica; STD: Sólidos totais dissolvidos; OD: oxigênio dissolvido; SAT: saturação; ALC: Alcalinidade; $SO_4$: sulfato; Fe: ferro; $NH_3$: Amônia; $NO_2^-$: Nitrito; $NO_3^-$: Nitrato; NT: Nitrogênio total; P: fosforo; V.M.P.: valor máximo permitido.

**FONTE**: Nascimento (2023)

A avaliação da qualidade da água revelou variações significativas nos parâmetros analisados, com destaque para a temperatura. Observou-se que a temperatura não está incluída nos parâmetros organolépticos de potabilidade conforme estabelecido pela Portaria MS n. 537/2005. No entanto, foi identificada uma variação entre 27,5°C e 28,2°C, corroborando com os achados de Batista (2022) no rio Caititu, em Lábrea-AM, onde as temperaturas oscilaram entre 26,30°C e 28,70°C. Essa consistência sugere uma uniformidade nos padrões térmicos da região, possivelmente influenciada por fatores ambientais comuns.

Comparando esses resultados com a pesquisa de Silva et al. (2023) sobre a contaminação da água em um lixão desativado em Arroio Dourado–Foz do Iguaçu-PR, observamos uma complementaridade significativa. Nesse estudo, as temperaturas variaram entre 23°C e 28°C. A semelhança nas faixas térmicas, apesar das diferentes localizações geográficas, indica que os impactos ambientais, como a contaminação resultante de atividades humanas, podem exercer influências similares nos padrões térmicos da água.

A região de Lábrea experimenta duas estações ao longo do ano: a estação chuvosa (inverno) de novembro a março, com temperaturas mais amenas; e a estação seca (verão) de maio a setembro. Abril e outubro são meses de transição, apresentando valores compatíveis com as estações chuvosa e seca (SILVA et al., 2008). Devido a essas condições, as temperaturas médias anuais dos rios na região variam entre 22°C e 28°C (SILVA, 2016). Segundo Thomaz et al. (2023), as variações na temperatura da água podem resultar de influências tanto antropogênicas quanto naturais.

A condutividade elétrica representa a capacidade da água natural de transmitir corrente elétrica. A sua origem pode ocorrer pela presença de substâncias dissolvidas e pela dissolução de ânions e cátions. Pode ser um indicador de lançamento de efluentes, porém não faz parte dos parâmetros padrão de potabilidade nas leis brasileira (FUNASA, 2014).

Segundo a Cetesb (2009), níveis superiores a 100 µs/cm indicam ambientes impactados negativamente. Os resultados para as amostras A e C apresentaram condutividade elétrica inferior ao limite proposto pela CETESB (> 100 µS/cm), com valores de 56,5 µS/cm e 50,0 µS/cm, respectivamente. Entretanto, a amostra B, apresentou uma CE de 210,5 µS/cm, sugere variações na concentração de íons na água.

De acordo com Soares (2022) a condutividade elétrica é um parâmetro que pode mostrar modificações na composição dos corpos d'água, mas não especifica quantidades e componentes, dessa forma é caracterizada como um importante parâmetro para controlar e determinar o estado e a qualidade da água. Assim, a condutividade elétrica está diretamente relacionada com o parâmetro de salinidade, ou seja, com a quantidade de sais dissolvidos na água.

Em relação a salinidade, é definida como a medida dos teores de sais dissolvidos na água. Possui comportamento semelhante a condutividade, tende a aumentar nas épocas mais quentes e secas do ano, devido à maior evaporação da água (MELLO et al, 2020). Nas amostras, os valores variaram entre 25,0 mg/L e 105,0 mg/L, com as amostras apresentando valores significativamente menor de 0,5‰ (partes por mil). Estes valores indicam que as amostras estão

dentro dos níveis normais para água doce, embora a amostra de 105,0 mg/L sugira um ambiente com maior presença de sais dissolvidos.

No que concerne a turbidez da água, que é uma medida da claridade visual e refere-se à quantidade de partículas em suspensão na água. Essas partículas podem incluir sedimentos, argila, matéria orgânica e microrganismos. Níveis elevados de turbidez podem afetar a vida aquática, pois reduzem a penetração da luz solar na água, prejudicando a fotossíntese das plantas aquáticas e, consequentemente, a produção de oxigênio. Além disso, a presença de partículas em suspensão pode favorecer a adesão de poluentes químicos, como metais pesados e agroquímicos, impactando a qualidade da água e a saúde dos ecossistemas aquáticos (PINHEIRO et al., 2014). Os resultados obtidos estiveram dentro dos padrões do CONAMA 357, que estabelece um limite de turbidez de 100 NTU.

A cor é um parâmetro a ser avaliado dentro da legislação, como base para estudos de qualidade da água para potabilidade e consumo humano (PIRATOBA et al, 2017). A cor pode ter origem natural, devido a decomposição da matéria orgânica presente na mesma ou da presença de metais de ferro e/ou manganês, como também pode ter origem antrópica, devido ao descarte de efluentes domésticos e industriais (BEZERRA et al, 2018).

A presença de uma cor elevada da água, principalmente a destinada ao consumo humano, não é permitido pela legislação brasileira. O valor máximo permitido de 75 mg Pt/L para cor verdadeira em águas de Classe 2, que é o caso do córrego em estudo de Lábrea-Am (CONAMA, 2005).

A Secretaria de Vigilância em Saúde (BRASIL, 2006), determina, para efeito de caracterização de águas para abastecimento, a distinção entre cor aparente e cor verdadeira, a primeira leva em consideração as partículas suspensas presentes na água, já a segunda é determinada após filtração da amostra. Assim, não temos um valor de referência para a cor aparente, somente para a cor verdadeira, no qual ficou dentro dos padrões estabelecidos pela norma vigente.

Com base nos valores de sólidos totais dissolvidos das amostras verifica-se que esse parâmetro variou entre 25 mg/L a 105 mg/L, essas concentrações estão em conformidade com os padrões de normalidade estabelecidos pela Resolução Conama nº 357/2005. Os valores obtidos corroboram os resultados obtidos por Silva (2016) na área de influência do lixão de Salinópolis, PA onde encontrou valores de 11 a 95 mg/L. É importante salientar que uma alta concentração desses sólidos dissolvidos pode influenciar negativamente o sabor da água (SOARES et al., 2023).

Sólidos dissolvidos são formados por partículas que permanecem em solução mesmo após a filtração, a entrada destes na água pode ocorrer de forma natural (processos erosivos, organismos e detritos orgânicos) ou antropogênica (lançamento de lixos e esgotos) (GASPAROTTO, 2011).

Oxigênio dissolvido é a quantidade de oxigênio presente na água em forma molecular ($O_2$) e é essencial para a respiração e sobrevivência dos organismos aquáticos. A disponibilidade de oxigênio na água é influenciada por vários fatores, incluindo a temperatura, a pressão atmosférica, a agitação da água e a presença de organismos que consomem oxigênio (SILVA, 2024). Valores adequados de oxigênio dissolvido são necessários para manter a vida aquática saudável e equilibrada. Nas amostras A, B e C o oxigênio está abaixo do permitido pela resolução vigente com valores de 0,40 mg/L, 2,40 mg/L e 0,67 mg/L.

Quanto aos valores de saturação de oxigênio dissolvido (4,8%; 30,4% e 9,2%) percebe-se que está com baixa saturação. Valores inferiores a 60% de saturação indicam que se trata de um ambiente pobre em oxigênio dissolvido, possivelmente devido ao aumento de temperatura de água e menor dissolução do oxigênio, ou a atividade biológica no ambiente pode ter consumido o OD (JÚNIOR et al, 2024).

Uma boa saturação é essencial para a manutenção da vida aquática, que, por sua vez, contribui para a preservação do ecossistema ao redor do complexo arqueológico. Águas com níveis adequados de oxigênio dissolvido podem suportar uma biodiversidade saudável, contribuindo para a sustentabilidade ecológica da região (SILVA, 2024).

O pH representa a concentração de íons indicando a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. De acordo com CETESB (2007), a influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies, o efeito indireto do pH está na condição de contribuir para a precipitação ou para a solubilização de elementos químicos tóxicos como metais pesados. Desta forma a amostra A teve valores abaixo de 6 configurando-a como uma água ácida, a amostra B e C apresentaram pH acima de 6 (6,14 e 6,01 respectivamente) estando dentro do permitido pela legislação.

A alcalinidade é uma medida que indica a quantidade de íons em uma amostra de água que tem a capacidade de neutralizar íons hidrônio ($H3O^+$). Os principais componentes que contribuem para a alcalinidade são os bicarbonatos ($HCO^-_3$), carbonatos ($CO^{2-}_3$) e hidróxidos ($OH^-$). Esses íons têm a capacidade de reagir com os íons hidrônio, agindo como agentes neutralizadores, o que influencia o nível de alcalinidade na água (SANTOS et al., 2023).

Neste contexto, os valores de alcalinidade encontrados foram 253 mg/L, 69 mg/L e 20 mg/L. Este parâmetro não tem significado sanitário para potabilidade, mas se encontrado em níveis de concentração elevado, confere a água um sabor amargo (SOARES, 2022).

As concentrações de dureza total para as amostras A, B e C foram de <60,63 e 85 $mg.L^{-1}$ respectivamente, a resolução CONAMA 357/2005 não estipula valor de referência para este parâmetro. Entretanto, decreto-lei nº 306/2007, de 27 de agosto, que estabelece o regime da qualidade da água destinada ao consumo humano, tendo por objetivo proteger a saúde humana dos efeitos nocivos resultantes da eventual contaminação dessa água, recomenda na nota 4 parte III, que a dureza total em carbonato de cálcio esteja compreendida entre 150 mg/L e 500 mg/L de CaCO3. Deste modo, os valores das amostras se apresentaram inferiores ao valor máximo permitido pela normativa em todos os pontos amostrados na pesquisa.

Segundo o relatório da Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas (APDA), uma água é designada por água muito dura quando apresenta uma concentração em carbonato de cálcio superior a 180 mg/L; dura com concentração entre 120 e 180 mg/L, moderadamente dura entre 60-120 mg/L e macia quando os teores em carbonato de cálcio são >60 mg/L (APDA, 2013).

A dureza total indica da presença de sais alcalinos terrosos (cálcio e magnésio), ou de outros metais bivalentes, em menor intensidade e teores elevados na água, causa sabor desagradável e efeitos laxativos, reduz a formação da espuma do sabão e provoca incrustações nas tubulações e caldeiras (LUCIANO et al., 2024).

As concentrações de sulfatos podem auxiliar no diagnóstico de contaminações por compostos químicos (TORRES et al, 2017), onde níveis elevados de sulfato podem causar problemas de gosto e odor na água. Mediante a este contexto, os valores encontrados foram 4 mg/L, 9 mg/L e 5 mg/L, com um valor limite estabelecido em 250 mg/L. Todos os valores medidos estão bem abaixo do limite máximo permitido, sugerindo que não há uma contaminação significativa por sulfatos. Resultados parecidos foram encontrados nos estudos de Silva et al, (2023) em estudos da contaminação da água superficial e subterrânea de um lixão desativado em Arroio Dourado, os quais foram determinados em pequenas frações, sendo insignificante sua representatividade.

O ferro também é um parâmetro de análise de contaminação da água por efluentes domésticos e industriais, porém, assim como os demais parâmetros, também pode ter sua origem natural, principalmente devido a composição do solo (BEZERRA et al., 2018). Valores altos de Ferro na água conferem cor e sabor desagradável, causam manchas em tecidos entre

outros prejuízos (BEZERRA et al., 2018). Nas amostras analisadas o teor de Fe (10,8; 14,13 e 5,85 mg/L) é acima do permitido pela resolução Conama nº 357/2005.

O excesso de ferro na água constitui risco para saúde. Está incluso no padrão de potabilidade por alterar as características organolépticas e causar repulsa psicológica ao consumidor, pois depois de oxidado, contribui para a elevação da cor, cheiro e gosto aparente. Em ambientes oxidantes o $Fe^{2+}$ passa a $Fe^{3+}$ dando origem ao hidróxido férrico que é insolúvel e se precipita, tingindo fortemente a água, além de atribuir gosto e cheiro de ferrugem (SOARES e COSTA, 2020).

A amônia é formada pela decomposição tanto aeróbica como anaeróbica da parte nitrogenada da matéria orgânica por organismos heterotróficos. Desta forma, a principal fonte deste composto no ambiente aquático se dá por meio de despejos de esgoto doméstico, lançado in natura no corpo hídrico (MAIA e SILVA, 2022).

De acordo com o CONAMA 357/2005, o limite para nitrogênio amoniacal em água de classe II pode variar de acordo com o pH do corpo hídrico, dessa forma nos pontos em estudo o valor máximo permitido é 3,7mg/L N, para pH $\leq$ 7,5. Assim, ao analisar os valores de amônia, levando em consideração o trecho em estudo, nas amostras A, B e C apresentaram uma concentração de <0,02 $mg.L^{-1}$ em todos os pontos, muito abaixo do permitido.

O nitrito representa uma fase intermediária entre a amônia e o nitrato. Sua presença em água indica processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica recente, sendo suas concentrações influenciadas pela disponibilidade de oxigênio dissolvido, uma baixa concentração de OD acelera o processo de desnitrificação (passagem do nitrato a nitrogênio gasoso) reduzindo assim a concentração de nitrato e aumentando as de nitrito. (MAIA e SILVA, 2022).

A concentração do nitrito em todas as amostras foram de <0,02 $mg.L^{-1}$, apresentando valores inferior ao valor máximo permitido pela resolução CONAMA 357/2005, para classe II no qual o limite permitido é de 1,0 $mg.L^{-1}$. Valores semelhantes foram observados em estudo de Maia e Silva (2022) que encontraram valores de 0,0 $mg.L^{-1}$ a 0,42 $mg.L^{-1}$ em um trecho do rio Cocó sob influência do lixão do Jangurussu em Fortaleza-CE.

Os nitratos, normalmente encontrados na água são oriundos de fontes naturais que incluem as rochas ígneas, drenagem da terra e decomposição de plantas e tecidos animais. Os nitratos provenientes do solo chegam mais rapidamente aos corpos de água do que outros nutrientes (PINTO-COELHO e ISLA, 2023).

Apesar de serem nutrientes essenciais para as plantas, podem, em excesso, causar problemas significativos na água, isto é, juntamente com o fósforo, podem acelerar a

eutrofização dos corpos de água. A quantidade natural de nitrato e amônia em águas superficiais é baixa (< 1mg/L). Concentrações acima de 5mg/L NO3 – normalmente indicam poluição por fertilizantes usados na agricultura, ou dejetos humanos e animais. As amostras apresentaram concentração de Nitrato e amônia abaixo do valor permitido.

Os resultados obtidos para o parâmetro de nitrogênio total demonstram o mesmo valor de <0,12 nos três pontos de amostragem. Esses valores corroboram com os achados de Soares et al, (2023) que encontraram variação de valores de <0,5 a 0,91 na influência do lixão do município de Lábrea/AM na contaminação do corpo hídrico. Este valor está abaixo do valor de referência segundo a Resolução Conama nº 357/2005 (BRASIL, 2005), é crucial manter uma vigilância contínua sobre os níveis de nitrogênio, a fim de prevenir possíveis problemas de contaminação, uma vez que o nitrogênio é um dos contaminantes mais importantes presentes nas águas residuárias.

O nitrogênio chega aos diferentes corpos d'água na forma de amônio, nitrito e nitrato, criando problemas de toxicidade à flora e fauna aquática, diminuição da concentração de oxigênio dissolvido (OD), eutrofização e outros problemas que também afetam a saúde humana (ZOPPAS et al., 2016).

No caso do fósforo, os pontos analisados A, B e C apresentaram concentrações de 0,097; 0,123 e 0,102 mg/L, mostrando-se acima dos valores máximos (≤ 0,030) permitidos pela resolução CONAMA nº 357/2005. Elevadas concentrações de fósforo são preocupantes devido ao processo de eutrofização, que tem relação com o crescimento desordenado e explosivo de algas e macrófitas, que pode comprometer o desenvolvimento dos peixes (OSTI et al., 2024). Esses valores corroboram com os achados de Silva; Marque e Souza (2024) que encontraram valores de fosforo acima do permitido pela legislação.

O parâmetro DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) é utilizado para indicar a presença de matéria orgânica na água. Sabe-se que a matéria orgânica é responsável pelo principal problema de poluição das águas, que é a redução na concentração de oxigênio dissolvido. Isso ocorre como consequência da atividade respiratória das bactérias para a estabilização da matéria orgânica (COSTA et al., 2021).

Os valores de DBO, na maioria de pontos (A e C) avaliados estiveram abaixo do valor máximo permissível (5 mg/L) para águas doces de classe 2 (Resolução CONAMA 357/2005). Entretanto a amostra B apresentou valores muito elevado (42,2 mg/L), estando acima do permitido.

No que concerne a avaliação de coliforme termotolerantes, todas as amostras analisadas foram detectadas a presença destes, no qual todas superaram o valor permitido pela Resolução

Conama nº 357/2005 (BRASIL, 2005). Esses valores corroboram com os achados de Soares et al., (2023), no qual encontraram valores superior ($9,5x10^{+4}$) em um ponto a montante do mesmo lixão supracitado. Silva (2019) relatou para o antigo lixão de Maceió, concentrações de coliformes termotolerantes acima do que é preconizado pela referida lei em vigência. Altos níveis de coliformes termotolerantes podem estar relacionados com alta concentração de matéria orgânica e a lixiviação dos efluentes líquidos.

Assim, os resultados da análise bacteriológica revelaram níveis significativos de coliformes fecais, indicando contaminação microbiológica na área de estudo. Essa contaminação representa um risco para a saúde humana e sugere a necessidade de medidas corretivas na gestão de resíduos.

A complexidade para alcançar a sustentabilidade desse sistema de gerenciamento de resíduos sólidos, relaciona-se às considerações econômicas, sociais e ambientais envolvidas nos processos. Os dados e informações obtidas são importantes para planejar políticas locais, alocação do orçamento, analisar quais tecnologias são apropriadas e consequentemente selecionar parcerias estratégicas para a gestão (SILVA et al., 2024).

### 4.4. IQA do Corpo d'água Próximo ao Lixão

**Tabela 11** - Valores do IQA encontrado nos diversos pontos

| Amostras | IQA | Classificação |
|---|---|---|
| | | NSF (IGAM-MG) / CETESB |
| **A** | 40 | Ruim/Aceitável |
| **B** | 32 | Ruim |
| **C** | 40 | Ruim/Aceitável |

**FONTE**: Nascimento (2024).

O cálculo do Índice de Qualidade da Água consolidou os diversos parâmetros analisados em uma métrica única. O IQA resultante foi de 40, 32 e 40 paras as amostras A, B e C respectivamente, indicando que o córrego nas remanescentes do lixão de Lábrea-AM está em uma condição de qualidade de água que varia entre "Ruim" e "Ruim/Aceitável", necessitando de ações imediatas para mitigar a poluição e melhorar a saúde ambiental da área. Devido à influência principalmente aos teores de coliformes termotolerantes, fósforo, DBO, OD e turbidez, corroborando com Moraes et al. (2017).

A presença do lixão nas proximidades é uma fonte significativa de contaminação, contribuindo com nutrientes excessivos (como fósforo e nitrato) e matéria orgânica que aumentam a DBO. As amostras despontam sinais claros de contaminação por matéria orgânica (indicada pelos altos valores de DBO e coliformes termotolerantes) e metais pesados (como ferro). Isso é consistente com a proximidade do lixão.

Os níveis baixos de oxigênio dissolvido são críticos e indicam que a água tem capacidade limitada de suportar vida aquática. Altos níveis de fósforo podem levar à eutrofização, que é a proliferação excessiva de algas e plantas aquáticas, resultando em deterioração da qualidade da água.

Medidas de controle de poluição, como o tratamento adequado dos resíduos no lixão, são essenciais. Programas de monitoramento contínuo devem ser implementados para avaliar a eficácia das intervenções e garantir a melhoria da qualidade da água ao longo do tempo.

## 5. Conclusão e Recomendações

As conclusões deste estudo demonstram a importância crucial de uma gestão adequada dos resíduos sólidos urbanos para a preservação da qualidade do solo e da água. A pesquisa realizada revelou que a disposição inadequada de resíduos sólidos é uma fonte significativa de contaminação ambiental, afetando diretamente a saúde pública e os ecossistemas locais. Através da aplicação do Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR), constatou-se que o local de disposição final de resíduos não atende aos critérios mínimos de adequação, indicando a necessidade de ações corretivas urgentes.

A análise dos solos mostrou altos níveis de contaminação, especialmente nas camadas superiores, devido à decomposição dos resíduos orgânicos. Essa decomposição libera ácidos que alteram a composição química do solo, resultando em uma variabilidade significativa nos níveis de nutrientes e matéria orgânica. Solos em lixões inativos apresentaram uma diminuição desses atributos com a profundidade, indicando que a contaminação é mais intensa nas camadas superficiais.

A qualidade da água nas proximidades da área de disposição também foi comprometida, com altos níveis de coliformes termotolerantes e parâmetros químicos fora dos limites permitidos pela legislação. A presença de lixiviados contaminantes representa um sério risco para a saúde pública e reforça a necessidade de medidas de controle e tratamento mais eficazes.

Observou-se uma evolução na cobertura dos serviços de saneamento básico ao longo do tempo, na região Norte do Brasil. No entanto, ainda existem desafios significativos a serem superados para alcançar a universalização desses serviços. A falta de infraestrutura adequada e os investimentos insuficientes continuam sendo obstáculos para a melhoria das condições sanitárias.

Com base nesses achados, recomenda-se a implementação de políticas públicas rigorosas para a gestão de resíduos sólidos, incluindo a promoção da coleta seletiva, reciclagem e construção de aterros sanitários adequados. Programas de educação ambiental são essenciais para conscientizar a população sobre a importância da segregação e reciclagem de resíduos, contribuindo para a redução da contaminação ambiental.

Investimentos em infraestrutura de coleta e tratamento de resíduos são imprescindíveis para minimizar os impactos negativos observados e promover a sustentabilidade. Além disso, é necessário estabelecer sistemas de monitoramento contínuo da qualidade do solo e da água nas proximidades das áreas de disposição de resíduos para detectar e mitigar a contaminação de forma eficaz.

Por fim, a formação de parcerias intersetoriais entre governo, iniciativa privada e sociedade civil é fundamental para desenvolver soluções inovadoras e sustentáveis para a gestão de resíduos sólidos. A colaboração entre esses setores pode fomentar a implementação de práticas sustentáveis e promover um desenvolvimento mais equilibrado e resiliente. A pesquisa realizada em Lábrea, Amazonas, destaca a necessidade urgente de melhorias na gestão de resíduos sólidos para proteger os recursos naturais e a saúde pública, reforçando a importância de ações integradas e sustentáveis para enfrentar os desafios ambientais contemporâneos

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Panorama da Qualidade das Águas Superficiais no Brasil/Agência Nacional de Águas, Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. Brasília: ANA, 2005. 176p. Disponível em: http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/PANORAMA_DA_QUALIDADE_DAS_AGUAS.pdf. Acesso em: 20 ago. 2022

AGUIAR, Enilde Santos de et al. Panorama da disposição de resíduos sólidos urbanos e sua relação com os impactos socioambientais em estados da Amazônia brasileira. **Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 13, p. e20190263, 2021.

ALENCAR, N. M. et al. A saúde ambiental e a sua influência na qualidade de vida: uma revisão integrativa. **Brazilian Journal of Development**. v. 6, n.6, p. 33093-33105, 2020.

ALMEIDA, José Diôgo Barbosa et al. Caracterização do cascalho de perfuração dos poços de petróleo da bacia Sergipe-Alagoas para produção de concreto permeável. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 7, p. 585-598, 2021.

ALMEIDA, Tania Leme de. **Implicações ambientais dos processos de atenuação de lixiviado em locais de disposição de resíduos sólidos urbanos**. 2009. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

ALVARES, Clayton Alcarde et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. doi:10.1127/0941-2948/2013/0507.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). (2012) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22. ed. Washington, D.C.: APHA/AWWA/WEF

ANDRADE, T. C. C.; SERRA, J. C. V.; ANDRADE, A. B. Aplicação de uma ferramenta de gestão ambiental de qualidade de aterros de resíduos sólidos urbanos. **Revista de ciências ambientais**, Canoas, v. 7, n. 2, p. 45-56, 2013.

APDA. a Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas. Disponível em: https://www.apda.pt/noticia/2553/novas-fichas-tecnicas-sobre-parametros-de-qualidade-da-agua.

ARAÚJO, Vanessa dos Santos et al. Lodo de esgoto e suas potencialidades agrícolas. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 3, p. e14711326200-e14711326200, 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 2004.

BARROS, Rosana Gonçalves; DOURADO, Byanca Rodrigues; BÁRBARA, Viníciu Fagundes. Determinação do índice da qualidade do aterro de resíduos do município de Goiânia/GO. **Revista Ibero-americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 3, p. 155-166, 2020.

BARROS, Rosana Gonçalves; DOURADO, Byanca Rodrigues; BÁRBARA, Viníciu Fagundes. Determinação do índice da qualidade do aterro de resíduos do município de Goiânia/GO. **Revista Ibero-americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 3, p. 155-166, 2020.

BATISTA, Leonardo Freire. Avaliação da qualidade da água do Rio Caititu no município de Lábrea-AM. 2022.

BERTONI, José; LOMBARDI NETO, Francisco. Conservação do solo. 6.ed. São Paulo: Ícone, 2008. 355p. (Coleção Brasil Agrícola). ISBN 978-85-274- 0980-3.

BEZERRA, Antonia Diana Alves et al. Análise situacional da qualidade de água subterrânea oriunda de poços da região metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil. **Acta Biomedica Brasiliensia**, v. 9, n. 1, p. 94-104, 2018.

BINDÁ, Sigrid Machado et al. Caracterização do lodo bruto da ETE-Maratoan de Crateús-CE e tratamento a partir da compostagem para fertilização de solos. 2022.

Brady, N. C., & Weil, R. R. (2010). *The Nature and Properties of Soils*. 14th ed. Pearson.

BRADY, Nyle C.; WEIL, Ray R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. Bookman Editora, 2009.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos**; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2 ago. 2010. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm>. Acesso em: abril 2022.

BRASIL. Resolução CONAMA n. 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: DOU, 2005

BRASIL. Lei nº 14.026/2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e dá outras providências. Brasília, DF. Disponível em < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm >. Acesso em: 08 julho 2023.

CETESB (São Paulo) Inventário estadual de resíduos sólidos urbanos 2015 [recurso eletrônico] / CETESB; coordenação e redação Cristiano Kenji Iwai, Maria Heloisa P. L. Assumpção; equipe técnica Marilda de Souza Soares ... [et al.] - São Paulo: CETESB, 2016. Disponível em: acesso em: fev. 2023.

CETESB (São Paulo) Inventário estadual de resíduos sólidos urbanos 2021 [recurso eletrônico] / CETESB; coordenação técnica e redação Maria Heloisa de Pádua Lima; equipe técnica Marilda de Souza Soares ... [et al.] - São Paulo: CETESB, 2022. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/residuossolidos/wp-content/uploads/sites/26/2022/07/InventarioEstadual-de-Residuos-Solidos-Urbanos-2021.pdf> acesso em: fev. 2023.

CETESB (São Paulo) Inventário estadual de resíduos sólidos urbanos 2023 [recurso eletrônico] / CETESB; coordenação técnica e redação Maria Heloisa de Pádua Lima ; equipe técnica

Marilda de Souza Soares, Rosana Kazuko Tomita, Julio Yuriko Saito. - São Paulo : CETESB, 2024. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/residuossolidos/publicacoes-e-relatorios/>.

CHAGAS, Aline Marinho et al. O lixão a céu aberto: implicações para o meio ambiente no município de Pombal-PB. **Impactos Ambientais em Região Semiárida**, 2023.

CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução no 420, de 28 de dezembro de 2009. Disponível em: < https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/wp-content/uploads/sites/13/2013/11/CONAMA-420-09.pdf>.

CORREIA, Sheila de Araújo et al. Impactos ambientais causados pelo lixão desativado da cidade de Delmiro Gouveia-AL. 2020.

COSTA, Karine Andrea et al. Influência das atividades antrópicas sobre a qualidade da água em lagos urbanos: um estudo de caso. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 2, p. 19889-19907, 2021.

COSTA, V.C. Associação de tratamentos físico-químicos para remoção de matéria orgânica e cor de chorume estabilizado produzido no lixão da cidade de Maceió/AL. (Dissertação) Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento. Universidade Federal de Alagoas. 2010.

DA SILVEIRA, Ana Paula Pereira. **Solos e recursos hídricos**. Editora Senac São Paulo, 2022.

**Embrapa**. (2024). "Acidificação do solo: causas e consequências." 123ecos. Disponível em: Acidificação do Solo - 123ecos

FAGERIA, V. D. Nutrient interactions in crop plants. **Journal of plant nutrition**, v. 24, n. 8, p. 1269-1290, 2001.

FARIA, B. F. **A influência das áreas de disposição de resíduos sólidos da cidade de Campinas, SP na qualidade das águas: determinação de metais empregando a fluorescência de raios X por reflexão total com radiação sincrotron**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.

FELIX, Gabriela Corrêa; COSTA, Mariana Fernandes da. **Análise da gestão de resíduos sólidos urbanos no Rio de Janeiro frente à Política Nacional de Resíduos Sólidos**. 2013. 121 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013. Disponível em: https://pantheon.ufrj.br/bitstream/11422/9256/1/monopoli10005793.pdf . Acesso em: 14 fev 2023.

FERREIRA, Ruan Gonçalves. Proposta de padronização cartográfica para carta-imagem emergencial de inundação Impactos ambientais decorrentes do lixão da cidade de Condado-PB. **Geografia, Ensino & Pesquisa**, v. 21, n. 3, p. 142-151, 2017.

FERREIRA, Tatiane Cristovam; JOCA, Thais Arruda Costa; BROETTO, Fernando. Impactos ambientais da disposição dos resíduos sólidos urbanos. **ESTUDOS SOBRE IMPACTOS AMBIENTAIS**, p. 1, 2019.

FOY, Charles D. Efeitos fisiológicos das toxicidades de hidrogênio, alumínio e manganês em solo ácido. **Acidez do solo e calagem**, v. 12, p. 57-97, 1984.

FREITAS, E. V. C. et al. Índice de qualidade da água bruta do Açude Gavião–Município de Pacatuba. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**. 2011.

FREIRE, Rita de Cássia Moreira. **Subproduto de Compostagem: Avaliação como Biofertilizante**. Editora Appris, 2024.

FUNASA – Fundação Nacional de Saúde. Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. Brasília, DF: Funasa, 2014.

GASPAROTTO, F. A. **Avaliação Ecotoxicológica e microbiológica da água de nascentes urbanas no município de Piracicaba –SP**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, SãoPaulo, 2011. Disponível em: https://teses.usp.br/teses/disponiveis/64/64133/tde-06072011- 104010/público/Mestrado.pdf. Acesso em: 23 de julho de 2020.

GEORGES, L. H.; GOMES, E. R. Diagnóstico ambiental do lixão do município de Pedro II – Piauí como ferramenta para gestão de resíduos. Revista da Academia de Ciências do Piauí, n.2, p.74-86, 2021.

GOUVEIA, N. 2012. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. In: Cidades & Saúde Coletiva, n17, v6. p.1503-1510.

GUERRA, A. F., VIDAL, C. M. S., SOUZA, J. B. Proposta de melhoria de aterro de resíduos sólidos urbanos para um pequeno município. **Ciências Agrárias Ambientais**, Curitiba, v. 8, n. 2, p. 191 – 203, 2010.

Hinsinger, P. (2001). Bioavailability of nutrients in the rhizosphere. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(5), 621-629.

IBGE - **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**, 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/am/labrea.html> acesso em: 20/05/2022.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Ranking do Saneamento Instituto Trata Brasil** 2023 (SNIS 2021). 2023. Disponível em: https://tratabrasil.org.br/wp-content/uploads/2023/03/Versao-Final-do-Relatorio_Ranking-do-Saneamento-de-2023-2023.03.10.pdf.

JÚNIOR, Adolar Noernberg et al. Avaliação da Qualidade da Água e do Comportamento de Cu, Cr e Pb em Rio Urbano da Cidade de Ponta Grossa, Paraná, Brasil. **Revista Virtual de Química**, v. 16, n. 3, 2024.

KAPELEWSKA, Justyna et al. Water pollution indicators and chemometric expertise for the assessment of the impact of municipal solid waste landfills on groundwater located in their area. **Chemical Engineering Journal**, v. 359, p. 790-800, 2019. DOI: http://doi.org/10.1016/j.cel.2018.11.137.

LEITE HELRIGLE, Helen Karen Guimarães; F, Kathynne Carvalho Freitas; DE PAULA, Cácia Régia; PINHEIRO, Raul Henrique Oliveira; PESSUTI, Fernando; PELAZZA, Bruno Bordin; FERRI, Lucila Pessuti. Disposição inadequada de resíduos sólidos no perímetro urbano de caiapônia (go) e sua associação com a dengue. **Itinerarius Reflectionis**, Goiânia, v. 15, n. 3, p. 01–21, 2019. DOI: 10.5216/rir.v15i3.59669. Disponível em: https://revistasufj.emnuvens.com.br/rir/article/view/59669. Acesso em: 22 set. 2023.

LIMA, Aline Beatriz Santos Neves et al. avaliação das propriedades físicas e de ph de solo experimental de cultura de cereais na UEFS. **Cadernos Macambira**, v. 8, n. especial2, p. 53-53, 2023.

LIMA, D. G. G. A. A gestão dos resíduos sólidos urbanos e sua relação com as mudanças climáticas. **Encontro Nacional**, v. 5, 2009.

LIMA, P. G.; TAMARINDO, U. G. F.; FORTI, J. C., BRAGA JUNIOR S. S. Avaliação de um aterro sanitário por meio do Índice de Qualidade de Resíduos Sólidos. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering,** v. 11, n. 1, p. 88 - 106, 2017.

LINHARES, Joiada Moreira da Silva et al. Mapeamento da Fragilidade Ambiental Potencial do Meio Físico da Área Urbana do Município de Lábrea–Sul do Amazonas. **Rev. Bras. Cartogr**, v. 72, n. 4, 2020.

LUCIANO, Bernardo Hamuyela et al. Qualidade da água para o abastecimento público no municipio do Lobito: Water quality for public supply in the municipality of Lobito. **Brazilian Journal of Business**, v. 6, n. 1, p. 321-337, 2024. https://doi.org/10.34140/bjbv6n1-024

MAIA, Maria Rovênia Bezerra; SILVA, Isael Gomes. análise dos teores de nutrientes em um trecho do rio cocó sob influência do lixão do Jangurussu em Fortaleza-CE. **XIII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Teresina/PI** – 21 a 24/11/2022. DOI: http://dx.doi.org/10.55449/congea.13.22.VIII-018.

MARTINS, P. A. S. **Normais climatológicas, Balanço Hídrico e classificação climática para a mesorregião Sul do Amazonas.** Humaitá, 2018, 87 fl. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente – Universidade Federal do Amazonas.

MCDOWELL, Richard; CONDRON, Leo. Influence of soil constituents on soil phosphorus sorption and desorption. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 32, n. 15-16, p. 2531-2547, 2001.

MELLO, Yara Rúbia; DE FREITAS, Letícia Lediane; DE OLIVEIRA, Therezinha Maria Novais. Análise Comparativa de Parâmetros Físico-Químicos E Biológicos Nos Rios Do Braço e Mississipe, Nordeste de Santa Catarina. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 54-72, 2020.

MORAES, Caroline Linke et al. Avaliação dos parâmetros físico-químicos e biológicos da água e do chorume na área de influência do lixão desativado do município de Lages-SC. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 6, n. 3, p. 149-164, 2017.

NASCIMENTO, Lucilene dos Santos do; OLIVEIRA, Benone Otávio Souza de; SILVA, Viviane Vidal da. Educação Ambiental na Interface entre Sociedade e Meio Ambiente: Uma Análise Sistemática da Gestão de Resíduos Sólidos no Brasil: Environmental Education at the Interface of Society and the Environment: A Systematic Analysis of Solid Waste Management in Brazil. **Revista Cocar**, v. 19, n. 37, 2023.

NEITZEL, Jonatan; LINDNER, Alexandra. **Saneamento Ambiental**. Indaial: Uniasselvi, 2013. 245 p.

NOBREGA, M.R.R.; KOHN, L.G.; MILANI, I.C.B.; NEBEL, A.L.C.; TAVARES, V.E.Q.; SUZUKI,L.E.A.S.; COLLARES,G.L. **Caracterização do chorume de um aterro controlado em Pelotas/RS**. Congresso de Iniciação Científica. Pelotas/RS. 2009.
NOR, F. M. T.; NOOR, A. H.; YUSOF, M. Z. Health Care Waste Management and Sustainable Development Goals in Malaysia. **Journal of Wastes and Biomass Management, n. October** 2019, p. 18–20, 2019. http://doi.org/10.26480/jwbm.01.2019.18.20

OLIVEIRA, C. R. M., PORTELLA, C. M. M., GONÇALVES, R. J., & JÚNIOR, Z. D. O. Saneamento básico e a relação intrínseca com o desenvolvimento sustentável: um desafio frente à desigualdade socioeconômica na Região Norte. **Meio Ambiente (Brasil)**, v. 3, n. 3, 2021.

OSTI, João Alexandre Saviolo; MERCANTE, Cacilda Thais Janson. Aquicultura de águas interiores: O papel das boas práticas de manejo e o uso de ecotecnologias visando a sustentabilidade da atividade. **Seven Editora**, p. 24-37, 2024.

PARRA, Jeison Andrey Sánches et al. Modelo preditivo de adsorção de fósforo em áreas cultivadas com cana-de-açúcar utilizando técnicas de mineração de dados. 2020.

PAVINATO, Paulo Sérgio; ROSOLEM, Ciro Antonio. Disponibilidade de nutrientes no solo: decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 32, p. 911-920, 2008.

PINTO-COELHO, Ricardo Motta; ISLA, Luis Alberto Sáenz. RELATÓRIO 6 Biomonitoramento Participativo da Qualidade do Ambiente Aquático 5ª Campanha Limnológica. 2023.

PINHEIRO, Adilson et al. Qualidade das Águas de uma Bacia Protegida por Floresta Ombrófila Densa. **Rev. Bras. Recur. Hidr**, v. 19, n. 1, p. 101-117, 2014.

PIRATOBA, Alba Rocio Aguilar et al. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, n. 3, p. 435-456, 2017.

REIS, Raimundo Gomes; LEAL, Matheus Lucas Maciel. Análise das relações de focos de calor e desflorestamento no município de Lábrea, sul do Amazonas. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 8, n. 3, 2020.

RIBEIRO, Nielli Layane Dias; CANTÓIA, Sílvia Fernanda. O lixão de Cuiabá e a geração de impactos socioambientais. 2020.

RIEDRICH, João Luis; POLETTO, Rodrigo Souza. O trabalho pedagógico sobre resíduos sólidos no ensino fundamental em escola do campo: uma revisão sistemática de literatura. **Revista de Educação Popular**, v. 20, n. 3, 2021.

RONG, L. et al. Assessment of the potential utilization of municipal solid waste from a closed irregular landfill. **Journal of Cleaner Production**, p. 1-7, 2015.

ROSA, Beatriz Paulino et al. Impactos causados em cursos d água por aterros controlados desativados no Município de São Paulo, Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 4, n. 7, p. 63-76, 2017.

ROUSSEAU, Laurent et al. Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. **Ecological indicators**, v. 27, p. 71-82, 2013.

SANTOS, L. M. S. S.; MONTEIRO, N. N. C.; MORAES, G. F.; REIS, W. D.; SANTOS, A. A.. Qualidade da água na área de entorno do antigo lixão de Tangará da Serra (MT). **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.12, n.3, p.323-332, 2021. DOI: https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.003.0027.

SANTOS, Naedna Medeiros dos. Avaliação de impactos ambientais do aterro sanitário em Sousa-PB. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, 2023.

SANTOS, Jennyfer Caroline Rocha dos et al. Determinação dos parâmetros físico-químicos em amostras de água de poços do município de Cuité-PB. 2023.

SCHLESINGER, W. H. Biogeochemistry: An analysis of global change. 1997.

SILVA, Arlene Lino da et al. Diagnóstico da qualidade da água do córrego Canguçu e um tributário intermitente na área de influência dos sítios arqueológicos GO-Ja-08 e GO-Ja-08a, Serranópolis, Goiás. 2024.

SILVA, Bianka Rocha da. Impactos do saneamento básico no desempenho da saúde: uma análise para a Região Norte do Brasil. 2022.

SILVA, Celene Alves da. **Panorama do antigo lixão de Maceió após 8 anos de encerramento**. 2019. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.

SILVA, Elice Lira; MARQUES, Sheyla Karolina Justino; SOUZA, Ronny Francisco Marques de Souza. ANÁLISE AMBIENTAL DO ANTIGO LIXÃO NO POVOADO ALGODÃOZINHO EM PALMEIRA DOS ÍNDIOS, ALAGOAS, BRASIL. **Geoambiente On-line**, n. 48, 2024.

SILVA, Michelangelo de Olievira et al. Indicadores químicos e físicos de qualidade do solo. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 7, p. 47838-47855, 2020.

SILVA, Régia Simony Braz da et al. Estudo da precipitação sazonal na qualidade das águas na área de influência do lixão de Salinópolis, PA. 2016.

SILVA, Ana Elisa Pereira et al. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. Acta Amazonica, [S.L.], v. 38, n. 4, p. 733-742, dez. 2008. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/s0044-59672008000400017.

SILVA, Joelkuison Alves da et al. Aplicação de indicadores ambientais para o cálculo do IQA (Índice de Qualidade da Água) em zona urbana de Manaus. 65 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Química, Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2016.

Silva, S. S., Rubio, F., Ramirez, K. G., Soares, L. M., Frigo, J. P., Coldebella, P. F., ... & Boroski, M. Estudo da contaminação da água superficial e subterrânea de um lixão desativado: Arroio Dourado–Foz do Iguaçu-PR. **Revista Tecnologia e Sociedade**, v. 19, n. 55, p. 345-365, 2023.

Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico Temático - Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – Visão Geral**. Brasília, dezembro de 2023. Secretaria Nacional de Saneamento Ministério do Desenvolvimento Regional. Disponível em: < https://www.gov.br/cidades/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos-snis>.

SIZIRICI, B.; TANSEL, B. **Parametric fate and transport profiling for selective groundwater monitoring at closed landfills: a case study.** Waste Management, [S.l.], v. 38, n. 1, p. 263-270, 2015.

SOARES, Marcelo Dayron Rodrigues et al. A influência do lixão do município de Lábrea/AM na contaminação do corpo hídrico. XIV Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Natal/RN – 07 a 10/11/2023. DOI: http://dx.doi.org/10.55449/congea.14.23.III-031.

SOARES, Lizandra Martins. Avaliação da Atividade Citotóxica e Genotóxica em Águas Superficiais e Subterrâneas na Região do Lixão Desativado em Foz do Iguaçu–PR. 2022.

SOARES, Sasha Catarine Rocha; COSTA, Francimara Souza. Parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água em assen-tamento rural do Amazonas: o caso do PA Paciá (Lábrea/AM). **Águas Subterrâneas**, v. 34, n. 2, 2020.

SPOSITO, Garrison. **The chemistry of soils**. Oxford university press, 2008.

STEDILE, N. L. R. et al. A aplicação do modelo FPSEEA no gerenciamento de resíduos de serviço de saúde. **Ciência e saúde coletiva**, v. 23, n. 11, p. 3683-3694, 2018.

STEVENSON, F. G. **Humus chemistry: Genesis, composition, reactions**. John Wiley & Sons, 1994.

TOMAZ, Rodrigo Gomes. Efeitos combinados de metais e temperatura para plantas terrestres: uma revisão sistemática com meta-análise. 2023.

TISDALL, Judith M.; OADES, Jennifer Malcolm. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of soil science**, v. 33, n. 2, p. 141-163, 1982.

TORRES, Isabela Araujo et al. Avaliação físico-química de amostras de água, sedimento e mata ciliar de uma piscicultura localizada em área agroindustrial à margem do Ribeirão da Mata (MG). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 04, p. 773-780, 2017.

UNDESA – **Review of capacity development gaps, needs, and priorities**, 2019. Disponível em: <https://sdgs.un.org/publications/capacity-development-2030-agenda-implementation-44086>.

URBAN, R. C. **Índice de adequação do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos como ferramenta para o planejamento: aplicação no estado de São Paulo**. Engenharia Sanitária Ambiental. 2015.

VAN RAIJ, Bernardo. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. International Plant Nutrition Institute, 2011.

ZOPPAS, Fernanda Miranda; BERNARDES, Andrea Moura; MENEGUZZI, Álvaro. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 01, p. 29-42, 2016.
7.

# 7. ANEXOS

**Tabela 12** - Índice da Qualidade de Aterros de Resíduos.

**ÍNDICE DA QUALIDADE DE ATERROS DE RESÍDUOS - IQR**

| | |
|---|---|
| MUNICÍPIO: | DATA: |
| LOCAL: | AGÊNCIA: |
| BACIA HIDROGRÁFICA: | UGRHI: |
| LICENÇA: L.I ☐ L.O ☐ | TÉCNICO: |

| ITEM | SUB-ITEM | AVALIAÇÃO | PESO | PONTOS |
|---|---|---|---|---|
| ESTRUTURA DE APOIO | 1. PORTARIA, BALANÇA E VIGILÂNCIA | SIM/SUFICIENTE | 2 | |
| | | NÃO/INSUFICIENTE | 0 | |
| | 2. ISOLAMENTO FÍSICO | SIM/SUFICIENTE | 2 | |
| | | NÃO/INSUFICIENTE | 0 | |
| | 3. ISOLAMENTO VISUAL | SIM/SUFICIENTE | 2 | |
| | | NÃO/INSUFICIENTE | 0 | |
| | 4. ACESSO À FRENTE DE DESCARGAS | ADEQUADO | 3 | |
| | | INADEQUADO | 0 | |
| FRENTE DE TRABALHO | 5. DIMENSÕES DA FRENTE DE TRABALHO | ADEQUADAS | 5 | |
| | | INADEQUADAS | 0 | |
| | 6. COMPACTAÇÃO DOS RESÍDUOS | ADEQUADA | 5 | |
| | | INADEQUADA | 0 | |
| | 7. RECOBRIMENTO DOS RESÍDUOS | ADEQUADO | 5 | |
| | | INADEQUADO | 0 | |
| TALUDES E BERMAS | 8. DIMENSÕES E INCLINAÇÕES | ADEQUADAS | 4 | |
| | | INADEQUADAS | 0 | |
| | 9. COBERTURA DE TERRA | ADEQUADA | 4 | |
| | | INADEQUADA | 0 | |
| | 10. PROTEÇÃO VEGETAL | ADEQUADA | 3 | |
| | | INADEQUADA | 0 | |
| | 11. AFLORAMENTO DE CHORUME | NÃO / RAROS | 4 | |
| | | SIM / NUMEROSOS | 0 | |
| SUPERFÍCIE SUPERIOR | 12. NIVELAMENTO DA SUPERFÍCIE | ADEQUADO | 5 | |
| | | INADEQUADO | 0 | |
| | 13. HOMOGENEIDADE DA COBERTURA | SIM | 5 | |
| | | NÃO | 0 | |
| ESTRUTURA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL | 14.IMPERMEABILIZAÇÃO DO SOLO | SIM/ADEQUADA (N. PREENCHER ITEM 15) | 10 | |
| | | NÃO/ADEQUADA (N. PREENCHER ITEM 15) | 0 | |
| | 15. PROF. LENÇOL FREÁTICO (P) × PERMEABILIDADE DO SOLO (k) | P > 3 m, k< 10-6 cm/s | 4 | |
| | | 1<=P < 3 m, k < $10^{-6}$ cm/s | 2 | |
| | | CONDIÇÃO INADEQUADA | 0 | |
| | 16. DRENAGEM DE CHORUME | SIM / SUFICIENTE | 4 | |
| | | NÃO / INSUFICIENTE | 0 | |
| | 17. TRATAMENTO DE CHORUME | SIM / ADEQUADO | 4 | |
| | | NÃO / INADEQUADO | 0 | |
| | 18. DRENAGEM PROVISÓRIA DE ÁGUAS PLUVIAIS | SUFIC. / DESNECESSÁRIO | 3 | |
| | | NÃO / INSUFICIENTE | 0 | |
| | 19. DRENAGEM DEFINITIVA DE ÁGUAS PLUVIAISa | SUFIC. / DESNECESSÁRIO | 4 | |
| | | NÃO / INSUFICIENTE | 0 | |
| | 20. DRENAGEM DE GASES | SUFIC. / DESNECESSÁRIO | 4 | |
| | | NÃO / INSUFICIENTE | 0 | |
| | 21. MONITORAMENTO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS | ADEQUADO | 4 | |
| | | INADEQUADO /INSUFIC. | 1 | |
| | | INEXISTENTE | 0 | |
| | 22. MONITORAMENTO GEOTÉCNICO | ADEQUADO / DESNECES. | 4 | |
| | | INADEQUADO / INSUFIC. | 1 | |
| | | INEXISTENTE | 0 | |
| SUBTOTAL 1 | | | 86 | |

| ITEM | SUB-ITEM | AVALIAÇÃO | PESO | PONTOS |
|---|---|---|---|---|
| OUTRAS INFORMAÇÕES | 23. PRESENÇA DE CATADORES | NÃO | 2 | |
| | | SIM | 0 | |
| | 24. QUEIMA DE RESÍDUOS | NÃO | 2 | |
| | | SIM | 0 | |
| | 25. OCORRÊNCIA DE MOSCAS E ODORES | NÃO | 2 | |
| | | SIM | 0 | |
| | 26. PRESENÇA DE AVES E ANIMAIS | NÃO | 2 | |
| | | SIM | 0 | |
| | 27. RECEBIMENTO DE RESÍDUOS - AUTORIZADOS | NÃO | 5 | |
| | | SIM | 0 | |
| | 28. RECEBIMENTO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS | SIM (PREENCHER ITEM 29) | | ☐ |
| | | NÃO (IR PARA O ITEM 30) | | |
| | 29. ESTRUTURAS E PROCEDIMENTOS | SUFICIENTE / ADEQUADO | 10 | |
| | | INSUFIC./INADEQUADO | 0 | |
| | SUBTOTAL 2.1 | | 10 | |
| | SUBTOTAL 2.2 | | 20 | |
| CARACTERÍSTICAS DA ÁREA | 30. PROXIMIDADE DE NÚCLEOS HABITACIONAIS | ≥ 500 m | 2 | |
| | | ≤ 500 m | 0 | |
| | 31. PROXIMIDADE DE CORPOS DE ÁGUA | ≥ 200 m | 2 | |
| | | ≤ 200 m | 0 | |
| | 32. VIDA ÚTIL DA ÁREA | ≤ 2 ANOS | ☐ | ☐ |
| | | 2 < x ≤ 5 ANOS | ☐ | |
| | | > 5 ANOS | ☐ | |
| | 33. RESTRIÇÕES LEGAIS AO USO DO SOLO | SIM | ☐ | ☐ |
| | | NÃO | ☐ | |
| | SUBTOTAL 3 | | 4 | |

| TOTAL MÁXIMO (100) TOTAL MÁXIMO 2.1 | TOTAL MÁXIMO (110) TOTAL MÁXIMO 2.2 |
|---|---|
| sem recebimento de resíduos industriais | com recebimento de resíduos industriais |
| | |

| IQR - SOMA DOS PONTOS/10 | IQR - SOMA DOS PONTOS/11 |
|---|---|
| sem recebimento de resíduos industriais | com recebimento de resíduos industriais |
| | |

| CÁLCULO DO IQR |
|---|
| (sem recebimento de resíduos industriais) IQR=(SUBTOTAIS 1+2.1+3)/10=10,0 |
| (com recebimento de resíduos industriais) IQR=(SUBTOTAIS 1+2.2+3)/11=10,0 |

| IQR | AVALIAÇÃO |
|---|---|
| 0,0 a 7,0 | Condições Inadequadas (I) |
| 7,1 a 10,0 | Condições Adequadas (A) |

**Fonte**: CETESB (2022).