



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
INSTITUTO DE ENGENHARIA E GEOCIÊNCIAS
BACHARELADO EM CIÊNCIAS ATMOSFÉRICAS**

GISELE SILVA DIAS

**EFICIÊNCIA DO SENSOR DE BAIXO CUSTO SDS011 PARA
MONITORAMENTO DE MATERIAL PARTICULADO:
ESTUDO DE CASO EM SANTARÉM/PA**

Santarém- PA
2025

GISELE SILVA DIAS

**EFICIÊNCIA DO SENSOR DE BAIXO CUSTO SDS011 PARA
MONITORAMENTO DE MATERIAL PARTICULADO:
ESTUDO DE CASO EM SANTARÉM/PA**

Trabalho de conclusão de curso – TCC
apresentado ao Programa de Ciências
Atmosféricas para obtenção do grau de
Bacharelado em Ciências Atmosféricas na
Universidade Federal do Oeste do Pará, Instituto
de Engenharia e Geociências.

Orientadora: Prof.^a Dra. Ana Carla dos Santos
Gomes.

Coorientadora: Prof.^a Dra. Sarah Suely Alves
Batalha.

Santarém- PA
2025

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/UFOPA

D541e Dias, Gisele Silva

 Eficiência do sensor de baixo custo SDS011 para monitoramento de material particulado: estudo de caso em Santarém/PA. / Gisele Silva Dias. - Santarém, 2025.

 40 p. : il.

 Inclui bibliografias.

 Orientadora: Ana Carla dos Santos Gomes.

 Coorientadora: Sarah Suely Alves Batalha.

 Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Instituto de Engenharia e Geociências, Programa de Ciências Atmosféricas, Bacharel em Ciências Atmosféricas.

 1. Poluição. 2. PM. 3. Qualidade do ar. I. Gomes, Ana Carla dos Santos, *orient.* II. Batalha, Sarah Suely Alves, *coorient.* III. Título.

CDD: 23 ed. 577.276098115

GISELE SILVA DIAS

**EFICIÊNCIA DO SENSOR DE BAIXO CUSTO SDS011 PARA
MONITORAMENTO DE MATERIAL PARTICULADO:
ESTUDO DE CASO EM SANTARÉM/PA**

Trabalho de conclusão de curso – TCC
apresentado ao Programa de Ciências
Atmosféricas para obtenção do grau de
Bacharelado em Ciências Atmosféricas na
Universidade Federal do Oeste do Pará, Instituto
de Engenharia e Geociências.

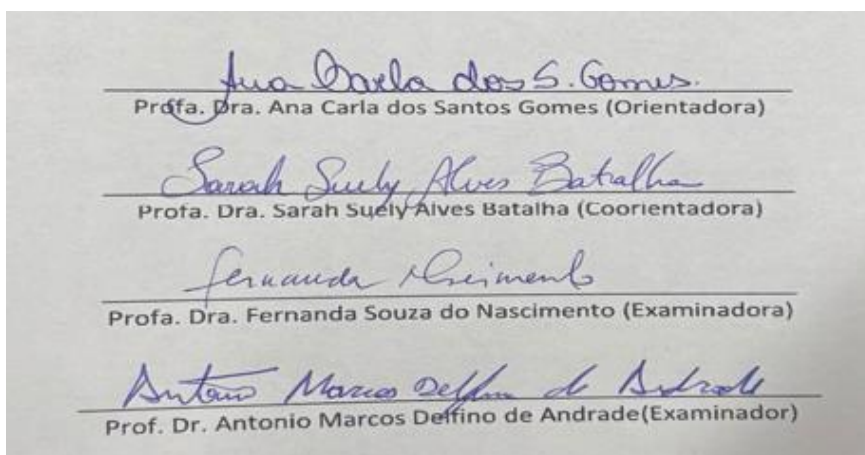
Orientadora: Prof.^a. Dra. Ana Carla dos Santos
Gomes.

Coorientadora: Prof.^a. Dra. Sarah Suely Alves
Batalha.

Conceito: 8,0

Data de Aprovação: 07/03/2025

BANCA EXAMINADORA:



The image shows four handwritten signatures in blue ink, each followed by a horizontal line and the printed name and title of the signatory. The signatories are: 1. Ana Carla dos S. Gomes (Orientadora), 2. Sarah Suely Alves Batalha (Coorientadora), 3. Fernanda Souza do Nascimento (Examinadora), and 4. Antonio Marcos Delfino de Andrade (Examinador).

Profa. Dra. Ana Carla dos Santos Gomes (Orientadora)

Profa. Dra. Sarah Suely Alves Batalha (Coorientadora)

Profa. Dra. Fernanda Souza do Nascimento (Examinadora)

Prof. Dr. Antonio Marcos Delfino de Andrade (Examinador)

Aos meus pais, Auriene e Gilson, e minha irmã Glenda Sophi, por sonhar meus sonhos, por serem meu refugio onde meu coração descansa, por enxugarem minhas lagrimas e torná-las sorrisos, por acreditarem em mim, mesmo quando eu não acreditava. Sem eles eu não teria chegado aqui.

AGRADECIMENTO

Agradeço, primeiramente, a Deus por ter me concedido força para vencer as batalhas nas quais ele sabia que eu era capaz de vencer. Por ter me protegido e me guiado até aqui.

Aos meus pais, Auriene e Gilson. Obrigada, mãe, por todos os ensinamentos, por ter sido a minha maior inspiração, por todo apoio incondicional. Obrigada, pai, por sempre apoiar meus sonhos, por sempre acreditar em mim. Sou imensamente grata a vocês, por toda a paciência, confiança, e por cada colo e celebração das minhas vitórias, todo o esforço sempre será por vocês. Vocês são minha base, meu refúgio e meu maior orgulho.

À minha querida irmã, Glenda Sophi, pelo companheirismo, por toda motivação para viver meus sonhos, por cada abraço e sorriso. Agradeço a Deus, por ter me abençoado em tê-la em minha vida.

À minha amada família, especialmente aos meus avós, Maria José, Maria Abgail, Orival Dias (*in memoriam*) e João Guedes (*in memoriam*), por serem minhas raízes, minhas histórias, e minha força, vocês foram constante fonte de inspiração.

Aos meus padrinhos, Regina e Evanilson, que por toda minha vida estiveram ao meu lado me apoiando e sendo presença constante nos momentos de alegrias e de desafios. Agradeço por todas as palavras de incentivo nesta caminhada. Essa conquista também é de vocês.

Às minhas amigas, por todo encorajamento que me deram ao longo desta jornada, por cada conversa que transformava tudo em sorriso. Que mesmo de longe se faziam presentes.

Aos amigos que fiz ao longo do curso, obrigado por compartilharem um pouco dessa jornada comigo, dividindo o peso e deixando tudo mais leve. Obrigada por compartilhar os momentos de tristezas, desespero, conhecimentos, aventuras, alegrias e boas risadas.

À minha orientadora Ana Carla, por todo ensinamento, acolhimento, conselhos e empatia nos momentos difíceis. Obrigada por ter me dado a oportunidade de conhecer projetos e ter participado, e por todo apoio durante minha jornada acadêmica. Não tenho palavras para expressar minha gratidão.

À minha coorientadora, Sarah Batalha, por cada ensinamento e cada contribuição para minha construção como profissional.

Ao projeto “Cuidadores do Ar”, pelos conhecimentos adquiridos, pelas aventuras vividas, pelas amizades que construí, e pela grande família que se tornou para mim.

Por fim, agradeço a todos que contribuíram, direta ou indiretamente durante a graduação, minha sincera gratidão.

*“Eu quero ser definida pelas coisas que eu amo,
não as coisas que odeio, não as coisas da qual
tenho medo, não as coisas que me assombram no
meio da noite. Eu só acho que você é o que você
ama”*

(Taylor Swift)

RESUMO

A poluição atmosférica é um problema global grave, que afeta grande parte da população e o meio ambiente, com efeitos desastrosos para os mesmos. Diante disso, o monitoramento se tornou essencial para detectar poluentes e monitorar a qualidade do ar. Deste modo, este estudo teve como objetivo avaliar a eficiência do sensor de baixo custo SDS011 no monitoramento da poluição atmosférica em Santarém (PA), a partir da comparação com o equipamento LKC-1000S, na medição de material particulado (PM_{2,5} e PM₁₀). Para essa pesquisa foi realizada uma campanha de coleta de dados na cidade de Santarém (PA), durante uma semana, no mês de fevereiro de 2025, com medições simultâneas dos dois dispositivos. Os dados foram processados e analisados utilizando técnicas estatísticas, incluindo a análise de *Bland-Altman*, o coeficiente de correlação de *Spearman* e o erro quadrático médio normalizado (nRMSE). Os resultados mostram uma alta correlação entre os sensores, com coeficientes de 0,99 para PM_{2,5} e 0,88 para PM₁₀. A análise de *Bland-Altman* mostrou que o LKC-1000S tende a superestimar ligeiramente as concentrações de PM_{2,5}, mas as diferenças estão dentro dos limites de concordância aceitáveis. O nRMSE foi de 6,14% para PM_{2,5} e 6,24% para PM₁₀, indicando boa precisão dos sensores. Em conclusão, o SDS011 é uma ferramenta viável para o monitoramento da qualidade do ar, especialmente em contextos que exigem custo-efetividade, embora sejam necessários ajustes para melhorar a precisão em condições de alta variabilidade ambiental. Destaca-se a importância do uso de sensores de baixo custo, para a coleta da qualidade do ar, visto que os resultados se mostram promissores, e isto corrobora com expectativas para o aprimoramento dos sensores.

Palavras chaves: Poluição; PM; Qualidade do ar.

ABSTRACT

Air pollution is a serious global problem that affects a large part of the population and the environment, with disastrous effects for both. Therefore, monitoring has become essential to detect its pollutants and monitor air quality. The aim of this study was to evaluate the efficiency of the low-cost SDS011 sensor in monitoring air pollution at Santarém (Pará state), from comparison with LKC-1000S equipment, in the particle matter measurement (PM_{2.5} and PM₁₀). For this research, a collection campaign was carried out in the city of Santarém (PA), during one week in February 2025, with simultaneous measurements from both pieces of equipment. The data was processed and analyzed using statistical techniques, including Bland-Altman analysis, Spearman's correlation coefficient and the normalized root mean square error (nRMSE). The results show a high correlation between the sensors, with coefficients of 0.99 for PM_{2.5} and 0.88 for PM₁₀. The Bland-Altman analysis showed that the LKC-1000S tends to slightly overestimate PM_{2.5} concentrations, but the differences are within acceptable limits of agreement. The nRMSE was 6.14% for PM_{2.5} and 6.24% for PM₁₀, indicating good sensor accuracy. In conclusion, the SDS011 is a viable tool for monitoring air quality, especially in contexts that require cost-effectiveness, although adjustments are needed to improve accuracy in conditions of high environmental variability. The importance of using low-cost sensors to collect air quality is highlighted, as the results are promising, which corroborates expectations for the development of new sensors.

Keywords: Pollution, PM, Air quality.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Comparação do PM10 e do PM2,5 com um fio de cabelo e um grão de areia	16
Figura 2 – Local do monitoramento	20
Figura 3 – Sensores em coleta.....	21
Figura 4 – Kit de monitoramento	21
Figura 5 – Histograma de frequência PM 2,5 e PM 10	28
Figura 6– Análise de concordância de Bland-Altman para PM 2,5	29
Figura 7– Análise de concordância de Bland-Altman para PM 10	30
Figura 8– Matriz de correlação de Spearman	32
Figura 9 – Gráficos de dispersão para o PM2,5 e PM 10	33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Especificações do Sensor SDS011	22
Tabela 2- Especificações do Temtop LKC 1000s	24
Tabela 3- Descrição dos valores obtidos pelos sensores	27
Tabela 4- nRMSE dos sensores	34

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

EPA – *Environmental Protection Agency*

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IQAr – Índice de Qualidade do Ar

MMA – Ministério do Meio Ambiente

PRONAR – Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar

PM – Material Particulado

PM_{2,5} – Material Particulado inferior a 2,5 micrômetros de diâmetro

PM₁₀ – Material Particulado com até 10 micrômetros de diâmetro

WHO – *World Health Organization*

µg/m³ – Micrograma por metro cúbico

µm – Micrômetro

SUMÁRIO

LISTA DE ILUSTRAÇÕES	10
LISTA DE TABELAS	11
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS.....	12
1. INTRODUÇÃO.....	14
2. OBJETIVOS.....	15
2.1 Objetivo Geral.....	15
2.2 Objetivos Específicos	15
3. REFERENCIAL TEÓRICO.....	16
3.1 Poluição Atmosférica	16
3.2 Material Particulado.....	16
3.3 Sensores de baixo custo para monitoramento da qualidade do ar	17
3.4 Validação.....	18
3.5 Índice de qualidade do ar (IQAr)	19
4 METODOLOGIA	20
4.1. Área de estudo	20
4.2. Coleta de dados.....	21
4.2.1. <i>Kit de monitoramento</i>	<i>23</i>
4.2.2. <i>Sensor SDS011</i>	<i>23</i>
4.2.3. <i>Equipamento de comparação (Sensor LKC-1000S).....</i>	<i>25</i>
4.3. Processamento de dados	26
4.3.1. <i>Root Mean Square Error (RMSE)</i>	<i>26</i>
4.3.2. <i>Análise de Bland-Altman</i>	<i>27</i>
4.3.3. <i>Coeficiente de Spearman</i>	<i>27</i>
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
CONCLUSÃO	36
REFERÊNCIAS.....	37

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a poluição atmosférica tem se destacado como um dos principais problemas ambientais, afetando diretamente a qualidade de vida em escala global. Segundo a Organização Pan-Americana da Saúde (PAHO, 2022), grande parte da população mundial respira ar além do limite saudável recomendado pela Organização Mundial da Saúde (OMS, 2021), situação agravada pelo aumento das emissões de poluentes atmosféricos. A contaminação do ar resulta da presença de substâncias como partículas sólidas, gases poluentes e compostos químicos, originados, principalmente, de atividades antropogênicas (BRUSSEAU, 2019).

O monitoramento da poluição atmosférica consiste na coleta sistemática de dados sobre os poluentes presentes na atmosfera. Entre esses poluentes, destacam-se os materiais particulados (*particulate matter* – *PM*), que são partículas inaláveis classificadas conforme seu tamanho: PM₁₀ (diâmetro inferior a 10 µm) e PM_{2,5} (diâmetro inferior a 2,5 µm) (CHOI et al., 2018). Partículas menores que 10 micrômetros podem penetrar profundamente nos pulmões e algumas até atingir a corrente sanguínea. No caso das partículas com diâmetro inferior a 2,5 micrômetros, também conhecidas como partículas finas, os riscos à saúde são ainda maiores (US EPA, 2018).

A emissão dessas partículas está associada a diversas fontes de poluição que interagem com a atmosfera, determinando a qualidade do ar e, conseqüentemente, os impactos na saúde da população (POPE e DOCKERY, 2006). A exposição prolongada a poluentes atmosféricos pode contribuir para o surgimento ou agravamento de doenças respiratórias e cardiovasculares, como Doença Pulmonar Obstrutiva Crônica (DPOC), insuficiência cardíaca e alergias (MANISALIDIS et al., 2020; DOMINGUES et al., 2023; SARAIVA et al., 2024). Diante desses riscos, torna-se imprescindível a implementação de sistemas eficazes de monitoramento da qualidade do ar, visando a identificação de fontes de emissão, a avaliação da exposição populacional e o desenvolvimento de estratégias para mitigação dos impactos.

Além de permitir a análise das concentrações de poluentes, o monitoramento da qualidade do ar fornece subsídios para a formulação de políticas públicas, a definição de padrões ambientais e a implementação de medidas para a redução da poluição (WHO, 2021). O monitoramento contínuo possibilita a identificação de fontes poluentes, a avaliação de tendências espaciais e temporais, bem como o alerta à população sobre episódios de má qualidade do ar, especialmente para grupos mais vulneráveis (BRAGA et al., 2020).

As concentrações de poluentes atmosféricos são, tradicionalmente, medidas por estações de monitoramento com equipamentos de referência e alta precisão, que, por serem caras e complexas, apresentam distribuição limitada. Entretanto, a crescente preocupação com a qualidade do ar e a escassez de estações fixas têm impulsionado o desenvolvimento de sensores de baixo custo como alternativa para ampliar a cobertura das redes de monitoramento, sobretudo em regiões onde a instalação de estações de referência é inviável devido às limitações financeiras ou técnicas (KUMAR et al., 2015; MORAES et al., 2020).

Sensores de baixo custo, muitas vezes baseados em tecnologia eletroquímica ou óptica, apresentam a vantagem de serem portáteis e fornecerem dados em tempo real. No entanto, sua precisão e confiabilidade dependem de um processo rigoroso de validação, que inclui calibração, comparação com métodos de referência e avaliação de desempenho sob diferentes condições ambientais (LI et al., 2020). Estudos apontam que fatores como umidade, temperatura e a presença de outros poluentes podem interferir na acurácia das medições, tornando essencial a realização de ajustes e correções (MORAES et al., 2020; WANG et al., 2015). Nesse sentido, a validação de sensores de baixo custo é crucial para garantir a qualidade dos dados coletados, sendo necessário compará-los com medições obtidas por equipamentos de referência (KUMAR et al., 2015).

No Brasil, a necessidade de monitoramento da poluição atmosférica tem se intensificado diante do aumento das queimadas na Amazônia e no Cerrado, além da poluição urbana nas grandes metrópoles (ARTAXO et al., 2020; MACHADO et al., 2021). Contudo, a quantidade de estações de monitoramento da qualidade do ar no país ainda é pequena em comparação com outros países de dimensão territorial semelhante (VORMITTAG et al., 2021).

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência do sensor de baixo custo SDS011 no monitoramento da poluição atmosférica em Santarém (PA), a partir da comparação com o equipamento comercial LKC-1000S.

2.2 Objetivos Específicos

- Realizar campanha de coleta de dados para análise da eficiência do sensor SDS011;

Examinar o desempenho do sensor SDS011 por meio das análises estatísticas entre suas medições e as do equipamento comercial de referência LKC-1000S, para PM₁₀ e PM_{2,5}.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Poluição Atmosférica

A poluição atmosférica é resultante da presença de qualquer substância nociva presente na atmosfera que altera a composição e o equilíbrio, que compromete a saúde humana e o meio ambiente (DRUMM, 2014). Nas últimas décadas, o aumento das emissões antropogênicas tem elevado os níveis de poluição, especialmente em áreas urbanas e industrializadas. Parte dessa poluição é proveniente da queima de combustíveis fósseis, das alterações do uso e cobertura do solo, dos incêndios e das queimadas (PACHECO et al., 2021; MICHAUD & LEIGH, 2024).

A Organização Mundial da Saúde (OMS, 2024) ressalta a atenção para doenças associadas à poluição atmosférica. Diversos estudos realizados mostram relação da poluição com enfermidades e mortes prematuras, como doenças cardíacas, câncer de pulmão, AVCs e doenças respiratórias, que poderiam ser evitadas a partir da redução dos níveis de poluição do ar (COHEN, 2017, HEAL 2012). A poluição do ar não apenas afeta a saúde humana, mas também tem impactos significativos sobre ecossistemas e o clima global, sendo este um dos principais impulsionadores das mudanças climáticas (IPCC, 2021).

A poluição do ar prejudica tanto a saúde como a qualidade de vida, e isso resulta em custos maiores para o Estado, o que gera despesas com saúde e danos materiais, o que pode afetar e causar danos ao solo, água e materiais devido à corrosão e chuvas ácidas (Ministério do Meio Ambiente, 2024). A queima de biomassa por incêndios florestais e desmatamento também é outra fonte que contribui para a deterioração da qualidade do ar (ANDRADE et al., 2017). A destruição da camada de ozônio estratosférica e a mudança climática são alguns efeitos da poluição do ar na atmosfera (DAVIS; CORNWELL, 2008).

3.2 Material Particulado

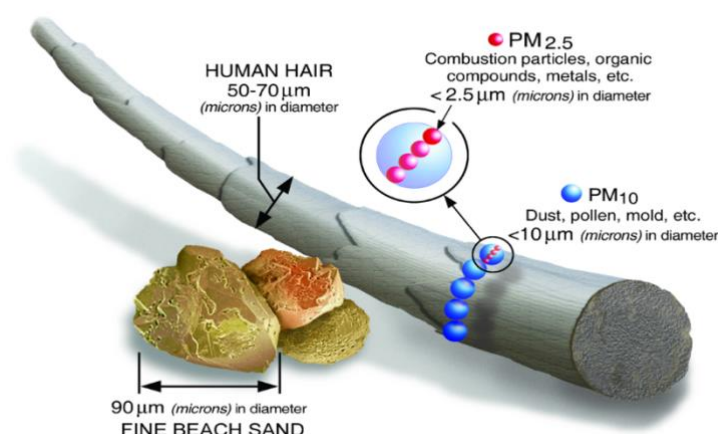
A qualidade do ar vem sendo motivo de debate em vários meios de comunicação, por conta da sua influência na saúde humana, devido a exposição a certos poluentes, como material particulado. Material particulado, do inglês *Particulate Matters* (PM), é uma mistura de sólidos

microscópicos e gotículas de líquidos suspensas no ar, podendo conter nitratos (NO_3^-), sulfatos (SO_4^{2-}), metais e partículas de poeira (U.S.EPA, 2003).

Grande parte das emissões desses poluentes são decorrentes de fonte específica, como queimadas e rodovias não pavimentadas, e de fonte diversas como de origem nas reações químicas de compostos, como o dióxido de enxofre e os óxidos de nitrogênio, que são provindos da produção de energia, indústrias e veículos (U.S. EPA, 2021).

O material particulado (MP), pode ser de origem primária, que é resultante da emissão de fontes naturais diretamente na atmosfera, ou secundária, originária de fontes antropogênicas (ARBEX et al., 2012). As partículas inaláveis são divididas pelo seu diâmetro aerodinâmico, podendo ser categorizada como grossas, menores que $10\text{ }\mu\text{m}$, e finas, menores que $2,5\text{ }\mu\text{m}$. Suas dimensões são menores que um fio de cabelo humano e um grão de areia (FLOSS et al., 2022), como mostra a comparação da figura 1.

Figura 1 – Comparação do MP_{10} e do $\text{MP}_{2,5}$ com um fio de cabelo e um grão de areia.



Fonte: (U.S. EPA2022).

Em áreas urbanas, a presença de partículas finas e grossas é uma constante, embora sua concentração varie entre diferentes municípios. Essa variação é influenciada pela geografia local, condições meteorológicas e fontes de emissão de material particulado (MP) (WHO, 2006). Uma vez que essas partículas estão na atmosfera, aquelas com diâmetro maior tendem a se depositar mais rapidamente do que as de diâmetro menor e este processo pode ocorrer em um intervalo que vai de minutos a anos (JACOBSON, 2012; DAPPER et al, 2016).

3.3 Sensores de baixo custo para monitoramento da qualidade do ar

Monitorar a qualidade do ar é um debate em escala global. Dessa forma, o monitoramento diário de poluentes atmosféricos é importante para ter uma base de dados atualizada, contribuindo para a construção de um histórico que pode ser usado como ferramenta para a tomada de decisões de políticas públicas (VORMITTAG, 2021). Essas ações resultam em uma maior qualidade de vida para a população.

Em seu estudo, SPINELLE et al (2013) considera que sensores baratos são considerados as ferramentas emergentes de monitoramento para medições indicativas, o que traz a vantagem de entregar resultados rapidamente, com custo menor do que os convencionais e permitindo uma cobertura espacial mais ampla, já que, com um preço mais acessível, é possível alcançar mais estações. Por isso, devido à necessidade de cobrir áreas não monitoradas suficientemente, o uso de sensores de baixo custo para monitorar poluentes do ar no ambiente tem aumentado (RAYSONI et al., 2016).

O monitoramento das emissões de poluentes no Brasil começou com a criação do Programa Nacional de Controle de Poluição do Ar (PRONAR) na resolução CONAMA nº 5, em junho de 1989 (CONAMA, 1989). No entanto, mesmo após décadas do estabelecimento do programa, o monitoramento ainda não alcança grande parte do território brasileiro. Regiões como Norte, Centro-Oeste e Nordeste, são as que apresentam maior escassez no monitoramento da qualidade do ar (Instituto Saúde e Sustentabilidade, 2014).

Um estudo realizado por Vormittag (2015) evidencia que a falta de monitoramento no país expõe, além da real limitação em relação à assimetria estrutural significativa das redes instaladas, o impacto referente à falta de recursos para obtenção de equipamentos e manutenção das redes existentes. Essa falta de dados de monitoramento de material particulado dificulta a caracterização de gradientes e além da verificação das distribuições urbanas (KELY et al., 2015), além de impedir que cientistas possam quantificar adequadamente a relação entre a exposição e a poluição (KANG et al, 2014).

3.4 Validação

A coleta de dados é uma parte importante da pesquisa científica e do monitoramento da qualidade do ar, assim como são os instrumentos e sensores de qualidade do ar confiáveis, devido às exigências da pesquisa científica. Ao longo dos anos, sensores de baixo custo se tornaram uma alternativa mais conveniente, graças aos avanços tecnológicos. Como questão-chave, a validade desses dispositivos depende de uma validação precisa, incluindo calibração e

validação em comparação com métodos de referência, além de determinar seu desempenho em diferentes geografias ou condições ambientais (KUMAR et al., 2015).

Os sensores de qualidade do ar calculam suas medições em relação a medições de um equipamento de referência, em analisadores de MP (PIEDRAHITA et al., 2014). Os dados coletados através dos sensores eletrônicos podem variar em desempenho devido às variações de umidade, temperatura ou outros poluentes; por isso, ajustes ou correções de dados não são estritamente baseados na confiabilidade (LEWIS et al., 2016). Também, é preciso levar em consideração a variabilidade espacial e temporal das concentrações de poluentes, para garantir que os sensores sejam representativos das condições reais de exposição das populações (SNYDER et al., 2013).

É particularmente relevante a validação de sensores de material particulado (MP), onde a definição de uma partícula é inerentemente complexa e pode variar significativamente em seu tamanho, forma e diversidade química. Como resultado dessas questões, protocolos de validação abrangentes foram desenvolvidos, incluindo testes em câmaras ambientais controladas e comparações de campo com equipamentos de referência (MEAD et al., 2013).

Como em outros países, a falta de infraestrutura e de processo de padronização ainda impõe muitos desafios à validação de sensores de qualidade do ar para aplicação no Brasil. No entanto, Vormittag (2015) mostra que tais dispositivos podem ser usados em conjunto com redes oficiais de monitoramento, especialmente em áreas remotas ou isoladas. Protocolos de validação adaptados às condições locais devem ser estabelecidos através da colaboração entre instituições de pesquisa, agências governamentais e grupos da indústria para garantir a qualidade dos dados.

Tais esforços têm desempenhado um papel crucial na promoção da aceitação de tecnologias acessíveis e de alto desempenho em redes de monitoramento da qualidade do ar, especialmente em regiões em desenvolvimento. Esses dispositivos devem estar presentes em diferentes pontos para o controle da qualidade do ar em uma determinada área. Eles são usados para medir as concentrações de poluentes atmosféricos que geram informações sobre as condições atuais de qualidade do ar, contribuindo para a formação de um histórico de dados para auxiliar na tomada de decisão ao planejar ações e políticas públicas para a manutenção de uma boa qualidade do ar (VORMITTAG et al., 2021).

3.5 Índice de qualidade do ar (IQAr)

As estações de Qualidade do Ar são capazes de detectar a poluição atmosférica de uma região. Adotar um índice de qualidade do ar, como ação complementar e referencial aos limites máximos de emissão de poluentes estabelecidos, torna-se uma medida básica para manter e proteger a qualidade de vida e o bem-estar da população (GULIA et al., 2015 HOWARD et al., 2019). O IQAr foi criado com o intuito de definir a máxima concentração de um composto na atmosfera de forma que não afete a saúde (BRASIL, 2020).

De acordo com Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2021) os indicadores têm papel importante, pois são informações quantificadas, de cunho científico, que podem ser usadas nos processos de decisão na sociedade, e servem como avaliação, determinando fenômenos, analisando as tendências e progressos que pode se alterar com o tempo. Para o cálculo do IQAr se faz necessário o monitoramento da qualidade do ar, no entanto a maioria dos municípios brasileiros não possui estações de qualidade do ar (ANGEOLETTO et al., 2016).

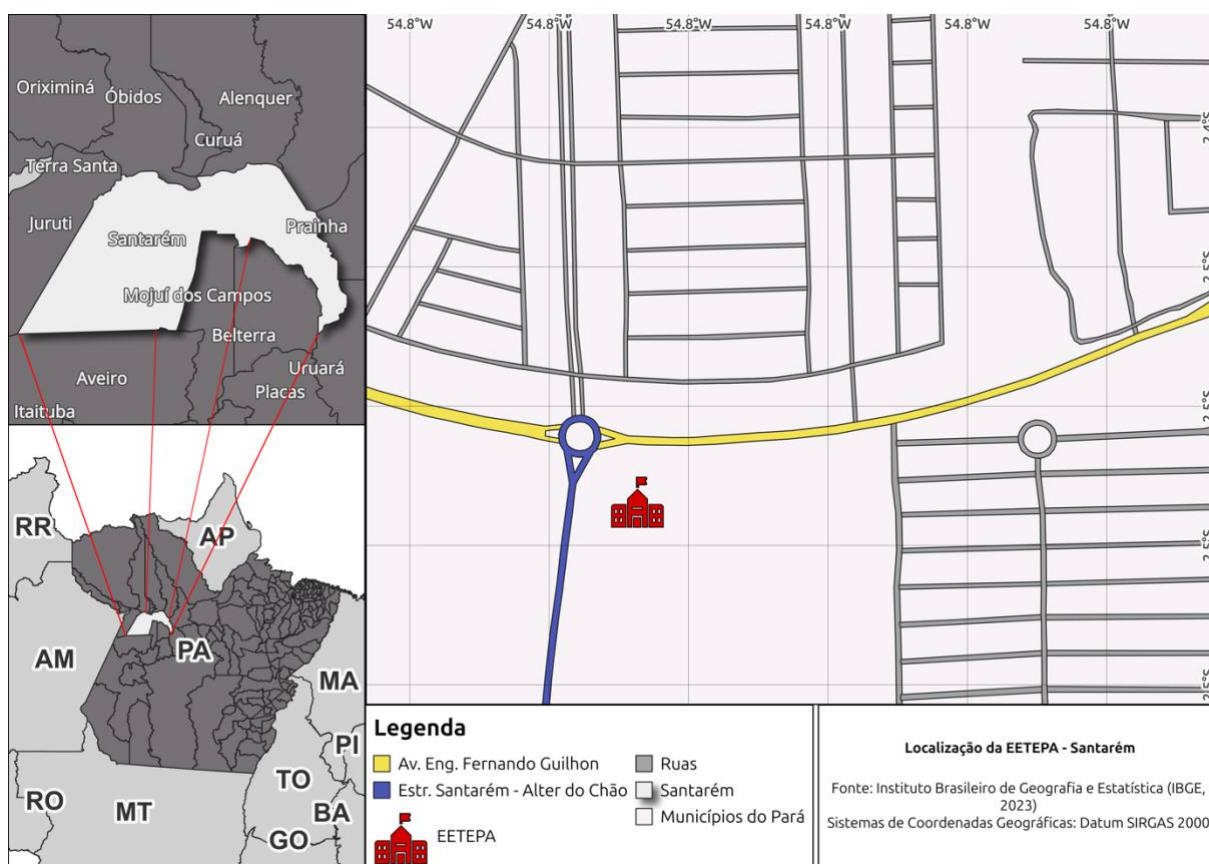
Segundo as Diretrizes de Qualidade do Ar da OMS (2022) são determinados os seguintes limites de concentração de material particulado 2,5 (PM_{2,5}), estabelecido média anual de 5 µg/m³ e média de 24 horas 15 µg/m³; para material particulado (PM₁₀), média anual de 15 µg/m³; média de 24 horas 45 µg/m³.

No Brasil a qualificação da qualidade do ar está vinculada à norma legal (Resolução CONAMA nº 491/2018) no qual efeitos à saúde são determinados a partir da classificação para exposição de curto prazo (CESTEBE, 2022). Essas categorias são classificadas como Boa, Moderada, Ruim, Muito Ruim, péssima e Crítica, onde para cada índice apresenta recomendações específicas, para a população e grupos de riscos, como crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias ou cardiovasculares (CONAMA, 2018).

4 METODOLOGIA

4.1.Área de estudo

O estudo foi realizado na cidade de Santarém, do Estado do Pará, sua localização geográfica está contida na Figura 2. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2022, a população do município foi estimada em 331.942 habitantes, ocupando uma área de 17.899,238 km² (IBGE, 2023). O clima do município é quente e úmido, com temperatura média anual variando entre 25 e 28 °C, com regime pluviométrico de aproximadamente 2.000 mm por ano. Na classificação de Köppen, o clima da região é classificado como tropical monçônico do tipo Am(ROCHA et al., 2009).

Figura 2 – Local do monitoramento

Fonte: Adaptado pela Autora (2025)

O ponto onde se realizou a campanha para a coleta dos dados foi na escola de Ensino Técnico do Estado do Pará Francisco Coimbra Lobato/EETEPA Santarém, que está localizada na Rodovia Engenheiro Fernando Guilhon com Rodovia Everaldo Martins, Santarém, Pará, Brasil.

4.2. Coleta de dados

A medição das concentrações de material particulado atmosférico nas classes $PM_{2,5}$ e PM_{10} foi realizada utilizando dois sensores diferentes. Para avaliar o desempenho e fazer a coleta de dados, os sensores foram instalados em uma bancada (1,2 m acima do solo), e suas passagem de ar voltadas para o leste, na qual é a direção predominante do vento sobre a região durante toda o ano, em relação aos ventos Alísios de Leste (MOLINA et al., 2019). A campanha foi realizada em uma semana, entre o dia 13 e 19 de fevereiro de 2025, para determinar a

precisão das medições dos sensores, no qual as medições foram coletadas simultaneamente (figura 3).

Figura 3- Sensores em coleta

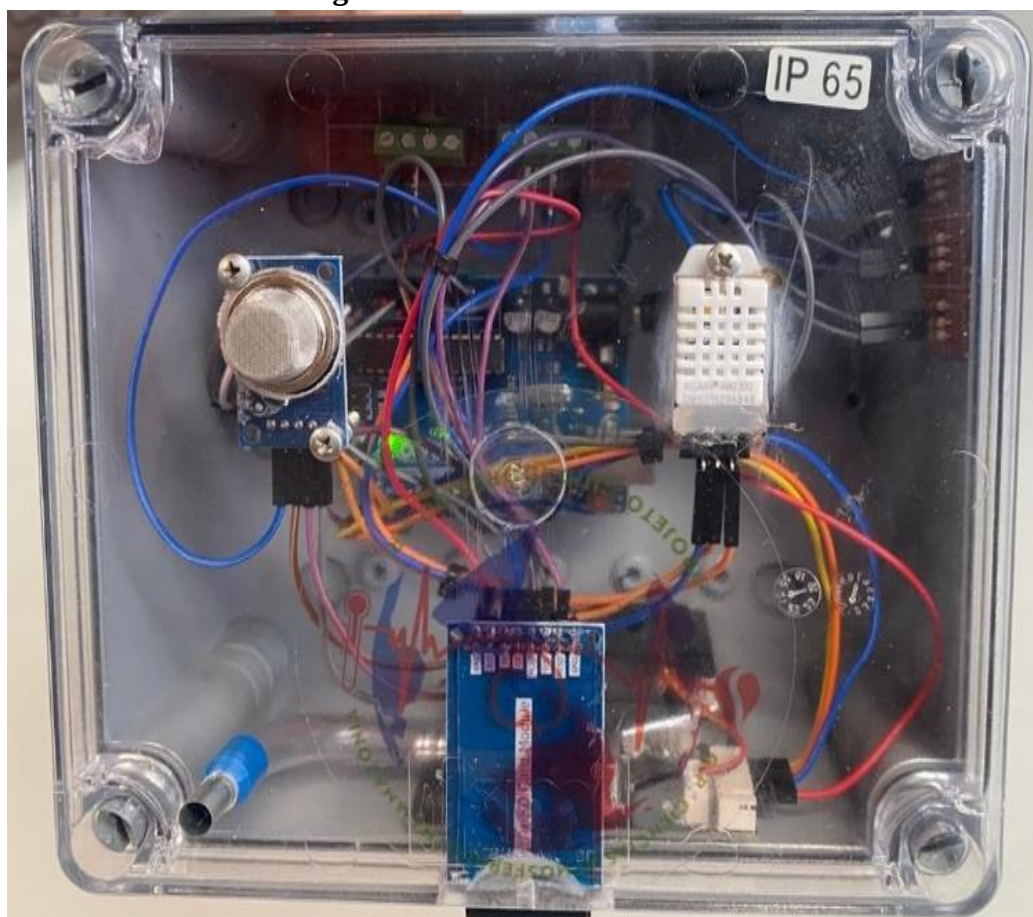


Fonte: Autora (2025)

4.2.1. Kit de monitoramento

O *kit* de monitoramento utilizado no estudo é composto por uma placa eletrônica do tipo Arduino Uno, um sensor SDS011 responsável por medir a concentração de material particulado (PM_{2,5} e PM₁₀), o sensor MQ-135 para a detecção de gases tóxicos e um sensor AM2302, utilizado para medir a temperatura e umidade do ar local. Além disso, o armazenamento de dados ocorreu em um cartão de memória do tipo SD (*Secure Digital*). Os dados brutos obtidos estavam em formato de texto (txt) e necessitaram de etapas adicionais de processamento para que pudessem ser expressos em gráficos e análises descritivas.

Figura 04 - Kit de monitoramento



Fonte: Autora (2025)

4.2.2. Sensor SDS011

O sensor óptico SDS011 é desenvolvido pela Nova fitness, uma *spin-off* da Universidade de Jinan (Shangong, China), que usa o princípio de dispersão por laser para obter a concentração de partículas entre 2,5 µm e 10 µm no ar, portanto partículas classificadas como MP2,5 e MP10 (WAQI, 20024). Suas especificações são apresentadas na tabela 1.

Tabela 1- Especificações do Sensor SDS011

CARACTERÍSTICA	DESCRIÇÃO
PARÂMETROS MEDIDOS	- PM2.5 (Material Particulado com diâmetro ≤ 2.5 µm) - PM10 (Material Particulado com diâmetro ≤ 10 µm)
TECNOLOGIA DE SENSORIAMENTO	- Sensor a laser com tecnologia de dispersão de luz
FAIXA DE MEDIÇÃO	
PRECISÃO	- PM2.5: 0–999.9 µg/m³ - PM10: 0–999.9 µg/m³
RESOLUÇÃO	- ±10% para PM2.5 e PM10 em condições ambientais controladas - ±15% em condições de alta umidade ou concentrações extremas - 0.1 µg/m³
TEMPO DE RESPOSTA	≤ 10 segundos
MEMÓRIA INTERNA	Não possui memória interna (depende de integração com sistemas externos)
INTERFACE DE COMUNICAÇÃO DE ALIMENTAÇÃO	- Saída digital via UART (3.3V ou 5V) - Tensão de operação: 5V DC - Consumo de corrente: ≤70 mA (em operação)
DIMENSÕES PESO AMBIENTE DE OPERAÇÃO	- 71 mm x 70 mm x 23 mm - Aproximadamente 50 g - Temperatura: -10°C a 50°C - Umidade: 0–99% RH

Fonte: Adaptado de Nova Fitness (2025).

Além de seu baixo custo e baixo consumo de energia, esse sensor mostrou boa adaptabilidade em diferentes locais e condições climáticas (TAGLE et al., 2020), o que indica seu potencial uso para implantação de redes de monitoramento com diversos pontos dentro de uma cidade ou país.

4.2.3. Equipamento de comparação (Sensor LKC-1000S)

O equipamento utilizado para comparação foi o medidor de qualidade do ar *Temtop LKC-1000S*, é um medidor de PM (2,5), PM (10), formaldeído (HCHO), VOCs (Compostos Orgânicos Voláteis), umidade e temperatura. As especificações técnicas gerais do dispositivo são mostradas na Tabela 2.

Tabela 2 - Especificações do Temtop LKC 1000S

CARACTERÍSTICA	DESCRIÇÃO
Parâmetros Medidos	- PM2.5 (Material Particulado com diâmetro $\leq 2.5 \mu\text{m}$) - PM10 (Material Particulado com diâmetro $\leq 10 \mu\text{m}$) - HCHO (Formaldeído) - TVOC (Compostos Orgânicos Voláteis Totais)
Tecnologia de Sensoriamento	- Sensor a laser para PM2.5 e PM10 - Sensores eletroquímicos para HCHO e TVOC
Faixa de Medição	- PM2.5: 0–999 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ - PM10: 0–999 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ - HCHO: 0–1 mg/m^3 - TVOC: 0–9.999 mg/m^3
Precisão/Resolução	- PM2.5 e PM10: $\pm 10\%$ ou $\pm 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (o maior valor) - HCHO: $\pm 5\%$ - TVOC: $\pm 5\%$ - PM2.5 e PM10: 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ - HCHO: 0.01 mg/m^3 - TVOC: 0.001 mg/m^3
Tempo de Resposta	≤ 10 segundos
Memória Interna	Capacidade para armazenar dados históricos
Display	Tela LCD colorida com visualização em tempo real dos parâmetros medidos
Conexão	- USB para transferência de dados
Alimentação	Bateria recarregável (geralmente com autonomia de 4–6 horas)

Dimensões	Compacto e portátil (dimensões aproximadas: 150 x 70 x 30 mm)
Peso	Leve (aproximadamente 200–300 g)
Ambiente de Operação	- Temperatura: 0–50°C - Umidade: 0–90% RH

Fonte: Adaptado de Elitch (2025).

4.3. Processamento de dados

Os dados inicialmente foram tratados para análise, onde a coleta era feita a cada 20 minutos dentro do intervalo de uma hora e interrompendo o funcionamento do LKC-1000S, porém o SDS011 coletava sem ser desligado durante todo o período da coleta, das 8:00h às 18:20, no período de 7 dias, dessa forma apenas medições dentro do intervalo 08:00 às 18:20 foram mantidas, considerando os blocos de 20 minutos da coleta do sensor LKC-1000S.

As medições do SDS011 foram arredondadas para o minuto mais próximo para alinhamento com as coletas do LKC-1000S. O SDS011 foi agrupado por minuto, e a média das medições foi calculada para cada minuto registrado. Os dois bancos de dados foram combinados por horário correspondente, garantindo que apenas medições comuns entre os sensores fossem mantidas. Todos os procedimentos foram feitos no Python versão 3.11 com as bibliotecas numpy e pandas, e para a análise estatística a principal biblioteca utilizada foi scipy.stats.

4.3.1. Root Mean Square Error (RMSE)

A raiz do erro quadrático médio (*Root Mean Square Error* - RMSE) é um parâmetro adicional utilizado na avaliação de erros de medição, conforme descrito na equação 1. Devido ao fato de que os erros são elevados ao quadrado antes de se calcular a média, a raiz do erro quadrático médio tende a aumentar significativamente na presença de erros de medição. Isso significa que dados considerados anômalos ou *outliers* influenciam de maneira mais intensa o cálculo da raiz do erro quadrático médio, resultando em um valor final mais elevado (CHAI et al., 2019).

Essa normalização permite comparar o desempenho de modelos ou sensores em diferentes escalas ou unidades de medida, tornando o nRMSE uma métrica útil para avaliar a qualidade de medições de poluentes atmosféricos, como material particulado (PM_{2.5} e PM₁₀) (WILLMOTT & MATSUURA, 2005).

$$nRMSE = \frac{\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2} \times 100\%}{0} \quad \text{eq. (1)}$$

- O_i são os valores observados,
- P_i são os valores previstos ou medidos por um sensor,
- O^- é a média dos valores observados,
- N é o número de observações.

4.3.2. *Análise de Bland-Altman*

A análise de Bland-Altman é amplamente empregada para avaliar a concordância entre dois métodos de medição, fornecendo percepção sobre a precisão e a tendência dos dados (BLAND & ALTMAN, 1986).

$$S(x, y) = \left(\frac{S_1 + S_2}{2}, S_1 - S_2 \right) \quad \text{eq. (2)}$$

- S_1 é a medição do primeiro instrumento,
- S_2 é a medição do segundo instrumento.

4.3.3. *Coeficiente de Spearman*

O coeficiente de Spearman, trata de uma medida não paramétrica, no qual avalia a força e a direção da associação entre duas variáveis, sendo particularmente útil para dados que não seguem uma distribuição normal ou que contêm outliers (MYERS et al., 2013).

$$\rho = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n d_i^2}{n^3 - n} \quad \text{eq. (3)}$$

d_i é a diferença entre os postos de cada par de dados para as duas variáveis,

n é o número de observações.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 3 observa-se os dados de concentração de material particulado (PM 2,5 e PM 10) medidos pelos diferentes sensores. Para o PM2,5, o sensor LKC-1000S registrou a média de 3.36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ com desvio padrão de 1.94 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, enquanto o sensor Kit (SDS011) apresentou média de 1.51 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ com um desvio padrão de 0.73 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Os desvios padrão sugerem dispersão moderada dos dados. Isso pode ser atribuído a maior precisão dos sensores com partículas menores, como o PM2,5 conforme demonstrado em estudos que avaliam o desempenho do SDS011 em medições de material particulado (ZHENG et al., 2018).

Para o PM10, a média foi de 5.64 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (LKC- 1000S) e 3.84 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (SDS011), com desvios padrão de 3.26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 2.21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Os dados revelaram que o mínimo coletado foi da partícula tamanho 2,5 e o máximo da 10 ambos do sensor SDS011 (Tabela 03).

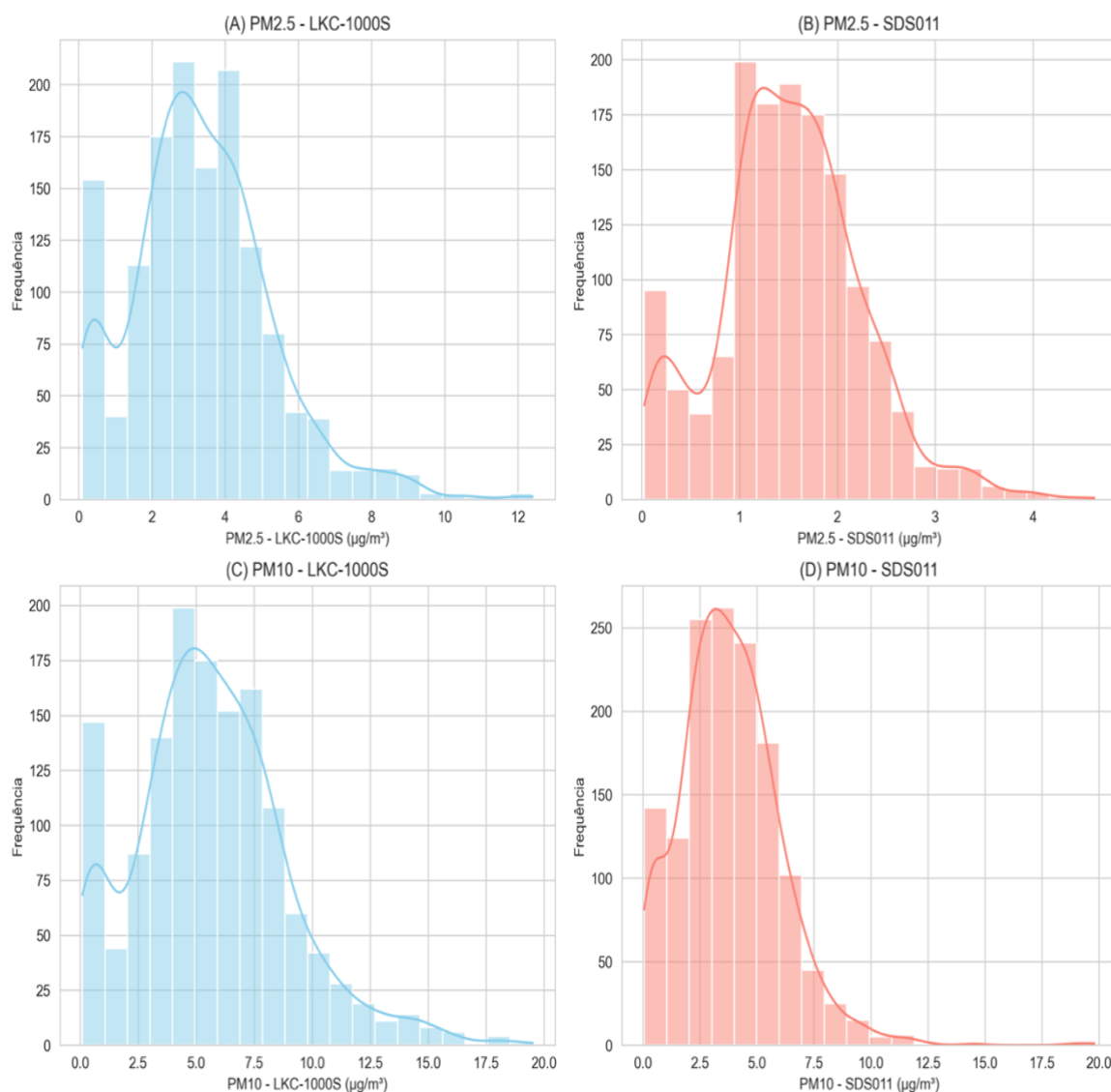
Tabela 3- Descrição dos valores obtidos pelos sensores.

Estatística	PM2.5_ SDS011	PM10_ SDS011	PM2.5_ LKC 1000s	PM10_ LKC 1000s
Concentração	1407.000000	1407.000000	1407.000000	1407.000000
Média	1.512029	3.835786	3.356787	5.639375
Desvio padrão	0.732382	2.213693	1.936391	3.264127
Mínimo	0.025000	0.050000	0.100000	0.100000
25%	1.075000	2.342262	2.100000	3.500000
50%	1.491667	3.658333	3.200000	5.400000
75%	1.945455	5.145833	4.400000	7.500000
Máximo	4.627273	19.800000	12.400000	19.500000

Fonte: Autora (2025).

Ao analisar o histograma da frequência dos particulados para o sensor e o aparelho comercial de referência, pode-se observar a forma de distribuição semelhante (Figura 5). Para o PM2,5, o LKC- 1000S mostrou distribuição com as maiores frequências das partículas em concentrações próximas entre 2 e 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Nota-se também uma ampla distribuição, variando entre 1 e 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. No SDS011, essa distribuição é menor, indo próximo de 1 e 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, e sua frequência entre 1 e 2. Os resultados para o PM 10 a distribuição de frequência mostra que a maioria das medições concentradas em torno da média, mas com caudas estendidas devido a picos de concentração. Esses picos podem ser atribuídos a eventos específicos, como aumento do tráfego ou condições meteorológicas adversas (MANISALIDIS et al., 2020).

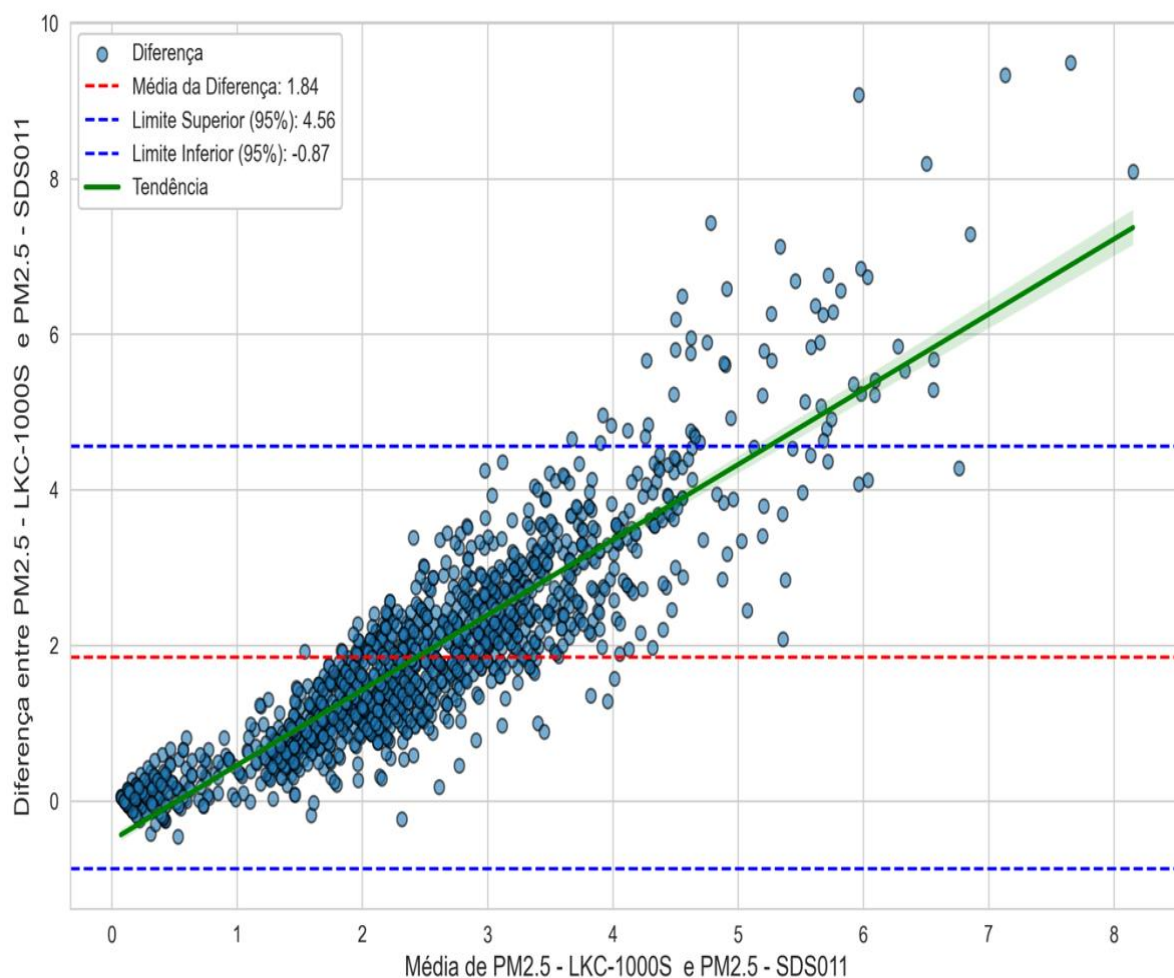
Figura 5- Histograma de frequência PM 2,5 e PM 10.



Fonte: Autora (2025).

Os resultados obtidos a partir da análise de *Bland-Altman* para as medições de PM_{2,5} e PM₁₀ estão expressos nas figuras 5 e 6, respectivamente. A média das diferenças foi de 1,84, o que indica 95% limites de concordância: -0,87 a 4,56 para as medições. Isso indica que, em média, o LKC-1000S tende a superestimar ligeiramente as concentrações de PM_{2,5}, mas com variação aceitável dentro dos limites de concordância em comparação ao SDS011.

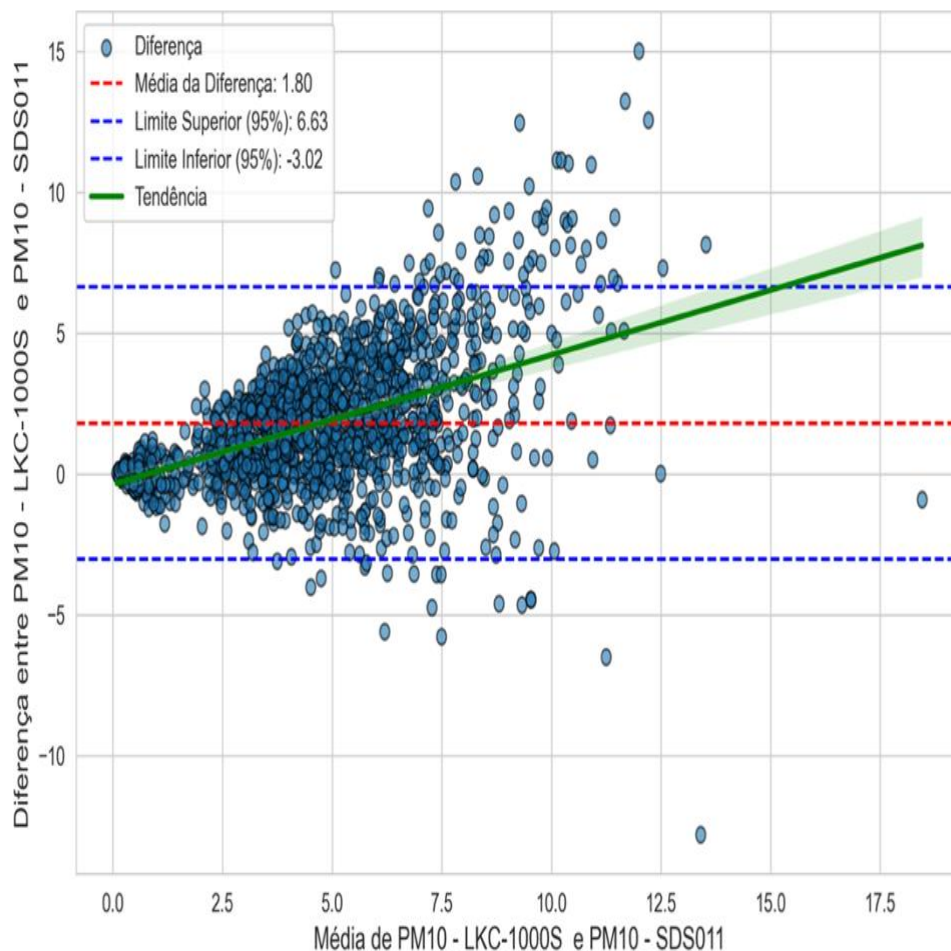
Figura 6 - Análise de concordância de *Bland-Altman* para PM 2,5



Fonte: Autora (2025).

Para medições de PM10 (Figura 07), a média das diferenças foi de 1,80, com 95% dos limites de concordância (-3,02 e 6,63). Comparado ao LKC-1000S, o SDS011 apresenta valores de desvio semelhantes, mas a dispersão da diferença é maior, acredita-se na hipótese de que este resultado está associado à alta variabilidade nas medições de partículas maiores.

Figura 7- Análise de concordância de *Bland-Altman* para PM 10



Fonte: Autora (2025).

Estudos anteriores provam que a diferença sistemática pode ser devido a diferenças na calibração do sensor, condições ambientais ou tecnologia de detecção, conforme mostrado em estudo de Manikandan (2011), por exemplo. Assim, é viável que as diferenças observadas sejam influenciadas por essas variáveis, principalmente em cenários de concentração de partículas altamente alteráveis.

A tendência revelada para ambos os tipos de partículas nos gráficos *Bland-Altman* (PM_{2,5} e PM₁₀) mostra uma relação entre a média das medições e as diferenças, o que implica que as diferenças entre sensores podem aumentar com o aumento das concentrações de partículas. Esse comportamento está alinhado com estudos que demonstraram que sensores de

baixo custo, como o SDS011, podem ser mais variáveis em concentrações mais altas devido à saturação ou alcance dinâmico de detecção limitado (ZHENG et al., 2018). Assim, a tendência observada pode corresponder a limitações inerentes dos sensores em relação aos distintos intervalos de concentração.

Ao analisar os dados da Figura 8, o resultado da matriz de correlação de *Spearman*, pode se observar a associação entre os dados coletados pelos sensores LKC-1000S e SDS011 para PM2.5 e PM10, respectivamente. Para o PM2.5, a correlação foi quase perfeita (0,99) com significância estatística (p-valor <0,005) entre o SDS011 e o LKC-1000S, o que indica que ambos os sensores capturam tendências extremamente semelhantes nas concentrações de partículas finas. Essa alta associação indica que os dois sensores têm consistência na medição das concentrações dos particulados, o que é considerado um resultado essencial para pesquisas de qualidade do ar que dependem de coleta de dados com precisão.

Ao verificar a correlação para o PM10 ainda no correlograma na figura 8, a associação entre os dois sensores foi de 0,88 (p-valor<0,005), valor que evidencia uma relação forte entre os dois equipamentos. Essa diferença dos resultados entre os tamanhos dos particulados pode ser atribuída à maior variabilidade na detecção de partículas maiores, que são mais influenciadas por fatores ambientais, como umidade e vento (WANG et al. 2015).

Figura 8– Matriz de correlação de Spearman entre os dados coletados pelos sensores.



Fonte: Autora, (2025).

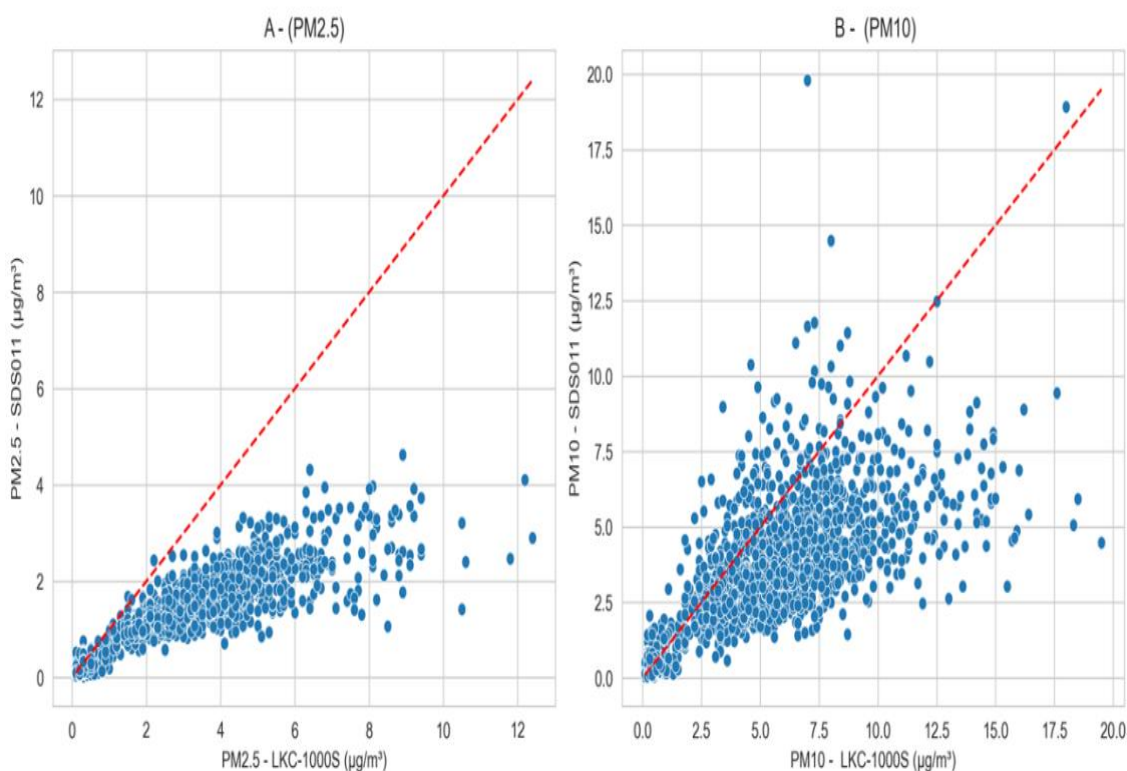
Quando comparado os resultados entre os sensores (LKC-1000S e SDS011), constata-se que há uma correlação igualmente alta para ambos os particulados PM2.5 e PM10 (0,99 e 0,84, respectivamente). O que significa que esses sensores podem capturar mudanças nas concentrações de diferentes tipos de partículas com consistência. No entanto, a correlação entre PM2.5 e PM10 de diferentes sensores é menor (0,71), mas ainda forte. Embora um valor menor possa parecer paradoxal à primeira vista, pode ser explicado por erro aleatório nos instrumentos de medição durante certas condições (POPE & DOCKERY, 2006, CHOW et al, 2006, LI et al., 2020).

Ressalta-se também que Morawska et al. (2018) mostraram que sensores de baixo custo oferecem leituras diferentes devido alguns fatores, como desgaste de sensores e mudança nas condições ambientais.

Nos gráficos de dispersão para o PM2.5 (figura 9), observa-se os pontos que seguem aproximadamente uma linha reta, o que indica uma correlação linear positiva entre as medições de ambos os sensores. Isso implica uma alta correlação, que é consistente com os coeficientes da correlação de *Spearman* (próximos de 1) que podem ser vistos na matriz de correlação. Uma tendência semelhante pode ser observada em relação à dispersão dos pontos nas medições de PM10 (figura 9B) no entanto, é mais variável do que o PM2.5.

Acredita-se que dispersão mais ampla se deve ao fato de que partículas maiores são mais afetadas por fatores ambientais como vento, umidade e gravidade. Em estudo de Holstius et al (2014), destaca que sensores de baixo custo, especialmente aqueles que detectam PM10, podem apresentar maior variabilidade, porque a detecção de partículas maiores pode ter mais dificuldade, principalmente em condições externas onde os padrões climáticos variam mais.

Figura 9- Gráficos de dispersão para o PM2.5 e PM 10.



Fonte: Autora (2025).

Ao comparar os dois sensores na Tabela 4, observa-se que o erro quadrático médio normalizado (nRMSE) de 6,14% para PM2.5 e 6,24% para PM10 o que indica uma boa concordância entre os equipamentos, o que sugere que os sensores estão bem calibrados e são adequados para monitoramento contínuo da qualidade do ar. Segundo Chai e Draxler (2014). valores de nRMSE abaixo de 10% indicam uma boa precisão.

Tabela 4- nRMSE dos sensores

nRMSE PM2.5	nRMSE PM10
6.14 %	6.24%

Fonte: Autora (2025)

CONCLUSÃO

A análise dos dados de concentração do material particulado medida pelos sensores LKC-1000S e SDS011 do kit de monitoramento mostrou consistência, provando que ambos os dispositivos podem ser utilizados para medir concentrações de partículas com alta precisão. Além disso, o nRMSE de PM_{2.5}, 6,14%, e PM₁₀, 6,24%, mostram que os sensores foram suficientemente precisos para provar que são confiáveis no monitoramento contínuo da qualidade do ar.

A análise de *Bland-Altman* também mostrou que o LKC-1000S tendeu, ligeiramente, a superestimar o PM_{2.5} quando comparado ao SDS011, mas a diferença está dentro da faixa aceitável, pois 95% dos dados estavam dentro dos intervalos de concordância. A alta correlação de *Spearman* entre os sensores também mostra que ambos captam tendências relacionadas nas medições de partículas, mais ainda para o PM_{2.5}. No entanto, o PM₁₀ mostrou mais variação nas medições, o que provavelmente pode ser devido a fatores ambientais como umidade e vento.

Em conclusão, os resultados obtidos mostram que os sensores LKC-1000s e SDS011 do kit de monitoramento são bons para medição de PM, especialmente em um contexto que requer tanto precisão quanto custo-efetividade. No entanto, o PM₁₀ precisa de mais sensibilidade e de maior foco na calibração e nos fatores ambientais externos. Por fim espera-se que os resultados obtidos possam contribuir com a formulação de políticas públicas para avaliar e reduzir as emissões dos poluentes, principalmente nas áreas urbanas da região de estudo.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, M. F. et al. Queimadas e qualidade do ar: impactos na saúde humana. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 32, n. 2, p. 345-356, 2017.
- ARTAXO, P. et al. A poluição do ar na Amazônia: impactos e desafios. *Revista de Ciências Ambientais*, v. 12, n. 1, p. 45-56, 2020.
- ARBEX, M. A. et al. Poluição do ar e saúde humana: uma revisão. *Jornal Brasileiro de Pneumologia*, v. 38, n. 5, p. 643-655, 2012.
- BLAND, J. M.; ALTMAN, D. G. *Statistical methods for assessing agreement between two methods of clinical measurement*. *The Lancet*, v. 327, n. 8476, p. 307-310, 1986. Disponível em: [[https://www.thelancet.com/journals/lancet/article/PIIS0140-6736\(86\)90837-8/fulltext](https://www.thelancet.com/journals/lancet/article/PIIS0140-6736(86)90837-8/fulltext)]
- BRAGA, A. L. F. et al. Monitoramento da qualidade do ar e saúde pública no Brasil. *Revista de Saúde Pública*, v. 54, p. 123, 2020.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). *Diretrizes para o monitoramento da qualidade do ar. Brasília: MMA, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br>.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 5, de 15 de junho de 1989. *Diário Oficial da União*, Brasília, 1989. Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/1989/res_conama_005_1989_instituicao_pronar.pdf]
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). *Resolução nº 491, de 19 de novembro de 2018. *Diário Oficial da União*, Brasília, 2018. Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2018/res_conama_491_2018_padroes_qualidade_ar.pdf]
- BRASIL Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Qualidade Ambiental. Guia técnico para o monitoramento e avaliação da qualidade do ar / Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Qualidade Ambiental. Departamento de Qualidade Ambiental e Gestão de Resíduos. - Brasília, DF: MMA, 2020. 136 p. : il. color. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/agenda-ambiental-urbana/qualidade-do-ar.html>>
- BRUSSEAU, M. L. *Environmental and Pollution Science*. 3. ed. [S.l.]: Academic Press, 2019.
- COHEN, A. J. et al. Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *Lancet*, v. 389, n. 10082, p. 1907–1918, 2017.

CHAI, T.; DRAXLER, R. R. Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE). *Geoscientific Model Development*, v. 7, n. 1, p. 1525-1534, 2014.

CHOW, J. C. et al. (2006) 'PM_{2.5} and PM₁₀ Mass Measurements in California's San Joaquin Valley', *Aerosol Science and Technology*, 40(10), pp. 796–810. doi: 10.1080/02786820600623711.

CHOI J., Oh J. Y., Lee Y. S., Min K. H., Hur G. Y., Lee S. Y., et al. (2018). Harmful impact of air pollution on severe acute exacerbation of chronic obstructive pulmonary disease: particulate matter is hazardous. *Int. J. Chron. Obstruct. Pulmon. Dis.* 13, 1053–1059. 10.2147/COPD.S156617

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução CONAMA nº 491/2018. *Diário Oficial da União, Brasília, 2018.

DAPPER, S. N.; SPOHR, C.; ZANINI, R. R. Poluição do ar como fator de risco para a saúde: uma revisão sistemática no estado de São Paulo. **Estudos Avançados**, v. 30, n. 86, p. 83–97, 2016.

DAVIS, M. L.; CORNWELL, D. A. *Introduction to Environmental Engineering*. 4. ed. [S.l.]: McGraw-Hill, 2008.

DOMINGUES, E. et al. Impactos da poluição do ar na saúde cardiovascular. *Revista Brasileira de Cardiologia*, v. 36, n. 1, p. 45-52, 2023.

GULIA, S. et al. Urban air quality management: a review. *Atmospheric Pollution Research*, v. 6, n. 2, p. 286-304, 2015.

HEAL, Mathew R.; KUMAR, Prashant; HARRISON, Roy M. Partículas, qualidade do ar, política e saúde. **Chemical Society Reviews**, v. 41, n. 19, p. 6606-6630, 2012.

HOWARD, G. et al. Air quality index: a tool for public health. *Journal of Environmental Health*, v. 81, n. 8, p. 22-27, 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Estimativas populacionais para municípios brasileiros. Disponível em: https://www.ibge.gov.br[https://www.ibge.gov.br].

Instituto Saúde e Sustentabilidade. Monitoramento da Qualidade do ar no Brasil, 2014. Disponível <<https://www.saudeesustentabilidade.org.br/site/wp-content/uploads/2014/07/Monitoramento-da-Qualidade-do-Ar-no-Brasil-2014.pdf>>

JACOBSON, M. Z. *Air Pollution and Global Warming: History, Science, and Solutions*. 2. ed. [S.l.]: Cambridge University Press, 2012.

KANG, Y. et al. Performance evaluation of low-cost air quality sensors: A review. **The Science of the total environment**, v. 818, n. 151769, p. 151769, 2022.

KELLY, F. J.; FUSSELL, J. C. Air pollution and public health: emerging hazards and improved understanding of risk. **Environmental geochemistry and health**, v. 37, n. 4, p. 631–649, 2015.

KUMAR, P. et al. The rise of low-cost sensing for managing air pollution in cities. *Environment International*, v. 75, p. 199-205, 2015.

LEWIS, A. C. et al. Low-cost sensors for the measurement of atmospheric composition: overview of topic and future applications. World Meteorological Organization (WMO), 2016.

LI, H. et al. Evaluation of the performance of low-cost air quality sensors at a high mountain station with complex meteorological conditions. **Atmosphere**, v. 11, n. 2, p. 212, 2020.

LIU, H.-Y; Schneider, P; Haugen, R; Vogt, M. Performance Assessment of a Low-Cost PM2.5 Sensor for a near Four-Month Period in Oslo, Norway. *Atmosphere* 2019, 10, 41. <https://doi.org/10.3390/atmos10020041>.

MACHADO, P. G. et al. Queimadas na Amazônia e impactos na qualidade do ar. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 14, n. 2, p. 567-578, 2021.

MANISALIDIS, I. et al. Environmental and health impacts of air pollution: a review. *Frontiers in Public Health*, v. 8, p. 14, 2020.

MEAD, M. I. et al. The use of electrochemical sensors for monitoring urban air quality in low-cost, high-density networks. *Atmospheric Environment*, v. 70, p. 186-203, 2013.

MMA. Ministério do Meio Ambiente (2019). Guia Técnico para o Monitoramento e Avaliação da Qualidade do Ar. Disponível em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/centrais-de-conteudo/mma-guia-tecnico-qualidade-do-ar-pdf>>

MOLINA, R. D. et al. Forest-induced exponential growth of precipitation along climatological wind streamlines over the Amazon. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, v. 124, n. 5, p. 2589–2599, 2019

MORAES, R. S. et al. Sensores de baixo custo para monitoramento da qualidade do ar: desafios e oportunidades. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 35, n. 4, p. 567-578, 2020.

MORAWASKA, L. et al. Applications of low-cost sensing technologies for air quality monitoring and exposure assessment: how far have they gone? *Environment International*, v. 116, p. 286-299, 2018.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Genebra: OMS, 2021.

ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DA SAÚDE (PAHO). Air quality and health. Disponível em: <https://www.paho.org>.

PIEDRAHITA, R. et al. A review of low-cost particulate matter sensors from the developers' perspectives. *Sensors*, v. 14, n. 12, p. 238-256, 2014.

POPE, C. A., 3rd, & Dockery, D. W. (2006). Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 56(6), 709–742. <https://doi.org/10.1080/10473289.2006.10464485>

RAYSONI, A. U. et al. Assessment of indoor and outdoor PM species at schools and residences in a high-altitude Ecuadorian urban center. **Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)**, v. 214, p. 668–679, 2016.

ROCHA, E. J. P. Zoneamento climático: relatório preliminar ZEE-PA. Belém: SIPAM. 31P. 2009.

SARAIVA, M. et al. Poluição do ar e doenças respiratórias: uma análise longitudinal. *Revista de Pneumologia*, v. 50, n. 2, p. 123-130, 2024.

SNYDER, E. G. et al. The changing paradigm of air pollution monitoring. *Environmental Science & Technology*, v. 47, n. 20, p. 11369-11377, 2013.

SPINNELLE, L. et al. Low-cost sensors for air quality monitoring: a review. *Environmental Science & Technology*, v. 47, n. 20, p. 11369-11377, 2013.

TAGLE, M; Rojas, F; Reyes, F. et al. Field performance of a low-cost sensor in the monitoring of particulate matter in Santiago, Chile. *Environ Monit Assess* 192, 171 (2020). <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8118-4>.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Particulate matter (PM) basics. Disponível em: <https://www.epa.gov>.

VORMITTAG, E. M. P. A. A; CIRQUEIRA, S. S. R; WICHER NETO, H; SALDIVAIV, P. H. N. Análise do monitoramento da qualidade do ar no Brasil: tópicos relacionados à saúde da população. *Revista Brasileira de Saúde Ocupacional*, v. 40, n. 139, p. 391-401, 2015. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ea/a/fbCFjRbBRhf4M5F6xQVrbfR/?format=pdf&lang=pt>

VORMITTAG, E. da M. P. A. de A., Cirqueira, S. S. R., Wicher Neto, H., & Saldiva, P. H. N. (2021). Análise do monitoramento da qualidade do ar no Brasil. *Estudos Avançados*, 35(102), 7–30. <https://doi.org/10.1590/s0103-4014.2021.35102.002>

WANG, Y. et al. Air quality monitoring using low-cost sensors: a review. *Atmospheric Environment*, v. 120, p. 123-134, 2015.

World's Air Pollution: Real-Time Air Quality Index. 2024.

WILLMOTT, C. J.; MATSUURA, K. Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. *Climate Research*, v. 30, n. 1, p. 79-82, 2005.

ZHENG, T., Bergin, MH, Johnson, KK, Tripathi, SN, Shirodkar, S., Landis, MS, Sutaria, R., e Carlson, DE: Field evaluation of low-cost particulate matter sensors in high- and low-concentration environments, *Atmos. Meas. Tech.*, 11, 4823–4846, <https://doi.org/10.5194/amt-11-4823-2018>, 2018.